



**PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE GOIÁS**  
**PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA**  
**COORDENAÇÃO DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU***  
**MESTRADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E SAÚDE**



**MESTRADO EM CIÊNCIAS  
AMBIENTAIS E SAÚDE**

**ANÁLISE CIENCIOMÉTRICA GLOBAL EM BIOINDICADORES: UM  
PANORAMA DAS TENDÊNCIAS ENTRE OS ANOS 1998 A 2007**

**Hélio Pinheiro de Andrade**

**GOIÂNIA – GO**  
**2010**



**PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE GOIÁS**  
**PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA**  
**COORDENAÇÃO DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU***  
**MESTRADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E SAÚDE**



**MESTRADO EM CIÊNCIAS  
AMBIENTAIS E SAÚDE**

**ANÁLISE CIENCIOMÉTRICA GLOBAL EM BIOINDICADORES: UM  
PANORAMA DAS TENDÊNCIAS ENTRE OS ANOS 1998 A 2007**

**HÉLIO PINHEIRO DE ANDRADE**

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Flávia Melo Rodrigues

Co-Orientador: Prof.<sup>o</sup> Dr.<sup>o</sup> João Carlos Nabout

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Saúde, da Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa, da Pontifícia Universidade Católica de Goiás, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais e Saúde.

**GOIÂNIA - GO**

**2010**

## AGRADECIMENTOS

A Deus, pela oportunidade de existir e interagir com a trama da vida.

À minha mãe Regina de Fátima e meu pai Hélio Carlos, pelo constante apoio, dedicação e incessante amor e carinho, por todos os momentos de afeto e ensinamentos que sei que sempre posso contar. Obrigado por tudo.

Ao meu irmão Hederson que pelo orgulho que tem pela família me transfere força em todos os momentos.

À dona Alda “voinha”, por estar sempre presente de corpo e alma, com seu carinho e orações.

À Regiane, meu amor, pelo carinho e estímulo.

À Tia Consola, pela dedicação incondicional com a família e apoio.

Ao Professor Dr. Nelson Jorge da Silva Jr., por ser exemplo durante minha jornada profissional e pelo apoio e oportunidades que proporcionou.

À Professora Dr.<sup>a</sup> Mariana Telles, por ser responsável pela iniciativa desse trabalho.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia do ICB da UFGO.

Ao Professor Dr. Aparecido “Peixoto”, que está sempre à disposição aos seus “afilhados”.

À Professora Dr.<sup>a</sup> Flávia Melo, pelas orientações, sugestões e principalmente paciência durante a realização desse trabalho.

Ao Professor Dr. João Nabout, pelo intenso apoio durante a coleta de dados, orientações e sugestões para realização desse trabalho.

Aos colegas, professores, em especial à Dr.<sup>a</sup> Maira Barberi, e funcionários do Mestrado em Ciências Ambientais e Saúde PUC–GO, pela troca de conhecimento e experiências.

Aos colegas da Faculdade União de Goyazes, pelo incentivo e apoio.

Aos colegas do Colégio Estadual Divino Pai Eterno, em especial ao Professor Dr. Carlos Cardoso pelo apoio, sugestões e torcida.

Ao Sr. José Pinheiro e Sr.<sup>a</sup> Conceição Pinheiro, por ter participado diretamente na minha formação acadêmica, base para futuros aprimoramentos.

A todos meus amigos e colegas que sempre impulsionaram esse meu projeto de vida, muito obrigado.

## SUMÁRIO

	<b>LISTA DE TABELAS.....</b>	<b>vi</b>
	<b>LISTA DE FIGURAS.....</b>	<b>vii</b>
	<b>RESUMO.....</b>	<b>1</b>
	<b>ABSTRACT.....</b>	<b>2</b>
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>3</b>
<b>2</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>8</b>
<b>2.1</b>	<b>Cienciometria.....</b>	<b>8</b>
<b>2.2</b>	<b>Saúde e Meio Ambiente.....</b>	<b>12</b>
<b>2.3</b>	<b>Bioindicadores.....</b>	<b>15</b>
2.3.1	<b>Terminologias e Histórico.....</b>	<b>15</b>
2.3.2	<b>O que são Bioindicadores.....</b>	<b>16</b>
2.3.3	<b>O emprego de Bioindicadores.....</b>	<b>18</b>
2.3.4	<b>Bioindicação.....</b>	<b>19</b>
2.3.5	<b>Vegetais como Bioindicadores.....</b>	<b>21</b>
2.3.5.1	<b>Tipos de alterações notadas em Vegetais indicadores.....</b>	<b>21</b>
2.3.6	<b>Invertebrados como Bioindicadores.....</b>	<b>24</b>
2.3.7	<b>Reações e Processos Biológicos.....</b>	<b>25</b>
2.3.8	<b>Bioindicador e Metabolismo Celular.....</b>	<b>27</b>
2.3.9	<b>Bioindicadores de Qualidade de Água.....</b>	<b>28</b>
<b>2.4</b>	<b>Bioindicadores e Meio Ambiente.....</b>	<b>29</b>
<b>2.5</b>	<b>Os Espaços para a Bioindicação.....</b>	<b>38</b>
2.5.1	<b>Espaço Físico Local.....</b>	<b>39</b>
2.5.2	<b>Espaço Físico Regional.....</b>	<b>40</b>

2.5.3	<b>Espaço Físico Global.....</b>	41
3	<b>OBJETIVOS.....</b>	43
3.1	<b>Objetivo Geral.....</b>	43
3.2	<b>Objetivos Específicos.....</b>	43
4	<b>MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	44
5	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	47
6	<b>CONCLUSÃO.....</b>	66
7	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	68

**LISTA DE TABELAS**

Tabela 1	Total de trabalhos realizados com bioindicadores de 1998 a 2007.....	47
Tabela 1	Total de trabalhos realizados com bioindicadores de 1998 a 2007. (continuação).....	48
Tabela 2	Distribuição dos vinte países com maior número de publicações entre 1998 a 2007.....	50
Tabela 3	Quantidade de bioindicadores utilizados entre 1998 a 2007.....	57

**LISTA DE FIGURAS**

Figura 1	Relações entre meio ambiente, sistema produtivo e crescimento econômico, gerando degradação ambiental, crise energética e crise econômica.....	4
Figura 2	Aspectos dramáticos do quadro sócio-ambiental brasileiro.....	6
Figura 3	Representação da ação danosa em um sistema biológico.....	36
Figura 4	Representação da ação danosa em um sistema biológico menos complexo.....	37
Figura 5	Relação número de países & número de publicações (1998 a 2007).....	49
Figura 6	Freqüência entre as distintas escalas espaciais analisadas.....	52
Figura 7	Distribuição total de trabalhos realizados com bioindicadores em espaço físico local, regional e global.....	53





## RESUMO

Esse trabalho teve como objetivo avaliar o "estado da arte" dos estudos sobre os bioindicadores mais utilizados no planeta ao longo da década entre 1998 à 2007 relacionando os espaços físicos onde esses bioindicadores foram utilizados, ou seja, se local, regional ou global, através de uma análise cientométrica. Para isso foi realizado um levantamento bibliográfico usando a base de dados bibliográficas do "Thomson ISI", disponível entre 1998 a 2007, utilizando as palavras-chave "bioindicator, biological indicator or organism bioindicator". Constatou-se crescimento nos trabalhos com bioindicadores ao longo da década, no qual a maior parte dos trabalhos foi desenvolvida por autores de origem dos EUA e Europa. Nessa década 88 países realizaram trabalhos com indicadores biológicos. Notou-se que ao longo dos anos, os trabalhos em escala local e regional aumentaram consideravelmente e os de escala global apresentou decréscimo. Os bioindicadores mais utilizados foram vegetais, artrópodes, peixes, mamíferos e moluscos, correspondendo a 68% do total de todos bioindicadores identificados no presente estudo. Esse trabalho traz informações úteis aos tipos de bioindicadores mais utilizados suas características e espaços físicos suscetíveis a serem utilizados, em relação as tendências ao longo da década. Propõem também um maior investimento de pesquisas com o tema nos países emergentes e em desenvolvimento, trazendo informações globais e reais sobre atual situação dos sistemas ecológicos do planeta.

**Palavras-chave:** bioindicador, cientometria, espaço físico.

## ABSTRACT

**Global analysis scientometric in bioindicators: a scene of the trends between 1998 the 2007 years.** The aim of this work was evaluate the state of art of the types of bioindicators used in the planet throughout the decade the 2007 enter 1998 relating the physical spaces where these bioindicators had been used, that is, if place, regional or global, through a analysis scientometric. For this a bibliographical survey in the space of "Thomson ISI" was carried through, available enters 1998 the 2007, used the word-key "bioindicator, biological indicator or organisms bioindicators". Exponential growth in the works with bioindicadores throughout the decade was evidenced, where most developed in U.S.A., Europe and one has detached among cited Brazil. In this decade 88 countries had carried through works with biological pointers. One noticed that throughout the years, place and regional the work in levels had increased exponentially and of conditions the global one had a decrease. The bioindicators used more in the planet had been vegetables, arthropods, fish, mammals and clams, corresponding 68% of the total of all bioindicators identified. This work more brings useful information to the types of bioindicators used its characteristics and physical spaces susceptible to be used, in relation the trends throughout the decade. Considers a bigger investment of research with the subject in the emergent and underdeveloped countries, bringing global and real information on current situation of the ecological systems of the planet.

**Word-key:** bioindicator, scientometrics, physical space.

## 1. INTRODUÇÃO

Constantemente o ser humano se esbarra em uma questão que é alarmante em todos os meios, sejam eles culturais, sociais, religiosos e/ou políticos, a questão “Meio Ambiente” (Foladori, 1996).

É praticamente impossível separar o homem, a saúde e o meio ambiente. O meio pode ser transformado constantemente pelo homem, sendo que essas modificações podem ou não trazer benefícios em questões de saúde ao agente transformador (Augusto, 2004).

Para Augusto (2004), essas transformações na maioria das vezes são inconscientes, sem planejamento e de forma desnorteada, acarretando em desequilíbrios ambientais que de forma direta ou indireta afetam principalmente o transformador em questão. É importante ressaltar que essas mudanças podem trazer diversos e irreversíveis danos a civilização humana a curto e a longo prazo. Prova disso, têm-se os efeitos climáticos que vem acontecendo e mostrado ao ser humano sua vulnerabilidade aos efeitos naturais.

Para toda ação existe uma reação. O crescimento desordenado de cidades, a grande produção de lixo, a expansão incalculável de indústrias, a ilimitada exploração de recursos naturais, o intenso cultivo de monoculturas, o avanço da pecuária etc, são pontos de partida para as transformações no ambiente (Barreto, 1998).

A expansão do ser humano nas últimas décadas tem sido responsável pelo aumento da pressão das atividades antrópicas sobre os recursos naturais (Morel, 2004).

Praticamente, em todo planeta, não existe um sistema ecológico, ou seja, um ecossistema que não tenha sofrido influência direta e/ou indireta do homem, onde a contaminação dos ambientes aquáticos, desmatamentos, contaminação de lençol freático e introdução de espécies exóticas, resultando na diminuição da diversidade de habitats e perda da biodiversidade. (Goulart & Callisto, 2003).

Observa-se assim uma forte pressão do sistema produtivo sobre os recursos naturais, através da aquisição de matéria prima, utilizada na produção de bens que são utilizados no crescimento econômico (Figura 1).

O desenvolvimento gerado resulta em lucro (capital) para o sistema produtivo que devolve rejeito e efluentes, além da degradação (muitas vezes irreversível) ao meio ambiente, conhecida como poluição (Almeida *et al.*, 1993).

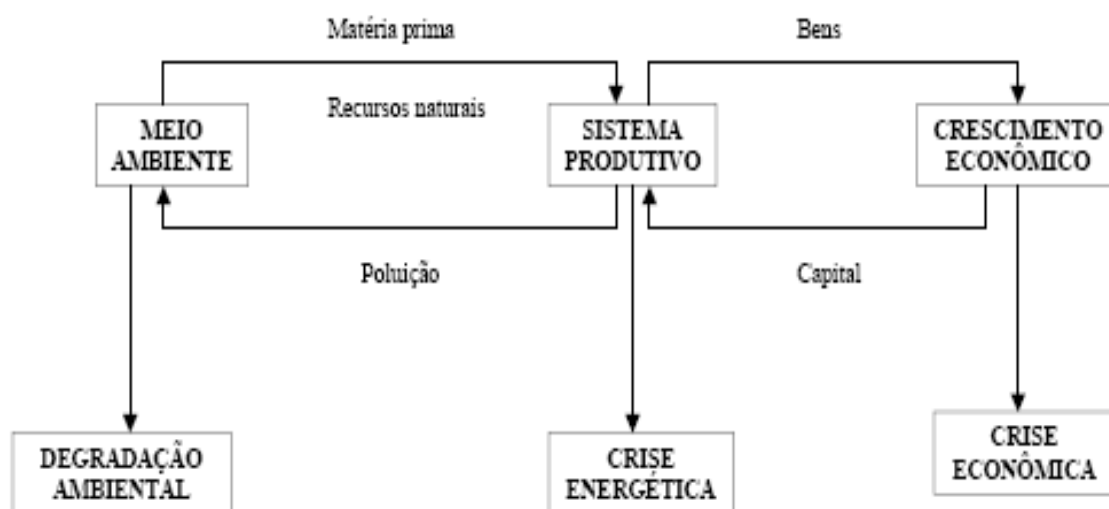


Figura 1: Relações entre meio ambiente, sistema produtivo e crescimento econômico, gerando degradação ambiental, crise energética e crise econômica (adaptado de Almeida *et al.*, 1993).

O progresso dos centros urbanos surge a partir da degradação ambiental, causando a diminuição da oferta de recursos naturais, gerando crise energética, diminuição da produção de bens, e a crise econômica (Almeida *et*

*al.*, 1993). Além disso, considera-se que em áreas com grande concentração da parcela miserável da sociedade, tem-se uma pressão ainda maior sobre os recursos naturais, decorrentes da total desinformação e falta de recursos, aliada às péssimas condições de vida. Como resultado, observa-se que em áreas onde se concentram as moradias de menor nível social e econômico, os ecossistemas aquáticos transformam-se em grandes corredores de esgoto a céu aberto, muitas vezes sendo também local de despejo de lixo, com enorme potencial de veiculação de inúmeras doenças (Almeida *et al*, 1993).

Ao contrario do que uma grande parcela da sociedade pensa, a preocupação ecológica não é um movimento recente de conscientização popular, nem um modismo científico. Desde o século XIX a chuva ácida já era objeto de discussões na Inglaterra. A degradação ambiental em escala mundial teve seu incremento quando as populações humanas aumentaram suas atividades de caça, pecuária, desmatamento, agricultura, etc. Com a revolução industrial, a quantidade e variedade de resíduos industriais lançados no meio ambiente passaram a ser cada vez maiores (Tommasi, 1994).

O perfil sócio-ambiental no planeta, aliado ao crescimento produtivo, apresenta algumas características dramáticas (Figura 2), que podem ser avaliadas da seguinte forma, a devastação ambiental crescente e desenfreada que leva à perda da biodiversidade e comprometimento dos processos ecológicos, a consciência ambiental ainda limitada por parte do meio empresarial e do mercado consumidor, a legislação ambiental ainda muito ampla em alguns países e limitada em outros com uma fiscalização pouco efetiva, a mínima efetividade de medidas mitigadoras nas questões de degradação ambiental e a distribuição de renda extremamente desigual,

agravando a situação de miséria de uma parcela significativa da população com conseqüências imediatas em problemas ambientais (Goulart & Callisto, 2003).

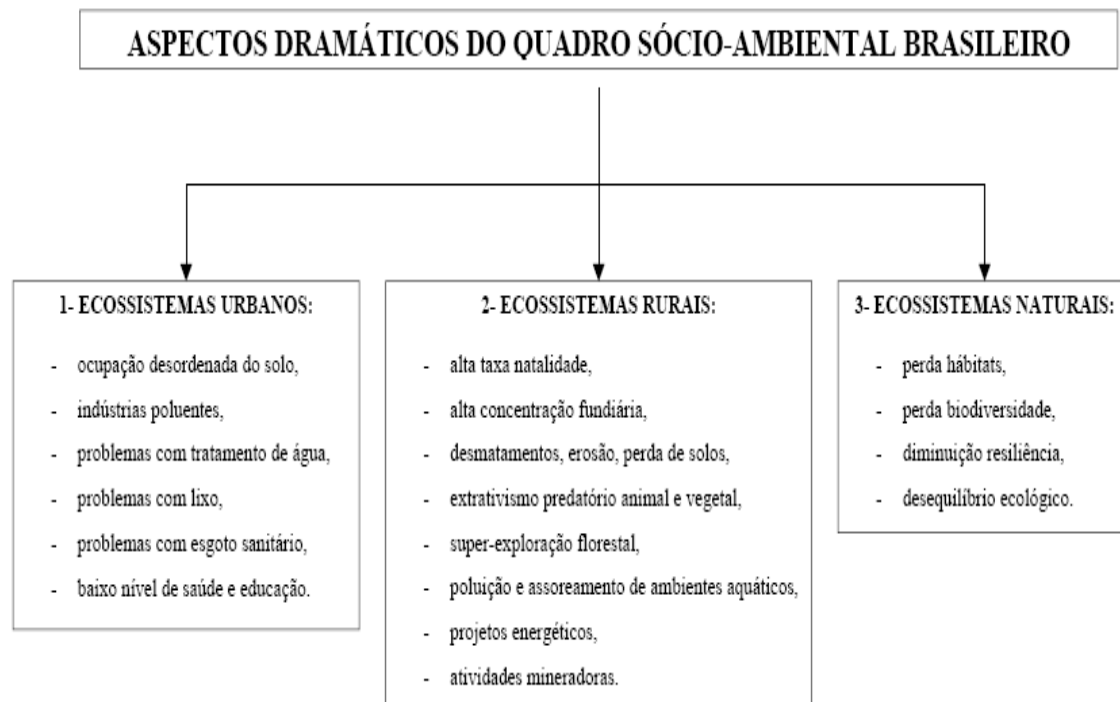


Figura 2: Aspectos dramáticos do quadro sócio-ambiental brasileiro (Goulart & Callisto, 2003).

Segundo Goulart & Callisto, (2003), um dos recursos para avaliar essas transformações no ambiente, é a utilização dos bioindicadores, que são espécies, grupos de espécies ou comunidades biológicas cuja presença, abundância e condições são indicativos biológicos de uma determinada condição ambiental. Os bioindicadores são importantes para correlacionar com um determinado fator antrópico ou um fator natural com potencial impactante, representando importante ferramenta na avaliação da integridade ecológica (condição de “saúde” de uma área, definida pela comparação da estrutura e função de uma comunidade biológica entre uma área impactada e áreas de referência). Os bioindicadores mais utilizados são aqueles capazes de

diferenciar entre oscilações naturais (p.ex. mudanças fenológicas, ciclos sazonais de chuva e seca) e estresses antrópicos.

É a partir de dados concretos que se podem instituir programas de Vigilância e Controle de contaminação ambiental, isso através de uma bateria de bioindicadores, proporcionando um conhecimento mais preciso da qualidade ambiental, estabelecer os níveis aceitáveis de toxicidade que um ambiente suporta e avaliar as tendências de estudos com bioindicadores utilizadas pelos mais variados ecossistemas do planeta.

Este é um trabalho cientométrico, ligado a avaliação quantitativa de bioindicadores e países com estudos desenvolvidos com esse tema. Assim, serão apresentados dados sobre países que realizaram trabalhos entre 1998 e 2007, os bioindicadores utilizados distribuídos em grupos taxonômicos e o espaço onde foram aplicadas essas pesquisas (local, regional ou global), além do ano que essas pesquisas foram abordadas. Os dados obtidos serão descritos em uma avaliação estatística com recursos gráficos e por meio de tabelas, resultando em uma discussão desses resultados.

Resultados de trabalhos cientométricos como este, são de extrema importância, pois permitem construir o “estado da arte” dos estudos sobre bioindicadores e ainda delinear estratégias eficazes que permitam restaurar a biodiversidade de ecossistemas em estudo (Bufrem, 2005).

O objetivo deste trabalho foi realizar uma análise cientométrica sobre estudos com bioindicadores, buscando entender sua importância, finalidades para sua utilização e avaliar as tendências nessa área das ciências ambientais e saúde ao longo do tempo, relacionando suas principais regiões geopolíticas do planeta.

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1. Cienciometria

Uma vertente na ciência vem crescendo em ritmo acelerado nas últimas décadas e tornando-se cada vez mais forte, paralela com os avanços em publicações, pesquisas e métodos científicos. Essa atividade em questão é a Cienciometria, campo este que consiste em atividade de produção de indicadores quantitativos em ciência, tecnologia e inovação (Mugnaini, 2004).

O conceito de Cienciometria para Bufrem & Prates (2005) é o conjunto de métodos quantitativos empregados para estudar as atividades científicas ou técnicas, enfocando a produção ou a comunicação destas.

Essa atividade gera instrumentos para nortear diretrizes, programas para investimentos exequíveis em todas as áreas político-sociais, tecnológica, científica e saúde. Assim, existe um incentivo e reconhecimento por parte das autoridades políticas e científicas neste campo, sendo que os resultados obtidos da avaliação quantitativa tornam-se ferramentas para projetos e planejamentos de novas tecnologias (Holbrook, 1992).

Em regra geral quanto mais informação se obtém sobre determinado assunto, mais dados para concretizar um projeto se têm. Segundo Holbrook (1992), existem dimensões na ciência e tecnologia que podem ser avaliadas, ou seja, medidas, por indicadores que podem levar a informações condescendentes, não dedutíveis de forma corriqueira e inteligíveis para não acadêmicos.



Para Spinak (1998), os indicadores científicos surgem da medição dos insumos e dos resultados da instituição científica, onde metodologias aceitas internacionalmente (Manual de Frascati, de Oslo e de Canberra) são as referências para quantificar os insumos e os resultados tecnológicos, bem como os resultados da pesquisa e desenvolvimento. Dessa forma, a cienciometria torna-se uma ferramenta para padrões de quantificação científica uniforme e elabora metodologias para estabelecer esses indicadores com técnicas interdisciplinares.

Oliveira (1999) diz que, a avaliação da produtividade científica, deve ser um dos principais elementos para o estabelecimento e acompanhamento de uma política nacional de ensino e pesquisa, permitindo um diagnóstico das reais potencialidades de determinadas instituições e grupos.

O ato de avaliar determinado conhecimento permite validar o saber, expondo os resultados à sociedade, contribuindo assim para resolver os problemas que se apresentam dentro de determinada área (Jannuzzi, 2002).

Para Vanti (2002), é extremamente fundamental o uso de técnicas específicas para essa avaliação – quantitativa, qualitativa ou uma combinação entre ambas – onde as técnicas quantitativas de avaliação podem ser subdivididas em bibliometria, cienciometria, infometria e a mais recente webometria.

A ciência é um complexo dirigido pelo laboral, produção e fluxo de informação. O fluxo de informação acontece pelas publicações, onde o pesquisador tem seu trabalho reconhecido e identificado, tornando público o saber e compondo-o a um universo do conhecimento chamado ciência. Sendo esse processo, contínuo (Vanz & Caregnato, 2003).

Segundo Griffith (1989), a comunicação científica é o padrão de comportamento requerido aos cientistas, enquanto todos os outros são procedimentos específicos e técnicos característicos de cada área do conhecimento.

O conjunto de publicações resultantes da comunicação científica designa o termo literatura científica. O pesquisador em seu trabalho requer acesso ao conhecimento anteriormente já registrado, fazendo a partir disto, referência às idéias ou aos resultados de pesquisas de autores que o precederam. Transcorre então um gama de referencias bibliográficas consultadas pelo autor da comunicação, que é pautada ao final do documento científico. Os pesquisadores consultados, seus conceitos, métodos ou teorias, identificam as referencias bibliográficas. Assistência no entusiasmo da elaboração de trabalhos (Noronha, 1998).

Em nível de qualificação e quantificação na ciência, temos uma terminologia variada – bibliometria, cienciometria, infometria e tecnometria – onde, segundo Rostaning (1996), a abundancia de trabalhos e variedade de objetivos buscados, torna confusa a idéia do que se pode fazer com a bibliometria, onde parte de especialistas da área tem dificuldade de entrar em um consenso em qual termo utilizar.

Historicamente, a cienciometria surgiu com o destaque de pesquisadores que demonstraram capacidade de desenvolver soluções, equacionarem problemas científicos e validar indicadores, úteis para planos e estratégias, gerando informações e discussões para a ciência moderna. (Vanti, 2002).

Por volta da segunda metade do século XX, os cientistas que por um tempo foram responsáveis por decisões no segmento ciência e tecnologia, devido sucesso em áreas estratégicas, tiveram que se adaptar as modificações e novos desafios econômicos e sociais, resultantes do avanço tecnológico e científico nas últimas décadas, principalmente no período pós guerra (Prat, 1998).

Existe uma divergência sobre o surgimento do termo bibliometria. Pode ter surgido em 1969, cunhado por Alan Pritchard, hipótese sugerida por autores como Lawani e Sengupta, ou por Paul Otlet, em 1934 com sua obra *Traité de documentation*, segundo Fonseca. Existia um termo, “bibliografia estatística”, que era utilizado desde 1922, quando mencionado pela primeira vez por Edward Wyndham Hulme, em uma conferência na Universidade de Cambridge, citando um estudo pioneiro de Cole & Eales de 1917, referente à análise estatística de uma bibliografia de Anatomia Comparada. Mas esse termo foi substituído por “bibliometria” e se popularizou quando sugerido por Pritchard (Vanti, 2002).

Dentro deste contexto, destacam-se três leis: A lei de Lotka, (quadrado inverso), que quantifica a produtividade dos autores, mediante um modelo de distribuição tamanho-freqüência dos vários autores em um conjunto de documentos. A lei de Zipf (Lei do Mínimo Esforço), que mede a freqüência do aparecimento das palavras em vários textos, gerando uma lista ordenada de termos. E por última, a Lei de Bandford (Lei de Dispersão) que avalia quantitativamente a produtividade das revistas (Tague-Sutcliffe, 1992).

Para Spinak (1996), o termo Cienciometria foi utilizado pela primeira vez por autores como Dobrov & Karennoi em uma publicação do All-Union Institut

for Scientific and Technical Information, onde foi empregado e difundido inicialmente na antiga URSS e Europa Oriental, tornando se popular com a publicação da revista *Scientometrics*, editada originalmente na Hungria e atualmente na Holanda.

De acordo com Brookes (1990), o termo Infometria, foi proposto pelo diretor do Institut für Informetrie, em Beilferd, Alemanha, Otto Nacke, em 1979. Adotado posteriormente por Viniti, na URSS. Sua aceitação definitiva foi em 1989, no Encontro Internacional de Bibliometria, Cienciometria e Infometria.

É um trabalho meticuloso, transformar conhecimento bibliográfico em indicadores cienciométricos. Grande parte deste trabalho está no reconhecimento da forma em que os dados estão organizados e estruturados, convertendo-os em elementos quantitativos. Facilitando assim a interpretação de informações antes espalhados em uma larga escala subjetiva, que se arranjados, tornam-se dados interpretáveis em escalas, gráficos e tabelas, compreensíveis para interpretação (Rostaing, 1996).

## **2.2. Saúde e Meio Ambiente**

Desde épocas remotas, o homem se preocupa com a questão qualidade de vida. Os ancestrais do ser humano, já mantinham uma luta constante pela sobrevivência, na caça para nutrir-se, no processo de perpetuação da espécie através da reprodução, em sua luta pelo espaço, no domínio de novos ambientes, enfim, em sua odisséia infinita em prol da sobrevivência (Tambellini, 2002).

Segundo Tambellini (2002), é uma questão de saúde ambiental, a atividade humana com os ecossistemas. Não só os ambientes próximos a áreas industrializadas, mas também aqueles distantes estão sendo impactados por transporte de contaminantes por meio do ar e outros meios. Sendo esse uma preocupação em nível mundial.

Para McKeown (1988), o termo “saúde”, mesmo que seja sofisticado e utilizado pelo homem atual, nunca deixou de estar presente na história da humanidade, social, cultural e até evolutivamente dizendo.

A qualidade de vida da humanidade está diretamente ligada à qualidade dos recursos naturais que são oferecidos, tais como água potável, ou seja, apropriada para consumo humano, ar puro, alimentos saudáveis, índices climatológicos aceitáveis para vivência da espécie – temperatura, umidade etc. Com raras exceções, a maioria dos biomas terrestres sofre ações antropogênicas, ações essas que interferem diretamente na saúde e bem estar do ser humano (Câmara, 2002).

Segundo Câmara (2002), a utilização de métodos avaliadores dessa qualidade, proporciona ao homem, dados importantíssimos, que auxiliam na avaliação de determinado ambiente ou recurso extraído para fins diversos, seja ele a água, o ar e outros, e entre esses métodos temos os Bioindicadores.

A grande diversidade de seres vivos, espalhadas pelo planeta, é uma das maiores preocupações mundiais. Uma espécie depende de outra direta ou indiretamente, processo esse que funciona como um ciclo, onde o equilíbrio existe em conjunto, mas depende do equilíbrio de cada grupo. Essas diferenças de vida estabelecem o equilíbrio constante da natureza, permitindo a sobrevivência dos seres vivos, incluindo aí a espécie humana (Freitas, 2003).

Em um ecossistema, matéria, energia e carreadores de informações interagem em uma rede de processos. Mudança em um altera em outros. Existe uma frequência de alterações nesse sistema que é determinado pelo grau de seleção e adaptação dos processos a nível individual da população (Barreto, 1998).

É comum e necessário mudanças nesses níveis acima citados no processo evolutivo e no ciclo constante da vida nos ecossistemas. O problema em questão são as mudanças ocorridas por consequência das ações humanas. Essas ações tornam esse equilíbrio, mesmo que “instável” (por necessidade), alterado de uma forma que ocorra mudanças drásticas no equilíbrio ecológico, influenciando assim de forma direta na vida humana, onde este, está inserido no ambiente como membro (Assis, 2001).

Todos no ecossistema, organismos, populações ou comunidades, se adaptaram a conjunto de fatores ambientais ao longo do processo evolutivo. Na Biosfera, o sistema biológico, conquistou um espaço e um nicho ecológico onde ele encontra as condições necessárias e favoráveis à sua manutenção e reprodução, assim, temos o equilíbrio ecológico ou equilíbrio ambiental (Branco, 1989).

Existem fatores que exercem influência sobre cada organismo, e assim sendo temos uma “tolerância fisiológica”, onde esta é determinada por fatores genéticos e obtidos filogeneticamente. Favoravelmente à espécie, temos fatores em níveis limitados, nos quais alcançam intensidade especialmente favorável. Assim o organismo atinge seu “ótimo fisiológico”. Ao contrário, se o fator ocorre em intensidade baixa ou elevada demais, porem em níveis

suportáveis, o organismo se encontra em um “péssimo fisiológico” (Schubert, 1991).

Ainda segundo Schubert (1991), temos dois conceitos em relação a intensidade do nível de tolerância dos organismos: os euripotentes (para aqueles que apresentam elevada magnitude) e os estenopotentes (que apresentam estreita amplitude). O desenvolvimento de um organismo depende, com freqüência, do fator que ocorre na amplitude mais elevada ou mais estreita, ou seja, no péssimo fisiológico. Alterações desse fator para um estágio ótimo provoca os melhores efeitos ecológicos, embora o desenvolvimento, como um todo, resume da ação combinada de todos fatores atuantes. Fatores isolados podem resultar em um mesmo efeito, sem que haja, contudo uma substituição absoluta de fatores específicos.

## **2.3. Bioindicadores**

### **2.3.1. Terminologias e Histórico**

Atualmente, os termos biomonitoramento, biomonitor, bioindicação, bioindicador, ou simplesmente monitoramento, têm sido freqüentemente usados na biologia aplicada, ecologia e ciências ambientais. Apesar de que o número de publicações nessa área tenha crescido nos últimos anos, existe uma grande confusão na terminologia. O mais antigo relato sobre plantas indicadoras tem mais de 400 anos de idade. Porém, o termo “bioindicador”

começou a ser usado mais freqüentemente na literatura biológica alemã a partir dos anos 1960 (Schweizer & Nobel, 1987).

O termo biomonitoramento teve destaque na Alemanha no uso de vegetais no monitoramento da poluição atmosférica. Nos países de língua inglesa o termo biomonitoramento começou a ser freqüente a partir dos anos 1980. Geralmente, autores alemães usam "bioindicação" e "biomonitoramento" mais ou menos como sinônimos. A diferença entre os dois termos é que a indicação parece ser mais espontânea e ativa, enquanto que o monitoramento é contínuo e passivo. Cada vez mais autores sugerem diferenças e especificidades. Para Schweizer & Nobel (1987), a bioindicação é baseada em reações visíveis do organismo indicador. Estes métodos são chamados de indicação/monitoramento sensitiva. A segunda possibilidade é selecionar espécies que acumulem a substância a ser monitorada, medindo a concentração da substância no organismo. Este procedimento é chamado de indicação acumulativa.

### **2.3.2. O que são Bioindicadores**

Seres vivos que indicam precocemente a presença de modificações bióticas e abióticas de um ambiente são considerados Bioindicadores. Esses indicadores ambientais ajudam a detectar diversos tipos de modificações ambientais antes que se agravem, além de ainda determinar qual o tipo de poluição que pode afetar um ecossistema (Merico, 1997).



Os organismos bioindicadores são seres ou comunidades, cujas funções vitais se correlacionam tão estreitamente com determinados fatores ambientais, que podem ser empregados como indicadores na avaliação de uma dada área (Mendonça, 1997).

Bioindicadores indicam qualquer resposta a um contaminante ambiental a nível individual. Medidos no organismo ou matriz biológica, indicam um desvio da situação normal que não pode ser observado no organismo intacto. Sendo assim, são medidas realizadas sobre o organismo completo, que indicam, em termos bioquímicos, celulares, fisiológicos, comportamentais ou energéticos, a presença de substâncias contaminantes ou a magnitude da resposta do organismo alvo (Livingstone, 1993).

Organismos indicadores são definidos como identificadores biológicos que podem fornecer informações sobre as condições de um ecossistema, como por exemplo, valor de pH ou a concentração de metais pesados no solo (Cunha, 2001).

Para Epa (1995), os indicadores biológicos são espécies, grupos de espécies ou comunidades biológicas cuja presença, abundância e condições são indicativos biológicos de uma determinada condição ambiental. Os bioindicadores são importantes para correlacionar com um determinado fator antrópico ou um fator natural com potencial impactante, representando importante ferramenta na avaliação da integridade ecológica (condição de “saúde” de uma área, definida pela comparação da estrutura e função de uma comunidade biológica entre uma área impactada e áreas de referência).

Os bioindicadores possibilitam a identificação das interações que ocorrem entre os contaminantes e os organismos vivos e a mensuração de

efeitos sub-laterais, permitindo por em prática ações preventivas e remediativas (Khure, 1998).

### **2.3.3. O Emprego de Bioindicadores**

O termo “estressores” é empregado aos agentes causadores de modificações nos organismos indicadores ou bioindicadores.

Certas espécies vegetais respondem a alterações ambientais, desaparecendo ou se multiplicando, como o surgimento de poluentes. Em outras palavras, o tamanho e a composição de comunidades vegetais e animais se alteram. Geralmente o monitoramento realizado empregando-se vegetais é mais freqüente do que usando-se a fauna, uma vez que os vegetais têm requerimentos ambientais mais fáceis de serem monitorados, permanecem no mesmo lugar e são mais numerosos. Para se identificar mudanças no ecossistema são necessárias coletas repetidas a longo prazo. Estudos a longo-prazo permitem a compilação de inventários ambientais compreensíveis, que podem fornecer informações sobre a extensão de influências antrópicas (Market, 1993).

O teste do micronúcleo, a nível celular pode ser utilizado com bioindicador. São pedaços de cromatina citoplasmática com aspecto de pequenos núcleos “micronúcleos” constituídos por fragmentos cromossômicos ou cromossomos retardados durante a fase da divisão celular anáfase. Nota-se a presença de micronúcleos por uma técnica simples de coloração, visualizando no citoplasma pequenos fragmentos basófilos. É um teste de genotoxicidade, onde observa-se que organismos expostos a contaminantes a

presença de micronúcleos é evidente. Micronúcleos aparecem por falhas mitóticas, aneuploidias conseqüentes de enfermidades genéticas (Bolognes, 2003).

Em nível individual, ou seja, organismo, existem vários padrões a serem analisados. Por exemplo, quando se trata de peixes como bioindicador, pode-se levar em conta o peso, tamanho e o estado geral de saúde do indivíduo (Buss, 2003).

Avaliando cuidadosamente os fatores celulares e individuais de um bioindicador, obtém-se dados reais da situação do sistema biológico (Ellenberg, 1991).

A utilização de um determinado grupo de bioindicadores envolvendo distintos níveis de organização biológica favorece o conhecimento sobre a que nível este é mais suscetível à ação de elementos antropogênicos (Arndt, 1987).

#### **2.3.4. Bioindicação**

Cada sistema biológico (organismo, população, comunidade) é capaz de indicar o efeito de fatores ambientais, sejam eles naturais, antrópicos ou modificados antropicamente (Arndt, 1987).

A indicação de fatores ambientais bióticos ou abióticos através de sistemas biológicos é chamada freqüentemente de Bioindicação (Alfaro & Oyague, 1997).

A bioindicação envolve a decodificação de informações de biosistemas com o propósito de avaliar uma dada área ou domínio. Esta definição falha na menção do fator tempo e da possibilidade de se usar organismos testes. A

compreensão das interações e estruturas dos ecossistemas é a base da prática do uso de bioindicadores e biomonitores (Turner, 1991).

Com frequência, o conceito Bioindicação é usado para definir reações, dependentes de uma variável temporal, a um fator ambiental antrópico ou modificado antropicamente, manifestadas através de respostas mensuráveis provenientes de um objeto ou sistema biológico. Essas respostas têm que ser comparáveis em situações padronizadas (Steubing, 1982).

Segundo Steubing (1982), existem diferentes formas de bioindicação. A bioindicação não específica ocorre quando a mesma reação pode ser provocada por diferentes fatores antrópicos. A bioindicação específica ocorre quando somente um fator ambiental provoca a reação. Se o bioindicador reage modificando seu comportamento com um desvio significativo em relação à norma, então ele é um bioindicador sensível. Se ele, ao contrário, acumula influências antrópicas, sem mostrar danos passíveis de serem reconhecidos em um curto espaço de tempo, ele é denominado bioindicador acumulativo. Nestes casos quando existe um acúmulo significativo no organismo e no seu ambiente, ocorrem alterações de processos fisiológicos e biocenóticos.

Para Steubing & Jäger (2004), no monitoramento da poluição do ar, o biomonitor exerce o papel mais importante entre os indicadores biológicos. Ele pode fornecer dados em diferentes níveis biológicos. Os caminhos através dos quais um organismo responde à sua exposição a poluentes pode ser observada ou medida em termos bioquímicos ou fisiológicos.

### **2.3.5. Vegetais como bioindicadores**

Um número considerável de espécies vegetais são usadas no monitoramento biológico, onde sintomas visíveis de danos a órgãos e/ou ao organismo como um todo são empregados como critério (Markert, 1993).

Os vegetais atendem as várias demandas, pois são de fácil manipulação e tratamento, são bem conhecidas as condições que provocam respostas, são facilmente padronizáveis, é um organismo de preço acessível, as respostas obtidas são fáceis de serem avaliadas, o padrão ou uniformidade genética pode ser facilmente alcançada, os efeitos da poluição são óbvios e quantificáveis e concluindo, as respostas obtidas podem ser avaliadas estatisticamente (Steubing & Jager, 1985).

Em relação a algas, estas podem atuar como bioindicadoras. Indicando tanto o estágio sucessional quanto o estágio trófico do ecossistema aquático (Irfanullah, 2006).

Segundo Markert (1993), concentrações relativamente baixas de poluentes podem ter efeito nocivo ao vegetal do ponto de vista agrônomo, sem que necessariamente apareçam danos visíveis ou que possam ser associados a prejuízos econômicos. Porém, em ecossistemas naturais essa situação pode provocar alterações ainda que de pequena dimensão.

#### **2.3.5.1. Tipos de alterações notadas em vegetais indicadores**

Um dos bioindicadores mais utilizados, os vegetais, sofrem grandes e nítidas mudanças morfológicas em suas estruturas, entre elas, a necrose onde

o percentual do tecido morto é usado como um indicador de danos. Às vezes a necrose é bem específica a um determinado poluente. Necrose em forma de pontos ou de manchas é observada como reação de bioindicadores como no tabaco (Markert, 1993).

A Clorose, ou seja a descoloração de folhas, é considerada como reação não-específica a diferentes estressores: coloração amarelada nas bordas ou em determinada região da folha (normalmente provocada por emissões contendo cloro); coloração avermelhada, em forma de manchas (comumente associada a emissões ricas em  $\text{SO}_2$ ); coloração amarronzada ou bronzeada (caracterizando um estágio anterior a apresentação de necroses); coloração prateada (facilmente atribuída a presença de ozônio). A descoloração de musgos de troncos de árvores ou líquens, que ficam expostos no caule de árvores, é muito usada como parâmetro no monitoramento ativo da poluição do ar (Ellenberg, 1991).

Alterações em órgãos, onde surgem formas anormais nas folhas após radiação ou outro estresse. A redução ou aumento da forma das flores, alteração dos órgãos reprodutivos, mudança de sexo e outras anomalias, posição e número de galhos, forma da copa, crescimento foliar e radicular anormais, baixa na taxa de fertilidade e redução no desenvolvimento de pólen, são algumas das reações a estressores. Geralmente as alterações não são específicas a determinado poluente, ou, existe dificuldade em se associar o efeito a um poluente específico. Um exemplo é o alongamento de acículas em pinheiros em função de compostos nitrosos (próximos a fábrica de fertilizante, por exemplo), bem como encurtamento provocado por  $\text{SO}_2$ . (Markert, 1993).

Segundo Markert (1993), a queda foliar também é outro referencial. Normalmente ocorre após o aparecimento de necrose ou clorose. A queda foliar significa uma limitação da área de assimilação, inibindo o crescimento.

A utilização de alterações ao nível anatomo-citológico na indicação precoce de estresse ambiental não tem sido muito bem sucedida. Na maioria das vezes as alterações microscópicas apareceram ao mesmo tempo que as macroscópicas, que são mais facilmente estudadas. Por isso alterações estruturais microscópicas quase não são usadas na bioindicação (Arndt, 1987).

A anatomia, para Markert (1993), contribui no esclarecimento do processo da formação de necroses, e possibilita reconhecer estruturas morfológicas que podem ser usadas como indicadoras de reação do vegetal a situação de estresse. Alguns exemplos são: alterações no tamanho da célula, como a redução no tamanho das células da epiderme foliar; alterações de estruturas subcelulares, como a tumefação de tilacóides, em consequência de estresse provocado pelo  $\text{SO}_2$ ; destruição do sistema de membranas do cloroplasto; formação de estruturas cristalinas no cloroplasto, a exemplo de feijoeiros expostos a emissões ricas em compostos clorados; granulação do plasma e liquefação de cloroplastos em árvores estressadas por imissões ricas em  $\text{SO}_2$  e Cl; solubilização do plasma da parede celular em consequência da ação de ácidos como o  $\text{SO}_2$ ; alteração do grau xeromórfico foliar, resultando na alteração do número de estômatos, espessura cuticular, pêlos, espessura foliar, grau de succulência (relação peso fresco/peso seco) e entre outros exemplos a estrutura da madeira, como o desaparecimento do anel anual são características que podem ser empregadas na avaliação da qualidade ambiental.

### **2.3.6. Invertebrados como bioindicadores**

Existe uma gama de invertebrados, principalmente aquáticos, utilizados como bioindicadores. Os macroinvertebrados bentônicos são exemplos de organismos amplamente utilizados como bioindicadores de qualidade de água e saúde de ecossistemas por apresentarem características diversas (Callisto, 2001).

Para Alba-Tercedor (1996) os organismos em questão têm ciclo de vida longo, comparando-se com os organismos do plâncton que em geral tem ciclos de vida em torno de horas ou no máximo 2 semanas, onde os macroinvertebrados bentônicos podem viver entre semanas, meses e mesmo mais de 1 ano.

Segundo Callisto (2001), os Macroinvertebrados são organismos grandes, sésseis ou de pouca mobilidade. São relativamente sedentários e mais fáceis de serem amostrados do que os organismos nectônicos, como os peixes. São também de fácil amostragem, com custos relativamente baixos.

Essa fauna tem elevada diversidade taxonômica e de identificação relativamente fácil (ao nível de família e alguns gêneros) e são organismos sensíveis a diferentes concentrações de poluentes no meio, fornecendo ampla faixa de respostas frente a diferentes níveis de contaminação ambiental.



### 2.3.7. Reações e Processos Biológicos

Avaliar o comportamento do poluente no ambiente, ou seja, monitorar a sua ação através de organismos vivos é um tópico relativamente novo nas ciências ambientais, que tem sido chamado de biomonitoramento ou bioindicação. O fundamento da metodologia é o fato de que um estímulo ambiental, como a luz ou a carência de água, assim como um estímulo proveniente de um poluente, provocam reações no organismo vivo causando alterações em seu funcionamento ou comportamento. Nos métodos da bioindicação, o comportamento do organismo frente a um agente estressor é utilizado na avaliação da qualidade do local, onde esse organismo ocorre (Schubert, 1991).

Todo sistema biológico, independentemente de ser organismo, população ou comunidade, se adaptou a um complexo de fatores ambientais ao longo da sua evolução. Na biosfera, ele conquistou um espaço e um nicho ecológico, onde ele encontra as condições necessárias e favoráveis à sua manutenção e reprodução (Hannaford, 1997).

Alterações dos fatores ambientais sob influência de estressores antrópicos levam a outros estados de estabilidade. Segundo Hellenberg (1991), os organismos reagem, alguns se adaptam, porém, quando ultrapassam sua capacidade de adaptação, eles podem apresentar sintomas visíveis. Neste caso, o reconhecimento da reação do indicador, como um todo, ocorre somente após o aparecimento de certos danos visíveis, como necrose e clorose. O reconhecimento preventivo de danos seria mais vantajoso,

especialmente quando os danos podem ser irreversíveis, cessando a influência da fonte poluidora.

Parâmetros bioquímicos e fisiológicos sensíveis podem indicar o início do estresse em concentrações ainda baixas de estressores. A bioindicação, nos níveis celulares e subcelulares, não é perceptível, porém mensurável através de metodologias da biologia molecular, da fisiologia e da bioquímica (Ellenberg, 1991).

Assim, a bioindicação se fundamenta no princípio de que os sistemas biológicos possuem um estado de estabilidade elevada e um equilíbrio dinâmico.

Para Ellenberg (1991), os indicadores neste contexto são reações bioquímicas, morfológicas e fisiológicas. Estruturas menores, como organelas isoladas (cloroplastos e mitocôndrias) ou reações bioquímicas e fisiológicas, são mais sensíveis à instabilidade ambiental. Seus limites são mais estreitos, elas reagem mais sensivelmente às perturbações.

Do ponto de vista metodológico, é importante diferenciar reações provocadas por fatores antropogênicos, daquelas provenientes de fatores ambientais naturais, como pH, temperatura, luminosidade, etc. Para isso é fundamental que a metodologia seja padronizada e que as áreas impactadas e a área controle apresentem características ambientais o mais semelhantes possível (Aitio, 1994).

### 2.3.8. Bioindicadores e Metabolismo Celular

O metabolismo celular ocorre seguindo padrões. É completamente econômico, tem propriedades auto-reguladoras, é ligado a estruturas celulares e moleculares e é organizado dentro de uma hierarquia estrutural e funcional (Ellenberg, 1991).

Um exemplo são os ácidos nucleicos (DNA e RNA) e as proteínas, que são responsáveis pelas atividades metabólicas. É essencial que estas macromoléculas trabalhem na velocidade e especificidade corretas. Fatores ambientais e/ou antropogênicos adversos podem interferir no funcionamento dessas macromoléculas (Cooper, 1993).

O metabolismo é regulado por várias enzimas. Enzimas sensíveis podem funcionar como indicadores de sinais de alterações no metabolismo. Além da quantidade da enzima produzida, os estressores podem influenciar a atividade enzimática (Alves, 2001).

Estressores antropogênicos agem nos níveis moleculares e celulares, interferindo na organização, estrutura e composição de membranas, alterando sua capacidade seletiva e semipermeável, intervindo também na concentração e atividade de macromoléculas, modificando também a produção ou inibição de substâncias, que funcionam como reagentes de proteção ou anti-estresse e na indução de novo sistema metabólico ou alterações do processo de reações bioquímicas, provocando alterações na composição celular (Livingstone, 1993).

Assim sabendo, é possível utilizar os bioindicadores aproveitando o conhecimento do funcionamento padrão do metabolismo celular.

### 2.3.9. Bioindicadores de qualidade de água

Como acima descrito, os macroinvertebrados bentônicos são ótimos bioindicadores. Pois tem várias características e fácil acesso e vantagens econômicas e taxionômicas.

Segundo Rosenberg (1993), em relação à tolerância frente a adversidades ambientais, pode-se classificar os macroinvertebrados bentônicos em três grupos principais: organismos sensíveis ou intolerantes, organismos tolerantes e organismos resistentes.

O primeiro grupo afilge principalmente representantes das ordens de insetos aquáticos *Ephemeroptera*, *Trichoptera* e *Plecoptera*, e são caracterizados por organismos que possuem necessidade de elevadas concentrações de oxigênio dissolvido na água. Normalmente são habitantes de ambientes com alta diversidade de habitats e microhabitats (Rosenberg, 1993).

Ainda segundo Rosenberg (1993), o segundo grupo é formado por uma ampla variedade de insetos aquáticos e outros invertebrados, incluindo moluscos, bivalves, algumas famílias de *Diptera*, e principalmente por representantes das ordens *Heteroptera*, *Odonata* e *Coleoptera*, embora algumas espécies destes grupos sejam habitantes típicos de ambientes não poluídos. A necessidade de concentrações elevadas de oxigênio dissolvido é menor, uma vez que parte dos representantes deste grupo, como os *Heteroptera*, adultos de *Coleoptera* e alguns *Pulmonata* (Gastropoda) utilizam o oxigênio atmosférico. O requerimento da diversidade de habitats e microhabitats também diminui, em função de uma maior plasticidade do grupo

(muitos heterópteros e coleópteros vivem na lâmina d'água ou interface coluna d'água-superfície).

O terceiro grupo é formado por organismos extremamente tolerantes, por isso chamados de resistentes. É formado principalmente por larvas de *Chironomidae* e outros *Diptera* e por toda a classe *Oligochaeta*. Estes organismos são capazes de viver em condição de anóxia (ausência total de oxigênio) por várias horas, além de serem organismos detritívoros, se alimentando de matéria orgânica depositada no sedimento, o que favorece a sua adaptação aos mais diversos ambientes. Tanto os *Oligochaeta* quanto os *Chironomidae* são organismos de hábito fossorial, não possuindo nenhum tipo de exigência quanto à diversidade de habitats e microhabitats (Rosenberg, 1993).

#### **2.4. Bioindicadores e Meio Ambiente**

Nas últimas décadas, muitos estudos vêm sendo realizados para avaliar e investigar os problemas ambientais. Dentre tais problemas estão, a queda na qualidade da água para o abastecimento, lazer, irrigação etc. Segundo Rodriguez (2001), esses estudos levam à identificação das fontes poluidoras, bem como à elaboração de propostas para o seu controle, gerando subsídios para programas de monitoramento da qualidade da água e o estabelecimento de indicadores da qualidade da água (físicos, químicos e biológicos).

O estabelecimento de grandes projetos, na década de 60, gerou movimentos ambientalistas que protestavam contra exploração e derramamento de petróleo, construção de grandes represas para

abastecimento e hidroelétricas, rodovias, complexos industriais, usinas nucleares, projetos agrícolas e de mineração, dentre outros (Rashed, 2001).

Assim, gradualmente criou-se a consciência de que o sistema de aprovação de projetos não podia mais considerar apenas aspectos tecnológicos, excluindo questões culturais e sociais.

Com a participação dos diferentes segmentos da sociedade civil organizada, nos EUA foi criada uma legislação ambiental que resultou na implantação do sistema de Estudo de Impacto Ambiental (EIA), através do PL-91-190: “National Environmental Policy Act (NEPA)” de 1969, que começou a vigorar em 01 de janeiro de 1970 (Buss, 2003).

A meta deste sistema, segundo Buss (2003), era solucionar os conflitos entre “manter um ambiente saudável e permitir o desenvolvimento econômico”, conhecido também como desenvolvimento sustentável. Segundo a declaração do NEPA, na formulação da Declaração de Impacto Ambiental (“Environmental Impact Statement”), havia a consciência de que era melhor prevenir os impactos possíveis que seriam induzidos por um projeto de desenvolvimento, do que depois procurar corrigir os danos ambientais gerados, trocando em miúdos, “é melhor prevenir do que remediar”.

Na década de 70, vários países adotaram o sistema de EIAs: a Alemanha em 1971, Canadá em 1973, França e Irlanda em 1976 e Holanda em 1981. Desde sua criação, o EIA tem sido considerado como um instrumento valioso para a discussão do planejamento, em todos os níveis, permitindo que esse planejamento atinja plenamente as necessidades conservacionistas, sociais e econômicos da sociedade, onde o objetivo maior é tornar um projeto ambientalmente viável (Rocha, 2000).

Assim, para Rocha (2000), o EIA é um instrumento de política ambiental, que busca fazer com que os impactos ambientais de projetos, programas, planos ou políticas sejam considerados, fornecendo informações ao público, fazendo-o participar e adotando medidas que eliminem ou reduzam esses impactos a níveis toleráveis.

Os diferentes usos da terra e da água refletem nas características físicas e químicas e conseqüentemente, na biota da região. Ecossistemas aquáticos tornam-se reservatórios permanentes ou temporários, de uma grande quantidade e variedade de poluentes lançados no solo, ar e/ou diretamente nas águas. Assim a ação humana (antropogênica) produz efeitos catastróficos, tais como prejuízo a comunidade biótica, perigo a saúde humana, reações negativas as atividades aquáticas, tais como lazer, pesca etc, e grandes danos a industrias, agricultura e outras atividades econômicas que dependem da qualidade da água. (Meybeck & Helmer, 1992).

Os ecossistemas aquáticos têm sido alterados de maneira significativa nas últimas décadas, em função de múltiplos impactos ambientais ocorridos de atividades antrópicas, tais como mineração, a construção de barragens e represas, a retinização e desvio do curso natural de rios, o lançamento de efluentes domésticos e industriais não tratados, o desmatamento e uso inadequado do solo em regiões riparias e planícies de inundação, a exploração de recursos pesqueiros, a introdução de espécies exóticas, entre outros (Clements, 2000).

Como conseqüência destas atividades, observa-se uma expressiva queda da qualidade da água e perda de biodiversidade aquática, em função da

desestruturação do ambiente físico, químico e alteração da dinâmica natural das comunidades biológicas (Buss, 2003).

Os principais processos degradadores observados em função das atividades humanas nas bacias de drenagem são o assoreamento e homogeneização do leito de rios e córregos e a diminuição da diversidade de habitats e microhabitats e eutrofização artificial (Arias, 2006).

Para Meybeck & Helmer (1992), a qualidade de um ambiente aquático é definida pela presença em diferentes concentrações e especiações de substâncias orgânicas ou inorgânicas e a estrutura e composição dos fatores bióticos aquáticos presentes no corpo de água. A influência do homem, o clima, solo da região, vegetação (mata ciliar), do ecossistema aquático, influenciam diretamente na qualidade das águas superficiais, causando assim variações temporais e espaciais em decorrência de processos internos e externos ao corpo de água.

Qualidade da água é uma questão muito complexa. Para Branco (1991), a qualidade da água está na proximidade do “natural”, ou seja, parecida como a encontrada nas nascentes, antes do contato com o homem e não a um grau de pureza absoluto, ou próximo do absoluto. O óbvio é que se tenha um grau de pureza desejável, onde dependem os abastecimentos, irrigação, indústrias, pesca e outros.

Os principais organismos comumente utilizados na avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos são os macroinvertebrados bentônicos, peixes e comunidade perifítica. Dentre estes grupos, as comunidades de macroinvertebrados bentônicos têm sido freqüentemente utilizadas na avaliação de impactos ambientais e monitoramento biológico.



Macroinvertebrados bentônicos são organismos que habitam o fundo de ecossistemas aquáticos durante pelo menos parte de seu ciclo de vida, associado aos mais diversos tipos de substratos, tanto orgânicos (folhiço, macrófitas aquáticas), quanto inorgânicos (cascalho, areia, rochas, etc.) (Rosenberg & Resh, 1993).

São várias as razões para a utilização de macroinvertebrados, tais como seu hábito sedentário, portanto, representativos da área na qual foram coletados, apresentam ciclos de vida relativamente curtos em relação aos ciclos dos peixes e irão portanto refletir mais rapidamente as modificações do ambiente através de mudanças na estrutura das populações e comunidades. Também, vivem e se alimentam dentro, sobre, e próximo aos sedimentos, onde as toxinas tendem a acumular e as comunidades de macroinvertebrados bentônicos apresentam elevada diversidade biológica, o que significa em uma maior variabilidade de respostas frente à diferentes tipos de impactos ambientais além de serem importantes componentes dos ecossistemas aquáticos, formando como um elo entre os produtores primários e servindo como alimento para muitos peixes, além de apresentar papel fundamental no processamento de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (Rosenberg & Resh, 1993; Ward *et al.*, 1995; Reece & Richardson, 1999; Callisto *et al.*, 2001).

As primeiras análises químicas de água iniciaram em 1808, feitas por Tingry no lago Léman. Tingry além de Limnólogo, também desenvolveu pesquisas importantes sobre as variações químicas do Alpine Rhone, pioneiro em considerar o tempo como uma variável significativa (Meybeck, 1996).

Medidas quantitativas podem determinar a qualidade do ambiente. Para Meybeck & Helmer, (1992) essas medidas podem ser físicas e químicas na água, nos organismos ou no material particulado e/ou através de testes biológicos e bioquímicos (teste de toxicidade, medidas de DBO5), também pode ser feito medidas semiquantitativas e qualitativas, tipo índices bióticos, aspectos visuais, inventário de espécies, odor etc. Determinações que são realizadas no laboratório ou no campo, gerando vários tipos de informações e diferentes interpretações técnicas.

Segundo Arias (2006), compostos químicos estranhos a um ser vivo ou a um sistema biológico (compostos xenobióticos), vem sendo encontrados em grande escala nos ecossistemas nos últimos anos. Isso devido a atividades antropogênicas sobre o meio ambiente, reduzindo assim a qualidade ambiental, comprometendo a saúde dos seres vivos que habitam esses sistemas ecológicos e influenciando diretamente na saúde do ser humano.

Diversas fontes de emissão lançam diariamente uma grande quantidade e variedade de substâncias tóxicas aos ambientes ecológicos, expondo assim sua comunidade a essas toxinas. Oriundas de indústrias, sistemas de drenagem agrícola, acidentes químicos, esgotos domésticos, uma grande quantidade de metais pesados, agrotóxicos, compostos orgânicos, entre outros, compõem esses agentes transformadores da qualidade de vida no ambiente (Lama, 2003).

Vários produtos (agrotóxicos e fertilizantes) aplicados em campos de cultivo, atingem os leitos d'água, por meio de chuvas, lixiviação do solo e irrigação.

Uma outra forma de contaminação é a forma indireta, seja por meio da pulverização de pesticidas ou pelo caráter volátil dos produtos aplicados nos cultivos, onde estes podem por meio de transporte aéreo, se depositarem na água e/ou no solo, distante da área de origem (Lacorte & Barcelo, 1995).

Segundo Lacorte & Barcelo, (1995), os métodos analíticos capazes de avaliar pesticidas organofosforados e carbamatos na água, são por meio de cromatografia gasosa, cromatografia líquida de alta performance ou espectrofotometria de massa.

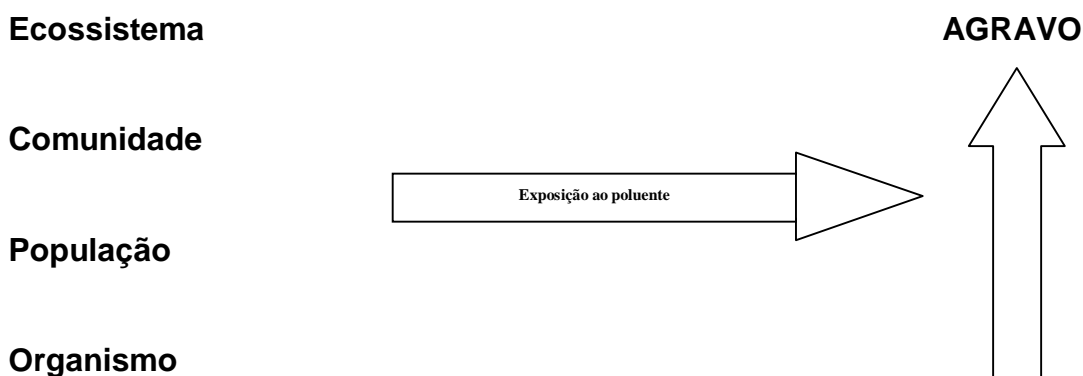
A aplicação em larga escala dos métodos de análise citada torna-se extremamente inviáveis devido à demanda do alto custo operacional e mão de obra qualificada. Outra grande dificuldade no monitoramento ambiental é o fato de que a associação do uso de pesticidas com a poluição ambiental obedece a uma dinâmica temporal e espacialmente difusa variável, resultando em dados de contaminação baixa e contínua, onde nem sempre é captado pelos métodos de avaliação, pois os registros são relatados no instante exato e não acompanham a variação espacial e temporal da contaminação (Lacorte & Barcelo, 1995).

Os indicadores em diferentes níveis de organização biológica fornecem informações complementares, necessárias para a análise de risco ecológico (Arndt & Schweizer, 1991).

Impactos da contaminação por agrotóxicos em peixes e nos macroinvertebrados variam de acordo com os tipos de substâncias empregadas, com a sua toxicidade e com a estabilidade nos ambientes aquáticos. Os efeitos sobre a fauna incluem desde alterações fisiológicas em

alguns organismos, até a morte maciça de populações, afetando toda a estrutura da comunidade (Clements, 2000).

Segundo Cairns & Pratt (1993), é proporcional o aumento da concentração de toxinas e os impactos negativos nas organizações biológicas. Por exemplo, quanto maior a concentração de pesticidas, maiores serão os impactos nos níveis superiores de organização biológica, tais como comunidades e ecossistemas. Bem sabemos que se uma população sofre grande redução de seus indivíduos, diretamente será influenciada uma comunidade, devido a escassez de representantes capazes de reproduzir, afetando assim a seleção de novas espécies (Figura 3).



**Figura 3. Representação da ação danosa em um sistema biológico (Cairns & Pratt, 1993).**

São mais rápidos os efeitos dos contaminantes em níveis de organização biológica menos complexos, além de que os efeitos nesses níveis, são maiores. (Figura 4).

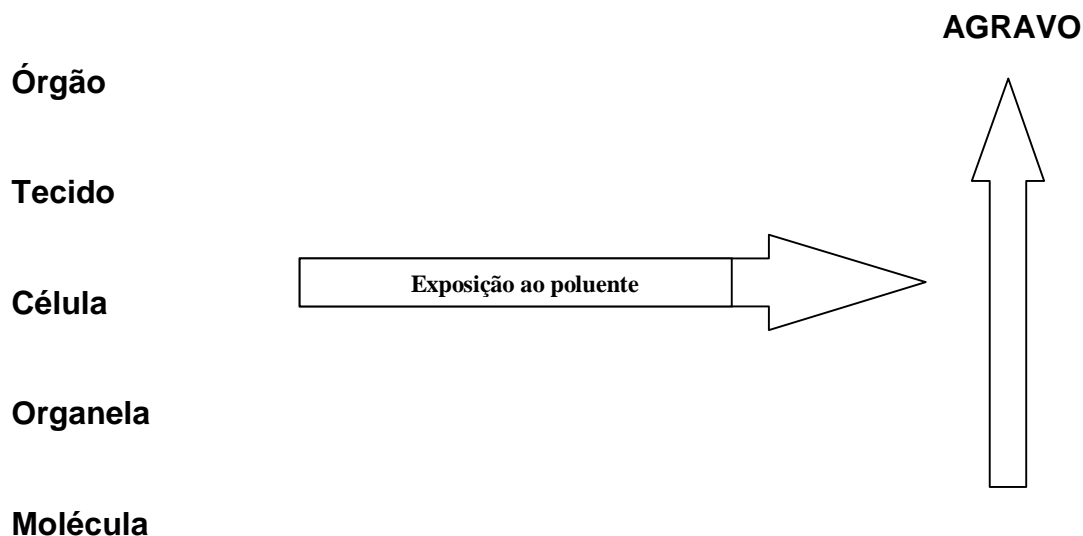


Figura 4. Representação da ação danosa em um sistema biológico menos complexo (Cairns & Pratt, 1993).

Ecossistemas aquáticos de rios têm uma grande heterogeneidade física, que incluem grandes e pequenos rios, geomorfologia, variação no regime da vazão, além de outras características. Sendo assim, a utilização de uma comunidade de peixes como bioindicadores, é uma metodologia eficaz, principalmente em grandes rios, onde estes apresentam, em geral, misturas variadas de poluentes. Em ecossistemas aquáticos de pequena dimensão, fica mais viável a utilização da fauna macroinvertebrados, onde já os peixes em geral são de porte pequeno, onde dificulta os testes com bioindicadores disponíveis (Rashed, 2001).

Fazer o biomonitoramento nos diversos níveis dos sistemas biológicos, obtêm-se dados relevantes nos tipos de bioindicadores eficazes, onde os quais podem possibilitar a definição e utilização de uma abordagem integrada que

pode avaliar os efeitos tóxicos de substâncias poluentes nos mais variados ecossistemas do planeta.

Com esses dados, torna-se um instrumento eficaz o desenvolvimento e aplicação de bioindicadores para determinar o grau de impacto causado no ecossistema de uma determinada área. O Delineamento de projetos, a esquematização de estratégias para reparar ou recuperar a biodiversidade dos ecossistemas, podem se realizar a partir do conhecimento de uma bateria de bioindicadores existentes (Rodríguez, 2001).

## **2.5. Os espaços para bioindicação**

Ecossistema é uma comunidade de organismos que interagem entre si e com o meio ambiente ao qual pertencem, ou seja, é a relação entre comunidades mais os fatores abióticos, responsáveis pela manutenção da vida nesse espaço (Tilman, 1997).

A definição de ecossistema é muito complexa. Se levar em consideração, um espaço que tenha produtores, consumidores e decompositores, associando a um espaço físico, pode-se considerar esse local, um ecossistema (Nielsen, 2009).

Todo o ambiente natural, como uma floresta, um bosque, um prado ou um tronco de árvore, apresenta características próprias bem definidas, determinadas pelos fatores físicos e químicos que o caracterizam e pelos seres vivos que povoam esse ambiente (Galeto, 2007).

Os ecossistemas aquáticos são, em, termos de funcionamento, semelhantes aos ecossistemas terrestres, tendo como principal diferença a

porcentagem de água (neste caso de 100%). Sendo assim, algumas características são variáveis, como por exemplo, a fauna (peixes, em particular), a salinidade, a luminosidade, a distância da costa e a profundidade (Carvalho *et al.*, 2005).

Durante uma pesquisa utilizando bioindicadores, os locais de avaliação das condições do ambiente, variam de acordo com o que e para que está sendo empregada essa pesquisa. O ambiente em questão pode ser local (com área de espaço relativamente pequeno), regional (de área com escala maior que o espaço local) e global, onde a ação dos agentes antropogênicos atuam em todo globo (Spellerberg, 1991).

Os bioindicadores comportam-se com suas funções imutáveis, independente se local, regional e global, o que modifica são os dados obtidos (Begon, 1996).

### **2.5.1. Espaço físico local**

Segundo Whitfield (2001), trabalho local, são pesquisas relacionadas com bioindicadores, na avaliação de um ambiente e ou ecossistema de espaço de escala de dimensões inferiores a escala regional e global. Exemplos de áreas onde foram coletadas informações para elaboração deste trabalho são, pequenos vilarejos, um setor em uma cidade, lagoas, área rural de pequeno espaço “minifúndio” (sitio, chácara etc), nascentes de rios, minas de extração mineral, plantações (monoculturas ou policulturas) etc.

O monitoramento de variáveis físicas e químicas traz algumas vantagens na avaliação de impactos ambientais nos ecossistemas, tais como:

identificação imediata de modificações nas propriedades físicas e químicas da do local; detecção precisa da variável modificada, e determinação destas concentrações alteradas. Entretanto este sistema apresenta algumas desvantagens, tais como a descontinuidade temporal e espacial das amostragens. A amostragem de variáveis físicas e químicas fornece somente uma fotografia momentânea do que pode ser uma situação altamente dinâmica (Whitfield, 2001).

Um trabalho local pode ser realizado em um ecossistema “grande” por exemplo, em um rio, em um bioma etc. O que diferencia é a intenção do trabalho, ou seja, o foco do trabalho. Por exemplo, pode se avaliar a quantidade de metais em um rio através do estudo de micronúcleos em lambaris, onde o foco é uma população ribeirinha. Ou seja, o rio é amplo, poderia ser o fator abiótico para um estudo regional, mas a meta do trabalho é a população ribeirinha de um determinado rio. Assim o trabalho se torna local.

### **2.5.2. Espaço físico Regional**

Trabalhos com bioindicadores definidos como regional, possuem uma amplitude maior que os trabalhos locais. Os trabalhos regionais atendem a um espaço com área e presença de espécies e espécimes com uma biodiversidade mais ampla. Pode-se citar exemplos de áreas consideradas regionais, tais como, uma cidade, uma área rural latifundiária, rios, represas de grandes extensões, plantações de grande porte (mono ou policulturas), biomas, praias etc.



Os principais métodos envolvidos nesse tipo de bioindicação abrangem o levantamento e avaliação de modificações na riqueza de espécies e índices de diversidade; abundância de organismos resistentes; perda de espécies sensíveis; medidas de produtividade primária e secundária; sensibilidade a concentrações de substâncias tóxicas (ensaios ecotoxicológicos), entre outros (Barbour *et al.*, 1999).

Lembrando que um trabalho de avaliação com a utilização de bioindicadores em um espaço definido como região, pode ser efetivado em um espaço “local”. O que diferencia é a meta da pesquisa. Usando o exemplo citado acima nos trabalhos locais, a mesma pesquisa pode ser realizada, só que o foco não seria uma população ribeirinha, e sim todos os moradores ribeirinhos do rio ao longo de sua extensão.

### **2.5.3. Espaço físico Global**

Nos trabalhos definidos como “Global”, o espaço de visualização de ação dos agentes poluentes é global, mas o estudo não necessariamente é feito em todo o globo. Os indicadores biológicos utilizados também não necessariamente são os mesmos em uma única pesquisa. Historicamente, a avaliação de impacto ambiental tem se concentrado nos efeitos de substâncias tóxicas emitidas por fontes pontuais sobre a saúde humana (Karr & Chu, 1997).

Para Usepa (1996), existem outras fontes de risco que podem afetar direta e/ou indiretamente as populações. Os riscos ecológicos, definidos como a probabilidade de que efeitos ecológicos adversos possam ocorrer como resultado da exposição dos ecossistemas naturais a um ou mais agentes

estressores, podem causar riscos severos à saúde humana e das demais comunidades biológicas.

Um exemplo é o estudo do impacto dos testes nucleares feitos pela França. Sabe-se que os testes eram feitos em uma ilha, mas os efeitos são globais, sendo assim os bioindicadores podem ser os pingüins presentes em uma geleira e uma espécie de aves na mata atlântica.

### **3. OBJETIVOS**

#### **3.1. Objetivo Geral**

O objetivo deste trabalho foi analisar, por meio de ferramentas cienciométricas, os trabalhos científicos sobre bioindicadores desenvolvidos globalmente entre o período de 1998 e 2007.

#### **3.2. Objetivos Específicos**

- Identificar quais os países que estão desenvolvendo trabalhos com bioindicadores, bem como os países que possuem o maior número de publicações nessa área;
- Verificar quais os principais grupos taxonômicos que estão sendo utilizados como bioindicadores;
- Relacionar os tipos de bioindicadores utilizados e o espaço físico onde estão sendo realizadas essas pesquisas (local, regional ou global);
- Levantar as vantagens potenciais de se utilizar determinados grupos de bioindicadores em específicos espaços físicos;
- Avaliar, as tendências dos tipos de bioindicadores mais utilizados no planeta, nessa última década.

## 4. MATERIAL E MÉTODO

Este trabalho consiste em uma quantificação das publicações de trabalhos realizados com bioindicadores no Planeta. É uma análise quantitativa, da última década, dos anos entre 1998 a 2007. Foi utilizada a produção bibliográfica como indicador dos resultados obtidos.

O levantamento dos artigos foi realizado por meio da busca no banco de dados publicado no sítio do “Thomson ISI” (*ISI Web of Knowledge e Science*, 2008), utilizando as palavras-chave “bioindicator, biological indicator or organisms bioindicators” e considerando o período de 1998 a 2007.

O período considerado (1998 a 2007) foi estabelecido, para se ter uma melhor visualização panorâmica em uma década exata e mais próxima da atualidade. A coleta de dados ocorreu em 2008, não sendo possível assim, incluir as publicações desse ano, pois correria o risco de perder publicações que ainda não teriam sido anexadas ao sistema.

Foi utilizado o “Thomson ISI” devido sua abrangência quanto ao número de publicações e qualidade das revistas científicas indexadas. Entre as variáveis oferecidas pelo programa, o resumo, foi de suma importância para a realização desse trabalho, pois contém as informações sobre o tipo de indicador que foi utilizado e o espaço onde esse bioindicador foi analisado (local, regional ou global).

As variáveis escolhidas para dar limite e diretriz ao trabalho foram os países onde foram avaliados os bioindicadores, os tipos de bioindicadores, o ano que o trabalho foi publicado e se os trabalhos foram de caráter local, regional e global.

A princípio os tipos de bioindicadores obtidos na análise forneceram um enorme banco de dados, se analisados como espécies, então a tabulação foi modificada para grupos taxonômicos. São eles: Algas Macroscópicas, anelídeos, anfíbios, artrópodes, aves, bactérias, celenterados, equinodermos, helmintos, fungos, líquens, mamíferos, moluscos, peixes, poríferos, protozoários, répteis e vegetais.

Ressaltando que as algas macroscópicas pertencem ao grupo dos vegetais, porém, o número obtido de algas foi muito grande e desempenham uma ação como agente bioindicador muito boa, por isso foi coletada individualmente. Sendo assim, no grupo “vegetais”, não temos algas macroscópicas, estão somente os vegetais dos grupos das briófitas, pteridófitas, gimnospermas e angiospermas. As algas microscópicas eucariontes estão no grupo dos protozoários e as cianofíceas no reino monera.

Foram montadas tabelas por ano e depois em nível geral (ver lista de tabelas). As tabelas por ano oferecem as seguintes informações:

- os países que realizaram trabalhos naquele ano e a quantidade de trabalhos por país;
- os dez países que mais efetivaram trabalhos com bioindicadores e suas respectivas quantidades;
- o número de trabalhos feitos com bioindicadores a nível de espaço (local, regional ou global) nos dez países com maior número de trabalhos;
- e a quantidade de bioindicadores classificados de forma taxionômica nos dez países com maior número de trabalhos.

As tabelas em nível geral oferecem os seguintes dados:

- quantidade de trabalhos realizados com bioindicadores por ano;

- o número de trabalhos feitos entre 1998 e 2007 em todos os países;
- o total de trabalhos realizados com bioindicadores nos dez países com o maior número de trabalhos;
- a quantidade de trabalhos realizados com bioindicadores dos dez países com maior número de trabalho;
- o número de trabalhos por espaço (local, regional e global) nos dez países com maior número de trabalhos entre 1998 a 2007;
- a quantidade total de trabalhos a nível de espaço (local, regional e global) no montante total dos países;
- a quantidade de trabalhos com bioindicadores geral, classificados em suas respectivas taxionomias;
- a quantidade de trabalhos com bioindicadores nos dez países com maior número de trabalhos, classificados em suas respectivas taxonomias.

Os dados totais (ano, país, bioindicador e espaço “local, regional e global”) foram tabulados e inseridos no programa “StatSoft, Inc. (2005). O programa STATISTICA (data analysis software system), version 7.1. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com)”, foi utilizado para elaboração das tabelas e gráficos, permitindo uma melhor interpretação quantitativa e qualitativa do trabalho.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

No levantamento de dados realizado, foram encontrados 1779 trabalhos entre os anos de 1998 a 2007. No entanto, nem todos continham as informações procuradas, um total de 4 trabalhos, com informações referentes a meio ambiente onde apenas citam a palavra “bioindicador”, sendo utilizados então, 1775 trabalhos.

Encontrou-se nesses 1775 trabalhos publicados com pesquisas relacionadas à bioindicadores, 88 países distribuídos em todo planeta (Tabela 1).

Tabela 1. Total de trabalhos realizados com bioindicadores de 1998 a 2007.

País	Ano										TOTAL
	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	
Estados Unidos	29	24	28	16	26	35	24	27	34	43	286
Itália	11	15	11	11	13	16	13	14	23	17	144
Espanha	9	15	8	12	9	6	15	15	22	15	126
França	10	7	10	5	10	11	20	13	26	12	124
Brasil	4	3	6	5	9	12	8	16	17	21	101
Canadá	8	17	7	12	8	10	8	11	9	9	99
Alemanha	9	15	7	5	9	13	6	11	7	8	90
Austrália	6	4	7	10	6	5	12	5	4	15	74
Inglaterra	7	5	5	6	3	8	5	5	7	5	56
Polônia	2	2	3	4	8	6	11	4	6	8	54
República Checa	2	2	3	7	1	5	5	3	3	6	37
Áustria	1	2	5	3	1	3	9	2	5	3	34
China	3	3	1	3			3	4	7	5	29
Portugal	2		2		3		2	6	5	9	29
Índia	2		3	2	2	4	1	4	5	4	27
Japão		2		3	2	7	2	4	2	5	27
África do Sul	2		1	4	6	1	2	4	3	2	25
Bélgica	3	3	2	2	2	1	4	4	3	3	24
Grécia	1	2	2	2	2	5	2		3	2	21
México		1	3	3		3	3	2	2	4	21
Argentina	2		1	1	3	3	4	4	1	1	20
Finlândia	5		1	1	1	2	4	2	1		17
Turquia		1		1		2	3	1	5	3	16
Holanda	1	1	1	2	1				5	3	14
Hungria	1		1		2	2	4	1	2	1	14
Suíça		1	2	2	2			1	2	4	14
Eslováquia	1	2	1	1	1	1		2	1	2	12
Nova Zelândia		4	2	2		2	1				11
Rússia	2	2	1		1	1	1	2	1		11
Suécia	1	1	2	1	1			3	1	1	11
Taiwan	2	1	1	1	2	3	1				11
Chile	1		1		1	2		2	3		10
Coréia	1	1	1				1		2	4	10
Israel	2	1			1	2	2		2		10
Bulgária	1	3		1		1		2	1		9
Irlanda	1	1	1	1		2	2	1			9

Tabela 1. Total de trabalhos realizados com bioindicadores de 1998 a 2007. Continuação

País	Ano										TOTAL
	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	
Croácia			1					3	1	3	8
Eslovênia			1		1	1	1	3		1	8
Noruega		2	1	1	3					1	8
Costa Rica		2			1	1		1	1	1	7
Egito	1	1	1	1	1	2					7
Malásia			1	1	1				2	1	6
Nigéria				1		2			1	2	6
Venezuela		2		2						2	6
Colômbia		1				1	1	1	1		5
Dinamarca				1		1	1	2			5
Marrocos			1	1			1	1	1		5
País de Gales							1		3	1	5
Paquistão			1			1	1			2	5
Romênia		1			1	1		1	1		5
Singapura	1				1		2		2		5
Escócia					1	1				2	4
Ucrânia	1				1	1	1				4
Uruguai						1	1		1		3
Alaska	1					1					2
Emirados Árabes					1		1				2
Estônia							1	1			2
Gana			1	1							2
Indonésia			2								2
Jamaica						2					2
Kuwait								2			2
Mônaco					1	1					2
Peru			1	1							2
Tailândia					1	1					2
Tunísia							1		1		2
Vietnã			1					1			2
Amsterdam	1										1
Antártida				1							1
Bolívia										1	1
Caribe						1					1
Fiji					1						1
Germânia									1		1
Irã										1	1
Jordânia										1	1
Libano				1							1
Luxemburgo										1	1
Malta						1					1
Mediterrâneo					1						1
Países Baixos						1					1
Palestina				1							1
Península Ibérica	1										1
Polinésia								1			1
Senegal			1								1
Servia									1		1
Tanzânia										1	1
Trinidad e Tobago		1									1
Uganda										1	1
Uzbequistão								1			1
<b>TOTAL</b>	<b>138</b>	<b>151</b>	<b>143</b>	<b>142</b>	<b>151</b>	<b>195</b>	<b>191</b>	<b>193</b>	<b>237</b>	<b>234</b>	<b>1775</b>

Fazendo uma relação entre o número de países por ano que realizaram pesquisas com bioindicadores e a quantidade de publicações, nota-se que existe um padrão de crescimento entre as duas variáveis (Figura 5).





Figura 5. Relação número de países & número de publicações (1998 a 2007).

Entre os 88 países citados, nota-se que os Estados Unidos, Itália, Espanha, França, Brasil, Canadá, Alemanha, Austrália, Inglaterra e Polônia, destacam-se entre os dez países com maior número de trabalhos. Entre os vinte países com maior destaque, soma-se um total de 1428 trabalhos, sendo 80% de todos os trabalhos realizados (Tabela 2).

Um ponto importante de se enfatizar é a presença do Brasil entre esses países, sendo o 5º país com maior número de resultados (Tabela 2).

O Brasil é um país tropical localizado na América do sul, com uma grande extensão territorial. Grande parte dessa extensão é preenchida pela floresta Amazônica. Está localizado na região equatorial, e por isso, tende a receber uma maior quantidade de radiação UV, fator responsável por alterações visíveis em organismos bioindicadores, além disso, ações antrópicas, como desmatamento e assoreamento provocam mudanças nos ambientes aquáticos e potencializam os efeitos da radiação UV nesta região. Com essas mudanças, o índice de radiação UV deverá aumentar, podendo

causar efeitos danosos em todos os seres vivos, incluindo aqueles que vivem nos ecossistemas aquáticos (Groff, 2008).

Uma parte das pesquisas realizadas no Brasil é resultado de investimento e financiamento de empresas particulares e estatais.

Tabela 2. Distribuição dos vinte países com maior número de publicações entre 1998 a 2007.

País	Ano										TOTAL
	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	
Estados Unidos	29	24	28	16	26	35	24	27	34	43	<b>286</b>
Itália	11	15	11	11	13	16	13	14	23	17	<b>144</b>
Espanha	9	15	8	12	9	6	15	15	22	15	<b>126</b>
França	10	7	10	5	10	11	20	13	26	12	<b>124</b>
Brasil	4	3	6	5	9	12	8	16	17	21	<b>101</b>
Canadá	8	17	7	12	8	10	8	11	9	9	<b>99</b>
Alemanha	9	15	7	5	9	13	6	11	7	8	<b>90</b>
Austrália	6	4	7	10	6	5	12	5	4	15	<b>74</b>
Inglaterra	7	5	5	6	3	8	5	5	7	5	<b>56</b>
Polônia	2	2	3	4	8	6	11	4	6	8	<b>54</b>
República Checa	2	2	3	7	1	5	5	3	3	6	<b>37</b>
Áustria	1	2	5	3	1	3	9	2	5	3	<b>34</b>
China	3	3	1	3	-	-	3	4	7	5	<b>29</b>
Portugal	2	-	2	-	3	-	2	6	5	9	<b>29</b>
Índia	2	-	3	2	2	4	1	4	5	4	<b>27</b>
Japão	-	2	-	3	2	7	2	4	2	5	<b>27</b>
África do Sul	2	-	1	4	6	1	2	4	3	2	<b>25</b>
Bélgica	3	3	2	2	2	1	4	4	3	-	<b>24</b>
Grécia	1	2	2	2	2	5	2	-	3	2	<b>21</b>
México		1	3	3	-	3	3	2	2	4	<b>21</b>
<b>TOTAL</b>	<b>111</b>	<b>122</b>	<b>114</b>	<b>115</b>	<b>120</b>	<b>151</b>	<b>155</b>	<b>154</b>	<b>193</b>	<b>193</b>	<b>1428</b>

Os Estados Unidos está no topo desse destaque. Confirmando esses dados, Lima-Ribeiro *et al.* (2007), apresentam dados onde a maior parte de pesquisas em ecologia de populações, que esta direta e/ou indiretamente ligadas a bioindicadores, são concentradas em território norte-americano, e com a maioria dos autores que trabalham nos EUA ou são norte-americanos.

Ainda para Lima-Ribeiro *et al.* (2007), essa expressiva presença dos Estados Unidos na ciência e pesquisa, é reflexo do investimento em infra-

estrutura e financiamento de pesquisas, não só por instituições públicas, mas também por instituições privadas.

Considerando que o território dos Estados Unidos também é uma região com presença de grandes ecossistemas naturais, e é uma região com grande densidade populacional humana, torna-se assim uma preocupação para ambas as instituições (públicas e privadas), detectar possíveis problemas ambientais, assim são utilizadas pesquisas com bioindicadores.

Os demais países (Itália, Espanha, França, Canadá, Alemanha, Austrália, Inglaterra e Polônia), que são países desenvolvidos, seguem o princípio citado por Mugnaini (2004), onde o investimento em ciência está diretamente relacionado com a formação e qualificação de pesquisadores, mestres e doutores titulados (Lima-Ribeiro *et al.*, 2007).

O Brasil, como citado anteriormente, é um país em desenvolvimento. Mesmo com essa situação, ainda aparece nos dados com uma frequência considerável. O Brasil tem qualificação e investimento no que tange sobre pesquisa, mas isso não reflete ainda em publicações. A baixa frequência diante países como Itália, Espanha, França e Canadá, deve-se ao baixo nível de qualificação docente e de investimentos nessa área (Lima-Ribeiro, 2007).

Considerando a escala espacial dos estudos com bioindicadores avaliados no presente trabalhos, notou-se que a grande maioria dos trabalhos tem sido desenvolvida em escala local e regional, além disso, observou-se um incremento no número de artigos Local/regional ao longo dos anos (Figura 6). Além do menor número de artigos em escala global, estes apresentaram redução do número considerando o período analisado. Recentes estudos ecológicos têm registrado uma maior frequência de estudos em escala local

(Báldi & McCollin 2003; Lima-Ribeiro et al 2007), dessa forma, esse resultado evidência um viés de estudos em menor escala para trabalhos com análise de bioindicadores.

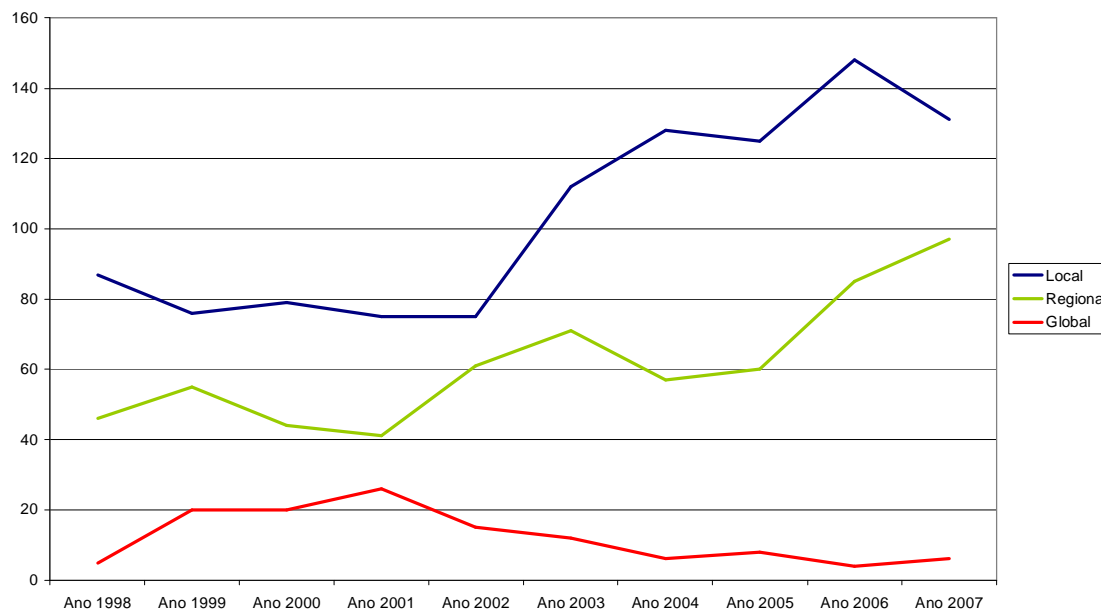


Figura 6. Frequência entre as distintas escalas espaciais analisadas.

A qualidade do meio ambiente, como a do ar, por exemplo, pode ser avaliada em nível local, regional e global, através de estimativas das emissões, do uso de modelos matemáticos e de medidas das concentrações ambientais dos principais poluentes, utilizando-se, normalmente, métodos físico-químicos. Por estas medidas, pode-se verificar se normas e valores limites para concentrações de poluentes no ar, estabelecidos ou recomendados, estão sendo respeitados. Os resultados dessas medidas, porém, não permitem conclusões imediatas sobre os impactos das concentrações atuais de poluentes em seres vivos (Klumpp *et al.*, 2001).

Observa-se que os espaços físicos utilizados para as pesquisas com bioindicadores no planeta, mantiveram-se crescentes ao longo dos anos, onde

resultando no montante, 59% publicações locais, 34% regionais e a menor parte com 7% publicações globais (Figura 7).

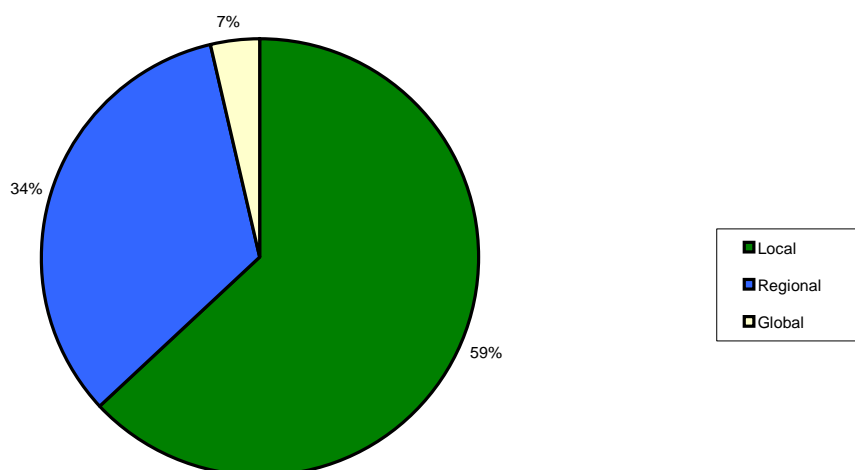


Figura 7. Distribuição total de trabalhos realizados com bioindicadores em espaço físico local, regional e global.

Dentre as distintas escalas espaciais observadas, notou-se que grande parte das pesquisas foram realizadas para avaliar a qualidade do ar. A contaminação do ar tem sido um dos temas de grande interesse para o meio científico nas últimas décadas, tendo em vista sua implicação negativa sobre a saúde humana, ecossistemas e bens constituídos, caracterizando-se como um fator de importância na busca da implementação do desenvolvimento sustentável (Saldiva, 1997; Cetesb, 1999; Braga *et al.*, 2002; Campos, 2002).

Problemas decorrentes da poluição atmosférica sobre a saúde humana têm sido considerados em estudos de saúde pública, de saúde ambiental e de toxicologia, apontando para efeitos que se manifestam principalmente por

doenças crônicas, prejudicando a qualidade de vida das populações afetadas ou causando aumento de mortalidade, em situações extremas (Peiter & Tobar, 1998).

Outro problema grave enfrentado pelos países desenvolvidos, desde a metade do século passado, e mais recentemente nos países em desenvolvimento, é a presença de ácidos na composição da chuva, decorrentes de atividades antrópicas. Os ácidos sulfúrico, nítrico e clorídrico produzidos na queima de combustíveis fósseis, bem como aqueles com origem biogênica, formam aerossóis que atuam como núcleos de condensação de nuvens, o que interfere na composição da água de chuva (Andrews; Brimblecomb; Jickells, 1996; Campos, 2002).

Mais recentemente, devido à transferência dessas atividades poluentes para os países em desenvolvimento e à crescente industrialização neles observada, o mesmo problema tem acometido os países do terceiro mundo, a exemplo dos danos ocorridos à vegetação que recobria o trecho da Serra do Mar, situado na zona de influência do Complexo Industrial de Cubatão, Brasil, a partir da época de sua implantação, na década de 50 do séc. XX, referidos por Klumpp, Domingos & Klumpp (1996).

No Brasil, um dos países com maior número de trabalhos com bioindicadores (5º lugar) ao longo da década de 1998 a 2007, pesquisadores do laboratório de poluição atmosférica experimental (LPAE) da Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo, USP, relacionaram a ocorrência de concentrações elevadas de NO no ar, com a incidência de mortalidade infantil por doenças respiratórias, na cidade de São Paulo (Saldiva *et al.*, 1994).

No sexto país com maior número de publicações, o Canadá, uma pesquisa realizada com aproximadamente 1200 usuários do Serviço Público de saúde de Ontário, localizados nas proximidades de estações de avaliação da qualidade do ar, verificou-se o aumento da procura por atendimento médico em ocasiões de acréscimo no nível médio de SO<sub>2</sub> presente no ar (Pengelly, 1992).

Outra grande parte dos espaços físicos utilizados nas pesquisas com bioindicadores foram em ambientes aquáticos. Ecossistemas aquáticos têm sido alterados de maneira significativa devido a vários impactos ambientais resultantes de atividades mineradoras; construção de barragens e represas; retificação e desvio do curso natural de rios; lançamento de efluentes domésticos e industriais não tratados; desmatamento e uso inadequado do solo em regiões ripárias e planícies de inundação; exploração de recursos pesqueiros e introdução de espécies exóticas (Goulart & Callisto, 2003).

Essas alterações resultam em uma queda acentuada da biodiversidade aquática, em função da desestruturação do ambiente físico, químico e alterações na dinâmica e estrutura das comunidades biológicas (Callisto *et al.*, 2001). Os rios recebem materiais, sedimentos e poluentes de toda sua bacia de drenagem, refletindo os usos e ocupação do solo nas áreas vizinhas. Os principais processos degradadores, resultantes das atividades humanas nas bacias de drenagem, causam o assoreamento e homogeneização do leito de rios e córregos, diminuição da diversidade de habitats e microhabitats e eutrofização artificial (enriquecimento por aumento nas concentrações de fósforo e nitrogênio e conseqüente perda da qualidade ambiental) (Callisto *et al.*, 2002; Goulart & Callisto, 2003).

Bioindicadores são espécies, grupos de espécies ou comunidades biológicas cuja presença, quantidade e distribuição indicam a magnitude de impactos ambientais em um ecossistema aquático e sua bacia de drenagem (Callisto & Gonçalves, 2002).

A Agência de Controle Ambiental dos Estados Unidos (U.S. Environmental Protection Agency – USEPA) e a Diretriz da União Européia (94C 222/06, 10 de agosto de 1994) recomendam a utilização de bioindicadores como complemento às informações sobre a qualidade das águas. Sua utilização permite a avaliar de forma integrada os efeitos ecológicos causados por múltiplas fontes de poluição. O uso dos bioindicadores é mais eficiente do que as medidas instantâneas de parâmetros físicos e químicos, como por exemplo temperatura, pH, oxigênio dissolvido, teores totais e dissolvidos de nutrientes, que são medidos no campo e utilizados para avaliar a qualidade das águas.

Entre os 18 grupos taxonômicos definidos na coleta de dados, observa-se que a maior parte de bioindicadores utilizados são vegetais, artrópodes, peixes, mamíferos e moluscos (Tabela 3).

Utilizar bioindicadores, especialmente para a avaliação de impactos ambientais decorrentes de descargas pontuais de esgotos domésticos e efluentes industriais, é de grande valia. Monitorando-se estações de amostragem a montante, no local de lançamento e a jusante da fonte poluidora, pode-se identificar as conseqüências ambientais para a qualidade da água e saúde do ecossistema aquático (Callisto, 2004).



Tabela 3. Quantidade de bioindicadores utilizados entre 1998 a 2007.

Bioindicador	Ano										TOTAL
	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	
Vegetal	39	23	21	25	45	59	39	38	47	51	<b>387</b>
Artrópode	25	22	25	25	14	24	43	47	40	44	<b>309</b>
Peixe	15	15	24	16	21	23	13	25	25	42	<b>219</b>
Mamífero	12	16	12	8	24	10	14	13	11	38	<b>158</b>
Molusco	17	11	9	14		23	26	19	33		<b>152</b>
Alga	3	9	3	8	10	13	18	10	15		<b>89</b>
Bactéria	10	13	10	14	10	7	5	6	8		<b>83</b>
Ave	9	8	8	4	3	7	5	6	11	8	<b>69</b>
Protozoário		6	12	6	4	7	4	6	3	2	<b>50</b>
Líquen		9	6	3		1	7	9	13	1	<b>49</b>
Helmineto		11	6	8	2	3	3	5	7		<b>45</b>
Anelídeo					3	6	5	1	8	17	<b>40</b>
Anfíbio	7	6	2	1	2	4	2	1	6		<b>31</b>
Celenterado				2		1	2		1	24	<b>30</b>
Fungo				3	11	4	3	3	2	3	<b>29</b>
Equinodermo		2	4	5		3	1	1	2	1	<b>19</b>
Réptil	1		1		1		1	2	3	3	<b>12</b>
Porífero					1			1	2		<b>4</b>
<b>TOTAL</b>	<b>138</b>	<b>151</b>	<b>143</b>	<b>142</b>	<b>151</b>	<b>195</b>	<b>191</b>	<b>193</b>	<b>237</b>	<b>234</b>	<b>1775</b>

21% dos trabalhos são com vegetais, 17% artrópodes, 12% peixes, 9% mamíferos, 9% moluscos, 5% algas, 4% bactérias, 3% aves, 2% protozoários, 2% líquens, 2% helmintos, 2% anelídeos, 1,5% anfíbios, 1,5% celenterados, 1,5% fungos, 1% equinodermos, 0,6% réptil e 0,2% poríferos.

Em relação aos métodos tradicionais de verificação dos níveis de poluição, o biomonitoramento apresenta vantagens como: baixo custo de instalação e acompanhamento; ausência, em geral, de aparelhagem sofisticada de medição; eficiência no monitoramento de áreas amplas e períodos longos de tempo; e, viabilidade de se avaliar elementos químicos presentes em baixas concentrações no ambiente em estudo (Hiatt, 1999; Carreras; Pignata, 2001; Sumita *et al.*, 2003).

Entre os organismos bioindicadores vegetais, destacam-se os líquens, musgos e as plantas superiores. Líquens são organismos formados pela

associação simbiótica entre fungos e algas. As algas, que são sempre clorofíceas e as cianobactérias que são organismos fotobiontes, que atuam na síntese de glucídios de que carecem os componentes da associação simbiótica. Os fungos, que podem ser ficomicete, ascomicete, basideomicete ou fungo imperfeito, absorvem e armazenam a água necessária à sobrevivência do conjunto (Garty *et al.*, 2003; Joly, 2002; Smith, 1969).

Musgos são amplamente utilizados como bioindicadores, em virtude de características favoráveis ao biomonitoramento, como: ampla distribuição geográfica; capacidade de sobrevivência em ambientes poluídos, tendência de crescimento ao longo de todo ano (sempre verdes); interação mais direta com o ambiente onde vive, do que as plantas superiores, em virtude da anatomia simples e ausência de cutícula; capacidade de bioacumulação (Aceto *et al.*; 2003; Adamo *et al.*, 2003).

As plantas vasculares, ou seja, as plantas superiores são divididas em cinco grupos: *Cycadophyt*, *Ginkgophyta*, *Coniferophyta*, *Gnetophyta* e *Angiospermae*. Os quatro primeiros grupos faziam parte da divisão *Gymnospermae*, que foi mais recentemente subdivida, com base em análises filogenéticas e dados moleculares observados em cloroplastos de organismos daquela divisão. São também denominadas de não angiospermas com sementes, englobando as plantas que formam sementes nuas. À divisão *Coniferophyta* pertence o grupo *Pinales* ou das coníferas, como é vulgarmente conhecido (Judd *et al.*, 1999; Godoy; Patrício, 2001).

Organizar plantas em grupos distintos como sensíveis e tolerantes deve ser considerada em programas de pesquisa dessa área de conhecimento, visto que plantas sensíveis podem ser utilizadas como bioindicadores de reação e

plantas tolerantes podem servir, tanto como bioindicadores de acumulação, como no abate de poluentes do ar em ambientes urbanos e industriais (Pignata *et al.*, 1999).

As angiospermas enquadram o grupo das plantas que produzem sementes no interior do ovário, formando frutos. É um dos maiores grupos vegetal (Joly, 2002).

Musgos e Líquens tem sido largamente utilizados como método complementar de monitoramento da qualidade do ar e da presença de contaminantes na troposfera (Ma, 1999; Pignata *et al.*, 1999; Scerbo *et al.*, 1999).

Resultados de experimentos com plantas podem ser considerados para avaliar no biomonitoramento de ações humanas, uma vez que são organismos sensíveis, mesmo em situações de baixos níveis de contaminação. Assim, é admissível considerar que, se um poluente não causa nenhum dano detectável para a maioria das espécies sensíveis, não afetará também as demais espécies, incluindo o homem (Guimarães *et al.*, 2000).

Segundo Klumpp (2001), os vegetais têm exercido um papel cada vez maior no controle da qualidade do ar, tendo em vista que os efeitos negativos da poluição sobre eles são facilmente verificáveis, inclusive para leigos.

Entre os artrópodes, a composição em espécies e a distribuição espaço-temporal dos organismos aquáticos alteram-se pela ação dos impactos. Quanto mais intensos forem, mais pronunciadas serão as respostas ecológicas dos organismos aquáticos bioindicadores de qualidade de água, podendo haver inclusive a exclusão de organismos sensíveis à poluição (como as formas

imaturas de muitas espécies de *Ephemeroptera*, *Plecoptera* e *Trichoptera*) (Callisto *et al.*, 2001).

Entre os artrópodes os macroinvertebrados bentônicos são bons bioindicadores da qualidade de água porque são geralmente mais permanentes no ambiente, pois vivem de semanas a alguns meses no sedimento. Seu monitoramento torna-se mais eficiente que o monitoramento baseado apenas na mensuração de parâmetros físicos e químicos (Lenat & Barbout, 1994; Alba-Tercedor, 1996).

Os macroinvertebrados bentônicos são eficientes para a avaliação e monitoramento de impactos de atividades antrópicas em ecossistemas aquáticos continentais (Callisto, 2000; Goulart & Callisto, 2003). São relativamente sésseis e muitos organismos bentônicos (benthos, do grego, fundo) alimentam-se de matéria orgânica produzida na coluna d'água ou daquela proveniente da vegetação marginal que cai no leito dos rios. São importantes componentes da dieta de peixes, anfíbios e aves aquáticas e por isso transferem a energia obtida da matéria orgânica morta retida no sedimento para os animais que deles se alimentam. O conjunto de organismos chamados "macroinvertebrados bentônicos" vive no fundo de corpos d'água continentais (rios e lagos). Dentre eles predominam as larvas de insetos aquáticos, minhocas d'água, caramujos, vermes e crustáceos, com tamanhos de corpo maiores que 0,2-0,5 mm (Callisto, 2000).

O Programa de Biomonitoramento Ambiental ideal é o que integra medições físicas, químicas e biológicas, permitindo a caracterização físico-química dos ecossistemas aquáticos de uma bacia hidrográfica e o estudo da ecologia dos organismos bioindicadores de qualidade de água. O uso destes

organismos como bioindicadores acontece submetendo-os a condições adversas, onde se adaptam ou morrem. Portanto, os organismos que vivem em um dado ecossistema estão adaptados às suas condições ambientais e por isso devem refletir o nível de preservação de condições naturais ou as alterações provocadas pela emissão de poluentes ambientais (Hynes, 1974).

Peixes acumulam poluentes diretamente da água contaminada e indiretamente pela ingestão de organismos aquáticos contaminados. Poluentes genotóxicos ameaçariam não apenas os organismos aquáticos, mas também o ecossistema aquático e finalmente, o homem, que se alimenta de peixes (Groff, 2008).

Bioensaios com peixes, tanto *in vivo* quanto *in vitro*, vem sendo usados com sistemas modelo para estudos bioquímicos, toxicológicos e de desenvolvimento. Os peixes respondem de forma similar aos mamíferos em bioensaios, como aqueles que analisam a resposta bioquímica a agentes químicos, como danos oxidativos em hepatócitos. As vantagens do uso de peixes como organismos modelo incluem a facilidade com que essas espécies podem ser mantidas em laboratórios e expostos a agentes químicos (Silva *et al.*, 2003).

Trabalhos científicos tem demonstrado que peixes são bons bioindicadores. Um teste que tem sido muito utilizado é o do micronúcleo, obtendo-se assim informações sobre a genotoxicidade de águas sob condições de campo e laboratoriais (De Flora *et al.*, 1993; Al-Sabti, 1995; Al-Sabti & Metcalfe, 1995; Matsumoto & Cólus, 2000; Oliveira, 2003; Russo *et al.*, 2004; Andrade *et al.*, 2004; Vanzella *et al.*, 2007). O teste de micronúcleo em peixes, tem potencial para detecção de substâncias clastogênicas no ambiente

aquático. Uma vez que os eritrócitos de teleósteos são nucleados. Muitos estudos tem mostrado que eritrócitos periféricos de diferentes espécies de peixes têm uma alta incidência de micronúcleos após a exposição a diferentes poluentes, sob condições de campo e laboratório (Groff, 2008).

Muitas espécies de peixes têm demonstrado ser bons bioindicadores de poluição em estudos *in situ*: *Barbus plebejus* (Minissi *et al.*, 1996), *Oncorhynchus mykiss* (Rodriguez-Cea *et al.*, 2003), *Carassius sp*, *Zacco platypus*, *Leiognathus nuchalis* e *Ditrema temmincki* (Hayashi *et al.*, 1998), *Salmo trutta*, *Anguilla anguilla*, *Phoximus phoximus* (Rodriguez-Cea *et al.*, 2003).

No Brasil, na Amazônia, o tambaqui, *Colossoma macropomum*, é utilizado com grande freqüência como bioindicador (Brust & Pinto, 2005; Araújo *et al.*, 2005; Oliveira *et al.*, 2005). Estudos demonstram que a exposição de *Colossoma macropomum* jovem ao petróleo e ao dispersante em combinação ao petróleo desencadeia alterações nos níveis de glicose sangüínea, de lactato plasmático, na concentração de hemoglobina e na porcentagem de hematócitos (Araújo *et al.*, 2005).

Não se tem registros até o momento, estudos que demonstrem a utilização do pirarucú, *Arapaima gigas*, como organismo bioindicador, um peixe bastante conhecido no Brasil (Groff, 2008).

Os mamíferos são importantes bioindicadores da qualidade do ambiente, pois possuem muitas espécies próximas ou no topo da teia trófica (Cruz & Campello, 1998).

A maioria das espécies vegetais de florestas tropicais depende de mamíferos para a realização de processos biológicos, tais como polinização e dispersão de sementes (Morellato & Leitão-Filho, 1995; Machado *et al.*, 1998).

Isso demonstra que o estudo de mamíferos nesse tipo de ambiente é crucial para o planejamento e implementação de estratégias de manejo que visem a conservação de áreas naturais, como a implementação de reservas e parques (Eisemberg & Thorington, 1973).

Nos ecossistemas neotropicais, particularmente nas florestas da Amazônia e da América Central, foram realizados diversos estudos sobre riqueza de espécies, abundância e biomassa de mamíferos, mas estudos com este enfoque na floresta atlântica são mais raros, particularmente no Nordeste brasileiro (Cruz *et al.*, 2009).

Entende-se que biomassa é o peso da matéria viva de um indivíduo, de uma população, ou de uma comunidade. A biomassa de mamíferos se distribui na comunidade de acordo com a disponibilidade de alimentos (Mendes Pontes, 2000). Nas florestas tropicais a biomassa é maior no grupo de mamíferos arborícolas e menor na de grandes herbívoros terrestres (Chiarello, 1999). O que aparentemente é contraditório, uma vez que o peso de uma capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*) é muito maior que o de uma preguiça (*Bradypus variegatus*). Essa contradição explica-se pelo fato de que nas florestas neotropicais maduras, as preguiças são normalmente abundantes em relação as capivaras. Essa abundância de folívoros arborícolas em florestas tropicais decorre da maior disponibilidade de alimento, ou seja, folhas (Whitmore, 1990).

Os moluscos são um dos melhores bioindicadores de poluição já conhecidos. Especialmente os moluscos marinhos, são facilmente afetados por

poluentes. Como são organismos que se alimentam de plânctons, organismos igualmente sensíveis à poluição, concentram-se e potencializam os elementos tóxicos nos seus corpos. Os moluscos bivalves, como os mexilhões, fazem passar uma grande quantidade de água por suas lamelas branquiais, retendo assim o plâncton contaminado.

O cultivo de animais marinhos, como moluscos bivalves (ostras e mexilhões) além de ser uma fonte alternativa de alimentos, também é uma opção para a subsistência das populações costeiras, à medida que esse produto ganha espaço no mercado, a exemplo do que vem acontecendo nas regiões Sul e Sudeste do Brasil.

As ostras são organismos filtradores, capazes de ingerir partículas em suspensão, que podem carrear elevadas concentrações de microrganismos patogênicos. O hábito de ingerir esse alimento in natura, sem nenhum tratamento prévio, pode causar toxinfecções alimentares em humanos, principalmente em indivíduos imunocomprometidos. Dentre os microrganismos mais envolvidos em surtos alimentares podem ser citados vários gêneros, tais como: *Salmonella*, *Shigella*, *Escherichia coli*, *Vibrio cholerae*, *Vibrio parahaemolyticus*, *Aeromonas*, vírus da hepatite, dentre outros. Assim, faz-se necessário a adoção de medidas preventivas para o controle da veiculação de agentes patogênicos, como a seleção de área de captura desses organismos, depuração após captura, controle da água e algas que as ostras usam como alimento, seguido de uma depuração, bem como a manipulação e armazenamento adequados desses alimentos (Barreto, 2008).

No ambiente aquático, a macrofauna bêntica é composta por uma variedade de grupos taxonômicos, incluindo insetos, moluscos, crustáceos,



anelídeos, entre outros, sendo sua distribuição e abundância influenciadas por fatores biogeográficos e características do ambiente, tais como, o tipo de sedimento, teor de matéria orgânica, profundidade, variáveis físicas e químicas da água, presença de macrófitas (Carvalho & Uieda, 2004; Smith *et al.*, 2003; Vidal-Abarca *et al.*, 2004).

Um grupo de grande importância ecológica em ambientes aquáticos, são os invertebrados bentônicos, que participam das cadeias alimentares e sendo um dos elos principais das estruturas tróficas do ecossistema. Diversos estudos têm sido desenvolvidos sobre a comunidade zoobentônica, uma vez que esta pode ser utilizada em avaliações de monitoramento ambiental, fornecendo dados relevantes que podem contribuir para uma diagnose da qualidade sanitária dos corpos aquáticos (Eaton, 2003; Silveira & Queiroz, 2006).

Microorganismos podem ser usados como indicadores da qualidade de ambientes aquáticos ou terrestres. Encontrados em grandes quantidades, os microorganismos são facilmente amostrados do que outros organismos, sendo que alguns produzem novas proteínas (chamadas proteínas de estresse).

## 6. CONCLUSÃO

A análise dos estudos obtidos a partir do banco de dados publicados no sítio “Thomson ISI” (ISI Web of *Knowledge e Science*, 2008), no qual foram selecionados a partir das palavras-chave “bioindicator, biological indicator or organism bioindicator” no período de 1998 a 2007, permitiu concluir que nessa década, estão disponíveis 1775 trabalhos referentes a pesquisas com bioindicadores no planeta. Um número expressivo, uma vez que demonstra uma quantidade considerável, mas ainda não suficiente se relacionar o número de trabalhos realizados e a acelerada expansão dos desgastes dos sistemas ecológicos do planeta pela espécie humana.

Esses trabalhos desenvolveram-se em 88 países distribuídos nas mais diferentes regiões do globo, ou seja, considerando os biomas terrestres e os variados sistemas ecológicos, todas as regiões foram detectadas (tabela 1).

Observa-se que é diretamente proporcional o crescimento no número de trabalhos publicados no decorrer dos anos entre 1998 a 2007. Isso devido à preocupação de pesquisadores e instituições governamentais ou privadas nos anos que se seguem, sobre as alterações climáticas que estão cada vez maiores e tornando-se extremamente perceptíveis na vida humana, trazendo danos aos biomas terrestres, danos capitais em níveis agrícolas e de pecuária e prejuízos de grande escala nas regiões de intensa densidade populacionais, como nas metrópoles e cidades em geral.

Os vieses geográficos (maior número de trabalhos em escala local) e taxonômico (maior número de trabalho com plantas) permitiram observar que uma diversidade de novos estudos com bioindicadores pode ser ainda

desenvolvida, contemplando principalmente aspectos globais e com distintos grupos taxonômicos, além disso, estudos que avaliam aspectos de concordância entre distintos grupos taxonômicos e a importância desse de bioindicadores para análise mudanças climáticas ainda são incipientes.

Percebe-se que na última década existe uma preocupação humana no conhecimento sobre a situação dos sistemas ecológicos onde o homem está ligado diretamente. Isso devido às intensas ações antrópicas, industrializações e o gigantesco avanço humano nas áreas preservadas. Assim, sugere-se uma melhor aplicação para pesquisas com bioindicadores em níveis físicos mais amplos, regional e global, sendo possível desta forma, demonstrar a real situação do planeta em função dos excessos causados pelas ações humanas, especialmente pela intensa industrialização conveniente aos países desenvolvidos e a exploração dos recursos naturais de forma desordenada.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aceto, M.; Ornella, A.; Conca, R.; Malandrino, M.; Mentasti, E.; Sarzanini, C. (2003). The use of mosses as environmental metal pollution indicators. *Chemosphere*, v.50, p. 333-342.
- Adamo, P.; Giordano, S.; Vingiani, S.; Cobianchi, R. C.; Violante, P. (2003). Trace element accumulation by moss and lichen exposed in bags in the city of Nápoles (Italy) *Environmental Pollution*, v.122, p. 91-103.
- Aitio, A. (1994). Biological monitoring today and tomorrow. *Scan. J. Environ. Health*, 20: 46-58.
- Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA), Almería, v. 2, p. 203-13. ISBN: 84-784.
- Alfaro, F. M.; OYAGUE, P. R. (1997). Sistema Nacional de Información Ambiental. Lima.
- Almeida, J. R.; Orsolon, A. M.; Malheiros, T. M.; Pereira, S. R. B.; Amaral, F.; Silva, D. M. (1993). Planejamento ambiental – caminho para participação popular e gestão ambiental para nosso futuro comum. Uma necessidade, um desafio. Ed. Thex Ltda/Biblioteca Estácio de Sá, Rio de Janeiro, 154p.
- Al-Sabit, K.; Metcalfe, C. D. (1995). Fish micronuclei for assessing genotoxicity in water. *Mutation Res.* 343: 121-135.
- Al-Sabti, K. (1995). Na vivo binucleated blocked hepatic cell technique for genotoxicity testing in fish. *Mutation Res.* 335: 109-120.

- Alves, S. R. (2001). Avaliação dos resíduos de pesticidas organofosforados e carbamatos por metodologia enzimática no Córrego de São Lourenço, Nova Friburgo-RJ [dissertação]. Escola Nacional de Saúde Pública. Fundação Oswaldo Cruz; p.61.
- Andrade, V. M.; Silva, J.; Rabaioli, F.; Heuser, V. D.; Johnny, F. D.; Yoneama, M. L.; Freitas, T. R. O. (2004). Fish as bioindicator to assess the effects of pollution in two southern Brazilian rivers using the Comet assay and Micronucleus test. *Environmental Molecular Mutagenesis* 44: 459-468.
- Andrews, J. E.; Brimblecombe, P.; Jickells, T. D. (1996). The atmosphere. In: *An introduction to environmental chemistry*. Oxford: Ed. Blackwell Science Ltd. Cap 2, 12-45.
- Araújo, J. O.; Lopes, Jr. H. O.; Brust, S. M. A.; Pinto, L. R. (2005). Alterações hematológicas em juvenis de tambaqui expostos ao petróleo e ao dispersante. In: 1º Congresso Internacional PIATAM, Manaus. *Integridade Biótica na Amazônia*.
- Arias, A. R. L.; Buss, D. F.; Albuquerque, C.; Inácio, A. F.; Freire, M. M.; Egler, M.; Mugnai, R.; Baptista, D. F. (2006). Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos; Laboratório de Toxicologia, Centro de Estudos da Saúde do Trabalhador e Ecologia Humana, Fundação Oswaldo Cruz. Laboratório de Avaliação e Promoção da Saúde Ambiental, Departamento de Biologia, IOC, Fiocruz.
- Arndt, U.; Nobel, W.; Schweizer, B. (1987). *Bioindikatoren: Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse*, Ulmer.
- Arndt, U.; Schweizer, A. (1991). The use of bioindicators for environmental monitoring in tropical and subtropical countries. In *Biological monitoring*:

signals from the environment (H. Ellenberg, ed.). Vieweg, Braunschweig, p.199-260.

Assis, W. (2001). Economia ambiental e planejamento estratégico na gestão do desenvolvimento sustentável. Dissertação de mestrado. Ponta Grossa.

Augusto, L. G. S. (2004). Saúde e ambiente. In: Ministério da Saúde. Saúde no Brasil – contribuições para a agenda de prioridades de pesquisa. Brasília: Ministério da Saúde.

Báldi A & McCollin D. (2003). Island ecology and contingent theory: the role of spatial scale and taxonomic bias. *Global Ecology and Biogeography* 12:1–3.

Barbour, M. T.; Gerritsen, J.; Snyder, B. D.; Stribling, J. B. (1999). Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, 2a ed. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.

Barreto, M. L. (1998). Ambiente e saúde. *Rev. C. S. Col.*; 3(2):21-22.

Barreto, N. S. E. (2008). Moluscos bivalvos – organismos bioindicadores da qualidade microbiológica das águas. Instituto de Ciências do mar, UFC.

Begon, M.; Harper, J. L.; Townsend, C. R. (1996). *Ecology: individuals, populations and communities*. 3.ed. New York: Blackwell Science. 1068p.

Bolognesi, C. (2003). Genotoxicity of pesticides: a review of human biomonitoring studies. *Mutat Res/Reviews in Mutat Res*. 543: 251-272.

- Braga, B.; Hespanhol, I.; Conejo, J. G. L.; Barros, M. T. L.; Veras, Jr. M. S. (2002). O meio atmosférico. In: Introdução a Engenharia Ambiental. São Paulo: Editora Printice Hall. Cap. 10, p. 169-214.
- Branco, S. M. (1989). Ecosistema – uma Abordagem Integrada dos Problemas do Meio-Ambiente. São Paulo: Editora Edgard Blücher Ltda.
- Branco, S. M. (1991). A água e o homem. In Porto, R. L. L.; Branco, S. M.; Cleary, R. W.; Coimbra, R. M.; Eiger, S.; Luca, S. J.; Nogueira, V. P. Q.; Porto, M. F. A. (1991). Hidrologia ambiental. Editora da Universidade de São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos; v. 3. 414p.
- Brookes, B. C. (1990). Biblio, sciento, infor-metrics? What are we talking about? In: Egghe, L.; Rousseau, R. (Ed.). Informetrics 89/90. Amsterdam: Elsevier. p. 31-43.
- Brust, S. M. A.; Pinto, L. R. (2005). Efeitos do petróleo e do dispersante químico em juvenis de tambaqui. In: 1º Congresso Internacional PIATAM – Ambiente, Homem, Gás e Petróleo, 2005, Manaus. Integridade Biótica na Amazônia.
- Bufrem, L.; Prates, Y. (2005). O saber científico registrado e as práticas de mensuração da informação. Ciência da Informação, Brasília, DF, v. 34, n. 2, p. 9-25.
- Buss, D. F.; Baptista, D. F.; Nessimian, J. L. (2003). Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. Cad Saúde Pública; 19(2): 465-473.
- Cairns, J. Jr.; Pratt, Jr. (1993). A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg DM, Resh VH. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. New York: Chapman & Hall. p. 10-27.

- Callisto, M. (2000). Macroinvertebrados bentônicos. In: Bozelli, R.L.; Esteves, F. A.; Roland, F. Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico. Eds. IB-UFRJ/SBL. Rio de Janeiro, 139-152pp.
- Callisto, M.; Ferreira, W.; Moreno, P.; Goulart, M. D. C.; Petrucio, M. (2002). Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia*. v.13: 91-98.
- Callisto, M.; Gonçalves, J. F. Jr. (2002). A vida nas águas das montanhas. *Ciência Hoje* 31 (182): 68-71
- Callisto, M.; GONÇALVES, J. F.; MORENO, P. (2004). Invertebrados Aquáticos como Bioindicadores. Belo Horizonte, MG.
- Callisto, M.; Moreno, P.; Barbosa, F. (2001). Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 61(2): 259-266.
- Callisto, M.; Moretti, M.; Goulart, M. D. C. (2001). Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6 (1)71-82.
- Câmara, V. M. (2002). Abordagens integradoras para a avaliação da relação entre o ambiente e a saúde: o caso do mercúrio. In: Porto MFS, Freitas CM, organizadores. *Problemas ambientais e vulnerabilidade: abordagens integradoras para o campo da saúde pública*. Rio de Janeiro: Fiocruz. p. 79-98.
- Campos, M. L. A. (2002). Introdução à química de ambientes aquáticos e da atmosfera (apostila). Departamento de Química da Faculdade de Filosofia Ciências e Letras da Universidade de São Paulo. Ribeirão Preto.



- Carvalho, E. M.; Uieda, V. S. (2004). Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(2): 287-293.
- Carvalho, P; Thomaz, S. M.; Bini, L. M. (2005). Effects of temperature on decomposition of a potential nuisance species: the submerged aquatic macrophyte *Egeria najas planchom* (Hydrocharitaceae). *Braz. J. Biol.*, São Carlos, v. 65, n. 1.
- Cetesb. (1999). Relatório de qualidade do ar no estado de São Paulo, 1998. Secretaria de Meio Ambiente. São Paulo: CETESB.
- Chiarello, A. G. (1999). Effects of fragmentation of the Atlantic Forest on mammal communities in south-eastern Brasil. *Biol. Conserv.* 89: 71-82.
- Clements, W. H. (2000). Integrating effects of contaminants across levels of biological organization. *J. Ecosy Stress and Rec*; 7:113-116.
- Cooper, C. M. (1993). Biological effects of agriculturally derived surface-water pollutants on aquatic systems – a review. *J. Environ Qual*; 22: 402-408.
- Cruz, M. A. O. M., Cabral, M. C. C., Silva, L. A. M.; Campelo, M. L. C. B. (2009). Diversidade da mastofauna no estado de Pernambuco. In: Tabarelli, M.; Silva, J. M. C. *Diagnóstica da biodiversidade de Pernambuco*. Editora Massangana. Recife.
- Cruz, M. A. O. M.; Campello, M. L. C. B. (1998). Mastofauna: Primeira lista e um estudo sobre o *Callithrix jacchus* Erxleben, 1777 (Callitrichidae: Primates) na Reserva Ecológica de Dois Irmãos. In: Machado, I. C., Lopes, A. V. & Porto, K. C. (Eds.). *Reserva Ecológica de Dois Irmãos: Estudos de um remanescente de Mata Atlântica em área urbana (Recife-Pernambuco-Brasil)*. Ed. Universitária da UFPE.

- Cunha, R. S. (2001). Avaliação do desempenho ambiental de uma indústria de processamento de alumínio. Dissertação de Mestrado. Florianópolis: UFSC.
- De Flora, S.; Vigano, L.; D'agostini, F.; Camoriano, A.; Bagnasco, M.; Bennicelli, C.; Melodia, F.; Arillo, A. (1993): Multipli genotoxicity biomarker in fisch exposed in situ to polluted river water. *Mutat. Res.* 319: 167-177.
- Dobrov, G. M.; Karennoi, A. A. (1969). The informational basis of scientometrics. In: Mikhailov, A. I. (Ed.). *On theoretical problems of informatics*. Moscou : VINITI./FID. p. 165-191.
- Eaton, D. P. (2003). Macroinvertebrados aquáticos como indicadores ambientais da qualidade de água. p 43-67. In: Cullen, J.; Rudran, R.; Valladares-Padua, C. (org.) *Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Editora UFPR, Curitiba – PR. 667p.
- Eisemberg, J. F.; Thorington, R. W. Jr. (1973). A preliminary analisys of a neotropical mammal fauna. *Biotropica* 5 (3): 150-161.
- Ellenberg, H. *et al.* (1991): *Biological Monitoring – Signal from the environment*. Vieweg.
- Epa. (1995). A conceptual framework to support development and use of environmental information in decision-making. <http://www.epa.gov/indicator/frame/contents.html>.
- Foladori, G. (1996). Las fuerzas que guían el comportamiento humano con su ambiente. In: Ramirez, A. L.; Hernandez, P. F. (1996). *Sociedad y Medio Ambiente: Contribuciones a la Sociologia Ambiental en América Latina*.

México, Associação Latinoamericana de Sociologia/Benemérita Universidad Autónoma de Puebla/ICSyH/ La Jornada Ediciones.

Freitas, C. M. (2003). Problemas ambientais, saúde coletiva e ciências sociais. *Rev. C. S. Col.*; 8 (1):137-150.

Galetto, L. (2007). Ecología de comunidades. *Rev. chil. hist. nat.*, Santiago, v. 82, n. 3.

Garty, J.; Tomer, S.; Levin, T.; Lehr, H. (2003). Lichens as biomonitors around a coal-fired power station in Israel. *Environmental Research*, v.91, p.186-198.

Godoy, S. A. P.; Patrício, M. C. (2001). Sistemática das fanerógamas (apostila). Departamento de Biologia da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo, Setor Botânica. Ribeirão Preto.

Goulart, M. D. ; Callisto, M. (2003). Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, ano 2, no 1.

Griffith, B. C. (1989). Understanding science: studies of communication and information. *Communication Research*, Philadelphia, v. 16, n. 5, p. 600-614.

Groff, A. A. (2008): O tabaqui (*Colossoma macropomum*) e o pirarucu (*Arapaima gigas*) como organismos bioindicadores do efeito genotóxico da radiação ultravioleta. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em biologia celular e molecular do centro de biotecnologia do estado do rio grande do sul. p21.

- Guimarães, E. T.; Domingos, M.; Alves, E. S.; Caldini, Jr. N.; Lobo, D. J. A.; Lichtenfels, A. J. F. C.; Saldiva, P. H. N. (2002). Detection of the genotoxicity of air pollutants in and around the city of São Paulo (Brazil) with the Tradescantia-micronucleus (Trad-MCN) assay. *Environmental and Experimental Botany*, v.44, n.1, p.1-8.
- Hannaford, M. J.; Barbour, M. T.; Resh, V. H. (1997). Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 16 (4) 853-860.
- Hayashi, M.; Tice, R.; Macgregor, J. T.; Anderson, D.; Blakey, D. H.; Kirsh-Volders, M.; Oleson, Jr. F. B.; Pacchierotti, F.; Romagna, F.; Shimada, H.; Sutou, S.; Vannier, B. (1998). In vivo rodent erythrocyte Micronucleus assay. *Mutation Res.* 312: 293-304.
- Holbrook, J. A. D. (1992). Why measure science? *Science and Public Policy*, v. 19, n. 5, p. 262-266, out.
- Hynes, H. B. N. (1974). Comments on taxonomy of Australian Austroperlidae and Gripopterygidae (Plecoptera). *Australian Journal of Zoology*. Csiro Publications, Collingwood. 1-52, Suppl. 9.
- Irfanullah, H. M. D. (2006) Algal taxonomy in limnology: an example of the declining trend of taxonomic studies? *Hydrobiologia* 559:1–9.
- Jannuzzi, P. M. (2002). Considerações sobre o uso, mau uso e abuso de indicadores sociais na avaliação de políticas públicas municipais. *Revista de Administração Pública*, Rio de Janeiro, v. 36, n. 1, p. 51-72.
- Jickells, A.; Bylinska, E.; Seaward, M. R. D. (1996). Electron paramagnetic resonance (EPR) investigations of lichens – 1: Effects of air pollution. *Atmospheric Environment*, v.33, p. 4629-4635.

- Joly, A. B. (2002). Botânica: Introdução à taxonomia vegetal: 13 edição. São Paulo: Cia. Editora Nacional, 777p.
- Judd, W. S.; Campbell, C. S.; Kellogg, E. A.; Stevens, P. F. (1999) Plant systematic: a phylogenetic approach. Sunderland: Sinauer Associate, Inc., 464p.
- Karr, J.; Chu, E. W. (1997). Biological monitoring: essential foundation for ecological risk assessment. Human and Ecological Risk Assessment, 3: 993-1004.
- Khure, W. L. (1998). ISO 14031. Environmental performance evaluation EPE. New Jersey. Prentice Hall PTR.
- Klumpp, A.; Ansel, W.; Klumpp, G.; Fomin, A. (2001). Um novo conceito de monitoramento e comunicação ambiental: a rede europeia para a avaliação da qualidade do ar usando plantas bioindicadores (EuroBionet). Ver. Brás. Bot., n.4. supl., 511-518, dez.
- Klumpp, A.; Domingos, G.; Klumpp, G. (1996). Assessment of the vegetation risk by fluoride emissions from fertilizer industries at Cubatão, Brazil. The Science of the total environment, v.192, p.219-228.
- Lacorte, S.; Barcelo, D. (1995). Determination of organophosphorus pesticides and their transformation products in river water by automated on-line solid-phase extraction followed by thermospray liquid chromatography-mass spectrometry. J. Chromatogr; A712:103-112.
- Lama, P. K. S.; Gray, J. S. (2003). The use of biomarkers in environmental monitoring programmes. Mar Pollut Bull. 46(2): 182-186.

- Lenat, D. R.; Barbout, M. T. (1994). Using benthic macroinvertebrate communitie structure for rapid, cost – effective, water quality monitoring: rapid bioassessment. In: Coeb, S. L.; Spacie, A. (eds) Biological Monitoring of aquatic systems. Lewis Publishers, Boca Ratom, Florida; p. 187-215
- Lima-Ribeiro, M. S.; Nabout, J. C.; Pinto, M. P.; Moura, I. O.; Melo, T. L.; Costa, S. S.; Rangel, T. F. L. V. B. (2007). Análise cienciométrica em ecologia de populações: importância e tendências dos últimos 60 anos. Maringá, v. 29, n. 1, p. 39-47.
- Livingstone, D. R. (1993). Biotechnology and pollution monitoring: Use of molecular biomarkers in the aquatic environment. J. Chem. Tech. Biotechnol; 57: 195-211.
- Ma, T. H. (1999). The international program on plant bioassay and the report of the follow-up study after the hands-on workshop in China. Mutation Reserch, n.426, p.103-106.
- Machado, I. C; Lopes, A. V; Porto, K. C. (1998). Reserva Ecológica de Dois Irmãos: estudo de um remanescente de mata atlântica em área urbana (Recife-Pernambuco-Brasil). Editora Universitária da UFPE, Recife.
- Magner, L. N. (1992). A History of medicine. Marcel Dekker, Inc., N.Y.
- Markert, B. (1993). Plants as Biomonitors: indicators for heavy metals in the terrestrial environment. VHC.
- Matsumoto, F. E; Cólus, I. M. S. (2000). Micronucleus frequencies in *Astyanaz bimaculatus* (Characidae) treated with cyclophosphamide or vinblastine sulfate. Genet Mol Biol 23: 489-492.

- Mckeown, T. (1988). *The Origins of Human Disease*. Basil Blackwell Inc., Oxford.
- Mendes Pontes, A. R. (2000). *Ecology of a mammal community in a seasonally-dry Forest in Roraima, Brazilian Amazônia*. Ph.D. Thesis, University of Cambridge, Cambridge.
- Mendonça, M. (1997). *Indicadores de qualidade e produtividade – como medir a qualidade e produtividade de qualquer processo organizacional*. Linkquality.
- Merico, L. F. K. (1997). *Proposta metodológica de avaliação do desenvolvimento econômico na região do Vale do Itajaí (SC) através de indicadores ambientais*. In.: *Revista Dynamis*, vol. 5, n. 19, p. 59-67, abr/jun, Blumenau, FURB.
- Meybeck, M. (1996). *River water quality global ranges, time and space variabilities, proposal for some redefinitions*. *Verh. Internat. Verein. Limnol. Stuttgart*. 26. 81-96p.
- Meybeck, M; Helmer, R. (1992). *Introduction to water quality*. In Chapman, D. (1992) *Water quality assessment*. Cambridge, University Press. 585p.
- Minissi, S; Ciccotti, E; Rizzoni, M. (1996). *Micronucleus test in erythrocytes of *Barbus plebejus* (Teleostei, Pisces) from two natural environments: a bioassay for the in situ detection of mutagens in freshwater*. *Mutation Research* 367: 245-251.
- Morel, C. M. (2004). *A pesquisa em saúde e os objetivos do milênio: desafios e oportunidades globais, soluções e políticas nacionais*. *Rev. C. S. Col*; 9(2):261-270.

- Morellato, P. C; Leitão-Filho, H. F. (1995). Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana. Reserva de Santa Genebra. Editora da UNICAMP, Campinas.
- Mugnaini, R; Jannuzzi, P; Quoniam, L. (2004). Indicadores bibliométricos da produção científica brasileira: uma análise a partir da base Pascal. Ci. Inf., Brasília, v. 33, n.2, p. 123-131.
- Nilesen, N. O. (2009). Ecosystem approaches to human health. Cad. Saúde Pública, Rio de Janeiro.
- Oliveira, C. P. F. (2003). Efeito de cobre e chumbo, metais pesados presentes na água de formação derivada da extração do petróleo da província petrolífera do Urucu – Am, sobre o tabaqui, *Colossoma marcopomum* (Curvier, 1818). Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais, do convênio INPA/UFAM. Manaus, Amazonas, 70p.
- Oliveira, S. S; Brandão, V. M; Chippari-Gomes, A. R; Paula-Silva, M. N; Val, A. L; Almeida-Val, V. M. F. (2005). Estudo da enzima Glutathione-S-Transferase como biomarcador no monitoramento do trecho Coari-Manaus em três espécies de peixes. In: 1º Congresso Internacional PIATAM, Manaus. Integridade Biótica na Amazônia.
- Olivera Lobo, M. D. (1999). Métodos y técnicas para la indexación y la recuperación de los recursos de la World Wide Web. Boletín de la Asociación Andaluza de Bibliotecarios, n. 57.
- Peiter, P; Tobar, C. (1998). Poluição do ar e condições de vida: uma análise geográfica de riscos à saúde em Volta Redonda, Rio de Janeiro, Brasil. Cadernos de Saúde Pública, 14(3), 473-485.



- Pengelly, L. D. F. (1992). Health effects of air pollution assessed using Ontario health survey data. Final report for project. Institute of environmental and health, McMaster University and University of Toronto.
- Pignata, M. L.; Gudiño, G. L.; Cañas, M. S. Orellana, L. (1999). Relationship between foliar Chemicals parameters measured in *Melia azedarach* L. and environmental conditions in urban areas. *The Science of the total environment*, v.243/244, p.85-96.
- Ponte, C. F. (2003). Vacinação, controle de qualidade e produção de vacinas no Brasil a partir de 1960. *Hist. cienc. saude-Manguinhos* [online]. 2003, vol.10, suppl.2, pp. 619-653.
- Prat, A. M. (1998). Avaliação da produção científica como instrumento para o desenvolvimento da ciência e da tecnologia. *Ciência da Informação*, Brasília, v. 27, n. 2, p. 206-209.
- Rashed, M. N. (2001). Monitoring of environmental heavy metals in fish from Nasser Lake, *Environ Int*; 27(1): 27-33.
- Reece, P. F; Richardson, J. S. (1999). Biomonitoring with the reference condition approach for the detection of aquatic ecosystems at risk. In: L. M. Darling (ed.) *Proc. Biology and Management of Species and Habitats at Risk*. vol. 2. pp. 15-19.
- Rocha, M. M. (2000). A avaliação de impacto ambiental como princípio do Direito do Ambiente nos quadros internacional e europeu, Porto, p. 117.
- Rodriguez, M. P. (2001). Avaliação da qualidade da água da Bacia do Alto Jacaré-Guaçu/SP (Ribeirão do Feijão e Rio do Monjolinho) através de variáveis físicas, químicas e biológicas) - (escola de engenharia de São Carlos/USP) São Carlos.

- Rodriguez-Cea, A; Ayllon, F; Garcia-Vazquez, E. (2003). Micronucleus test in freshwater fish species: na evaluation of its sensitivity for application in field surveys. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 56: 442-448.
- Rosenberg, D. M; Resh, V.H. (1993). Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.* (eds.) Rosenberg, D.M. and Resh, V.H. Chapman and Hall, New York, pp. 1-9.
- Rostaing, H. (1996). *La bibliométrie et ses techniques.* Toulouse : Ed. Sciences de la Société. 131p.
- Russo, C; Rocco, L; Morescalchi, M. A; Stingo, V. (2004). Assessment of environmental stress by the micronucleus test and the comet assay on the genome of teleost populations from two natural environments. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 57: 168-174.
- Saldiva, P. H. N. (1997). *Efeitos da poluição atmosférica na saúde. Debatendo a poluição do ar.* Coordenadoria de Educação Ambiental. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, p. 24. São Paulo.
- Saldiva, P. H. N; Lichtenfels, A. J; Paiva, P. S; Barone, I. A; Martins, M. A; Massad, E; Pereira, J. C; Xavier, V. P; Singer, J. M; Bohm, G. M. (1994). Association between air pollution and mortality due to respiratory diseases in children in São Paulo, Brazil: a preliminary report. *Environmental research*, 65, 218-225.
- Scerbo, R; Possenti, L; Lampugnani, L; Ristori, T; Barale, R. (1999). Lichen (*Xanthoria parietina*) biomonitoring of trace element contamination and air quality assessment in livorno Province (Tuscany, Italy). *The Science of the total environment*, v.241, p.91-106.

- Schenkel, E. P; Simões, C. M. O; Mengue, S. S; Mentz, L. A; Rgang, B. E; Stehmann, J. R. (1985). O espaço das plantas medicinais e suas formas derivadas na medicina científica. Caderno de Farmácia, v. 1, n. 2, p. 65-72.
- Schubert, R. (1991). Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. Fischer. Verlag.
- Silva, F. J. A; SILVA, F. J. (2007). A comunicação científica e o pesquisador – um ensaio Cienciométrico.
- Silva, J; Heuser, V; Andrade, V. M. (2003). Biomonitoramento Ambiental. In: Silva J, Erdtmann B, Henriques JAP, editors. Genética Toxicológica. Porto Alegre: Alcance. p165-180.
- Silveira, M. P; Queiroz, J. F. (2006). Uso de coletores com substrato artificial para monitoramento biológico de qualidade de água. Embrapa Meio Ambiente, 39: 1-5.
- Smith, G. M. (1969). Botânica Criptogâmica: algas e fungos. Tradução de Carlos das Neves Tavares. 2ª edição. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 527 p.
- Smith, G. R; Vaala, D. A; Dingfelder, H. A. (2003). Distribution and abundance of macroinvertebrates within two temporary ponds. Hydrobiologia, 497:161-167.
- Spellerberg, I. F. (1991). Monitoring ecological change. Cambridge: Cambridge University Press. 334p.
- Spinak, E. (1996). Dicionario enciclopédico de bibliometría, cienciometría e informetría. Montevideo. 245 p.

- Spinak, E. (1998). Indicadores cienciométricos. *Ci. Inf.*, Brasília, v. 27, n. 2, p. 141-148.
- Steubing, L. (1982). Problems of Bioindication and the necessity of standardization. In.
- Steubing, L; Jager. (1985). *Monitoring of Air Pollutants by plants*. Junk publishers.
- Tague-Sutcliffe, J. (1992). An introduction to informetrics. *Information Processing e Management*, v. 28, n. 1, p. 1-3.
- Tambellini, A. T. (2002). Desafios teóricos na relação produção, ambiente e saúde. In: Porto MFS, Freitas CM, organizadores. *Problemas ambientais e vulnerabilidade: abordagens integradoras para o campo da saúde pública*. Rio de Janeiro: Fiocruz. p. 22-39.
- Tommasi, L. R. (1994). *Estudo de Impacto Ambiental*. Ed. CETESB: Terragraph Artes e Informática, 354p.
- Turner, M. G; Gardner, R. H. (1991). *Quantitative methods in landscape ecology*. New York, Springer-Verlag. 536 p.
- Usepa. US Environmental Protection Agency. (1996). Proposed guidelines for ecological risk assessment: Notice. FRL-5605-9. *Federal Register*, 61, 47552-47631.
- Vanti, N. A. P. (2002). Da bibliometria à webometria: uma exploração conceitual dos mecanismos utilizados para medir o registro da informação e a difusão do conhecimento - p. 153. *Ci. Inf.*, Brasília, v. 31, n. 2, p. 152-162.

- Vanz, S. A. S; Caregnato, S. A. (2003). Estudos de citação: uma ferramenta para compreender a citação científica. *Em Questão*, Porto Alegre, v. 9, n. 2, p. 295-307.
- Vanzella, T. P; Martinez, C. B. R; Cólus, I. M. S. (2007). Genetoxic and mutagenic effects of diesel oil water soluble fraction on a neotropical fish species. *Mutation Research. Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis* 04: 004.
- Vidal-Abarca, M. R; Suárez, M. L; Gómez, R; Guerrero, C; Sánteiz-Montoya, M. M; Velasco, J. (2004). Intra-annual variation in benthic organic matter in a saline, semi-arid stream of southeast Spain (Chicamo stream). *Hidrobiología*, 523: 199-215.
- Ward, D; Holmes, N; José, P. (1995). *The New Rivers e Wildlife Handbook*. RSPP, NRA e The Wildlife Trusts, Bedfordshire. 426p.
- Whitfield, J. (2001). Vital signs. *Nature*, 411 (28): 989-990.
- Whitmore, T. C. (1990). *An introduction to tropical rain forests*. Oxford University Press, Oxford.