

BASES PARA A ESTRUTURAÇÃO DE INDICADORES DE QUALIDADE DE ÁGUAS

Harry Alberto Bollmann

Instituto de Saneamento Ambiental da PUC-PR
bollmann@rla01.pucpr.br

David da Motta Marques

Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS
david@if.ufrgs.br

RESUMO

Este artigo apresenta e discute as principais formas estruturais adotadas para consubstanciar indicadores de qualidade das águas. Para isto foi efetuado um levantamento dos indicadores mais citados pela literatura pertinente, e deles identificaram-se as ferramentas utilizadas. São apresentadas três etapas fundamentais de composição, a saber: escolha das variáveis, padronização e agregação. Para cada uma delas, apresenta-se os principais instrumentos usados, os quais em geral apresentam uma fundamentação matemática, estatística, ou de pesquisa de opinião. Finalmente, são feitas algumas considerações sobre o uso destes instrumentos, exemplificando-os sempre que possível.

INTRODUÇÃO

Apesar de reconhecer que uma avaliação ambiental detalhada deve considerar os compartimentos fundamentais da hidrosfera, atmosfera e litosfera, dar-se-á um direcionamento específico para o primeiro. Ao avaliar-se a qualidade ambiental, está se discutindo diretamente a qualidade das intervenções humanas sobre um suporte físico, relacionando-se os impactos criados aos graus de inadequação das atitudes e concretizações humanas sobre os ecossistemas. Dada a diversidade de informações que, em geral, é requerida para que se possa efetuar uma abordagem sistêmica dos fenômenos ambientais, tem-se procurado já há quase 150 anos desenvolver formas de "medir" a qualidade ambiental. Estas formas baseiam-se na proposição de indicadores cuja estruturação básica se dá pela agregação das informações de modo a possibilitar a interpretação conjunta das variáveis consideradas mais importantes.

Uma vez que a função do indicador é a de simplificar, algum teor informativo pode ser perdido, mas se este é projetado corretamente, a perda não produz uma distorção significativa em relação às vari-

áveis resposta. O que se deve fazer é cuidar para que o indicador seja aplicado para os fins aos quais ele foi criado, analisando-o detalhadamente e interpretando adequadamente seus resultados.

Através da abordagem dos problemas relacionados à qualidade da água, tem-se uma definição aproximada das relações das atividades humanas com o meio, das transações biológicas e dos processos físico-químicos que os englobam em um único sistema analítico (Degreas, 1991 e Almeida, 1991). Com efeito, a abrangência do estudo da variação qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos como uma função multivariada dos aspectos climatológicos, geo-morfológicos antrópicos, entre outros, já há muito tempo tem sido levantada e discutida. Neste contexto, a avaliação da qualidade ambiental, principalmente no que concerne à qualidade da água tem por objetivo agrupar um grande número de informações em uma forma que possibilite pronta interpretação e reconhecimento das tendências ao longo do tempo e do espaço. Deste modo, para este documento, os indicadores da variação da qualidade da água serão considerados como uma aproximação válida das alterações ambientais.

Talvez o problema mais significativo apresentado na utilização e até mesmo na criação de um indicador é que o destino da água é diversificado, prevendo usos múltiplos. Em geral, para cada uso, podem ser elencados padrões individuais de qualidade provocando o surgimento de escalas de valores diferenciadas para uma mesma variável ambiental. Assim, a função homogeneizadora dos indicadores deve ser considerada.

Em relação aos indicadores ambientais, será adotado para este estudo a aproximação da estruturação multinível (UNESCO, 1987) na qual se prevê a classificação dos indicadores em vários níveis de estruturação. Como indicador de Nível Primário, classifica-se toda e qualquer informação medida diretamente do meio físico ou qualquer propriedade matemática ou estatística que descreva diretamente o elemento natural. Neste grupo

encontram-se as determinações físico-químicas e biológicas do meio ou de qualquer de seus componentes (pH, DBO, ensaios de toxicidade, etc.) bem como as propriedades matemáticas ou estatísticas de seus elementos (Número mais Provável de Coliformes, número de espécies em extinção, descritores estatísticos básicos e de distribuição populacional, similaridade ou dissimilaridade de populações, etc.). Indicadores de Nível Secundário são aqueles derivados da consideração conjunta de dois ou mais indicadores primários (Índice de Qualidade das Águas envolvendo vários parâmetros físico-químicos e biológicos, Índice de Toxicidade considerando vários metais pesados, etc.). Progressivamente, pode-se estruturar indicadores Terciários como agregadores de informação derivada de indicadores secundários e assim por diante.

Um grande número de indicadores primários (UNESCO, 1987 e IAP, 1995), são largamente usados para descrever certos aspectos ambientais importantes, mas dada a heterogeneidade das características ambientais dos vários ecossistemas e dada a unicidade da aplicação destes indicadores, não se pretende, neste trabalho apresentar listas de parâmetros físico-químicos, biológicos, estatísticos ou matemáticos, nem apresentar algum indicador considerado mais evoluído ou aplicável. O que se pretende é identificar as formas estruturais que baseiam os indicadores secundários (ou de ordem mais elevada) correntemente aplicados, e exemplificá-las, na medida do possível. Em relação à sua aplicabilidade, o importante é que se possa identificar, para cada caso, os indicadores que se apresentem mais sensíveis para medir as variações qualitativas que se quer monitorar, e principalmente, basear sua aplicação em informações confiáveis.

ESTRUTURAÇÃO DOS INDICADORES

Do ponto de vista matemático, Ott (1978) propôs critérios de uniformização e agrupamento de dados em indicadores ambientais segundo o fluxo de informações. Este modelo, entretanto não leva em consideração os critérios de seleção das variáveis que comporão o indicador, descrevendo apenas as etapas de composição de subíndices e de agregação destes. Para preencher esta lacuna, será considerada uma etapa inicial de escolha das variáveis como parte do processo de estruturação dos indicadores ambientais, conformando um modelo de três etapas como segue:

- escolha dos parâmetros que comporão o indicador;
- uniformização das informações através do cálculo de subíndices próprios para cada variável envolvida;

- agregação das informações para compor o indicador final.

A Figura 1 apresenta esquematicamente a estrutura proposta. Neste 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 onde é possível que alguma informação possa ser perdida. Mas se a estrutura do indicador for apropriadamente escolhida e arranjada, esta 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 1 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. Nestes casos, a classificação depende não apenas da observação em si, mas da posição relativa desta entre as demais observações. Tais casos, entretanto, são comumente 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.

A fim de apresentar de forma organizada os principais fundamentos utilizados na composição dos indicadores ambientais, analisar-se-á separadamente cada uma das três etapas definidas, procurando-se observar o esquema do fluxo de informações teorizado. Os instrumentos aqui comentados foram obtidos da análise de vários dentre os indicadores ambientais de uso corrente.

ESCOLHA DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS

As primeiras tentativas de elaboração de indicadores ambientais basearam-se na experiência particular dos especialistas tangidos pela necessidade de estabelecer ferramentas que possibilitassem a comparação temporal ou espacial da qualidade das águas superficiais. Estas experiências, apesar de ricas, apresentavam limitações quanto à individualidade da abordagem. A fim de ampliar a aplicabilidade destes indicadores, foram incorporados no processo de escolha, elementos estatísticos ou métodos de pesquisa de opinião entre especialistas de modo a considerar diversos pontos de vista na sua construção e reduzir as incertezas.

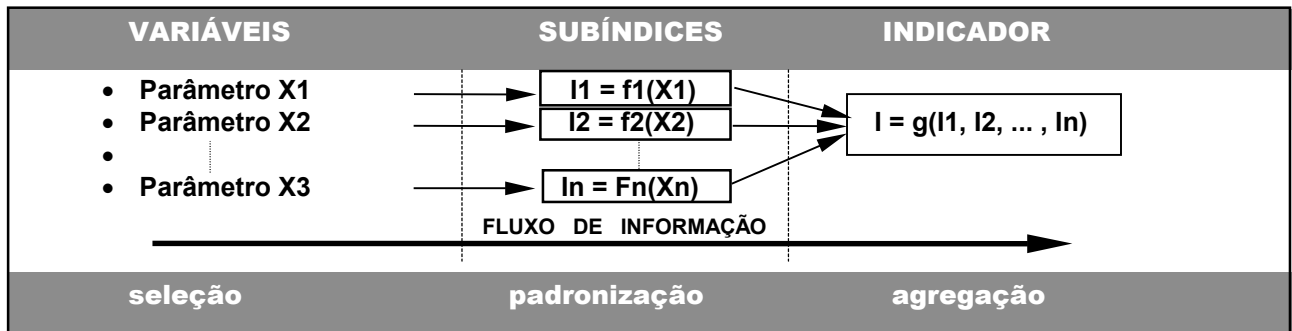


Figura 1. Modelo de fluxo de informação na estruturação de indicadores. Fonte: modificado de Ott (1978).

Várias aplicações estatísticas podem ser empregadas para a determinação e interpretação de dados de qualidade ambiental. Estas aproximações, via de regra, empregam alguns procedimentos padronizados e disponíveis na literatura, adaptando-os ao caso de dados de qualidade ambiental. A vantagem que tais métodos apresentam é que eles permitem a incorporação de variáveis subjetivas em menor número que os procedimentos de análise de opinião. Entretanto, estas técnicas são em geral mais difíceis de aplicar e mais complexas na interpretação dos resultados.

Dentre os métodos estatísticos de uso corrente, os de maior preferência são a Análise da Matriz de Correlação (MC), a Análise de Componentes Principais (ACP), a Análise Fatorial (AF) e a aplicação de procedimentos de Classificação Não Paramétricos (CNP). Em relação aos métodos de pesquisa de opinião, a técnica DELPHI desenvolvida pela *Rand Corporation* (EUA) tem sido frequentemente usada para este fim.

Matriz de correlações

A categoria de procedimentos estatísticos de escolha dos parâmetros ambientais mais significativos baseada na técnica de medida da correlação entre elas, examina a associação entre variáveis para tentar, exploratoriamente, determinar a importância de cada uma como um determinante do comportamento da variável dependente que se quer estudar. Em se tratando de correlação entre variáveis, os procedimentos mais comumente empregados são o da correlação duas a duas, e da correlação de uma variável com uma combinação linear das outras.

Shoji, Hiraku, Yamamoto e Nakamura (*apud* Ott, 1978) estudando o Rio Yodo (Japão), examinaram a inter-relação entre as variáveis poluentes através desta técnica. Pela comparação da correlação de cada variável com as outras, duas

a duas, puderam selecionar combinações com as maiores correlações. Mais precisamente, procurou-se encontrar combinações lineares de variáveis de tal modo que a correlação entre essas combinações seja máxima. Assim, não existirá outra combinação de variáveis cuja correlação seja maior do que esta.

Joung et al. (*apud* Ott, 1978), examinando os dados de 10 parâmetros de qualidade de água obtidos no Vale Carson (Nevada/EUA), manipulando a matriz dos coeficientes de correlação, puderam identificar combinações lineares de variáveis, as quais melhor explicaram a variância total dos dados, mas com a menor correlação entre elas. Esta aproximação permitiu preservar em grande parte as informações relativas à variabilidade dos dados brutos, e eliminar as variáveis redundantes. A experiência permitiu a elaboração de 2 indicadores de qualidade das águas (Indicador Parcial de Nutrientes e Indicador de Nutrientes Totais). Ambos foram aplicados ao Rio Snake e à Bacia do Rio Colorado (ambas nos EUA), possibilitando a comparação dos seus resultados. A conclusão geral foi a de que a metodologia que permitiu o cálculo do Índice de Nutrientes Totais (considerando as concentrações de Oxigênio Dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias, Fosfatos Totais, Temperatura e Condutividade) apresentou melhores resultados.

Mais recentemente (UFMG, 1997), o uso da matriz de correlações tem ganhado uma nova ênfase na escolha das variáveis ambientais para a composição de indicadores ambientais. Nota-se pelo seu uso que esta técnica estatística é particularmente útil para estudos exploratórios. Um investigador pode ter conjuntos de dados com muitas variáveis mas pode estar interessado em estudar somente umas poucas combinações lineares de variáveis pertencentes a esse conjunto. Poderá, então, estudar aquelas combinações lineares cuja correlação é elevada, ou muito pequena (dependendo do caso). Uma característica importante a ser considerada é a de que ela é invariante em relação à escala das variáveis (ao contrário do

método de Análise de Componentes Principais que será visto adiante).

Um ponto crítico no uso desta ferramenta são os problemas de interpretação que podem ocorrer quando as variáveis são altamente correlacionadas. Neste caso, se uma variável pode ser descrita como uma combinação linear de outras, então existirão infinitas combinações lineares de variáveis, e não se poderá determinar a contribuição das outras variáveis na explicação do fenômeno.

As técnicas de construção de uma matriz de variância e covariância são bem conhecidas da estatística básica, e existem algoritmos próprios para este fim em muitos aplicativos computacionais (mesmo as calculadoras modernas já o fazem automaticamente). Por esta razão, não serão aqui abordadas. Um pequeno exemplo da sua aplicação será apresentado no item seguinte, juntamente com a análise de componentes principais.

Análise de componentes principais

Esta técnica já é utilizada desde a década de 70 para elaborar índices de qualidade ambiental. Shannon e Brezonik - citados em Kishi (1991) usaram esta técnica para estruturar um Índice de Estado Trófico para lagos da Flórida.

Estatisticamente pode-se definir "Componentes Principais" como combinações lineares de variáveis aleatórias com propriedades especiais em termos de variância (Machado, 1991). Esta técnica (originariamente concebida em 1901 por Karl Pearson e consolidada em 1936 por Hottelling) tem por objetivo identificar um novo conjunto de variáveis $[Y_1, Y_2, \dots, Y_n]$ como combinações lineares das variáveis originais $[X_1, X_2, \dots, X_n]$ tal que os primeiros termos (digamos Y_1 e Y_2 e no máximo Y_3) expliquem grande parte da variação dos dados, e tal que $[Y_1, Y_2, \dots, Y_n]$ tenham interpretação prática. O que se busca nesse procedimento é a obtenção de novas coordenadas que tenham variância máxima e que não sejam correlacionadas entre si. A solução deste problema, em geral, possibilita:

- compreender melhor a aproximação dos dados (análise de agrupamento);
- compreender melhor as correlações entre as variáveis visando a sua seleção;
- reduzir a dimensão dos dados através de eixos explicativos e representação gráfica.

O objetivo inicial da ACP é verificar se uns poucos componentes explicam a maior parte da variância dos dados. Se isso efetivamente ocorrer,

pode-se reduzir a dimensão dos dados. Desse modo, a ACP só é vantajosa quando existem variáveis altamente correlacionadas dentro do conjunto, de modo que a dimensionalidade possa ser reduzida.

Entre os problemas que podem ocorrer na aplicação desta técnica, exigindo muito cuidado na interpretação dos resultados, cita-se:

- pode ser difícil ou mesmo perigoso tirar conclusões a partir dos componentes principais determinados, uma vez que nem sempre os novos componentes apresentam uma explicação prática clara;
- os componentes principais não são invariantes à transformações lineares das variáveis;
- não existe nenhum modelo estatístico sob os dados, indicando que o comportamento amostral dos autovalores e autovetores é desconhecido. Em outras palavras, dado um autovalor λ obtido a partir de uma matriz de covariâncias amostrais, não se pode em geral dizer que esse autovalor é uma estimativa do autovalor correspondente da matriz de covariâncias entre as variáveis X . Desse modo, não existe um critério definido para dizer se um autovetor é grande ou pequeno;
- pelo mesmo motivo apresentado no item anterior, a ACP realizada sobre duas ou mais amostras do mesmo tipo não são comparáveis;
- numa dada matriz X de valores amostrais, dificilmente existirão autovalores exatamente iguais a zero. Se o autovalor mínimo λ_n é igual a zero, ou seja, é singular, uma das variáveis consideradas $[X_1, X_2, \dots, X_n]$ pode ser expressa por uma combinação linear das outras variáveis igualmente consideradas. Entretanto, valores de λ próximos à zero indicam que, daquele componente em diante, pouca explicação se acrescentará ao estudo do fenômeno.

O problema que surge na identificação do que seria um autovalor "grande" ou "pequeno" é que quando as variáveis originais são padronizadas, costuma-se desprezar os componentes associados a autovalores menores que a unidade (1,0). Apesar dessa regra ser muito utilizada, ela tem muito de arbitrária e não possui nenhuma justificativa teórica. Uma maneira mais adequada poderia ser o exame dos autovalores para a verificação de pontos naturais onde ocorre uma baixa significativa

dos seus valores correspondentes. O descarte de autovalores por este critério, entretanto, é da mesma forma arbitrário. Portanto, uma regra clara e objetiva de descarte de componentes não existe.

Apesar da aplicação da ACP, por si só, não assegurar sempre a obtenção de bons resultados, o seu uso permite que os componentes escolhidos sejam aplicados em análises subsequentes de maneira proveitosa. Um exemplo de aplicação deste método foi apresentado por Mendes et al. (1990) na estimativa de parâmetros de qualidade das águas da Lagoa dos Patos (RS) através de técnicas de sensoriamento remoto. É um fato conhecido que a região mais adequada do espectro eletromagnético para estudos desta natureza situa-se na região de 0,6 μm a 0,7 μm (nesta faixa, a água apresenta maior transmitância, permitindo uma melhor interação entre a radiação incidente e alguns parâmetros físico-químicos de interesse). Por esta razão foi usado o canal TM-3 (0,63 μm a 0,69 μm). Isto não significa, entretanto, que as outras bandas sejam irrelevantes. Entretanto, na maior parte das aplicações, as diversas bandas espectrais disponíveis nos sistemas sensores utilizados apresentam alta correlação. Este fato é ilustrado na Tabela 1, em um estudo que envolve a Matriz de Covariância entre os Canais TM-1, TM-2, TM-3 e TM-4 do Sistema LANDSAT. Fica evidente o alto grau de correlação existente entre essas bandas espectrais.

Uma maneira de minimizar esse problema consiste no emprego de técnicas de Análise Multivariada: as bandas espectrais originais são transportadas, gerando "canais" transformados com baixa correlação usando a técnica da Análise de Componentes Principais. Esta operação permite reduzir a dimensionalidade do problema, preservando a informação contida nas bandas espectrais originais. Para o exemplo, foi utilizada a transformação linear descrita por:

$$Z = W.x \quad (1)$$

onde Z é o vetor descrevendo cada pixel após a transformação, W a matriz transformação (escolhida de modo a diagonalizar a matriz de variância e covariância de x, e x o vetor descrevendo cada pixel associado aos canais ou bandas espectrais originais.

A Tabela 2 ilustra o resultado desta transformação. Nota-se, como efeito, a diagonalização da matriz, apresentando apenas resultados de variância entre os componentes principais. A Tabela 3 procura comparar os resultados antes e depois da transformação utilizando esta técnica.

Tabela 1. Matriz de covariância de canais TM (lagoa dos Patos, RS).

Canais	TM-1	TM-2	TM-3	TM-4
TM-1	3,25	3,75	6,00	1,25
TM-2	3,75	5,44	7,90	1,51
TM-3	6,00	7,90	13,11	3,43
TM-4	1,25	1,51	3,43	2,03

Fonte: Mendes et al. (1990).

Tabela 2. Matriz de variância e covariância para os componentes principais.

C. P.	1	2	3	4
1	21,68	0	0	0
2	0	1,55	0	0
3	0	0	0,43	0
4	0	0	0	0,17

C. P. é o componente principal (Mendes et al., 1990).

Tabela 3. Variância das imagens originais e das componentes principais.

Canal	Var (%)	% total	C. P.	Var (%)	% total
TM-1	3,25	13,6	1	21,68	91,0
TM-2	5,44	22,8	2	1,55	6,5
TM-3	13,11	55,1	3	0,43	1,8
TM-4	2,03	8,5	4	0,17	0,7

Fonte: Mendes et al. (1990).

Pela análise da Tabela 3, verifica-se que os canais originais apresentam uma variância total distribuída entre si de modo mais ou menos equitativo, ou seja, não existe um canal que explique, digamos 90% da variação dos dados. Após a transformação, observa-se que a primeira componente principal explica 91% da variação dos dados, concentrando em uma única dimensão, a informação antes diluída em 4 dimensões.

Análise fatorial

Com alguma similaridade à Análise de Componentes Principais (ACP) a Análise Fatorial (AF) está baseada na correlação entre um conjunto inicial de variáveis e um conjunto menor de fatores comuns, que, com base nas inter-relações exibidas pelos dados originais, resultam em variáveis hipotéticas comumente denominado de índices de qua-

lidade da água que explicam a maior parte da variância do conjunto original. A importância relativa de cada variável será dada pelo seu grau de correlação com as demais.

Em METROPLAN (1998), a partir dos dados básicos de Oxigênio Dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Demanda Química de Oxigênio, Condutividade, Coliformes Fecais, Nitratos, pH, Fosfato Total, Turbidez e Temperatura da Água obtidos nas sub-bacias dos Rios Cai, Gravatá, Guaíba e Sinos no período de 1992/1996, determinaram-se três fatores denominados de Índice de Poluentes Orgânicos, Índice de Poluentes Inorgânicos e Índice de Eutrofização. A Tabela 4 apresenta os resultados.

Os valores em negrito (Tabela 4) sugerem as variáveis mais significativas em cada fator. No primeiro fator, as variáveis que se destacaram foram o OD, DBO, Condutividade e Coliformes Fecais, todas relacionadas à poluição orgânica, e o Fator relacionado a elas foi denominado de Índice de Poluição Orgânica (IPO). Da mesma forma, no segundo fator as variáveis mais significativas relacionam-se à poluição inorgânica motivo pelo qual denominou-se de Índice de Poluição Inorgânica (IPI). O terceiro fator define os nutrientes como variáveis mais importantes, sendo chamado de Índice de Eutrofização (IE).

Pesquisa de opinião - técnica DELPHI

A literatura apresenta exemplos clássicos da utilização desta técnica, como no caso da estruturação do Índice de Qualidade das Águas da *National Sanitation Foundation - WQI_{NSF}*. Nestes casos, a técnica de Pesquisa de Opinião é empregada com o objetivo de minimizar as limitações de subjetividade impostas pela opinião de um único, ou de um pequeno grupo de especialista, as quais tem sido observadas em experiências anteriores.

Em uma primeira etapa, estabelece-se o perfil dos especialistas que serão consultados na pesquisa a ser desenvolvida, considerando-se três aspectos fundamentais:

- *multiplicidade de formação acadêmica* - principalmente quando se pretende elaborar indicadores de qualidade geral das águas, a consulta à especialistas oriundos de várias formações acadêmicas é condição fundamental para que se possa incorporar a diversidade de pontos de vista advindos dos campos da química, física, biologia, ecologia e engenharia;

Tabela 4. Comunalidade, variância explicada e matriz de cargas fatoriais.

Variáveis	Comunalidade	IPO	IPI	IE
OD	0,82	-0,499	-0,432	-0,001
DBO	1,33	0,787	0,235	0,144
DQO	1,15	0,244	0,781	0,135
Condut.	1,44	0,847	0,082	0,167
Coli Fecal	2,98	0,443	-0,088	-0,045
Nitratos	0,94	0,345	0,217	0,846
PH	0,57	0,076	-0,843	-0,001
Fosfatos	0,35	-0,086	-0,051	0,944
Turbidez	0,16	-0,062	0,453	-0,001
Temp.	0,21	0,005	0,182	0,056
Variância %	57,70	29,90	14,50	13,30

Fonte: METROPLAN (1998).

- *multiplicidade de atuação profissional* - considerando que a aplicação de tais indicadores pode apresentar múltiplas funções (legal, acadêmica, planejamento, diagnóstico etc.) deve-se identificar profissionais (com o perfil adequado) em várias áreas de atuação. Dentre elas, podemos citar os órgãos de administração pública (federal, estadual e municipal), instituições de ensino e pesquisa, empresas de consultoria, empresas de saneamento, além de organizações profissionais diversas (ONGs, representantes da comunidade, etc.);
- *experiência profissional* - uma vez que cada opinião representa o mesmo peso na ponderação dos resultados, a única exigência que se faz é a de que os indivíduos envolvidos tenham um bom conhecimento sobre o assunto e possam efetivamente contribuir em suas opiniões.

Após a seleção dos integrantes a serem consultados, em geral tem-se elaborado uma relação de variáveis físico-químicas e biológicas para orientar a escolha daquelas mais representativas da qualidade das águas e de sua variabilidade. Não se trata de indução, mas de tentativa de uniformização dos procedimentos de escolha. É importante que se garanta a liberdade aos especialistas consultados para a inclusão de outros parâmetros que não os citados originalmente na lista.

Nesta fase da pesquisa, é comum solicitar também aos participantes que classifiquem as variáveis apresentadas em três categorias: "INCLUIR", "NÃO INCLUIR" e "INDECISO". Desta forma, todas as variáveis apresentadas podem ser avaliadas na opinião de cada participante. Complementando a

pesquisa, solicita-se que as variáveis classificadas como "INCLUIR" sejam classificadas, pelo seu grau de significância (em geral estabelece-se uma escala de 1 a 5 onde o nível 1 corresponde a maior significância relativa e 5 a menor significância relativa de inclusão no indicador).

Com os questionários respondidos, os dados são analisados e tabulados. Cada participante recebe, então, uma listagem onde, para cada parâmetro, apresenta-se o número total de votos observados nas três classificações estabelecidas bem como na escala de significância adotada. Para acelerar a convergência das opiniões, pode-se apresentar na listagem enviada ao grupo, além da tabulação dos dados, as próprias respostas para efeito de comparação da opinião de cada um perante a média do grupo. Desse modo, se algum dos participantes quiser alterar suas opiniões iniciais, poderá fazê-lo. Ott (1978) relata que para o caso do WQI_{NSF} , pouca alteração foi verificada em relação às opiniões individuais iniciais.

Em uma terceira etapa, elabora-se a listagem das variáveis selecionadas (novos parâmetros indicados além dos originalmente escolhidos) classificadas por ordem de importância, que pode ser obtida pela significância média calculada como uma média ponderada entre os níveis escolhidos (de 1 a 5) e o número de opiniões tabuladas. Esta listagem é novamente enviada aos especialistas para que escolham um número n de variáveis finais, que serão então consideradas para compor o indicador final. O processo (na fase de escolhas das variáveis) se encerra com a convergência das m variáveis ($m \leq n$) indicadas como consenso.

DETERMINAÇÃO DE SUBÍNDICES

Uma vez selecionados os parâmetros que compõem o indicador, se faz necessário uma etapa de uniformização das informações para que se possa agregá-las na composição final do indicador. Isto se verifica pelo fato de que a natureza diversa das grandezas ambientais induz ao estabelecimento de escalas distintas entre os valores que caracterizam águas limpas ou poluídas. Além disso, o comportamento de cada uma delas se dá por funções de natureza igualmente distinta.

Do ponto de vista matemático, podem ser empregadas funções lineares (contínuas ou segmentadas) e não lineares (igualmente contínuas ou segmentadas) além do método de normalização. Além destes, os preceitos da técnica de Análise de Opiniões pode também ser empregada.

Funções matemáticas lineares

Um grande número de funções matemáticas têm sido apresentadas de modo a retratar a

variação de um parâmetro segundo uma escala definida de subíndices de qualidade. Estas equações são genericamente apresentadas como $I_n = f_n(X_n)$ na Figura 2.

A função mais simples é a Equação Linear Contínua retratada na Figura 2a. Nas Figuras 2b e 2c são apresentados exemplos de Funções Lineares Segmentadas. As escalas representadas para as ordenadas foram arbitradas com valores adimensionais de 0 a 100 para que os subíndices calculados para cada parâmetro sejam homogeneizados. O caso da Figura 2a apresenta uma particularidade importante quando $\beta = 0$. São exemplos de aplicação deste modelo, entre outros, algumas grandezas físico-químicas utilizadas para compor o Índice de Prati (DBO5, Permanganato e DQO), como ilustra a Figura 3. O coeficiente angular da reta também pode ser negativo para o caso em que se esteja mensurando uma grandeza desabonadora da qualidade das águas (como, por exemplo, a presença de coliformes fecais).

Da mesma forma, uma Função Linear Segmentada pode assumir uma forma particular para o caso da aplicação de padrões ambientais às variáveis X . No caso da Figura 2c, a concentração X_a representa um limite estabelecido por padrões de qualidade específicos para uma determinada situação. Os critérios de classificação dos corpos d'água estabelecidos pela Resolução CONAMA 20/86 prevêem uma estrutura similar a esta, onde X_a representa o limite prescrito para os vários parâmetros considerados.

A Figura 4 ilustra uma função deste tipo, na qual se especifica um limite de aceitabilidade para a presença de um metal pesado (no caso do exemplo, do Chumbo) para mananciais Classe 2. A partir deste limite, o Subíndice assume o valor zero impossibilitando sua classificação neste critério.

Alternativamente, pode-se aplicar este método para determinar um "algoritmo de classificação" perante cada elemento considerado importante. No caso da Figura 5, cada Subíndice seria representativo da Classe de Enquadramento Prevista (se o subíndice for igual a 1 o enquadramento se dá na Classe 1, se o subíndice for igual a 2 o enquadramento se dá na Classe 2, e assim por diante).

Além dos exemplos da Figura 3, a Função Linear Contínua tem sido exaustivamente utilizada para a determinação de subíndices normalizados. Pode-se citar, entre outras, as funções usadas para as seguintes variáveis:

- OD no índice de qualidade de águas de Dinis;
- Amônia, cloretos, sulfatos, fenóis, substâncias reativas ao azul de metileno, ferro e zinco no indicador de abastecimento público de águas de Stoner;
- arsênico, cobalto, manganês e vanádio no indicador de irrigação de Stoner.

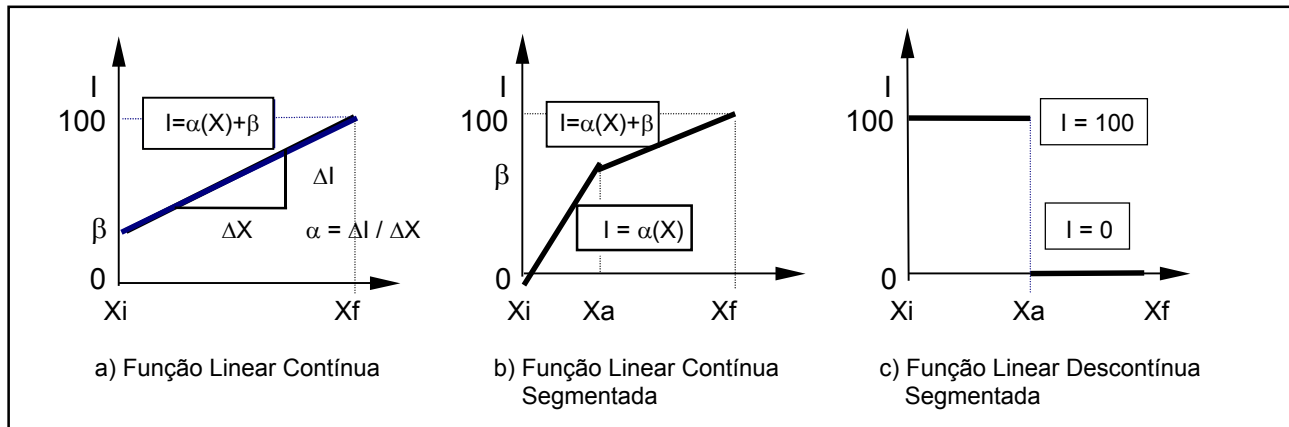


Figura 2. Funções lineares utilizadas para a determinação de subíndices. Fonte: modificado de Ott (1978).

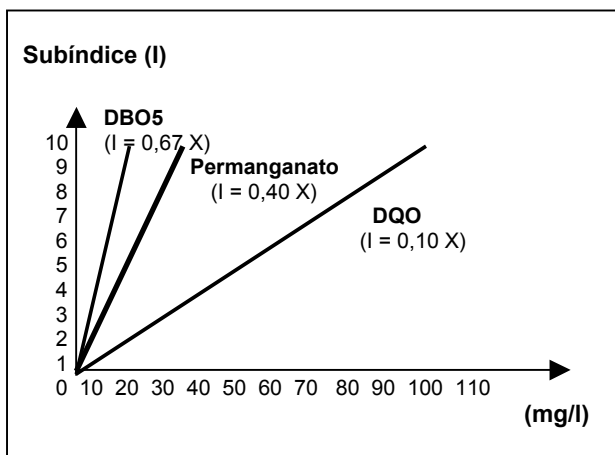


Figura 3. Exemplos de funções lineares usadas na determinação do índice de Prati. Fonte: Ott (1978).

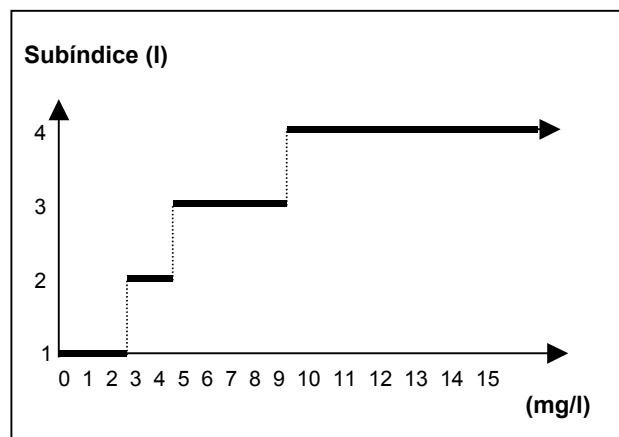


Figura 5. Exemplo de função linear segmentada aplicada a DBO5 como modelo de classificação de mananciais.

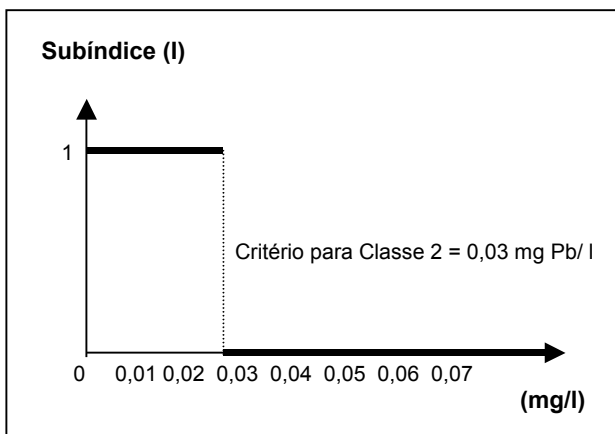


Figura 4. Modelo de enquadramento da qualidade das águas perante os critérios de chumbo estabelecidos para mananciais classe 2.

De igual forma, a literatura apresenta inúmeros outros exemplos de variáveis componentes de indicadores ambientais com comportamento linear segmentado. A título de ilustração citar-se-ão os seguintes:

- OD, pH, coliformes, condutividade, alcalinidade, tratamento de esgotos e carbono do índice de qualidade das águas de Horton;
- OD e pH no índice implícito de poluição de Prati;
- pH no índice de qualidade de águas de Dinis.

Em relação às Funções Lineares Segmentadas, é muito comum a utilização de equações de diferentes naturezas para cada segmento (lineares e não lineares).

Funções matemáticas não lineares

Assim como no caso anterior, existe um grande número de exemplos de uso de equações matemáticas não lineares na determinação de sub-índices específicos. Entretanto, na prática, o que se tem observado é a consideração conjunta de funções lineares e não lineares para modelar um comportamento esperado, cada qual representando um determinada faixa de variação da grandeza que se quer representar (Figura 6).

A técnica de segmentação do intervalo de variação das variáveis em faixas discretas é de tal modo pertinente para representar o seu comportamento que, de modo aproximado, pode-se dizer que de cada dez funções matemáticas consideradas nos indicadores ambientais mais utilizados na literatura, oito são puramente não lineares ou mistas.

Com efeito, mesmo nos casos onde originalmente não se previa a formulação de equações para representar matematicamente o comportamento de uma determinada variável, pode-se representá-lo com um adequado grau de precisão através do uso individual ou combinado de funções lineares e não lineares segmentadas em faixas de consideração.

Talvez o exemplo mais conhecido seja a da composição do Índice de Qualidade das Águas estabelecido pela *National Sanitation Foundation* (ver adiante) onde os especialistas consultados foram solicitados a representar graficamente a variação dos parâmetros selecionados sem, no entanto, atribuir-lhes equações.

Julgava-se, naquele momento, que este expediente poderia de alguma forma condicionar à adoção de uma ou outra forma padronizada. O que se buscava era a livre opinião de cada profissional consultado. Posteriormente, funções mistas segmentadas foram ajustadas para modelar os gráficos resultantes de forma a adaptá-los aos modelos computacionais.

Método da normalização

O método da normalização baseia-se na homogeneização de variáveis de natureza diversa pela consideração da posição de cada variável perante uma escala normalizada entre o pior e o melhor valor adotados para cada uma delas. Considera-se, em geral, para o pior valor o índice 0,0 (zero), e para o melhor valor o índice 1,0 (um). Assim, pode-se produzir para cada grandeza um número adimensional normalizado entre 0,0 e 1,0 que reflita sua situação atual entre estes extremos.

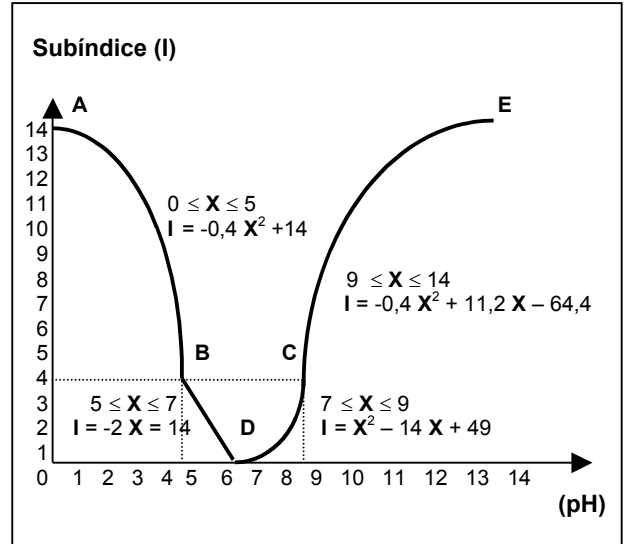


Figura 6. Funções mistas (lineares e não lineares) segmentadas aplicadas ao caso da variação do pH na composição do índice de Prati. Fonte: Ott (1978).

Esta relação é chamada “crescente” uma vez que o crescimento de uma grandeza implica no crescimento da outra.

Há casos em que estas relações são “decrecentes”, onde o pior valor recebe o índice 1,0 e o melhor valor, o índice 0,0.

O procedimento matemático inicia-se na unificação das escalas dos vários indicadores selecionados. Pretende-se com isto, estabelecer uma regra na qual a escala inicia-se com o pior valor assumido para todos os indicadores, e termina com o melhor valor (Figura 7).

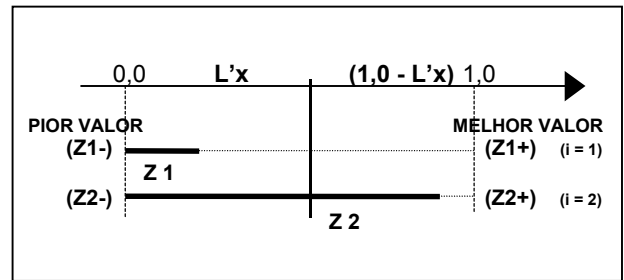


Figura 7. Exemplo de normalização de dois indicadores considerando o pior e o melhor valor.

No caso hipotético apresentado, o sistema é composto de apenas dois indicadores (i), que apresentam valores Z 1 e Z 2 indicando a situação atual de cada um deles entre o pior valor (Zi -) e o melhor valor (Zi +). Observa-se que o indicador

$i = 2$ apresenta uma condição atual (Z_2) mais próxima do valor considerado como ideal (melhor valor). Para normalizar os valores (pior e melhor) de cada indicador para uma escala 0,0 - 1,0 as fórmulas a serem utilizadas são:

$$S_i = \frac{Z_i - Z_{i-}}{Z_{i+} - Z_{i-}} \quad (2)$$

ou

$$S_i = \frac{Z_{i+} - Z_i}{Z_{i+} - Z_{i-}} \quad (3)$$

A escolha entre as fórmulas se dá de modo que S_i seja positivo, e depende da orientação projetada para a evolução da variável (crescente ou decrescente). O Método da Normalização tem sido usado em praticamente todos indicadores que utilizam variáveis que se relacionam com a escala de subíndices através de equações lineares contínuas. Entretanto, talvez o exemplo mais marcante do uso desta ferramenta tenha sido a estruturação de um modelo bidimensional de gestão de recursos hídricos tendo em vista a consideração conjunta de elementos de meio ambiente e desenvolvimento apresentado em UNESCO (1987). Nele, os indicadores obtidos para os vários sistemas considerados (meio ambiente, econômico, cultural, social, etc.) tem suas escalas normalizadas para os valores limites estipulados, de modo a serem relacionadas por uma forma determinada de agregação. A vantagem evidente que se observa no uso deste expediente é a flexibilidade de escolha dos indicadores que melhor representem as variações monitoradas, superando a dificuldade de relacionar grandezas ou variáveis de diferentes escalas e naturezas.

Para exemplificar seu uso, considerar-se-á o caso da medição da qualidade da água distribuída em uma comunidade através de alguns parâmetros físico-químicos e outros gerenciais (Tabela 5).

Percebe-se que foram consideradas variáveis de natureza diferentes, mensuráveis através de escalas diferenciadas. O teor de Cloro Residual Livre é medido em miligramas por litro e se relaciona diretamente com a segurança sanitária da água frente às possíveis contaminações. O Consumo Diário Individual procura avaliar se o consumo per capita da população se encontra dentro dos padrões mínimos que assegurem uma boa higiene e, conseqüentemente, menor possibilidade de adoecimento. As determinações de Cor e Turbidez, mais do que parâmetros organolépticos de aceitação da água distribuída podem representar um

Tabela 5. Variáveis consideradas para o cálculo da qualidade da água distribuída.

Variável	Z^+	Z^-	Z	S
Cl. Resid. (mg/l)	1,0	0,0	0,6	0,60
C.D.I. (l/hab.dia)	200,0	5,0	40,0	0,18
Cor (U.C)	0,0	5,0	2,0	0,60
Turbidez (U.T)	0,0	0,5	0,1	0,80
I.D.A. (%)	100	0	83	0,83
I.M.G. (%)	0	100	5	0,95
Média Aritmética				0,66

C. D. I. é o Consumo Diário Individual de Água (litros por habitante por dia); I. D. A. o Índice de Deficiência de Atendimento (% da população não atendida por rede de abastecimento de água) e I. M. G. o Índice de Morbidade Geral (número de ocorrências de doenças por veiculação hídrica, como uma porcentagem do número total de ocorrências da população).

substrato para a proliferação de colônias bacterianas (na ausência de cloro) ou mesmo propiciar a formação de compostos indesejáveis (ex. trihalometanos). Já o I.D.A. e o I.G.M. são indicadores gerenciais de aferição do resultado do abastecimento oferecido à população (expressos em porcentagem).

Uma vez que a natureza diversa das variáveis, e suas escalas, impede a sua consideração direta, se faz necessário sua transformação em variáveis padronizadas adimensionais frente a uma escala comum pelas fórmulas apresentadas nas Equações (2) e (3). Os valores S para as variáveis Cor, Turbidez e I.G.M. foram calculadas pela Equação (3) por apresentarem um comportamento decrescente enquanto que as demais apresentam um comportamento crescente.

Através do cálculo de uma média aritmética simples entre os valores calculados de S na Tabela 5, observa-se que cerca de 66% dos objetivos foram atendidos com os índices considerados. Pode-se ainda, alternativamente, considerar pesos diferenciados para cada variável, de modo a priorizar certos aspectos desta análise. No caso do exemplo, consideraram-se pesos iguais para cada indicador, de modo que se estabeleceu a média aritmética simples, e não ponderada.

Pesquisa de opinião

A técnica DELPHI pode ser também estendida para o caso da determinação dos subíndices. Neste caso, entretanto, a regra geral é dar total liberdade aos especialistas para a determinação da relação entre I e X. Em geral, são apresentadas

equações que apresentam a relação, mas em alguns casos, a relação é apresentada por uma representação gráfica de uma equação não determinada. Nestes casos, pode-se usar as técnicas de normalização para homogeneizar os valores de I para a mesma escala, e a partir daí determinar equações matemáticas com o uso da regressão linear simples e múltipla (ou ambas para o caso de funções não lineares segmentadas).

Para tabular as várias sugestões de equações apresentadas pelos especialistas contatados, pode-se plotar todas as alternativas de uma variável em um gráfico, e proceder-se ao cálculo da "curva média" bem como os intervalos de confiança. Deste modo, para uma região delimitada, por exemplo, de 80% de confiança, apenas 20% das respostas situam-se fora desta faixa (Figura 8). Uma estreita faixa em relação à média denota um alto grau de consenso em relação à função que melhor descreve a variação de I em função de X.

Finalmente, uma última etapa pode ser efetuada no processo de Pesquisa de Opinião, com o objetivo de se determinar "pesos relativos" para cada subíndice. Em geral, tais pesos são arbitrados de modo que sua soma seja igual à unidade, mas que reflitam uma relação significativa entre os parâmetros considerados. De posse dos dados apresentados pelos especialistas, pode-se efetuar a média aritmética dos pesos para cada parâmetro e ajustá-los de modo que sua soma seja igual a 1,0 (um) para todos os parâmetros. Outra técnica baseia-se na significância média de cada variável derivada da tabulação dos dados observados no primeiro questionário, distribuído para a escolha das variáveis. Somam-se as significâncias das variáveis consideradas e ajusta-se a soma para o valor 1,0 (um) recalculando-se os pesos individuais como uma fração desse total.

Este método tem sido muito utilizado principalmente nos Estados Unidos na composição dos Indicadores de Qualidade das Águas em nível nacional (ex: Índice de Qualidade das Águas da *National Sanitation Foundation*), em nível regional (ex: Índices de Qualidade das Águas das Regiões VIII e X dos EUA) e em nível estadual (ex: Índices de Qualidade das Águas dos Estados da Flórida, Illinois, Georgia, etc.).

AGREGAÇÃO DAS INFORMAÇÕES

A agregação de informações para compor indicadores de qualidade de águas pode se dar em dois níveis. No primeiro, os dados primários das variáveis ambientais são agrupadas diretamente e, no segundo, agregam-se informações secundárias

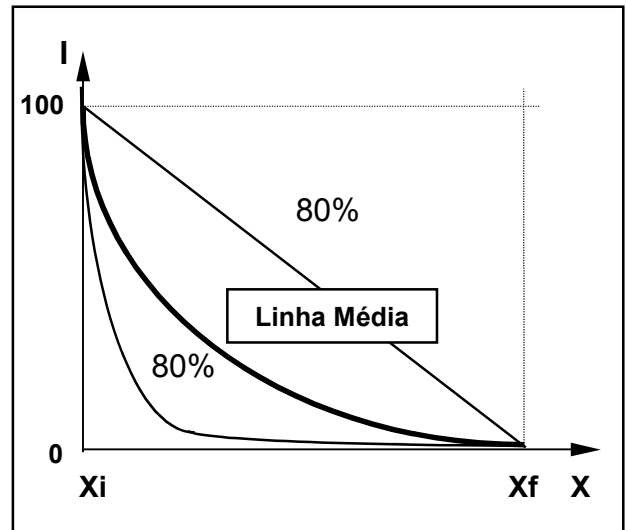


Figura 8. Determinação da curva-média e intervalo de confiança entre várias sugestões gráficas e equações matemáticas apresentadas.

(subíndices padronizados) derivadas dos parâmetros considerados. Apresentam-se a seguir, as estruturas de agregação mais freqüentes na literatura técnica, a saber: o Método Exclusivo (Operadores Máximo e Mínimo), as estruturas de agregação Aditivas e Multiplicativas, das Distâncias Euclidianas e da Análise Comparativa.

Método exclusivo

A fundamentação do uso deste método baseia-se na escolha de apenas uma das informações consideradas, a qual será transferida para a composição do indicador final em detrimento das outras, que serão descartadas (daí seu nome). Neste aspecto, faz-se uso corrente dos Operadores Máximo ou Mínimo. O Operador Máximo resgata, em um grupo de dados, o de maior valor, onde o indicador é calculado através da seguinte equação:

$$I = \text{MÁX} \{I_1, I_2, \dots, I_n\} \quad (4)$$

onde I é o índice calculado para o indicador requerido, I_n os subíndices ou parâmetros primários considerados.

O Operador Mínimo apresenta a mesma forma, sendo calculado por:

$$I = \text{MÍN} \{I_1, I_2, \dots, I_n\} \quad (5)$$

Estes Operadores foram discutidos por Ott (1978) e aplicados para a definição de indicadores

de poluição atmosférica nos Estados Unidos. O seu uso revelou-se aceitável para a análise de qualidade onde se estabelecem padrões ambientais definidos, podendo-se detectar facilmente se houve (ou não) violação.

A limitação que se faz, advém da natureza dicotômica do operador, onde não é possível se estabelecer uma escala de "gradação de poluição" com valores intermediários. Para estes casos, a forma aditiva talvez seja mais desejável.

No Brasil, estes operadores fundamentam as ações de enquadramento dos corpos d'água perante a Resolução CONAMA 20/86. Para cada parâmetro avaliado estipula-se o Máximo resultado de concentração, encontrado na série de dados obtidos no manancial, como sendo o valor de referência para comparação com as permissões da Resolução. Uma vez que se tenha determinado os valores de referência para todas as variáveis prescritas, o enquadramento do manancial se dá pelo pior enquadramento verificado, procurando, através deste procedimento, adotar a situação crítica de mínima qualidade.

A título de exemplo, a Tabela 6 apresenta alguns parâmetros físico-químicos e os respectivos enquadramentos de três amostras diferentes, coletadas em um mesmo manancial perante os padrões vigentes na Resolução CONAMA 20/86. Pode-se notar que as várias concentrações observadas nas amostras ensaiadas sugerem vários enquadramentos simultâneos.

Aplicando o Operador Máximo para se determinar a classe característica de cada componente obtém-se, aqueles que irão determinar o enquadramento final:

MÁX OD {1, 1, 1}	= Classe 1
MÁX DBO {2, 2, 1}	= Classe 2
MÁX Pb {3, 1, 3}	= Classe 3
MÁX Al {4, 1, 1}	= Classe 4
MÁX Zn {3, 1, 3}	= Classe 3
I MÁX {1, 2, 3, 4, 3}	= Classe 4

Seria também possível realizar este enquadramento por amostra (e não por variável) com os mesmos resultados.

Em relação ao operador mínimo, Smith (*apud* Leite e Fonseca, 1994) idealizou um indicador no qual a qualidade das águas não poderia ser melhor do que o pior valor de qualquer um de seus parâmetros. A metodologia de determinação das variáveis intervenientes e dos subíndices, baseou-se na técnica DELPHI. Além disso, considerou-se os padrões de qualidade das águas vigentes na Nova Zelândia, possibilitando assim uma maior

Tabela 6. Qualidade físico-química de alguns parâmetros coletados em três amostras do mesmo manancial (mg/l).

Var. I	Amostra 1		Amostra 2		Amostra 3	
	Conc.	Classe	Conc.	Classe	Conc.	Classe
OD	6,5	1	6,0	1	6,5	1
DBO	3,5	2	3,5	2	2,5	1
Pb	0,04	3	0,03	1	0,04	3
Al	0,2	4	0,1	1	0,2	4
Zn	0,5	3	0,1	1	0,2	3

aceitabilidade em relação à sua utilização. O uso do operador mínimo conferiu ao indicador a característica de que o índice final é equivalente ao menor valor entre os subíndices, representado através da formulação da Equação (5). Se o valor deste índice estiver entre 0 e 20, a água será classificada como totalmente inadequada para os principais usos; entre 20 e 40, inadequada para os principais usos; entre 40 e 60, usos principais comprometidos; entre 60 e 80, adequada para todos os usos; entre 80 e 100, eminentemente adequada para todos os usos.

Formas aditivas

Dentre as formulações existentes, talvez a mais simples seja a Função Somatório (Σ), a qual é comumente usada para a agregação de dados primários (valores numéricos de parâmetros ambientais) e secundários (subíndices dos dados primários). Sua equação pode ser dada por:

$$I = \sum_{i=1}^n (li) \quad (6)$$

onde I é o índice ambiental que se quer calcular, li o i-ésimo parâmetro ambiental (ou subíndice normalizado derivado) e n o número de parâmetros considerados.

Alternativamente, pode-se agregar pesos às variáveis consideradas, refletindo sua importância relativa ou mesmo sua frequência de ocorrência. Da aplicação desta consideração à equação anterior, obtém-se:

$$I = \sum_{i=1}^n (li.wi) \quad (7)$$

onde wi é igual ao peso relativo do i-ésimo parâmetro ambiental considerado.

Os pesos são, em geral, estabelecidos de modo a que a sua soma seja igual à unidade, como segue:

$$\sum_{i=1}^n (w_i) = 1 \quad (8)$$

Uma formulação aditiva mais complexa pode ser apresentada pelas estruturas de agregação não lineares, como a raiz de uma soma de potências, que pode ser apresentada genericamente como:

$$I = \left[\sum_{i=1}^n (l_i)^p \right]^{1/p} \quad (9)$$

onde p é o número positivo maior que 1 ($p > 1$).

Tais estruturas são igualmente passíveis de ponderação através de pesos w_i produzindo então o caso mais geral através da seguinte equação:

$$I = \left[\sum_{i=1}^n (l_i \cdot w_i)^p \right]^{1/p} \quad (10)$$

Pode-se inclusive derivar, a partir desta estrutura genérica, as Médias Quadrática (com $p = 2$ e $w_i = 1/n$) e Harmônica (com $p = -1$ e $w_i = 1/n$). Observa-se na literatura, uma tendência evidente de uso da Forma Aditiva Ponderada, como forma de dar maior ou menor importância às variáveis na composição do índice final. Como exemplos da utilização da Forma Aditiva Ponderada, cita-se entre outros:

- Índice de Qualidade das Águas da *National Sanitation Foundation*;
- Índice de Qualidade Geral das Águas de Horton;
- Índice Implícito de Poluição de Prati;
- Índice de Poluição em Rios de McDuffie e Haney;
- Índice do Sistema de Contabilidade Social de Dinius;
- Índice de Dee;
- Índice de Stoner;
- Índices de Abastecimento Público de Água, e de Pesca e Vida Selvagem de O'Connor.

Para exemplificar o uso desta forma de agregação, será apresentado um exemplo de cálculo baseado nos parâmetros do Índice de Qualidade das Águas da *National Sanitation Foundation* (Ta-

bela 7), mas com a forma aditiva de agregação (Equação 7):

- Oxigênio Dissolvido (OD) em [% saturação];
- Número mais Provável de Coliformes Feceais (CF) em [NMP/100 ml];
- pH [adimensional];
- Demanda Bioquímica de Oxigênio a 5 dias (DBO) em [mg/l];
- Nitratos (NT) em [mg/l];
- Fosfatos Totais (FT) em [mg/l];
- Desvio da Temperatura em relação ao equilíbrio (TE) em [C];
- Turbidez (TU) em [UT];
- Sólidos Totais (ST) em [mg/l].

Tabela 7. Cálculo do IQA – forma aditiva.

Var.	Valor	l_i	w_i	$l_i \cdot w_i$
OD	60	60	0,17	10,2
CF	100	40	0,15	6,0
pH	7,0	91	0,12	10,9
DBO	5,0	55	0,10	5,5
NT	10,0	50	0,10	5,0
FT	1,0	41	0,10	4,1
TE	0	92	0,10	9,1
TU	20	62	0,08	5,0
ST	150	80	0,08	6,4
	Σ		1,00	62,2

Forma multiplicativa

De modo similar à forma aditiva, pode-se aplicar a Função Produtório (Π) para agregação de informações ambientais. A sua forma genérica pode ser escrita como:

$$I = \left[\prod_{i=1}^n (l_i \cdot w_i)^p \right]^{1/p} \quad (11)$$

O caso mais conhecido é o caso da Média Geométrica não ponderada, onde $p = n$ e $w_i = 1$. No caso da consideração de pesos, vale a observação de que:

$$\sum_{i=1}^n (w_i) = 1 \quad (12)$$

Para as formas multiplicativas, algum cuidado deve ser tomado em relação à propriedade de que, se qualquer valor de li for igual a zero, o resultado do cálculo do indicador será igualmente nulo.

São exemplos do uso desta forma:

- Índice de Qualidade das Águas de Landwehr;
- Índice de Abastecimento Público de Águas de Deininger e Landwehr;
- Índice de Walski e Parker (que utilizam a média geométrica).

No exemplo da Tabela 6, se fosse aplicada a forma multiplicativa dada pela Equação (13) obteríamos um índice final de 59,5.

$$I = \left[\prod_{i=1}^n (li)^{wi} \right] \quad (13)$$

Distância euclideana

Em UNESCO (1987) apresenta-se uma metodologia de uso de indicadores normalizados, que refletem o grau de desenvolvimento econômico observado e do estado de qualidade ambiental. Neste caso, a consideração se dá em um gráfico cartesiano onde os indicadores econômicos são normalizados no eixo Y e os indicadores ambientais no eixo X. A Figura 6 ilustra a nomenclatura adotada. O mesmo procedimento se faz com os indicadores do eixo Y (indicadores econômicos), proporcionando a obtenção de um par de coordenadas dadas por $L'x$ e $L'y$ (ou mais simplesmente X e Y) pela seguinte equação:

$$L'x, y = \left[\sum_{i=1}^n (\alpha_i Si) \right] \quad (14)$$

onde α_i é o peso que revela a importância relativa do indicador i , Si os indicadores considerados (de 1 a n).

Observa-se neste caso a validade da Equação (12), na qual o somatório dos pesos atribuídos às variáveis deve ser igual à unidade, ou seja, no caso de se ter dois indicadores com pesos iguais, $\alpha_1 = \alpha_2 = 0,5$ configura-se uma média aritmética.

A distância de $L'x$ até o ponto 1,0 pode ser determinada por:

$$L'x = (1 - L'x) \quad (15)$$

Para calcular a distância até o Ponto E, aplica-se o Teorema da Hipotenusa onde “o quadrado da hipotenusa é a soma dos quadrados dos catetos”. O Ponto E significa uma meta utópica onde se consegue 100% de utilização econômica dos recursos ambientais, mas com 100% de preservação ambiental. A premissa do método é a de que se pode comparar o ponto de equilíbrio artificial atingido pelas medidas mitigadoras e compensatórias dos danos ambientais com um ponto ideal (E), inicialmente teorizado por Pareto em 1896 (*apud* UNESCO, 1987) de uso pleno econômico sem nenhum impacto ambiental (ver Figura 9).

Se, na prática, o Ponto E é inatingível, algumas combinações entre subsistemas de desenvolvimento econômico e proteção ambiental podem ser cotejadas no sentido de alterar o equilíbrio, aproximando-o progressivamente deste ponto ideal. Verifica-se para este método a possibilidade de negociação social do ponto que se quer atingir em termos de objetivo estratégico da gestão integrada. Apesar da possibilidade de estender teoricamente esta metodologia para o caso de três (ou mais) dimensões, não se tem notícia desta extrapolação em estudos ligados à gestão de recursos naturais. Além do que, a interpretação de gráficos com mais de 3 dimensões é extremamente difícil e perde o sentido da praticidade do método. Uma vez que se pretenda facilitar a interpretação das informações de modo a tornar a estrutura aplicável, recomenda-se a minimização das dimensões a serem consideradas.

Para exemplificar o funcionamento do modelo proposto, será apresentado, neste item, um exemplo hipotético que tem apenas a finalidade de esclarecer a metodologia proposta. Para fundamentar um estudo de caso real, cuidados adicionais na escolha dos indicadores, na determinação das variações específicas para cada índice (estimadas entre o melhor e o pior valor possível) e nos seus pesos relativos, deverão ser tomados. Por enquanto, assume-se que os valores considerados não são reais, e as condicionantes do processo de gestão são aproximativas. A Figura 10 ilustra a situação que será explorada neste exemplo. Trata-se de uma pequena bacia hidrográfica na qual se pretende construir uma barragem para geração de energia elétrica. Na situação inicial (onde a barragem ainda não foi construída), considera-se que:

- cerca de 70% da floresta original da bacia já tenha sido destruída, apresentando um remanescente de 30%;
- somente 60% dos habitantes da cidade considerada tenham cobertura sanitária quanto aos serviços de abastecimento de água potável;

- os lançamentos dos esgotos urbanos provocam uma redução no Índice de Qualidade de Águas do rio, que apresenta uma qualidade média de 55 pontos;
- uma vez que não se construiu ainda a barragem, não há a produção de energia elétrica, e conseqüentemente, não há o ressarcimento à municipalidade de impostos relativos à compensação financeira sobre a energia elétrica produzida.

Baseado nos estudos de implantação da barragem, estima-se que após a sua construção, a

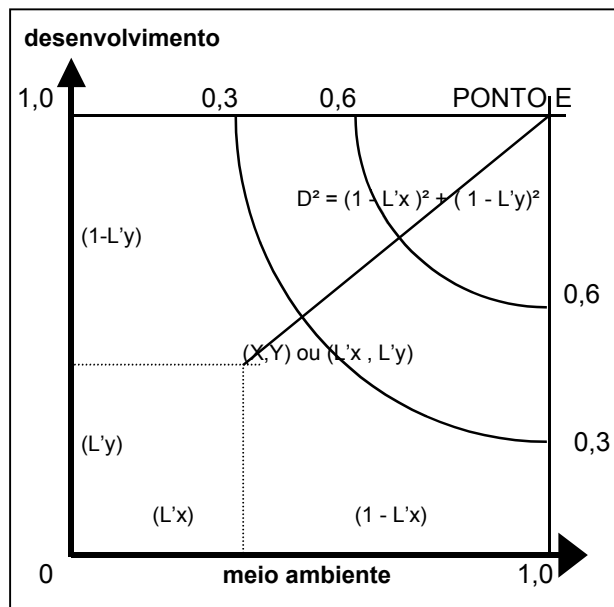


Figura 9. Modelo de ponderação de indicadores econômicos e ecológicos normalizados. Fonte: UNESCO (1987).

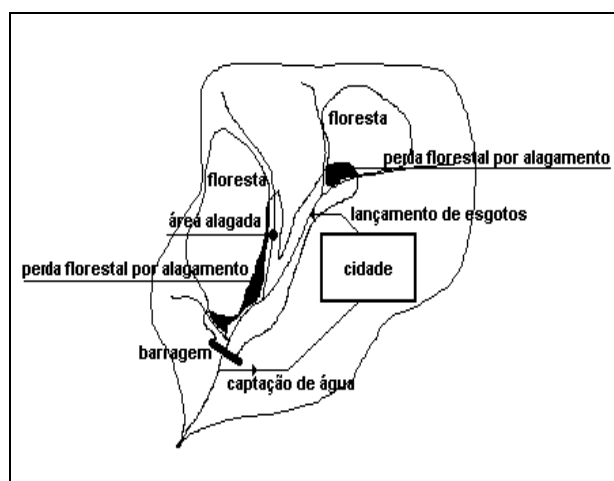


Figura 10. Esquema da bacia hidrográfica utilizada.

situação anteriormente considerada sofra as seguintes alterações:

- devido ao alagamento proporcionado pelo reservatório, haverá uma perda de área florestada equivalente a 5%, sendo que a bacia hidrográfica apresentará, ao final, a situação de 75% de floresta original destruída, e 25% de área remanescente;
- o Prefeito da cidade próxima, obteve em negociação com a empresa, a título de medida compensatória pela perda de solo ocasionada pelo alagamento do reservatório, investimentos da Cia. de Energia Elétrica no sentido de elevar a cobertura sanitária de abastecimento de água potável para 80% da população;
- o estudo de impactos ambientais demonstrou que devido ao efeito depurador do reservatório, a qualidade média das águas (medida pelo IQA) será elevada para 60 pontos;
- com a produção de energia elétrica, a municipalidade espera receber, líquidos, R\$ 1.500.000,00 por ano relativos ao fundo de compensação financeira pela energia produzida.

A Tabela 8 resume a situação atual e a esperada após a implantação do projeto, considerando as variáveis acima mencionadas.

Na tabela foram feitas as seguintes considerações:

- Em relação ao IQA, assumiu-se o Pior Valor e o Melhor Valor como sendo os limites da escala de medição (0 e 100 pontos). Estes limites poderiam, entretanto, ser diferentes e estabelecidos para cada caso (se a expectativa é o abastecimento público, o melhor valor poderia ser o IQA pretendido como meta e fixado como 75 pontos - por exemplo, e o pior valor, o valor atual, uma vez que não se espera diminuir a qualidade das águas). Na falta de condições de contorno, assumiu-se os valores máximo e mínimo que o IQA pode assumir; Este indicador é considerado positivo, uma vez que quanto maior o seu índice, melhor a condição do sistema ecológico considerado;
- Para o desmatamento, os valores-limite para a escala de medição foram considerados os extremos possíveis. Na situação de 100% de área desmatada, nenhum re-

Tabela 8. Resumo da situação atual e futura da implantação da barragem para produção de energia elétrica.

Sistema	Indicador	Atual	Futuro	Valor	
				Pior	Melhor
Ecol.	IQA	55	60	0	100
	Desmatamento	70	75	0	100
Econ.	Imposto	0	1.500.000	0	2.000.000
	Abastec. de água	60	80	0	100

manescente seria aceito (Pior Situação), e no caso de 0% de desmatamento (Melhor Situação), toda a área da bacia hidrográfica estaria coberta por florestas. Esta última hipótese é, na prática, utópica, uma vez que, mesmo que a região não tivesse sido tocada, provavelmente a cobertura vegetal natural não seria uniforme e dificilmente obter-se-ia este limite. Pelo menos a área representada pelo “espelho d’água” dos rios e córregos deveria ser considerada. Uma vez que cada situação refletirá condicionantes para assumir os valores máximos e mínimos, e considerando que este exercício é teórico, assumir-se-á os valores extremos apontados na Tabela 8. Este indicador é considerado como negativo, uma vez que, quanto maior seu índice, pior é a situação do sistema que ele representa;

- Para o caso dos impostos revertidos à municipalidade como compensação da perda de terras economicamente ativas, adotou-se um limite máximo (Melhor Valor) maior do que a expectativa de ganhos. Esta diferença advém do serviço da gestão do dinheiro (recolhimento de impostos de contribuição financeira, perdas por investimentos em aplicações não otimizados etc.). Este é um indicador positivo, uma vez que quanto maior o seu valor, melhor é o índice do sistema a que se refere;
- Quanto à compensação negociada pelos representantes da cidade próxima (abastecimento de água potável a 20% da população ainda não coberta por este serviço), esta é uma situação muito comum na realidade brasileira, onde tais solicitações são efetuadas diretamente à gestora do empreendimento em troca de apoio na negociação das desapropriações, facilitação de trâmites burocráticos etc. Uma vez que esta compensação representa um investimento na área social, e este subsistema está ligado ao sistema econômico, representa um indicador positivo, pois quanto

maior seu índice, melhor condição apresentará o sistema por ele representado.

Para o Sistema Ecológico ($j = 1$), levando-se em consideração as *condições atuais*, temos:

(IQA)

$$S_{11} = \frac{Z - Z_{\min}}{Z_{\max} - Z_{\min}} = \frac{55 - 0}{100 - 0} = 0,55$$

(Desmatamento)

$$S_{12} = \frac{Z - Z_{\max}}{Z_{\min} - Z_{\max}} = \frac{70 - 100}{0 - 100} = 0,30$$

De igual forma, para o Sistema Econômico ($j = 2$), temos:

(Abastecimento de Água)

$$S_{21} = \frac{Z - Z_{\min}}{Z_{\max} - Z_{\min}} = \frac{60 - 0}{100 - 0} = 0,60$$

(Impostos)

$$S_{22} = \frac{Z - Z_{\max}}{Z_{\min} - Z_{\max}} = \frac{0 - 0}{2\,000\,000 - 0} = 0,00$$

Em relação à *situação futura*, os sistemas Ambiental e Econômico apresentam-se como:

(IQA)	$S'_{11} = 0,60$
(Desmatamento)	$S'_{12} = 0,25$
(Abastecimento de Água)	$S'_{21} = 0,80$
(Impostos)	$S'_{22} = 0,75$

Assim, considerando $p = 1,0$ as coordenadas cartesianas para a *situação atual* podem ser calculadas como:

$$\begin{aligned} X &= L' \times (\text{atual}) = [\sum (0,5 \cdot S_i^p)]^{1/p} \\ &= (0,5 \cdot 0,55^1 + 0,5 \cdot 0,30^1)^{1/1} = 0,425 \end{aligned}$$

$$Y = L'y \text{ (atual)} = [\sum(0,5.Si^P)]^{1/P} = (0,5.0,00^1 + 0,5.0,60^1)^{1/1} = 0,300$$

Para a *situação futura*, temos:

$$X = L'x \text{ (futuro)} = 0,425$$

$$Y = L'y \text{ (futuro)} = 0,775$$

As distâncias destes pontos até o Ponto E podem ser determinadas como:

- Situação Atual

$$D_{\text{atual}} = [(1 - 0,425)^2 + (1 - 0,300)^2]^{1/2} = 0,906$$

- Situação Futura

$$D_{\text{futuro}} = [(1 - 0,425)^2 + (1 - 0,775)^2]^{1/2} = 0,618$$

Os valores acima calculados podem ser visualizados na Figura 11. A partir da constatação da melhora da eficiência econômica observada pela instalação da barragem, associado ao fato de que não houve perda ambiental global, pode-se traçar vários cenários possíveis de objetivos a partir do ponto "P futuro".

Na Figura 11, apresenta-se o ponto "O" que seria hipoteticamente considerado como objetivo, uma vez que representa a mesma dimensão para os sistemas ecológico e econômico - ponto (0,775; 0,775), ou seja, a preocupação ambiental tem a mesma dimensão da busca de benefícios econômicos. Percebe-se que este ponto "O" foi traçado preservando-se o desenvolvimento econômico já auferido, mas buscando uma melhora ambiental de equilíbrio. Para buscar este cenário, perfaz-se o caminho inverso ao descrito no exercício, adotando-se como ponto de partida o ponto "O" (0,775; 0,775).

Para o caso do Sistema Ecológico, uma vez que se consideraram apenas duas variáveis (IQA e Área Florestada) através da aplicação da Análise Multivariada, poder-se-ia determinar o incremento ótimo para cada variável de maneira a atingir o valor estipulado de $X = 0,775$.

Cenário 1 - Incremento do IQA:

$$0,775 = (0,5.IQAmeta^1 + 0,5.0,25^1)^{1/1}$$

$$IQAmeta = (0,775 - 0,125)/0,5 = 1,300$$

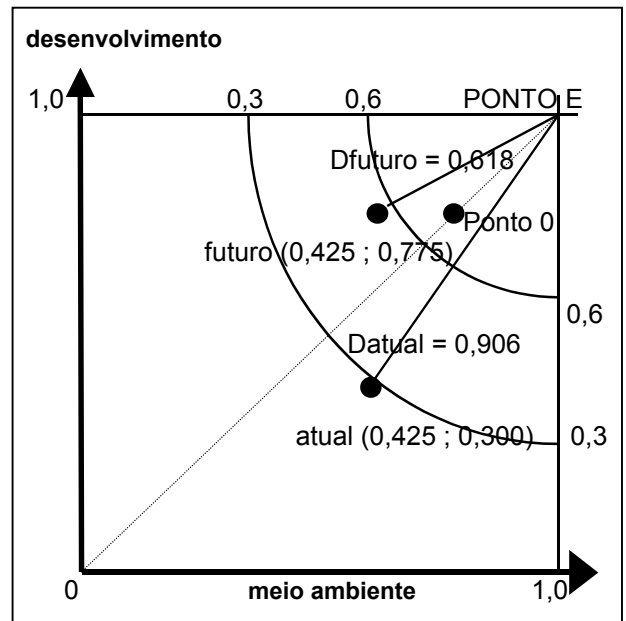


Figura 11. Posição dos pontos atual e futuro para o exercício considerado.

Observações:

1. manteve-se a mesma situação para a área florestada (0,25) procurando-se alterar apenas o item IQA a fim de atingir o ponto $X = 0,775$;
2. observa-se que o resultado $IQAmeta = 1,300$ é inatingível uma vez que o melhor valor ($IQA = 100$) equivale a 1,000.

Cenário 2 - Incremento da Área Florestada:

$$0,775 = (0,5.0,60^1 + 0,5.AFmeta^1)^{1/1}$$

$$AFmeta = (0,775 - 0,300)/0,5 = 0,950$$

Observações:

1. manteve-se a mesma situação para o IQA (0,60) procurando-se alterar apenas o item ÁREA FLORESTADA a fim de atingir o ponto $X = 0,775$;
2. observa-se que o resultado $AFmeta = 0,950$ significa a necessidade de se florestar 95% da área da bacia considerada.

Cenário 3 - Incremento conjunto do IQA e Área Florestada: Admitiu-se uma meta de $IQA = 0,75$ e o reflorestamento de 80% da área da bacia para atingir o valor $X = 0,775$.

$$0,775 = (0,5.0,75^1 + 0,5.0,80^1)^{1/1}$$

Observações:

1. A meta de IQA = 0,75 é considerada factível, mas se tem reservas quanto à possibilidade de se reflorestar 80% da área da bacia. De qualquer forma, este exemplo é uma simplificação, apresentando valores simbólicos úteis apenas para demonstrar a metodologia matemática envolvida.
2. Para atingir esta meta, é possível levantar-se custos através de uma análise de Custo-Efetividade para incrementar o nível de qualidade de água (medido pelo IQA) de 0,60 para 0,75, bem como de incremento de área florestada (de 25% da área da bacia para 80% da área da bacia).
3. Com estes custos envolvidos, pode-se determinar matematicamente qual é o grau de ajuste das duas variáveis consideradas para se atingir a meta com custo mínimo.

Como se pode ver, a metodologia de utilização das variáveis envolvidas nos sistemas considerados é bastante simples, o que reforça a potencialidade da proposição. Mostra claramente, entretanto, a necessidade do uso de instrumentos de análise multicriterial para que se possa atingir os objetivos propostos com o mínimo custo.

Procedimentos de classificação não-paramétricos

Em 1974, Harkins (Ott,1978 e Kishi, 1991) apresentou uma aproximação estatística para análise de dados de qualidade da água, baseada nas posições relativas das observações em relação aos demais dados ordenados. Elaborou, assim, um indicador denominado Índice de Harkins, o qual teve pouca utilização devido à complexidade de sua apreciação. Hoje, com a simplicidade de se tratar estatisticamente dados ordenados com o uso de ferramentas computacionais de relativamente fácil acesso, esta metodologia pode voltar a entrar no rol dos indicadores ambientais de interesse para a gestão dos recursos naturais. Trata-se, na verdade, de uma aplicação dos procedimentos de Classificação Não-paramétrica de Kendall.

A aplicação inicia-se com a ordenação dos valores dos dados observados para cada variável ambiental, incluindo-se em cada série, um “valor de controle” (que pode ser, por exemplo, um limite recomendado por norma, ou escolhido para a situação). Para cada observação j da variável ambiental i, calcula-se o valor de Zij através da fórmula:

$$Z_{ij} = \frac{R_{ij} - Ric}{S_i} \quad (16)$$

onde Rij é a posição da j-ésima observação da i-ésima variável na lista de dados ordenados; Ric a posição da variável de controle da i-ésima variável na lista de dados ordenados e Si o desvio padrão das posições dos dados da i-ésima variável.

O desvio padrão Si é dado pela seguinte formulação:

$$S_i = [(mi^2 - 1)/12]^{1/2} \quad (17)$$

onde mi é o número de valores (observações e controle) da i-ésima variável.

Se forem observados valores repetidos dentro da ordenação de valores, a Equação (17) deverá ser substituída por:

$$S_i = [(1/12 mi)(mi^3 - mi - \sum_{k=1}^{q_i} (t^3 - t)_k)]^{1/2} \quad (18)$$

onde t é o número de repetições de cada valor e qi o número de ocorrências individuais de valores repetidos.

Pode-se então calcular um subíndice para cada observação pela adição do quadrado das transformadas Z para n variáveis:

$$I_j = \sum_{i=1}^n Z_{ij}^2 \quad (19)$$

Para melhor aclarar a aplicação destas fórmulas, Ott (1978) apresenta um exemplo muito simples, considerando os dados da Tabela 9, medidos em um mesmo ponto amostral em 7 dias consecutivos para as variáveis: Oxigênio Dissolvido, Amônia e Fenóis.

Como exemplo, arranja-se em ordem crescente os valores de Oxigênio Dissolvido, determinando-se as posições R_{1j}, conforme a Tabela 10.

Para os valores repetidos na Tabela 10, a posição média 3 é assinalada para todos os três valores de Oxigênio Dissolvido assinalados. A variância das posições S₁ podem ser então calculadas como:

$$S_1^2 = \frac{1}{(12)(8)} \{[8^3 - 8] - [3^3 - 3]\} = 5$$

Considerando os outros parâmetros, pode-se então construir a Tabela 11.

As variâncias calculadas para Amônia (S₂²) e Fenóis (S₃²) foram determinadas como sendo:

$$S_2^2 = \frac{1}{(12)} [8^2 - 1] = 5,25$$

$$S_3^2 = \frac{1}{(12)(8)} \{[8^3 - 8] - [2^3 - 2 + 3^3 - 3]\} = 4,94$$

Tabela 9. Valores observados para o índice de Harkins.

Dia (j)	O.D. (mg/l)* (i = 1)	Amônia (mg/l) (i = 2)	Fenóis (µg/l) (i = 3)
1	4,0	1,50	9,0
2	4,1	0,65	2,0
3	3,3	0,73	2,0
4	3,3	0,91	2,0
5	3,3	0,75	18,0
6	3,4	1,09	13,0
7	2,2	1,01	9,0
Controle (Rc)**	10,0	0,00	0,0

* - Oxigênio dissolvido; ** - Valores ótimos determinados (percebe-se que espera-se ausência de amônia e fenóis para as condições ideais, bem como um teor de 10 mg/l de O.D.). Fonte: Ott (1978).

Tabela 10. Posições R_{1j} para O.D.

Dia (j)	O.D. (mg/l) (i = 1)	Posição R _{1j}
7	2,2	1
3	3,3	2
4	3,3	3
5	3,3	4
6	3,4	5
1	4,0	6
2	4,1	7
Rc	10,0	8

Linhas hachuradas: valores repetidos com posição média 3. Fonte: Ott (1978).

Tabela 11. Posições das variáveis do exemplo.

Dia (j)	O.D. R _{1j}	Amônia R _{2j}	Fenóis R _{3j}	Índice
Rc	8	1	1	0,0
1	6	8	5,5	14,23
2	7	2	3	1,20
3	3	3	3	6,57
4	3	5	3	8,86
5	3	4	8	16,64
6	5	7	7	15,95
7	1	6	5,5	18,66

Fonte: Ott (1978).

Os índices I_j foram calculados pela agregação das posições das variáveis de acordo com a Equação (19) a partir dos valores de Z_{ij} obtidos pela Equação (16). Como exemplo, o índice para a amostra coletada no Dia 1 foi calculado como:

$$I_1 = \frac{(6-8)^2}{5} + \frac{(8-1)^2}{5,25} + \frac{(5,5-1)^2}{4,94} = 14,23$$

Análise comparativa

O termo "Análise Comparativa" não determina, em si, alguma técnica em particular. Este nome foi proposto para englobar procedimentos muito usados na determinação de vários indicadores biológicos de qualidade ambiental baseados em listagens de organismos considerados indicadores, cuja presença ou ausência (ou mesmo cujo padrão populacional) pode indicar o grau de perturbação observado no ambiente devido à poluição. Não será aqui efetuada uma abordagem extensiva da estruturação dos indicadores biológicos uma vez que o tema mereceria, pelas suas particularidades, um estudo à parte. Entretanto, as bases estruturais aqui abordadas são freqüentemente usadas na avaliação biológica da qualidade ambiental, comparando freqüentemente os seus resultados entre si ou com um local considerado como referencial de qualidade. A alguns destes indicadores se dará atenção.

Um exemplo deste grupo de metodologias pode ser apresentado pelo desdobramento da proposta de cálculo do Índice de Tendência Biótica descrita por Woodiwiss (1964), e que se baseia na tolerância específica conhecida de cada bioindicador pertencente à comunidade bentônica (Tabela 12). Estes valores são ponderados pelo número de grupos definidos presentes. As limitações e dificuldades de aplicação deste método foram resumidamente apresentados em James e Evison (1978). Para um maior esclarecimento sobre a composição deste indicador, bem como suas limitações recomenda-se consultar Hawkes (1978). Para este texto, como representante desta classe de indicadores, apresentar-se-á apenas a proposição de Tuffery e Vernaux (1968) *apud* Woodiwiss (1978).

As modificações deste método originaram um interessante sistema de escores, apresentado inicialmente por Chandler (1970), cuja classificação demonstrou ser mais sensível às variações do meio em relação ao Índice de Tendência Biótica inicial. Hawkes (1978) cita a dificuldade de uso desta metodologia por profissionais não especializados, uma vez que tanto a questão amostral quanto a identificação taxonômica dos indivíduos são de extrema dificuldade para este tipo de público.

Tabela 12. Tabela padronizada para a determinação do índice biótico.

Grupos faunísticos		Total de unidades sistemáticas				
		0 - 1	2 - 5	6 - 10	11 - 15	≥ 16
		Índice biótico				
- Psicóptera ou	> 1 US	-	7	8	9	10
- Ecdyonuridae	1 US	5	6	7	8	9
- Tricoptera	> 1 US	-	6	7	8	9
Tubícola	1 US	5	5	6	7	8
- Ancylidae	> 2 US	-	5	6	7	8
- Ephemeroptera salvo Ecdyonuridae	≤ 2 US	3	4	5	6	7
- Aphelocheirus - Odonata-Gamaridae ou Mollusca (salvo Sphaeridae)	Todas as US acima ausentes	3	4	5	6	7
- Asellus - Hirudinae - Sphaeridae ou Hemiptera (salvo Aphelocheirus)	Todas as US acima ausentes	2	3	4	5	-
- Tubificidae ou - Chironomidae dos grupos Thumplumosos	Todas as US acima ausentes	1	2	3	-	-
- Eristalinae	Todas as US acima ausentes	0	1	1	-	-

US - Unidade Sistemática do grupo considerado; — Limite de poluição.

Fonte: Tuffery e Vernaux (1968) *apud* Woodiwis (1978).

Modernamente, uma das variações mais utilizadas deste tipo de estrutura de indicador, tem sido a proposição de Tuffery e Vernaux (1968) citado em Woodiwis (1978), uma vez que para a aplicação deste método, não é essencial atingir a taxonomia a nível de espécie, mas contar o maior número de unidades sistemáticas diferentes dentro de cada grupo. São levadas em consideração as ordens, e algumas famílias, quanto ao grau de sensibilidade, além do número de unidades sistemáticas presentes na amostra. Os diferentes organismos devem ser reconhecidos no maior nível de detalhamento possível. Para cada amostra, após a listagem dos organismos, determina-se o índice correspondente. Segundo este método, o Índice Biótico de valor 5 (cinco) constitui o limite para caracterizar um ambiente como poluído ou não poluído. Para ambientes não poluídos são obtidos valores superiores a 5, enquanto que valores inferiores são observados em ambientes poluídos. Em razão da limitada aplicabilidade deste método como indicador de "estado" (poluído ou não poluído), Johnscher et al. (1979) *apud* James e Evison (1978) complementaram a interpretação dos resultados conforme a Tabela 13.

Tabela 13. Grau de poluição determinado pelo índice biótico.

Valores do índice biótico	Diagnóstico do ambiente
1	poluído
2	semi-poluído
3	em desequilíbrio
4	em equilíbrio

Fonte: James e Evison (1978).

Observa-se que o tamanho da amostra é fator determinante na obtenção de valores adequados quando se pretende aplicar índices numéricos. Além disso, recomenda-se a aplicação destas metodologias a locais com variados graus de poluição para testar sua sensibilidade, uma vez que as informações sobre a aplicação de tais metodologias às condições brasileiras são escassas. Este tipo de análise, apesar de algumas controvérsias em relação ao seu enquadramento como Método de Agregação, foi, desta maneira, classificado, uma vez que os vários autores que se utilizam desta

técnica apresentam, como instrumento de averiguação da qualidade ambiental, tabelas ou gráficos cuja comparação com certas informações específicas obtidas em campo ou laboratório, são capazes de produzir inferências diretas sobre o grau de poluição. Como as listagens existentes, em geral, apresentam múltiplas entradas, fica claro o efeito de agregação de informações, justificando assim a sua classificação. Em alguns casos estas informações, ao serem comparadas com tabelas apropriadas, geram números adimensionais (subíndices) que necessitam ser traduzidos em "intensidade de poluição" por outro critério (seja um gráfico, uma tabela, fórmula, etc.) gerando dúvidas quanto o seu papel como agregador.

DISCUSSÃO

A literatura mostra a existência de dezenas de indicadores ambientais de uso corrente. Os levantamentos mais significativos destas experiências têm sido publicados a partir da Tese de Doutorado de Landwehr (1974). Entretanto, dada a diversidade de pontos de vista e de experiências veiculadas nos últimos 150 anos (publicados ou não), não se pode garantir que tais levantamentos sejam conclusivos. Tampouco se espera que este trabalho esgote as possibilidades. O que se procurou, com este trabalho é reconhecer as principais ferramentas que podem auxiliar ao interessado no desenvolvimento de indicadores ambientais, tão necessários para as atividades de diagnóstico e gestão dos recursos naturais.

Em relação à etapa de determinação das variáveis ambientais para compor os indicadores, observa-se que existe uma clara tendência no sentido de que a escolha das variáveis mais significativas não seja mais baseada na opinião de um único especialista. O uso de metodologias exploratórias, como a Análise de Componentes Principais e a Análise da Matriz de Correlações, permitem uma escolha menos intuitiva e, talvez, mais acertada. Não se deixa de reconhecer, entretanto, o papel do "bom senso" e da "experiência" como um dos elementos componentes deste processo. Também não se pretende aludir ao uso de instrumentos matemáticos ou estatísticos que sirvam apenas para justificar uma opção pré-definida. A orientação geral é a de que se possa escolher as variáveis mais sensíveis às variações ambientais que se pretende monitorar.

Na etapa de padronização das variáveis (para agregá-las adequadamente) as técnicas denotam algumas limitações que devem ser cuidadosamente consideradas, de modo a orientar a escolha do método e minimizar a perda de informação no processo. Algum cuidado deve ser observado no sentido de evitar perdas de

sensibilidade na transformação da escala original da variável ambiental considerada e a escala de valores adimensionais do subíndice correspondente. Procura-se evitar que uma pequena variação de valores da variável escolhida seja relacionada com uma grande variação numérica do seu subíndice, e vice-versa.

Quanto aos métodos de agregação, Ott (1978) apresenta uma interessante discussão sobre a existência de Regiões Ambíguas e de Eclipse nas formas aditivas e multiplicativas. A Figura 12 apresenta estes conceitos, considerando simplificada apenas duas variáveis ambientais X_1 e X_2 a partir das quais se calculam subíndices I_1 e I_2 padronizados em uma escala de 0 a 100 unidades através de uma forma aditiva ponderada (Figura 12b) e não ponderada (Figura 12a).

Pode-se observar que a forma linear aditiva não ponderada apresenta região ambígua, a qual pode ser definida como uma região onde a soma dos indicadores apresenta valor absoluto maior do que 100, mas não necessariamente significa uma situação onde qualquer variável I_1 ou I_2 tenha extrapolado o limite de 100 pontos indicando uma condição ambiental inaceitável (portanto apresenta uma rigidez exacerbada em relação ao subíndice calculado). A região ambígua pode ser minimizada pela aplicação de coeficientes de pesos apropriados. A média quadrática (por exemplo) reduz a tendência de ocorrência da ambigüidade. Na medida em que p é progressivamente maior, a região ambígua é progressivamente menor (Figura 13).

Para o caso da forma linear aditiva ponderada, a região ambígua desaparece, mas aparecem as regiões de Eclipse 1 e 2 que representam, ao contrário, uma subestimação da poluição. Por definição, a eclipse ocorre quando sobrexistem condições ambientais extremamente pobres onde pelo menos uma variável poluente apresenta condições inaceitáveis (acima de 100 para o caso da Figura 12b) mas este fato não é propriamente refletido no resultado global do indicador. As regiões de eclipse podem ser igualmente minimizadas pelo uso da função da média quadrática como apresentado na Figura 14.

Já os operadores Máximo e Mínimo não apresentam regiões ambíguas ou de eclipse. Assim, podem ser idealmente empregados para o caso de se desejar respostas se, pelo menos, uma das variáveis consideradas ultrapassar o valor estabelecido como recomendável. Outra vantagem aparente é a de possibilitar a inclusão de valores limite (padrões) de qualidade previamente estabelecidos pela legislação vigente. Neste caso, se várias variáveis ultrapassarem os limites estabelecidos, o indicador registrará apenas o pior caso.

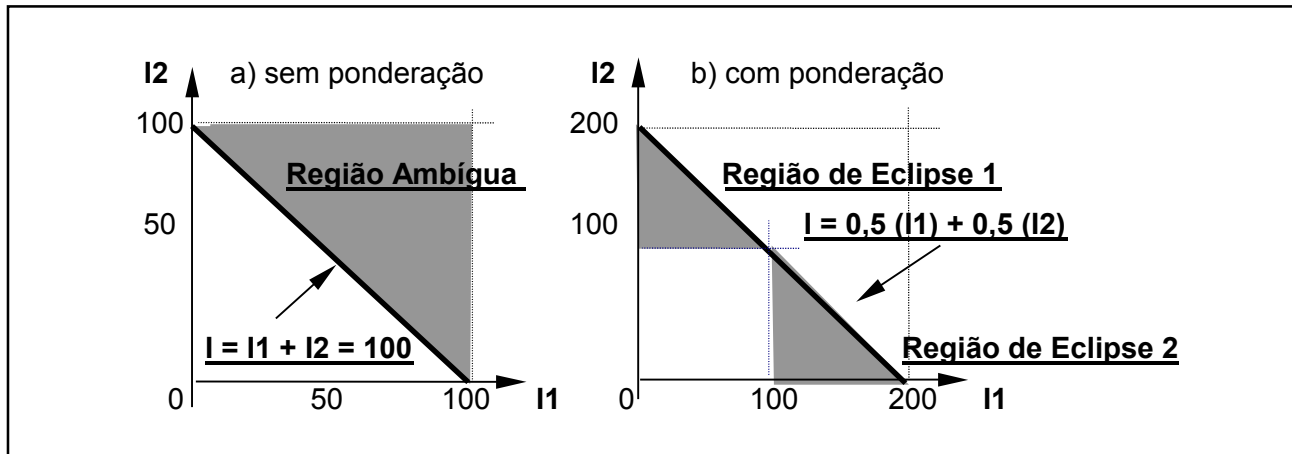


Figura 12. Regiões ambíguas e de eclipse. Fonte: Ott (1978).

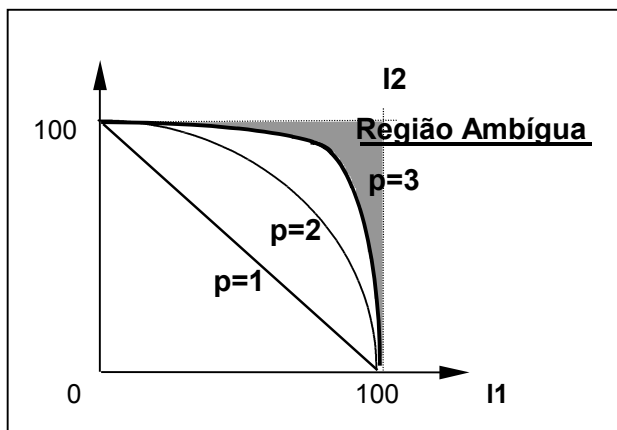


Figura 13. Variação da região ambígua com o coeficiente “p” da fórmula $(I1^p + I2^p)^{1/p}$. Fonte: Ott (1978).

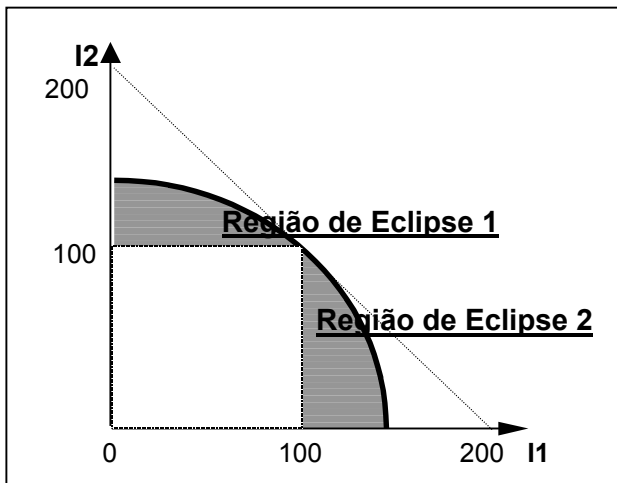


Figura 14. Redução das regiões de eclipse 1 e 2. Fonte: Ott (1978).

Fatos similares aos resumidamente apresentados foram reportados em relação à função multiplicativa. Na medida em que o número de variáveis consideradas aumenta, amplia-se o grau de dificuldade de visualização e interpretação destes fenómenos.

Para o caso dos índices biológicos de qualidade de água, estes procuram, via de regra, avaliar o impacto de alterações das condições de qualidade pela descarga de poluentes. São reconhecidas três aproximações:

- correlação da intensidade de poluição na alteração da presença de certos organismos indicadores (espécies presentes e abundância relativa). A classificação de uma região impactada por despejos orgânicos em zonas de saprobiedade e a presença de coliformes fecais (típicos do trato intestinal de animais de sangue quente) como indicadores de contaminação com material fecal são exemplos típicos;
- estudo da alteração das propriedades matemáticas das populações de organismos. Algumas técnicas usam a teoria da informação para descrever a diversidade de espécies dentro das comunidades biológicas. Outras técnicas empregam análise probabilística em sua formulação;
- respostas fisiológicas ou comportamentais das populações de organismos como decorrência da alteração ambiental provocada por contaminantes.

Os indicadores biológicos, entretanto, não configuram um caso a parte em relação à estrutura proposta. Em geral, congregam os mesmos artifícios do conhecimento científico, estatística e ma-

temática para inferir sobre o grau de perturbação do meio. Preservam-se assim os instrumentos de escolha das variáveis, padronização e agregação das informações já discutidas.

De modo geral, pode-se dizer que os indicadores biológicos de poluição apresentam sobre os físico-químicos a vantagem de representar os efeitos acumulados de uma tendência de contaminação crônica. Os peixes, bem como outros indivíduos, tendem a responder a todo um histórico de alterações de qualidade da água. Tais interpretações, entretanto, são de extrema dificuldade, demandando, via de regra, mão de obra especializada.

CONCLUSÕES

Este trabalho baseou-se no estudo das formas estruturais dos indicadores (dentre os mais usados) biológicos ou físico-químicos de qualidade das águas doces. Entretanto, não se teve a pretensão de esgotar o assunto uma vez que, devido à diversidade de situações que demandam a estruturação de indicadores, e à diversidade de pontos de vista sobre o assunto, é plenamente possível que se tenha desenvolvido algum indicador não contemplado. Espera-se ampliar o escopo do trabalho com a agregação destas novas experiências, considerar variáveis importantes e pouco exploradas como as escalas de variação temporal de cada característica medida, vazão e regime hidráulico, além da relação entre medidas quantitativas e qualitativas na elaboração dos indicadores.

Do estudo dos instrumentos utilizados na composição dos indicadores ambientais, pode-se certificar que o seu uso pode apresentar pontos favoráveis e também desfavoráveis. Favoráveis no sentido de que são realmente ferramentas de fundamental importância para os aspectos de gestão ambiental, possibilitando uma integração de dados de natureza diversa segundo critérios flexíveis que podem ser alterados para melhor representar a qualidade do meio físico. Além do que, em se tratando de medir o efeito das atividades humanas e sua relação com a qualidade ambiental, é possível um ajuste fino nos contornos estabelecidos para os diversos usos que se pretende fazer do espaço e as respostas ecossistêmicas aos possíveis cenários de gestão. As fragilidades vinculadas ao uso de indicadores advêm da necessidade de determinar, para cada caso, os parâmetros representativos da variação da qualidade ambiental que se quer medir, da necessidade de minimização das incertezas associadas aos processos de medição e da alocação de profissionais capacitados e dispostos a

analisar não somente a abrangência dos resultados absolutos fornecidos pelos índices calculados, mas também suas limitações.

Pode-se, finalmente, concluir que o estado atual do desenvolvimento de indicadores de qualidade ainda não é apropriado para consubstanciar decisões que requeiram um conhecimento detalhado e preciso do ambiente. O mesmo vale para o caso dos indicadores gerais da qualidade das águas, que podem empregar técnicas de mensuração conjunta de características físico-químicas e biológicas. Uma vez que urge a necessidade de se desenvolverem ferramentas de gestão conjunta dos aspectos físico-químicos e biológicos do meio ambiente, deve-se encorajar a aplicação dos meios existentes que, apesar de limitados em sua essência, podem aclarar (mesmo que de modo parcial) o estado atual e as tendências futuras da qualidade ambiental, fornecendo subsídios importantes para as atividades de gestão dos recursos naturais.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, J. P. (1991). A questão ecológica na sociedade contemporânea. In: *Anais do 3º Encontro Nacional de Estudos sobre o Meio Ambiente*. Londrina/PR, 22 a 27 de setembro, v.1, p284-294.
- CHANDLER, J. R. (1970). *A biological approach to water quality management*. Rev. Water Pollution Control. (4), p415-422.
- DEGREAS, H. N. (1991). Paisagem e proteção ambiental: algumas reflexões sobre conceitos, desenho e gestão do espaço. In: *Anais do 3º Encontro Nacional de Estudos sobre o Meio Ambiente*. Londrina/PR, 22 a 27 de setembro, v.1, p338-351.
- HAWKES, H. A. (1978). River bed animals tell-tales of pollution: Biosurveillance of river water quality. In: *Proceedings of Section K of the British Association for the Advancement of Science*, Aston, UK, p55-77.
- IAP (1995). Índices hidro-ambientais: análise do seu uso na estimativa dos impactos ambientais de projetos hídricos – Projeto A 3.2 do PHI II. Instituto Ambiental do Paraná, IAP/GTZ, p52.
- JAMES, A & EVISON, L. (1978). *Biological indicators of water quality*. John Wiley & Sons Ltda. Great Britain, UK.
- JAMES, A. (1978). The value of biological indicators in relation to other parameters of water quality. In: *Biological Indicators of Water Quality*. (JAMES, A & EVISON, L.

- organizadores). John Wiley & Sons Ltda. Great Britain, p1-16.
- KISHI, R. T. (1991). *Avaliação ambiental da lagoa negra* - RS: índices e modelagem matemática. Dissertação de Mestrado apresentada ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Civil, área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento. Porto Alegre, p248.
- LEITE, F. & FONSECA, O. (1994). Aplicação de índices de qualidade das águas na Lagoa Caconde, Osório/RS. In: *I Seminário de Águas Continentais no Mercosul* (David da Motta Marques - organizadores). Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Porto Alegre/RS, p249-259.
- MENDES, A. et al. (1990). Estimativa de parâmetros de qualidade de água através de técnicas de sensoriamento remoto e métodos de análise multivariada. In: *Anais do VI Simpósio de Sensoriamento Remoto*, Manaus, AM, Jun. 1990, v.4, p840-849.
- METROPLAN (1998). *Análise da qualidade das águas nas sub-bacias dos rios Caí, Gravataí, Guaíba e Sinos*: Anexo 16. Cia. Metropolitana de Planejamento. Porto Alegre/RS. p40.
- OTT, W. R. (1978). *Environmental indices: theory and practice*. Ann Arbor Science Pub. Inc., Ann Arbor/MICH (EUA), p371.
- UFMG (1997). Biodiversidade, população e economia - uma região de mata atlântica. João Antônio de Paula (Organizador). Centro de Desenvolvimento e Planejamento Regional - CEDEPLAC. Programa de Pós-graduação em Ecologia, *Conservação e Manejo da Vida Silvestre*. Belo Horizonte/MG, p671.
- UNESCO (1987). *Methodological guidelines for the integrated environmental evaluation of water resources development*, IHR - International Hydrological Programme, Paris, p152.
- WOODIWISS, F. S. (1964). *The biological system of stream classification used by the Trent River Board*. Rev: Chemical Industry, UK, p443-447.
- WOODIWISS, F. S. (1978). The trent biotic Index: macroinvertebrates in biological surveillance (Elaboration of the Scientific Bases for Monitoring of Surface Water by Hydrobiological Indicators). In: *Report of the First UK/URSS Seminar*, Valdai, URSS, 12-14 July, 1976, p58-81.

Structures Used in Developing Environmental Quality Indicators

ABSTRACT

This paper presents and discusses the main structural forms adopted in creating environmental indicators. A review was made, selecting about 50 indicators among those most frequently mentioned in current literature, and the main structures were identified. Three fundamental stages to constitute indicators are presented: selection of variables, standardization and aggregation. For each of them, the instruments used were identified; they are generally based on statistics, mathematics and opinion surveys. Finally, several comments are made on the use of these instruments and various examples are presented.