

ADAPTAÇÃO DO ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA USANDO A COMUNIDADE DE PEIXES PARA O RIO PARAÍBA DO SUL

ARAÚJO, F. G.

Posto de Aqüicultura, Laboratório de Ecologia de Peixes, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Km 47, Antiga Rodovia Rio-São Paulo, CEP 23851-970, Seropédica, RJ

Correspondência para: Francisco Gerson Araújo, Posto de Aqüicultura, Laboratório de Ecologia de Peixes, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Km 47, Antiga Rodovia Rio-São Paulo, CEP 23851-970, Seropédica, RJ, e-mail: gerson@ufrj.br

Recebido em 14/03/97 – Aceito em 02/07/98 – Distribuído em 30/11/98

(Com 3 figuras)

ABSTRACT

Adaptation of the index of biotic integrity based on fish assemblages in the Paraíba do Sul river, RJ, Brazil

The Index of Biotic Integrity (IBI) has been used to assess the biological quality of flowing water systems in several areas of the United States and Western Europe, using the fish community. An adaptation of this index, which was firstly described by Karr (1981), was used for the first time in Brazil at the Paraíba do Sul river, between Barra Mansa and Barra do Pirai. This is a very important extent of this river because of the high pollution levels, mainly from National Siderurgy Company, and for being the main abstraction source of Rio de Janeiro water supply. A monthly standardised sampling programme to catch fish was carried out, from March-1995 to February-1996, at four fixed stations (Barra Mansa, Volta Redonda, Pinheiral e Barra do Pirai), all located at the mouth of small tributaries. Seines, casting nets and net trays were used for catch the fishes. Index of Biotic Integrity (IBI) was adapted by integrating 12 ecological attributes of fish communities, populations, and individual organisms to assess biological integrity based in Species Composition and Richness, Trophic Structure and Fish Abundance and Condition. Overall, water quality was classified between poor and fair and an improvement in IBI was detected between the high polluted Barra Mansa site and the least polluted Barra do Pirai site, although no significant difference was shown ($p > 0,01$). Seasonally, the best conditions were reached between March and August, and the worse between September and February, when more alloctone materials are brought to the river.

Key words: Paraíba do Sul river, biotic integrity, fish, pollution.

RESUMO

Uma adaptação do Índice de Integridade Biótica (IIB) utilizando a comunidade de peixes foi realizada para um dos trechos mais críticos do Rio Paraíba do Sul, entre Barra Mansa e Barra do Pirai, visando à obtenção de um padrão de monitoramento biológico que permitisse inferir a qualidade da água de maneira segura, robusta e independente de variações a curto prazo. Um programa de amostragens mensais padronizadas foi realizado, entre março de 1995 e fevereiro de 1996, em quatro locais de coletas (Barra Mansa, Volta Redonda, Pinheiral e Barra do Pirai), todos situados junto à embocadura de riachos tributários, onde foram realizadas as pescarias sistematizadas com idêntico esforço, utilizando rede picaré, tarrafas e peneiras. O Índice de Integridade Biótica (IIB) adaptado foi definido por Karr (1981) como integrador dos fatores ecológicos e ambientais, sendo compreendido por 12 itens relacionados à Composição e Riqueza de Espécies, Composição Trófica e Abundância e Condição dos Peixes. A qualidade da água do rio foi classificada entre Muito Pobre e Razoável, tendo as pon-

tuações do IIB apresentado uma tendência de melhoria crescente ao longo do fluxo do rio, com menores valores em Barra Mansa e maiores em Barra do Pirai, embora tais diferenças não tenham sido estatisticamente significativas ($p > 0,01$). Sazonalmente, águas de melhor qualidade foram observadas entre março e agosto, e as piores, entre setembro e fevereiro, estas últimas coincidindo com o período de maior pluviosidade, quando maior quantidade de material alóctone é carregado para o rio.

Palavras-chave: Rio Paraíba do Sul, integridade biótica, peixes, poluição.

INTRODUÇÃO

Atividades antrópicas têm exercido uma profunda e, normalmente, negativa influência nos peixes de água doce dos menores córregos aos maiores rios. Alguns efeitos negativos são devidos aos poluentes, enquanto outros estão associados às mudanças na hidrologia da bacia, modificações no hábitat e alterações das fontes de energia, das quais depende a biota aquática.

Raras são as iniciativas visando avaliar os efeitos das atividades humanas sobre os peixes, bem como as tentativas de usar a comunidade de peixes como um meio mais compreensível para a determinação biótica da qualidade da água.

Alguns países, como os Estados Unidos e membros da Europa Ocidental, têm empregado muitos esforços para monitorar a qualidade de água. Infelizmente, esses esforços se concentraram no desenvolvimento de normas e limites para contaminantes específicos geralmente usados em testes de toxidez aguda. O uso desses critérios tem sido criticado em vários campos (Thurston *et al.*, 1979). Tais critérios não têm levado em conta a influência da variação geográfica que naturalmente se verifica nos poluentes, nem considerado o efeito sinérgico de numerosos contaminantes ou os efeitos subletais em aspectos de biologia das espécies, como reprodução ou crescimento.

Um outro aspecto que não é considerado no monitoramento dos parâmetros de qualidade da água são os eventos de curto prazo que podem ser críticos no estabelecimento dos impactos bióticos. Finalmente, é impossível medir todos os fatores que podem interferir na integridade biótica, sendo a maioria da literatura sobre poluentes químicos de valor questionável no estabelecimento de padrões de qualidade para os organismos aquáticos (Gosz, 1980).

A integridade dos mananciais de água pode ser melhor entendida pela avaliação do grau em que a água se presta aos usos humanos planeja-

dos. Usos importantes, como aqueles definidos pela sociedade, podem incluir abastecimento, lazer e outras utilidades, podendo a qualidade da água variar, dependendo do tipo de uso. Por outro lado, a habilidade para manter uma comunidade biótica “equilibrada” é um dos melhores indicadores do potencial para uso humano.

Karr (1981) descreveu, pela primeira vez, uma avaliação de integridade biótica usando a comunidade de peixes, que tem sido, a partir deste modelo inicial, adaptada em diferentes regiões, visto que os ambientes e a ictiofauna são diferenciados e peculiar para cada local. No trabalho de Karr (1981) é descrita uma rotina de monitoramento das fontes de água usando os peixes, que pode rapidamente e a um baixo custo servir como uma abordagem exploratória da qualidade do manancial.

A comunidade de peixes apresenta numerosas vantagens como organismos indicadores nos programas de monitoramento biológico, citando dentre estas a disponibilidade de informações sobre o ciclo de vida de grande número de espécies, por incluírem uma variedade de níveis tróficos (omnívoros, herbívoros, insetívoros, planctívoros, carnívoros) compreendendo alimentos tanto de origem aquática como terrestre. A posição dos peixes no topo da cadeia alimentar em relação a outros indicadores de qualidade de água, como diatomáceas e invertebrados, favorece uma visão integrada do ambiente aquático. Além disto são relativamente fáceis de serem identificados, e situações críticas, como mortalidade de peixes, podem ser informadas pelo público em geral, o que pode chamar a atenção para alterações nas condições de qualidade de água dos ambientes.

O rio Paraíba do Sul, apesar de sua enorme importância como principal bacia hidrográfica entre os dois maiores centros urbano-industriais do país, tem recebido pouca atenção do ponto de vista de estudos dos ecossistemas e pouco tem sido reportado em relação a este ambiente. Estudos de monitoramento biológico em áreas críticas do rio,

visando diagnosticar o atual “status” da qualidade da água e detectar eventuais tendências sazonais e/ou de longo prazo, são necessárias.

Alguns estudos sobre a comunidade de peixes realizados nos últimos anos no rio Paraíba do Sul podem ser destacados. Estudos de biotoxicologia foram realizados em um trecho mais restrito e mais crítico do rio, entre a Represa do Funil e a Barragem de Santa Cecília, por Araújo (1983). Caramaschi *et al.* (1991 *apud* Mazzoni, 1993) realizaram um levantamento das comunidades e estudos sobre a biologia reprodutiva de alguns grupos mais abundantes, no trecho compreendido entre Três Rios e Campos. Um enfoque ecológico, enfatizando aspectos de distribuição e abundância de peixes no trecho do médio–baixo rio (Barra do Pirai a Atafona), foi realizado por Araújo *et al.* (1995) e Araújo (1996).

Objetiva-se, neste trabalho, diagnosticar a situação da fauna íctica do rio Paraíba do Sul em seu trecho mais crítico (Barra Mansa à Barra do Pirai), visando à obtenção de um instrumento de avaliação de qualidade ambiental. Pretende-se adaptar um índice de monitoramento da qualidade da água do rio (Índice de Integridade Biótica – IIB) como parâmetro avaliador e examinar suas tendências espaciais e temporais.

ÁREA DE ESTUDO

O rio Paraíba do Sul é o principal manancial de águas lólicas do Estado do Rio de Janeiro, com extensão de aproximadamente 1.000 km, e abastece cerca de 80% do suprimento de água da população de aproximadamente 10 milhões de pessoas da área metropolitana do Grande Rio, sendo também responsável por cerca de 20% da produção de energia hidrelétrica. Por tão grande importância para o Estado, justifica-se a adoção de medidas de controle e ações preventivas e de acompanhamento permanente da qualidade da água. Sua bacia hidrográfica apresenta área de cerca de 57.000 Km², sendo em sua maioria plana, apresentando o trecho médio–inferior geralmente circundado por colinas arredondadas e por pequenos vales intermediários, localizando-se em fundo de vale, entre as serras do Mar e da Mantiqueira.

O trecho estudado, com extensão de aproximadamente 50 Km, estende-se do município de Barra Mansa ao município de Barra do Pirai (Latitude: 22°29' a 22°33'S; Longitude: 44°15' a

44°45'S), e se encontra a aproximadamente 300 km do Oceano Atlântico. Este trecho, denominado de médio–inferior, é uma região de grande importância estratégica para o Estado do Rio de Janeiro, por nele encontrar-se inserido a Companhia Siderúrgica Nacional e o parque industrial adjacente, que contribui com a maior quantidade de efluentes industriais que o rio recebe, além de apresentar um canal de derivação que abstrai cerca de 12 m³/s da água do rio. A cerca de 25 Km a jusante deste parque, e também inserido no trecho estudado, encontra-se o sistema de captação de águas da LIGHT Serviços de Eletricidade S/A, bombeando cerca de 160 m³/s, para produção de energia elétrica, cujo manancial é posteriormente utilizado para suprimento da população do município do Rio de Janeiro e adjacências pelo sistema de abstração e tratamento do rio Guandu.

METODOLOGIA

Programa de amostragem

Onze excursões mensais ao Rio Paraíba do Sul foram realizadas, entre março de 1995 e fevereiro de 1996, para coleta do material ictiológico. No mês de novembro de 1995 não foram feitas amostragens. As excursões foram realizadas na última semana de cada mês, no trecho entre Barra Mansa (estação mais a montante) e Barra do Pirai (estação mais a jusante), em quatro locais previamente estabelecidos e denominados: Barra Mansa (BM), Volta Redonda (VR), Pinheiral (PI) e Barra do Pirai (BP), correspondendo aos municípios do trecho do rio onde foram realizadas as amostragens. As quatro estações de coletas distam uma da outra entre 10 e 15 km, apresentando fundo predominantemente areno–lodoso, profundidade inferior a 1 m e margens com abundante vegetação ciliar.

As amostragens foram feitas próximas à embocadura de quatro contribuintes do rio Paraíba. Uma rede, tipo picaré, com malha de 6 mm entre nós consecutivos, com 2 m de altura e 10 m de comprimento, foi utilizada para “fechar” o encontro do contribuinte com o caudal principal do rio. No lado do contribuinte foram feitas 15 prospecções com peneiras circulares de 70 cm de diâmetro e malha de 1 mm, e 15 lances de tarrafas, tanto do lado do contribuinte como do lado do caudal principal. A tarrafa apresentou malha de

5 mm de distância entre nós e roda de 6 m de diâmetro. Ao final das operações com tarrafas e peneiras, a rede de picaré foi recolhida através de um lance no sentido caudal principal – contribuinte. Evitou-se o uso de redes de espera devido à correnteza, considerando-se que os três equipamentos amostravam de maneira eficiente a comunidade de peixes destes locais. Todos os peixes coletados por todos os equipamentos de pesca foram considerados conjuntamente. Portanto, considerou-se para efeitos de cálculo do CPUE – captura por unidade de esforço, uma amostra como o resultado conjunto das capturas padronizadas de 30 lances de tarrafas (15 no tributário + 15 no caudal principal), 15 prospecções de peneiras e 1 lance de picaré.

Os locais de coletas, caracterizados por áreas de entrada de contribuintes ao caudal principal do rio, foram escolhidos por representarem locais onde as condições de aglomeração de peixes são favorecidas, especialmente aqueles em suas primeiras fases de vida, uma vez que são locais mais rasos, oferecendo uma maior variedade de nichos tróficos do que o caudal principal do rio, e por servirem de área de proteção e alimentação de formas juvenis, além de serem ricos em materiais alóctones trazidos pelo tributário para o rio principal.

Após as coletas, os peixes foram fixados em formol a 10%, colocados em sacos plásticos, etiquetados e, posteriormente, conduzidos ao laboratório. A identificação dos peixes foi feita de acordo com a literatura corrente em ictiologia para espécies de águas interiores (Britski, 1970; Fowler, 1948, 1950, 1951, 1954). O material identificado foi conservado em álcool 70%, formando uma coleção de referência para a região em estudo. Foram feitas a identificação, contagem e pesagem, bem como observados aspectos de sua anatomia externa para eventual detecção de anomalias, tumores, deformações ou outras doenças para utilização no IIB.

Adaptação do Índice de Integridade Biótica

O índice de integridade biótica foi desenvolvido nos Estados Unidos por Karr (1981) e adaptado para vários estados dos EUA e Europa Ocidental (Karr & Kerans, 1994; Karr *et al.*, 1986; Oberdorff and Hughes, 1992).

O sistema originalmente proposto por Karr (1981) e adaptado no presente trabalho pretende descrever o ambiente em seis classes de quali-

dade de água (Excelente, Bom, Razoável, Pobre, Muito Pobre e Sem Peixe) (Tabela 1). Em muitas regiões do Estado do Rio de Janeiro, particularmente no rio Paraíba do Sul, é difícil ou mesmo impossível encontrar locais com comunidades de peixes inalteradas. Um critério de pontuação para cada uma destas classes é sugerido na Tabela 1.

O IIB foi calculado para cada amostra com base nos métodos delineados por Karr *et al.* (1986). Este índice se baseou em vários atributos da comunidade de peixes para avaliar os efeitos de alteração ambiental. Tais atributos cobrem uma amplitude de níveis ecológicos de indivíduos até população, comunidades e ecossistemas, e foram agrupados em três categorias: Composição e Riqueza de Espécies, Composição Trófica e Abundância de Peixes e Condição (Tabela 2). Uma adaptação destas três categorias para o rio Paraíba do Sul é apresentada tomando como referência a descrição inicial de Karr (1981) para o Índice de Integridade Biótica realizada em rios de Illinois, EUA. A cada atributo foi dado uma nota de 5 (situação esperada – boa), 3 (situação regular) e 1 (situação ruim) para acomodar as variações ecológicas e evolutivas do atributo.

Os itens (atributos) 1, 3, 4 e 5 da Tabela 2 foram estabelecidos para o rio Paraíba do Sul, com base em dados de compilação de espécies para o rio (Fowler, 1948, 1950, 1951 e 1954) e conforme Metodologia descrita por Fausch *et al.* (1984). Estabeleceu-se como 120 o número de espécies do rio Paraíba em uma situação “inalterada”, portanto antes dos efeitos de modificação introduzidos ao longo deste século, quando ocorreram as alterações mais significativas, como a instalação do parque industrial de Volta Redonda e adjacências, as barragens para produção de energia hidrelétrica, a construção da rodovia Presidente Dutra e o desenvolvimento em larga escala do cultivo da cana-de-açúcar, dentre outras. Fowler (*op. cit.*) compilou cerca de 100 espécies para o rio, Britski (1974) estimou as 122 espécies e estabeleceu para aquela bacia a proporção dos grupos dominantes (subordens Characoidei, Siluroidei, Gymnoidei, a família Cichlidae, a ordem Cyprinodontiformes e os invasores marinhos). Essa proporção foi utilizada para o cálculo dos itens 3, 4 e 5, partindo-se do máximo esperado de espécies e dividindo em três faixas, similarmente ao “trisection lines” de Karr *et al.* (1986). Por exemplo, o número de es-

pécies estabelecido para condições “inalteradas” do rio de 120 foi dividido em três faixas (80-120 = excelente situação, pontuação 5; 40-80 = situação regular, com evidentes indicações de alterações, pontuação 3; e < 40 = situação muito alterada com pobre qualidade de água, pontuação 1).

O número de indivíduos (item 10), por ser dependente do esforço amostral, foi arbitrado com base na amplitude de variação das amostras. Os outros atributos (proporções de peixes nas amostragens) seguiram os padrões estabelecidos por Karr (1981), Fausch *et al.* (1984) e Karr *et al.* (1986).

Tratamento estatístico

As médias das variações espaciais e temporais no Índice de Integridade Biótica foram comparadas através da Análise de Variância Bifatorial, tomando, como fator espacial, as quatro estações de coletas, e como fator temporal, as quatro estações do ano. Para aquelas que apresentaram diferenças significativas em torno de 95% de con-

fiança ($p < 0,05$), o teste “a posteriori” de Student-Newman-Keuls (SNK) foi realizado para determinação de quais médias foram estatisticamente diferentes. As médias foram apresentadas graficamente com sua medida de variabilidade indicada sob a forma de ± 1 erro padrão.

A normalidade e a homogeneidade das pontuações do Índice de Integridade Biótica foram determinadas através do teste de Bartlett (Sokal & Rolf, 1981), e, como foi encontrado que a maioria dos dados não atendia a estes requisitos, utilizou-se a transformação logarítmica decimal $\text{Log}(x)$, em que Log é o logaritmo na base 10 e x é o valor não transformado. Tais transformações foram feitas previamente à análise de variância e se mostraram eficientes para atender aos requisitos de normalidade e homocedasticidade dos dados.

Para as diferenças espaciais foram consideradas as quatro estações de coletas, enquanto para as diferenças temporais foram considerados os agrupamentos das amostras mensais por estações do ano, da seguinte maneira: outono – março abril e maio; inverno – junho, julho e agosto; prima-

TABELA 1
Pontuação de Integridade Biótica, classes e atributos.

Classes de Integridade (Pontuação)	Atributos
Excelente (57-60)	Comparável às melhores situações sem a influência do homem; todas as espécies regionais esperadas para o hábitat e tamanho do curso d'água presentes, incluindo as formas mais intolerantes, em todas as faixas de classes de idade e sexo; estrutura trófica balanceada.
Boa (48-52)	Riqueza de espécies um tanto abaixo da expectativa, especialmente devido à perda das formas mais intolerantes; algumas espécies com distribuição de abundância ou de tamanho inferior ao ótimo; estrutura trófica mostra alguns sinais de estresse.
Regular (39-44)	Sinais de deterioração adicionais com menos formas intolerantes, estrutura trófica mais alterada (por exemplo, aumento da frequência de omnívoros); classes maiores de idade de predadores podem ser raras.
Pobre (28-35)	Dominada por omnívoros, espécies tolerantes à poluição e generalistas em hábitat; poucos carnívoros; taxas de crescimento e fator de condição diminuídos; espécies híbridas e/ou doentes sempre presentes.
Muito pobre (< 24)	Poucos peixes presentes, principalmente introduzidos ou espécies muito tolerantes; híbridos frequentes; doenças comuns, parasitas, nadadeiras feridas e outras anomalias.
Sem peixe (0)	Repetidas pescarias sem capturar qualquer peixe.

vera – setembro, outubro e novembro; e verão – dezembro, janeiro e fevereiro.

RESULTADOS

1. Adaptação e Caracterização do Índice de Integridade Biótica

Composição e riqueza de espécies

A escolha da riqueza das espécies e do número total de indivíduos como critério inicial é fundamental, uma vez que estas medidas são tomadas para considerações biogeográficas, sazonais e características da área. Por exemplo, um trecho médio de um rio em Illinois, EUA pode suportar 10 a 15 espécies, enquanto o trecho baixo deste mesmo rio pode suportar duas vezes ou mais espécies (Karr, 1981).

Medidas de diversidade tipicamente ignoram a composição das espécies das comunidades amostradas, sendo a identificação da espécie irrelevante para o índice. Com o IIB, várias medidas de composição das espécies são avaliadas. Cada espécie de peixe tem tolerâncias características para a qualidade da água, habitat e outras condições. Assim, dentro de cada grupo de peixes, coleções de espécies podem ser listadas por suas tolerâncias. Vários critérios neste sistema utilizam o conhecimento de tolerância à degradação ambiental (Tabela 3).

A presença de espécies intolerantes é um critério importante. Em cada área geográfica, algumas espécies facilmente identificáveis são as primeiras a desaparecer com o aumento da influência do homem. O desaparecimento pode ser atribuído à degradação da qualidade da água, degradação do habitat ou à combinação dos dois, como, por exemplo, as elevadas cargas de material em suspensão e a siltação resultante.

Exemplos de espécies intolerantes encontradas no rio Paraíba incluem a pescada de água doce (*Pachypops transversus*) e as matrinhãs (*Brycon* spp) que raramente são encontradas no rio, já tendo desaparecido das pescarias comerciais há décadas (Araújo, 1996). Algumas espécies foram classificadas como intolerantes na Tabela 3 pelo fato empírico de raramente ser possível conduzi-las vivas ao laboratório após suas capturas. Esta lista preliminar pode ser modificada para uso em cada área geográfica.

Outra medida é a presença e abundância de barrigudinhos ou guarus (Cyprinodontiformes), uma vez que eles são característicos de locais degradados. Elevada abundância dessa espécie (> 20% do total de indivíduos) indica condições degradadas. Esses peixes são mais tolerantes e permanecem nos locais muito depois que todos os peixes desaparecem.

Outro critério relacionado é a presença de espécies reofílicas, também ditas de piracema, uma

TABELA 2
Pontuações utilizadas na determinação da Integridade Biótica para comunidades de peixes do Rio Paraíba do Sul, RJ.

Categoria/Métrica	Pontuação		
	5	3	1
Composição e riqueza de espécies			
1. Número de espécies	> 80	40-80	< 40
2. Presença de espécies intolerantes	> 2	1	0
3. Número de Characídeos	> 16	10-16	< 10
4. Número de Siluriformes	> 13	8-13	< 8
5. Número de Perciformes	> 22	13-22	< 13
6. Proporção de espécies muito tolerantes	0	1-16%	16%
Composição trófica			
7. Proporção de Omnívoros	< 20%	20 a 45%	> 45%
8. Proporção de Invertívoros	> 2%	1%	0%
9. Proporção de Carnívoros de Topo	> 3%	1- 2%	0%
Abundância e condições dos peixes			
10. Número de indivíduos	> 80	48-80	< 48
11. Proporção de peixes de piracema	> 6%	1-6%	0%
12. Proporção de peixes com anomalias, doenças etc	0%	1-2%	> 3%

vez que realizam migrações reprodutivas para desovas nas partes superiores dos rios. Com o barramento dos rios, uma significativa alteração ambiental, e com a diminuição dos locais de desova, devido à erosão das margens, siltação dos córregos e redução de contribuintes onde as desovas são realizadas, esses peixes tornam-se ameaçados de extinção e ocorrem cada vez menos nos rios. Este critério (presença de espécies reoflúvias) foi escolhido para substituir o critério de presença de híbridos, sugerido por Karr (1981). Em geral, medidas de composição e riqueza das espécies utilizadas devem ser avaliadas de acordo com a expectativa na ausência da influência do homem no mesmo local.

Composição trófica

Um inestimável indicador da qualidade de água de um sistema pode ser obtido pelo exame da estrutura trófica da comunidade. Alterações na qualidade da água ou outras condições do habitat, inclusive o uso da terra na bacia hidrográfica, podem resultar em diminuição ou eliminação de muitos recursos alimentares para os peixes. As mudanças resultantes na comunidade de peixes podem, assim, ser medidas.

Três medidas tróficas são utilizadas no presente sistema. Um local declina em qualidade à medida que aumenta a proporção de indivíduos omnívoros.

A dominância dessas espécies cresce presumivelmente como resultado da degradação da base alimentar, especialmente dos invertebrados. Em consequência, sua oportunística forragem ecológica torna-os bem-sucedidos em relação aos forrageiros

mais especializados. Tem sido estabelecido por Karr (1981) que amostras com menos de 20% de indivíduos omnívoros são boas, enquanto aquelas com mais de 45% de omnívoros são gravemente degradadas.

Outro critério é a proporção da comunidade de peixes insetívoros ou consumidores de invertebrados em geral (invertívoros). Em geral, há uma forte correlação negativa entre a abundância de peixes insetívoros (ou invertívoros) e os omnívoros.

A presença de carnívoros é outro indicador importante. Populações viáveis e saudáveis de espécies carnívoras de topo, como *Symbranchus marmoratus*, *Hoplias malabaricus* e *Rhamdia parahybae*, indicam uma comunidade saudável e diversificada. Com o declínio da qualidade da água, essas populações diminuem e/ou desaparecem.

Abundância e condição dos peixes

Elevadas Capturas Por Unidade de Esforço (CPUE) são freqüentemente associadas a rios ricos e de boa qualidade de água, enquanto baixas CPUEs são comuns em sistemas fortemente degradados. A abundância de peixes é peculiar de cada sistema, sendo um reflexo da capacidade do rio suportar uma comunidade aquática. Reduções no número esperado de indivíduos para um determinado esforço de amostragem poderiam indicar alguma forma de estresse que estaria afetando os requerimentos de sobrevivência de uma comunidade de peixes (Paller *et al.*, 1996).

Outro critério importante que parece ser útil na classificação de um ambiente é a freqüência de peixes com tumores, lesões nas nadadeiras ou de-

TABELA 3

Relação de tolerâncias e hábitos alimentares para espécies de peixes por ordens no Rio Paraíba do Sul, RJ.

	Characiformes	Siluriformes	Perciformes	Simbranchi/Atheriniformes
Tolerantes	<i>L. copelandii</i> (H) <i>H. malabaricus</i> (C) <i>C. gilberti</i> (IL) <i>O. hepsetus</i> (C) <i>Deuterodon sp.</i> (O) <i>A. bimaculatus</i> (O) <i>A. giton</i> (O) <i>A. fasciatus parahybae</i> (O) <i>A. fasciatus intermedius</i> (O)	<i>H. loricariformes</i> (IL) <i>H. affinis</i> (IL) <i>L. spixii</i> (IL) <i>Rineloricaria sp.</i> (IL) <i>C. callichthys</i> (IL) <i>C. natererri</i> (IL) <i>P. maculatus</i> (O) <i>R. parahybae</i> (C)	<i>T. rendalli</i> (O) <i>G. brasiliensis</i> (O)	<i>L. reticulatus</i> (O) <i>P. vivipara</i> (O) <i>Poecilia sp1</i> (O) <i>P. caudimaculatus</i> (O)
Intolerantes	<i>H. bifasciatus</i> (IN)	<i>G. carapo</i> (IN)	<i>C. lacustris</i> (IN)	<i>S. marmoratus</i> (C)

Hábito alimentar: C = Carnívoro; H = Herbívoro; IL = Iliófago; O = Omnívoro; IN = Invertívoro; P = Planctívoro.

formidades, parasitas e outros indicadores de doenças ou anomalias. O rio Paraíba contém um número incomum de peixes com anormalidades associadas a uma variedade de poluentes (Araújo, 1983).

Em acréscimo a esses critérios, outros aspectos de biologia pesqueira poderiam ser considerados, como a estrutura etária, as taxas de crescimento e de recrutamento. Embora tais medidas pudessem ser valiosas no estabelecimento da qualidade ambiental, elas não foram usadas pelo fato de os equipamentos de pesca utilizados capturarem basicamente peixes jovens ou subadultos, ou espécies de pequeno porte, impossibilitando a realização de trabalhos desta natureza.

2. Variações Espaciais e Temporais

Foi encontrado através da ANOVA que o IIB variou entre as estações do ano ($F = 6,1; p < 0,01$), porém não variou entre os locais de coleta ($F = 2,8; p > 0,01$), nem apresentou significantes interações estações do ano–locais de coleta ($F = 1,2; p > 0,01$). Foram encontradas, através do teste S-N-K, diferenças estatísticas significantes no IIB por estação do ano, sendo o outono a época em que foi registrada a maior média (34,8), enquanto o verão, a primavera e o inverno (25,3-31,0) apresentaram os menores valores (Fig.1).

As classes de integridade variaram de Muito Pobre, nos meses do verão, a Regular, no mês de abril.

Especialmente, menores médias do IIB foram obtidas para a estação mais a montante de Barra Mansa, tendo aumentado nas estações mais a jusante de Volta Redonda Pinheiral, atingido o máximo em Barra do Piraí, sugerindo uma leve tendência de mudança na qualidade da água, não estatisticamente significantes, à medida que o rio se afasta dos locais de introdução de maior carga poluente de Barra Mansa e Volta Redonda (Fig.2). As classes de integridade variaram de Muito Pobre, na estação de Barra Mansa, a Pobre/Regular, em Barra do Piraí.

Verificou-se que, embora não tenham sido detectadas diferenças espaciais estatisticamente significantes, o IIB apresentou amostras com classes modais entre Pobres e Muito Pobres em Barra Mansa, melhorando para Pobre em Volta Redonda e Pinheiral e atingindo sua melhor qualidade entre Pobre e Regular em Barra do Piraí (Fig. 3). Tais diferenças nas médias entre as estações de coleta, embora não suportem a afirmação de que esteja

ocorrendo um processo de autodepuração do rio, possivelmente está indicando uma tênue diminuição de qualidade da água do rio em seu trecho mais crítico (Estações de Barra Mansa e Volta Redonda), com efeitos sendo amortecidos gradativamente rio abaixo.

DISCUSSÃO

A adaptação do Índice de Integridade Biótica para o rio Paraíba do Sul revelou uma água de baixa qualidade ao longo do trecho estudado. Dentre os fatores mais importantes que contribuíram para esta situação, destacam-se o parque industrial instalado nesta área, o qual é composto por indústrias de grande porte, com três siderúrgicas, Companhia Siderúrgica Nacional, Siderúrgica Barra Mansa e Companhia Siderúrgica Barbará, além de indústrias químicas produtoras de pesticidas, solventes clorados e orgânicos sintéticos diversos, como a Cyanamid do Brasil, Sandoz S.A., Indústrias Químicas Resende, Dupon do Brasil, bem como indústrias metalúrgicas, como a Fornasa, Xerox do Brasil e Companhia Brasileira de Pneumáticos Michellin.

Além destes fatores, outros tantos também contribuem para a diminuição da qualidade da água do rio, resultando na diminuição do número de espécies e quantidade de peixes, destacando-se a construção de barragens interrompendo o curso natural do rio, e impossibilitando a migração de cardumes na época da desova e ocasionando frequentes mudanças no nível e velocidade das águas do rio. Atividades de mineração também degradam o fundo do rio e a canalização de determinados trechos, elimina as lagoas marginais que são usadas como áreas de criação por muitas espécies de peixes.

Uma grande vantagem do uso do IIB é sua capacidade de integrar diversos atributos ecológicos, evitando a seleção de determinado critério isolado que possa resultar em diagnósticos menos confiáveis do que o conjunto de medidas (Karr *et al.*, 1986). A baixa classificação da qualidade da água foi causada pelas baixas pontuações dos atributos da comunidade de peixes utilizados e adaptados para a determinação do IIB, que integraram aspectos de composição e riqueza das espécies, composição trófica e abundância e condição dos peixes.

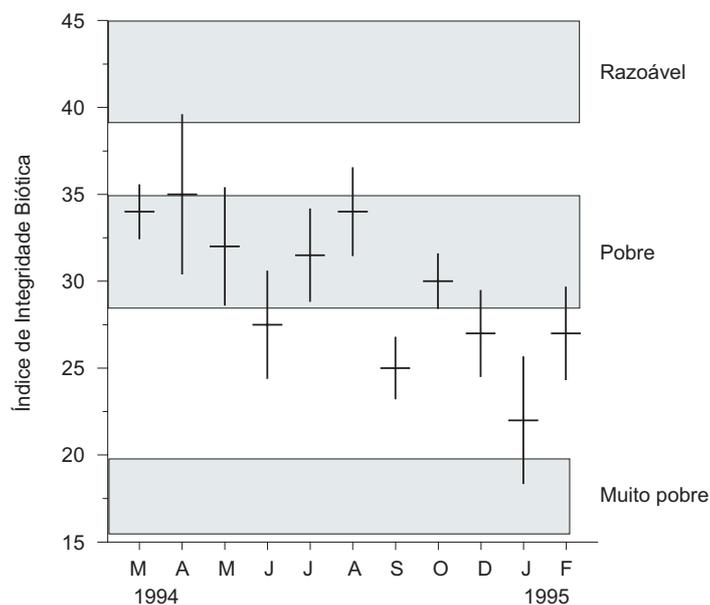


Fig. 1 — Variação temporal do Índice de Integridade Biótica (IIB) no rio Paraíba do Sul. (Trecho: Barra Mansa – Barra do Pirai), entre março de 95 e fevereiro de 96, com indicações das classes de qualidade de água.

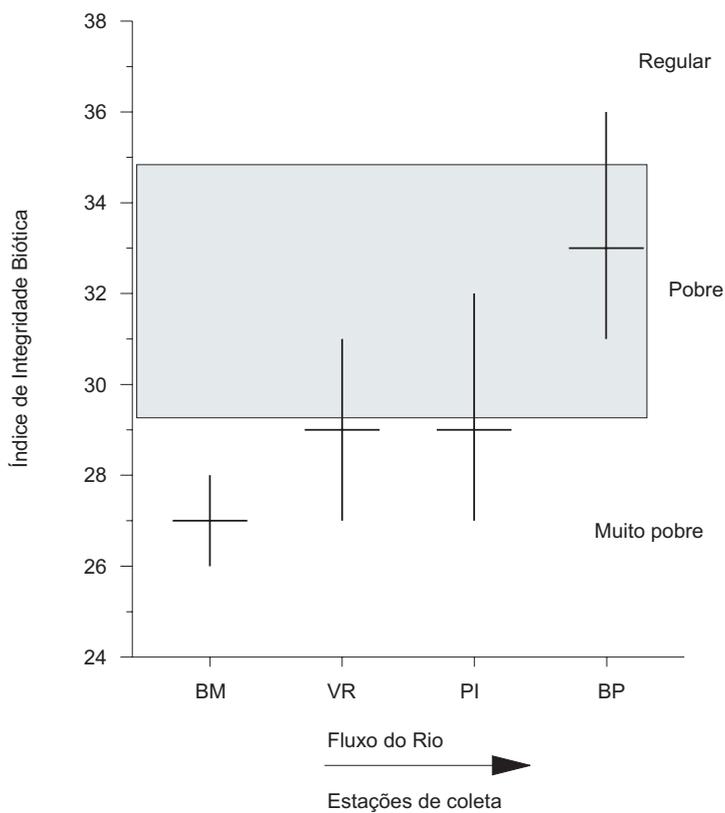


Fig. 2 — Variação espacial do Índice de Integridade Biótica (IIB) no rio Paraíba do Sul. (Trecho: Barra Mansa – Barra do Pirai), entre março de 95 e fevereiro de 96, com indicações das classes de qualidade de água.

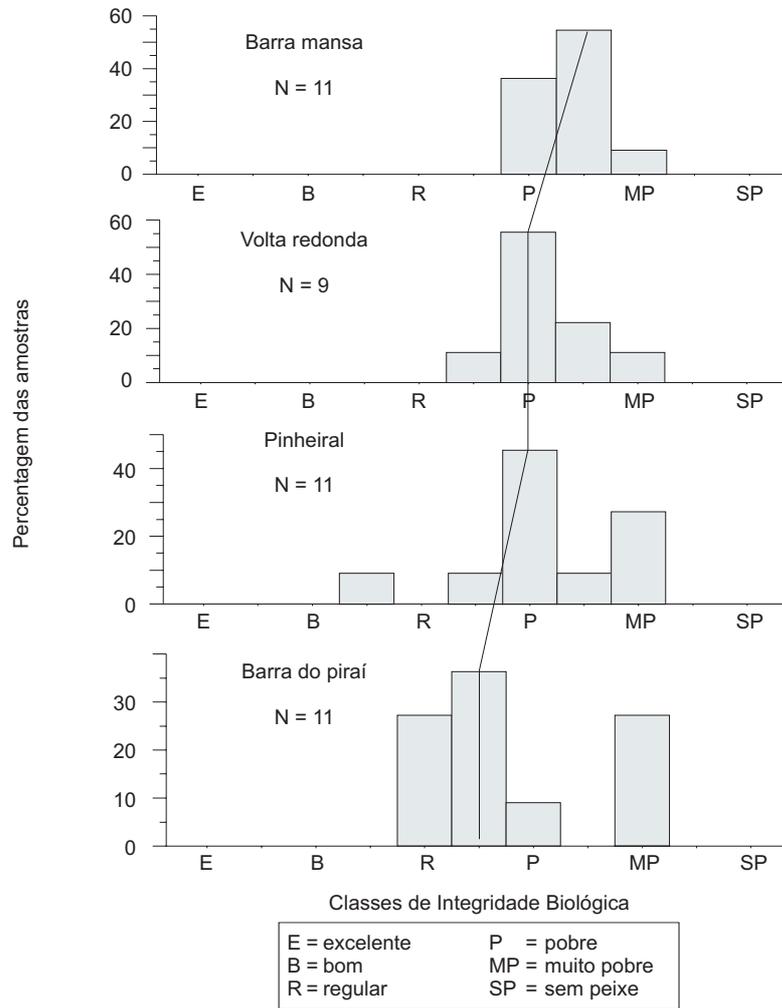


Fig. 3 — Distribuição percentual das amostras em 4 estações de coleta de dados do rio Paraíba do Sul, entre março de 95 e fevereiro de 96, por classe de Integridade Biótica.

Os valores crescentes do IIB ao longo do trecho estudado, que vai de Barra Mansa (estação mais a montante) para Barra do Pirai (estação mais a jusante), embora não estatisticamente significativos, variando de muito pobre/pobre para pobre/regular, demonstraram a sensibilidade do índice para pequenas mudanças na qualidade de água. Tais variações, no entanto, não são suficientes para que se possa inferir uma efetiva autodepuração ao longo deste trecho crítico.

Sazonalmente, os maiores IIB foram observados entre março e agosto, e os menores, entre setembro e fevereiro. Nesses últimos meses ocorreram também os maiores índices pluviométricos,

o que pode aumentar a carga de material alóctone para o rio e, desta forma, diminuir a qualidade da água, com reflexos negativos na integridade biótica.

Há que considerar, também, que durante esse último período as amostragens são dificultadas, o que pode estar contribuindo para uma tendência de diminuição do índice. A padronização das amostragens, no entanto, tende a minimizar as eventuais diferenciações de possibilidade de capturas de arte de pesca e o uso de diferentes equipamentos tende a diminuir essas distorções, fornecendo as bases para comparações espaciais e temporais.

Outra abordagem para monitorar tais ambientes envolve esforços para avaliar atributos dos sistemas ecológicos, como redundância, inércia, elasticidade e resiliência, porém de uso muito controvertido na literatura corrente (Holling, 1973; Cornell *et al.*, 1976; Cairns & Dickson, 1977; Stauffer *et al.*, 1978). O próprio IIB, embora possa ser considerado superior a outros índices utilizados em ecologia de comunidades na averiguação de impactos ambientais, por incorporar informações como composição de espécies, composição trófica, abundância e tolerância das espécies, deve ser usado com cautela. Como todo índice, é pouco provável que um único número possa refletir de maneira compreensiva e adequada toda a variabilidade existente, seja a natural e/ou a causada por influência antrópica.

Programas de monitoramento utilizando o IIB podem servir para detectar tendências espaciais e temporais de qualidade de água, sendo um instrumento eficiente a ser incluído nos programas de conservação e gerenciamento dos ecossistemas aquáticos brasileiros. No rio Paraíba do Sul, a adaptação do Índice de Integridade Biótica parece refletir eficientemente a qualidade da água. As tendências observadas coincidiram com as expectativas de alteração do rio provocadas pela carga de poluentes que o rio Paraíba do Sul recebe.

Agradecimentos — Agradecemos ao Comitê de Estudos do Rio Paraíba do Sul (CEIVAP) e à Companhia Siderúrgica Nacional (CSN) que, através de convênio com a Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, possibilitaram a realização deste trabalho. Também agradecemos aos biólogos Antonio Gomes da Cruz Filho e André Nardelli Vasconcellos pelo auxílio na coleta dos dados em campo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARAÚJO, F. G., 1996, Composição e estrutura da comunidade de peixes do médio e baixo Rio Paraíba do Sul, RJ. *Rev. Brasil. Biol.*, 56(1): 111-126.
- ARAÚJO, F. G., SANTOS, A. C. A. & SIMONI, M. R. F., 1995, Variação espacial e temporal da comunidade de peixes do médio e baixo rio Paraíba do Sul, RJ. *Rev. Univ. Rural. Sér. Ciênc. da Vida*, 17(2): 61-73.
- ARAÚJO, J. R. S., 1983, (Coord.) Projeto de biodetecção de tóxicos em sistemas fluviais de utilização em captação de água para sistemas públicos de abastecimento. *Cadernos FEEMA, Série Congressos*, 17/83 (DEPEA/DNH).
- BRITSKI, H. A., 1970, Peixes de água doce do estado de São Paulo – Sistemática. In: Com. Interst. da Bacia Paraná-Uruguaí. *Poluição e Piscicultura*, São Paulo, pp. 79-112.
- BRITSKI, H. A., 1974, A fauna de peixes brasileiros de água doce e o represamento de rio. COMASE/ELETROBRÁS, Seminário sobre fauna aquática e o setor elétrico brasileiro. Caderno 1. Fundamentos. pp. 23-30.
- CAIRNS, J. R. & DICKSON, K. L., 1977, Recovery of streams from spills of hazardous materials. In: J. Cairns, K. L. Dickson & E. E. Herricks (eds.), *Recovery and restoration of damage ecosystems*, Impr. Univ. de Virginia, Charlottesville, pp. 24-42.
- CORNELL, H., HURD, L. E. & LOTRICH, V. A., 1976, A measure of response to perturbation used to assess structural change in some polluted and unpolluted stream fish communities. *Oecologia* 23:335-342.
- FAUSCH, K. D., KARR, J. R. & YANT, P. R., 1984, Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 113: 39-55.
- FOWLER, H. W., 1948, Os peixes de água doce do Brasil. I. *Arq. Zool.*, São Paulo, 6: I-XII, 1-204.
- FOWLER, H. W., 1950, Os peixes de água doce do Brasil. I. *Arq. Zool.*, São Paulo, 6: I-XII, 205-404.
- FOWLER, H. W., 1951, Os peixes de água doce do Brasil. I. *Arq. Zool.*, São Paulo, 6: I-XII, 405-625.
- FOWLER, H. W., 1954, Os peixes de água doce do Brasil II. *Arq. Zool.*, São Paulo, 9: I-XII, 1-400.
- GOSZ, J. R., 1980, The influence of reduced streamflows on water quality. In: W. O. Spofford, A. L. Parker & A. V. Kneese (eds.), *Energy development in the Southwest*. v. 2, Resources for the Future, Washington D.C., pp. 3-48.
- HOLLING, C. S., 1973, Resilience and stability of ecological systems. *An. Rev. Sist. Ecol.*, 4: 1-23.
- KARR, J. R., 1981, Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6): 21-27.
- KARR, J. R., FAUSCH, K. D., ANGERMIER, P. L., YANT, P. R. & SCHLOSSER, I. J., 1986, Assessing biological integrity in running waters, a method and its rationale. III. *Nat. Hist. Surv. Spec. Public.* 5., Urbana, IL., USA, 28p.
- KARR, J. R. & KERANS, B. L., 1994, A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications*, 4: 768-785.
- MAZZONI, R., 1993, *Estratégia reprodutiva de duas espécies de Hypostomus Lacépède, 1803, (Siluroidei, Loricariidae) no trecho inferior rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro*. Dissertação de Mestrado. Programa de pós-graduação em Ecologia. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 130p.
- OBERDORFF, T. & HUGHES, R. M., 1992, Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia*, 228: 117-130.
- PALLER, M. H., REICHERT, M. J. M. & DEAN, J. M., 1996, Use of fish communities to assess environmental impacts in South Carolina coastal plain streams. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 125(5): 633-644.

- SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J., 1981, *Biometrics: the principle and practice of statistics in biological research*. W. H. Freeman & Co., San Francisco, 2ed. 776p.
- STAUFFER, J. R., HOCUTT, C. H., HENDRICKS, M. L. & MARKHAM, S. L., 1978, Inertia and elasticity as a stream classification system. Youghiogheny River case history evaluation. *In*: D. E. Samuel, J. R. Stauffer, C. H. Hocutt & W. T. Mason-Jr. (eds.), *Surface Mining and fish wildlife needs in the Eastern United States*. pp. 105-118, Proc. Symp. U. S. Fish Wildl. Serv., Morgantown, West Virginia FWS/OBS-78/81.
- THURSTON, R. V., RUSSO, R. C., FETTEROLF-Jr., C. M., EDSALL, T. A. & BARBER-Jr., Y. M. (eds.), 1979, *A review of the EP Red Book. Quality criteria for water*. Water quality Sec., American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 313p.