

Harry Alberto Bollmann ♦ Marlise A. Bassani ♦ Antonio Carlos
Simões Pião ♦ Andreas Klumpp ♦ Josanidia Santana Lima ♦
Mário Tomazello Filho ♦ Paulo Cesar Botosso ♦ Claudio Sergio Lisi ♦
Ronaldo Viana Soares ♦ Antonio Celso de Oliveira Braga ♦
Edmo José Dias de Campos ♦ Eduardo Bertolotti ♦ Murilo Damato ♦
Mônica Luisa Kuhlmann ♦ Ana Lúcia Brandimarte ♦
Gisela Yuka Shimizu ♦ Maurício Anaya ♦ Walter Barrella ♦
Alder Guilherme Viadana ♦ Carlos Mello Garcias

Indicadores ambientais: conceitos e aplicações

Nilson Borlina Maia
Henry Lesjak Martos
Walter Barrella
organizadores

Reitor: *Antonio Carlos Caruso Ronca*
Vice-Reitora Acadêmica: *Raquel Raichelis Degenszajn*

EDUC – Editora da PUC-SP

Ana Maria Rapassi, Bernardete A. Gatti, Dino Preti, José Roberto Pretel Pereira Job, Maria do Carmo Guedes, Maria Eliza Mazzilli Pereira, Maura Pardini Bicudo Vêras, Onésimo de Oliveira Cardoso, Raquel Raichelis Degenszajn (*Presidente*), Scipione Di Pierro Netto.

Esta publicação contou com o apoio do Comitê dos Produtores da Informação Educacional (Comped) e teve sua reprodução contratada pelo Instituto Nacional de Estudos e Pesquisas Educacionais (Inep), no âmbito do Programa Publicação de Apoio à Formação Inicial e Continuada de Professores.



educ



São Paulo
2001

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Reitora Nadir Gouvêa Kfour / PUC-SP

Indicadores ambientais: conceitos e aplicações / Harry Alberto Bollmann ... et alii ; orgs. Nilson Borlina Maia, Henry Lesjak Martos, Walter Barrella. - São Paulo : EDUC/COMPED/INEP, 2001.
285 p. ; 23 cm

ISBN 85-283-0243-1

1. Indicadores ambientais. 2. Ecologia. I. Bollmann, Harry Alberto. II Maia, Nilson Borlina. III. Barrella, Walter. V. Simpósio sobre indicadores ambientais, 2., Sorocaba, SP, 1999

CDD 304.28028
574.5028

EDUC – Editora da PUC-SP

Direção

Maria Eliza Mazzilli Pereira

Produção Editorial

Magali Oliveira Fernandes

Preparação e Revisão

Sonia Rangel

Editoração Eletrônica

Waldir Antonio Alves

Capa

Sara Rosa

Realização: *Waldir Antonio Alves*

educ

Rua Ministro Godói, 1213

Cep 05015-001, São Paulo, SP

Tel.: (11) 3873-3359 – Fax: (11) 3873-6133

E-mail: educ@puccp.br

Sumário

Prefácio	7
Metodologia para avaliação ambiental integrada	15
<i>Harry Alberto Bollmann</i>	
Fatores psicológicos da percepção da qualidade ambiental	47
<i>Marlise A. Bassani</i>	
Estatística como ferramenta para a análise de dados em meio ambiente	59
<i>Antonio Carlos Simões Pião</i>	
Utilização de bioindicadores de poluição em condições temperadas e tropicais	77
<i>Andreas Klumpp</i>	
Processos biológicos e o biomonitoramento: aspectos bioquímicos e morfológicos	95
<i>Josanidia Santana Lima</i>	
Análise e aplicação dos anéis de crescimento das árvores como indicadores ambientais: dendrocronologia e dendroclimatologia	117
<i>Mário Tomazello Filho</i>	
<i>Paulo Cesar Botosso</i>	
<i>Claudio Sergio Lisi</i>	
Aplicação de faixas dendrométricas na dendrocronologia: avaliação da taxa e do ritmo de crescimento do tronco de árvores tropicais e subtropicais	145
<i>Paulo Cesar Botosso</i>	
<i>Mário Tomazello Filho</i>	
Indicadores de periculosidade e métodos de controle de incêndios em vegetação natural	173
<i>Ronaldo Viana Soares</i>	

A geofísica aplicada na caracterização da geologia e da qualidade das águas subterrâneas	187
<i>Antonio Celso de Oliveira Braga</i>	
A modelagem matemática da dispersão de poluentes em regiões costeiras e estuarinas	205
<i>Edmo José Dias de Campos</i>	
Ecotoxicologia aquática	219
<i>Eduardo Bertolotti</i>	
O emprego de indicadores biológicos na determinação de poluentes orgânicos perigosos	229
<i>Murilo Damato</i>	
Invertebrados bentônicos como indicadores de impactos antrópicos sobre ecossistemas aquáticos continentais	237
<i>Mônica Luisa Kuhlmann</i>	
<i>Ana Lúcia Brandimarte</i>	
<i>Gisela Yuka Shimizu</i>	
<i>Maurício Anaya</i>	
Os peixes como indicadores da qualidade das águas dos rios	249
<i>Walter Barrella</i>	
Estudo biogeográfico do <i>Astyanax bimaculatus</i> (Tambuí) na determinação da qualidade de hidrotopo no estado de São Paulo	263
<i>Alder Guilherme Viadana</i>	
Indicadores de qualidade ambiental urbana	275
<i>Carlos Mello Garcias</i>	

Prefácio

A Faculdade de Ciências Biológicas do Centro de Ciências Médicas e Biológicas (CCMB) da Pontifícia Universidade Católica de São Paulo (PUC-SP) realizou, em setembro de 1999, o SEGUNDO SIMPÓSIO SOBRE INDICADORES AMBIENTAIS, quando foi possível reunir num mesmo espaço e tempo vários cientistas que se dedicam ao estudo ou à gestão de vários ambientes.

O estudo de indicadores ambientais torna-se cada vez mais complexo e a necessidade de trocar experiências para superar as dificuldades é essencial para o avanço do conhecimento científico. Porém, isso não é em si uma novidade, pois as dificuldades e as respectivas superações das condições ambientais e sua avaliação fazem parte da própria história do homem e são tão antigas quanto nossa história e evolução biológica.

Para quantificar um fenômeno ambiental é, portanto, necessário percebê-lo. Após uma longa história evolutiva, tornaram-se natos na espécie humana sofisticados mecanismos fisiológicos de percepção ambiental, que utilizamos sem muitas vezes nos apercebermos. Quando avaliamos a temperatura para decidir a roupa que vestiremos, por exemplo, verificamos se a atmosfera está fria, quente ou muito quente. São milhares de terminações nervosas, espalhadas por toda a pele, que informam sobre as condições térmicas, ou tato. O paladar, talvez o mais limitado de nossos sentidos, dá-nos referências a respeito de substâncias do ambiente. São identificadas como amargas, um sabor comum entre muitas substâncias tóxicas, doce como os açúcares ricos em energia, azedo, das substâncias ácidas e salgadas, nas altas concentrações sódicas. A audição pode detectar ondas que se propagam pelo ar dentro de uma determinada frequência, que definimos como sonoras. Ondas menores ou de frequência mais elevada, entre 400 e 700 nanômetros, captamos pela visão, talvez o mais sofisticado dos nossos sentidos. Esse mecanismo, capaz de detectar uma faixa relativamente estreita de comprimento de ondas, fornece-nos toda a riqueza de cores e in-

finitas tonalidades que percebemos e é responsável por uma grande parcela da nossa consciência do ambiente. O olfato, tão desenvolvido em espécies próximas do homem na classificação sistemática, é relativamente acanhado quando comparado a outros mamíferos, como o urso ou mesmo o cão. No entanto, ainda é capaz de detectar baixíssimas concentrações de moléculas que se difundem no ar. Todas as informações geradas por esses sentidos agregam-se no cérebro e seu processamento resulta na nossa consciência do que nos cerca ou de onde estamos no meio: o ambiente.

Esse aparato orgânico possibilitou à nossa espécie se espalhar, sobreviver e, em muitos casos, modificar profundamente muitos dos ecossistemas terrestres, dando excelentes condições para caça e coleta de alimentos. Porém, a capacidade de perceber, abstrair, analisar, interpretar o ambiente e criar novas condições, levou-nos a novas necessidades. A intensidade com que exploramos os ambientes, hoje, é tão intensa que colocamos em risco a estabilidade dos ecossistemas e, até mesmo, nos casos extremos, a existência da nossa e de outras espécies.

Desse modo, a quantificação e qualificação das condições de ambientes que estão sendo alteradas, preservadas ou simplesmente estudadas passam a ser muito importantes, não só para a espécie humana como para a vida de muitos organismos. Daí a necessidade de avaliações muito mais precisas do que aquelas que um dia foram suficientes para os homens primitivos: frio, quente, claro, escuro, doce, azedo, etc. Hoje, vários profissionais de diferentes áreas necessitam saber, acuradamente, o quanto e como as atividades antrópicas estão alterando partes específicas de ecossistemas. Somente os órgãos sensitivos natos da espécie humana já não são suficientemente precisos ou adequados para as necessidades da própria espécie.

Agora é vital saber em quantos décimos de graus Celsius a temperatura da água ou da atmosfera está se modificando. Concentrações gasosas da ordem de partes por milhão podem ser fatais pela toxidez ou comprometer a estabilidade do ecossistema. Pequenas variações na acidez ou concentração salina definem a sobrevivência ou não de espécies; a predominância de determinadas populações de insetos, por exemplo, pode nos apontar o desequilíbrio ou a poluição de determinado habitat.

Essas e outras inúmeras medições, que batizamos de indicadores ambientais, tornaram-se tão complexas como são as próprias necessidades humanas. Por isso, é importante que sejam organizadas e interpretadas dentro de uma metodologia adequada, ou seja, a científica.

Nossa sociedade necessita cada vez mais de informações cientificamente coletadas, analisadas e interpretadas, para que possamos promover nosso sustento e desenvolvimento, com a menor agressão possível ao ambiente e aos outros entes viventes que compartilham conosco este planeta. A consciência da nossa capacidade de alterar os ecossistemas do planeta a ponto de comprometer a sustentabilidade de nossa e de outras espécies faz-nos responsáveis, não só pela manutenção da espécie humana, como por todas as demais, que estão sujeitas às alterações, o que torna maior a responsabilidade e necessidade de conhecimento sobre o ambiente. A busca da existência harmoniosa com outras populações e outros ecossistemas passa a ser, então, não só uma necessidade material, mas também ética, e sua viabilidade deve ser avaliada, medida e analisada com todo o instrumental de que dispomos. Entre eles, diversos indicadores ambientais.

Com essa perspectiva, trazemos aqui, na forma impressa, em capítulos, os trabalhos apresentados pelos cientistas no SEGUNDO SIMPÓSIO SOBRE INDICADORES AMBIENTAIS de 1999, na cidade de Sorocaba, com a expectativa de que aqueles produtivos momentos se estendam a um público maior, que possa também fazer um bom uso do conhecimento então trocado.

Os Indicadores Ambientais são de interesse de distintas áreas de conhecimento. É exatamente essa dispersão de áreas de interesse que nos levou a promover um encontro com cientistas que dificilmente se encontrariam, uma vez que seus fóruns tradicionais, congressos, encontros, etc. são organizados exatamente de acordo com suas áreas de conhecimento. Nosso objetivo foi tornar possível o encontro de profissionais das ciências exatas, humanas e biológicas, para possibilitar troca de experiências e idéias que dificilmente se daria nos encontros tradicionais.

Somos imensamente gratos a todos os autores que se empenharam em divulgar seus trabalhos e esperamos que a leitura de seus

textos contribua com o trabalho de estudantes, cientistas e técnicos que, com seus conhecimentos, lutam por um bom ambiente para o homem e todas as espécies com as quais compartilhamos, hoje e no futuro, nosso pequeno ponto no universo: a Terra, amado templo da vida.

Os editores

Sobre os autores

Alder Guilherme Viadana

Unesp/IGCE – Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Departamento de Geografia
Rua 10, n. 2527
CP: 178 CEP: 13500-230 Rio Claro/SP

Ana Lúcia Brandimarte

Universidade de São Paulo/IB
Departamento de Ecologia
Rua do Matão, trav. 14, n. 321
CEP: 05508-900 Cidade Universitária São Paulo/SP
Tel: (0xx11) 818-7528/ Email: anabrand@ib.usp.br

Andreas Klumpp

Universität Hohenheim – Institut – 320
Fachgebiet Pflanzenökologie und Ökotoxikologie
D – 70593 Stuttgart
Fax: (0xx49) 711-4593044/E-mail aklump@UNI-Hohenheim.DE

Antonio Carlos Simões Pião

Unesp/IGCE – Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Rua 10, n. 2527 Bº. Santana
CP: 178 CEP: 13500-230 – Rio Claro/SP
Tel: (0xx19) 526-2235/ Fax: (0xx19) 534-8250
Email: piao@rc.unesp.br

Antonio Celso de Oliveira Braga

Unesp/IGCE – Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Departamento de Geologia Aplicada
Av. 24A, n. 1515
CEP: 13506-900 Rio Claro-SP
Tel: (0xx19) 534-7298

Carlos Mello Garcias

Pontifícia Universidade Católica do Paraná
Instituto de Saneamento Ambiental – PUC/PR-ISAM
Rua Imaculada Conceição, 1155 Prado Velho
CEP: 80215-901 Curitiba-PR
Tel: (0xx41) 330-2166/ (0xx41) 330-1647
Fax: (0xx41) 332-1206

Claudio Sergio Lisi

Departamento de Ciências Florestais – Esalq/USP
 Av. Pádua Dias, 11 – Piracicaba – São Paulo
 CEP: 13418-900
 Tel: (0xx19) 3436-8627
 E-mail: claslisi@cena.usp.br

Edmo José Dias de Campos

Universidade de São Paulo – USP/IO Instituto Oceanográfico
 Pça do Oceanográfico, 191
 CEP: 05508-900 São Paulo/SP
 Tel. e Fax.: (0xx11) 818-6597

Eduardo Bertioletti

Cetesb – Companhia Estadual de Tecnologia e Saneamento Básico
 Rua Frederico Hermann Jr., 345 Prédio 12, 1º andar Daia
 CEP: 05489-900 Pinheiros São Paulo/SP
 Tel: (0xx11) 3030-6000

Gisela Yuka Shimizu

Departamento de Ecologia – Instituto de Biociências – USP
 Rua do Matão, travessa 14, nº 321 – Cidade Universitária
 São Paulo – SP
 CEP: 05508-900
 Tel: (0xx11) 3818-7528
 E-mail: yuka@ib.usp.br

Harry Alberto Bollmann

Pontifícia Universidade Católica do Paraná
 Instituto de Saneamento Ambiental – Isam/PUC-PR
 Rua Imaculada Conceição, 1.155 Prado Velho
 CEP: 80215-901 Curitiba-PR
 Tel: (0xx41) 330-2166/ (0xx41) 330-1647/ Fax: (0xx41) 332-1206
 Email: bollmann@rla01.pucpr.br

Josanidia Santana Lima

Universidade Federal da Bahia – UFBA/I.B
 Departamento de Botânica
 CEP: 40170-210 Campus Universitário de Ondina
 Salvador – BA
 Tel: (0xx71) 332-5108/ Telefax: (0xx71) 332-0962/ 974-9327
 E-mail: joslima@ufba.br

Mario Tomazello Filho

Departamento de Ciências Florestais – Esalq/USP
 Av. Pádua Dias, 11 – Piracicaba – São Paulo
 CEP: 13418-900
 Tel: (0xx19) 3436-8627
 E-mail: mtomazel@esalq.usp.br

Marlise A. Bassani

Psicologia Ambiental – PUC-SP
 Rua Sete de Setembro, 130
 CEP: 09030-160 Santo André/SP

Maurício Anaya

Departamento de Ecologia – Instituto de Biociências – USP
 Rua do Matão, travessa 14, nº 321 – Cidade Universitária
 São Paulo – SP
 CEP: 05508-900
 Tel: (0xx11) 3818-7528
 E-mail: manaya@ib.usp.br

Mônica Luisa Kuhlmann

Cetesb – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
 Av. Professor Frederico Hermann Jr., 345
 São Paulo – SP
 CEP: 05489-000
 E-mail: monicak@cetesb.br

Murilo Damato

Uniban – Universidade Bandeirantes
 Alameda Jaú, 670, apto. A
 CEP: 01420-001 Jd. Paulista São Paulo/SP
 Tel: (0xx11) 285-6528/ Cel. 9182-6130

Paulo Cesar Botosso

Departamento de Ciências Florestais – Esalq/USP
 Av. Pádua Dias, 11 – Piracicaba – São Paulo
 CEP: 13418-900
 Tel: (0xx19) 3436-8627
 E-mail: seaccmb@cruzeironet.com.br

Ronaldo Viana Soares

Universidade Federal do Paraná
 Curso de Engenharia Florestal – Curitiba – PR
 CEP: 81530-900
 Tel: (0xx41) 232-9084
 E-mail: rvsoares@ccc.ufpr.br

Walter Barrella

Departamento de Ciências do Ambiente – PUC-SP
 Pça Dr. José Ermírio de Moraes, 290
 CEP: 18030-230 Lageado Sorocaba/SP
 Tel: (0xx15) 243-5587/ 9778-1349
 E-mail: dinamica@splicnet.com.br

Harry Alberto Bollmann

Metodologia para avaliação ambiental integrada

De início, deve-se considerar que a ação antrópica sobre o meio ambiente não é um fenômeno a ser entendido apenas do ponto de vista ambiental. Na verdade, trata-se de uma relação complexa, originada por demandas individuais e coletivas, que se fundamentam em aspectos psicológicos, culturais e sociais, e cujos reflexos são observados no modo como são explorados os elementos da matriz de recursos naturais disponíveis. Essa constatação requer que sejamos capazes de entender esse fenômeno em todas as suas dimensões e que sejamos igualmente capazes de medir adequadamente seus efeitos em cada uma das dimensões consideradas.

A prática tem mostrado que a ação de medir, como um instrumento indispensável para operacionalizar a implementação de políticas norteadoras do desenvolvimento humano, auxilia tanto os decisores quanto os cidadãos comuns a conceitualizar objetivos, estudar alternativas, fazer escolhas e ajustar dinamicamente as políticas e objetivos baseados na avaliação do seu estado atual. As práticas de mensuração da influência das atividades humanas sobre o meio têm se apresentado controversas e raramente conseguem realizar ligações diretas entre as causas geradoras das demandas psicológicas individuais, socioeconômicas e culturais, e suas conseqüências ambientais. Pela sua conotação setorial, a variedade de indicadores e das técnicas de medição em uso tem, na verdade, tornado essa valoração comparativa ainda mais difícil. De fato, compõe-se de uma barreira para o desenvolvimento de indicadores sistêmicos e formas de agregação em ordem superior desses indicadores.

A abordagem que se pretende, através do uso de estruturas multinível, representa um passo adiante na obtenção de indicadores

sistêmicos, de modo que se possa entender os reflexos da realidade sob os vários pontos de vista da sociocultura, da economia e do ambiente natural.

As métricas envolvidas na estruturação de indicadores ambientais: uma abordagem histórica

Ao se investigar as tendências históricas de estruturação dos indicadores ambientais, várias abordagens podem ser derivadas. A que será usada baseia-se na interdependência entre o desenvolvimento do conhecimento científico e das técnicas de investigação. Nela se reconhece que ambos desempenharam um papel proeminente para explicar o atual desenvolvimento do conhecimento. Por um lado, o aprofundamento teórico observado nas disciplinas básicas foi responsável pela elaboração de teorias capazes de lidar com sistemas complexos cada vez mais abrangentes, mas, por outro, o instrumental tecnológico disponibilizado para conhecer a natureza e as peculiaridades de seus fenômenos tem propiciado aos cientistas e interessados o acesso, praticamente em tempo real, a uma quantidade inimaginável de informações em escala global. Da mesma forma, a maior capacitação tecnológica dos laboratórios, o uso de instrumentos de medição cada vez mais sensíveis e precisos contribuíram imensamente para reconhecer e modelar as relações causais entre as atividades humanas e seus efeitos na matriz (diga-se de passagem, finita) dos recursos naturais.

Historicamente, a primeira abordagem delineada para tratar desses problemas baseou-se na escola dominante, herdada do cartesianismo assumido pela revolução newtoniana¹. Descartes, em seu *Discurso do Método*, que tem como idéia central “dividir para conhecer”, define em essência a proposição de repartir o problema em tantas partes quantas forem necessárias para possibilitar sua resolução pela simplificação do objeto. Quando as partes estiverem resolvidas, o todo também estará (Andreolli, 1998). Tem-se demonstrado a

1 A revolução newtoniana representou um grande avanço para as ciências físicas. Mas, ao invadir os campos do conhecimento, inclusive as ciências humanas, o cartesianismo reduziu a imensa riqueza da realidade a um materialismo mecanicista, hoje considerado simplista e superficial.

necessidade dessa decomposição, na medida em que, dependendo da abordagem empregada, em que pese a unicidade das ciências fundamentais, em cada uma delas são empregados métodos exploratórios próprios. Assim, cada ramo da ciência procura descrever os fenômenos naturais baseado em um arcabouço metodológico próprio de sua especialidade, sem que isso, necessariamente, implique o desenvolvimento de uma noção conjunta da realidade. Como herança, observa-se ainda hoje a produção de estudos ambientais de caráter reducionista, em que a academia (ainda parcialmente engessada por uma visão departamentalizada do conhecimento) constitui-se como principal elemento indutor. São exemplos dessa abordagem os trabalhos direcionados aos subsistemas água, ar e solo, nos quais o estudo de um não significa que os outros sejam considerados.

Um marco referencial na transição desse pensar em direção às aproximações sistêmicas foi a comparação do objeto da ciência a um “Castelo de Cristal” (Einstein, 1953), em que se procura resgatar a noção de que somente através da agregação dos conhecimentos obtidos pela análise do objeto sob todos os pontos de vista possíveis, o todo pode ser reconhecido. Assim, como em um castelo de cristal, quando são modificadas a posição das luzes que sobre ele incidem, ou a posição do observador, novos reflexos surgem da observação. De acordo com esse pensar, o objeto será conhecido em sua íntegra, com a reunião de todos os possíveis reflexos observados. Seria então necessário extrapolar ao infinito as possibilidades de abordagem para que o todo fosse conhecido. Pela óbvia impossibilidade prática observada, os conhecimentos advindos do uso desse método seriam resumidos a simplificações da realidade, os seus resultados devem ser entendidos como aproximações, cuja validade depende do grau de incertezas admitido como razoável. Não se deve, no entanto, entender essa mudança paradigmática como um antagonismo, mas como a necessidade da associação de métodos de observação e de pesquisa tangidos tanto pela ciência quanto pelo desenvolvimento tecnológico. Une-se, então, o conceito elementarista (ou reducionista), que se concentra na descrição das partes, e o conceito integrativo (holístico), que privilegia a funcionalidade do todo. Apesar das limitações intrínsecas já comentadas, esse novo arcabouço foi responsável pelo advento de metodologias como a análise sistêmica, que tem contribuído significativamente para aprimorar nossa visão de mundo.

Modernamente, ganham força as teorias de que a natureza apresenta elementos que não podem ser explicados somente pela soma de suas partes, e que é necessária a implementação de novos paradigmas do conhecimento, além de um melhor entendimento das questões complexas. Não serão aprofundadas, neste texto, as razões e os condicionamentos que levaram à busca da transdisciplinaridade como forma de estudo das ciências naturais sob uma ótica única. Observar-se-á apenas que esse desdobramento tem culminado com a adoção de métodos, linguagens e conjuntos de axiomas distintos entre si, e que em uma circunstância mais larga permitirão ao homem, cada vez mais, conhecer e modelar o mundo que o cerca.

Do ponto de vista dos indicadores ambientais, seu desenvolvimento histórico foi influenciado pelas considerações anteriores, e, de certo modo, as três fases resumidamente apresentadas também se fizeram presentes. Em uma primeira fase, marcada pela departamentalização do conhecimento, os indicadores ambientais basearam-se quase que exclusivamente em variáveis que, na realidade, consistiam em medidas de grandezas físicas, químicas ou biológicas consideradas importantes para descrever o objeto (indicadores primários). Em uma segunda fase, estruturas de agregação de variáveis (somatório, produtivo, operadores máximo e mínimo, médias aritmética, geométrica, harmônica, etc.) foram utilizadas não apenas para aglutinar informação de mesma natureza, mas já estabelecendo algumas metodologias para congregar variáveis de diferentes espécies (indicadores secundários). Em OTT (1978) pode-se ter uma visão crítica desses processos de estruturação de indicadores ambientais. Como um lugar-comum, entretanto, tais ferramentas produzem resultados que são interpretados perante uma escala linear unidimensional entre um melhor e um pior valor estabelecidos *a priori*. A possibilidade de agregação da informação permitiu a estruturação de indicadores em níveis hierárquicos diferenciados, criados para descrever os elementos sistêmicos característicos e suas inter-relações. Com isso, dependendo do nível de hierarquia adotado na abordagem sistêmica, indicadores terciários, quaternários ou até de maior ordem puderam ser estabelecidos (indicadores multinível).

Uma terceira fase pode ser caracterizada nessa abordagem, não pela estruturação de indicadores inovadores, mas pela forma de análise dos resultados. Ao contrário das fases anteriores, em que se

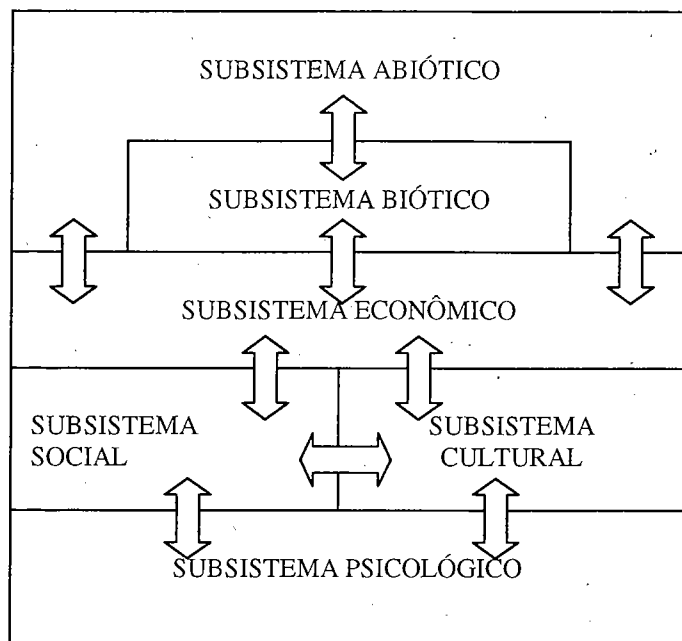
tem a produção de índices numéricos que permitem uma interpretação unidimensional (considerando apenas um aspecto da realidade), como representantes dessa fase se enquadram os indicadores multinível, que permitem uma apreciação multidimensional dos resultados. Neste aspecto, o método estabelecido em Unesco (1987) constitui um avanço não apenas na arte de produzir indicadores sistêmicos mais precisos, mas também na possibilidade de interpretar os resultados em um referencial mais abrangente.

O modelo Unesco 1987

Em linhas gerais, pode-se descrever esse sistema de gestão ecológico/econômico proposto em Unesco (1987) como uma estratégia de gestão ambiental em bacias hidrográficas baseada na análise ecossistêmica, que é capaz de elaborar um balanço ponderado multinível de índices obtidos em ações de monitoramento da região influente, de modo a observar alterações decorrentes das atividades antrópicas na construção de obras de engenharia ou utilização de recursos naturais (renováveis ou não). Nesse caso, considera-se como área influente a região compreendida por sua bacia hidrográfica. Devem ser selecionados indicadores de desenvolvimento para a microrregião considerada, bem como indicadores de qualidade ambiental, os quais comporão a base fundamental de dados a serem monitorados. O Quadro 1 dá uma idéia dos subsistemas envolvidos e sua inter-relação formando um ecossistema integrado entre os subsistemas humano e natural.

Algumas premissas devem ser a princípio verificadas. Entre elas, as mais importantes podem ser elencadas como se segue:

- Que não se limite a metodologia aos fatores ecológicos, mas que a ação pretendida seja avaliada como uma parte de um sistema ambiental que considere aspectos físicos, químicos, biológicos, econômicos, sociais, culturais e psicológicos (ver Figura 1);
- Que se possa elencar indicadores de desenvolvimento para cada componente;
- Que se possa desenvolver e aprimorar ferramentas de monitoramento com estudos a curto, médio e longo prazos, de modo a conferir a acuidade necessária aos indicadores selecionados;



Fonte: Unesco (1987).

Figura 1 – Desenvolvimento e integração de subsistema de gestão ecológico econômico

- Que a metodologia seja prática para os propósitos de gestão, não necessitando de sofisticadas matemáticas e computacionais;

- Que sejam incluídos, no escopo das decisões de gestão, os conceitos de desenvolvimento sustentável e da prudência no trato com as questões sociais e ambientais.

Uma vez estabelecidos os subsistemas interferentes bem como os indicadores adequados a cada subsistema, passa-se a executar atividades de monitoramento periódico a fim de levantar os dados necessários à obtenção dos índices. Percebe-se a preocupação em não limitar o sistema ambiental pela decomposição em seus subsistemas característicos do meio biótico e abiótico, mas, em uma abordagem mais ampla, considerar também as inter-relações destes com as atividades humanas. Neste aspecto, pressupõe-se, nesse modelo, que as ações humanas sobre a matriz de recursos naturais se dá através

do subsistema econômico, não necessariamente significando que isto implique a ação transformadora dos recursos em valores monetários. O subsistema econômico é, na verdade, mais amplo. A partir daí os subsistemas fundadores da economia (social, cultural e psicológico) devem igualmente ser considerados. O Quadro 1 apresenta um exemplo hipotético dessa estruturação.

Quadro 1 – Estrutura dos indicadores de primeiro, segundo e terceiro níveis

3. NÍVEL	2. NÍVEL	1. NÍVEL	3. NÍVEL	2. NÍVEL	1. NÍVEL	
ECOLOGIA	Índice de qualidade da água	Temperatura	ECONOMIA	Social	Desemprego	
		O.D.			Criminalidade	
		Coliformes fecais			Escolaridade	
		DBO			Morbidade	
		Altitude			Mortalidade	
		Turbidez			Lixo	
		NTK		Abastec. Água		
		Fósforo		Esgotos		
		Metais Pesados		Fe	Drenagem	
				Cr	População	
	Pb			Pop. Ativa		
	Hidro-biologia			Zooplankton	PNB local	
		Fitoplankton		Renda per capita		
		Flora		Diversidade	Cultura	Teatros
				% área florestada		Grupos folclóricos
	Fauna	N. espécies		Bibliotecas		
		Espécies raras		Investimentos		
		Espécies em risco		Livros produzidos		

Selecionados os indicadores de cada um dos subsistemas, deve-se estabelecer claramente a estratégia de obtenção dos dados. O número de indicadores que caracterizarão o subsistema investigado depende do tamanho e do tipo do sistema, do nível de análise (preliminar ou detalhada) e de vários outros fatores intrínsecos ao estudo. Para cada situação, os indicadores mais adequados devem ser selecionados e testados em sua eficácia, facilidade de implementação e sensibilidade.

Apesar de ser possível, através dessa metodologia, a seleção de quantos índices de ordem *n* se achar conveniente, Unesco (1987) recomenda a seleção de não mais de 2 ou 3 indicadores terciários. De outra forma, o resultado final será por demais complexo na sua execução e interpretação. No final, a seleção dos melhores indicado-

res para cada caso (ou combinação de indicadores) dependerá sempre do grau de conhecimento científico e tecnológico envolvido no julgamento das análises envolvidas

O resultado da aplicação da metodologia se dá pela obtenção de um ponto de equilíbrio entre as condições atuais de qualidade ambiental e de desenvolvimento econômico e social, plotadas em um gráfico cartesiano (Figura 2). A metodologia permite não só ao gestor o diagnóstico do estado do ambiente como também determinar o comportamento temporal do equilíbrio proposto nas suas características ecológicas e econômicas. No caso de se procederem a ações mitigadoras ou compensatórias dos impactos decorrentes da obra de engenharia ou do uso dos recursos naturais existentes, igualmente pode-se incluir tais medidas no escopo do diagnóstico integrado do projeto, determinando a nova situação de equilíbrio. Ou, ainda, poderão ser considerados vários cenários futuros de impacto de medidas corretivas na avaliação da composição de um equilíbrio econômico e ecológico desejável para a situação.

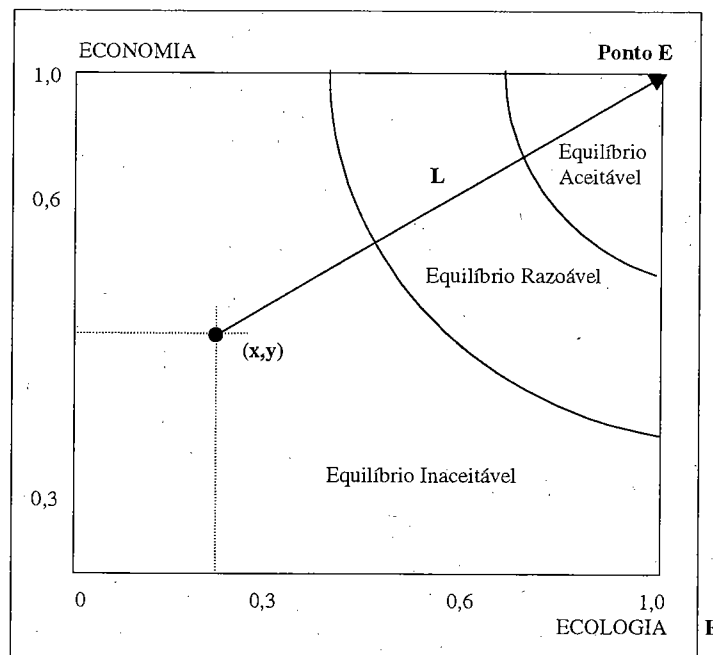


Figura 2 – Campo das soluções estabelecidas em Unesco (1987)

O campo das soluções possíveis é delimitado pela normalização dos resultados de cada indicador de ordem n entre os valores $0,0$ e $1,0$. Nesse campo, o menor valor refere-se à pior situação possível para as variáveis que compõem os indicadores considerados, e o maior valor refere-se à melhor situação possível. Assim, o Ponto hipotético **E** ($1,0, 1,0$) refere-se a uma situação de equilíbrio ótima, que serve de referência para estimar a distância do ponto de equilíbrio atual. A aproximação ao ponto ideal de equilíbrio pode ser efetuada por dois métodos distintos:

- Método Prévio, no qual as alternativas são estudadas na etapa de planejamento;
- Método Corretivo, baseado em atividades complementares (mitigadoras e compensatórias de impactos ambientais) e de incremento econômico do projeto.

Uma das razões para a escolha dessa metodologia é, justamente, a premissa de que se possa comparar o ponto de equilíbrio artificial atingido pelas medidas mitigadoras e compensatórias dos impactos provocados no ambiente com um ponto ideal (E), inicialmente teorizado por Pareto (apud Unesco, 1987), de uso pleno econômico sem nenhum impacto ambiental. Na prática, o Ponto E é intangível, mas algumas combinações entre subsistemas de desenvolvimento e de proteção ambiental podem ser consideradas no sentido de alterar o equilíbrio existente, aproximando-o progressivamente desse ponto ideal.

Da mesma forma, é possível explorar elementos de difícil mensuração econômica. Na realidade, certas variáveis (como, por exemplo, os componentes espirituais) não podem ser mensuradas em uma escala econômica. Entretanto, pode-se estruturar com alguma facilidade uma escala de valores intangíveis sobre a qual plotar os resultados obtidos em campo. Poucas metodologias até agora apresentadas possibilitam que cada componente possa ser valorado contra uma escala estabelecida para tal com parâmetros de mesma espécie. Assim, não é necessário transformar componentes ecológicos em financeiros (espécies diferentes) ou, ainda, componentes culturais em financeiros (idem), cujos resultados têm apresentado mais limitações do que indicações ao seu uso.

Considerações teóricas sobre a metodologia proposta

Sem o compromisso de exaurir o assunto, serão apresentados alguns pontos considerados importantes sobre a fundamentação teórica apresentada, e, igualmente, sobre algumas impressões obtidas na aplicação prática do modelo para o caso brasileiro.

O método de programação por compromissos

O Modelo Unesco 1987 baseia-se explicitamente no conceito da "programação por compromisso", o qual faz parte de um grupo de metodologias conhecidas como "de articulação progressiva das preferências do gestor" (Braga e Gobetti, 1997). A característica desse grupo de métodos é de que, assim que uma solução é alcançada, pergunta-se ao decisor se o nível atingido de atendimento aos objetivos é satisfatório e, no caso negativo, o problema é modificado e resolvido novamente. Sua métrica baseia-se em uma noção geométrica de "melhor". No método, são identificadas as soluções que estão mais perto da solução ideal mediante o uso de uma medida de proximidade (que, no caso do Modelo Unesco 1987, está baseada na Distância Euclidiana entre o Ponto de Equilíbrio inferido e o Ponto de Equilíbrio Ótimo). Considera-se essa medida como a distância que separa uma dada solução da ideal. Essa solução ideal é definida como o vetor

$$f' = (f'_1, f'_2, \dots, f'_n)$$

sendo f'_i as soluções do problema dado por:

$$\text{Máx } [f_i(x)]$$

$$\text{Sujeito a } \quad x \in X \\ i = 1, 2, \dots, n$$

onde: x é o vetor de decisões;

n é o número de critérios;

X é o conjunto das soluções viáveis;

f'_i é a função objetiva para o critério i .

Geralmente, não é possível obter a solução ideal, já que é difícil que exista um vetor de decisões x' que seja a solução comum a todos os n problemas. Porém, ela pode servir na avaliação das soluções viáveis. Uma das medidas de proximidade usada mais frequentemente é dada por:

$$L_s = \sum_{i=1}^n \{ \alpha_i^s [f'_i - f_i(x)]^s \}^{1/s}$$

onde: $1 \leq s \leq \infty$

A solução de compromisso x'_s para um dado valor de s é tal que:

$$\text{Min } [L_s(x) = L_s(x'_s)] \\ \text{Sujeito a } \quad x \in X$$

Esse problema é geralmente resolvido para um conjunto de pesos $\{ a_1, a_2, \dots, a_n \}$ e para $s = 1, 2, \dots, \infty$. Cada uma dessas soluções representa uma postura diferente do decisor. Considerando o caso em que $a_1 = a_2 = \dots = a_n = 1$ e fazendo $w_i = f'_i - f_i(x)$ a equação em L_s se transforma em:

$$L_s = \sum_{i=1}^n \{ w_i^{s-1} [f'_i - f_i(x)] \}^{1/s}$$

Para $s = 1$, tem-se que $w_i^{s-1} = 1$, e a equação é transformada em:

$$L_s = L_1 = \sum_{i=1}^n [f'_i - f_i(x)]$$

Neste caso, todos os desvios em relação ao ideal têm igual peso na determinação de L_s . De modo similar, quando se considera $s = 2$, tem-se:

$$L_s = L_2 = \left\{ \sum_{i=1}^n w_i [f'_i - f_i(x)] \right\}^{1/2}$$

Nessa equação, cada desvio tem como peso sua própria magnitude. Na medida em que s aumenta, o maior desvio recebe mais importância, até que em $s = \infty$ observa-se que:

$$L_\infty = \text{Máx } [f'_i - f_i(x)]$$

A escolha de s reflete a importância que o decisor atribui aos desvios máximos. Existe então um duplo esquema de pesos. O parâmetro s reflete a importância que têm os desvios máximos e o parâmetro a_i se refere à importância relativa do critério i . Ao resolver o problema para diferentes conjuntos desses parâmetros, estuda-se a sensibilidade das soluções. Pode-se definir ainda a função $S_i(D_i)$ com $D_i = f'_i - f_i(x)$ que normaliza os desvios no intervalo $[0,1]$, como:

$$S_i(D_i) = \frac{f'_i - f_i(x)}{f'_i - f''_i}$$

sendo f''_i dado por

$$\begin{aligned} & \text{Min } [f_i(x)] \\ & \text{Sujeito a } \quad \quad \quad x \in X \\ & \quad \quad \quad i = 1, 2, \dots, n \end{aligned}$$

Com esta transformação, uma solução de compromisso fica definida operacionalmente por:

$$L_s(x'_s) = \text{Min } L_s(x) = \left\{ \sum_{i=1}^n \left(\alpha_i^s \left(\frac{f'_i - f_i(x)}{f'_i - f''_i} \right)^s \right)^{1/s} \right\}$$

Quando as alternativas de solução estão discretizadas, pode-se aplicar a programação de compromisso definindo-se os valores f''_i como os melhores valores no conjunto finito dos $f_i(x)$. Isto é, a solução ideal será formada pelo vetor dos melhores valores alcançados em cada critério na matriz de avaliação. Da mesma maneira, o vetor dos piores valores na matriz de avaliação estará representando os valores de f''_i . Com esses valores, e com os parâmetros a_i e s dados, calcula-se a distância de cada alternativa à solução como a solução de compromisso. O método de programação de compromisso é um método iterativo. Se o conjunto das soluções de compromisso permitir ao decisor escolher uma solução satisfatória, o algoritmo acaba. De outra forma, variam-se as soluções ideais, ou os pesos, e o algoritmo é processado novamente. Os métodos iterativos requerem um envolvimento considerável do decisor no processo de solução, com a vantagem de permitir que ele ganhe um bom entendimento da estru-

tura do problema. De outra parte, Cohon e Marks, 1975 (apud Braga e Gobetti, 1997) apontam como desvantagem dos métodos iterativos a possibilidade de que não exista uma melhor solução de compromisso se o decisor não ficar satisfeito após um certo número de iterações. Na prática, é sempre necessário chegar a uma solução, com ou sem a satisfação do decisor.

A hierarquização da soluções

Pode-se estabelecer uma hierarquia das soluções similar à hierarquia previamente estabelecida para os subsistemas adotados, de modo que, inicialmente, cada um possa ser otimizado em separado, e, em uma segunda etapa, procede-se à otimização global. Statnikov e Matusov (1995) apresentam uma interessante discussão a esse respeito, em que a soma dos ótimos individuais pode não corresponder a uma solução ótima global se critérios de eficiência global não forem prioritários na escolha das alternativas individuais. Esses autores apontam a validade de, na impossibilidade de se achar uma solução ótima para um sistema complexo (analisando-o como um todo), decompor-se esse sistema em subsistemas que permitam a fácil determinação de pontos ótimos individuais. Através da análise e agregação desses ótimos individuais, pode-se chegar à identificação de um possível ponto ótimo global, confirmando-o (ou não) pela análise do seu entorno.

De igual modo, as soluções viáveis, em geral, não apresentam uma função contínua (apenas pontos discretos), a escolha da melhor opção pode ser feita pela consideração da menor distância até o ponto ideal (ver item anterior). Em relação à propagação de erros no processo de agregação das variáveis primárias, nota-se que a adoção de indicadores para cada nível hierárquico implica o aumento do grau de incerteza de que a solução encontrada seja a ótima.

Segundo Lukianov (apud Statnikov e Matusov, 1995), quando o sistema estudado apresentar um número muito grande de variáveis, frequentemente recorre-se à determinação de novas variáveis (variáveis agregadas, macrovariáveis ou variáveis de segunda ordem). Estas, essencialmente em menor número, possibilitam a redução da dimensionalidade dos dados.²

2 Na verdade, o sistema proposto por Unesco (1987) refere-se a essa técnica, na qual as variáveis primárias (dados e informações medidas diretamente) são agre-

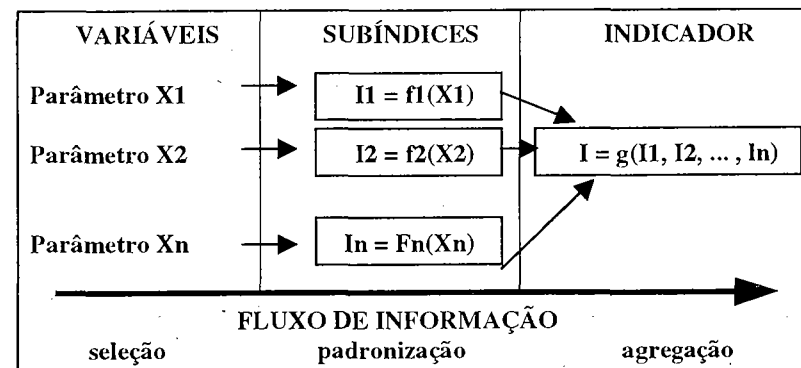
Para finalizar, pode-se dizer que o estado atual das discussões sobre os problemas de escala envolvendo o uso de informações provenientes de sistemas complexos hierarquicamente distintos ainda não está exaurido. Essas circunstâncias servem para estimular o desenvolvimento de aproximações similares às aqui mencionadas.

A redução da dimensionalidade pelo uso de indicadores

A Figura 3 apresenta, esquematicamente, a estrutura da Teoria do Fluxo de Informações aplicada ao caso da estruturação de indicadores de ordem superior (OTT, 1978). Nesse processo, a informação contida nos dados básicos (medidas de grandezas ambientais) apresenta um fluxo da esquerda para a direita e é reduzida a uma forma mais parcimoniosa, em que é possível que alguma informação (principalmente em relação à amplitude de variação das variáveis) possa ser perdida. Mas se a estrutura do indicador for apropriadamente escolhida e arranjada, essa perda pode ser de tal natureza que não cause distorções significativas, nem tampouco conduza a falsas interpretações.

A crítica que se faz ao modelo apresentado na Figura 3 baseia-se na observação de que, para cada parâmetro escolhido, obtém-se rigorosamente um mesmo valor para o subíndice característico, configurando um indicador absoluto. Algumas estruturas, entretanto, são projetadas para o propósito de classificação de diferentes observações. Nesses casos, a classificação depende não apenas da observação em si, mas da posição relativa desta entre as demais observações. Tais casos, entretanto, têm sido tratados pela literatura como casos especiais ao modelo, uma vez que as tentativas de enquadrá-los ao arcabouço apresentado trouxeram prejuízos ao modelo ou à estrutura do indicador.

gadas em índices numéricos capazes de reproduzir com certo grau de aproximação o efeito no ambiente da sua variação conjunta.



Fonte: OTT (1978).

Figura 3 – Modelo de fluxo de informação na estruturação de indicadores

A flexibilidade de aplicações

Talvez o ponto mais significativo dessa estratégia de gestão ambiental em bacias hidrográficas se baseie na sua flexibilidade de adaptação às mais variadas situações de aplicação, podendo-se considerar tantas variáveis quantas forem necessárias (e com o nível hierárquico que se julgar mais apropriado) para a adequada calibração do modelo construído. O correto balanceamento entre os indicadores considerados pode ser obtido através da adoção de valores multiplicadores (pesos), que têm a função de priorizar a atenção do gestor para os pontos considerados mais importantes.

O ponto fundamental em relação à aplicação dessa metodologia está na possibilidade de se considerar inúmeros indicadores para cada subsistema, tornando sua caracterização tão precisa quanto se queira. Nesse aspecto, o acesso a bancos de dados estabelecidos com informações precisas e confiáveis é primordial.

Exemplo de aplicação prática

Bollmann (1999) apresenta uma aplicação prática para o caso da Bacia do Córrego Cachoeiras (em São Mateus do Sul/PR). Neste

capítulo, serão apresentadas apenas as informações necessárias e suficientes para exemplificar o uso do Modelo Unesco 1987. Para uma apreciação mais detalhada sobre o assunto, a bibliografia citada pode ser consultada. Antes de iniciar, serão levantadas algumas considerações sobre a realidade socioeconômica e ambiental da região onde se situa a área de estudo. Sem pretender esgotar o assunto, descrever-se-á o ambiente de estudo utilizando as informações básicas necessárias para formar uma idéia geral da situação. Os dados apresentados foram obtidos diretamente da Base Pública do Estado do Paraná (Ipardes, 1999).

A cidade de São Mateus do Sul – PR

São Mateus do Sul (Latitude 25° 52' 23" S ; Longitude 50° 23' 05" W-GR) situa-se no estado do Paraná, distante 150 km a oeste da capital, Curitiba. O município possui uma área de 1.334,522 km², com uma altitude de 760 m acima do nível médio do mar. O clima é subtropical úmido mesotérmico, verões frescos (temperatura média inferior a 22 °C) e invernos com ocorrências de geadas severas e frequentes (temperatura média inferior a 18° C), não apresentando estação seca.

A população total é de 36.252 habitantes, estimados para 1/7/1999, sendo 19.290 habitantes urbanos e 16.962 habitantes rurais. A taxa anual de crescimento da população urbana é de +2,43%, enquanto que a população rural apresenta uma taxa negativa de crescimento, estimada em -0,19%. As projeções foram estimadas pelo Programa Paranacidade, tendo por base o Censo Demográfico de 1991 e a contagem populacional de 1996 do IBGE. As taxas de crescimento populacional foram calculadas através da aplicação das fórmulas de crescimento geométrico, considerando-se as populações inicial e final as de 1991 e 1996, respectivamente.

Os primeiros colonizadores da região constituíram-se de emigrantes do sul do Brasil, imigrantes espanhóis, além de alemães e poloneses que acharam condições de paisagem e clima próximos aos encontrados em sua terra natal. Desde o início da colonização, os alemães procuraram explorar o petróleo do xisto, iniciando-se, assim, a fundação de uma colônia que teve o nome de Santa Maria, mais tarde mudado para Maria Augusta, e, finalmente, São Mateus do Sul.

Criado através da Lei Estadual nº 763 de 2 de abril de 1908, o município foi instalado oficialmente em 21 de setembro de 1908, pelo desmembramento de São João do Triunfo.

O extrativismo é economicamente marcante na sua história econômica, principalmente na exploração do xisto, lenha e erva-mate. A agricultura de subsistência baseada no conceito de faxinais, ainda desempenha um papel significativo, e foi a responsável pela preservação de grande parte dos remanescentes dos extratos florísticos naturais presentes na região. Os aspectos econômicos e sociais mais relevantes, medidos em junho de 1998, são os seguintes:

- **Participação no PIB municipal:**

Agropecuária	= 17%
Indústria	= 31%
Serviços	= 52%

- **Produto Interno Bruto:**

US\$ 74.100.254,71 (PIB per capita = US\$2.183,34)

- **População Economicamente Ativa:**

20.126 habitantes

- **Repasses:**

ICMS, IPVA, Fundo de Exportação e Royalties de Petróleo

- **Distribuição das atividades econômicas sujeitas ao recolhimento do ICMS, por setor:**

SETOR	Total de estabelecimentos	Participação (%) no recolhimento de ICMS
Indústria	90	11
Comércio varejo	378	18
Comércio atacadado	19	17
Serviços	79	19

- **Principais produtos agrosilvopastoris:**

Batata das águas (comum)
Erva-mate
Feijão das águas

- **Indústrias dominantes:**

- Extração de minerais
- Produção de minerais não metálicos
- Produtos alimentares
- Madeira

- **Economias existentes:**

- Ligações de água = 5.419 economias
- Ligações de esgoto = 147 economias
- Ligações de energia elétrica = 8.602 economias

- **Educação na área urbana:**

Ensino público	– Fundamental	= 6.182 matrículas
	– Médio	= 1.030 matrículas
	– Terceiro Grau	= não há
Ensino particular	– Fundamental	= 509 matrículas
	– Médio	= 66 matrículas
	– Terceiro Grau	= não há

A bacia hidrográfica do Córrego Cachoeiras

O Córrego Cachoeiras é um dos afluentes perenes da margem direita do Rio Iguaçu e se encontra localizado no município de São Mateus do Sul, seu talvegue principal apresenta uma orientação Norte-Sul, atravessando uma área rural. As principais características físicas, detalhadas a seguir, foram determinadas conforme indicação metodológica constante em Villela (1975), a partir da restituição de uma imagem digital da área em escala 1:8000, com curvas de nível de 5 em 5 metros. As medidas de área e comprimentos especificados foram obtidos através da análise computacional em ambiente de CAD da restituição digital da fotografia aérea. A Figura 4 ilustra a Bacia Hidrográfica bem como sua drenagem.

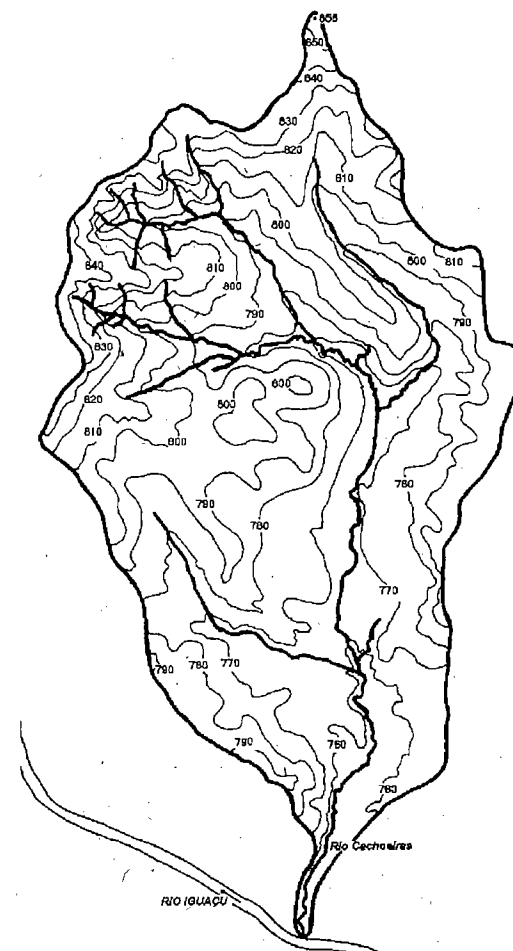


Figura 4 – Bacia hidrográfica do Córrego Cachoeiras

- **Área de drenagem (divisores topográficos):**

$A = 8,019 \text{ km}^2$

- **Perímetro da Bacia Hidrográfica:**

$P = 17,61 \text{ km}$

- **Forma da Bacia:**

Coeficiente de Compacidade (Índice de Gravelius) $K_c = 1,74$
 Fator de Forma $K_f = 0,16$

- **Altitude da Bacia Hidrográfica (acima do nível médio dos mares):**

Média = 790 m

Mediana = 798 m

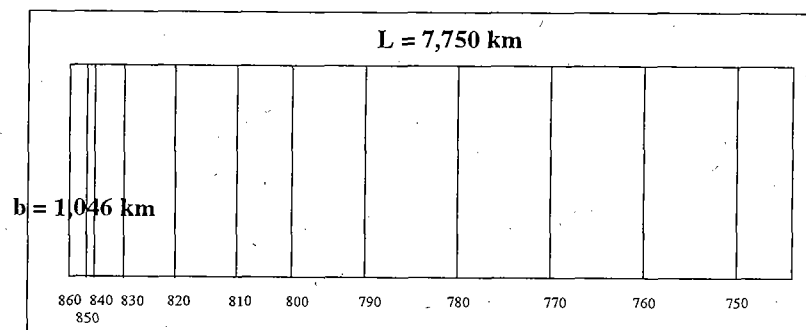
- **Declividade da Bacia Hidrográfica:**

Média = 0,055 m/m

Mediana = 0,060 m/m

- **Retângulo Equivalente (ver Quadro 2):**

Quadro 2 – Retângulo equivalente da Bacia Hidrográfica do Córrego Cachoeiras



- **Densidade de drenagem:**

$Dd = 2,53$ km/km²

- **Extensão média do escoamento superficial:**

$Es = 0,1$ km

- **Extensão total dos córregos:**

$Et = 20,32$ km

- **Sinuosidade:**

$Si = 1,02$

- **Grau de ramificação (ordem do curso principal):**

Terceira Ordem

- **Declividade de álveo (ver Figura 5):**

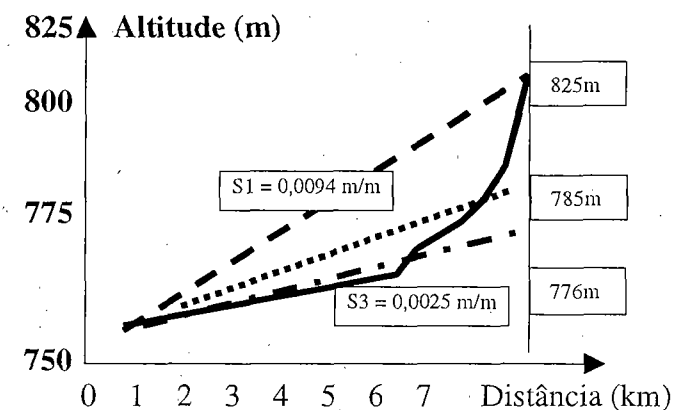


Figura 5 – Declividades S1, S2 e S3

Resultados

Para descrever a atual situação do equilíbrio ecológico e econômico da bacia, consideraram-se os subsistemas ambiental (caracterizado pelo Índice de Qualidade das Águas da National Sanitation Foundation – WQI/NSF e pelo Fator de Proteção do Solo do Centro Interamericano de Desarrollo Integrado de Aguas y Tierras – FPS/CIDIAT), econômico (caracterizado pela Renda Bruta Anual dos Moradores e pela Satisfação com a Renda) e social (caracterizado por 14 indicadores primários – IS/CIDIAT). A descrição metodológica desses indicadores pode ser obtida em Bollmann (1999), Cidiat (1987) e Freitas e Requião (1994).

Para dar uma idéia da abrangência global das variáveis consideradas na avaliação econômica e ecológica, o Quadro 3 resume as informações obtidas. Para essa análise, será adotada uma estratégia de correlação entre o nível de qualidade socioeconômica da população residente e a qualidade ambiental geral da bacia. Será admitido nessa análise que as variáveis possuem pesos w_{ij} iguais, uma vez que não foi possível estabelecer uma relação de predominância da importância da variável social ou econômica para a população, nem da

qualidade da água ou do solo para o caso da qualidade ambiental. Com isso, o cálculo das coordenadas cartesianas do Ponto de Equilíbrio Atual pode ser feito pelas equações

$$X = \sum (X_{ij} \cdot w_{ij}) \quad \text{e} \quad Y = \sum (Y_{ij} \cdot w_{ij})$$

Quadro 3 – Resumo dos índices calculados

SOCIO-ECONOMIA	VARIÁVEIS	MEIO AMBIENTE	VARIÁVEIS
INDICADOR SOCIAL Y11 = 0,69 (0,0 a 1,0) W11 = 0,5	Abastecimento de água	PROTEÇÃO DO SOLO X21 = 0,75 (0,0 a 1,0) W21 = 0,5	Cobertura florestal original
	Energia elétrica		Cobertura florestal atual
	Educação fundamental		Declividade média
	Postos de saúde		Litologia do solo
	Recreação e esportes		Sedimentação medida
	Telefonia		Erosão atual
	Correios		Erodibilidade
	Analfabetismo	Erosão potencial	
	Nível organizacional	QUALIDADE GERAL DAS ÁGUAS X22 = 0,70 (0,0 a 1,0) W22 = 0,5	pH
	Posse da terra		Turbidez
	Área das propriedades		Oxigênio dissolvido
	Penetração campesina		D.B.O 5 dias
	Densidade populacional		Nitrogênio (NTK)
	População absoluta		Fósforo
Renda bruta	Sólidos totais		
Satisfação com a renda	Temperatura da água		
	Coliformes fecais		
INDICADOR ECONÔMICO Y12 = 0,70 (0,0 a 1,0) W12 = 0,5			

Os valores de X e Y podem ser obtidos como $X = (0,69) 0,5 + (0,70) 0,5 = 0,70$. A componente X pode variar entre o mínimo de 0,69 (quando $w_{11} = 1,0$ e $w_{12} = 0,0$) e 0,70 (quando $w_{11} = 0,0$ e $w_{12} = 1,0$). Para a componente Y obtém-se, de modo semelhante, os seguintes valores $Y = (0,70) 0,5 + (0,75) 0,5 = 0,72$ com o valor mínimo de 0,70 e valor máximo de 0,75.

A proximidade entre os valores mínimo e máximo reforça a tese de adoção de pesos iguais. A Figura 10 ilustra a localização do Ponto de Equilíbrio calculado em relação ao Ponto Ideal de Pareto, bem como a distância entre eles. O ponto de equilíbrio socioeconômico e ambiental atual, para o caso da bacia hidrográfica do Córrego Cachoeiras, resultou em um valor muito próximo à área definida como de equilíbrio POSITIVO. Além disso, os valores calculados para as coordenadas X e Y, igualmente, não diferem muito, revelando um bom equilíbrio entre a qualidade socioeconômica da população e a qualidade ambiental (entendidos apenas como o resultado da consideração das variáveis apresentadas).

Uma vez que a metodologia permite que se obtenham vários cenários de atuação, nos quais é possível prescrever ações concretas na melhora das condições socioeconômicas ou ambientais mais deficientes, far-se-á, a título de exemplo, um estudo complementar de atendimento a uma condição considerada "ótima dominante", em que se almeja o equilíbrio entre as condições socioeconômicas e ambientais (ponto de coordenadas 0,72.; 0,72 ilustrada na Figura 6). Esse ponto foi escolhido por três razões básicas:

- Mantém o estado de preservação ambiental inalterado;
- Possibilita um ganho real em termos socioeconômicos para a população, produzindo um melhor equilíbrio com a qualidade ambiental inferida;
- Situa o Ponto de Equilíbrio para dentro da área de Equilíbrio Positivo e diminuindo sua distância ao Ponto de Equilíbrio Ideal.

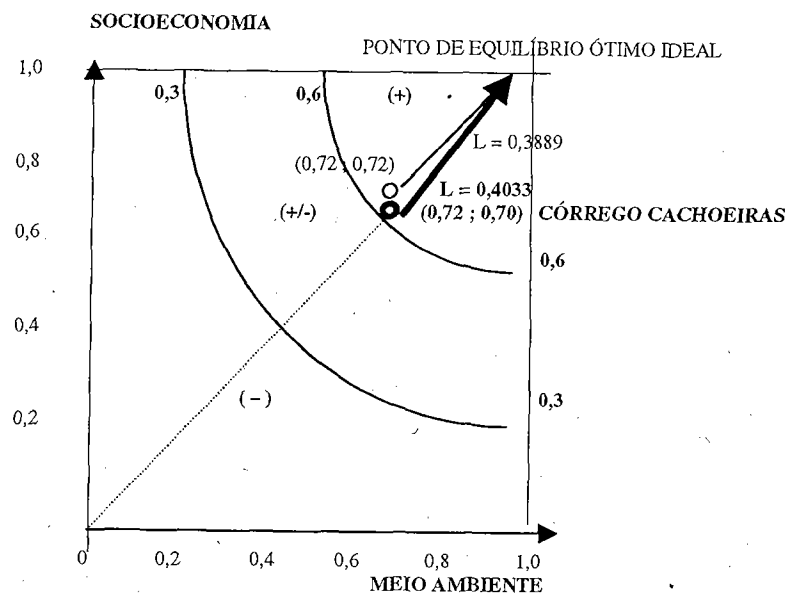


Figura 6 – Representação dos pontos de equilíbrio atual e projetado para a bacia hidrográfica do Córrego Cachoeiras no modelo Unesco 87

Nessa situação, observa-se que, em termos de planejamento, a preocupação ambiental tem o mesmo peso da motivação socioeconômica, e cabe à análise decidir, através de um algoritmo de otimização multicriterial, quais os investimentos ótimos a serem executados para se atingir esse objetivo. Para a Bacia do Córrego Cachoeiras, uma vez que os custos de investimentos não puderam ser valorados para cada variável, adotar-se-ão como base de referência as estimativas locais de custo. Considerou-se, nessa aplicação, uma população urbana de 2.600 habitantes, e 280 habitantes no meio rural. Portanto, a população-objeto será definida como aquela necessária, no meio rural ou urbano, ao atingimento do nível de equilíbrio preconizado com investimento mínimo. O objetivo dessa aplicação é determinar qual a prioridade de investimentos para que o índice social passe de **0,69** para **0,73** (uma vez que, deste modo, o índice global socioeconômico passaria de **0,70** para **0,72**). Como se pretende elevar o nível socioeconômico sem prejuízo ambiental, em primeiro lugar determinar-se-á

quais as variáveis prioritárias. Estas consistem no grupo de variáveis que apresentaram pior desempenho, e sua melhoria representará um melhor equilíbrio interno no universo socioeconômico considerado. Para a intervenção nas variáveis econômicas selecionadas (Renda Bruta e Satisfação com a Renda), duas soluções poderiam ser levantadas:

- Investimentos para alavancar uma melhoria salarial da população de baixa renda através do incentivo à produção e à geração de empregos (cuja eficácia estaria associada a um elevado grau de incerteza pela atual conjuntura macroeconômica, pelas limitações orçamentárias normais do governo municipal e pela incerteza de que a melhoria salarial afetaria na mesma medida o grau de satisfação da população de baixa renda);
- Empregar um contingente suficiente da população de baixa renda em serviços remunerados, de modo a melhorar a distribuição de renda (o que não se adequa às políticas de contratação por concurso público, que privilegiam os de melhor formação – e, geralmente, de melhor situação socioeconômica, contrária à tendência vigente de enxugamento do funcionalismo público, além de se estar sujeito a uma reversão dessa situação na ocasião de mudança do prefeito).

Por esses motivos, optou-se por trabalhar apenas com as variáveis sociais, que, teoricamente, constituem dever do Estado. Para isso, os indicadores sociais foram reordenados sob uma ótica puramente econômica, na qual serão privilegiadas as variáveis com maior peso global e que têm, assim, maior poder de modificar o resultado. Deve-se observar que essa regra leva em conta apenas o ponto de vista do gestor urbano, e nem sempre as prioridades obtidas nessa situação refletem as aspirações do público-alvo. Esse desvio de orientação, entretanto, não constitui motivo sério de ponderação, uma vez que o equilíbrio socioeconômico e ambiental se encontra naturalmente em boas condições e se pretende apenas um “polimento” das políticas públicas no sentido de otimizar esse equilíbrio. Percebe-se a importância dada ao acesso ao abastecimento de água potável, energia elétrica, educação e saúde, o que corresponde aos anseios normais de qualquer extrato populacional. Em sua maioria, entretanto, esses serviços já se encontram razoavelmente bem implantados. Em relação aos serviços deficitários, o Quadro 4 apresenta uma idéia dos investimentos necessários, por ordem de prioridade.

Quadro 4 – Investimentos para atingir o equilíbrio econômico e ambiental na Bacia Hidrográfica do Córrego Cachoeiras

Item	INDICADOR ¹	AÇÃO	CUSTO (US\$)	ΔY
1	Nível educacional	Construção de núcleo educacional para 288 analfabetos urbanos/rurais	30.000,00	0,017
2	Regularização da posse de terra	Título de propriedade a 144 famílias	384.000,00	0,005
3	Penetração campesina	Desapropriar e preservar 81 ha nas nascentes do Córrego Cachoeiras.	67.000,00	0,025
4	Serviço de correio	Implementação de subagência dos Correios	²	0,016
5	Recreação e esportes	5.1. Centro poliesportivo novo	62.000,00	0,072
		5.2. Consorciado à escola do item 1	18.000,00	0,035
6	Serviço telefônico	Atender 2.412 habitantes (600 economias com telefone público e domiciliar)	²	0,026

OBS: 1 – Indicadores deficitários, por ordem de prioridade
2 – Ações consideradas fora do âmbito da Prefeitura Municipal

A Figura 7 apresenta as alternativas de investimento da Tabela 3. Por sua análise, pode-se verificar que as opções 1, 2, 3, 1+2 e 2+3 não atingem o nível de variação de ΔY necessário e igual a 0,04. Todas as demais opções superam esse valor. Dentre elas, a que apresentou menor custo total é a opção*1 + 5.2, ou seja, a CONSTRUÇÃO DE UMA ESCOLA CONSORCIADA A UM CENTRO ESPORTIVO E DE LAZER para atender às populações rural e urbana locais. O investimento total estimado é de US\$ 48.000,00.

Percebe-se que o gráfico da Figura 7 apresenta dois grupos de dados distintos. O grupo mais à esquerda (apresentando menor volume de investimento) representa as alternativas nas quais não se considera a Opção 2 (Regularização da Posse de Terra). O grupo à direita (apresentando maior investimento) representa as alternativas que contemplam a Opção 2 (que apresenta o maior custo unitário).

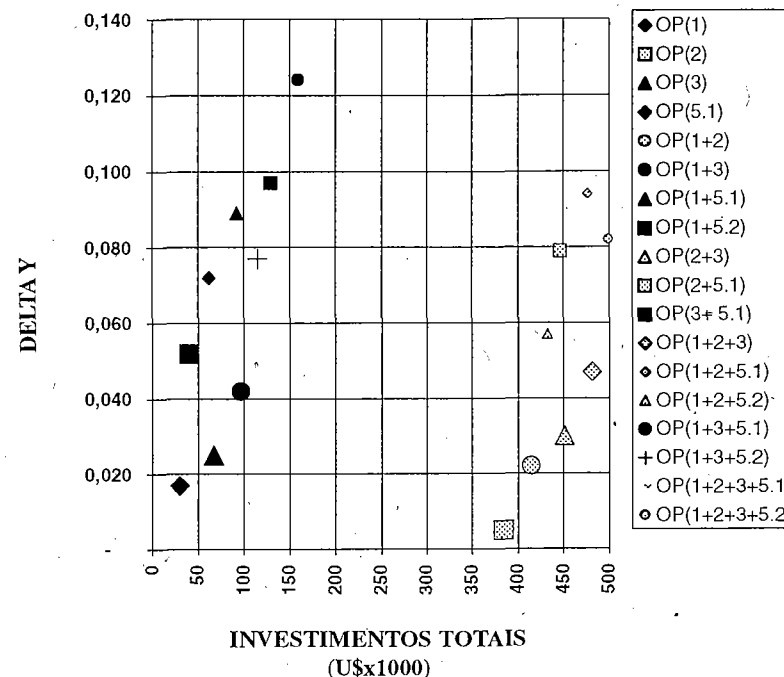


Figura 7 – Alternativas de investimento

Descartando-se essa alternativa, e considerando apenas as possíveis combinações entre as opções 1, 3, 5.1 e 5.2, pode-se estimar uma curva de investimentos sociais baseada na variação do índice de qualidade social geral para a bacia (Figura 8). Por sua análise pode-se ter uma idéia dos montantes a serem investidos para o aumento ao nível que se quer atingir de qualidade de vida social.

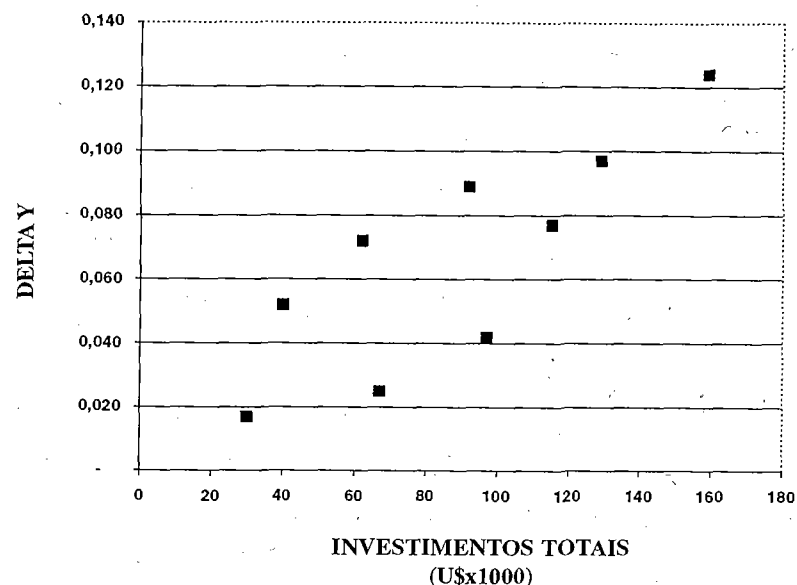


Figura 8 – Impacto dos investimentos sociais na variação do índice de qualidade social

Conclusões

Não serão levantadas, como conclusão, as observações gerais do modelo, sua aplicabilidade e limitações, uma vez que essas informações já se encontram razoavelmente bem detalhadas em Unesco, 1987. Entretanto, apontar-se-ão algumas observações consideradas importantes sobre a aplicação dessa metodologia ao caso da Bacia Hidrográfica em questão.

Em primeiro lugar, a escolha das variáveis e das estruturas de agregação dos indicadores deve ser a mais representativa e sensível ao caso que se quer estudar. Para levantar com clareza as deficiências socioeconômicas e ambientais com as quais se quer trabalhar, o gestor poderá adotar uma de três alternativas possíveis: (a) realizar os investimentos através de uma priorização obtida da consulta direta à população-alvo. Nesse caso, os indicadores baseados em dados obtidos através de pesquisa de opinião são privilegiados, uma vez

que, com o atendimento direto às reivindicações da população, esse tipo de variáveis apresentam um retorno rápido em relação aos investimentos feitos; (b) adotar uma postura puramente técnica, realizando os investimentos nas ações que apresentam um retorno ótimo sob o ponto de vista econômico; (c) elaborar uma postura mista, em que se procura adequar as necessidades e aspirações da população às ações consideradas prioritárias do ponto de vista técnico. Observa-se que nem sempre essas aspirações coincidem com as prioridades elencadas através de preceitos técnico-econômicos. De fato essa alternativa não é tão confortável, uma vez que necessita da negociação das prioridades com a sociedade, mas, a médio e longo prazos, essa prática pode trazer bons resultados.

Os pesos adotados não apenas para as variáveis individuais, mas para os indicadores de ordem superior possuem uma grande influência nos valores das coordenadas finais. Essa influência, entretanto, será tanto menor quanto menores forem as diferenças entre os índices normalizados dos vários indicadores selecionados.

Para se verificar o resultado efetivo da aplicação dos recursos, necessário se faz o levantamento repetitivo das informações necessárias à aplicação do modelo, de modo a se analisar periodicamente a evolução do ponto de equilíbrio no campo das soluções possíveis, podendo-se mesmo obter uma relação entre o volume de investimentos efetuados e a variação da distância entre o ponto de equilíbrio atual e o ideal (distância L no gráfico final do Modelo).

É possível a adição ou subtração de variáveis e indicadores do rol daqueles inicialmente considerados, desde que se possa recalcular os pontos de equilíbrio anteriores, de modo que a metodologia apresenta um certo grau de flexibilidade importante, no sentido de melhoria contínua do processo de medição.

A metodologia permitiu a consideração de variáveis de difícil mensuração (como, por exemplo, a da satisfação da população) pelo fato de que cada variável é julgada perante uma escala de valores próprios da variável, e seus resultados são transformados em uma escala comum adimensional, não necessitando estabelecer-se um elemento de transformação de variáveis. Essa possibilidade vem de encontro às necessidades da realidade brasileira, que é caracterizada por decisões baseadas muitas vezes em critérios não facilmente men-

suráveis (decisões políticas, preferências pessoais e intuitivas, etc.), e pela falta de bancos de informações consistentes elaborados por bacias hidrográficas.

Além da possibilidade de análise temporal, pode-se executar comparações entre bacias hidrográficas distintas para a priorização de ações, desde que cada uma seja medida perante critérios próprios que melhor descrevam sua situação (não necessariamente as variáveis são as mesmas para todas as bacias).

A consideração de custos de investimentos para as variáveis arroladas possibilita a otimização do uso dos recursos públicos e privados e pode ser feita através do uso de algoritmos de otimização multicriterial. A observação que se faz é no sentido de adequar a forma de variação de cada indicador (comportamento linear, não linear ou por patamares de classe) a métodos de programação linear, não linear ou por inteiros. Observa-se que a determinação de custos unitários por habitante ou por unidade de área facilitam extraordinariamente a otimização. Além disso, o gestor pode, com base nas respostas apresentadas pela aplicação do modelo, elaborar cenários futuros consistentes, podendo negociar com a população envolvida e com as instituições responsáveis as prioridades de investimentos e o nível de atendimento a que se pretende chegar.

Como visto anteriormente, além das dificuldades metodológicas de obtenção das informações (falta de consistência e confiabilidade dos dados, existência de uma grande massa de dados inúteis ao planejamento, etc.), ao gestor se apresenta outra dificuldade, baseada no acesso a essas informações, que, devido à amplitude da consideração socioeconômica, cultural e ambiental, estão dispersas em vários bancos de informações fragmentados em instituições muitas vezes concorrentes e cujo acesso é difícil. Desse modo, o comprometimento dessas instituições em participar na aplicação do modelo em todas as suas fases é um elemento fundamental para o sucesso dos trabalhos.

Por último, resta o reconhecimento de que o modelo Unesco 1987 representa um avanço considerável em relação à prática de gestão, tanto pela amplitude da análise quanto pela flexibilidade de sua aplicação.

Referências bibliográficas

- ANDREOLI, C. V. (1998). A tecnologia como patrimônio da humanidade. *Sanare – Revista Técnica da Sanepar*, Curitiba, v. 9, n. 9, pp. 9-15.
- BOLLMANN, H. A. (1999). *Aplicação do modelo Unesco 1987 à gestão ambiental de bacias hidrográficas. – Bacia Hidrográfica do Córrego Cachoeiras*. Estudo especial elaborado para o Programa de Pós-Graduação do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. Orientação: Dr. David M. L. da Motta Marques.
- BRAGA, B. P. F. e GOBETTI, L. (1997). “Análise multiobjetivo”. In: R. L. PORTO (org.). *Técnicas quantitativas para o gerenciamento de recursos hídricos*. ABRH – Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Porto Alegre, Ed. da Universidade, UFRGS.
- CIDIAT (1987). *Manejo conservacionista de bacias hidrográficas. Metodologia para o levantamento da importância dos recursos naturais e seus respectivos fatores de degradação*. Itajaí, SC, Centro Interamericano de Desarrollo Integral de Aguas y Tierras e Superintendência de Desenvolvimento da Região Sul, vols. 1 e 2.
- EINSTEIN, A. (1953). *Mein weltbild*. Zurique, Europa Verlag Ed.
- FREITAS, C. O. A. e REQUIÃO, L. C. M. (1994). Índice de qualidade das águas – IQA. Manual do IQA versão 4.0. Curitiba, Isam/PUC-PR.
- IPARDES (1999). Base pública do estado. Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. <http://www.ipardes.gov.br/projetos/bpub/port/home.html>. (5/4).
- OTT, W. R. (1978). *Environmental indices: theory and practice*. Ann Arbor, Mich., EUA, Ann Arbor Science Pub. Inc.
- STATNIKOV, R. B. e MATUSOV, J. B. (1995). *Multicriteria optimization and engineering*. New York, Chapman & Hall Ed.
- UNESCO (1987). *Methodological guidelines for the integrated environmental evaluation of water resources development*.

Projeto FP/5201-85-01/Unep. Dr. Ludwig Hartmann (coord.). Paris, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization.

VILELLA, S. M. e MATTOS, A. (1975). *Hidrologia aplicada*. São Paulo, McGrall Hill do Brasil.

Marlise A. Bassani

Fatores psicológicos da percepção da qualidade ambiental

Os problemas ambientais e a discussão de soluções têm ocupado cada vez mais espaço em nosso cotidiano, seja através de notícias de catástrofes naturais ou provocadas pelo próprio homem. Problemas como devastação de florestas, contaminação de rios e oceanos, poluição atmosférica, trânsito, lixo, etc., são objeto de diferentes áreas do conhecimento, inclusive da psicologia.

O contexto dos problemas ambientais implica o estudo das relações homem-ambiente e qualquer análise que se faça sobre soluções possíveis deve considerar os comportamentos do homem perante seu ambiente.

Acredito que um primeiro passo para enfrentarmos os problemas ambientais seja conhecermos algumas das contribuições e especificidades das áreas que trabalham com tais problemas. E para que isso ocorra é preciso nos dispormos a compreender a linguagem dessas diferentes áreas, de modo a conseguir elaborar propostas conjuntas para solução dos problemas ambientais, propiciando melhoria na qualidade de vida do ser humano.

Começo a marcar esta minha posição a partir do título proposto: "Fatores psicológicos da percepção da qualidade ambiental". Quando ele me foi proposto, confesso que fui "bisbilhotar" em publicações referentes à análise de qualidade ambiental para entender, ainda que muito superficialmente, o contexto das discussões sobre o tema nas ciências biológicas, ocorridas em alguns simpósios brasileiros.

Pretendo, com esta explanação, delinear algumas contribuições da psicologia aplicada aos problemas ambientais, abordando conceitos de qualidade de vida e qualidade ambiental, bem como focar alguns dos fenômenos estudados pela psicologia ambiental que possam indicar aspectos humanos relevantes para a compreensão e, talvez, promoção da qualidade ambiental.

Qualidade de vida e qualidade ambiental

Em julho de 1999, o jornal *Folha de S. Paulo* publicou um caderno intitulado "Qualidade de Vida", referente aos dados do relatório de 1999 do Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, estabelecendo o *ranking* de desenvolvimento entre 174 países. O Brasil ficou em 79º lugar, classificado entre os países de médio desenvolvimento humano. O Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) levou em consideração três fatores: educação (alfabetização e taxa de matrícula), saúde (esperança de vida ao nascer) e renda (PIB *per capita*). A análise do jornal aponta que, pelo cálculo até então utilizado pelas Nações Unidas, teria havido aumento na qualidade de vida no Brasil, porém a alteração nos fatores de medição era a responsável pelo rebaixamento do país ao nível de médio desenvolvimento.

Discussão de índices à parte, a questão é que, cada vez mais, diferentes áreas do conhecimento voltam-se para a análise das condições de vida do homem, tentando detalhar as implicações para sua saúde física e psicológica.

De acordo com Neri (1997) a expressão *qualidade de vida* apareceu nos *Psychological Abstracts* em 1985, com 38 referências e no contexto da psicologia, no Brasil, somente em 1991, introduzido por Neri.

A expressão *qualidade de vida* é originária dos estudos da medicina sobre as condições que aumentavam as chances de sobrevivência de recém-nascidos; sua aplicação foi ampliando-se gradativamente para o atendimento de pacientes adultos, com diferentes enfermidades e situações clínicas, e de idosos altamente fragilizados ou terminais.

A despeito de referência recente na psicologia no Brasil, a análise das condições para promoção de qualidade de vida para o ser

humano tem sido objetivo de uma crescente quantidade de estudos, especialmente os desenvolvidos nas áreas da psicologia da saúde, da psicoterapia e medicina comportamental e da psicologia hospitalar. Além dessas áreas, a preocupação com a qualidade de vida e com a qualidade ambiental do homem tem sido objeto de pesquisa em outra subárea da psicologia: a psicologia ambiental, foco central de minha explanação.

Antes de me deter nas considerações conceituais em psicologia ambiental, vou contextualizar um pouco melhor alguns dos enfoques dados por pesquisadores brasileiros em psicoterapia comportamental para o termo *qualidade de vida*, por serem autores de referência e por ter sido essa a área que originou meu interesse e meus estudos em psicologia ambiental, a partir de minha atuação profissional como psicóloga, docente e pesquisadora.

Segundo os trabalhos de Neri (1997) sobre qualidade de vida na velhice, o conceito qualidade de vida pode ser definido como

(...) um constructo multidimensional referenciado a critérios sociais normativos e intrapessoais, a respeito das relações atuais, passadas e prospectivas que o indivíduo maduro ou idoso faz de suas relações com o seu ambiente. (p. 298)

A autora apresenta quatro indicadores para a avaliação da qualidade de vida na velhice:

- 1) competência comportamental (funcionamento pessoal quanto à saúde, condições físicas, à cognição, aos comportamentos sociais e aproveitamento do tempo pelo idoso);
- 2) qualidade de vida percebida (dimensões subjetivas, ligadas a autojulgamento da qualidade de vida pelo idoso);
- 3) condições contextuais (necessárias, porém não suficientes, tais como renda, educação, lazer, características das relações sociais, etc.);
- 4) bem-estar psicológico (refere-se à capacidade do indivíduo de adaptar-se a perdas, recuperar-se de eventos estressantes, enfim, avaliação pessoal das três condições precedentes).

Tanto o conceito quanto os critérios apresentados por essa autora sugerem a preocupação em integrar critérios macroestruturais

aos concernentes à avaliação individual sobre condições de vida, tais como satisfação, senso de realização, níveis cognitivo e social.

Ao discutir um modelo comportamental de manejo de estresse, Lipp (1997) salienta que a caracterização de uma boa qualidade de vida não se faz pela ausência de doença, mas pelo bem-estar profissional, físico, emocional e social das pessoas.

Os conceitos supracitados são alguns dos resultados obtidos pela pesquisa de iniciação científica desenvolvida por Martone e Bassani (1999) e orientada por mim, sobre uma revisão do conceito de qualidade de vida em publicações brasileiras da Associação Brasileira de Psicoterapia e Medicina Comportamental (ABPMC). Há outros psicólogos que estão trabalhando nessa abordagem em psicologia da saúde que, mesmo com outras populações-alvo, salientam a necessidade de considerarmos as condições estruturais da sociedade, bem como as condições de avaliação subjetiva dos indivíduos ao tentarmos avaliar e intervir de modo a melhorar a qualidade de vida humana.

Quero salientar que o conceito de qualidade de vida incorpora as percepções da pessoa perante seu ambiente, pessoa que tem uma história de vida, um conjunto de crenças e valores, que possui um sistema de conhecimentos sobre o ambiente e que pode se defrontar com o desconhecido diariamente. Um migrante que chega a São Paulo, que vai viver em alguma favela, mas sente-se acolhido ali, passa a trabalhar junto a algum ambulante e consegue comprar um aparelho de som e CD de suas músicas prediletas, pode não eleger como prioridade de qualidade de vida na cidade as condições de moradia, mas, sim, a segurança para trabalhar como ambulante ou transporte mais eficiente para poder passar mais tempo com amigos ou com a namorada, por exemplo. Já um profissional liberal, que foi obrigado a mudar de sua casa ampla para um apartamento por ter sido assaltado e ter visto a vida de sua família ameaçada, pode eleger a segurança, as condições de privacidade e moradia como prioridades na avaliação de qualidade de vida em São Paulo.

A questão da qualidade de vida nas cidades está diretamente ligada aos problemas ambientais. Relatório da Unesco (1990) relacionando os problemas ambientais da América Latina assinala dois níveis: (a) recursos naturais (diminuição de recursos minerais, contaminação radiativa e por agrotóxicos, perda de espécies e de diversi-

dade genética, diminuição de florestas, etc.); (b) social (poluição sonora, contaminação de alimentos, migração desordenada do campo para a cidade, tráfico e consumo de drogas, insegurança social, assentamentos urbanos desordenados, etc.).

Analisar qualidade de vida nas cidades é algo que está cada vez mais presente no trabalho de psicólogos. Moyano (1991, 1992), ao discutir a qualidade ambiental da cidade de Santiago do Chile e outras grandes cidades da América Latina, propõe que se utilize, nos estudos e nas intervenções urbanas, o conceito de *qualidade ambiental urbana* e não *qualidade de vida*, por considerar ser este um conceito muito amplo e de difícil mensuração completa.

O autor salienta a vantagem de se usar o termo *qualidade ambiental urbana* através de indicadores que, efetivamente, possam ser medidos, como qualidade do ar, da água, a frequência de transporte, a disponibilidade de água potável ou outros critérios "objetivos". Porém, salienta a necessidade de aplicação de metodologias que avaliem o "ambiente percebido pelas pessoas".

Mas em que consiste esse conceito de *qualidade ambiental*, de acordo com o referencial da psicologia ambiental?

Wiesenfeld (1995), ao apresentar estudo sobre avaliação de moradia em Caracas, sob a perspectiva da psicologia ambiental, salienta o conceito de qualidade ambiental como indicador da qualidade de vida. A autora afirma que

La Calidad Ambiental, es un término complejo y multidimensional que engloba los diferentes componentes de la evaluación ambiental. Se basa en nociones extraídas de la referencia personal del individuo, y para cada clase de edificaciones ambientales (residencias, oficinas, escuelas), con lo cual se obtienen los elementos salientes del constructo para cada dimensión, y se adquiere una información completa sobre los indicadores objetivos y subjetivos de la calidad ambiental. (p. 26)

Ou seja, a qualidade ambiental está relacionada a uma série de conceitos que refletem as ações das pessoas nos diversos ambientes por elas usados, bem como as percepções elaboradas sobre tais ambientes.

Dentre os conceitos envolvidos na avaliação ambiental (ou seja, na identificação da qualidade ambiental) a autora ressalta: bem-estar, aspirações, preferências, satisfação, felicidade, percepção ambiental e cognição ambiental, dentre outros. Apesar de a autora eleger o conceito de satisfação ambiental como fundamental para seu estudo sobre moradia, gostaria de enfatizar os conceitos de percepção e de cognição ambiental, por me parecerem mais relevantes em um contexto mais amplo de avaliação ambiental.

De acordo com Rappaport (1977, apud Wiesenfeld, 1995), cognição ambiental é concebida como um processo mediante o qual as pessoas compreendem, estruturam e aprendem sobre seu ambiente e utilizam mapas cognitivos para se orientarem e deslocarem nos diversos ambientes. A percepção ambiental é entendida como a experiência sensorial direta do ambiente em um dado momento, não sendo considerada um processo passivo de mera recepção de informações, uma vez que implica certa estruturação e interpretação da estimulação ambiental pelas pessoas.

Pelas definições apresentadas, os conceitos de percepção e cognição ambiental fazem parte de um contínuo dentro da avaliação ambiental. Isto porque, ao perceber um dado ambiente, a pessoa já interpreta os estímulos desse ambiente e, nessa interpretação, estão envolvidas aprendizagens que ela pode ter tido durante sua vida e suas experiências com tal ambiente.

Tomemos como exemplo um paulista, P, que está em visita a Salvador, Bahia. Encontrando-se no Mercado Modelo, nosso paulista decide trazer para São Paulo uma escultura de seu orixá protetor, mencionado pela mãe-de-santo do hotel. Pergunta, então, ao baiano, B, do quiosque de comidas e temperos, onde poderia encontrar o quiosque de algum artista escultor dos orixás de candomblé. Nosso baiano informa: "Tu podes descer as escadas, segue atrás até o fim da rua, chega nos *berimbaus*; em frente, Mestre Aduauto". Não me parece muito difícil para P chegar a tal indicação, uma vez que ele poderia estar "traduzindo" as informações de B para o seguinte: "Desço as escadas, chego a uma 'rua' do Mercado; dou meia-volta, em direção oposta ao início da escada; procuro, então, um quiosque de artigos de percussão e vejo se tem *berimbaus*; em frente a este quiosque, encontrarei o artesão". Vamos supor, então, que nosso baiano, B, informasse o seguinte: "Tu podes descer as escadas, segue atrás

até o fim da rua, chega nos *bucumbumbas*; em frente, Mestre Aduauto". O que poderia acontecer a nosso paulista, P, não sabendo ele ser *bucumbumba* sinônimo de *berimbau*? Talvez ele precisasse de mais informações para chegar a Mestre Aduauto, uma vez que os estímulos ambientais estariam presentes em sua percepção (provavelmente, um quiosque repleto de instrumentos de percussão), mas a identificação da referência iria se perder, dado ele desconhecer o significado de *bucumbumbas*!

O que quero enfatizar é que a qualidade ambiental está associada a uma série de conceitos que envolvem diversos tipos de comportamentos do homem, sejam afetivos, perceptivos e cognitivos, adquiridos ao longo de sua vida e de sua relação com os diversos ambientes a que tem sido exposto. Ressalto que o pesquisador incumbido de realizar a avaliação da qualidade ambiental também está sujeito a tais aprendizagens, a valores e crenças em relação ao ambiente a ser avaliado.

Assim sendo, ao abordarmos qualidade ambiental, temos que considerar que o procedimento de avaliação já implica certo grau de intervenção, posto que inclui também as vivências do pesquisador, apontando aspectos talvez nunca identificados anteriormente pelos sujeitos e, pelo fato de terem sido apontados, possam vir a transformar a percepção e a cognição que os sujeitos tenham dali em diante sobre o ambiente em questão. Decorrente disso, nos estudos sobre avaliação de qualidade ambiental, sugerimos o emprego de vários instrumentos de acesso aos dados dos sujeitos, incluindo registros observacionais e de auto-observação, além dos usuais questionários, escalas e entrevistas, bem como a explicitação das posições dos pesquisadores e os arrazoados do trabalho.

Vou salientar, a seguir, algumas contribuições que a psicologia tem dado ao estudo e à solução de problemas ambientais, apresentando características e fenômenos principais enfocados pela psicologia ambiental.

Considerações sobre a psicologia ambiental

De acordo com Stokols e Altman (1987), a psicologia ambiental propõe-se o estudo das relações ambiente e comportamento humano, dando prioridade aos aspectos físicos do ambiente.

A psicologia ambiental é considerada eminentemente prática, envolve multiabordagens da psicologia, é interdisciplinar, como a ecologia humana, sociologia ambiental e urbana, arquitetura, etc., porém difere destas por colocar ênfase maior em processos psicológicos básicos (cognição, percepção, desenvolvimento, personalidade, aprendizagem) e em análises individual e de grupo, em contraposição à análise de sistemas sociais. Concebe uma relação bidirecional da relação homem-ambiente, ou seja, leva em conta os impactos de dimensões do ambiente sobre a pessoa e a ação e reação das pessoas ante o ambiente, inclusive modificando-o.

De acordo com alguns autores, dentre eles Möser, essa relação homem-ambiente seria mais interacional do que bidirecional, salientada em encontro realizado em agosto de 1999, na Faculdade de Psicologia da PUC-SP.

São muitos os temas nos quais a psicologia ambiental vem intervindo. Ferreira (1997) aponta como fenômenos mais especificamente estudados por essa subárea da psicologia:

a) *Espaço pessoal*: é a distância escolhida pelas pessoas quando se encontram em situação de interação social. Deve-se medir tanto a distância observada pelo pesquisador, quanto a relatada pelas pessoas sobre a sensação de distância em uma dada interação social;

b) *Privacidade*: refere-se à percepção que o indivíduo tem sobre a limitação de poder de outras pessoas sobre ele mesmo e sobre seu espaço;

c) *Territorialidade*: refere-se à apropriação (ou necessidade de apropriação) de espaços, objetos e idéias por parte das pessoas. O autor ressalta que

(...) tem a finalidade de controle e dominação desse território, o que pode ser conseguido pela impressão de marcas definidoras de limites, da personalização do território ou mesmo de agressão física. (p. 104)

d) *Aglomeración (crowding)*: refere-se a experiências desagradáveis de restrição espacial devido à presença de outras pessoas no mesmo ambiente. Tais experiências podem ser de sufocamento ou de dificuldade em agir pela percepção de aglomeração ou experiências de bem-estar, pela percepção de adequação na ocupação de espaços;

e) *Commons*: produção relativa à preservação ambiental, independentemente da abordagem adotada pelos pesquisadores. Inclui aspectos relacionados a reciclagem, evitar o uso de recursos não renováveis, supressão ou diminuição de poluição do ambiente;

f) *Estresse*:

refere-se a uma reação composta por elementos emocionais, fisiológicos e comportamentais, a aspectos do ambiente (por exemplo, calor, barulho ou tumulto) que são chamados estressores ambientais. (...) Tem forte componente relacionado à cultura e aos hábitos das pessoas envolvidas, já que um aspecto ambiental estressante a uma pessoa pode não ser a outra. (p. 103)

Estender-me quanto aos efeitos de cada um desses fenômenos à saúde seria muita pretensão e fugiria ao tema. Contudo, vale ressaltar, a título de exemplo, que os efeitos do estresse na diminuição de comportamentos de ajuda e no aumento do isolamento social são ressaltados nos estudos referentes ao tema (Moser, 1992) e que o estresse é indicado por alguns autores como um dos grandes responsáveis pela queda na qualidade de vida nas cidades (Lipp, 1997).

Perspectivas

Não podemos esquecer que o conhecimento é produto de seres humanos: crenças, inseguranças, territorialidade, busca de espaço, sobrevivência – econômica e psicológica – poder, vaidade, ameaça, proteção.

Marcar especificidades, em conjunto com outros, talvez seja a solução para tais limitações, de modo a se protegerem mutuamente, não pelo isolamento, mas pelo sentido de produção conjunta, em grupo.

A universidade deveria ser um dos centros de geração desses profissionais, abertos para a compreensão de outras contribuições, unindo faculdades, de modo a produzir conhecimento integrado. Divisões acadêmico-burocráticas não deveriam impedir a realização de propostas integradas, de modo a produzir soluções às demandas de nossa sociedade.

As discussões são necessárias para apontar caminhos, especificidades, demandas. Porém, creio que é o momento de nos preocu-

parmos com a transformação de nosso trabalho acadêmico em ações concretas para atender a população que necessita de nossas intervenções e para efetivarmos produções interdisciplinares, talvez formando outro tipo de profissional, que saiba dialogar e construir em conjunto soluções para a sobrevivência de nossa espécie e de nosso planeta.

Referências bibliográficas

- FERREIRA, M. R. (1997). *Produção de conhecimento sobre degradação ambiental: uma incursão na psicologia ambiental*. Tese de doutorado. São Paulo, Programa de Pós-Graduação em Psicologia Social, PUC-SP.
- FOLHA DE S. PAULO. "Qualidade de vida". Caderno Especial, 18/6/1999.
- LIPP, M. N. (1997). "Qualidade de vida e sobrevivência: modelo de tratamento comportamental do stress". In: ZAMIGNANI, D. R. (org.). *Sobre comportamento e cognição*. Santo André, ARBytes.
- MARTONE, R. C. e BASSANI, M. A. (1999). *Psicologia aplicada a problemas ambientais: uma revisão bibliográfica do conceito de qualidade de vida*. São Paulo, Faculdade de Psicologia, PUC, Pibic-CNPq.
- MOSER, G. (1992). *Les stress urbains*. Paris, Armand Colin.
- MOYANO-DIAZ, E. (1991). La calidad ambiental en Santiago: la necesidad de una aproximación psicológica y integrativa. *Psicología y Ciencias Humanas*, v. 4, Universidad Central, Santiago de Chile.
- MOYANO-DIAZ, E. e FERNÁNDEZ-HECHENLEITNER, M. (1992). Calidad ambiental en las ciudades latinoamericanas: el problema de la imagen urbana. *Cuadernos Americanos*, v. 4, n. 34, México, Unam.
- NÉRI, A. L. (1997). "Qualidade de vida na velhice". In: DELITTI, M. (org.). *Sobre comportamento e cognição*. Santo André, ARBytes.

- STOKOLS, D. e ALTMAN, I. (orgs.) (1987). *Handbook of environmental psychology*. New York, Wiley.
- WIESENFELD, E. (1995). *La vivienda: su evaluación desde la psicología ambiental*. Caracas, Universidad Central de Venezuela, Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico.

Antonio Carlos Simões Pião

Estatística como ferramenta para a análise de dados em meio ambiente

A ciência estatística

Podemos considerar a estatística como a ciência que tem por objetivo fornecer subsídios para o planejamento e a condução do experimento, coleta, descrição, análise dos dados e interpretação dos resultados.

Essa conceituação é absolutamente geral e engloba o conceito usual do que seja a estatística. Esse conceito usual, popular, logo relaciona a estatística com tabelas e gráficos, nos quais dados experimentalmente obtidos são representados. Ouvimos, assim, falar em estatísticas do movimento da Bolsa de Valores, estatística da loteria esportiva, estatísticas da Saúde Pública, estatísticas do crescimento da população, etc. Entretanto, nossa noção usual prende-se normalmente apenas a parte de organização e descrição dos dados observados. Há ainda todo um campo de atuação da ciência estatística que se refere à análise e interpretação desses dados e que, normalmente, escapa à noção corrente.

O planejamento implica uma visão de conjunto do experimento antes de sua realização, a partir da qual serão previstas todas as operações mentais e materiais que se realizarão no transcorrer da etapa experimental propriamente dita.

Evidentemente, as etapas de planejamento e condução do experimento como aquela que diz respeito à sua descrição, análise dos

dados e interpretação dos resultados são importantes. É razoável também que, para se poder fazer a análise e interpretação dos dados observados, deva-se primeiramente proceder ao seu planejamento e descrição.

Pode-se notar, conforme o exposto, que a ciência estatística é aplicável a qualquer ramo do conhecimento em que se manipulem dados experimentais. Assim, a física, a química, a engenharia, a economia, a medicina, a biologia, as ciências sociais, as ciências administrativas, meio ambiente, etc., tendem cada vez mais a servir-se dos métodos estatísticos como ferramenta de trabalho, daí sua grande e crescente importância.

Conceitos fundamentais e planejamentos básicos

Planejamento de experimentos

Planejamento de um experimento é uma das principais tarefas de um cientista natural. Aqui, fantasia e criatividade são necessárias, bem como procedimentos cuidadosos, exatos, conciosos e criteriosos. Se queremos explorar um problema ou um fenômeno, tentamos explorar a ocorrência e ou funcionamento.

Toda vez que, para responder a uma pergunta, o próprio pesquisador constitui os grupos que pretende comparar e os mantém em situação controlada por determinado período de tempo, dizemos que foi um experimento. Neste texto discutiremos alguns cuidados que, do ponto de vista do profissional em estatística, devem ser tomados no planejamento e na condução dos experimentos.

Termos técnicos sobre o experimento

A formalização que existe, hoje, na ciência experimental, foi introduzida por Fisher (1966), que trabalhou com experimentos agrícolas. Assim, o termo "tratamento" designava, originalmente, o que seria testado no experimento: um fertilizante, um inseticida, uma nova variedade. Os termos "unidade amostral" e "parcela", usados como sinônimos, designavam uma pequena área de terra onde determinado tratamento seria aplicado.

Esses termos têm, hoje, significado mais geral. Assim, o tratamento pode ser uma droga, um procedimento de laboratório, uma técnica cirúrgica, a unidade experimental pode ser um paciente, um animal de laboratório, um fragmento de um tecido animal.

Mensuração de um tratamento

Na mensuração de um tratamento, usamos a pesquisa científica, que se inicia sempre com a formulação de hipóteses. Essas hipóteses são primeiramente formuladas em termos científicos, dentro da área de estudo (hipótese científica), e, em seguida, devem ser expressas em termos estatísticos (hipótese estatística). Deve haver uma correspondência perfeita entre as hipóteses científica e estatística, para evitar ambigüidade.

Portanto, no enunciado do problema, a hipótese científica deve ser formulada de maneira precisa e objetiva.

Observa-se que a hipótese deve ser formulada para medir o efeito de um tratamento sobre uma variável; por exemplo, o efeito de uma ração sobre o ganho de peso corporal; nesse exemplo, temos que observar o que acontece quando o tratamento é aplicado e o que teria acontecido se o tratamento não tivesse sido aplicado. Como isso é impossível, para estudar o efeito de um tratamento, são feitos experimentos da seguinte forma: toma-se um certo número de unidades experimentais similares e se submetem algumas delas ao tratamento, enquanto outras permanecem sem o tratamento (tratamento padrão). As unidades experimentais que recebem o tratamento constituem o grupo experimental e as unidades que permaneceram recebendo o tratamento padrão constituem o grupo controle.

Em um grande número de situações práticas, a unidade experimental é determinada pela própria natureza do material experimental. Por exemplo, em experimentos com animais, em geral, a unidade experimental é um animal. Em outras situações, a escolha da unidade experimental não é assim tão evidente, exigindo do pesquisador, juntamente com o estatístico, algum estudo no sentido de escolher a unidade experimental mais adequada. Por exemplo, em experimentos com plantas, a unidade experimental às vezes pode ser a planta, um conjunto de plantas ou uma área. A escolha da unidade experi-

mental, de um modo geral, deve ser orientada no sentido de minimizar o erro experimental, isto é, a unidade experimental deve ser a mais homogênea possível, para que, quando submetida a dois tratamentos diferentes, seus efeitos sejam facilmente detectados.

Princípios básicos: repetição e aleatorização

Repetição – Já vimos que, para estudar o efeito da ração sobre o peso corporal, o pesquisador precisa identificar um certo número de unidades experimentais similares e fornecer o tratamento, enquanto outros permanecem recebendo o tratamento padrão. Para julgar o efeito do tratamento, o pesquisador deve comparar as médias de peso dos dois grupos.

É importante notar que os dois grupos devem ser constituídos por diversas unidades experimentais (ratos, pessoas, animais, etc.). As unidades experimentais do mesmo grupo recebem, em estatística, o mesmo nome, repetições ou réplicas. É preciso fazer repetições porque a variabilidade é uma característica do material biológico.

Aleatorização – O princípio da aleatorização é uma das maiores contribuições dos estatísticos para a ciência experimental. A aleatorização tende a “balancear” os grupos, isto é, tende a distribuir os indivíduos com características diferentes pelos dois grupos, mesmo que o pesquisador não esteja consciente dessas características. Lembramos do exemplo citado acima, efeito da ração sobre o peso corporal. Se as unidades experimentais disponíveis para compor os dois grupos (controle e experimental) forem formados por sorteio, é muito provável que esses grupos sejam similares. Então, se o experimento mostrar diferença de peso entre os dois grupos, é razoável argumentar que a ração é a causa da diferença. É muito pouco provável que um dos grupos tenha sido constituído exatamente por indivíduos mais leves ou por indivíduos que tinham menores condições de ganho de peso.

Mensuração tendenciosa

Na coleta de dados devem ser tomados todos os cuidados que evitem a tendenciosidade na mensuração. É importante que a pessoa

que faz a medida, seja em balança, seja em microscópio ou em qualquer outro aparelho, não saiba a que grupo pertence a unidade. Isso evita tendenciosidade na mensuração.

Nos experimentos que não podem ser conduzidos por um único experimentador, é importante que cada qual não saiba a que grupo pertence a unidade. Para comparar o efeito da ração sobre o peso corporal (grupo padrão e do grupo experimental), exemplo citado acima, nunca um experimentador pode fazer um grupo padrão e outro experimentador fazer o grupo experimental, o efeito do tratamento está sendo confundido com o experimentador, o que chamamos de “confundimento”.

Análise estatística dos resultados

Citamos acima que o objetivo da análise estatística é verificar as hipóteses formuladas no início da pesquisa científica. Dentro dessa terminologia, essas hipóteses vão sempre expressas em termos entre variável dependente e os fatores envolvidos. Assim, em um experimento muito usado na agricultura, o estudo do efeito de 4 fertilizantes e 3 variedades de milho na produção, teríamos dois fatores: fertilizantes, com 4 níveis, e variedade de milho, com 3 níveis. Podemos dizer que o experimento envolve 12 tratamentos correspondentes às combinações dos níveis e fatores. A variável dependente é a resposta, neste exemplo, é claro, é a produção de cada parcela dentro de cada tratamento. Pelo próprio conceito de fator, vemos que, em um experimento, a escolha dos fatores e seus respectivos níveis é basicamente problema do pesquisador, que trataremos a seguir.

Experimentos com um fator

O delineamento inteiramente aleatorizado é o mais simples de todos, em que cada tratamento é repetido em várias parcelas, que, por sua vez, são distribuídas ao acaso no interior do campo experimental, não necessariamente com o mesmo número de repetições. Apresentamos a análise de experimentos completamente aleatorizado com um fator, no Quadro 1.

Quadro 1 – Observações referentes a um experimento com um fator com k níveis

Tratamentos			
1	2	...	k
Y_{11}	Y_{21}	...	Y_{k1}
Y_{12}	Y_{22}	...	Y_{k2}
.
.
Y_{1n_1}	Y_{2n_2}	...	Y_{kn_k}

onde, Y_{ij} é a j-ésima correspondente ao i-ésimo tratamento;
 n_i é o número de unidades experimentais submetidas ao i-ésimo tratamento.

Tem-se algumas vantagens em usar esse delineamento, pois trata-se do mais simples plano experimental conhecido. Ele pode ser empregado para comparar um número reduzido de tratamentos, quando o número de repetições precisa ser pequeno devido à falta de espaço; ele deixa o máximo grau de liberdade na avaliação do erro.

Por outro lado, esse método permite diminuir o significado da perda, durante a execução do ensaio, de algumas parcelas experimentais. Ele permite, ainda, avaliar imediatamente a variabilidade relativa de cada tratamento.

O experimento tem alguns inconvenientes, como: para a sua aplicação é preciso que se tenha certeza de contar com uma boa homogeneidade de todo o campo experimental. A distribuição casual oferece o risco de agrupar, no campo experimental, as parcelas destinadas ao mesmo tratamento. Seu emprego só poderá ser feito desde que todas as operações de cultivo sejam efetuadas do mesmo modo, uniforme em toda a extensão do campo, nas mesmas datas e nas mesmas condições.

Na análise de experimento com um fator, é importante considerarmos se esse fator é fixo ou aleatório, os cálculos da análise da variância é o mesmo. É importante notar essa diferença do tipo de modelo, a conclusão e os componentes da variância são diferentes; o seguinte exemplo ilustra o modelo aleatório. Supondo que estamos

interessados em realizar um experimento, e queremos testar um método de ensino para a 7ª série do 1º grau. Como população, temos as 7ªs séries de todos os colégios de Rio Claro. A maneira mais prática é sortear um colégio e, nesse colégio, sortear a 7ª série para aplicar o método de ensino. As conclusões que vamos ter é para as 7ªs séries de Rio Claro, não para o colégio sorteado.

Experimentos com um fator fixo – Em experimentos completamente aleatorizados com um fator fixo, temos interesse em verificar a influência dos k níveis desse fator em uma variável dependente Y em estudo. Uma forma de verificarmos a existência dessa influência é comparar as médias populacionais da variável Y sob o efeito dos k tratamentos.

O modelo matemático associado a experimentos com um fator fixo é:

$$Y_{ij} = \mu + t_i + e_{ij} \quad i = 1, 2, \dots, k, j = 1, 2, \dots, n_i$$

onde: μ – é a média geral comum a todas as observações;

t_i – é o efeito do i-ésimo nível do fator na variável dependente;

e_{ij} – é um erro casual não observável.

As suposições associadas ao modelo: os erros e_{ij} são variáveis aleatórias independentes e identicamente distribuídas com distribuição normal com média zero e variância s^2 .

A hipótese geral e a análise dos dados são as mesmas do experimento com fator aleatório.

Experimentos com um fator aleatório – Nesse caso, trabalhando com fator aleatório, lembramos que a conclusão deve ser entendida a toda a população.

O modelo matemático associado a experimentos com um fator aleatório:

$$Y_{ij} = \mu + t_i + e_{ij} \quad i = 1, 2, \dots, k, j = 1, 2, \dots, n_i$$

onde: μ – é a média geral comum a todas as observações;

t_i – é o efeito do i-ésimo nível do fator na variável dependente;

e_{ij} – é um erro casual não observável.

As suposições associadas ao modelo: os erros e_{ij} são variáveis aleatórias independentes e identicamente distribuídas com distribuição normal com média zero e variância s^2 .

t_i – são variáveis aleatórias independentes e identicamente distribuídas com distribuição normal com média zero e variância s_i .

t_i e e_{ij} são independentes.

Hipótese geral:

$$H_0: t_1 = t_2 = \dots = t_k = 0$$

ou seja, vamos testar a não existência de efeito de fator.

Para fazer a análise dos dados, sugerimos o seguinte procedimento:

- escolher um sistema computacional de sua confiança, ou procurar um estatístico para orientar, indicamos o SAS, o nosso exemplo é o único oficial que temos.

- para $k = 2$, portanto, vamos comparar dois tratamentos e os dados são numéricos (medida), sugerimos os seguintes testes paramétricos, análise da variância, teste t ou teste Z (amostras grandes). Se os dados forem ordenados (escala), sugerimos testes não paramétricos, o mais usado é de Mann-Whitney.

- para $k > 2$, portanto, mais que dois tratamentos e os dados são numéricos (medida), sugerimos a análise da variância, como teste paramétrico. Se os dados forem ordenados (escala), sugerimos testes não paramétricos, o mais usado é de Kruskal-Wallis.

- no caso da análise da variância, temos que verificar os pressupostos, dar uma olhada criteriosa no *output* do sistema, por exemplo, coeficiente de explicação do modelo (R^2), coeficiente de variação (CV) e na análise de resíduos.

- se a análise de variância for significativa, é claro, temos que fazer comparações múltiplas entre os níveis do fator, e o teste mais usado é o de Tukey.

Experimentos em blocos aleatorizados

Experimentos em blocos são os mais utilizados e sempre que não houver homogeneidade das condições experimentais devemos usar o princípio do controle local, estabelecendo, então, subambientes homogêneos, instalando sobre eles os tratamentos. O bloco é um conjunto das parcelas que contém, cada uma, os k tratamentos do ensaio distribuídos ao acaso no interior da parcela. Em alguns casos, quando se deseja maior precisão na média de certos tratamentos, eles podem ser repetidos mais de uma vez no mesmo bloco. A repetição de vários blocos compõe um ensaio. Em cada bloco, a distribuição dos tratamentos é feita aleatoriamente.

As vantagens em usar esse delineamento são: permite eliminar as diferenças do ambiente entre blocos e leva em conta a repartição natural da homogeneidade do ambiente. Dá uma estimativa mais exata para a análise da variância residual, uma vez que a variação entre blocos é isolada.

Tem algumas desvantagens: pelo princípio do controle local, há uma redução no número de graus de liberdade do resíduo. A exigência de homogeneidade das parcelas dentro de cada bloco limita o número de tratamentos, que não pode ser elevado.

O modelo matemático associado a experimentos em blocos aleatorizado:

$$Y_{ij} = \mu + t_i + b_j + e_{ij} \quad i = 1, 2, \dots, k, j = 1, 2, \dots, n$$

onde: Y_{ij} – é o valor observado j -ésimo bloco do i -ésimo tratamento

μ – é a média geral comum a todas as observações;

t_i – é o efeito do i -ésimo tratamento;

b_j – é o efeito do j -ésimo bloco;

e_{ij} – é um erro casual não observável.

As suposições associadas ao modelo, as hipóteses básicas que devemos admitir para a validade da análise da variância, são as mesmas vistas no experimento com um fator.

Hipóteses:

$$H_0: t_1 = t_2 = \dots = t_k = 0$$

ou seja, vamos testar a não existência de efeito de tratamento.

$$H_0: b_1 = b_2 = \dots = b_n = 0$$

ou seja, vamos testar a não existência de efeito de bloco; neste caso, se não for significativo, poderíamos fazer o experimento completamente aleatorizado.

As sugestões para a análise dos dados são as mesmas dos experimentos completamente aleatorizados com dois ou mais fatores, que descrevemos a seguir.

Experimentos completamente aleatorizados com dois ou mais fatores

Experimentos completamente aleatorizados, ou simplesmente experimentos fatoriais, têm as seguintes características: os fatores envolvidos no experimento podem se combinar de forma hierárquica ou cruzada, por exemplo, considerando um experimento com três fatores A, B e C, de forma hierárquica, com dois níveis cada fator respectivamente. O esquema pode ser observado no Quadro 2.

Quadro 2 – Esquema de combinações de fatores do experimento completamente hierárquico (B é hierárquico em relação a A e C é hierárquico em relação a B), para determinar o número de tratamentos

A ₁				A ₂			
B ₁		B ₂		B ₁		B ₂	
C ₁	C ₂	C ₁	C ₂	C ₁	C ₂	C ₁	C ₂

Nesse esquema determinamos o número de tratamentos ou, simplesmente, multiplicamos os níveis de cada fator, no exemplo $2 \times 2 \times 2 = 8$ tratamentos ($A_1B_1C_1, A_1B_1C_2, \dots, A_2B_2C_1, A_2B_2C_2$).

Quadro 3 – Esquema utilizado para colocar a indicação das respostas de um experimento com três fatores

	A ₁			...	A _a		
	B ₁	...	B _b		B ₁	...	B _b
C ₁	Y ₁₁₁		Y _{1b1}		Y _{a11}		Y _{ab1}
.							
.							
C _c	Y _{11c}		Y _{1bc}		Y _{a1c}		Y _{abc}

As principais vantagens dos experimentos fatoriais, em relação aos experimentos mais simples, são: permitem estudar os efeitos simples e principais dos fatores e os efeitos das interações entre eles. Todas as parcelas são utilizadas no cálculo dos efeitos principais dos fatores e dos efeitos das interações, razão pela qual o número de repetições é elevado.

A desvantagem dos experimentos fatoriais é o aumento do número de tratamentos constituído pelo número elevado de combinações entre os níveis dos diferentes fatores.

O modelo matemático associado a experimentos fatoriais com três fatores A, B e C, com dois níveis cada fator respectivamente:

$$Y_{ijk} = \mu + A_i + B_j + C_k + AB_{ij} + AC_{ik} + BC_{jk} + ABC_{ijk} + e_{ijk}$$

$$i = 1, 2, \dots, a; j = 1, 2, \dots, b \text{ e } k = 1, 2, \dots, c$$

Quadro 4 – Esquema da análise da variância, com desdobramento dos graus de liberdade de tratamentos, de acordo com esquema fatorial A x B x C, com a = b = c = 2

Causas variação	Gl	Gl p/ a=b=c=2
A	a - 1	1
B	b - 1	1
C	c - 1	1
A x B	(a - 1)(b - 1)	1
A x C	(a - 1)(c - 1)	1
B x C	(b - 1)(c - 1)	1
A x B x C	(a - 1)(b - 1)(c - 1)	1
(Tratamentos)	[(a x b x c) - 1]	(7)
Resíduo	por diferença	
Total	a x b x c - 1	7

Exemplo 1 – Tempo para intoxicação por cianeto em um peixe de rio europeu, *Phoxinus Laevis*, usando 5 concentrações de íon CN⁻, 3 concentração de oxigênio e 3 temperaturas. A variável resposta usada é o tempo de vida (dados originais do autor).

Fator A (a = 3) Temperaturas °C	Fator B (b = 5) Concentração CN ⁻	Fator C (c = 3) Concentração de oxigênio
T ₁ = 5	CY ₁ = 0,16	O ₁ = 1,5
T ₂ = 15	CY ₂ = 0,8	O ₂ = 3,0
T ₃ = 25	CY ₃ = 4	O ₃ = 9,0
	CY ₄ = 20	
	CY ₅ = 100	

Fator B	Fator A								
	T ₁			T ₂			T ₃		
	Fator C			Fator C			Fator C		
	O ₁	O ₂	O ₃	O ₁	O ₂	O ₃	O ₁	O ₂	O ₃
CY ₁	201	246	271	124	158	207	79	129	142
CY ₂	150	164	170	104	111	117	63	54	93
CY ₃	131	138	149	86	99	81	50	51	62
CY ₄	130	136	127	89	91	87	51	52	51
CY ₅	97	102	99	60	74	72	32	46	52

Fonte: Sokal, 1995, p. 372, box 12.1.

O exemplo, a maneira mais prática é tabular os dados na planilha Excel, com seguinte formatação:

	A	B	C
RESP	A	B	C
201	1	1	1
246	1	1	2
150	2	1	1
164	2	1	2
131	2	1	3
130	3	1	1
136	3	1	2
97	3	1	3

Figura 1 – Janela do Excel e a formatação dos dados para análise estatística

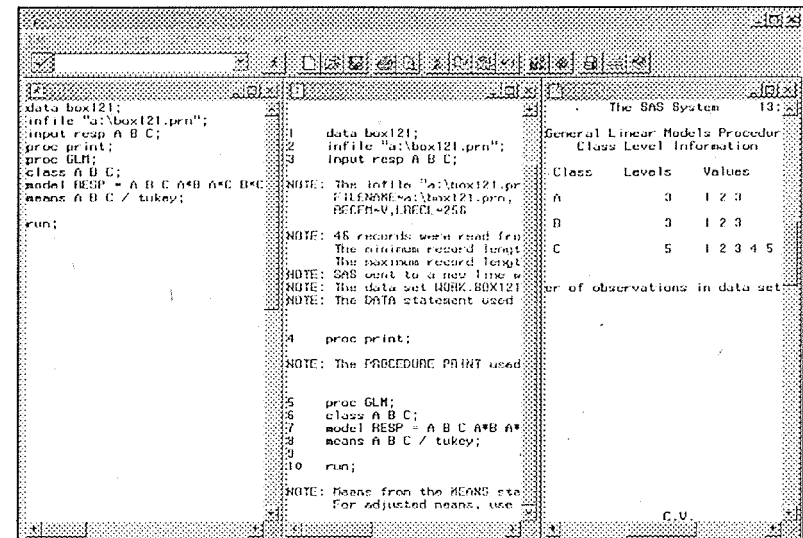


Figura 2 – Os sistema estatístico SAS tem três janelas (Program Editor, Log e Output). O Program Editor, onde fazemos a programação da análise e a entrada de dados, o Log é o cheque do Program editor e o Output é a saída dos resultados.

O output do exemplo 1, em que foi feita a análise fatorial, no SAS, usando o modelo $Resp = A + B + C + A*B + A*C + B*C$

16:38 Wednesday, July 21, 1999

General Linear Models Procedure

Class Level Information

Class	Levels	Values
A	3	1 2 3
B	5	1 2 3 4 5
C	3	1 2 3

Number of observations in data set = 45

The SAS System

7

16:38 Wednesday, July 21, 1999

General Linear Models Procedure

Dependent Variable: RESP

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	28	125467.866667	4480.995810	69.28	0.0001
Error	16	1034.93333333	64.68333333		
Cor. Tot	44	126502.80000000			
R-Square	C.V.		Root MSE	RES Mean	
0.991819	7.419368		8.04259494	108.40000000	

Source	DF	Type I SS	Mean Square	F Value	Pr > F
A	2	57116.133	28558.06667	441.51	0.0001
B	4	55545.467	13886.36667	214.68	0.0001
C	2	3758.800	1879.400000	29.06	0.0001
A*B	8	3685.8667	460.7333333	7.12	0.0005
A*C	4	97.0667	24.266667	0.38	0.8230
B*C	8	5264.5333	658.066667	10.17	0.0001

General Linear Models Procedure

Tukey's Studentized Range (HSD)

Test for variable: RES

NOTE: This test controls the type I experimentwise error rate, but generally has a higher type II error rate than REGWQ.

Alpha= 0.05 df= 16 MSE= 64.68333

Critical Value of Studentized Range= 3.649

Minimum Significant Difference= 7.5778

Means with the same letter are not significantly different.

Tukey Grouping	Mean	N	A
A	154.067	15	1
B	104.000	15	2
C	67.133	15	3

The SAS System

9

16:38 Wednesday, July 21, 1999

General Linear Models Procedure

Tukey's Studentized Range (HSD)

Test for variable: RES

NOTE: This test controls the type I experimentwise error rate, but generally has a higher type II error rate than REGWQ.

Alpha= 0.05 df= 16 MSE= 64.68333

Critical Value of Studentized Range= 4.333

Minimum Significant Difference= 11.615

Means with the same letter are not significantly different.

Tukey Grouping	Mean	N	B
A	173.000	9	1
B	114.000	9	2
C	94.111	9	3
C	90.444	9	4
D	70.444	9	5

The SAS System 10

16:38 Wednesday, July 21, 1999

General Linear Models Procedure

Tukey's Studentized Range (HSD) Test for variable: RES

NOTE: This test controls the type I experimentwise error rate, but generally has a higher type II error rate than REGWQ.

Alpha= 0.05 df= 16 MSE= 64.68333

Critical Value of Studentized Range= 3.649

Minimum Significant Difference= 7.5778

Means with the same letter are not significantly different.

Tukey Grouping	Mean	N	C
A	118.667	15	3
B	110.067	15	2
C	96.467	15	1

Sugestões

1) A escolha do sistema estatístico é pessoal. O SAS é um sistema sofisticado, mundialmente conhecido, muito caro. Para análises sofisticadas, é recomendado procurar um especialista. A planilha Excel é um sistema simples e resolve a maioria dos casos. Há outros sistemas estatísticos bons, como, por exemplo, Statistica, Minitab, Systat, etc., e um sistema nacional em teste, o Bioest.

2) A maneira mais fácil de fazer o banco de dados é no sistema Excel, colocando nas colunas os fatores codificados (numéricos) e em seguida as respostas (variáveis); observe a Figura 1, na qual facilmente podem ser feitas as análises descritivas, servindo como banco de dados para os principais sistemas estatístico.

3) Nas análises fatoriais, quando aumentamos o número de fatores ou níveis, aumenta muito o número de tratamentos, e quando formos executar o experimento fica impossível fazer réplicas. Nesse caso, sugerimos fazer o modelo somente com os efeitos principais, se

formos estudar a interação não temos graus de liberdade para o resíduo: veja Quadro 4.

4) Quando o número de tratamento é grande e o local onde vai ser instalado o experimento não é homogêneo, outra técnica usada é instalar bloco e/ou até confundir o efeito de bloco com tratamento: são técnicas usadas para melhorar o experimento controlando o ambiente.

5) No exemplo 1 o autor preferiu deixar somente o efeito triplo $A \times B \times C$, para o resíduo; por outro lado, observa-se um R^2 bem alto e o CV baixo. Como os efeitos principais foram significativos na análise da variância, para fazer as comparações múltiplas usou-se o teste de Tukey para testar os níveis de cada fator.

6) No exemplo 1 as interações $A \times B$ e $B \times C$, foram significativas; poderiam ser feitos outros testes de comparações múltiplas para verificar o efeito de cada fator dentro das interações.

7) Citamos os planejamentos de experimentos básicos. Conforme a área de trabalho há outros, tão importantes quanto os citados, como, por exemplo, experimentos hierárquicos, quadrado latino, parcelas subdivididas, etc.

Referências bibliográficas

- AYRES, M.; AYRES Jr. M.; AYRES, D. L. e SANTOS, A. S. dos (1998). *Bioestat: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas*. Sociedade Civil Mamirauá e MCT - CNPq, Mamirauá.
- BANZATO, D. A. e KRONKA, S. do N. (1989). *Experimentação agrícola*. Funep, FCAV, Unesp, Jaboticabal.
- CAMPOS, H. (1983). *Estatística experimental não-paramétrica*. 4 ed., Piracicaba, USP.
- FISHER, R. A. (1966). *The design of experiments*. 6 ed., New York, Arfner Publishing.
- MEAD, R. e R. N. CURNOW (1983). *Statistical methods in agriculture and experimental biology*. Londres, Hapman and Hall.

- PERES, C. de A. e SALDIVA, C. D. Planejamento de experimentos. 5º SIMPÓSIO NACIONAL DE PROBABILIDADE E ESTATÍSTICA, São Paulo, 26 a 30/7/82.
- SAS Institute Inc. (1996). *SAS/STAT User's Guide Version 6, Fourth Edition*. Vols 1 e 2, Cary, NC, SAS Institute Inc.
- SIEGEL, S. e CASTELLAN JUNIOR, N. J. (1988). *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*. 2 ed., New York, McGraw-Hill.
- SNEDECOR, G. W. e W. G., COCHRAN (1967). *Statistical methods*. 6 ed., Ames, Iowa State College Press.
- SOKAL, R. R. e ROHLF, F. J. (1981). *Bioestastistics*. 2 ed., San Francisco, Freeman.
- SOKAL, R. R. e ROHLF, F. J. (1995). *Biometry*. 3 ed., New York, Freeman.
- THE COB GROUP. *Microsoft Excel For Windows. Passo a passo*. Microsoft Press & Makron Books, São Paulo.
- VIEIRA, S. (1984). *Metodologia científica para a área da saúde*. Campinas, Editora da Unicamp/Sarvier.
- VIEIRA, S. e HOSSNE, W. (1999). *Pesquisa médica: a ética e a metodologia*. São Paulo, Pioneira.

Andreas Klumpp

Utilização de bioindicadores de poluição em condições temperadas e tropicais

Alterações da composição química do ar foram reconhecidas como causa de efeitos negativos sobre plantas e animais, pela primeira vez, há quase um milênio. Foi quando a morte de gado na Islândia foi atribuída à contaminação da forragem em consequência da erupção de um vulcão (Roholm, 1937 apud Weinstein et alii, 1998). Hoje em dia, sabe-se que o alto teor de fluoreto proveniente das emissões vulcânicas nas gramíneas foi o motivo para a perda do gado. Estudos científicos a respeito do impacto de poluentes atmosféricos sobre espécies vegetais datam do século passado, quando mudanças na composição de comunidades líquênicas epífitas em áreas poluídas foram descritas por Grindon (1859) e Nylander (1866). Mas foi apenas nas últimas décadas que a *bioindicação* alcançou o estágio de desenvolvimento necessário para seu uso rotineiro (Arndt et alii, 1995). A bioindicação, no sentido ecotoxicológico, portanto, pode ser definida como o uso de seres vivos para a verificação e avaliação dos efeitos da poluição ambiental, seja do ar, da água ou do solo. O efeito que um determinado poluente provoca encontra-se no final de uma cadeia de eventos que começa com a *emissão* do poluente pela fonte emissora, seguida por sua *dispersão* no meio ambiente provocada pela ação de fatores climáticos como o vento e a precipitação, que determinam as *concentrações ambientais* (na literatura alemã chamada *imissão*), e termina, finalmente, com os *efeitos* do poluente sobre seres humanos, animais, plantas e materiais.

Plantas e/ou animais usados para a bioindicação vêm sendo chamados de bioindicadores. Em princípio, cada ser vivo é um bioindicador, pois a resposta (*a reação*) a fatores externos (*a ações*) é um

dos atributos fundamentais da vida em si. Porém, sob um ponto de vista mais prático, levando em conta os objetivos específicos da utilização de bioindicadores pelo homem, esse termo está sendo normalmente usado de uma forma mais restrita. De acordo com Arndt et alii (1996), os bioindicadores são definidos como "organismos ou comunidades de organismos que reagem a alterações ambientais com a modificação de suas funções vitais normais e/ou da sua composição química, permitindo assim conclusões a respeito das condições ambientais". No campo da ecotoxicologia, a mencionada alteração ambiental seria o próprio poluente. Essa definição já inclui os dois grandes grupos de indicadores, os indicadores de reação (ou de resposta ou sensitivos) e os indicadores de acumulação (Figura 1). Obviamente, na natureza, não existem só preto e branco, mas todas as colorações possíveis, portanto, no caso dos bioindicadores ocorrem sobreposições entre esses dois tipos básicos. Porém, na prática, trata-se de usar os representantes mais típicos dos dois grupos para evitar interferências entre a resposta fisiológica e o acúmulo do agente tóxico.

Considerando o procedimento técnico e os objetivos dos estudos com bioindicadores, podem-se distinguir três grupos de organismos:

1) Os *organismos apontadores e indicadores ecológicos* indicam o impacto da poluição através de mudanças no tamanho de sua população ou através da sua existência ou desaparecimento sob certas condições ambientais (exemplos: espécies metalófilas e nitrófilas).

2) Os *organismos testes* são indicadores altamente padronizados e utilizados em testes (bioensaios) de laboratório toxicológico e ecotoxicológico. Exemplos: testes de toxicidade usando *Daphnia*, *Lemna*, *Tradescantia* e outras espécies (Fomin et alii, 2000).

3) Os *organismos monitores (biomonitores)* mostram, qualitativa e quantitativamente, o impacto da poluição ambiental sobre organismos vivos. São usados para o monitoramento da qualidade do ar ou da água. Eles podem ser empregados em programas de monitoramento passivo, em que as espécies indicadoras já se encontram presentes no ecossistema estudado, ou de monitoramento ativo, em que os indicadores vêm sendo introduzidos de forma padronizada (Figura 1).

As considerações seguintes, sobre o uso de bioindicadores em regiões temperadas e tropicais, darão ênfase principalmente aos biomonitores.

Princípios do uso de bioindicadores de poluição

Após ter definido os termos *bioindicação* e *bioindicadores*, convém voltar à questão inicial destas considerações. Qual é o objetivo do uso de bioindicadores no monitoramento da qualidade ambiental? Quais são as principais características de bioindicadores? E quais informações sobre o estado do meio ambiente podem ser obtidas através de bioindicadores, que não podem ser fornecidas por tradicionais medidas físico-químicas das concentrações atmosféricas dos poluentes?

O uso de bioindicadores permite:

- Verificação do impacto da poluição: somente bioindicadores conseguem provar que um determinado poluente ou mistura de poluentes realmente provoca um efeito. Essa verificação ocupa uma posição central na estratégia ambiental, cujo objetivo essencial é evitar efeitos sobre seres humanos, plantas, animais e materiais. Isso é exigido, por exemplo, na legislação alemã referente a controle da qualidade ambiental e estudos de impacto ambiental.
- Integração de todos os fatores endógenos da planta que podem influenciar a resposta à poluição, como, por exemplo, o estágio de desenvolvimento e a idade da planta, resistência de espécies e variedades, possibilitando dessa maneira a delimitação de populações de risco.
- Integração de todos os fatores externos, como condições climáticas e edáficas, ocorrência de outros poluentes ao mesmo tempo ou concorrência entre espécies, características que viabilizam a avaliação de efeitos sinérgicos e aditivos.
- Detecção de estresse crônico por níveis baixos de poluição atuando por períodos prolongados.

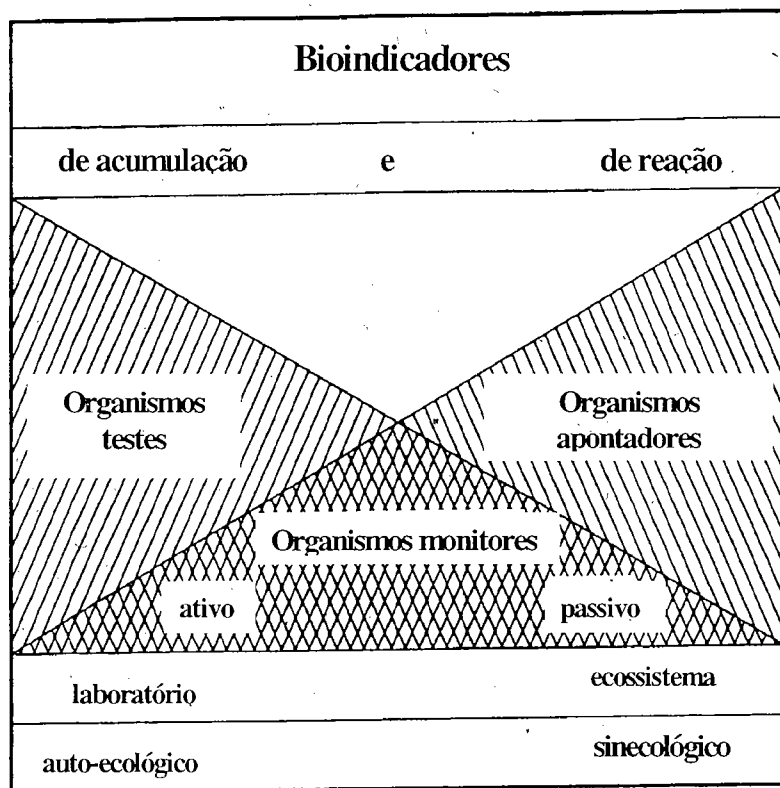


Figura 1 – Esquema geral da designação de diferentes formas de uso de bioindicadores

Logo, os bioindicadores conseguem:

- provar o impacto da poluição sobre um ecossistema;
- fornecer informações sobre as causas de efeitos observados no ecossistema;
- demonstrar a distribuição espacial e temporal do impacto;
- fornecer dados sobre um potencial risco para a flora, a fauna e a população humana.

Todavia, não são capazes de substituir outros métodos, como as estimativas da taxa de emissão ou medidas de concentrações ambientais do poluente.

Atualmente, as principais áreas de utilização de bioindicadores são:

- monitoramento de fontes de emissão singulares;
- controle da eficiência de medidas técnicas para redução de emissões;
- redes de monitoramento regionais, nacionais e internacionais em áreas urbanas e industriais;
- monitoramento em áreas remotas (*background*);
- monitoramento global;
- estudos de impacto ambiental (EIA);
- controle da qualidade do ar dentro de moradias e instalações industriais.

Biomonitoramento na Europa: estado atual e perspectivas

Nas regiões com clima temperado, é principalmente na Europa Central que os bioindicadores estão sendo utilizados rotineiramente e um grande número de estudos tem sido desenvolvido. As Tabelas 1 e 2 dão um resumo dos principais métodos aplicados na Alemanha e países vizinhos da União Européia. Referências relacionadas aos métodos individuais podem ser encontradas na norma 3957/1 da Associação de Engenheiros Alemães (VDI, 1999) ou em Arndt e Schweizer (1991).

Tabela 1 – Métodos de monitoramento passivo empregados na Europa

Método	Poluentes	Parâmetro estudado
Mapeamento de comunidades liquênicas	Poluição geral	Cobertura, frequência, abundância
Coleta de briófitas	Poluição geral, metais pesados	Acúmulo de metais pesados
Avaliação de danos em florestas	Poluição geral	Danos visíveis, perda de folhas, acúmulo de enxofre e metais

Tabela 2 – Métodos de monitoramento ativo empregados na Europa

Espécie indicadora	Nome científico	Poluente	Parâmetro estudado
Líquens	<i>Hypogymnia physodes</i>	Poluição geral	Necroses (metais e poluentes orgânicos)
Musgos	<i>Sphagnum</i> sp.	Metais, S	Acúmulo
Cultura de azevém	<i>Lolium multiflorum</i> ssp.	Metais, S, F, PAH, dioxina e orgânicos	Acúmulo
Pinheiro	<i>Picea abies</i> (clones)	Metais, S, F, Cl, PAH, orgânicos	Acúmulo (danos visíveis)
Gladíolo	<i>Gladiolus</i> hybr.	Fluoreto	Necrose foliar
Tabaco	<i>N. tabacum</i>	Ozônio	Necrose foliar
Urtica	<i>Urtica urens</i>	Ozônio, PAN	Necrose foliar
Feijão	<i>Phaseolus vulgaris</i> cv. Pinto	Ozônio	Necrose foliar
Choupo	<i>Populus</i> hybr. (clones)	Ozônio	Necrose foliar, crescimento, área foliar, perda de folhas
Trevo	<i>Trifolium repens</i> (clones)	Ozônio	Necrose foliar, biomassa
Couve	<i>Brassica oleracea acephala</i>	PAH	Acúmulo

As Tabelas 1 e 2 resumem somente os métodos mais usados. Na realidade, nas últimas décadas, uma grande quantidade de metodologias diferentes e variações de métodos têm sido desenvolvidas e propostas por diversos grupos de trabalho em universidades e institutos estaduais e particulares. A padronização das técnicas, desde o cultivo e a exposição das plantas até a medição de efeitos e a avaliação dos resultados, é um requisito fundamental para a validade e a aplicabilidade dos dados obtidos. Até hoje, somente os métodos da cultura de gramíneas e do uso de líquens no monitoramento ativo e passivo foram fixados em normas públicas na Alemanha (VDI, 1978, 1991, 1995). Por esse motivo, vem sendo feito um esforço no sentido de estabelecer normas para outros métodos, como, por exemplo, tabaco e couve, e introduzir essas metodologias padronizadas em nível internacional, visando a unificação européia. Nesse contexto, vale mencionar que neste momento um projeto europeu, o EuroBionet, foi

implementado pela Universidade de Hohenheim, no qual dez cidades de sete países-membros da União Européia instalaram redes de monitoramento municipais usando as mesmas plantas e as mesmas metodologias. Assim, pretende-se dar um grande passo na direção da padronização da bioindicação no âmbito europeu. Esse mesmo projeto propõe também novos caminhos na utilização e divulgação do bio-monitoramento ao fornecer aos municípios um conceito profissional de *marketing* usado nas próprias campanhas de propaganda das cidades. O objetivo é usar a preocupação com o estado do meio ambiente como fator do *marketing* municipal (Klumpp et alii, 2001; www.euronet.com).

Outras atividades concentram-se no desenvolvimento de novos métodos de biomonitoramento levando em consideração as constantes alterações nas condições ambientais. Apesar das crescentes emissões de óxidos de nitrogênio e das elevadas taxas de deposição de compostos nitrogenados na Europa (EEA, 1998), ainda não existe uma metodologia com bioindicadores para esses compostos. Outros trabalhos atuais estão voltados para o monitoramento ativo de substâncias genotóxicas em ambientes urbanos, o monitoramento direto (*on-line*) de emissões de incineradores de lixo ou o controle contínuo da qualidade de águas superficiais com plantas (Fomiñ et alii, 2000).

Biomonitoramento nos trópicos: América do Sul como exemplo

Devido à industrialização e à urbanização desenfreada, à exploração de minérios e à produção agrícola realizada em grande escala e com intenso uso de agrotóxicos, os problemas ambientais vêm crescendo rapidamente em largas áreas dos países em desenvolvimento. Embora esses problemas sejam frequentemente relatados, existem poucos dados convincentes a respeito. Na Índia e no México, uma série de estudos sobre os efeitos da poluição tem sido desenvolvida; na América do Sul, ao contrário, informações sobre o impacto ambiental continuam escassas. Numa revisão bibliográfica recente sobre esse assunto (Klumpp et alii, 2000) foram considerados 100 trabalhos sul-americanos, incluindo apresentações em congressos, publicações nacionais e internacionais, teses e trabalhos conduzidos no exterior usando espécies sul-americanas. Desse total, 75% provém

do Brasil, 15% da Argentina e o restante de cinco outros países. Embora essa revisão não reivindique ser completa e a produção de alguns países possa ter sido subestimada, esses números dão uma boa impressão da situação atual, sendo muito pequenos em comparação com a quantidade de trabalhos publicados na Europa e EUA. Além disso, só uma pequena porção desse número trata de biomonitoramento no próprio sentido. A seguir, dá-se ênfase particular à situação no Brasil e na Argentina.

Biomonitoramento usando espécies de regiões temperadas

Uma parte dos estudos conduzidos no Brasil relata experiências obtidas com métodos de biomonitoramento introduzidos da Europa ou América do Norte. Na vizinhança de uma fundição de alumínio em Ouro Preto (MG), por exemplo, usou-se o *Lolium multiflorum* como indicador de acumulação e híbridos de gladiolo como indicadores de resposta para provar o impacto das emissões de fluoreto (Prado Filho, 1993). Flores (1995) também conduziu experimentos com *L. multiflorum* em áreas adjacentes de uma refinaria de petróleo e de usinas termoelétricas no Rio Grande do Sul. Silva (1998) empregou o biomonitoramento com azevém e tabaco para provar os efeitos de metais pesados e ozônio num bairro de São Bernardo do Campo (SP). O estudo mais compreensivo, contudo, foi realizado na região do Pólo Petroquímico de Cubatão (SP) nos anos de 1990 a 1993. Em 12 locais de exposição instalados em distâncias diferentes das fontes emisoras e em altitudes de 20 a 860m, foram expostos, em períodos consecutivos de quatro semanas, o *Lolium multiflorum*, *Nicotiana tabacum*, *Urtica urens* e híbridos de *Petunia* e *Gladiolus*. Devido à boa adaptação dessas espécies ao clima local, foi possível provar o impacto de vários poluentes sobre a vegetação da Serra do Mar, demonstrar a extensão temporal e espacial dos efeitos e delimitar áreas de riscos para a vegetação por diferentes poluentes, tais como fluoreto, enxofre, metais, ozônio e outros compostos fotoquímicos. Típicas necroses nas folhas de *U. urens* e *Petunia*, pela primeira vez, comprovaram a existência de concentrações fitotóxicas de peroxiacetil nitrato (PAN), um composto do smog fotoquímico cuja produção na atmosfera está possivelmente vinculada a emissões das indústrias locais e de automóveis movidos a álcool. Medidas das con-

centrações atmosféricas dos principais poluentes sustentaram de maneira impressionante as conclusões baseadas no uso de bioindicadores (Domingos et alii, 1998; Klumpp et alii, 1994, 1996a, b, 1997).

Espécies nativas ou cultivadas

Espécies nativas ou tradicionalmente cultivadas apresentam uma série de vantagens sobre bioindicadores exóticos, como, por exemplo, uma adaptação melhor ao clima tropical/subtropical, facilidade para adquirir sementes e mudas no mercado local e maior importância dos dados obtidos com bioindicadores para a situação da vegetação nativa. Entretanto, devido à escassez de informação sobre a sensibilidade vs. resistência de espécies tropicais, foi só nos últimos anos que espécies nativas foram submetidas a estudos sobre a sua utilidade como bioindicadores de poluição. A Tabela 3 resume algumas experiências com plantas nativas, além de informações sobre atividades mais recentes.

Líquens, ampla e tradicionalmente usados no monitoramento ativo e passivo no mundo inteiro, foram estudados tanto em áreas urbanas no Brasil e na Argentina quanto em florestas tropicais na Venezuela. Graças à sensibilidade diferenciada de diversas espécies a vários tipos de poluição, Pignata (1998) conseguiu delinear áreas com características diferentes de poluição na cidade de Córdoba. O uso de *Sphagnum* como indicador de acumulação mostrou ser uma simples e válida metodologia para o monitoramento de metais pesados em áreas industriais (Gutberlet, 1996; Lima et alii, 1997b). No Pólo Petroquímico de Cubatão, *Tibouchina pulchra*, uma espécie arbórea pioneira da Mata Atlântica, provou ser uma eficiente acumuladora de metais, fluoreto, enxofre e nitrogênio, tanto no monitoramento ativo como no passivo. Experimentos de exposição deram resultados similares aos das culturas de gramíneas, método altamente padronizado para o acúmulo de substâncias tóxicas. Adicionalmente, a exposição de *T. pulchra* permitiu mapear áreas críticas, usando parâmetros bioquímicos e anatômicos (Mazzoni-Viveiros, 1996; Domingos, 1998; Klumpp et alii, 1998). Outras espécies arbóreas frutíferas, *Psidium guajava* e *P. cattleyanum*, mostraram-se mais sensíveis à poluição atmosférica na região de Cubatão e, além de acumularem os poluentes e modificarem o metabolismo antioxidativo, desenvolveram sinto-

mas visuais de danos e alterações no padrão de crescimento (Klumpp et alii, 1998). Estudos isolados de outras cidades brasileiras, usando árvores da urbanização como bioindicadores, encontram-se resumidos em Klumpp et alii (2000).

Vários estudos em andamento tratam da utilidade de diferentes espécies do gênero *Tillandsia* para o monitoramento da qualidade do ar em São Paulo (Figueiredo et alii, 2001), do controle de fontes emissoras de mercúrio em garimpos e instalações industriais (Calasans e Malm, 1997; Malm et alii, 1998) e no monitoramento em redes regionais (Huttenlocher, 2000).

Tradescantia sp., um indicador amplamente usado para a verificação do potencial genotóxico de produtos químicos e despejos industriais, vem sendo cada vez mais empregado no monitoramento de substâncias mutagênicas no meio ambiente, como, por exemplo, na avaliação da qualidade do ar na região metropolitana de São Paulo (Batalha et alii, 1999) ou no monitoramento de águas superficiais no interior da Argentina (Klumpp, no prelo).

Conclusões e perspectivas

Apesar das crescentes atividades no campo de ecotoxicologia, em geral, e na área de biomonitoramento, em particular, desenvolvidas na América do Sul e especialmente no Brasil e na Argentina, ainda existem muitas lacunas no conhecimento a serem preenchidas. Em diversas áreas, observa-se uma grande necessidade de estudos metodológicos mais detalhados, a fim de estabelecer novos métodos de bioindicação. Como havia sido comentado antes, o desenvolvimento de métodos com indicadores de acumulação encontra-se relativamente bem avançado. Entretanto, ainda não foi encontrada uma espécie de gramínea que possa substituir o gênero exótico *Lolium* em estudos sobre o impacto da poluição aérea em regiões tropicais e subtropicais. Experimentos controlados com 10 espécies de gramíneas tropicais conduzidos por Oliva et alii (1997), na Universidade Federal de Viçosa, indicaram claramente que *Panicum maximum* e *Chloris gayana* têm um bom potencial como indicadores acumuladores de fluoreto, porém os trabalhos precisam ser intensificados para chegar a uma metodologia segura de bioindicação. Sem dúvida, trata-se de um caminho promissor, tanto mais que a espécie *P. maxi-*

Tabela 3 – Alguns exemplos de estudos com bioindicadores nativos ou tradicionalmente cultivados na América do Sul

Indicador	Poluente	Parâmetro	Região	Referência
Líquens (diversas espécies)	Poluição geral, SO ₂ , metais	Acúmulo, alterações bioquímicas e fisiológicas	Córdoba (Arg.)	Pignata 1998
			Porto Alegre/RG Venezuela	Flores 1995
Musgos (<i>Sphagnum</i> sp.)	Metais	Acúmulo	Cubatão/SP	Gordon et alii, 1995
			Camaçari/BA	Gutberlet 1996
Capim-santo (<i>Cymbopogon citratus</i>) Coentro (<i>Coriandrum sativum</i>)	Metais	Acúmulo	Camaçari/BA	Lima et alii, 1997a, b
<i>Hemerocallis</i> sp.	Fluoreto	Necrose foliar, acúmulo	Cubatão/SP	Klumpp et alii, 1995
<i>Tillandsia</i> sp.	Poluição geral, metais	Acúmulo, alterações bioquímicas e fisiológicas	Colômbia	Schrimppff, 1984
			São Paulo	Figueiredo et alii, 2001
			Córdoba (Arg.)	Coria et alii, 2001
			Rio de Janeiro	Calasans e Malm 1997
<i>Tibouchina pulchra</i>	Metais, SO ₂ , NO _x , fluoreto	Acúmulo, alterações bioquímicas	Alta Floresta/MT	Malm et alii, 1998
			Porto Alegre/RG	Flores, 1995
<i>Psidium guajava</i> , <i>P. cattleianum</i>	Poluição geral	Acúmulo, alterações bioquímicas	Cubatão/SP	Klumpp et alii, 1998
<i>Mangifera indica</i>	Poluição geral	Acúmulo, alterações bioquímicas	Camaçari/BA	Lima et alii, 2001
<i>Tradescantia</i> sp.	Substâncias genotóxicas	Mutações (micronuclei)	São Paulo	Batalha et alii, 1999
			Posadas (Arg.)	Huttenlocher 2000

mum mostrou-se um eficiente acumulador de chumbo em estudos de campo na Venezuela (Wüstemann 1983 apud Klumpp et alii, 2000). As mesmas observações valem também para o biomonitoramento com organismos epífitos. Ainda que existam experiências positivas com líquens na Argentina e com espécies de *Tillandsia* em vários países, falta muito para se estabelecer uma metodologia padronizada que possa permitir comparações entre estudos conduzidos em regiões diferentes. Além disso, não há conhecimento a respeito dos efeitos de HAP (Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos) no meio ambiente. Necessita-se procurar espécies vegetais com espessa camada de cera e uma grande superfície foliar para testar como indicador, equivalente à variedade de couve usada na Europa.

Ainda menos informação é disponível com referência a indicadores de resposta. Variedades nativas de *Gladiolus* e *Hemerocallis* mostraram-se espécies indicadoras próprias para o monitoramento do impacto por fluoretos (Klumpp et alii, 1995, 1997). Para SO_2 , ao contrário, um poluente atmosférico cuja importância está diminuindo na Europa e nos EUA, mas continua em alta em muitos países do hemisfério do Sul, ainda não existe um indicador de resposta. Estudos intensivos serão necessários para eliminar essa deficiência.

Em escala mundial, ozônio e outros compostos do *smog* fotoquímico são certamente os poluentes mais alarmantes, visto que as concentrações dessas substâncias estão crescendo tanto em áreas urbanas quanto em regiões remotas. Divergentes condições climáticas e características das fontes emissoras na América do Sul têm produzido uma composição química do *smog* diferente das cidades de regiões temperadas. No Brasil, por exemplo, elevadas concentrações de vários aldeídos e de PAN ocorrem, segundo se pôde provar, na atmosfera de aglomerações urbanas devido ao uso de álcool como combustível de automóveis. Isso foi demonstrado através da exposição do indicador *Urtica urens* e de medidas físico-químicas na Grande São Paulo (Klumpp et alii, 1994; Domingos et alii, 1998). Entretanto, ainda não se conhecem plantas nativas sensíveis a esses compostos fotoquímicos que possam servir como bioindicadores. A variedade Bel W3 de tabaco pode facilmente ser empregada em redes de biomonitoramento do ozônio no Brasil, porém, não se tem informações sobre outras espécies vegetais sensíveis ao ozônio. Estudos que busquem identificar espécies e variedades particularmente sensíveis

a esse poluente serão muito úteis ante as crescentes concentrações em grandes áreas. Como as concentrações de ozônio vêm aumentando, especialmente em regiões remotas, devido a práticas como a queima de biomassa (*biomass burning*) e o cultivo após derrubada e queima (*slash burn cultivation*), espera-se um impacto do ozônio sobre a safra agrícola. Muitas espécies cultivadas, como o trigo, a soja, o algodão, o milho, entre outras, são conhecidamente sensíveis ao ozônio, pelo menos diversas variedades produzidas em regiões temperadas. Seria de grande utilidade ter mais informações sobre a sensibilidade ou resistência de variedades nativas ao ozônio e, possivelmente, usar essas variedades no próprio biomonitoramento.

Para alcançar essas metas sugere-se:

- melhorar o intercâmbio de pessoas e informações entre diversos grupos de trabalho na América do Sul;
- criar um banco de dados relativos ao impacto da poluição ambiental e à sensibilidade vs. resistência de espécies nativas e/ou cultivadas;
- intensificar os estudos experimentais nessa área, incluindo estudos de campo (monitoramento passivo), exposição paralela de indicadores exóticos (tradicionais) altamente padronizados e indicadores nativos, e, finalmente, experimentos controlados com ar filtrado ou de fumigação com concentrações definidas de vários poluentes.

Tais experimentos deveriam ser desenvolvidos, de preferência, em projetos multidisciplinares e em cooperação entre pesquisadores de regiões temperadas e tropicais, para garantir um progresso o mais rápido possível, necessário para acompanhar, à altura, o desenvolvimento industrial e urbano.

Referências bibliográficas

- ARNDT, U.; FLORES, F. e WEINSTEIN, L. (1995). *Efeitos do flúor sobre as plantas: diagnose de danos na vegetação do Brasil*. Porto Alegre, Editora da UFRGS.
- ARNDT, U.; FOMIN, A. e LORENZ, S. (1996). *Bioindikation – Neue Entwicklungen, Nomenklatur, Synökologische Aspekte*. Ostfildern, Alemanha, Verlag Heimbach.

- ARNDT, U. e SCHWEIZER, A. (1991). "The use of bioindicators for environmental monitoring in tropical and subtropical countries". In: ELLENBERG, H. *Biological monitoring: signals from the environment*. Braunschweig, Alemanha, Vieweg.
- BATALHA, J. R. F.; GUIMARÃES, E. T.; LOBO, D. J. A.; LICHTENFELS, A. J. F. C.; DEUR, T.; CARVALHO, H. A.; ALVES, E. S.; DOMINGOS, M.; RODRIGUES, G. S. e SALDIVA, P. H. N. (1999). Exploring the clastogenic effects of air pollutants in São Paulo (Brazil) using the Tradescantia micronuclei assay. *Mutation Research – Fundamental & Molecular Mechanisms of Mutagenesis*, n. 426, pp. 229-232.
- CALASANS, C. F. e MALM, O. (1997). Elemental mercury contamination survey in a chlor-alkali plant by the use of transplanted Spanish moss. *Tillandsia usneoides* (L.). *The Science of the Total Environment*, n. 208, pp. 165-177.
- CORIA, G.; CARRERAS, H. A.; GONZÁLEZ, C. M.; GUDIÑO, G. L.; WANNANZ, E. D. e PIGNATA, M. L. (2001). "Response of a lichen and two epiphytic vascular plant species as indicators of air pollution". In: KLUMPP, A.; ANSEL, W.; KLUMPP, G. e FOMIN, A. *Bioindication and air quality in European cities – Research, Application, Communication*. Stuttgart, Alemanha, Heimbach Verlag (no prelo).
- DOMINGOS, M. (1998). *Biomonitoramento do potencial fitotóxico da poluição aérea e da contaminação do solo na região do pólo industrial de Cubatão, São Paulo, utilizando Tibouchina pulchra Cogn. como espécie indicadora*. Tese de doutorado. São Paulo, USP.
- DOMINGOS, M.; KLUMPP, A. e KLUMPP, G. (1998). Air pollution impact on the Atlantic forest in the Cubatão region, SP, Brazil. *Ciência e Cultura*, n. 50, pp. 230-236.
- EEA – European Environment Agency (1998). *Europe's Environment: the second assessment*. Oxford, Elsevier.
- FIGUEIREDO, A. M. G.; SAIKI, M.; TICIANELLI, R. B.; DOMINGOS, M.; ALVES, E. S. e MARKERT, B. (2001). Determination of trace elements in *Tillandsia usneoides* by

- neutron activation analysis for environmental biomonitoring. *J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, n. 249 (no prelo).
- FLORES, F. E. V. (1995). Bioindicação vegetal no Centro de Ecologia da UFRGS. In: XLVI CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA. *Resumos*. Ribeirão Preto, São Paulo.
- FOMIN, A.; ARNDT, U.; ELSNER, D. e KLUMPP, A. (2000). *Bioindikation – Biologische Testverfahren*. Ostfildern, Alemanha, Verlag Heimbach.
- GORDON, C. A.; HERRERA, R. e HUTCHINSON, T. C. (1995). The use of a common epiphytic lichen as a bioindicator of atmospheric inputs to two Venezuelan cloud forests. *J. Tropical Ecology*, n. 11, pp. 1-26.
- GRINDON, L. H. (1859). *The Manchester flora*. Londres.
- GUTBERLET, J. (1996). *Cubatão: desenvolvimento, exclusão social e degradação ambiental*. São Paulo, Edusp.
- HUTTENLOCHER, F. (2000). Etablierung biologischer Testverfahren zum Nachweis der ökotoxikologischen Wirkung von Oberflächengewässern in der Provinz Misiones/Argentinien – Untersuchungen zum Tradescantia-micronucleus-Test, zum Kressetest und zum Keimungstest. Stuttgart, Alemanha, Universität Hohenheim.
- KLUMPP, A.; ANSEL, W.; KLUMPP, G. e FOMIN, A. (2001). Um novo conceito de monitoramento e comunicação ambiental: a rede europeia para a avaliação da qualidade do ar usando plantas bioindicadoras (EuroBionet). *Revista Brasileira de Botânica* (no prelo).
- KLUMPP, A.; DOMINGOS, M. e KLUMPP, G. (1996a). Assessment of the vegetation risk by fluoride emissions from fertiliser industries at Cubatão, Brazil. *The Science of the Total Environment*, n. 192, pp. 219-228.
- KLUMPP, A.; DOMINGOS, M.; MORAES, R. M. e KLUMPP, G. (1998). Effects of complex air pollution on tree species of the Atlantic Rain Forest near Cubatão, Brazil. *Chemosphere*, n. 36, pp. 989-994.

- KLUMPP, A.; DOMINGOS, M. e PIGNATA, M. L. (2000). "Air Pollution and Vegetation Damage in South America – State of Knowledge and Perspectives". In: AGRAWAL, S. B. e AGRAWAL, M. *Environmental pollution and plant responses*. New York, CRC Press/Lewis Publishers.
- KLUMPP, A.; KLUMPP, G. e DOMINGOS, M. (1994). Plants as bioindicators of air pollution at the Serra do Mar near the industrial complex of Cubatão, Brazil. *Environmental Pollution*, n. 85, pp. 109-116.
- KLUMPP, A., KLUMPP, G., DOMINGOS, M. e SILVA, M.D. (1996b). Fluoride impact on native tree species of the Atlantic Forest near Cubatão, Brazil. *Water, Air, and Soil Pollution*, n. 87, pp. 57-71.
- KLUMPP, A.; MODESTO, I. F., DOMINGOS, M. e KLUMPP, G. (1997). Susceptibility of various *Gladiolus* cultivars to fluoride pollution and their suitability for bioindication. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, n. 32, pp. 239-247.
- KLUMPP, G.; KLUMPP, A.; DOMINGOS, M. e GUDERIAN, R. (1995). *Hemerocallis* as bioindicator of fluoride pollution in tropical countries. *Environmental Monitoring & Assessment*, n. 35, pp. 27-42.
- LIMA, J. S.; CARVALHO FILHO, D. M.; COUTO, E.; KORN, M. A. G., MELO, M. H. e GOMES, R. C. T. (1997a). Capim-santo (*Cymbopogon citratus*) como bioindicador de poluição atmosférica no Pólo Petroquímico de Camaçari – BA. *Revista Brasileira de Ecologia*, n. 1, pp. 95-98.
- LIMA, J. S.; CARVALHO FILHO, D. M.; COUTO, E.; SANTANA, D. L. e SOUZA, H. C. (1997b). Comparação entre o coentro e o *Sphagnum* sp. como bioacumuladores do arsênio no Pólo Petroquímico de Camaçari – BA. *Revista Brasileira de Ecologia*, n. 1, pp. 91-94.
- LIMA J. S.; FERNANDES E. B. e FAWCETT W. N. (2000). *Mangifera indica* and *Phaseolus vulgaris* in the bioindication of air pollution in Bahia, Brazil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, n. 46, pp. 275-278.

- MALM, O.; FONSECA, M. F.; MIGUEL, P. H.; BASTOS, W. R. e PINTO F. N. (1998). Use of epiphyte plants as biomonitors to map atmospheric mercury in a gold trade center city, Amazon, Brazil. *The Science of the Total Environment*, n. 213, pp. 57-64.
- MAZZONI-VIVEIROS, S. C. (1996). *Aspectos estruturais de Tibouchina pulchra Cogn. (Melastomataceae) sob o impacto de poluentes atmosféricos provenientes do complexo industrial de Cubatão, SP – Brasil*. Tese de Doutorado, São Paulo, USP.
- NYLANDER, W. (1866). Les lichens du Jardin du Luxembourg. *Bull. Soc. Bot. France*, n. 13, pp. 364-372.
- OLIVA, M. A.; FIGUEIREDO, J. G. e de SOUZA, M. M. (1997). "Bioindicação do flúor mediante gramíneas tropical". In: MARTOS, H. L. e MAIA, N. B. *Indicadores Ambientais*. Sorocaba, PUC.
- PIGNATA, M. L. (1998). "Studies on lichens and atmospheric pollution in Argentina". In: MARCELLI, M. P. e SEAWARD, M. R. D. *Lichenology in Latin America: history, current knowledge and applications*. São Paulo, Cetesb.
- PRADO FILHO, J. F. (1993). Uso de bioindicadores para monitoramento do ar. *Ambiente*, n. 7, pp. 57-64.
- ROHOLM, K. (1937). *Fluoride intoxication: a clinical hygienic study with a review of the literature and some experimental investigations*. Londres, H. K. Lewis.
- SCHRIMPF, E. (1984). Air pollution patterns in two cities of Colombia, S. A. according to trace substances content of an epiphyte (*Tillandsia recurvata* L.). *Water, Air, and Soil Pollution*, n. 21, pp. 279-315.
- SILVA, M. D. (1998). *Monitoramento da qualidade do ar na região do Grande ABC – SP, através do uso de plantas bioindicadoras de poluição*. Tese de Mestrado, São Paulo, USP.
- VDI (1978). *Verfahren der standardisierten Graskultur*. VDI 3792/1. VDI/DIN Handbuch Reinhaltung der Luft, vol. 1; Berlin, Beuth.

VDI (1991). *Measurement and evaluation of phytotoxic effects of ambient air pollutants (immissions) with lichens. Method of standardized lichen exposure*. VDI 3799/2. VDI/DIN Handbuch Reinhaltung der Luft, vol. 1, Berlin, Beuth.

VDI (1995). *Measurement and evaluation of phytotoxic effects of ambient air pollutants (immissions) with lichens. Mapping of lichens for assessment of air quality*. VDI 3799/1. VDI/DIN Handbuch Reinhaltung der Luft, vol. 1, Berlin, Beuth.

VDI (1999). *Biological measuring techniques for the determination and evaluation of effects of air pollutants on plants. Fundamentals and aims*. VDI 3957/1. VDI/DIN Handbuch Reinhaltung der Luft, vol. 1a, Berlin, Beuth.

WEINSTEIN, L. H.; DAVISON, A. W. e ARNDT, U. (1998). "Fluoride". In: FLAGLER, R. B. *Recognition of air pollution injury to vegetation. A pictorial atlas*, 2 ed. Pittsburgh (EUA), Air & Waste Management Association.

WÜSTEMANN, M. (1983). *Beispiele zur Problematik von Immissionswirkungen in tropischen und subtropischen Ländern – Untersuchungen in der Umgebung eines Bleiemittenten in Venezuela*. Tese de Diploma, Stuttgart, Alemanha, Universität Hohenheim.