

Avaliação Sazonal da Qualidade das Águas do Arroio da Cria Montenegro, RS com Aplicação de um Índice de Qualidade de Água (IQA)

Almeida, M. A. B.

Rua Santos Dumont, 1303/802
95780-000 Montenegro, RS - mrcaba@terra.com.br

Schwarzbold, A.

CPG - Centro de Ecologia/UFRGS - Caixa Postal 15007
91540-000 Porto Alegre, RS

Recebido: 28/06/00 - revisão: 27/09/01 - aceito: 05/11/02

RESUMO

Aflente da margem direita do rio Caí, o arroio da Cria recebe despejos industriais e domésticos do município de Montenegro, RS, Brasil. Entre novembro de 1997 e agosto de 1998, em sete estações amostrais, foram realizadas quatro coletas sazonais para avaliar a qualidade das suas águas por meio das variáveis: percentagem de saturação de oxigênio, DBO₅, pH, fósforo total, nitrato, coliformes fecais, turbidez, sólidos suspensos totais, condutividade elétrica, alcalinidade, cloretos, cromo total e temperatura. Os resultados foram interpretados através de um Índice de Qualidade de Água (IQA da NSF), testes de aleatorização e estatística multivariada. Estimou-se a relação entre cobertura vegetal/ usos do solo e a qualidade das águas da bacia do arroio a partir de mapeamentos pré-existentes da bacia do rio Caí, baseados em técnicas de geoprocessamento e informações sobre agricultura, urbanização, indústrias e pluviosidade, obtidos junto a órgãos competentes. O IQA variou entre 44,8 e 72,9. Sólidos suspensos totais, pH e turbidez, significativamente afetados pela precipitação, determinaram a pior qualidade no verão, sendo a melhor no outono. As estações 06 e 07 apresentaram pior qualidade, devido a coliformes fecais, fósforo total, sólidos suspensos totais e turbidez (estação 06) e pH, nitrato, turbidez e percentagem de saturação de oxigênio (estação 07). O IQA não evidenciou diferenças espaciais e/ou temporais, por não considerar variáveis particularmente importantes como condutividade elétrica, cloretos e alcalinidade. A análise multivariada formou grupos distintos de estações amostrais mais e menos impactadas, grupos esses mantidos parcialmente na comparação com o IQA. Existem diferenças na qualidade da água com relação à natureza e densidade da ocupação, com predomínio de despejos orgânicos domésticos e industriais. Os valores de sólidos e turbidez estão relacionados à grande proporção de solo desprotegido e pluviosidade intensa. Uma investigação específica, no sentido de quantificar a contribuição de cada fonte poluente para a qualidade final do corpo d'água se faz necessária.

Palavras-chave: qualidade de água; IQA; arroio; uso do solo; cobertura vegetal.

INTRODUÇÃO

Acredita-se que por volta de 1733 tenha começado a ocupação da margem do rio Caí onde hoje se situa o Município de Montenegro. A colonização da microbacia do arroio da Cria e das áreas adjacentes à sua foz ocorreu entre 1748 e 1791 (Rosa, 1979), com o surgimento de núcleos habitacionais de maior porte e carentes de infra-estrutura, a partir de 1970 (Wolff, 1992). Na zona rural, desde 1850, a agricultura de subsistência caracterizou-se por uma preferência em relação às frutas cítricas, com a atividade industrial na microbacia do arroio tendo início em 1926, a partir da instalação de um curtume (Arpini, 1986).

Tanto a ocupação urbana quanto a agrícola modificam a paisagem, transformando os recursos naturais utilizados e sub-aproveitados pelas populações humanas. O ciclo iniciado pelo consumo de recursos se completa com a consequente geração de resíduos. Os efeitos desse ciclo são perceptíveis, num primeiro momento, no âmbito das pequenas

bacias hidrográficas onde estas populações e suas atividades estejam localizadas.

Uma importante ferramenta existente para abordagem da qualidade de água dos mais variados corpos hídricos é o Índice de Qualidade de Água (IQA), o qual é usado nas suas várias formas como uma metodologia integradora, por converter várias informações num único resultado numérico.

House & Ellis (1980) apontam três grupos diferentes de IQAs: índices de qualidade geral, índices relacionados ao uso e índices de poluição sanitária. Já Couillard & Lefebvre (1985) consideram seis diferentes tipos, sendo os dois primeiros (IQA geral e biológico) criados nos anos sessenta. Na década seguinte, surgiu um índice para uso específico, outro para fins de planejamento e um último baseado em abordagens estatísticas. Finalmente, na década de oitenta, surgiram os índices de estado trófico.

A idéia básica dos índices de qualidade é agrupar uma série de variáveis numa escala comum, combinando-as em um único número (Lohani & Musthapha, 1982). Brown et

al. (1970) afirmam que agências federais, estaduais e municipais coletam centenas de valores para variáveis ambientais que terminam em volumosos arquivos ou publicados em boletins que são difíceis de entender, idéia compartilhada com Bolton et al. (1978), que destacam a dificuldade existente em condensar a informação de muitas variáveis de forma a ser fácil comparar e classificar diferentes corpos d'água. Também Couillard & Lefebvre (1985) e House & Ellis (1980) destacam a importância dos índices como ferramenta de informação ao público, promovendo um melhor entendimento entre a população leiga e as pessoas que gerenciam o ambiente.

Um IQA indica sinteticamente a qualidade da água, sendo expresso por um valor numérico. Uma das vantagens do seu uso para determinação da qualidade da água é a consequente uniformidade de critérios para apresentação à opinião pública, possibilitando uma forma de comparação relativa entre os sistemas hídricos (COMITESINOS, 1990). Brown et al. (1970) chamam a atenção para o fato de que mais de vinte anos e bilhões de dólares foram gastos para o controle da poluição, até a década de setenta, sem que houvesse uma forma clara de informação para o público.

Desde trabalhos pioneiros como o de Horton (1965), IQA's vêm sendo analisados e/ou usados por diversos autores, sob diversas formas e abordagens. Formulação e descrição de índices (Brown et al., 1970; Bolton et al., 1978; Couillard & Lefebvre, 1985; Haase et al., 1989; Smith, 1990); criação de índices baseados em análise fatorial (Shoji et al., 1966; Haase & Possoli, 1993); índices de poluição (Shoji et al., 1966; Prati et al., 1971; Padgett & Stanford, 1973); índices bióticos (Chutter, 1972; Heister Jr., 1972); comparação de índices pré-existentes (Landwehr & Deininger, 1976; Dunnet, 1979; Ball & Church, 1980; House & Ellis, 1980; Lohani & Musthapha, 1982); aplicação de índices em arroios (Haase & Schafer, 1992; Andreatza, 1997; Guerra et al., 1998); aplicação de índices em rios (Pineda & Schafer, 1987; COMITESINOS, 1990; COMITESINOS, 1993; Santos, 1993; Dojlido et al., 1994; Palupi et al., 1995); aplicação de índices em lagoas (Kishi & De Luca, 1991; Leite, 1994; Bruschi Jr. et al., 1998) e aplicação de índices em reservatórios (Gastaldini et al., 1994) são tema de pesquisa em todo o mundo.

Atualmente a CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental), órgão ambiental do Estado de São Paulo, vem gradativamente substituindo o IQA, usado para caracterizar 131 pontos de monitoramento em rios e reservatórios, por novas formulações de índices mais abrangentes, com a inclusão de testes de toxicidade e índices de estado trófico (Zagatto et al., 1999). Tais índices foram propostos principalmente a partir das pesquisas de Zagatto et al. (1998) e dos grupos de estudo criados em 1998 pela Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (Zagatto et al., 1999).

No presente trabalho, procurou-se realizar um levantamento da situação da microbacia do arroio da Cria em termos de qualidade da água, uso e ocupação do solo, ge-

rando dados que sirvam como diagnóstico para subsidiar um gerenciamento, pesquisas e usos futuros, caracterizando a qualidade da água da microbacia hidrográfica do arroio da Cria com a utilização de um IQA e avaliando o desempenho desta ferramenta.

Área de estudo

A microbacia do arroio da Cria está inserida na bacia hidrográfica do rio Caí, situada na região centro-leste do Estado do Rio Grande do Sul (Figura 1). O rio Caí compreende sete segmentos distintos (FEPAM/GTZ, 1997), baseado em critérios geomorfológicos e de uso do solo e da água, sendo o quinto segmento aquele que atravessa o município de Montenegro e recebe as águas do arroio da Cria. Os usos preponderantes para este segmento são diluição de despejos domésticos da zona urbana dos municípios de São Sebastião do Caí, Pareci Novo e Montenegro; diluição de despejos industriais de Montenegro, trazidos pelos arroios Alfama e da Cria e abastecimento doméstico em São Sebastião do Caí e Montenegro (FEPAM/GTZ, 1997).

O Município de Montenegro tem uma área de 440,01 km² (87,41% na bacia do rio Caí) (FEPAM/GTZ, 1997). A área urbana encontra-se toda inserida na bacia do rio Caí, sendo que apenas uma parte dela pertence à microbacia do arroio da Cria. O arroio da Cria situa-se no retângulo compreendido entre as coordenadas UTM 442.000 mE, 458.000 mE, 6.710.000 mN e 6.722.000 mN (Figura 2), caracterizando-se como um dos principais afluentes da porção final do rio Caí. O arroio atinge a quarta ordem na sua porção final, com base na classificação de Horton (Hynes, 1979), sendo formado pela união de dois arroios: o arroio dos Carros e o arroio Costa da Serra. Como grande parte dos cursos d'água do Estado, suas margens sofreram e ainda sofrem com o desmatamento, resultando em que, segundo FEPAM/GTZ (1997), as faixas de mata ciliar que se encontram preservadas ao longo do rio Caí e seus afluentes sejam normalmente menores que o estabelecido por lei. Ao longo do seu curso, o arroio recebe a influência de atividades variadas e o reflorestamento (eucaliptos e acácia), a agropecuária, o plantio de frutas cítricas e a atividade industrial resultaram na eliminação de áreas nativas, substituídas por estas atividades.

Quanto à agricultura do Município, apesar de predominantemente minifundiária representa a mais importante fonte de conflito em relação às áreas de proteção permanente, devido à expansão de áreas cultivadas. Montenegro destaca-se pela citricultura (SAA/CEPA/RS, 1997) e pelo florestamento com espécies exóticas, sobretudo acácia-negra e eucaliptos (Oliveira, 1982), predominando a avicultura, com frangos de corte e pecuária, segundo FEPAM/GTZ (1997).

A área urbana de Montenegro conta com 11,80 km² (FEPAM/GTZ, 1997). A população rural atinge 5.780 ha-

bitantes, enquanto que a população urbana chega a 43.536 pessoas com 11.700 na microbacia do arroio (IBGE, 1996). Loteamentos irregulares e/ou sem infra-estrutura ocorrem nas proximidades do arroio da Cria, com esgotos a céu aberto e descarga direta em tributários do arroio. Foi estimada uma carga orgânica total despejada nos recursos hídricos do município em torno de $3,1 \text{ ton dia}^{-1}$ de DBO e 730 kg de nitrogênio (PMM/FNMA/MRS, 1999), com aproximadamente 630 kg dia^{-1} de DBO diretamente lançados ao arroio da Cria, devido a esgoto doméstico.

A atividade industrial na microbacia do arroio da Cria caracteriza-se pelo predomínio de indústrias de beneficiamento de produtos agropecuários. As empresas de maior porte são um curtume (curtimento a base de cromo), um frigorífico (abate de bovinos), uma indústria de sucos e óleos essenciais (extraídos de frutas cítricas), um incubatório de pintos, uma indústria de produção de tanino de acácia-negra e uma usina de compostagem de resíduos industriais (provenientes de agroindústrias). Dentre elas, quatro são responsáveis pelo aporte de $1.280 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ de efluentes no arroio.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram estabelecidas sete estações amostrais ao longo dos formadores do arroio da Cria, tendo sido numeradas de 01 até 07, assumindo a denominação de Estação Amostrai, ou simplesmente a sigla EA, seguida do número correspondente (Figura 2).

As estações amostrais EA01, EA02 e EA03 foram situadas no segmento do arroio mais afetado por descargas industriais e domésticas, EA04 e EA05 situadas no segmento quase que exclusivamente agrícola. As estações amostrais EA06 e EA07 foram situadas após a junção dos dois segmentos principais.

Adotou-se um regime sazonal de coletas (08/11/1997, Primavera; 13/02/1998, Verão; 06/05/1998, Outono e 05/08/1998, Inverno). Conforme descreveu Marcomin (1996), as coletas devem ser realizadas nos períodos de maior e menor pluviosidade do período amostral, mesmo que não correspondam aos períodos estatisticamente indicados. As amostras foram coletadas, acondicionadas e preservadas de acordo com APHA (1995), considerando as variáveis que compõem o IQA e variáveis adicionais. Todas as análises foram efetuadas com réplicas e seguindo os métodos apresentados em APHA (1995) e Zahradnik (1981), nos laboratórios do Centro de Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

As variáveis analisadas e os respectivos métodos são os seguintes: oxigênio dissolvido pelo método de Winkler-Azida; DBO₅ pelo método de Winkler; pH por medição a campo, com o uso de pHmetro pH 320 WTW® equipado com sensor SenTix 97 T, WTW®; fósforo total pelo método

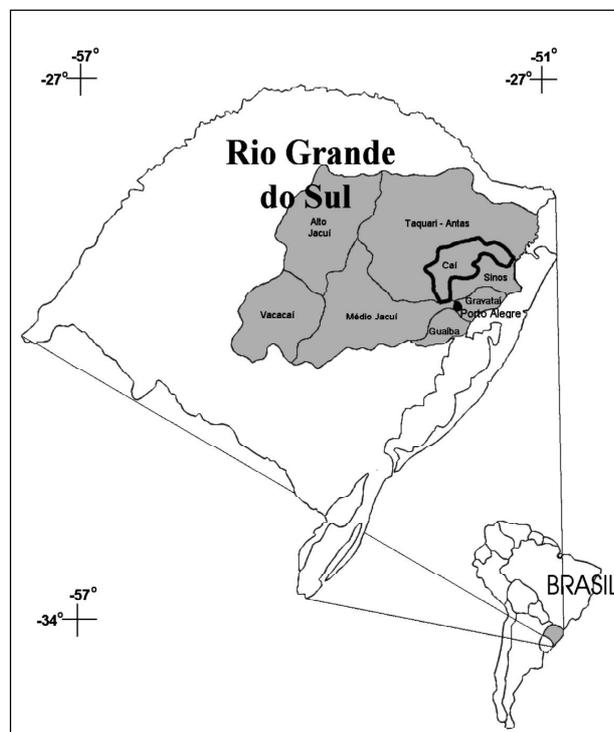


Figura 1. Bacia do rio Cai e demais bacias limitantes e integrantes do programa Pró-Guaíba; fonte: Weber et al. (1998).

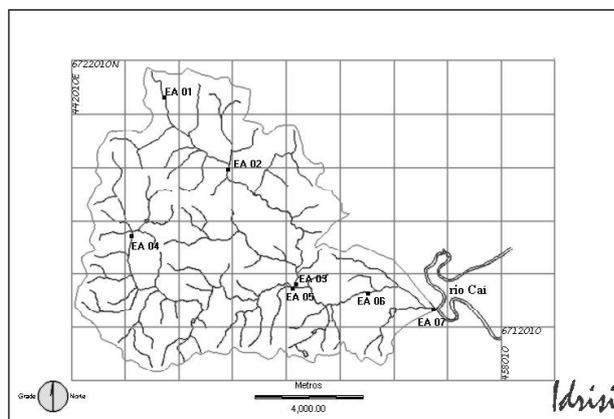


Figura 2. Bacia do arroio da Cria e localização das estações amostrais ao longo do seu curso.

do ácido ascórbico; coliformes fecais por contagem em filtro de membrana de nitrato de celulose reticulado, com $0,45 \mu\text{m}$ de poro, em meio de cultivo M-Endo Agar LES DIFCO® a 44°C ; turbidez pelo método nefelométrico; sólidos suspensos totais secos a $103-105^\circ \text{C}$; condutividade elétrica medida a campo com condutímetro LF 320 WTW®, equipado com sensor TetraCon® 325 WTW®; cloretos, por volumetria de precipitação, pelo método argentométrico; cromo total por digestão nítrica e espectrofotometria de absorção atômica em forno de grafite (GFAAS), marca PERKIN ELMER®, modelo SIMAA 6000; temperatura

medida a campo com sensor TetraCon® 325 WTW®, acoplado a condutivímetro LF 320 WTW® (APHA, 1995), nitrato pelo método do NaOH-tartarato; alcalinidade devido a carbonatos pelo método volumétrico e neutralização com ácido clorídrico, segundo Zahradnik (1981).

O IQA utilizado neste trabalho foi o adotado pela National Sanitation Fundation (NSF), descrito por Brown et al. (1970) e COMITESINOS (1990) e utilizado por Bruschi Jr. et al. (1998) em várias lagoas costeiras do Rio Grande do Sul e Guerra et al. (1998) como ferramenta para a avaliação ambiental do arroio Cavalhada (Porto Alegre, RS).

Este índice utiliza nove variáveis consideradas mais indicativas de qualidade (oxigênio dissolvido (%), coliformes fecais, pH, demanda bioquímica de oxigênio, fósforo total, nitrato, turbidez, sólidos totais e temperatura), para as quais foram determinadas curvas de qualidade (Tabela 1 e Tabela 2) e pesos relativos (Tabela 3), que atribuem uma nota subjetiva de qualidade referente aos valores das variáveis analisadas.

A fórmula utilizada para cálculo do valor do IQA é a que segue:

$$IQA = \prod q_i^{w_i}$$

onde Π é multiplicatório; q_i a qualidade relativa da iésima variável; w_i o peso relativo da iésima variável e; i o número de ordem da variável.

Na versão utilizada pelo COMITESINOS, não se faz uso das medidas de temperatura, uma vez que estas seriam referentes a desvios na temperatura, observados a montante e jusante do ponto de coleta. Por entender que no estado do Rio Grande do Sul não existe poluição térmica significativa, e por ter testado o índice com e sem o uso desta variável obtendo variação de apenas 5%, esta medida não é utilizada. No presente trabalho, a variável sólidos totais, foi substituída por sólidos em suspensão, devido aos sólidos dissolvidos não terem sido detectados nas amostras das duas primeiras coletas (primavera e verão), medida adotada também por Leite (1994).

Uma vez obtido o valor do IQA, este deve ser multiplicado pelo IT daquele ponto. O IT consiste no Índice de Toxidez, que é uma variável binária, assumindo um valor igual a zero (0) quando um elemento tóxico ultrapassa o limite permitido e valor igual a um (1) caso contrário. Esta é uma forma de transformar em zero o valor do índice de qualidade caso exista uma contaminação (metais pesados ou pesticidas, por exemplo), mesmo que limitada espacial e temporalmente. Para cada situação devem ser analisados elementos tóxicos que sejam os mais prováveis de serem encontrados no local (COMITESINOS, 1990). Como o sistema operacional do curtume existente nas margens do arroio utiliza cromo, os níveis deste metal pesado foram considerados para uso do IT, com bases nos valores máximos permitidos pelo padrão legal, determinado pela resolução nú-

Tabela 1. Valores das notas atribuídas (NQ) a qualidade relativa das variáveis, segundo COMITESINOS (1990).

pH	NQ	DBO ₅ (mg L ⁻¹)	NQ	OD (%Sat.)	NQ
2	2,8	0	100,0	0	2,8
3	4,3	2,5	74,3	10	7,1
4	10,0	5,0	52,8	20	11,4
5	24,3	7,5	41,4	30	21,4
6	60,0	10,0	30,0	40	28,6
7	91,4	12,5	24,3	50	42,8
8	87,1	15,0	18,6	60	60,0
9	45,0	17,5	14,3	70	72,8
10	17,1	20,0	11,4	80	81,4
11	5,0	22,5	8,6	90	90,0
12	2,8	25,0	7,1	100	100,0
2,5	2,8	27,5	5,7	110	91,4
3,5	5,7	30,0	4,3	120	87,1
NO ₃ (mg L ⁻¹)	NQ	TUR (NTU)	NQ	STS (mg L ⁻¹)	NQ
0	100,0	0	100,0	0	80
5	60,7	5	90,0	25	84,3
10	48,6	10	75,7	50	85,7
15	38,6	15	70,0	75	87,1
20	32,8	20	62,1	100	85,0
25	27,1	25	56,8	125	84,0
30	22,8	30	52,8	150	80,0
35	20,0	35	47,8	175	77,1
40	17,1	40	44,3	200	75,4
45	14,3	45	40,0	225	72,8
50	11,3	50	37,1	250	68,6
55	8,6	55	34,3	275	64,3
60	7,1	60	32,8	300	60,7
65	5,7	65	30,0	325	57,1
70	4,3	70	27,4	350	52,8
75	2,8	75	25,7	375	50,0
80	1,4	80	23,6	400	45,4
85	0	85	21,4	425	42,8
90	0	90	20,0	450	40,0
-	-	95	17,1	475	35,7
-	-	100	15,7	500	33,6

mero 020 do CONAMA (BRASIL/CONAMA, 1986). Uma vez aplicado o IT, o cálculo do IQA culmina com a classificação da água analisada.

As faixas de qualidade originalmente usadas pelo COMITESINOS, estabelecidas como intervalos fechados (de 0 até 25, muito ruim; de 26 até 50, ruim; de 51 até 70, regular; de 71 até 90, bom e de 91 até 100, excelente) foram modificadas para este trabalho e estão apresentadas na Tabela 4.

A cobertura vegetal/ usos do solo foram analisados por meio da classificação das imagens de satélite da Bacia do rio Caí, obtida junto a FEPAM (Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Roesler) e adaptadas pelos autores

Tabela 2. Valores das notas atribuídas (NQ) a qualidade relativa das variáveis, segundo COMITESINOS (1990) continuação.

P-PO ₄ (mg L ⁻¹)	NQ	Coli.Fecais (UFC/100mL)	NQ
0	100,0	1	100,0
0,5	60,0	2	87,1
1,0	40,0	5	77,1
1,5	31,4	10	65,7
2,0	25,7	20	57,1
2,5	21,4	50	47,1
3,0	17,1	100	40,0
3,5	14,3	200	32,8
4,0	12,8	500	25,7
4,5	11,1	1000	20,0
5,0	10,0	2000	15,7
5,5	9,7	5000	10,4
6,0	7,8	10000	8,6
7,0	7,1	20000	7,1
8,0	6,0	50000	4,3
9,0	5,4	-	-
10,0	4,3	-	-

para este trabalho, tendo como base duas imagens de satélite TM LANDSAT 5, bandas 3, 4 e 5, das órbitas 221/080 e 221/081, ambas de 16/10/95, (porção norte e sul da bacia). A partir das cartas planialtimétricas foi traçada a área da microbacia hidrográfica do arroio da Cria, com base nos divisores de água e posterior digitalização do limite da microbacia hidrográfica do arroio da Cria, no *software* de digitalização e edição vetorial TOSCA v. 2.12. O arquivo vetorial correspondente aos limites da microbacia foi exportado para o *software* de geoprocessamento IDRISI for Windows v. 2.0 onde foi possível produzir as composições de mapas contendo os cursos d'água, localização das estações amostrais e outras informações, previamente existentes. Por fim, foi recortada da imagem classificada a área da bacia do arroio e totalizadas as porções ocupadas por cada uma das classes estabelecidas para toda a bacia do rio, por meio de rotinas do IDRISI, tais como RECLASS, OVERLAY e AREA.

Dados relativos a pluviosidade e nível do rio Caí foram obtidos junto a Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária (FEPAGRO); Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica (DNAEE) e Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM).

No tratamento estatístico dos dados, utilizou-se teste de aleatorização entre unidades amostrais, com nível de significância de 5%, para testar eventuais diferenças devidas a sazonalidade (Siegel, 1975; Manly, 1991 e Pillar, 1998). A medida de semelhança utilizada foi a distância euclidiana, com 1000 interações e contraste entre os grupos formados pelas unidades amostrais referentes a cada estação do ano.

Tabela 3. Variáveis utilizadas e seus pesos relativos para cálculo do IQA. Fonte: COMITESINOS (1990).

Variáveis	Pesos relativos (wi)
Oxigênio Dissolvido	0,19
Coliformes Fecais	0,17
PH	0,13
DBO	0,11
Fósforo Total	0,11
Nitrato	0,11
Turbidez	0,09
Sólidos Totais em Suspensão	0,09

Tabela 4. Faixas de qualidade da água para o IQA. Modificado de: COMITESINOS (1990).

Valor numérico do IQA.	Classificação da qualidade
0,00 ---- 25,00	Muito Ruim
25,00 ---- 50,00	Ruim
50,00 ---- 70,00	Regular
70,00 ---- 90,00	Bom
90,00 ---- 100	Excelente

A análise multivariada foi utilizada para agrupar as estações amostrais de acordo com os resultados das variáveis e variações sazonais. Para a ordenação das unidades amostrais em função das variáveis foi utilizada a análise de coordenadas principais, a partir de uma matriz de semelhança com valores do índice de Gower entre unidades amostrais. As análises foram efetuadas com o *software* MULTIV versão 25/Ago/98 (Pillar, 1998), para análise multivariada e testes de aleatorização, no Departamento de Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul e estão descritas em Podani (1994) e Pillar (1998).

Posteriormente procedeu-se uma sobreposição dos valores obtidos pelo cálculo do IQA com os diagramas da ordenação, para uma comparação dos resultados e uma avaliação da existência ou não de coerência entre os resultados.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores obtidos para as variáveis analisadas, por coleta, estão apresentados da Tabela 5 à Tabela 8.

As áreas totais por classe de cobertura vegetal e uso do solo na microbacia do arroio da Cria e os totais da bacia do rio Caí, adaptado a partir de FEPAM/GTZ (1997) estão apresentados na Tabela 9.

Os resultados do teste de aleatorização entre unidades amostrais e contraste entre os grupos formados pelas unidades amostrais, referentes a cada estação do ano, estão apresentados na Tabela 10.

As coletas foram realizadas em momentos extremos de disponibilidade de água, dentro do período amostral,

Tabela 5. Resultados referentes a coleta de primavera, realizada em 08/11/97.

Variável	EA1	EA2	EA3	EA4	EA5	EA6	EA7
OD (mg L ⁻¹)	6,71	6,43	6,61	7,92	8,20	7,17	2,33
Saturação de O ₂ (%)	86,15	73,09	73,03	89,00	90,88	79,67	26,18
Temperatura (°C)	28,3	21,7	20,2	21,1	20,4	20,5	21,1
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	0,73	1,70	3,34	2,62	2,08	4,67	1,46
Turbidez (NTU)	22,28	28,53	29,92	29,23	29,92	33,40	41,03
Condut. (µS cm ⁻¹)	9,94	21,60	42,20	6,30	6,29	26,30	14,55
S. susp. tot. (mg L ⁻¹)	3,86	14,67	9,83	5,33	10,83	17,80	15,60
PH	6,38	6,60	6,72	6,10	6,26	6,60	6,05
Nitrato (mg L ⁻¹)	0,12	0,13	0,14	0,05	0,04	0,10	0,12
Fósforo total (mg L ⁻¹)	0,021	0,027	0,037	0,029	0,019	0,045	0,086
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	26,46	38,88	43,20	9,72	28,62	25,92	27,54
Cloretos (mg Cl/L)	17,74	25,85	47,65	17,74	20,28	35,49	30,42
Cromo total (µg L ⁻¹)	1,049	3,799	0,989	0,374	0,304	0,600	1,019
C. F. (UFC/100 mL)	350	1500	1000	200	150	2500	220

durante o qual foi realizado um acompanhamento do nível das águas do arroio da Cria e do rio Caí. A coleta de outono apresentou o nível de água mais baixo de todo o período amostral, o qual, embora tenha sido caracterizado por uma pluviosidade acentuada (Figura 3) sem a ocorrência de nenhum evento de seca, possibilitou a realização de coletas com diferentes níveis de água.

No arroio da Cria, verificou-se que os valores de oxigênio dissolvido foram semelhantes nos dois pontos mais à montante, estações amostrais 01 e 04, embora ao longo do arroio Costa da Serra, a quantidade de oxigênio tenha sofrido um declínio, provavelmente em virtude da carga orgânica que recebe das indústrias existentes neste trecho. Já para o outro braço do arroio, este efeito não se verifica, havendo um aumento na quantidade de oxigênio dissolvido ao longo do curso. A estação amostral 07, junto à foz, tem os menores valores registrados. Por tratar-se do ponto final do curso do arroio, após receber variadas cargas poluentes, situado na planície do rio, com menor velocidade de fluxo e cobertura vegetal de mata, deve haver maior consumo.

Os valores de DBO₅ no arroio da Cria foram baixos nas estações amostrais mais próximas das nascentes, sem influência de indústrias e zonas de urbanização mais intensas e crescentes nas estações 02, 03 e 06. A estação amostral com maiores valores de DBO₅ foi a estação 02, a jusante do curtiúme, o que deve estar relacionado à eliminação de matéria orgânica, junto com outras substâncias resultantes de processos e limpeza de instalações. Na estação amostral 03, apesar da sua localização a jusante do frigorífico, há um declínio dos valores de DBO₅, que pode ser atribuído tanto a um acréscimo de água vinda de afluentes existentes entre as duas estações amostrais, com maior diluição, quanto à retirada de matéria orgânica antes mesmo do tratamento dos efluentes (para utilização na agricultura) e à própria eficiência do tratamento em si. O aspecto da diluição também é

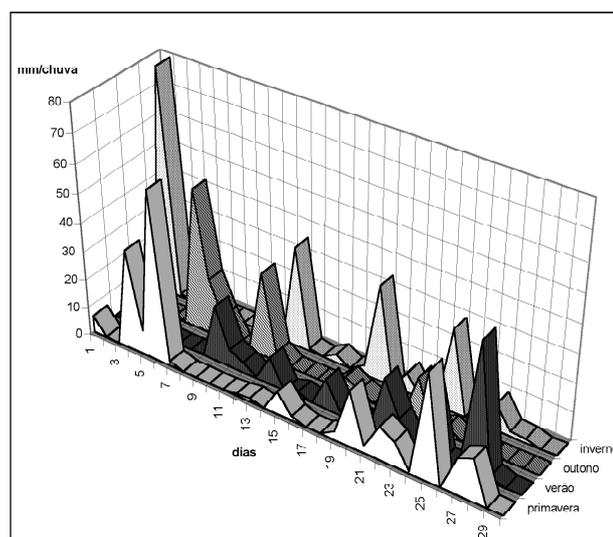


Figura 3. Representação gráfica dos valores de pluviosidade em mm dos 30 dias que antecederam a cada uma das quatro coletas de água (FEPAGRO, 1998).

válido para os pontos seguintes, quando aumenta a largura e profundidade da seção e a água de novos afluentes incorpora-se ao arroio.

O pH pode ser considerado como uma das variáveis ambientais mais importantes, ao mesmo tempo em que uma das mais difíceis de se interpretar. Esta complexidade na interpretação dos valores de pH se deve ao grande número de fatores que podem influenciá-lo. A maioria dos corpos d'água continentais tem uma variação de pH entre 6 e 8 (Esteves, 1988). Existe uma tendência ao aumento do valor do pH nas coletas de outono e inverno (significativa, $P < 0,05$, na relação outono/verão), segundo o teste de aleatorização (Tabela 10), o que não se verifica no trabalho de Necchi Jr. et al. (1996), em condições ambientais diversas, trabalhando em riachos de São Paulo.

Tabela 6. Resultados referentes a coleta de verão, realizada em 13/02/98.

Variável	EA1	EA2	EA3	EA4	EA5	EA6	EA7
OD (mg L ⁻¹)	7,39	6,23	6,53	5,01	7,80	6,88	2,48
Saturação de O ₂ (%)	90,90	70,47	71,92	56,04	85,06	76,79	28,64
Temperatura (° C)	26,0	21,4	20,0	20,8	19,5	20,7	22,5
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	0,96	6,08	4,30	0,55	0,51	3,19	1,52
Turbidez (NTU)	20,90	22,98	20,90	16,03	17,42	22,98	34,78
Condut. (µS cm ⁻¹)	10,36	65,90	23,30	5,19	4,64	20,60	10,65
S. susp. tot. (mg L ⁻¹)	4,53	13,86	13,20	6,67	11,22	14,71	19,60
PH	5,94	6,68	6,12	5,90	6,20	6,40	5,74
Nitrato (mg L ⁻¹)	0,05	0,06	0,14	0,05	0,04	0,10	0,06
Fósforo total (mg L ⁻¹)	0,016	0,086	0,188	0,038	0,044	0,185	0,069
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	13,32	35,52	18,32	9,44	7,77	13,32	9,44
Cloretos (mg Cl/L)	4,50	47,24	14,50	3,75	4,00	13,25	6,00
Cromo total (µg L ⁻¹)	0,673	12,809	2,439	0,577	0,420	0,755	0,999
C. F. (UFC/100 mL)	1000	1500	1700	500	1000	2000	1700

Tabela 7. Resultados referentes a coleta de outono, realizada em 06/05/98.

Variável	EA1	EA2	EA3	EA4	EA5	EA6	EA7
OD (mg L ⁻¹)	7,81	7,04	6,75	7,52	8,48	6,75	5,98
Saturação de O ₂ (%)	79,61	69,91	65,60	73,87	81,54	65,73	57,50
Temperatura (°C)	16,2	15,0	14,0	14,5	13,5	14,1	13,5
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	1,54	3,28	5,69	1,45	1,25	4,92	1,25
Turbidez (NTU)	12,56	26,45	25,76	22,28	18,12	26,45	11,17
Condut. (µS cm ⁻¹)	43,80	720,00	303,00	24,50	23,40	310,00	95,70
S. susp. tot. (mg L ⁻¹)	2,14	9,71	8,57	7,65	5,71	8,14	2,36
pH	6,40	7,03	6,94	6,44	6,52	6,91	6,30
Nitrato (mg L ⁻¹)	0,06	0,04	0,31	0,05	0,05	0,32	0,37
Fósforo total (mg L ⁻¹)	0,014	0,027	0,183	0,019	0,019	0,202	0,025
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	22,68	48,60	45,90	12,96	12,96	37,26	11,88
Cloretos (mg Cl/L)	3,94	62,74	43,65	2,73	3,03	46,07	17,88
Cromo total (µg L ⁻¹)	1,249	7,479	1,619	2,109	1,759	2,129	1,829
C. F. (UFC/100 mL)	500	600	2000	200	200	5000	100

Todo o fósforo presente em águas naturais, quer na forma iônica, quer na forma complexada, encontra-se sob a forma de fosfato, devendo-se utilizar esta denominação para se referir às diferentes formas de fósforo em Limnologia (Esteves, 1988). Os valores de fósforo apresentaram-se baixos no arroio da Cria. As estações amostrais 01, 04 e 05, correspondentes aos pontos mais próximos das nascentes, tiveram valores baixos, embora próximos ao limite da classe 1 da resolução CONAMA 020 (BRASIL/CONAMA, 1986). O adequado uso do solo e em especial a predominância de culturas permanentes podem explicar os baixos valores, sobretudo nas estações amostrais 01, 04 e 05, as quais, embora predominantemente agrícolas, diferem do verificado por De Luca et al. (1991), no seu trabalho no rio Potiribu, área de agricultura extensiva, com uso de fertilizantes industrializados, no município de Ijuí (RS). As estações 03 e 06 apresentaram os maiores valores de fósforo total, provavelmente devido à atividade do frigorífico, rela-

cionado à possível presença de detergentes usados na lavagem e aos esgotos de vilas existentes nas proximidades da estação amostral número 06.

Os valores de nitrato foram baixos em toda a microbacia do arroio da Cria, com os maiores valores obtidos na coleta de outono nas estações amostrais 07, 06 e 03. Possivelmente devido ao menor nível d'água houve maior concentração, sendo que os valores da estação 03 estão entre os maiores para as quatro estações do ano.

Diretamente à criação de gado podem ser atribuídas as quantidades de coliformes fecais observados nas estações amostrais 01, 04 e 05, assim como uma contribuição aos valores nas demais estações amostrais, por localizarem-se em áreas de pecuária extensiva, com pequena densidade populacional. Os valores encontrados na estação amostral 06 evidenciam o aumento da descarga de esgotos sofrida pelo arroio no seu curso final devido à presença de núcleos habitacionais, sem infra-estrutura adequada, a montante do

Tabela 8. Resultados referentes a coleta de inverno, realizada em 05/08/98.

Variável	EA1	EA2	EA3	EA4	EA5	EA6	EA7
OD (mg L ⁻¹)	8,77	7,02	7,85	8,53	8,87	7,31	5,07
Saturação de O ₂ (%)	90,93	71,27	78,68	84,77	87,96	73,43	51,04
Temperatura (°C)	17,1	16,1	15,5	15,1	15,0	15,6	15,7
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	0,97	13,20	5,51	0,83	0,88	3,12	0,49
Turbidez (NTU)	17,42	18,81	20,20	11,87	4,92	45,34	16,03
Condut. (µS cm ⁻¹)	43,50	456,00	277,00	23,80	24,10	143,90	58,80
S. susp. tot. (mg L ⁻¹)	6,53	10,60	7,20	3,85	5,43	8,83	3,69
pH	6,42	7,00	6,58	6,32	6,45	6,20	6,20
Nitrato (mg L ⁻¹)	0,05	0,11	0,21	0,07	0,08	0,13	0,14
Fósforo total (mg L ⁻¹)	0,008	0,014	0,025	0,005	0,010	0,008	0,073
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	17,37	38,94	29,35	7,79	8,39	19,77	10,18
Cloretos (mg Cl/L)	3,64	46,98	34,86	3,33	3,03	17,28	7,27
Cromo total (µg L ⁻¹)	0,525	5,879	1,809	0,071	0,097	0,802	0,284
C. F. (UFC/100 mL)	200	3500	1600	180	500	12000	170

Tabela 9. Área das classes de cobertura vegetal e uso do solo na microbacia do arroio da Cria e na bacia do rio Caí.

Classes de cobertura e uso do solo	Área total na microbacia do arroio da Cria (km ²)	% ocupada na microbacia do arroio da Cria	Área total na bacia do rio Caí* (km ²)	% ocupada na bacia do rio Caí*
Áreas sombreadas	0,049	0,053	199,73	3,97
Corpos d'água	0,062	0,067	18,66	0,37
Zona urbana**	2,639	2,834	-	-
Solo exposto/agricultura	9,739	10,457	375,54	7,47
Áreas úmidas/baixas	11,739	12,606	124,81	2,48
Floresta plantada, floresta original, mata de galeria, etc.	28,204	30,285	2832,78	56,35
Campo/pastagem	40,695	43,698	1475,49	29,35
Total	93,13	100%	5027,01	100%

* FONTE: FEPAM/GTZ (1997). ** Parcela da zona urbana incorporada à zona urbana central do Município.

local das coletas. De forma geral os valores obtidos para a estação amostral 02 podem ser devidos a uma presença mais intensa de pecuária e esgotos, mais diversificados que aqueles observados a montante das estações 04 e 05. Os valores obtidos para a estação 03, em relação à estação 02, não apresentaram o aumento que seria esperado devido à presença do frigorífico, fato atribuído ao recolhimento do esterco. A estação 07 apresenta diminuição dos valores de coliformes.

Em relação à turbidez, Oliveira e Schwarzbald (1998) obtiveram variação de 2 NTU até 661 NTU no arroio Sampaio, valor esse muito alto, se comparado com os obtidos no arroio da Cria, o que pode ser explicado pela diferença na magnitude da atividade agrícola e à agricultura baseada em culturas permanentes da microbacia do arroio da Cria. Cabe ressaltar que a presença de extensa área com cobertura de campo e pastagem contribui com o aumento da turbidez de forma mais acentuada do que seria verificado caso houvesse maior predomínio de florestas. Os valores mais significativos ($P < 0,05$) no período amostral, apontados pelo teste de aleatorização (Tabela 10), foram verificados na coleta de primavera, a qual foi antecedida por maior

pluviosidade (Figura 3), o que caracteriza a ação exercida pelo arraste superficial. A coleta de primavera, além da precipitação acentuada, apresentou altas temperaturas, o que, segundo Hill et al. (1992) pode provocar aceleração dos processos biológicos e da entrada de material alóctone e aumento da produção primária, resultando em grande geração de material orgânico particulado e valores mais altos de turbidez. Geralmente o material orgânico particulado existe em maior quantidade no verão, devido às altas temperaturas. A turbidez verificada no arroio da Cria na coleta de verão foi superior à do inverno.

No caso do arroio da Cria, na estação amostral número 02 um aumento na quantidade de sólidos em suspensão, em relação à estação amostral anterior, tem sua provável origem nas atividades de curtume situado a montante. O comportamento dos sólidos suspensos é semelhante ao da turbidez, com a qual se relaciona. Os valores refletem a condição local, com aumento em pontos de maior poluição. Assim como a turbidez, tem valores significativamente maiores ($P < 0,05$), indicados pelo teste de aleatorização (Tabela 10), nos meses mais quentes, fundamentalmente pelos

Tabela 10. Resultados do teste de aleatorização para as variáveis: pH, Turbidez, Sólidos Totais em Suspensão e Condutividade Elétrica.

Teste de Aleatorização MULTIV versão 25/Ago/98																											
Unidades Amostrais: 7 estações amostrais em 4 coletas																											
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
Fator: época do ano																											
Grupos:																											
1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3	4	4	4	4	4	4	4
Ordem dos grupos em contraste:																											
1 (primavera) 2 (verão) 3 (outono) 4 (inverno)																											
Variável: pH																											
Fonte de variação	Soma de quadrados (Q)							G = Qb/Qw							P (GNULL >= G)												
Época do ano																											
Entre grupos	0.925							0.4537							0.027												
Contrastes																											
1 -1 0 0	0.21378							0.10486							0.144												
1 0 -1 0	0.23921							0.11733							0.111												
1 0 0 -1	0.015114							0.0074134							0.678												
0 1 -1 0	0.90526							0.44402							0.002												
0 1 0 -1	0.34258							0.16803							0.056												
0 0 1 -1	0.13406							0.065757							0.203												
Dentro de grupos	2.0388																										
Variável: turbidez																											
Fonte de variação	Soma de quadrados (Q)							G = Qb/Qw							P (GNULL >= G)												
Época do ano																											
Entre grupos	886.8							1.0634							0.001												
Contrastes																											
1 -1 0 0	242.94							0.29132							0.016												
1 0 -1 0	365.36							0.43812							0.002												
1 0 0 -1	859.89							1.0311							0.001												
0 1 -1 0	12.446							0.014924							0.551												
0 1 0 -1	188.71							0.22629							0.029												
0 0 1 -1	104.23							0.12499							0.101												
Dentro de grupos	833.95																										
Variável: sólidos totais em suspensão																											
Fonte de variação	Soma de quadrados (Q)							G = Qb/Qw							P (GNULL >= G)												
Época do ano																											
Entre grupos	184.27							0.4451							0.041												
Contrastes																											
1 -1 0 0	2.4612							0.0059451							0.703												
1 0 -1 0	80.832							0.19525							0.044												
1 0 0 -1	72.186							0.17437							0.064												
0 1 -1 0	111.5							0.26934							0.016												
0 1 0 -1	101.31							0.24471							0.027												
0 0 1 -1	0.24445							0.00059048							0.895												
Dentro de grupos	413.99																										
Variável: condutividade elétrica																											
Fonte de variação	Soma de quadrados (Q)							G = Qb/Qw							P (GNULL >= G)												
Época do ano																											
Entre grupos	2.0299e+05							0.36691							0.036												
Contrastes																											
1 -1 0 0	13.0190							2.3532e-05							0.972												
1 0 -1 0	1.3864e+05							0.25060							0.016												
1 0 0 -1	57844							0.10456							0.105												
0 1 -1 0	1.3597e+05							0.24577							0.018												
0 1 0 -1	56122							0.10144							0.146												
0 0 1 -1	17382							0.03141800							0.392												
Dentro de grupos	5.5324e+05																										

mesmos motivos. Apresenta clara tendência a aumento nos períodos de maior pluviosidade. Para Delong & Brusven (1993), mudanças na vegetação, principalmente na vegetação ripária, podem alterar a entrada de material orgânico terrestre num arroio, conseqüentemente afetando a quantidade e qualidade do material orgânico particulado. Uma vez que as fontes de contaminação da água originadas na agricultura são difusas e muito difíceis de controlar (Bolea, 1989), apenas grandes áreas de produção, tanto agrícolas quanto de pecuária, e de características muito particulares podem ser facilmente identificáveis, devido ao grande aporte de contaminantes que as mesmas propiciam. Segundo Dutra et al. (1997), na bacia hidrográfica do rio Jucu Braço Sul (Vitória, Espírito Santo), a classe de solo com maior perda anual por erosão é a ocupada por culturas temporárias e área urbana, seguida por áreas de cultura de café, pastagem, reflorestamento, capoeira e floresta, esta última com a menor perda. Tuchman & King (1993) encontraram seis vezes mais sólidos em suspensão num segmento de arroio situado em áreas agrícolas nos Estados Unidos do que em área com cobertura florestal, sendo de 80% a 84% destes sólidos compostos de material inorgânico, indicando procedência a partir da erosão dos solos. Ortiz (1999) afirma existir uma redução nos níveis de sólidos totais na foz do rio Caí, que pode ocorrer devido à sedimentação em função de um aumento na largura do rio e por perda de competência das correntes transportadoras, juntamente com os efeitos de represamento registrados no complexo Guaíba-Delta do Jacuí. No caso do arroio da Cria, em três das quatro coletas realizadas foi verificada diminuição nos valores de sólidos na foz em relação à estação amostral anterior, chegando a atingir a casa de 71% de redução nas coletas de menor pluviosidade.

No arroio da Cria a condutividade elétrica teve maiores valores na estação 02, a jusante do curtume, e tem relação com o maior volume de sólidos em suspensão e cloretos, oriundos do processo industrial da referida empresa. O fator espacial revela-se importante na análise do comportamento desta variável, uma vez que os maiores valores registrados foram aqueles das estações amostrais 02, 03 e 06, justamente as mais sujeitas a descargas industriais e domésticas. Em direção a foz verifica-se uma diminuição destes valores, com o aumento progressivo da vazão (relacionada ao aumento da área da seção e à diminuição dos níveis de sólidos totais em suspensão). Uma influência sazonal pode ser apontada pelo fato de ter havido maior valor de condutividade elétrica na coleta de outono em relação às coletas de primavera e verão (diferença significativa, $P < 0,05$, indicado pelos resultados do teste de aleatorização, apresentados na Tabela 10), quando houve menor pluviosidade e menor nível d'água no arroio, com conseqüente concentração de substâncias presentes na água. Tendência semelhante foi verificada no arroio Sapucaia (RS), que apresentou menores valores de condutividade elétrica nos meses de

maior vazão, evidenciando diluição de esgoto doméstico e industrial (Pedrozo e Bohrer, 1998).

A alcalinidade é outra variável que responde ao aumento da intensidade da descarga de efluentes industriais e domésticos e, no caso do arroio da Cria, aos mesmos fatores que a condutividade elétrica, com valores acentuados nas estações 02 e 03, independente da época do ano.

A presença de sais de cromo (oriundos do processo de curtimento) e de cloreto de sódio (usados na preservação de couros) pode ser indicada como responsável por valores mais elevados de cloretos em vários pontos a jusante do curtume (PMM/FNMA/MRS, 1999). Os valores de cloretos, bem como os de condutividade elétrica e alcalinidade, estão relacionados mais fortemente a aspectos espaciais do que sazonais e certamente mais antrópicos do que devidos à geoquímica das águas da bacia hidrográfica, uma vez que se destacam as estações 02, 03 e 06 independente da época do ano.

FEPAM (1998) afirma que valores de cromo total são constantemente detectados nas águas do rio Caí, com concentrações normalmente abaixo do padrão da resolução CONAMA 020, embora Ortiz (1999) tenha registrado as maiores concentrações de cromo com valores máximos superando os $50 \mu\text{g L}^{-1}$. No rio dos Sinos, COMITESINOS (1993) encontrou um valor extremo de $141 \mu\text{g L}^{-1}$. Os valores de cromo total encontrados no arroio da Cria não superaram o teor máximo indicado pela resolução CONAMA 020, sendo que indicam uma maior quantidade presente na estação amostral 02, localizada a jusante do curtume. A PMM/FNMA/MRS (1999), com base no total de efluente lançado pelo curtume e nos valores de cromo total registrados neste efluente, estima em 10 kg de cromo a taxa anual lançada nas águas do arroio da Cria.

Os maiores valores de temperatura da água foram registrados na amostral 01. As pequenas proporções da seção e conseqüente menor volume de água e a falta de cobertura vegetal florestal que sirva de anteparo para os raios solares, explicam esses valores.

O IQA do arroio da Cria variou entre 44,8 e 72,90 em valores absolutos (Tabela 11), diferentemente das lagoas costeiras analisadas por Bruschi Jr. et al. (1998), que com uma oscilação entre 40,6 e 81,3, apresentam maior amplitude de variação.

Guerra et al. (1998) encontraram para o arroio Cavallhada um valor médio, para a estação de coleta situada na foz do arroio, num total de quatro coletas, igual a 17,0, o que é menos da metade do menor valor absoluto encontrado no arroio da Cria. O valor máximo médio para o arroio Cavallhada foi de 50,3, com maior valor absoluto igual a 65,34 e menor valor absoluto igual a 8,28 caracterizando um corpo d'água mais impactado do que o arroio da Cria. Da mesma forma, para o rio dos Sinos, num monitoramento de dois anos, em onze estações amostrais com coletas mensais, COMITESINOS (1993) encontrou valores absolutos de 14,00 a 81,00 e média entre 43,00 e 71,00.

Tabela 11. Valores do IQA por coleta, por estação amostral, médias e classificação final.

E.A.	Primavera	Verão	Outono	Inverno	Média Valor Final	Intervalo Confiança $\alpha=0,05$.	Coefficiente Variação
EA1	70,11	64,43	68,32	72,85	68,93	3,46	5,12
EA2	62,49	58,65	64,05	49,13	58,58	6,56	11,43
EA3	59,26	57,39	56,44	59,93	58,26	1,59	2,78
EA4	67,73	61,35	69,37	72,90	67,84	4,74	7,12
EA5	71,00	65,60	71,84	71,60	70,01	2,9	4,23
EA6	58,05	59,02	53,00	53,62	55,92	2,99	5,46
EA7	49,49	44,80	65,85	63,59	55,93	10,16	18,53
Média	62,59	58,75	64,12	63,37	-		
Intervalo Confiança $\alpha=0,05$	5,71	5,08	5,15	7,15			
Coefficiente Variação	22,32	11,68	10,85	15,22			

Legenda: Fundo branco: Bom; Cinza claro: Regular; Cinza escuro: Ruim.

Os valores do IQA do arroio da Cria estão representados no Tabela 11 e Tabela 12. A coleta de melhor qualidade de água no arroio da Cria, segundo o IQA, foi a realizada no outono. Esta coleta corresponde ao menor nível d'água registrado no arroio durante o período amostral (bem como no rio Caí) e de menor pluviosidade para os dias que antecederam a coleta. Houve apenas 19 mm de chuva nos dez dias imediatamente anteriores ao da coleta, sendo que não choveu nos últimos cinco dias deste período (Figura 3).

Os resultados do IQA indicam que a pior qualidade ocorreu no verão, quando o nível d'água do arroio foi um dos maiores no período amostral (bem como no rio Caí). Houve 97,7 mm de chuva no período de dez dias imediatamente anteriores ao da coleta (Figura 3) e apenas dois dias sem chuva neste período. O excesso de chuvas influenciou variáveis como turbidez, sólidos totais em suspensão e pH, determinando piores valores de IQA nesta época do ano.

De maneira geral, as estações amostrais de pior qualidade foram as de número 06 e 07, sobretudo devido a valores muito altos de coliformes fecais, sólidos totais, turbidez e fósforo total no caso da estação 06 e baixa percentagem de saturação de oxigênio, baixo pH e altos valores de turbidez e nitrato no caso da estação 07. A estação amostral 07 no verão e na primavera e estação 02 no inverno apresentaram os piores valores absolutos. No caso da estação 07, devido principalmente a valores muito baixos de oxigênio dissolvido, turbidez e sólidos totais em suspensão altos e baixo pH com altos valores de coliformes e DBO_5 no caso da estação 02. As estações de melhor qualidade foram as de número 05, 01 e 04, que não recebem descargas industriais e menor descarga doméstica, em relação às demais.

O IQA, quando analisados os seus resultados puramente numéricos, permitiu uma classificação escalonada, a partir das médias, tanto espacial quanto temporal. Com base

Tabela 12. Posição das estações amostrais, de acordo com o valor do IQA, por coleta.

Posição	Primavera	Verão	Outono	Inverno	Média
1º	EA 5	EA 5	EA 5	EA 4	EA 5
2º	EA 1	EA 1	EA 4	EA 1	EA 1
3º	EA 4	EA 4	EA 1	EA 5	EA 4
4º	EA 2	EA 6	EA 7	EA 7	EA 2
5º	EA 3	EA 2	EA 2	EA 3	EA 3
6º	EA 6	EA 3	EA 3	EA 6	EA 7
7º	EA 7	EA 7	EA 6	EA 2	EA 6

Legenda: Fundo branco: Bom; Cinza claro: Regular; Cinza escuro: Ruim.

nesta avaliação foi possível determinar as estações amostrais, bem como a época do ano, de pior e melhor qualidade de água. Quando da classificação por faixas de qualidade, o índice apresentou tendência a colocar praticamente todas as estações amostrais numa mesma faixa de classificação, o que parece ser um nivelamento incorreto. O elevado peso relativo de variáveis como oxigênio dissolvido e coliformes fecais terminou prejudicando o desempenho de estações amostrais próximas das nascentes e pouco impactadas, uma vez que estas variáveis contribuem de maneira importante na nota final do IQA (pequenas variações no valor absoluto resultam em grandes variações no valor relativo). Tal acontecimento sugere que uma re-avaliação da amplitude das faixas de classificação seria interessante, desde que mantido o caráter restritivo que deve ser atribuído a um índice desta natureza.

Uma possível adaptação do IQA utilizado, que levasse em conta a natureza das atividades desenvolvidas na área da bacia, com o uso de variáveis mais significativas para o caso específico do arroio da Cria, poderia apresentar resultados

que evidenciassem mais a diferença entre as zonas impactadas e as mais preservadas. No entanto, a adaptação dos índices existentes às realidades locais deve ser feita por metodologias próprias para isso, em pesquisas especialmente projetadas para este fim, a partir de conhecimentos básicos pré-existentes.

Muito tem sido discutido sobre a validade do uso de índices de qualidade ambiental, com argumentações favoráveis e desfavoráveis. Tais índices, no entanto, estão mundialmente consagrados e seu uso é largamente difundido. A aplicação de índices vem tornando as metodologias mais acessíveis, ao facilitar a interpretação e divulgação de resultados e sintetizar características altamente complexas.

No caso específico dos IQA's, Dunnette (1979) aponta como causa para a sua não aceitação a inexistência de consenso quanto à formulação dos índices e o temor existente entre profissionais do meio de que informações possam ser perdidas ou escondidas quando da agregação dos dados. House & Ellis (1980) apresentam uma contrapartida, ao argumentarem que este problema se verifica em qualquer tipo de classificação e não apenas com os índices.

Outra crítica aos índices seria que estes normalmente são metodologias muito gerais, desconsiderando realidades locais. Muitas vezes se procura uma adequação dos índices, adaptando-os a regiões bastante diferenciadas daquelas de onde os mesmos se originaram. Para Bruschi Jr. et al. (1998), a busca de um instrumento avaliador tem relação direta com o total conhecimento da natureza e individualidade de cada região que se vai estudar. Segundo o COMITESINOS (1990), um IQA realmente constitui-se num índice geral, que desconsidera características específicas, porém tentativas de formular índices específicos não têm tido sucesso, na medida em que estes não proporcionam avaliações muito distintas daquelas obtidas pelos índices gerais.

Dunnette (1979) aponta como qualidades necessárias a um índice as facilidades na informação ao público, que seja derivado de dados de monitoramento, que seja um meio termo entre a simplificação e a conceitualização técnica complexa, transmita uma idéia representativa da significância dos dados que ele representa e seja objetivo mas permita comparações com opiniões de especialistas.

House & Ellis (1980) consideram vantagens do IQA permitir comparação entre unidades no tempo e espaço. A redução de vários dados num único valor representa um elo de ligação entre especialistas e leigos e permite detectar mudanças em ambientes que sejam acompanhados.

Entre críticas e defesas, ainda não foi desenvolvido um método de divulgação capaz de substituir com vantagens consideráveis aos índices atualmente conhecidos (COMITESINOS, 1990).

No seu estudo com monitoramento das águas da Bacia Hidrográfica do rio dos Sinos, o COMITESINOS optou pelo uso do IQA da NSF, com algumas modificações, por ser mais amplamente testado em regiões geográficas

diferentes, por sua facilidade de aplicação, porque representa um estágio intermediário entre a supersimplificação e a complexidade técnica e por ser facilmente explicável ao público não especializado (COMITESINOS, 1990). Ball & Church (1980) também fazem referência ao índice NSF como o mais amplamente utilizado dentre aqueles por eles analisados.

Referências ao índice NSF são ainda encontradas nos trabalhos de Brown et al. (1970) que descrevem os pormenores da sua composição, Couillard & Lefebvre (1985) segundo os quais o índice é considerado como o melhor por alguns grupos consultivos e por estudos que obtiveram com este índice os melhores resultados, tais como os de Bolton et al. (1978), Kishi & De Luca (1991) e Gastaldini et al. (1994). Bruschi Jr. et al. (1998) utilizaram o mesmo índice para trabalho com várias lagoas costeiras do Rio Grande do Sul e Guerra et al. (1998) na avaliação ambiental do arroio Cavalhada (Porto Alegre, RS). Smith (1990) formulou quatro índices específicos para diferentes usos da água, sendo que para o índice de uso geral, utilizou sete das nove variáveis usadas no índice da NSF, excluindo apenas o fósforo e o nitrato. Os índices sugeridos foram formulados, a exemplo do índice NSF com base na consulta a especialistas. Porém, Lohani & Musthapha (1982), consideraram um índice baseado em análise fatorial mais sensível do que outro elaborado a partir de opinião popular, por consulta a especialistas da área, além de ser indicativo do tipo de poluição em cada local. Landwehr & Deininger (1976) consideraram o índice da NSF como o segundo melhor dentre os cinco índices por eles comparados. Nos seus testes, todos os cinco índices apresentaram correlação significativa com uma classificação média fornecida por especialistas em qualidade de água.

No caso do IQA da NSF, são utilizadas variáveis de grande importância, as quais, a despeito de comporem um índice de qualidade, caracterizam de forma bastante aceitável um ambiente aquático. Além dessas o presente trabalho avalia outras variáveis, igualmente importantes, embora não diretamente envolvidas no cálculo do IQA.

A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo (CETESB), vem fazendo uso do IQA da NSF para monitoramento das suas Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos, desde 1977, segundo Zagatto et al. (1999) determinando o enquadramento da qualidade das águas que estão incluídas na sua rede de avaliação com base neste índice (CETESB, 1996), destacando o fato do mesmo facilitar a interpretação das informações de qualidade de água de forma abrangente e útil, para especialistas ou não. A nível nacional, recentes estudos intensificaram a discussão a respeito da eficiência do IQA, principalmente a partir do aprimoramento implantado com a participação da própria CETESB e de grupos de estudo formados com a finalidade de reestruturar os índices existentes (Zagatto et al., 1999).

A CETESB reconheceu as limitações do IQA, principalmente o fato de não contemplar a identificação da pre-

sença de substâncias tóxicas para os organismos aquáticos, além dos limites estabelecidos para os nutrientes não avaliarem adequadamente o processo de eutrofização. Na direção de uma avaliação e reestruturação dos índices, Zagatto et al. (1998) apresentaram o IPCA, que consiste nas análises químicas convencionais e testes de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia*. Como o IPCA não contemplava a avaliação da qualidade no que se refere a eutrofização, sofreu alterações a partir das discussões formuladas pelo corpo técnico da CETESB (Zagatto et al., 1999), culminando no IPMCA (Índice de Parâmetros Mínimos para a Proteção das Comunidades Aquáticas). Por fim o IPMCA acrescido do IET (Índice de Estado Trófico) formaram o IVA (Índice para Proteção da Vida Aquática), o qual é resultado das discussões formuladas por grupos interinstitucionais de trabalho, criados pela Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo para rever, estudar e desenvolver este índice (Zagatto et al., 1999).

A análise de coordenadas principais, a partir das variáveis analisadas no arroio da Cria, apresentou como resultado uma explicabilidade dos dados de 50,79% devido aos eixos I (26,27%), II (15,08%) e III (9,45%). Procedeu-se uma ordenação dos eixos I e II (41,35%) e outra dos eixos I e III (35,72%) representando a maior explicabilidade possível. Nas ordenações apresentadas, estão representadas as estações amostrais por coleta. A ordenação dos eixos I e II (Figura 4) assumiu esta configuração devido à correlação negativa do eixo I com cloretos (-0,94) e também com alcalinidade (-0,89) e o eixo II correlacionar-se positivamente com o oxigênio dissolvido (0,78) e negativamente com os sólidos totais em suspensão (-0,73). Resultou na formação de três grupos principais (1, 2 e 3), sendo que ainda cabe uma subdivisão indicada pela linha horizontal, (sub-grupos 1a, 1b, 2a e 2b). A subdivisão relaciona-se principalmente com um aumento dos sólidos em suspensão, devido a maior pluviosidade no período que antecedeu as coletas de primavera e verão (Figura 3).

A ordenação dos eixos I e III (Figura 5) assumiu esta configuração devido ao eixo I apresentar uma correlação negativa com cloretos (-0,94) e também negativa com alcalinidade (-0,89) e o eixo III correlacionar-se positivamente com o nitrato (0,69) e negativamente com o percentual de saturação de oxigênio dissolvido (-0,73). Esta ordenação resultou na formação de três grupos principais (grupos 1, 2 e 3).

O resultado da análise estatística multivariada efetuada a partir das variáveis físicas, químicas e biológicas avaliadas, indicou cloretos e alcalinidade como variáveis com alta correlação em relação à ordenação das estações amostrais. Além delas, as variáveis sólidos totais em suspensão, oxigênio dissolvido, nitrato e saturação de oxigênio figuram também como variáveis importantes. A análise de coordenadas principais (eixo I e II, Figura 4) evidenciou, de uma maneira geral, a divisão das estações amostrais entre dois grupos prin-

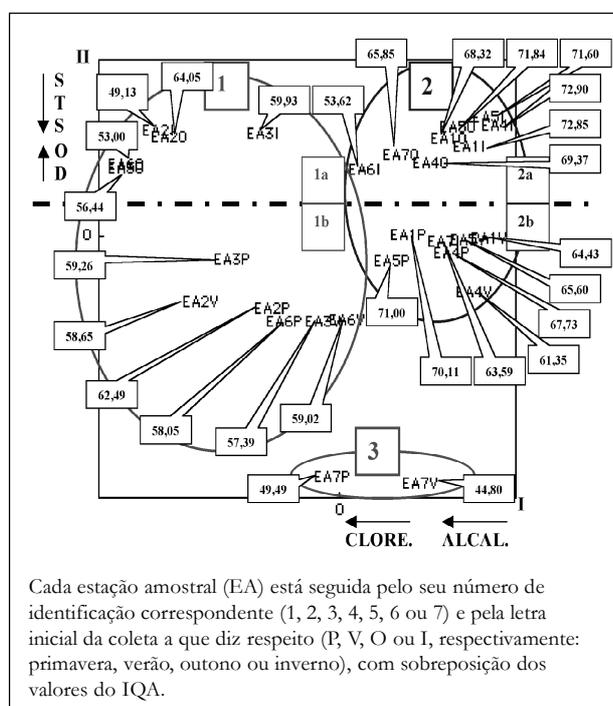


Figura 4. Ordenação, (análise de coordenadas principais, eixos I e II) das estações amostrais nos diferentes períodos do ano, em função de variáveis químicas, físicas e biológica.

cipais. O grupo 1, formado por estações mais sujeitas a impactos devidos a atividade antrópica (estações 02, 03 e 06) e o grupo 2, com estações amostrais menos afetadas (01, 04, 05 e 07). Esta divisão se manifesta devido aos maiores valores de cloretos e alcalinidade, que são variáveis diretamente relacionadas com as atividades industriais existentes nas proximidades. Dentro dos grupos principais existe uma subdivisão determinada pela correlação negativa da variável sólidos totais em suspensão em relação ao eixo II e que evidencia um caráter sazonal, devido à maior pluviosidade verificada nas coletas de primavera e verão, em relação às de outono e inverno (Figura 3), e conseqüente aumento de sólidos em suspensão. O grupo 3, diferenciou-se devido a valores extremos (baixo oxigênio dissolvido e alto valor de sólidos em suspensão).

A ordenação dos eixos I e III, conforme Figura 5, reforça a idéia da divisão entre estações amostrais mais impactadas e estações amostrais mais preservadas. A inclusão da estação amostral 07 entre as mais impactadas no grupo 1 faz sentido, em face dos valores de nitrato mais altos e da baixa saturação de oxigênio dissolvido (variáveis correlacionadas com o eixo III). No grupo 2 estão as estações amostrais menos impactadas. O grupo 3 separou-se devido a altos valores de cloretos, alcalinidade e nitrato, bem como menor saturação de oxigênio dissolvido.

Os resultados das sobreposições dos valores de IQA em relação às ordenações efetuadas com os eixos I e II e

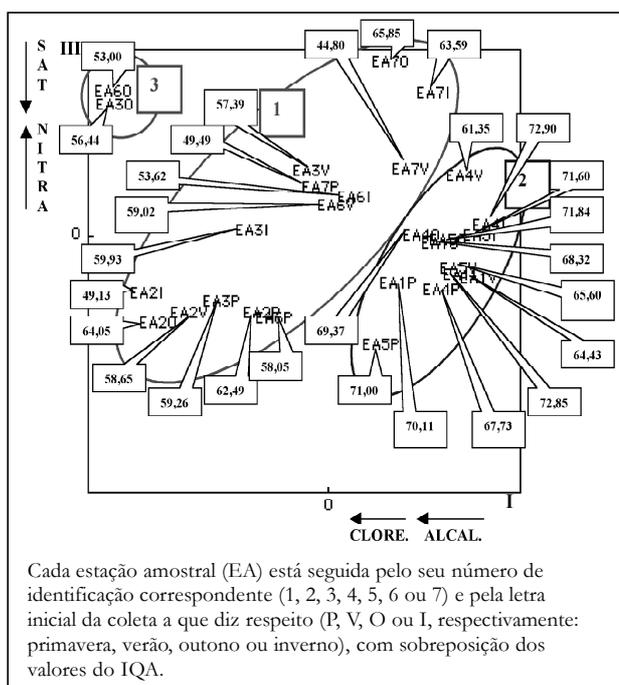


Figura 5. Ordenação, (análise de coordenadas principais, eixos I e III) das estações amostrais nos diferentes períodos do ano, em função de variáveis químicas, físicas e biológica.

com os eixos I e III estão representados pelos seus valores numéricos sobrepostos na Figura 4 e Figura 5, respectivamente.

Os valores de IQA das unidades amostrais formadoras do grupo 1 (Figura 4) são os menores valores obtidos (exceto EA20 e EA2P), correspondendo as estações amostrais mais sujeitas a contaminação. As exceções são devidas a valores intermediários das variáveis que compõem o IQA, resultando numa nota final razoável. Altos valores de cloretos e alcalinidade incluíram estas estações entre as de pior qualidade, segundo a análise de coordenadas principais. A unidade amostral EA2I tem um valor de IQA bastante baixo, mais compatível com o grupo 3, devido principalmente a um alto valor de coliformes fecais e DBO₅ (que no entanto não tem correlação muito alta na análise de coordenadas principais). Não existe tendência de subdivisão em função do efeito sazonal. O grupo 2 conta com as unidades amostrais de maior valor de IQA (entre 64,43 e 72,9), exceto EA6I, devido principalmente a um valor alto de coliformes fecais. Por fim o grupo 3 tem as estações amostrais de pior resultado quanto ao IQA, devido ao baixo oxigênio dissolvido, alta turbidez e sólidos em suspensão.

De maneira semelhante à verificada na sobreposição dos valores do IQA em relação à ordenação dos eixos I e II, também em relação aos eixos I e III (Figura 5) existe uma coerência entre os grupos formados. O grupo 1 é composto na sua maioria pelas unidades amostrais com pior qualidade da água e menor valor do IQA (entre 44,8 e 59,93 exceto

EA2P, EA2O, EA7O e EA7I). A estação amostral 02 agrupa-se com as demais em função de altos cloretos e alcalinidade apresentando saturação e nitratos intermediários. A ausência de cloretos e alcalinidade na composição do índice confere valores mais elevados para esta estação. Já a estação amostral 07 no outono e inverno apresentou valor de nitrato mais elevado, embora seus baixos valores de DBO₅, sólidos em suspensão e turbidez tenham elevado o seu IQA. O grupo 2 é formado apenas por unidades amostrais de maior qualidade com valores chegando a 72,9 e contém todas as unidades amostrais correspondentes aos pontos menos afetados por descargas poluentes. O grupo 3 relaciona-se com o grupo 1 em termos de valor do IQA, mas trata-se de um grupo independente, com destaque devido a altos valores de cloretos, alcalinidade e nitrato, bem como uma menor saturação de oxigênio dissolvido.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

De uma maneira geral, as estações amostrais 01, 04 e 05 apresentaram uma melhor qualidade de água, com as estações 02, 03, 06 e 07 apresentando qualidade mais comprometida. Os resultados demonstraram a proximidade existente entre as estações amostrais 04 e 05, no que tange às suas características, devido à pequena influência antrópica existente no segmento do arroio que as separa. O fator espacial determina uma nítida divisão quanto à qualidade da água, a qual acompanha a divisão geográfica existente no arroio, com melhor qualidade no braço formador do arroio que corresponde à zona de menor atividade industrial e menor ocupação urbana e qualidade mais comprometida no braço que recebe efluentes industriais e despejos domésticos em maior escala. O fator sazonal preponderante, representado pela variação na pluviosidade, determinou variações significativas nos valores de condutividade elétrica, turbidez, sólidos totais em suspensão e pH com influência na qualidade da água. O predomínio de solo exposto/agricultura somado a campos/pastagens nas classes de cobertura vegetal e usos do solo, tem relação com o significativo aumento de sólidos totais em suspensão e turbidez quando de períodos de alta pluviosidade. Os valores de cloretos e alcalinidade, com alta correlação na análise de coordenadas principais, são determinantes da qualidade da água, bem como a condutividade elétrica, sempre destacada nas estações amostrais 02, 03 e 06, justamente as mais afetadas por despejos domésticos e industriais. Embora não tenha sido possível identificar de maneira conclusiva a contribuição de cada uma das indústrias existentes na área da bacia hidrográfica do arroio da Cria, ficou patente a existência de uma carga orgânica oriunda destes estabelecimentos, evidenciada pelos valores de DBO₅, bem como de esgoto doméstico, na forma de elevação nos valores de coliformes fecais e fósforo total nas estações a jusante de indústrias e núcleos

habitacionais. Faz-se necessária uma análise da possível presença de cromo no sedimento do arroio em toda a sua extensão a jusante das instalações do curtume. Deve-se intensificar uma fiscalização e monitoramento mais específicos para a realidade da bacia. O planejamento habitacional e obras de infra-estrutura são indispensáveis para recuperação e proteção da qualidade da água. Uma recuperação da cobertura vegetal florestal poderia contribuir para a diminuição do impacto das chuvas mais intensas, o qual ficou comprovado pelos resultados obtidos.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho é parte da dissertação de mestrado do primeiro autor, defendida na UFRGS/IB/CPG Ecologia. Os autores agradecem à CAPES, ao CPG/ECOLOGIA/UFRGS, ao CENECO/UFRGS, aos colegas e professores.

REFERÊNCIAS

- ANDREAZZA, A. M. P. (1997). *Contribuição à gestão ambiental da bacia hidrográfica do arroio do Conde/RS, com ênfase na qualidade das águas superficiais*. Porto Alegre, 184p. Dissertação (mestrado). Curso de Pós-Graduação em Ecologia. Instituto de Biociências, UFRGS.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (1995). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19 th edition. Washington: APHA-AWWA-WEF, p.964.
- ARPINI, E. M. (1986). Retrospectiva histórica. In: Kautzmann, M. E. M. *Montenegro de ontem e de hoje*. São Leopoldo: Serviço Gráfico Rotermond. 3v. vol.3, p.33-37.
- BALL, R. O. & CHURCH, R. L. (1980). Water quality indexing and scoring. *Journal of the Environmental Engineering Division*, vol.106, p.757-771.
- BOLEA, M. T. E. (1989). *Evaluacion del impacto ambiental*. Madri, Espanha: Editorial MAPFRE. 2º ed. 600p.
- BOLTON, P. W.; CURRIE, J. C.; TERVET, D. J. & WELSH, W. T. (1978). An index to improve water quality classification. *Wat. Pollut. Control*, vol.77, nº2, p.271-280.
- BRASIL/CONAMA CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (1986). Resolução nº020, de 18 de julho de 1986. Brasília: CONAMA.
- BROWN, R. M.; McCLELLAND, N. I.; DEININGER, R. A. & TOZER, R. G. (1970). A water quality index do we dare? *Water & Sewage Works*, p.339-343, oct.
- BRUSCHI Jr., W.; SALOMONI, S. E.; FERMINO, F. S.; PEDROZO, C. S.; SCHWARZBOLD, A. e PERET, A. C. (1998). Aplicação de um índice de qualidade de águas para lagoas costeiras, RS, afetadas por despejos urbanos. *Biociências*. Porto Alegre, vol.6, nº1, p.55-66, jun.
- CETESB (1996). *Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo*. São Paulo: CETESB.
- CHUTTER, F. M. (1972). An empirical biotic index of the quality of water in South African streams and rivers. *Water Research Pergamon Press*. vol.6, p.19-30.
- COMITESINOS - COMITÊ DE PRESERVAÇÃO, GERENCIAMENTO E PESQUISA DA BACIA DO RIO DOS SINOS (1990). *Utilização de um índice de qualidade da água no rio dos Sinos*. Porto Alegre: COMITESINOS, 33p.
- COMITESINOS - COMITÊ DE PRESERVAÇÃO, GERENCIAMENTO E PESQUISA DA BACIA DO RIO DOS SINOS (1993). Programa integrado de monitoramento da qualidade da água do rio dos Sinos e seus afluentes. *Aplicação de um índice de qualidade da água no rio dos Sinos. Período de novembro/1989 a outubro/1991*. Porto Alegre: COMITESINOS, 38p.
- COUILLARD, D. & LEFEBVRE, Y. (1985). Analysis of water quality indices. *Journal of Environmental Management*. London, vol.21, p.161-179.
- DE LUCA, S. J.; BORDAS, M. P. e MARQUES, D. M. L. M. (1991). Avaliação preliminar do impacto da agricultura sobre a qualidade das águas na bacia do rio Potiribu/Ijuí – RS. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 9, Rio de Janeiro. *Anais*. Rio de Janeiro: ABRH. vol.2, p.1-8.
- DELONG, M. D. & BRUSVEN, M. A. (1993). Storage and decomposition of particulate organic matter along the longitudinal gradient of an agriculturally impacted stream. *Hydrobiologia*, vol.263, p.77-88.
- DOJLIDO, J.; RANISZEWSKI, J. & WOYCIECHOWSKA, J. (1994). Water-quality index application for rivers in Vistula river basin in Poland. *Water Science and Technology*, vol.30, nº10, p.57-64.
- DUNNETTE, D. A. (1979). A geographically variable water quality. Index used in Oregon. *Journal WPCF*, vol.51, nº1, p.53-61, jan.
- DUTRA, K. R.; TEIXEIRA, E. C. e MENDONÇA, A. S. F. (1997). Determinação da estimativa de perda por erosão superficial em bacia hidrográfica utilizando Sistema de Informações Geográficas – SIG. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 19. Foz do Iguaçu. *Resumos*. Foz do Iguaçu: ABES (Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental), p.2031-2043.
- ESTEVES, F. de A. (1988). *Fundamento de limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP. 575p.
- FEPAGRO/SECRETARIA DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA/EQUIPE DE AGROMETEOROLOGIA (1998). *Boletim meteorológico*. Relativo a dados 1997/1998.
- FEPAM – FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL (1998). *Qualidade das águas do rio Catí*. Porto Alegre: FEPAM.
- FEPAM – FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL/GTZ (1997). *Levantamento dos principais usos do solo e da água na bacia hidrográfica do rio Catí*. Vol.1, Porto Alegre: Projeto FEPAM/GTZ – Cooperação Técnica Brasil/Alemanha, 138p.
- GASTALDINI, M. C. C.; SOUZA, M. D. S.; THOMAS FILHO, D. F. e SILVA, G. (1994). Diagnóstico do Vacacaí-Mirim

- através de índices de qualidade de água. In: Marques, D. M. L. da M. *Qualidade das águas continentais no Mercosul*. Porto Alegre: ABRH, 420p. (publicação 2).
- GUERRA, T.; SPANEMBERG, G.; PEDROZO, C. S.; ZANCAN, L. C.; HASENACK, H.; MACHADO, N. A. F. et al. (1998). Avaliação ambiental da microbacia do arroio Cavalhada, Porto Alegre, RS, Brasil. In: II Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental – Gerenciamento de Resíduos e Certificação Ambiental. *Resumos*. Porto Alegre: PUCRS-ABES, p.443-447.
- HAASE, J.; KRIEGER, J. A. e POSSOLI, S. (1989). Estudo da viabilidade de uso da técnica de análise fatorial como um instrumento na interpretação da qualidade da água da bacia hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil. *Ciência e Cultura*. São Paulo. Vol.41, p.576-582, jun.
- HAASE, J. e POSSOLI, S. (1993). Estudo da utilização da técnica de análise fatorial na elaboração de um índice de qualidade da água: comparação entre dois regimes hidrológicos diferentes, RS. *Acta Limnológica Brasiliensia*. Vol.VI, p.245-255.
- HAASE, J. e SCHÄFER, A. (1992). Avaliação ecológica do arroio Velhaco, RS. *Acta Limnológica Brasiliensia*, vol.IV, p.95-109.
- HEISTER Jr., R. D. (1972). The biotic index as a measure of organic pollution in streams. *American Biology Teacher*, vol.34, p.79-83.
- HILL, B. H.; GARDNER, T. J. & EKISOLA, O. F. (1992). Predictability of stream flow and particulate organic matter concentration as indicators of stability in prairie streams. *Hydrobiologia*, vol.242, p.7-18.
- HORTON, R. (1965). An index number system for rating water quality. *Journal WPCF*, vol.37, n°3, p.300-306.
- HOUSE, M. A. & ELLIS, J. B. (1980). Water quality indices: an additional management tool? *Prog. Wat. Technol*, vol.13, p.213-423.
- HYNES, H. B. N. (1979). *The ecology of running waters*. Liverpool University Press. Fourth impression. Printed in Great Britain by Richard Clay (The Chancer Press) Ltda. Bungay, Suffolk, 555p.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (1996). *Contagem de população, 1996*. Agregado de Setores. Rio Grande do Sul. Sistema de recuperação da Contagem de População de 1996 a nível municipal. CD ROM, parte integrante do vol.1.
- KISHI, R. T. e DE LUCA, S. J. (1991). Índices de qualidade de água aplicados à lagoa Negra/RS. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 16. 1991. Porto Alegre. *Resumos*. Porto Alegre: UFRGS/IPH p.120-131.
- LANDWEHR, J. M. & DEININGER, R. A. (1976). A comparison of several water quality indexes. *Journal WPCF*, vol.48, n°5, p.954-958, May.
- LEITE, F. P. N. (1994). *Parâmetros ambientais e índices de qualidade como formas de avaliação ecológica da lagoa Caconde, Osório, RS*. Porto Alegre, 102p. Dissertação. (Mestrado). Curso de Pós-Graduação em Ecologia. Instituto de Biociências, UFRGS.
- LOHANI, B. N. & MUSTAPHA, N. (1982). Indices for water quality assessment in rivers: a case study of the Linggi river in Malaysia. *Water Supply & Management*, vol.6, n°6, p.545-555.
- MANLY, B. F. J. (1991). *Randomization and Monte Carlo methods in biology*. 1 Ed. London: Chapman and Hall, 281p.
- MARCOMIN, F. E. (1996). *Zoneamento ambiental do rio Tubarão – SC, através da análise de metais pesados em água, sedimento, substrato e planta e de componentes estruturais da paisagem*. Porto Alegre, 145p. Dissertação (mestrado). Curso de Pós-Graduação em Ecologia. Instituto de Biociências, UFRGS.
- NECCHI Jr., O.; BRANCO, L. H. Z. e BRANCO, C. C. Z. (1996). Análise nictemeral de algumas variáveis limnológicas em um riacho no noroeste do estado de São Paulo. *Acta Limnológica Brasiliensia*, vol.8, p.169-182.
- OLIVEIRA, H. A. de (1982). Ciclo da laranja. Ciclo da acácia-negra. Navegação fluvial. Rodovias. Ferrovias. Pólo petroquímico em Montenegro. In: Kautzmann, M. E. M. *Montenegro de Ontem e de Hoje*. São Leopoldo: Serviço Gráfico Rotermund. 3v. vol.2, p.418-431.
- OLIVEIRA, M. A. e SCHWARZBOLD, A. (1998). Influência de fatores abióticos sobre a estrutura da comunidade perifítica de limnotopos da bacia do arroio Sampaio, Mato Leitão, Rio Grande do Sul, Brasil. *IHERENGLA*, Sér. Bot., Porto Alegre, vol.I, n°51, p.39-61, out.
- ORTIZ, L. S. (1999). *Avaliação do incremento potencial de risco toxicológico associado às concentrações de metais pesados de origem antrópica nas águas do rio Caí, RS, Brasil*. Porto Alegre, 111p. Dissertação (mestrado em geociências). Curso de Pós-Graduação em Geociências – UFRGS.
- PADGETT, J. H. e STANFORD, R. A. (1973). An industrial pollution index. *Water Resources Bulletin*, vol.9, n°2, p.320-327.
- PALUPI, K.; SUMENGEN, S.; INSWIASRI, S.; AGUSTINA, L.; NUNIK, S. A.; SUNARYA, W. & QURAISSY, A. (1995). River water-quality study in the vicinity of Jakarta. *Water Science and Technology*, vol.31, n°9, p.17-25.
- PEDROZO, C. S. e BOHRER, M. B. C. (1998). Estrutura das comunidades zooplanctônicas do arroio Sapucaia e do efluente líquido final da refinaria de petróleo Alberto Pasqualini, Petrobrás, Canoas, RS. *Biociências*, Porto Alegre, vol.6, n°2, p.35-46, dez.
- PILLAR, V. P. (1998). *MULTIV, software para análise multivariada e testes de aleatorização*. Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre (www.ecologia.ufrgs.br/~vpillar).
- PINEDA, M. D. S. e SCHÄFER, A. (1987). Adequação de critérios e métodos de avaliação de águas superficiais baseada no estudo ecológico do rio Gravataí, Rio Grande do Sul, Brasil. *Ciência e Cultura*, vol.39, n°2, p.198-255.
- PMM – PREFEITURA MUNICIPAL DE MONTENEGRO/FNMA – FUNDO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE /MRS – ESTUDOS AMBIENTAIS (1999). *Gestão Ambiental do Município de Montenegro*. 4v. 364p. Convênio Prefeitura Municipal de Montenegro/FNMA. Projeto Gestão Ambiental em Montenegro. Montenegro.
- PODANI, J. (1994). *Multivariate data analysis in ecology and systematics: a methodological guide to the SYN-TAX 5.0 package*.

- (Ecological Computations Series – ECS), vol.6, SPB Academic Publishing.
- PRATI, L.; PAVANELLO, R. & PESARIN, F. (1971). Assessment of surface water quality by a single index of pollution. *Water Research Pergamon Press*. vol.5, p.741-751.
- ROSA, A. C. F. (1979). História de Montenegro. In: Kautzmann, M. E. M. *Montenegro de Ontem e de Hoje*. São Leopoldo: Serviço Gráfico Rotermund. 3 v. Vol.1, p.33-159.
- SAA/CEPA/RS (1997). *Agricultura em destaque*. Governo de Estado do Rio Grande do Sul. Secretaria da Agricultura e Abastecimento. Coordenadoria Estadual de Planejamento Agrícola. Porto Alegre, dezembro.
- SANTOS, J. E. B. (1993). Controle ambiental em Mangue Seco. Avaliação preliminar da qualidade das águas. *A água em revista*. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM), n°1, p.43-49, novembro.
- SHOJI, H.; YAMAMOTO, T. & NAKAMURA, T. (1966). Factor analysis on stream pollution of the Yodo river system. *Air & wat. Pollut. Int. J.* vol.10, p.291-299.
- SIEGEL, S. (1975). *Estatística Não-Paramétrica para as Ciências do Comportamento*. McGraw-Hill, Ltda. 350p.
- SMITH, D. G. (1990). A better water quality indexing system for rivers and streams. *Wat. Res.* vol.24, n°10, p.1237-1244.
- TUCHMANN, N. C. & KING, R. H. (1993). Changes in mechanisms of summer detritus processing between wooded and agricultural sites in a Michigan headwater stream. *Hydrobiologia*, n°268, p.115-127.
- WEBER, E.; DUARTE, G. F.; FRANK, M.; HOFF, R.; ZOMER, S.; BASSANI, E. e JUNQUEIRA, I. (1998). Estruturação de sistemas de informação ambiental em bacias hidrográficas: o caso da bacia hidrográfica do rio Caí, RS. In: GIS Brasil 98. VI Congresso e feira para usuários de Geoprocessamento. Curitiba. *Anais*. Curitiba, PR.
- WOLFF, C. A. (1992). *Causas e implicações sociais da ocupação irregular do solo urbano de Montenegro a partir do advento do 3º Pólo Petroquímico*. São Leopoldo: Centro de Educação e Humanismo. UNISINOS, 52p. (trabalho de conclusão).
- ZAGATTO, P. A.; LORENZETTI, M. L.; LAMPARELLI, M. C.; SALVADOR, M. E.; MENEGON Jr., N. e BERTOLETTI, E. (1999). Aperfeiçoamento dos índices de qualidade das águas. In: Congresso Brasileiro de Limnologia. VII. Florianópolis. *Resumos*. Florianópolis: SBL/UFSC. 2v. 718p.
- ZAGATTO, P. A.; LORENZETTI, M. L.; LAMPARELLI, M. C.; SALVADOR, M. E.; MENEGON Jr., N. e BERTOLETTI, E. (1999). Aperfeiçoamento de um índice de qualidade de águas. *Acta Limnol. Bras.* vol.11 (2) 111-126.
- ZAGATTO, P. A.; LORENZETTI, M. L.; PERES, L. S. N.; MENEGON Jr., N. & BURATINI, S. V. (1998). Proposal for a new water quality index. *Verb. Internat. Verein. Limnol.*, 26: 2449-2451.
- ZAHRADNIK, P. et al. (1981). *Methods for chemical analysis of inland waters*. (s.l.): Limnologisches Institut Österreichische Akademie der Wissenschaften, 43p. Lecture note for the international post-graduate training course on limnology.

Seasonal Evaluation of the Quality of the Water in Arroio da Cria, Montenegro, RS, Applying a Water Quality Index (WQI)

ABSTRACT

Arroio da Cria is a tributary stream on the right bank of Caí River. It receives industrial and domestic wastes from the city of Montenegro, RS, Brazil. For the purpose of evaluating water quality in Arroio da Cria, four seasonal samples were collected at seven study sites between November 1997 and August 1998. The following variables were examined: dissolved oxygen saturation, biochemical oxygen demand, pH, total phosphorus, nitrate, fecal coliforms, turbidity, total suspended solids, electric conductivity, alkalinity, chloride, total chromium and temperature. The results were analyzed using a Water Quality Index (WQI from NSF) randomization tests and multivariate analysis for the variables examined. The relationship between plant cover/land uses and the stream catchment waters quality was estimated from pre-existing geographic information maps of the Caí river catchment, and information about agriculture, urban settlement, industries and precipitation obtained from the appropriate agencies. The WQI varied from 44.8 to 72.9. Total suspended solids, pH and turbidity were significantly affected by rainfall, and determined the lowest quality in summer, and the highest in autumn. Sites 06 and 07 presented the lowest quality due to fecal coliforms, total phosphorus, total suspended solids and turbidity (site 06), and pH, nitrate, turbidity and oxygen saturation (site 07). The WQI does not show spatial and seasonal differences. The index does not take into account particularly important variables, such as electric conductivity, chlorides and alkalinity. The multivariate analysis formed distinct groups with sites that had suffered more or less impact, and these groups were partly maintained in a comparison with the WQI. There are differences in water quality related to the nature and density of human occupation, with the predominance of domestic and industrial organic wastes. The values of total suspended solids and turbidity were related to the high percentage of lands without cover and intense rainfall. A specific investigation is necessary to quantitatively assess the contribution of each source of pollution to the final water quality of Arroio da Cria.

Key-words: water quality; WQI; stream; land use; plant cover.