

BIOINDICADORES DE QUALIDADE DE ÁGUA COMO FERRAMENTA EM ESTUDOS DE IMPACTO AMBIENTAL¹

Michael Dave C. Goulart

Licenciado em Ciências com habilitação plena em Biologia (PUC-MG)
Mestre em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre – ICB-UFMG
Consultor da Fundação Estadual do Meio Ambiente – Feam
Professor da Faculdade de Pará de Minas – FAPAM

Marcos Callisto

Graduado em Ciências Biológicas (UFRJ)
Mestre em Ecologia – IB-UFRJ
Doutor em Ciências Biológicas (Biofísica) – UFRJ
Professor adjunto III de Ecologia na Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG

O crescimento das cidades nas últimas décadas tem sido responsável pelo aumento da pressão das atividades antrópicas sobre os recursos naturais. Em todo o planeta, praticamente não existe um ecossistema que não tenha sofrido influência direta e/ou indireta do homem, como por exemplo, 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.

O que se observa é uma forte pressão do sistema produtivo sobre os recursos naturais, através da obtenção de matéria prima, utilizada na produção de bens que são utilizados no crescimento econômico (Figura 1). O desenvolvimento gerado retorna capital para o sistema produtivo que devolve rejeitos e efluentes, além da degradação (muitas vezes irreversível) ao meio ambiente – poluição.

Ao longo deste processo tem-se o progresso dos centros urbanos, às custas de degradação ambiental, diminuição da oferta de recursos naturais, gerando crise energética, diminuição da produção de bens, e a crise econômica (de Almeida et al., 1993). Além disso, temos ainda que considerar 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 (p.ex. favelas), 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.

Aliado ao crescimento do setor produtivo, o perfil sócio-ambiental brasileiro apresenta algumas características dramáticas (Figura 2), resumidas abaixo:

1. Devastação ambiental crescente e desenfreada, levando à perda da biodiversidade e comprometimento dos processos ecológicos.
2. Consciência ambiental ainda limitada por parte do meio empresarial e do mercado consumidor.
3. Legislação ambiental ainda muito ampla (p.ex. limites máximos de poluentes muito maiores do que em países da Europa e nos EUA) e fiscalização pouco efetiva.
4. Mínima efetividade de medidas mitigadoras nas questões de degradação ambiental.
5. Distribuição de renda extremamente desigual, agravando a situação de miséria de uma parcela significativa da população com conseqüências imediatas em problemas ambientais.

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

¹ Publicação final: Goulart, M. & Callisto, M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, ano 2, nº 1.

(Folha de São Paulo, 18/08/89, p. H-5). 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).

ESTUDOS DE IMPACTO AMBIENTAL

Na década de 60, o estabelecimento de grandes projetos gerou movimentos ambientalistas que protestavam contra derramamentos de petróleo, construção de grandes represas, rodovias, complexos industriais, usinas nucleares, projetos agrícolas e de mineração, dentre outros.

Gradativamente, foi-se criando a consciência de que o sistema de aprovação de projetos não mais podia 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.

O objetivo deste sistema criado era solucionar os conflitos entre manter um ambiente saudável e permitir o desenvolvimento econômico (progresso?) – o chamado 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 – “... criar e manter condições nas quais homem e natureza possam coexistir em produtiva harmonia...”.

A partir da 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 o mesmo atinja plenamente os anseios conservacionistas, sociais e econômicos da sociedade. Com o objetivo maior de tornar um projeto ambientalmente viável, deve-se propor alternativas tecnológicas que minimizem efeitos indesejáveis, alternativas locais que evitem a implantação do projeto em ambientes impróprios, impactáveis.

Assim, 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. O primeiro EIA realizado no Brasil foi o da Barragem e Usina Hidrelétrica de Sobradinho, em 1972. No entanto, o estabelecimento de critérios básicos pelo CONAMA ocorreu somente em 1986, através da sua resolução 001/86.

AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS EM ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

Nas últimas décadas, os ecossistemas aquáticos têm sido alterados de maneira significativa em função de múltiplos impactos ambientais advindos de atividades antrópicas, tais como mineração; 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; superexploração de recursos pesqueiros; introdução de espécies exóticas, entre outros. Como consequência destas atividades, tem-se observado uma expressiva queda da qualidade da água e perda de biodiversidade aquática, em função da desestruturação do ambiente físico, químico e alteração da dinâmica natural das comunidades biológicas.

Os rios são coletores naturais das paisagens, refletindo o uso e ocupação do solo de sua respectiva bacia de drenagem. 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, diminuição da diversidade de habitats e microhabitats e eutrofização artificial (enriquecimento por aumento nas concentrações de fósforo e nitrogênio).

Impacto ambiental pode ser definido como qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente resultante de atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais (Resolução do CONAMA n.º 01 de 23/01/86).

Tradicionalmente, a avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos tem sido realizada através da medição de alterações nas concentrações de variáveis físicas, químicas. Este sistema de monitoramento, juntamente com a avaliação de variáveis microbiológicas (coliformes totais e fecais), constitui-se como ferramenta fundamental na classificação e enquadramento de rios e córregos em classes de qualidade de água e padrões de potabilidade e balneabilidade humanas.

O monitoramento de variáveis físicas e químicas traz algumas vantagens na avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos, tais como: identificação imediata de modificações nas propriedades físicas e químicas da água; detecção precisa da variável modificada, e determinação destas concentrações alteradas. Entretanto este sistema apresenta, algumas desvantagens, tais como a descontinuidade temporal e espacial das amostragens. A amostragem de variáveis físicas e químicas fornece somente uma fotografia momentânea do que pode ser uma situação altamente dinâmica (Whitfield, 2001). Em função da capacidade de autodepuração e do fluxo unidirecional de ecossistemas lóticos, os efluentes sólidos carregados por drenagens pluviais para dentro de ecossistemas aquáticos podem ser diluídos (dependendo das concentrações e tamanho do rio) antes da data de coleta das amostras ou causarem poucas modificações nos valores das variáveis. Além disso, o monitoramento físico e químico da água é pouco eficiente na detecção de alterações na diversidade de habitats e microhabitats e insuficiente na determinação das consequências da alteração da qualidade de água sobre as comunidades biológicas.

Por outro lado, as comunidades biológicas refletem a integridade ecológica total dos ecossistemas (p. ex., integridade física, química e biológica), integrando os efeitos dos diferentes agentes impactantes e fornecendo uma medida agregada dos impactos (Barbour *et al.*, 1999). As comunidades biológicas de ecossistemas aquáticos são formadas por organismos que apresentam adaptações evolutivas a determinadas condições ambientais e apresentam limites de tolerância a diferentes alterações das mesmas (Alba-Tercedor, 1996). Desta forma, o monitoramento biológico constitui-se como uma ferramenta na avaliação das respostas destas comunidades biológicas a modificações nas condições ambientais originais.

O monitoramento biológico é realizado principalmente através da aplicação de diferentes protocolos de avaliação, índices biológicos e multimétricos, tendo como base a utilização de bioindicadores de qualidade de água e habitat. Os principais métodos envolvidos abrangem o levantamento e avaliação de modificações na riqueza de espécies e índices de diversidade; abundância de organismos resistentes; perda de espécies sensíveis; medidas de produtividade primária e secundária; sensibilidade a concentrações de substâncias tóxicas (ensaios ecotoxicológicos), entre outros (Barbour *et al.*, 1999).

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 frequentemente 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).

Existem várias razões para esta utilização: 1) os macroinvertebrados bentônicos possuem hábito sedentário, sendo portanto, representativos da área na qual foram coletados; 2), 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; 3) os macroinvertebrados vivem e se alimentam dentro, sobre, e próximo aos sedimentos, onde as toxinas tendem a acumular; 4) 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; e 5) os macroinvertebrados são importantes componentes dos ecossistemas aquáticos, formando como um elo entre os produtores primários e servindo como alimento para muitos peixes, além de apresentar papel fundamental no processamento de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (Rosenberg & Resh, 1993; Ward *et al.*, 1995; Reece & Richardson, 1999; Callisto *et al.*, 2001).

A distribuição e diversidade de macroinvertebrados são diretamente influenciadas pelo tipo de substrato, morfologia do ecossistema, quantidade e tipo de detritos orgânicos, presença de vegetação aquática, presença e extensão de mata ciliar, e indiretamente afetados por modificações nas concentrações de nutrientes e mudanças na produtividade primária (Ward *et al.*, 1995; Galdean *et al.*, 2000).

BIOINDICADORES DE QUALIDADE DE ÁGUA

Em relação à tolerância frente a adversidades ambientais, podemos classificar os macroinvertebrados bentônicos em três grupos principais (existem exceções dentro de cada grupo): organismos sensíveis ou intolerantes, organismos tolerantes e organismos resistentes.

O primeiro grupo aflige principalmente representantes das ordens de insetos aquáticos Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera (Figura 3), 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.

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 (Figura 3), 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 (Figura 3). Estes organismos são capazes de viver em condição de anóxia (depleção 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.

MONITORAMENTO BIOLÓGICO NO ESTADO DE MINAS GERAIS

Apesar de ainda não estar enquadrada como variável na avaliação e monitoramento de qualidade de água nas legislações ambientais da União ou do Estado de Minas Gerais, alguns grupos de pesquisa e divisões na Fundação Estadual de Meio Ambiente (Feam) têm utilizado os macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade de água.

O Laboratório de Ecologia de Bentos do Departamento de Biologia Geral, ICB/UFMG vem estudando desde 1997 as comunidades de macroinvertebrados bentônicos em diversas bacias hidrográficas, principalmente as cabeceiras das bacias dos rios Doce e São Francisco, na Serra do Cipó. As principais linhas de pesquisa referem-se ao estudo da estrutura, composição e diversidade das comunidades de macroinvertebrados, relacionando-as à diversidade de habitats e microhabitats,

composição em grupos tróficos funcionais, qualidade de água e processos, como decomposição de matéria orgânica e colonização de substratos (Callisto & Gonçalves, 2002).

Por outro lado, o CETEC (Fundação Centro Tecnológico de Pesquisa do Estado de Minas Gerais) tem se concentrado na avaliação da qualidade da água na bacia do Alto Rio das Velhas, utilizando principalmente índices biológicos, como por exemplo o índice saprobiótico e BMWP. Estes índices estabelecem classes de qualidade de água em função da presença de determinadas famílias de macroinvertebrados bentônicos.

A DIMIM (Divisão de Extração de Minerais metálicos) e DIENI (Divisão de Infra-Estrutura e Energia elétrica) da Fundação Estadual de Meio Ambiente de Minas Gerais (Feam-MG) têm utilizado as comunidades de macroinvertebrados bentônicos como ferramentas na avaliação de impactos de minerações e usinas hidrelétricas e no monitoramento de medidas de controle ambientais.

A utilização de macroinvertebrados bentônicos em estudos de impacto ambiental ainda é bastante incipiente no Brasil. Entretanto, o Estado de Minas Gerais demonstra uma mudança de consciência em relação aos métodos de avaliação de impactos existentes. O estudo ecológico destes organismos como bioindicadores de qualidade de água, apesar de recente para nós (menos de 20 anos), é amplamente utilizado em diversos países em diversos países da Europa (p. ex., Inglaterra e Espanha), Austrália, Estados Unidos e Canadá. Dentre estes países, os Estados Unidos apresentam-se em um estágio mais avançado quanto à utilização dos macroinvertebrados e outros grupos de organismos na avaliação de impactos ambientais. Para se ter uma idéia, dos cinquenta estados que constituem o país, quarenta e dois utilizam índices biológicos multimétricos, e seis estados estão desenvolvendo abordagens de avaliação biológica (Karr, 1998).

Neste momento, faz-se necessária uma revisão da legislação ambiental pertinente à qualidade de água de nossos ecossistemas aquáticos, bem como da adoção deste método pelos demais órgãos e/ou divisões de licenciamento ambiental.

MONITORAMENTO BIOLÓGICO NA AVALIAÇÃO DE RISCOS ECOLÓGICOS

Historicamente, a avaliação de impacto ambiental tem se concentrado nos efeitos de substâncias tóxicas emitidas por fontes pontuais sobre a saúde humana (Karr & Chu, 1997). Entretanto, existem outras fontes de risco que podem afetar direta e/ou indiretamente as populações. Os riscos ecológicos, definidos como a probabilidade de que efeitos ecológicos adversos possam ocorrer como resultado da exposição dos ecossistemas naturais a um ou mais agentes estressores (USEPA, 1996), podem causar riscos severos à saúde humana e das demais comunidades biológicas.

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

Desenvolvimento sustentável pode ser entendido como a melhoria das condições de existência dos povos, utilizando recursos naturais para a produção de bens de tal modo que estes continuem disponíveis para as futuras gerações (Martins, 2000). A única maneira efetiva de se garantir a sustentabilidade dos recursos naturais utilizados pelo homem é através da preservação das características naturais dos ecossistemas aquáticos. Neste sentido, o monitoramento ambiental funciona como uma ferramenta fundamental da sociedade, através do qual pode-se avaliar o estado de preservação e/ou grau de degradação dos ecossistemas, fornecendo subsídios para a proposição de estratégias de conservação de áreas naturais e planos de recuperação dos ecossistemas degradados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alba-Tercedor J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *IV SIAGA*, Almeria, vol. II: 203-213.
- 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, 2^a ed. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- Callisto, M.; Moretti, M. & Goulart, M. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revta. Bras. Rec. Hid.* 6 (1): 71-82.
- Callisto, M., Goncalves, J. 2002. A vida nas águas das montanhas. *Ciência Hoje* 31(182): 68 – 71.
- De 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.
- Galdean N., Callisto M., & Barbosa F.A.R. 2000. Lotic Ecosystems of Serra do Cipó, southeast Brazil: water quality and a tentative classification based on the benthic macroinvertebrate community. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 3, 545-552.
- Karr, J. & Chu, E.W. 1997. Biological monitoring: essential foundation for ecological risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment*, 3: 993-1004.
- Karr, J. R. 1998. Rivers As Sentinels: Using the Biology of Rivers to Guide Landscape Management. In: R. J. Naiman and R. E. Bilby (eds.) *River Ecology and Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion*, pp. 502-528. New York: Springer-Verlag.
- Martins, R. P. 2000. Desenvolvimento sustentável, população e pobreza. Palestra realizada na disciplina de Bases Ecológicas do Desenvolvimento Sustentável. Online. URL: <http://www.icb.ufmg.br/~beds/>.
- 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.
- 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.
- Tommasi, L.R. 1994. Estudo de Impacto Ambiental. Ed. CETESB: Terragraph Artes e Informática, 354p.
- Ward, D.; Holmes, N. & José, P. 1995. *The New Rivers & Wildlife Handbook*. RSPP, NRA e The Wildlife Trusts, Bedfordshire. 426p.
- Whitfield, J. 2001. Vital signs. *Nature*, 411 (28): 989-990.
- US Environmental Protection Agency (USEPA). 1996. Proposed guidelines for ecological risk assessment: Notice. FRL-5605-9. *Federal Register*, 61, 47552-47631.

LEITURA COMPLEMENTAR

- Bedê, L.C.; Weber, M.; Resende, S.R.O.; Piper, W. & Schulte, W. 1997. Manual para mapeamento de biótopos no Brasil – base para um planejamento ambiental eficiente. Ed. Fundação Alexander Brandt, 146p.
- Hilty, J. & Merenlender, A.M. 2000. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation* 92: 185-197.
- Müller-Plantenberg, C. & Ab'Saber, A.N. (orgs.) Previsão de Impactos. Ed. EDUSP, São Paulo, 569pp.
- Silva, E. 1999. Técnicas de Avaliação de Impactos Ambientais. Série Saneamento e Meio Ambiente, manual no. 199, Centro de Produções Técnicas Viçosa, 63p.
- Tauk, S.M. (org.) 1995. Análise ambiental: uma visão multidisciplinar. Ed. UNESP, 206p.
- Tauk-Tornisielo, S.M.; Gobbi, N.; Foresti, C. & Lima, S.T. (orgs.) 1995. Análise Ambiental: estratégias e ações. Ed. UNESP, 381p.

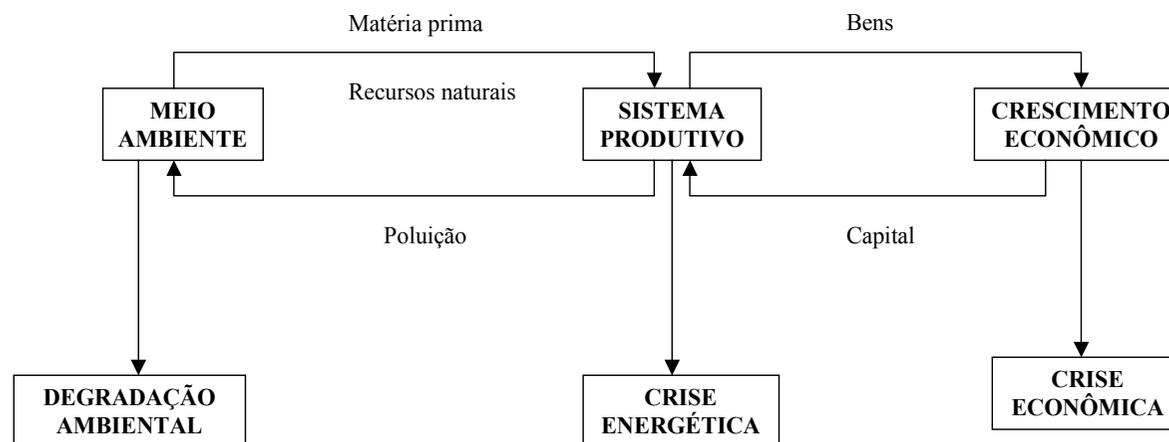


Figura 1: Relações entre meio ambiente, sistema produtivo e crescimento econômico, gerando degradação ambiental, crise energética e crise econômica (adaptado de De Almeida *et al.*, 1993).

ASPECTOS DRAMÁTICOS DO QUADRO SÓCIO-AMBIENTAL BRASILEIRO

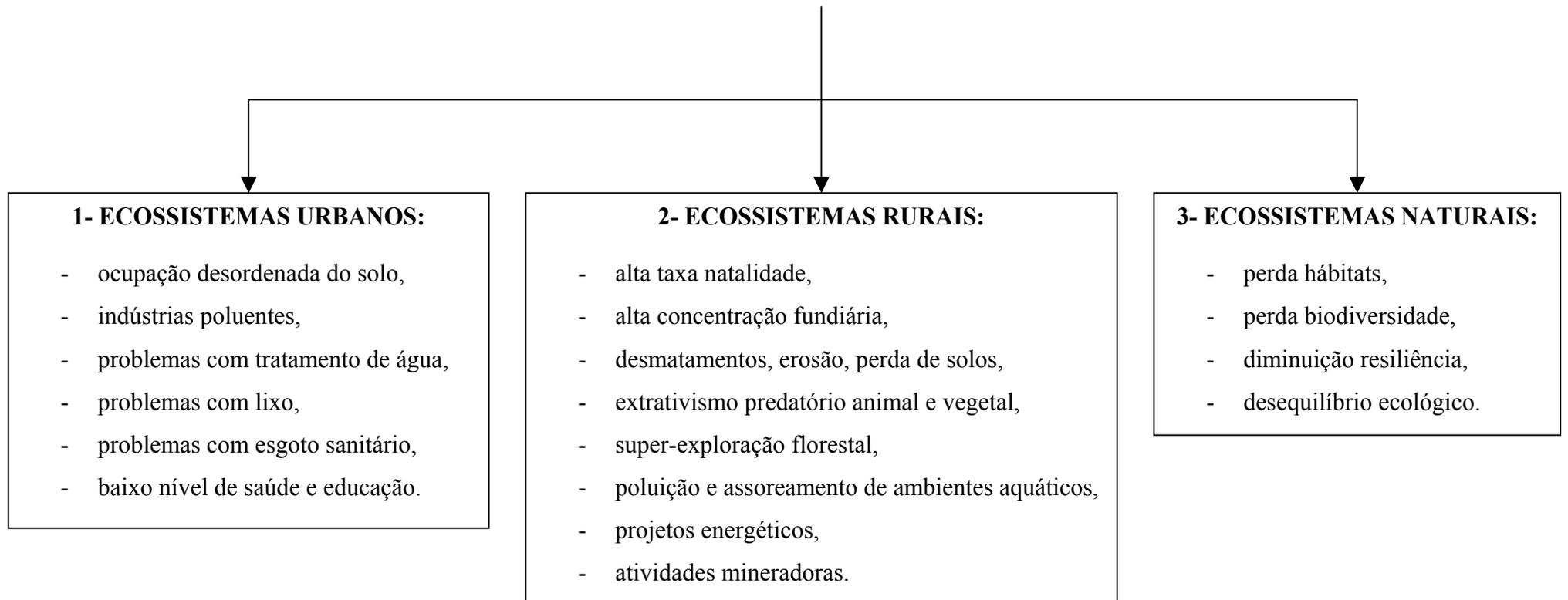


Figura 2: Aspectos dramáticos do quadro sócio-ambiental brasileiro (adaptado de De Almeida *et al.*, 1993).



Oligochaeta



Diptera - Chironomidae

Classe I: Organismos sensíveis ou intolerantes



Plecoptera



Trichoptera



Ephemeroptera

Classe II: Organismos tolerantes



Gastropoda



Heteroptera



Odonata

Figura 3: Classificação dos macroinvertebrados quanto à tolerância frente a adversidades ambientais.