

Caracterização bacteriológica de balneários do Lago Guaíba

Verônica Schmidt^{1*}

Lisiane Feck Avila¹

Maria Mercedes Bendati²

Marisa Ribeiro de Itapema Cardoso¹

¹Faculdade de Veterinária/ UFRGS – Av. Bento Gonçalves, 9090
CEP 91.540-000, Porto Alegre/RS, Brasil
e.mail: veronica.schmidt@ufrgs.br

² Departamento Municipal de Água e Esgotos/Prefeitura Municipal de Porto Alegre.

*Autora para correspondência

Aceito para publicação em 03/06/2003

Resumo

O objetivo do presente estudo foi avaliar parâmetros microbiológicos e físico-químicos em pontos tradicionais de recreação do Lago Guaíba (Porto Alegre, RS). Para tanto, entre maio/94 e agosto/95, foram coletadas, mensalmente, amostras de água em três pontos do balneário Lami e um ponto do balneário Belém Velho. As maiores contagens (NMP/100mL) encontradas variaram entre 3×10^2 ufc e 5×10^6 ufc, para Coliformes Totais (CT); e entre 5×10^3 e $1,1 \times 10^5$ ufc para de Coliformes Fecais (CF). Encontrou-se diferença significativa no NMP de CT e FC entre os balneários Lami e BV, mas não entre os três pontos do Lami ($P < 0,05$). As características físicas e químicas avaliadas apresentaram diferença estatística significativa entre as estações do ano, mas não entre os pontos amostrados. Não houve correlação entre as variáveis físico-químicas e bacteriológicas

avaliadas. De vinte e seis amostras de *E. coli* testadas, 84,6% apresentaram resistência a até quatro antimicrobianos, enquanto 11,5% foram totalmente sensíveis. Os maiores níveis de resistência encontrados foram frente a sulfonamida (88,46%) e estreptomicina (34,61%). Todas as amostras de *E. coli* eram móveis e não produtoras de hemolisina. Sete amostras reagiram frente ao anti-soro EPEC e três amostras frente ao EIEC.

Unitermos: coliformes, características físico-químicas, balneabilidade, Lago Guaíba.

Abstract

The aim of this study was to evaluate physical-chemical and microbiological parameters for two important bathing points of Guaíba Lake (Porto Alegre, Brazil). Thus, between May/94 and August/95, water samples were collected monthly at three points of Lami Beach and one point of Belém Velho Beach. The highest observed bacterial counts (MPN/100mL) were 5×10^6 and 1.1×10^5 , respectively, for Total Coliforms (TC) and Fecal Coliforms (FC). A statistical difference in the TC and FC counts was found between different beaches, but not between different points on the same beach. No correlation existed between the physical-chemical and microbiological parameters studied. Among 26 tested *E. coli* strains, 84.6% were resistant against one to four antibiotics, while 11.5% were totally sensitive to the tested antibiotics. Most strains were resistant against sulfonamide (88.4%) and streptomycin (34.6%). All *E. coli* strains were positive in the motility test and were non-hemolytic. Seven strains agglutinated with EPEC-antiserum and three agglutinated with EIEC-ntiserum.

Key words: coliforms, phisico-chemical characteristics, balneability, Guaíba Lake.

Introdução

Rios e lagos, tradicionalmente usados como recursos hídricos, são ecossistemas complexos que têm seu equilíbrio alterado pela atividade humana. O impacto negativo associado aos riscos de eutrofização e saúde pública está diretamente relacionado à contaminação com fezes, resíduos domésticos e industriais, agricultura e pastoreio extensivo (Ceballos et al., 1995).

Dejetos líquidos são produzidos diariamente pela atividade humana (esgoto doméstico) e por várias operações industriais e agrícolas. Estas descargas de esgotos entram nos corpos aquíferos podendo percolar à água subterrânea. A população, por sua vez, utiliza estes corpos aquíferos de diferentes maneiras. Assim, é crucial manter a qualidade dos recursos hídricos naturais, para seu melhor aproveitamento (Atlas e Bartha, 1998), pois a água é um importante veículo na disseminação de agentes patogênicos, principalmente aqueles de origem entérica.

As análises bacteriológicas têm sido regularmente utilizadas como indicadoras da contaminação de ambientes aquáticos por esgotos, sendo utilizados como indicadores especialmente, o número de coliformes fecais e totais, em fontes de abastecimento de águas potável em áreas urbanas. Também para as áreas indicadas ao uso recreacional, o índice de coliformes funciona como uma referência para a balneabilidade, conforme as normas brasileiras (CONAMA, 2000) e internacionais. Entretanto, não estão previstas análises de variáveis de *Escherichia coli*, como patogenicidade e virulência; parâmetros estes de interesse à saúde humana e animal.

As doenças diarréicas são importante causa de morbidade e mortalidade em crianças em países em desenvolvimento. *E. coli* diarréica inclui-se em um grupo heterogêneo de patógenos que podem ser responsabilizados por uma grande proporção de casos, apresentando distintos mecanismos de patogenicidade (Giugliano et al., 1995).

Estudo realizado anteriormente no Brasil concluiu que as águas recreacionais usadas pela população podem estar contaminadas por microorganismos potencialmente patogênicos, servindo como fonte de infecção aos humanos (Falcão et al., 1993).

Sabe-se que o uso de antibióticos em medicina humana e animal determina uma intensa pressão de seleção em favor de microorganismos que possuem genes de resistência. Vários estudos têm demonstrado a possibilidade de transferência de resistência a antibióticos entre bactérias entéricas comensais e bactérias patogênicas. Microorganismos com resistência múltipla a antibióticos têm sido isolados de um número apreciável de rios e outros corpos hídricos (Ibiebele e Sokari, 1989).

Em Porto Alegre, o comprometimento verificado ao longo dos anos na sua orla pela contaminação orgânica dos esgotos domésticos, tornou praticamente inviável a liberação das praias para banhistas. Esforços recentes do governo Municipal têm priorizado obras de saneamento básico nessas áreas, com o objetivo de recuperar a balneabilidade desses locais a médio prazo. Nesse sentido, o DMAE, através de sua Divisão de Pesquisa, realiza regularmente um monitoramento para avaliar uma série de parâmetros físicos, químicos e biológicos das águas, além de acompanhar a balneabilidade de alguns pontos da orla.

A partir disto, o objetivo do presente estudo foi avaliar a qualidade da água em dois balneários tradicionais de Porto Alegre, considerando, além de análises microbiológicas, físicas e químicas de rotina, a investigação do perfil de resistência de linhagens de *E. coli* isoladas.

Material e Métodos

1) **Área de estudo:** A bacia hidrográfica do Lago Guaíba, no estado do Rio Grande do Sul, tem uma área de 2.323,66 km²

e população de cerca de 1.105.000 habitantes. A ocupação mais intensa ocorre na margem esquerda, junto à cidade de Porto Alegre, onde cerca de 1 milhão de habitantes contribui para a bacia hidrográfica. O Lago Guaíba, com área de 496 km², é formado pelas contribuições das bacias dos rios Jacuí, Caí, Sinos e Gravataí, tendo capacidade para acumular cerca de 1,5 bilhões de m³ de água, com extensão de 50 km e largura variando de 1 a 20 km. As suas águas são utilizadas para abastecimento público, irrigação, navegação, diluição de efluentes, lazer e recreação, entre outros usos.

2) **Coleta de amostras:** No período de maio de 1994 à agosto de 1995, exceto nos meses de outubro de 1994 e fevereiro de 1995, foram coletadas mensalmente, pela equipe da Divisão de Pesquisa do DMAE/PMPA, amostras de água para análises físicas, químicas e bacteriológicas, segundo Manual de Coletas da CETESB (CETESB, 1988). Foi coletada uma amostra por ponto, em 04 (quatro) pontos ao longo da orla do Guaíba, totalizando 14 amostras. Os locais de coleta foram selecionados tendo em vista a sua localização em balneários tradicionais da cidade de Porto Alegre. Os pontos de coleta seguem a denominação definida pelo DMAE nos balneários de Lami (L2, L3 e L5), logo após a implementação do sistema de tratamento de esgotos, e Belém Velho (BV), antes da implementação de um sistema de tratamento de esgotos.

3) **Análises físicas e químicas:** Foram realizadas determinações de pH, condutividade, alcalinidade, temperatura do ar e da água, turbidez e transparência. Estas análises foram realizadas no Laboratório da Divisão de Pesquisa do DMAE/PMPA, conforme preconizado pelo Standard Methods for the examination of water and wastewater da American Public Health Association (APHA, 1995).

4) **Determinação de coliformes:** de todas as amostras coletadas nos pontos referidos anteriormente, uma fração foi

separada e encaminhada, sob refrigeração, à UFRGS – Universidade Federal do Rio Grande do Sul para determinação da presença de Coliformes Totais e Fecais pela técnica dos tubos múltiplos, conforme preconizado pelo Standard Methods for the examination of water and wastewater da American Public Health Association (APHA, 1995).

5) **Fatores de virulência:**

5.1) **Amostras bacterianas:** 26 amostras de *E. coli* foram selecionadas aleatoriamente em ágar McConkey a partir dos tubos de caldo E.C. com formação de gás. Das placas, foram isoladas colônias típicas de *E. coli* para identificação através de provas bioquímicas (Lennete et al., 1985; Sneath et al., 1986); após identificadas, as amostras de *E. coli* foram armazenadas em caldo cérebro coração com 20% de glicerol a -20°C.

5.2) **Sorotipagem:** a identificação por sorotipos foi realizada com anti-soros homólogos comerciais (PROBAC), conforme o descrito por Green e Thomas (1981).

5.3) **Determinação da presença de hemolisina:** a determinação da presença de hemolisina foi realizada em ágar contendo 5% de sangue ovino, verificando-se a produção de halo claro ao redor das colônias após 18 a 24 horas de incubação a 37°C.

5.4) **Determinação da sensibilidade a antimicrobianos:** a determinação da sensibilidade aos antimicrobianos cotrimoxazol (5µg), norfloxacin (10µg), gentamicina (10µg), cefaclor (30µg), nitrofurantoína (300µg), estreptomycin (10µg), sulfonamida (300µg), tetraciclina (30µg), cefalexina (30µg), canamicina (30µg), ciprofloxacina (5µg), ampicilina (30µg) e cloranfenicol (30µg) foi realizada pelo método de difusão em ágar, conforme o descrito por Barry e Thorusberry (1985).

6) **Determinação da sazonalidade:** a sazonalidade foi determinada segundo as estações climáticas convencionais

(verão = dezembro à março, primavera = setembro à novembro e outono/inverno = abril à agosto) agrupando-se, para fins de análise estatística, os dados referentes às coletas realizadas nos períodos de outono e inverno.

7) **Análise estatística:** foi realizada pelo Serviço de Apoio Estatístico do Departamento de Estatística da UFRGS, através da análise de variância bivariada, sendo a variável dependente (NMP) transformada em Log. 10 e a análise de correlações verificada pelo coeficiente de Pearson. O índice de correlação de Pearson foi categorizado como alto ($r > 0,7$), médio ($0,7 > r > 0,5$) e fraco ($r < 0,5$), segundo Cáceres (1995).

Resultados e Discussão

As variáveis analisadas (temperaturas do ar e da água, transparência, pH, alcalinidade, condutividade e turbidez) não apresentaram diferença estatística significativa entre os pontos amostrados no balneários Lami (L2, L3 e L5) e Belém Velho (BV).

A análise de variância, considerando os períodos primavera, verão e outono/inverno, demonstrou que houve, como esperado, influência da sazonalidade nas variáveis físicas e químicas analisadas (Tabela 1). Verificou-se que a temperatura média do ar e a condutividade média não diferiram significativamente entre verão e primavera, mas diferiram entre estes e o outono/inverno; alcalinidade média e pH médio diferiram significativamente entre verão e primavera; transparência média diferiu significativamente entre verão e primavera. As variáveis temperatura média da água e turbidez média foram significativamente diferentes nos três períodos.

TABELA 1 – Valores médios de variáveis físico-químicas de amostras de água do Lago Guaíba (RS) em três estações climáticas, no período de março de 1994 à agosto de 1995.

	verão	outono/inverno	primavera
Temperatura do ar (°C)	25,51 ^a	15,91 ^b	25,91 ^a
Temperatura da água (°C)	27,02 ^a	16,93 ^b	22,17 ^c
Transparência (cm)	29,24 ^a	29,84 ^a	44,37 ^b
pH	8,01 ^a	7,34 ^b	7,77 ^{ab}
Alcalinidade (mg/l)	13,33 ^a	17,93 ^b	18,13 ^b
Condutividade (µmho/cm)	47,27 ^a	61,31 ^b	48,22 ^a
Turbidez (UNT)	53,91 ^a	29,31 ^b	18,28 ^c

^{a,b,c} Letras diferentes na mesma linha significa que houve diferença significativa ($P < 0,05$)

Evidenciou-se correlação média entre temperatura da água e condutividade ($r = 0,557$). A condutividade elétrica é a capacidade da água transmitir corrente elétrica, tendo relação direta a outros parâmetros como a concentração iônica. Em águas superficiais este parâmetro é bastante variável, podendo ir desde 50 micromhos/cm até valores como 50.000 micromhos/cm, que é a condutividade da água do mar (Porto, 1991). Outro parâmetro associado à condutividade é a temperatura, podendo-se dizer que para um aumento de 1°C na temperatura da solução, corresponderá um acréscimo de 2% na mesma. Entretanto, no presente estudo a condutividade encontrada na primavera e no verão foi baixa (<50 µmhos/cm), enquanto no outono/inverno, estação em que a temperatura média registrada foi a menor do período (16,93°C), foi levemente mais elevada (61,31 µmhos/cm). Considerando ainda que esta estação é a de maior incidência pluviométrica na Região da Grande Porto Alegre (média mensal de 122 a 140,7 mm) (Worldclimate, 2001) poderia se pensar que,

através dos rios que desaguam no Guaíba, ocorreria um maior aporte de substâncias, inclusive iônicas, ao Lago, elevando a condutividade.

Encontrou-se, também, correlação inversa branda entre temperatura média da água e turbidez ($r = -0,440$), isto porque quanto mais fria for a água, mais lento será o processo de floculação que culminará com uma maior dispersão de partículas no corpo d'água, interferindo com a passagem da luz, fenômeno conhecido como turbidez. Sabe-se que a temperatura influencia processos biológicos, reações químicas e bioquímicas que ocorrem na água e que todas as impurezas da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos presentes no corpo d'água. Os sólidos em suspensão são limitados na legislação através dos valores de turbidez, que se caracteriza pela alteração da penetração da luz na água provocada por partículas em suspensão que provocam a difusão e absorção da luz (Porto, 1991).

A turbidez ainda demonstrou correlação inversa média com a temperatura do ar ($r = -0,610$) e correlação inversa fraca com o pH ($r = -0,467$), sendo que a média de pH nos três períodos de coleta (verão 8,01; outono/inverno 7,34; primavera 7,77) encontraram-se dentro dos padrões estabelecidos pela legislação vigente no período de coletas ($5 < \text{pH} > 8,5$) (CONAMA, 1986). Entretanto na legislação atual (CONAMA, 2000) a turbidez não tem sido mais utilizada como parâmetro de balneabilidade.

A alcalinidade teve correlação fraca com a temperatura da água ($r = 0,437$) e a transparência ($r = 0,464$), além de correlação média com a turbidez ($r = 0,504$) e o pH ($r = 0,630$). A alcalinidade é a capacidade de neutralizar ácidos, a qual varia em função do menor ou maior teor de CO_2 na água e da presença de soluções tampões, as quais impedem a mudança brusca de pH em fluidos (Porto, 1991).

Observou-se correlação fraca entre pH e temperatura do ar ($r = 0,42$), correlação inversa fraca com a temperatura da água ($r = -0,452$) e correlação média com a transparência ($r = -0,550$) e com o número mais provável (NMP) de coliformes fecais ($r = 0,60$).

O pH comanda a especiação química das águas. Os critérios de proteção da vida aquática fixam pH entre 6,0 e 9,0 onde há uma melhora na pesca e na agricultura (Porto, 1991). Em relação aos microorganismos, a morte bacteriana aumenta quando o pH é maior que 8,75; sendo que este parâmetro tem sido descrito como o fator mais importante na perda de viabilidade de bactérias aquáticas em áreas eutróficas. No entanto, a competição e o fenômeno predatório parecem exercer ação mais crítica na sobrevivência de patógenos (Fernández e Tejedor, 1992).

Nos sistemas biológicos, a influência da temperatura é bastante importante, pois as velocidades das reações bioquímicas são diretamente afetadas pela temperatura (Oliveira, 1993), existindo correlação positiva entre temperatura e coliformes, em ambientes aquáticos (Markzová e Jjezek, 1994). As menores temperaturas médias observadas no ar ($15,91^{\circ}\text{C}$) e na água ($16,93^{\circ}\text{C}$), no período outono/inverno, foram superiores à temperatura mínima necessária à sobrevivência de coliformes no ambiente. Verificou-se que a média do NMP de coliformes fecais diferiu significativamente entre os períodos outono/inverno e primavera, mas não houve diferença significativa entre os períodos verão e outono/inverno e entre verão e primavera.

Em relação à avaliação microbiológica, não foi verificada diferença significativa ($P > 0,05$) no NMP de coliformes totais e fecais nos três pontos avaliados no balneário Lami (L2, L3 e L5). Tal condição pode ser explicada pela distância relativamente pequena entre os pontos, que atinge no máximo 100 metros. No entanto, estes pontos apresentaram NMP de coliformes totais e fecais significativamente diferentes do balneário Belém Velho (BV)

(Figura 1). Verificou-se ainda que não houve diferença significativa no NMP de coliformes totais nos três períodos do ano em estudo.

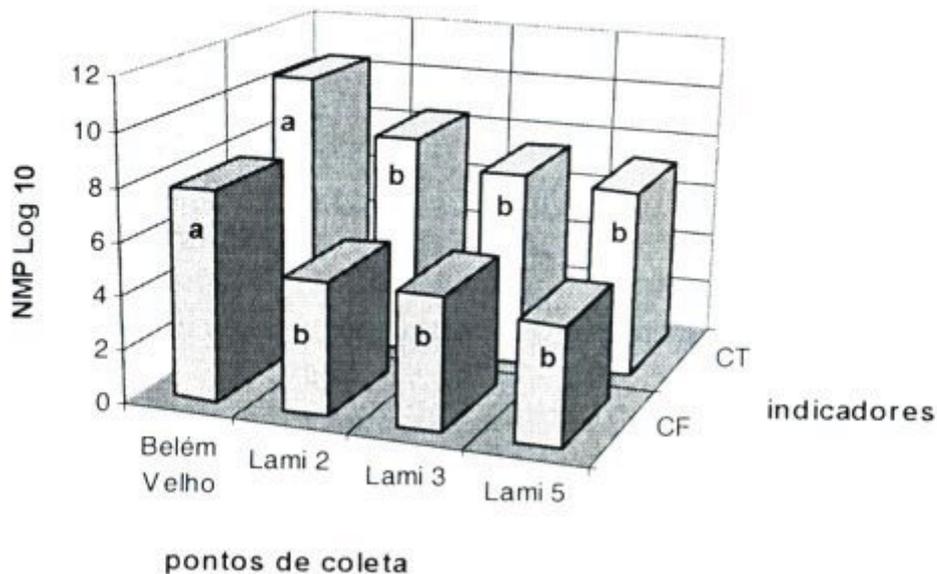


FIGURA 1: Valores médios de NMP (Log 10) de Coliformes Totais (CT) e Coliformes Fecais (CF) em quatro pontos estudados de balneários do Lago Guaíba (RS), no período de março de 1994 a março de 1995.

No período analisado, o NMP para coliformes totais variou de 9×10^1 ufc a 3×10^5 ufc, $1,7 \times 10^2$ ufc a $1,3 \times 10^4$ ufc, 8×10^1 ufc a $1,7 \times 10^4$ ufc e $1,7 \times 10^4$ ufc a 5×10^6 ufc em 100 ml nos pontos L2, L3, L5 e BV, respectivamente. O NMP de coliformes fecais variou entre 2 ufc a 5×10^3 ufc/100ml em L2; 2 ufc a 8×10^3 ufc/100ml em L3, 2 ufc a 5×10^3 em L5; $2,3 \times 10^2$ ufc a $1,1 \times 10^6$ ufc/100ml em BV (Tabela 2).

No Brasil, as águas doces, salobras e salinas destinadas à balneabilidade tem sua condição avaliada nas categorias própria e imprópria. As águas consideradas próprias são subdivididas em categorias, quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver: a) ≤ 250 CF ou ≤ 200 *E. coli* ou 25 enterococos por 100 ml – Excelente, b) ≤ 500 CF ou ≤ 400 *E. coli*

ou 50 enterococos 100ml – Muito Boas, c) ≤ 1.000 CF ou ≤ 800 *E. coli* ou 100 enterococos por 100 ml – Satisfatória (CONAMA, 2000). Considerando estes parâmetros, todos os pontos analisados tiveram ocasiões que teriam sido classificados desde excelentes até insatisfatórios.

TABELA 2 – Número Mais Provável (NMP) mínimo, máximo e médio de Coliformes Totais (CT) e Fecais (CF) de amostras de água do Lago Guaíba (RS) em quatro pontos de coleta (BV, L2, L3 e L5), no período de março de 1994 à agosto de 1995.

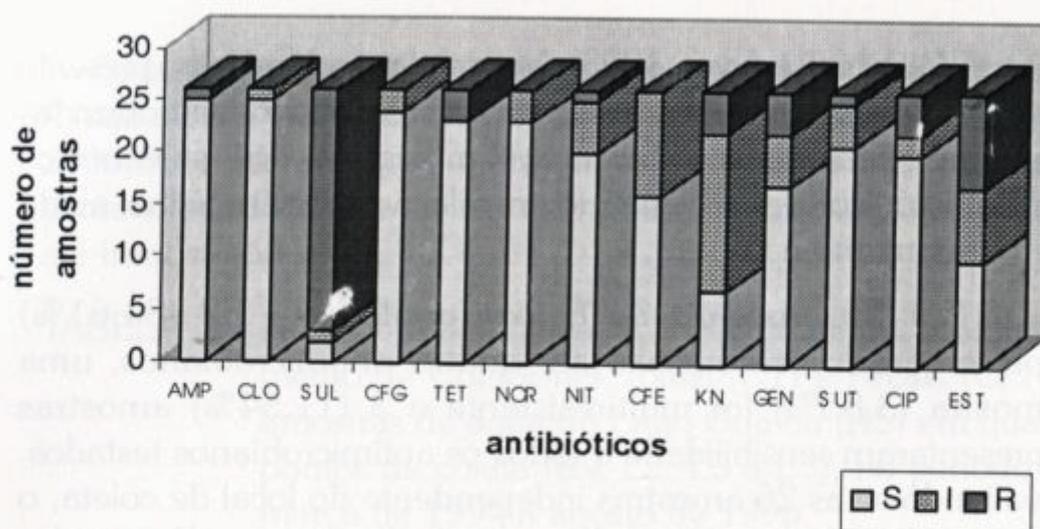
Ponto	CT			CF		
	mínimo	máximo	média	mínimo	máximo	média
BV	1.700	5.000.000	852.142	23	1.100.000	95.577
L2	90	300.000	47.661	2	5.000	754
L3	170	13.000	3.908	2	8.000	1.060
L5	80	17.000	3.081	2	5.000	780

A degradação dos recursos naturais e a contaminação do Lago Guaíba, ao longo do tempo, tem sido resultante do transporte e do lançamento de poluentes nos cursos d'água na forma de efluentes ou resíduos não tratados. A qualidade do Guaíba, enquanto manancial, tem relação direta com o crescimento populacional, o desenvolvimento da cidade e com a falta de investimentos planejados e eficazes na área do saneamento ambiental em épocas passadas. A Prefeitura Municipal concluiu em 1992, no balneário do Lami um complexo de saneamento que inclui uma estação de tratamento de água, redes de distribuição, redes coletoras de esgoto, estação de bombeamento e uma estação de tratamento de esgoto (ETE), cuja eficiência de tratamento objetiva a remoção de 99,99% do NMP de coliformes

fecais (Wartchow e Alves, 1993). Nas coletas realizadas no presente estudo (1994/95) é possível observar que as alterações introduzidas no Lami permitiram diferença significativa dos parâmetros microbiológicos deste balneário em relação a Belém Velho, ainda sem tratamento na época.

Das 26 amostras de *E. coli* analisadas, 22 (84,61%) apresentaram resistência a até quatro antimicrobianos, uma amostra (3,85%) foi multiresistente e 3 (11,54%) amostras apresentaram sensibilidade a todos os antimicrobianos testados. Avaliando-se as 26 amostras independente do local de coleta, o maior índice de resistência foi encontrado contra sulfonamidas (88,46%), seguido pela estreptomicina (34,61%), canamicina (15,38%), gentamicina (15,38%), ciprofloxacina (15,38%), tetraciclina (11,53%), cotrimoxazol (3,84%), nitrofurantoína (3,84%) e ampicilina (3,84%). Sendo todas as amostras sensíveis a norfloxacina, cefaclor, cefalexina e cloranfenicol (Figura 2).

O uso de antibióticos tem sido incrementado durante os últimos 30 anos e não surpreende que a resistência bacteriana aos mesmos seja comum, especialmente nos coliformes que habitam a trato gastrintestinal do homem e dos animais. As plantas de tratamento de águas residuais são o recipiente principal dos microorganismos entéricos que podem ser carreadores de genes de resistência. Tem sido enfatizada a importância das águas servidas como sítio de transferência gênica horizontal, desde que este é um meio rico com altas concentrações de vários microorganismos. Em certos casos, as cepas isoladas de águas servidas do sistema de tratamento municipal foram mais resistentes a antibióticos do que aquelas provenientes de material clínico (Andersen, 1993). Entretanto os dados do presente estudo não apontam para uma tendência a multiresistência, talvez porque os efluentes carreados a esta água sejam provenientes de áreas sem uma pressão de seleção intensa sobre a população microbiana.



água sejam provenientes de áreas sem uma pressão de seleção intensa sobre a população microbiana.

FIGURA 2: Perfil de resistência aos antimicrobianos ampicilina (Amp), cloranfenicol (Clo), sulfonamidas (Sul), cefaclor (Cfg), tetraciclina (Tet), norfloxaxina (Nor), nitrofurantoína (Nit), cefalexina (Cfe), canamicina (Kn), gentamicina (Gen), cotrimoxazol (Sut), ciprofloxacina (Cip) e estreptomicina (Est) de 26 amostras de *E. coli* isoladas de amostras de água colhidas em balneários do Lago Guaíba, no período de maio de 1994 a agosto de 1995, onde S = sensível, I = intermediário, R= resistente.

Várias propriedades de *E. coli* contribuem à patogenicidade desta, que inclui a presença do antígeno K1, produção de hemolisina e características de aderência à célula epitelial. Outro potencial fator de virulência é a motilidade (Green e Thomas, 1981). A produção de hemolisina é apontada como fator de virulência em cepas de *E. coli* invasivas, uma vez que a hemolisina é tóxica aos fagócitos em testes *in vitro* e parecem contribuir à necrose das células renais (Smith, 1992).

A associação da *E. coli* hemolítica com infecções extraintestinais levou muitos investigadores a questionar se isolados hemolíticos de *E. coli* são mais virulentos que isolados não hemolíticos e que outros fatores de virulência podem diferir em cepas hemolíticas e não hemolíticas (Cavalieri et al., 1984). Quando

61 cepas de *E. coli*, isoladas de crianças com infecção do trato urinário, foram examinadas, 46 possuíam gene para hemolisina, 44 para fímbria P e 28 para fímbria S (Juskova e Ciznar, 1994).

Das vinte e seis amostras recuperadas e caracterizadas bioquimicamente como *Escherichia coli*, todas apresentaram-se móveis em meio semi-sólido o que poderia conferir-lhes característica de virulência. No entanto, não foi evidenciada hemólise em ágar acrescido de 5% de sangue ovino em nenhuma das amostras avaliadas.

A caracterização sorológica de amostras de *E. coli* utilizando anti-soros preparados contra os sorogrupos O de *E. coli* enteropatogênica clássica e enteroinvasiva vem sendo utilizada na rotina do diagnóstico de infecções intestinais (Campos e Trabulsi, 1999).

No presente estudo das 26 amostras de *E. coli* testadas sete reagiram frente ao soro anti *E. coli* enteropatogênica (EPEC), três reagiram frente ao soro anti *E. coli* invasiva (EIEC) e duas foram autoaglutinantes. A origem das amostras EPEC positivas foi principalmente o ponto Lami 3 (6/7), sendo ainda uma do ponto Lami 5. A origem de todas as amostras EIEC positivas foi o ponto Lami 3 (2/2).

Levando-se em consideração o percentual de amostras resistentes aos diferentes antimicrobianos e o potencial patogênico, é possível observar que o maior número de amostras resistentes foi proveniente do ponto Belém Velho aonde não foram encontradas amostras positivas frente os anti-soros EPEC e EIEC. Entretanto o baixo número de amostras testadas não permite que seja feita alguma correlação entre estas características.

Os resultados obtidos neste estudo servem como uma avaliação preliminar para a caracterização microbiológica e de resistência a antibióticos em balneários de Portão Alegre. Indicam, ainda, que a implantação do sistema de tratamento de dejetos no

balneário Lami foi eficaz na redução do número de coliformes lançados ao lago Guaíba. Embora as amostras de *E. coli* não tenham apresentado multiresistência, a presença de amostras pertencentes a grupos potencialmente patogênicos (EIEC e EPEC), merece ser melhor investigada. Por outro lado, estes resultados poderão servir de parâmetro de comparação para estudos similares que venham a ser conduzidos após a implementação dos demais sistemas de tratamento de esgotos previstos na cidade de Porto Alegre.

Referências Bibliográficas

Andersen, S. R. 1993. Effects of waste water treatment on the species composition and antibiotic resistance of coliform bacteria. **Current Microbiology**, **26**: 97-103.

APHA – American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. 1995. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 19. ed. APHA, Washington, USA, 1074 pp.

Atlas, R.; Bartha, R. 1998. **Microbial Ecology**. 4. ed. Benjamin/Cummings, California, USA, 694 pp.

Barry, A. L.; Thorusberry, C. 1985. Susceptibility Test: Diffusion Test Procedures. In: Lennette, E. H.; Ballows, A.; Hausler, W. J. & Shadomz, H. J. (eds). **Manual of clinical microbiology**. 4a ed. American Society for Microbiology, New York, USA, p. 978-987.

Cáceres, R. A. 1995. **Estadística multivariante y no paramétrica com SPSS**. Diáz de Santos, Madrid, Espanha, 389 pp.

Campos, L. C.; Trabulsi, L. R. 1999. Escherichia. In: Trabulsi, L. R.; Alterthum, F.; Gompertz, O. F. & Candeias, J. A. N. (eds). **Microbiologia**. 3 ed. Atheneu, São Paulo, Brasil, p. 215-228.

Cavaliere, S. J.; Bohach, G. A.; Snyder, I. S. 1984. *Escherichia coli* a – haemolysin: characteristics and probable role in pathogenicity. **Microbiological Review**, **48**: 326-343.

Ceballos, B. S. O.; Lima, E. O.; König, A.; Martins, M. T. 1995. Spatial and temporal distribution of fecal coliforms, coliphages, moulds and yeasts in freshwater at the semi-arid tropic northeast region in Brazil (Paraíba State). **Revista de Microbiologia**, **2** (26): 90-100.

CETESB – Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental. 1988. **Manual de coletas**. CETESB, São Paulo, Brasil, 23 pp.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. 1986. **Resolução nº 20**. [Página da Internet]. <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res2086.html>. Capturado em 16 de Junho de 2001.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2000. **Resolução nº 274**. [Página da Internet]. <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res00/res27400.html>. Capturado em 01 de junho de 2001.

Falcão, D. P.; Leite, C. Q.; Simões, M. J.; Giannini, M. J.; Valentini, S. R. 1993. Microbiological quality of recreational waters in Araraquara, Sp, Brazil. **Science Total Environmental**, **15** (128): 37-49.

Fernández, A.; Tejedor, C. 1992. Influence of pH on the elimination of fecal coliformbacteria in waste estabilization ponds. **Water, Air And Soil Pollution**, **63**: 317-320.

Giugliano, L. G.; Araujo, N. A.; Piva, I. C.; Inham, T. M.; Ferraz, L. R.; Guth, B. C. 1995. Virulence factors of *Escherichia coli* strais isolated from diarrheic children: influence of storage conditions. **Revista de Microbiologia**, **26** (4): 267-273.

Green, C. P.; Thomas, V. L. 1981. Hemagglutination of Human type O erythrocytes, hemolysin production and serogrouping of *Escherichia coli* isolates from patient with acute pyelonephritis, cystitis, and asymptomatic bacteriuria. **Infection and Immunity**, **31** (1): 309-315.

Ibiebele, D. D.; Sokari, T. G. 1989. Occurence of drug-resistant bacteria in communal well water around Port Harcourt, Nigeria. **Epidemiology and Infection**, **103**: 193-202.

Juškova, E.; Ciznar, I. 1994. Occurence of genes for P and S fimbriae and hemolysin in urinary *Escherichia coli*. **Folia Microbiology (Praha)**, **32** (2): 159-161.

Lennette, E. H.; Ballows, A.; Hausler, W. J.; Shadomz, H. J. 1985.

Oliveira, P. A. V. (coord). 1993. **Manual de manejo e utilização de dejetos suínos**. Embrapa-CNPSEA, Concórdia, Brasil, 188 pp.

Porto, M. F. A.; Branco, S. M.; Luca, S. J. 1991. Caracterização da qualidade da água. In: Porto, R. L. L. (ed). **Hidrologia Ambiental**. Edusp/ Abrh, São Paulo, Brasil, p. 25-65.

Smith, H. 1992. Virulence determinants of *Escherichia coli*: present knowledge and questions. **Canadian Journal of Microbiology**, **38** (7): 747-752.

Sneath, P. H. A.; Mair, N. S.; Sharpe, M. E.; Holt, J. G. 1986. **Bergey's manual of systematic bacteriology**. Williams & Wilkins, Baltimore, USA, 787 pp.

Wartchow, D.; Alves, P. M. A. 1993. O Saneamento no Balneário Lami. **Ecqs**, (0): 13-18.

Worldclimate. 2001. [Página da Internet] Disponível em: <http://www.worldclimate.com.html>. Capturado em 03 de agosto de 2001.