CLEIDE MACHADO CHAVES

①

CONDIÇÕES SANITÁRIAS DE ÁGUAS DE PISCINAS DE CAMPO GRANDE, . . MATO GROSSO DO SUL

Tese apresentada ao
Departamento de Saúde Ambiental
da Faculdade de Saúde Pública
da Universidade de São Paulo, para
obtenção do título de
Doutor em Saúde Pública.

Orientador: Prof. Dr. Aristides Almeida Rocha

**SÃO PAULO
1984**

"Crede na ação realizada em equipe e tereis a certeza
de não falhar na vida" (LIAUTEY)

HOMENAGENS

À minha avô ANTONIA
e aos meus
pais, HEITOR e CLÉLIA,
pelo estímulo e carinho.

À Dra. ANNETTE SILVA FORONDA,
pela dedicação e amizade.

Ao Prof. JORGE DAVID NASSER,
a quem devo, não só o estímulo para
a realização deste trabalho, mas o
apoio e compreensão como pesquisador,
mestre e amigo "in memoriam"

RECONHECIMENTOS

Ao Dr. ARISTIDES ALMEIDA ROCHA, por sua eficiente orientação e confiança.

À Dra. ANNETTE SILVA FORONDA, pela realização das análises de amebas de vida livre e pela cuidadosa revisão e correção do vernáculo, com profunda dedicação.

Às Farmacêuticas Bioquímicas MARCIA DE SOUZA CARVALHO MELHEM e LUSINETE ACIOLE DE QUEIROZ e à Biomédica SHEILA MARIA CARAI, pela valiosa e sincera contribuição, na execução das análises de leveduras.

À Farmacêutica Bioquímica LILIAN DOS SANTOS PAES DE BARROS, pelo inestimável auxílio nas análises bacteriológicas.

À Engenheira Química ROSANGELA DOS SANTOS, pela eficiente colaboração na realização das análises físico-químicas.

À Profa. ANA MARIA CERVANTES BARAZA, pela dedicação e valioso auxílio nas coletas de amostras e na realização de análises de campo.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, na pessoa do Magnífico Reitor, EDGARD ZARDO, pela concessão de dispensa para a realização deste trabalho.

Às Diretorias dos clubes visitados, pelas facilidades concedidas.

À Empresa de Saneamento do Mato Grosso do Sul - SANESUL, na pessoa do Gerente Regional, Engº JONAS BARBOSA GARCIA, pela presteza em conceder os laboratórios da Estação de Tratamento de Água para a realização das análises bacteriológicas e físico-químicas.

Às Profas. MARIA ELIZABETH MORAES CAVALHEIROS DORVAL e VÂNIA LÚCIA BRANDÃO NUNES, pela dedicação e apoio na preparação de meios para cultivo de amebas de vida livre.

À Dra. HELENA APPARECIDA DOS SANTOS LIMA PEREIRA, pela inestimável colaboração na confirmação taxionômica de organismos do fitoplâncton.

Ao Químico ORLANDO BAZITO FILHO, pela boa vontade e compreensão que demonstrou na revisão dos dados físico-químicos.

À Farmacêutica Bioquímica PETRA SANCHEZ SANCHEZ, pela dedicação demonstrada quando o trabalho ainda se esboçava.

Aos Profs. JOAQUIM DIAS DA MOTA LONGO, EUGÊNIO OLIVEIRA MARTINS DE BARROS e MILTON MIRANDA SOARES, pela colaboração eficiente que em muito facilitou a elaboração da presente tese.

Ao Prof. ÉLIO CAPRIATA, pelo valioso auxílio no esboço do mapa da cidade de Campo Grande.

À Médica REGINA SELBA DE MORAES, pelo apoio e auxílio na revisão do texto.

À Sra. ALZIRA PINOTTI BERTOLLAZZI, pela valiosa assistência na aquisição de referências bibliográficas.

Aos funcionários da Biblioteca da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, em especial à Sra. MARIA CECÍLIA GONZAGA FERREIRA, pelo interesse demonstrado na revisão bibliográfica.

As Sras. WILMA GARCIA DE SOUZA LOURENÇO e ILA DVR DA SILVA COMMERÇO, pelos serviços de datilografia.

Aos funcionários da Seção de Pós-Graduação da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, pela atenção.

À Coordenação do Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelos subsídios concedidos através de bolsa de estudos, para colaboração na execução do presente trabalho.

Í N D I C E

	Página
1 - INTRODUÇÃO	01
1.1 <u>Objetivos</u>	08
2 - MATERIAIS E MÉTODOS	11
2.1 <u>Seleção das piscinas</u>	11
2.2 <u>Caracterização das amostras</u>	13
2.3 <u>Parâmetros físico-químicos</u>	14
2.3.1 Temperatura	14
2.3.2 Turbidez	14
2.3.3 pH	15
2.3.4 Cloro	15
2.3.5 Cor	15
2.3.6 Alcalinidade	15
2.3.7 Cloretos	16
2.4 <u>Indicadores biológicos</u>	16
2.4.1 Bactérias	16
2.4.2 Leveduras	20
2.4.3 Fitoplâncton	24
2.4.4 Amebas de vida livre	25
3 - RESULTADOS	28
3.1 <u>Caracterização das piscinas</u>	28
3.2 <u>Parâmetros físico-químicos</u>	28
3.3 <u>Indicadores biológicos</u>	28

4 - DISCUSSÃO	30
4.1 <u>Parâmetros físico-químicos</u>	31
4.1.1 Temperatura	31
4.1.2 Turbidez	34
4.1.3 pH	35
4.1.4 Cloro	38
4.1.5 Cor	42
4.1.6 Alcalinidade	43
4.1.7 Cloretos	44
4.2 <u>Indicadores biológicos</u>	44
4.2.1 Bactérias	44
4.2.2 Leveduras	60
4.2.3 Fitoplâncton	68
4.2.4 Amebas de vida livre	71
5 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	77
6 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	81
ANEXO I - Quadros de 1 a 12	
ANEXO II - Tabelas de 1 a 6	

R E S U M O

Levando em consideração que a piscina é um elemento necessário à saúde da comunidade e que a água, reservada nesses tanques, pode veicular agentes etiológicos de doenças, procurou-se estudar as condições sanitárias de piscinas de uso coletivo de Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil.

Com a finalidade de realizar análises físico-químicas e bacteriológicas, pesquisas de leveduras, algas e amebas de vida livre, foram obtidas 336 amostras, em quatro coletas de cada piscina, durante o período de 09 de agosto de 1981 a 27 de junho de 1982. As amostras foram coletadas da água e do raspado das paredes.

De modo geral, com base nos resultados conseguidos, constatou-se que as piscinas não mantêm os níveis de cloro suficientes à desinfecção. Em algumas foram registrados altos índices de bactérias, presença de algas nas paredes, bem como a ocorrência de leveduras e de amebas de vida livre potencialmente patogênicas. É importante assinalar a presença destes protozoários, face aos recentes registros de casos de meningoencefalite a eles associados.

Conclui-se que há necessidade de tratamento adequado da água, treinamento especializado dos operadores e prática de princípios básicos de educação em saúde. Recomenda-se o estabelecimento de legislação pertinente.

SUMMARY

Considering that a swimming pool is a necessary item for the public health and that the water in such pools may contain aetiological agents of diseases, we sought to study the sanitary conditions of public swimming pools in Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brazil.

With the objective of making physical-chemical and bacteriological analyses, yeast, algae and free-living amoebae researches, we obtained 336 samples in four samplings, from august 9, 1981 to june 27, 1982. The samples were collected from the water and from the walls.

Generally, we observed that chlorine levels necessary for disinfection were not usually maintained in the swimming pools. In some of them high bacterial levels and algae on the walls were detected, as well as the occurrence of yeast and potentially pathogenic free-living amoebae. It is important to focus the presence of these protozoa on account of the recent occurrence of primary amoebic meningoencephalitis cases.

In conclusion, there is the necessity of adequate treatment of the water, specialized training of the people who deal with it and the practice of the basic principles of health education. We recommend the establishment of a legislation concerning this matter.

1. INTRODUÇÃO

Os registros mais antigos evidenciam que os banhos de imersão tiveram início por recomendação de líderes religiosos como Brahma, Buda, Zoroastro, Manu, Moisés, Maomé e outros, que associaram o banho a atos de fé e purificação.

As piscinas, desde tempos remotos, passaram a ser usadas pelo homem, sendo inúmeros os relatos na civilização oriental e na ocidental greco-romana, onde a piscina aparece já inserida no contexto familiar ou associada aos banhos públicos.

Homero já falava nas banheiras de Mykene, ainda hoje perfeitamente conservadas. Na cidade da Babilônia foi encontrada outra semelhante às de Mykene. Existe ainda um vaso com gravura de piscina para mulheres, às margens de um rio, herdado da antiga civilização grega.

Os mais antigos banhos públicos, dos quais se tem notícia, são os do Ginásio de Assos, na Ásia Menor, usados com finalidades desportivas.

No século XIII, na Europa, havia banhos coletivos e em 1682, Jan Suyten, numa gravura em cobre, representou a piscina imperial de Aix-la-Chapelle.

No Japão as piscinas coletivas, para banhos sociais, vêm desde as primeiras dinastias.

Os banhos públicos, com aspecto semelhante às piscinas atuais, ao que parece, tiveram início em Liverpool, por volta de 1842. A moda difundiu-se, passando oito anos mais tarde à França e em 1855 as piscinas chegavam a Alemanha (ZINGANO, 1956)⁹⁷.

FORATTINI (1975)³⁷ ressalta que o hábito de nataçã o e dos banhos coletivos propicia a reunião de

indivíduos de ambos os sexos e várias idades, formando comunidades temporárias, as quais tem concorrido para difundir o uso das piscinas.

Realmente, neste século, as piscinas, à medida que as técnicas de controle sanitário evoluíram, foram crescendo em número, forma e tamanho, deixando de ser apenas um privilégio dos lares de famílias abastadas para atender também às populações produtivas e carentes. Por sinal, de acordo com o Professor Freitas e Castro, citado por ZINGANO (1956)⁹⁷, o controle sanitário de piscinas começou a ser efetuado ao iniciar-se a segunda metade da primeira década do século XX. Esse autor assinala que "a fiscalização sanitária começou na Califórnia em 1917, quando o "State Board of Health" foi investido da autoridade necessária para intervir nesse assunto, fazendo cumprir o chamado "Califórnia Swimming Pool Act" que estabelecia as exigências necessárias para salvaguardar a saúde pública. Em 1920 a fiscalização estendeu-se por todos os estados da América do Norte e logo depois generalizou-se em todo o território".

Atualmente, em geral, qualquer pequena comunidade periférica, de zonas urbanas ou rurais, possui em seu clube ou no âmbito municipal uma piscina de uso coletivo.

OLIVEIRA (1975)⁷¹ muito propriamente as sinala que a piscina se transformou em elemento necessário à saúde, à recreação e ao equilíbrio psico-fisiolôgico, à disposição da comunidade. No entanto, segundo PERA (1975)⁷⁵, o homem usuário das piscinas é um animal terrestre e por isso, ao contrário dos aquáticos, não dispõe da proteção que estes possuem contra o acesso da

água ao trato respiratório, ao canal auditivo e mucosas.

Segundo HELMER (1975)⁵³ "parece, entre tanto, que as infecções dos olhos, dos ouvidos, do nariz e da garganta são mais frequentes entre pessoas que se banham em piscinas do que entre as que o fazem em águas naturais". Esse mesmo autor relata ser preciso conside rar que a saúde do homem pode ser afetada não só pela ingestão de alimentos e águas contaminadas, mas também pelo uso da água poluída, seja no asseio pessoal, seja na recreação.

Para a saúde pública, do ponto de vista epidemiológico, interessa conhecer os agravos a que uma comunidade de freqüentadores de piscinas pode estar su jeita (FORATTINI, 1975)³⁷.

Historicamente, é importante mencionar, que o verdadeiro ponto de partida que serviu de base à elaboração de normas nacionais de proteção e manutenção da qualidade de água potável, segundo BRANCO (1978)¹³, foi o período que medeia desde a descoberta dos micror ganismos por Leewenhoek, em 1683, até a suposição de Henle e as constatações posteriores de Kock e Pasteur de que muitos seres microscópicos eram causadores de enfermi dades.

No entanto, conforme RAMOS (1970)⁷⁸, a partir da observação clássica de John Snow em 1849, em seu elegante trabalho sobre a cólera transmitida através da água, que maiores atenções passaram a ser voltadas aos riscos de saúde associados à poluição e contamina ção das águas.

As águas destinadas principalmente à re criação de contato primário (banho, mergulho, etc.) des

pertaram maior interesse desde a década de 50 neste século, quando então as piscinas começaram a ser objeto de pesquisas, relacionadas principalmente ao aproveitamento dos sistemas de recirculação da água e à desinfecção.

No Brasil, talvez o grande impulso para a manutenção da qualidade da água, visando manter os padrões sanitários de balneabilidade nas piscinas, tenha sido motivado pela expansão, a partir dos anos 60, da construção de grande número de piscinas não só em residências particulares como também nos clubes destinadas à prática desportiva e à recreação. Este fato levou ao aparecimento de um novo ramo de atividade lucrativa, gerando a criação de firmas "especializadas", nem sempre capacitadas para o tratamento de águas de piscinas.

OLIVEIRA (1975)⁷¹ ressalta que, em certos aspectos, a água reservada em uma piscina exige a manutenção de alguns padrões, que deveriam ser mais acurados que os normalmente recomendados para água potável destinada ao abastecimento público. Aponta ainda o fato de que não só as condições sanitárias devem ser consideradas, mas a limpidez da água, por exemplo, é também de grande importância para a própria segurança dos banhistas, no tocante à possibilidade de acidentes.

Dos riscos à saúde dos usuários que eventualmente as piscinas podem oferecer, é preciso mencionar as doenças transmissíveis e as não transmissíveis, considerando nestes últimos os acidentes leves como contusões, ou deletérios como afogamento (SIMÃO e col., 1977)⁸⁷.

De acordo com SIMÃO e col. (1977)⁸⁷, as

doenças transmissíveis adquiridas em piscinas podem estar associadas ao banho e também ao uso das instalações anexas como vestiários, chuveiros, lavapês, etc.

Todavia, é a água considerada o principal veículo de disseminação dos agentes etiológicos das doenças associadas ao uso da piscina. Esse fato pode estar relacionado com:

- a água de alimentação da piscina que já vem poluída por não sofrer tratamento ou por ser tratada de modo precário;
- a água, tratada ou não, que é poluída pelo banhista (SOMOSI, 1981)⁹⁰.

No primeiro caso, PERA (1975)⁷⁵ recomenda que o abastecimento de água destinada à alimentação das piscinas, independente de serem de alimentação contínua, de reposição, ou de recirculação e tratamento, deva provir de um manancial (poços, fontes, rede pública) satisfatório sob o ponto de vista químico, físico e bacteriológico.

Para salvaguarda da saúde do banhista é fundamental, portanto, a constante avaliação das condições sanitárias da água.

Nesse sentido vários autores, dentre outros REINHARDT (1977)⁷⁹, ressaltam que o exame bacteriológico possibilita conhecer as condições atuais de um corpo hídrico, enquanto que os exames físicos e químicos possibilitam a verificação da existência de poluição remota.

As normas da Organização Mundial da Saú-

de (OMS), como a maioria das normas vigentes para água potável, estão baseadas na pesquisa de organismos indicadores de poluição fecal, como *Escherichia coli* e estreptococos fecais (GIROULT, 1977)⁴⁹.

O ideal, principalmente em piscinas de uso coletivo, é que se proceda periodicamente o controle sanitário realizando exames físico-químicos e bacteriológicos, concomitantemente.

Além das bactérias, outros organismos estão sendo utilizados na avaliação da qualidade da água de piscinas e águas recreacionais em geral.

Recentemente, tem-se dado atenção ao significado ecológico dos fungos em ambientes aquáticos, procurando-se descobrir sua importância como organismos indicadores da qualidade da água e como patógenos humanos. Assim, a associação entre concentrações de fungos em ambientes aquáticos e matéria orgânica sugere que fungos possam ser indicadores de poluição. Apesar de que nenhuma espécie em particular ou grupo de fungos tenha sido ainda adotado como tal, alguns pesquisadores propõem que certas espécies de leveduras possam ser utilizadas para caracterizar determinados tipos de poluição (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1980)².

É frequente, em águas de piscinas, o encontro de fungos potencialmente patogênicos ao homem. Entretanto, o significado desta via de transmissão na epidemiologia das micoses é ainda desconhecido. Dentre os grupos de fungos saprófitas capazes de causar doenças em indivíduos comprometidos, destacam-se as leveduras especialmente as do gênero *Candida*, pelo acentuado carãter oportunista.

As algas também aqui devem ser consideradas, pois são habitantes comuns de águas pouco profundas (PALMER, 1962)⁷³.

Os problemas originados pela proliferação de algas em águas de piscinas, em geral, são de ordem estética. As águas de piscinas quando contêm material nutritivo para algas (amônia, fosfato, etc.) tornam-se opacas e de aspecto esverdeado ou às vezes avermelhado, dependendo do tipo de algas que nelas se desenvolva. Trata-se na verdade de um fenômeno de cor aparente, dada pela presença de organismos coloridos, em suspensão, que constituem o chamado plâncton (BRANCO e PEREIRA, 1975)¹⁴.

Modernamente, as algas quando surgem em piscinas estão sendo consideradas, nos Estados Unidos, como indicadoras das más condições de tratamento (MONTEIRO, 1984)*.

Outra tendência atual é a da verificação da possível presença de amebas de vida livre em águas de piscinas, por sua potencialidade patogênica e também por ser a água uma das principais vias de transmissão.

Em 1965, na Austrália, foram descritos os primeiros casos humanos de uma nova entidade clínica, Meningoencefalite Amebiana Primária (MAP), de evolução rápida e fatal, cujos agentes etiológicos são amebas do gênero *Naegleria*, notadamente *N. fowleri* (FOWLER e CARTER, 1965)⁴¹.

Outras amebas de vida livre, como as do gênero *Acanthamoeba*, são também consideradas como poten

* Informação pessoal do Engº Celso Eufrásio Monteiro da CETESB.

cialmente patogênicas, causando Encefalite Amebiana Granulomatosa (EAG), também de evolução fatal, e outras afecções como gastrites, uretrites, otites e úlceras de córnea. Os casos de acantamebíase, em geral, estão na dependência do estado imunitário do paciente.

A dispersão das amebas de vida livre é extremamente ampla. Casos humanos de infecções relacionadas a este grupo de protozoários foram relatados em todos os continentes e em todas as latitudes. A transmissão, principalmente de espécies de *Naegleria*, é através de coleções de água, como piscinas e lagos. Especialmente para *N. fowleri*, a temperatura elevada da água assume grande importância na multiplicação das formas trofozoíticas. A transmissão das espécies de *Acanthamoeba* pode não ser necessariamente por coleções de água. O ar e o solo também podem carrear formas císticas das amebas.

Até o momento, há cerca de 150 relatos de casos fatais de infecção por amebas de vida livre (GRIFIN, 1977⁵⁰; CULBERTSON, 1981²⁶; MARTÍNEZ, 1983⁶²).

1.1 - Objetivos

Alguns autores preconizam que "só se deve nadar em água potável", mas o fato real no Brasil é que apenas alguns Estados possuem regulamentação criteriosa inserida em Lei, estabelecendo normas para o uso de piscinas.

Acredita-se, pois, ser este um motivo suficiente para a realização do presente trabalho que se reveste de importância no que diz respeito à

saúde pública.

Assim, ao se planejar esta pesquisa, te
ve-se como objetivos:

- avaliar a qualidade sanitária de sete piscinas da cidade de Campo Grande, Mato Grosso do Sul;
- alertar para a necessidade de haver nas piscinas operadores com cursos de tratamento de água de piscina;
- evidenciar a importância da educação em saúde, não só dos usuários, mas também dos operadores e responsáveis administrativos das piscinas;
- ressaltar a necessidade do monitoramento físico-químico e microbiológico para manutenção da qualidade sanitária das águas de piscinas.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Seleção das piscinas

Das dezessete piscinas de uso coletivo, da cidade de Campo Grande, Mato Grosso do Sul, de finidas conforme DECRETO nº 12.342²⁷, de 27 de setembro de 1978, foram selecionadas sete piscinas. Tentou-se abranger as regiões centro, norte, sul e oeste da zona urbana e leste da periferia da cidade.

Por acordo efetivado com os responsáveis desses logradouros públicos, não serão aqui declinados os nomes dos mesmos, utilizando-se apenas as siglas: A (zona oeste), B (centro), C e D (zona leste), E e G (zona sul) e F (zona norte)*.

Procurou-se classificar as piscinas segundo DECRETO nº 12.342²⁷, de 27 de setembro de 1978, como pode ser verificado pelo Quadro nº 01, do anexo I.

No que se refere ao tratamento, nas piscinas pesquisadas, são utilizados praticamente os mesmos produtos empregados, em geral, no tratamento da água destinada ao abastecimento público. A relação desses produtos está inserida no Quadro nº 02, do anexo I.

A situação geográfica das piscinas está representada na figura nº 01 a seguir.

* Em decorrência deste trabalho serão efetivadas recomendações a serem entregues aos administradores das piscinas.

FIGURA - 01
CAMPO GRANDE- MATO GROSSO
DO SUL

2.2 Caracterização das amostras

No planejamento das amostras foram leva
dos em consideração a exigüidade dos recursos labo
ratoriais, a dificuldade de transporte e o pequeno
intervalo de tempo entre as coletas.

As amostras, em geral, foram coletadas em
dois pontos, demarcados em função da maior ou menor
concentração de banhistas nesses determinados lo
cais das piscinas. Procurou-se localizar os pon
tos de tal forma que o de nº 01 coincidisse com a
parte rasa, onde a freqüência quase sempre é maior,
e o de nº 02 com a parte funda do tanque.

De 09 de agosto de 1981 a 27 de junho de
1982, foram realizadas quatro coletas em cada pis
cina, num total de vinte oito no período, com inter
valos de aproximadamente trinta dias. A escolha
do dia da coleta foi feita em função da freqüência
às piscinas (domingo).

Foram coletadas amostras da água e do ras
pado das paredes. As da água foram coletadas a uma
profundidade de aproximadamente 0,30 m da superfí
cie, tomando-se as devidas precauções para evitar
contaminação. O total de amostras foi de trezentos
e trinta e seis, assim distribuídas:

- 28 para análises físico-químicas;
- 28 para análises bacteriológicas;
- 56 para pesquisas de leveduras;
- 112 para pesquisas de algas;
- 112 para pesquisas de amebas de vida
livre.

A técnica de amostragem desenvolvida foi a mesma utilizada pela Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental - CETESB (SOUZA e DERISIO, 1982)⁹¹.

2.3 Parâmetros físico-químicos

A seleção dos parâmetros físico-químicos foi feita segundo o DECRETO nº 12.486²⁷, de 20 de outubro de 1978, que aprova a Norma Técnica de Água (NTA-60), para consumo humano, do Estado de São Paulo.

Foram utilizados os seguintes parâmetros: temperatura, turbidez, pH, cloro residual, cor, alcalinidade, acidez e cloretos.

As análises foram baseadas em "Standard methods for examination of water and wastewater, (1980)².

2.3.1 Temperatura

Para medir a temperatura do ar e da água, foi utilizado um termômetro de mercúrio com escala de -30 a +50°C.

2.3.2 Turbidez

Para a avaliação da turbidez foi adotado o método nefelométrico, tendo sido utilizado o turbidímetro marca HACH, tendo como padrão de turbidez 10 UNT.

2.3.3 pH

A verificação do pH foi realizada por meio de aparelho comparador colorimétrico, tendo sido usado como indicador o vermelho-fenol e o equipamento utilizado foi do tipo "Genkit", tendo uma faixa de leitura de pH compreendida entre 6,6 e 8,2.

2.3.4 Cloro

A determinação da presença de cloro na água foi realizada utilizando-se um comparador colorimétrico marca "Hellige", com disco de cloro de leitura de 0,0 a 1,0 mg/l, usando-se como reagente indicador uma solução ácida de ortotoluidina (método OTA - colorimetria com disco).

2.3.5 Cor

O método usado foi o da comparação visual, através de disco para cor, tipo "Acqua Tester", com faixa de 0,0 a 50,0 mg/l Pt (padrão de cloroplato cobalto).

2.3.6 Alcalinidade

A alcalinidade foi determinada pelo método de titulação colorimétrico, utilizando-se solução de Fenolftaleína como indicador de meio básico e Metilorange de meio ácido, sendo o ácido sulfúrico N/50 usado como titulador para viragem de coloração.

2.3.7 Cloretos

A análise de cloretos foi realizada utilizando-se o método de Nitrato de Prata.

2.4 Indicadores Biológicos

Na caracterização da qualidade sanitária da água, procurou-se identificar a presença de microrganismos e sua eventual importância na água utilizada na recreação de contato primário.

Neste trabalho foi feita a contagem padrão de colônias de bactérias, pesquisa de *Pseudomonas aeruginosa*, estreptococos fecais e bactérias do grupo coliforme.

Os outros organismos pesquisados não são ainda empregados como indicadores de poluição, não se tendo conhecimento de que os mesmos tenham sido utilizados como padrões de potabilidade da água de piscinas. Todavia dada a importância sanitária, tentou-se a identificação, sendo este o caso das leveduras, amebas de vida livre e algas.

2.4.1 Bactérias

As amostras de água foram coletadas utilizando-se frascos de vidro neutro, com capacidade para 250 ml, boca larga e tampa esmerilhada, aos quais foram adicionados 0,1 ml de solução de tiosulfato de sódio a 10% para cada 100 ml da amostra, seguindo-se o procedimento de esterilização. As

amostras foram conservadas sob refrigeração (4 a 10°C) até o início do exame, nunca excedendo o tempo limite de 24 horas.

As análises bacteriológicas foram realizadas segundo "Standard methods for the examination of water and wastewater" (1980)² e Normalização Técnica da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB números L5.202⁶⁸ (Determinação do número mais provável de coliformes totais e fecais pela técnica dos tubos múltiplos); L5.205⁶⁹ (Determinação do NMP de *Streptococcus* fecais pela técnica dos tubos múltiplos); L5.220⁷⁰ (Determinação do NMP de *Pseudomonas aeruginosa* pela técnica dos tubos múltiplos) e L5.201⁶⁷ (Contagem padrão de colônias de bactérias).

2.4.1.1 Determinação de coliformes

Foram realizadas pesquisas de bactérias do grupo coliforme e de coliformes de origem fecal.

Volumes decrescentes (10,0; 1,0 e 0,1 ml) de cada amostra foram inoculados em séries de cinco tubos, sendo que para bactérias do grupo coliforme os exames foram realizados através de duas etapas:

1. Teste Presuntivo: consistiu na semeadura de volumes determinados da amostra em caldo lactosado, os quais foram incubados a 35°C, sendo a primeira leitura com 24 horas e a leitura final com 48 horas.

2. Teste Confirmativo: a partir de cada tubo com teste presuntivo positivo, foi realizado o teste confirmativo, transferindo-se com uma alça de platina um volume da cultura para um tubo correspondente de caldo lactosado verde brilhante bile a 2% e incubados em estufa a 35°C por 48 horas.

O teste para diferenciação de coliformes fecais consistiu na transferência das culturas com resultados positivos no caldo lactosado (teste presuntivo) para tubos contendo meio de "EC" que foram incubados durante 24 horas a 44,5°C em banho-maria.

Os resultados foram considerados positivos quando havia produção de gás (nos tubos de fermentação) a partir da fermentação da lactose contida nos meios de cultura.

2.4.1.2 Determinação de estreptococos fecais

Na pesquisa de estreptococos fecais foram usados volumes de 10,0; 1,0 e 0,1 ml, sendo que cada porção da amostra foi inoculada numa série de cinco tubos. O exame foi processado através de duas fases:

1. Exame Presuntivo: consistiu em semear os volumes determinados da amostra da água em tubos contendo caldo destrose azida e incubados em estufa durante 24 - 48 horas a 35°C. Na presença de turvação do meio de cultura, o ensaio foi considerado positivo.

2. Ensaio Confirmativo: a partir de cada tubo com ensaio presuntivo positivo, foi feita a transferência da cultura para tubos contendo caldo azida etil violeta e incubados durante 24 - 48 horas a 35°C. A presença de estreptococos fecais foi indicada pela formação de precipitado arroxeado no fundo do tubo.

2.4.1.3 Determinação de *Pseudomonas aeruginosa*

A determinação do NMP de *Pseudomonas aeruginosa* foi feita a partir da técnica dos tubos múltiplos, com diluições sucessivas de 10,0; 1,0 e 0,1 ml, sendo que cada volume foi inoculado em séries de cinco tubos. O exame foi processado através de três etapas:

1. Teste Presuntivo: consistiu em semear os volumes determinados das amostras em tubos de caldo asparagina e incubados a 35°C, com leituras a cada 24 horas. Foi considerada prova presuntiva positiva a observação de fluorescência sob luz negra.

2. Teste Confirmativo: consistiu na transferência das culturas positivas de cada leitura para tubos contendo caldo acetamida. As provas foram consideradas com resultados positivos pela evidenciação de coloração púrpura do meio. As leituras foram feitas a cada 24 horas, totalizando 96 horas de incubação.

Teste Completo: consistiu em isolar as culturas com resultados positivos no caldo acetamida, em placas de ágar leite, conforme BROWN e FOSTER (1970)¹⁶. Foram consideradas positivas as provas que mostravam colônias com halo claro devido a hidrólise da caseína.

2.4.1.4 Contagem padrão de colônias de bactérias

A determinação da densidade de bactérias das amostras de água das piscinas foi definida, inoculando-se volumes da amostra de 1,0 e 0,1 ml em placas de Petri, adicionando-se a seguir triptona glicose extrato de levedura (plate count agar), as quais foram incubadas a 35°C durante 24 horas. A contagem das colônias foi feita com o auxílio de um contador tipo "Quebec".

2.4.2 Leveduras

Para o isolamento e identificação de leveduras em água não existe padronização, sendo recomendados alguns meios mais apropriados para o crescimento de leveduras em detrimento dos bolores.

Para a classificação taxionômica de leveduras foi utilizada a monografia de LODDER (1970)⁵⁸.

Os caracteres morfológicos e fisiológicos foram utilizados para a classificação genérica. A identificação a nível de espécie, conseguida em alguns casos, foi baseada em caracteres bioquímicos, além dos acima citados.

As amostras foram coletadas assepticamente em frascos de 1000 ml. Os frascos foram acondicionados em recipientes fechados de isopor, com gelo, chegando ao laboratório após 20 a 30 horas do momento da coleta. No laboratório do Instituto Adolfo Lutz de São Paulo as amostras foram processadas imediatamente após a entrada na Instituição.

2.4.2.1 Isolamento das leveduras

Para o processamento das amostras de água utilizou-se câmara de fluxo laminar, onde foram semeadas alíquotas de 0,2 e 0,5 ml de água, na superfície de meios sólidos, distribuídos em placas de Petri. Para cada volume de amostra foram utilizados dois tipos de meios de cultura para isolamento: ágar malte com 0,1% de extrato de levedura e cloranfenicol (MLC) e ágar Sabouraud com cloranfenicol e cicloheximida (SCC). A incubação foi feita a 25°C por período de 5 a 30 dias. Todas as alíquotas foram trabalhadas em duplicata.

Com auxílio de estereomicroscópio (usando-se aumento de 400 X) foram isolados tipos diferentes de colônias e repicadas em ágar malte.

2.4.2.2 Características morfológicas

Os caracteres macromorfológicos observados nas colônias isoladas foram: cor, forma, textura e brilho da superfície. A morfologia da célula vegetativa foi descrita a partir de culturas de 5

a 24 dias em meio de malte com 0,1% de extrato de levedura, líquido e sólido. A presença de cápsula foi também verificado nesse meio.

A formação de micélio verdadeiro e pseudomicélio foi verificada a partir de cultivo em lâmina com ágar farinha de milho, segundo técnica descrita por RIVALIER e SEYDEL (1932)⁸¹, após 10 dias de crescimento.

A formação de esporos sexuais foi testada usando-se os meios de ágar suco V-8, ágar acetato de Fowell, ágar de Gorodkova e água destilada, e a temperatura de incubação foi de 25°C por seis semanas. Para a evidenciação dos esporos foram utilizadas duas técnicas de coloração, a de Wirtz, citada por LODDER (1970)⁵⁸ e a de Dorner modificada, BIER (1978)⁹. Balistosporos foram pesquisados segundo a técnica descrita por LODDER (1970)⁵⁸. O crescimento em meio de Sabouraud líquido foi observado quanto à formação de película, anel ou sedimento no terceiro e vigésimo primeiro dias a 25°C.

2.4.2.3 Características bioquímicas e fisiológicas

Para os testes de fermentação foram distribuídos volumes de 2 ml de meio básico (peptona 0,75% e extrato de levedura 0,45%) em tubos de ensaio de 12 mm x 120 mm, tendo em seu interior tubos de Durham invertidos. Após a esterilização em autoclave a 121°C, durante 15 minutos, foi adicionado a cada tubo 1 ml de açúcar a 6%, esterilizado por tindalização. A série de carboidratos emprega

da inclui glicose, lactose, maltose, sacarose e trealose. Os testes de fermentação foram feitos com culturas novas crescidas em ágar MLC. A leitura foi feita diariamente nos primeiros cinco dias, depois de dois em dois dias, até trinta dias de incubação. O resultado da fermentação foi considerado positivo quando houve produção de gás. As leituras foram anotadas como 1 + (uma ou poucas bolhas de gás); 2 + (para 2/3 do tubo de Durham com gás); e 3 + (para o tubo de Durham cheio de gás).

Nas provas de assimilação de fontes de carbono em meio sólido foram empregados os seguintes compostos: glicose, galactose, maltose, sacarose, celobiose, lactose, rafinose, xilose e inositol. Foi utilizado o método auxanográfico descrito por Van der Walt, LODDER (1970)⁵⁸. Os halos de crescimento eram observados após o segundo, quinto e sétimo dias após a incubação a 25°C.

A prova de assimilação de nitrato foi realizada em meios de cultura líquido, segundo técnica descrita por Wickerham, 1951 (citado por LODDER, 1970)⁵⁸ e após incubação a 25°C por quinze dias, as leituras foram anotadas como negativa, fraca e positiva, de acordo com recomendação do autor.

A prova para observação de produção de ácido foi realizada em meio contendo carbonato de cálcio, LODDER (1970)⁵⁸ e a leitura efetuada após a primeira, segunda e terceira semanas a 25°C. A formação de um halo claro grande foi considerada prova positiva; halo pequeno, fracamente positiva e meio de cultura inalterado, prova negativa.

A produção de compostos semelhantes ao amido foi evidenciada com a adição de solução de iodo (Lugol 1/10) às placas de assimilação de glicose, resultando em coloração azulada após 24 horas à temperatura ambiente.

A hidrólise da uréia foi testada em meio líquido, seguindo-se a técnica recomendada por CHRISTENSEN (1946)²¹.

Nos testes de resistência à cicloheximida, foi usado como meio base o ágar Sabouraud.

2.4.3 Fitoplâncton

As amostras de água para análise do fito plâncton foram coletadas utilizando-se frascos de vidro neutro, boca larga e tampa de borracha, com capacidade para 1000 ml.

Os frascos não foram completamente cheios, a fim de manter uma pequena quantidade de ar sobre a superfície das amostras.

Um volume de aproximadamente 120 ml de água, de cada amostra, foi centrifugado a 3000 r.p.m. durante quinze minutos.

O fitoplâncton foi identificado utilizando-se a câmara de Sedgwick-Rafter, conforme BRANCO (1978)¹³.

O raspado das paredes foi coletado com o auxílio de uma espátula de madeira, em seguida colocado em tubos de ensaio previamente esterilizados, mantendo-se sempre o material submerso na própria água da piscina e conservado sob refrigeração

até o momento do exame, no máximo até cinco horas após a coleta. Foi feito exame direto do material, entre lâmina e lamínula.

Tanto a água como o raspado foram observados ao microscópio óptico, com iluminação comum, usando aumentos lineares de 400 X.

Para a identificação dos organismos foram utilizadas as chaves de BICUDO e BICUDO (1970)⁸, BOURRELLY (1966)¹², PRESCOTT (1962)⁷⁷, SMITH (1950)⁸⁹.

Quanto aos aspectos sanitários, foram seguidos os sistemas de BRANCO e col. (1963)¹⁵, PALMER e INGRAM (1955)⁷⁴.

2.4.4 Amebas de vida livre

O material para pesquisa de amebas de vida livre foi coletado da água, com pipeta graduada (5 ml), e do raspado das paredes das piscinas com espátula de madeira e semeado em tubos de ensaio contendo meio ágar infusão de soja, segundo FORONDA (1979)³⁹. Os tubos foram mantidos à temperatura ambiente e enviados ao Instituto de Ciências Biomédicas - Departamento de Parasitologia da Universidade de São Paulo.

A metodologia da pesquisa de amebas de vida livre sofreu modificações em face dos resultados obtidos. De início, o material dos tubos era examinado diretamente, se positivo, semeado em placas de Petri contendo o mesmo tipo de meio de cultura. Estas placas eram mantidas a 28°C e examinadas diariamente, sem abertura, para verificar o cres

cimento das amebas. Em caso positivo, eram lavadas com água destilada estéril e o material obtido examinado diretamente entre lâmina e lamínula e em preparações de gota pendente, para prova de flagelação, segundo técnica de PAGE (1976)⁷². Os tubos com resultados negativos eram ainda mantidos a 28°C e examinados semanalmente, durante dois meses.

A partir da terceira remessa o material de todos os tubos, tão logo ao chegar, era semeado em placas de Petri, seguindo a metodologia como descrita acima. Em muitos casos, o teste de flagelação foi repetido uma ou mais vezes, para confirmar a positividade ou para novo teste das amebas da família Vahlkampfiidae. Os padrões usados na identificção foram os de PAGE (1976)⁷².

O material foi trabalhado em câmara assépica e as placas foram mantidas em sacos plásticos, para evitar a dessecação. Foram feitas projeções em câmara clara e coloração por hematoxilina fêrrica quando se fazia necessário.

A observação das amebas no material a fresco foi feita em microscópio de contraste de fase, usando-se aumentos lineares de 100 e de 400 X e no material corado sob aumento linear de 1000 X.

3. RESULTADOS

3.1 Caracterização das piscinas

Na caracterização das piscinas foi levado em consideração a origem da água utilizada para alimentação das mesmas, posto que esta variável é de fundamental importância para a realização do tratamento, bem como para a verificação da qualidade sanitária da água, conforme pode ser evidenciado no Quadro Nº 03, do anexo I.

3.2 Parâmetros físico-químicos

Os resultados dos exames físico-químicos das amostras coletadas nos pontos de Nº 01 e 02 nas piscinas A (oeste), B (centro), C e D (leste), E e G (sul) e F (norte) encontram-se na Tabela Nº 01, anexo II.

3.3 Indicadores biológicos

Pelo Quadro Nº 05, anexo I e Tabelas de Nºs. 02 e 03, do anexo II, pode-se fazer a análise dos resultados bacteriológicos (NMP/100 ml de coliformes totais e fecais, estreptococos fecais e *Pseudomonas aeruginosa*). A contagem padrão de bactérias está inserida no Quadro Nº 05 e Tabela Nº 02.

Em relação às leveduras, algas e amebas de vida livre, pode-se observar os resultados nas Tabelas de Nºs. 04, 05 e 06, anexo II, respectivamente e nos Quadros de Nºs. 06 a 12, do anexo I.

4. DISCUSSÃO

No planejamento do presente trabalho teve-se, além de outros, o cuidado de escolher piscinas alimentadas por água de diferentes tipos de mananciais. O conhecimento da origem da água de alimentação é de fundamental importância, principalmente no que se refere ao tratamento da água.

Não existindo em Campo Grande piscinas aquecidas de uso coletivo, todas as pesquisadas eram ao ar livre e com temperatura natural da água. As piscinas, em sua maioria, possuíam revestimento de azulejos, com exceção da C que era de resina sintética. Quanto ao tratamento, foram classificadas como de "recirculação e tratamento" cinco piscinas, A, B, D, E, G e de "encher e esvaziar" duas, C e F, as quais não possuíam sistema de filtração. A recirculação da piscina D era realizada através de sistema externo de bombeamento, não passando a água através de filtros.

O tratamento de todas as piscinas pesquisadas era realizado por operadores, sem formação técnica em cursos especializados. Segundo BLACK e col. (1970)¹¹, é de grande importância que o tratamento seja correto, portanto, os operadores devem ter um mínimo de qualificação.

É interessante ser evidenciado que houve chuvas nas 24 horas anteriores às coletas das piscinas A e B (janeiro); C, D, E (agosto, fevereiro); F e G (dezembro, março). É também importante enfatizar que, no mês de dezembro, a chuva ocasionou penetração de água de enxurrada na piscina F, o que deve ter contribuído para carrear partículas e microrganismos para o interior da piscina. Nas coletas das piscinas F e G efetuadas no mês de dezembro, os ventos foram mais intensos do que nos outros meses, como se percebeu durante o trabalho de campo.

Quanto à existência de banhistas, esta só foi verificada nas piscinas A e B (janeiro); C, D, E (novembro); G (dezembro), fator que pode influir tanto nos parâmetros físico-químicos como nos indicadores biológicos.

Como foi assinalado, este trabalho objetiva principalmente verificar a qualidade sanitária das águas de piscinas, não sendo, portanto, estudadas as instalações anexas que fazem parte das mesmas.

O estudo da qualidade da água está baseado no número mais provável (NMP) de coliformes totais, coliformes fecais (*Escherichia coli*), estreptococos fecais e *Pseudomonas aeruginosa*. Paralelamente procurou-se verificar a presença de leveduras para complementar a caracterização da qualidade da água. O estudo das algas visou conhecer principalmente as condições de tratamento da água. Já as amebas de vida livre foram estudadas tendo como principal interesse o risco potencial para a saúde dos banhistas.

4.1 Parâmetros físico-químicos:

4.1.1 Temperatura

A temperatura da água é fator importante no tratamento, tanto pela influência direta que pode exercer sobre os organismos, como por sua relação com a solubilidade dos gases e sais e pela interferência na viscosidade da água (ROCHA, 1972)⁸³.

Quando a temperatura da água está acima de 25°C facilita a dissolução de sais e de gases, o que contribui para a elevação do pH (WATER, 1978)⁹⁶.

Segundo BRANCO (1978)¹³, "os efeitos da poluição térmica num corpo d'água podem ser diretos pela coagulação das proteínas que constituem a matéria viva, ou indiretos, seja através de um aumento da capacidade tóxica de certas substâncias que se encontram dissolvidas na água, como a rotenona, etc., ou por propiciar a proliferação de organismos concorrentes (parasitas), seja pela diminuição que a temperatura provoca na capacidade da água de dissolver e reter oxigênio, ao mesmo tempo que aumenta a atividade fisiológica dos organismos aquáticos, condicionando asfixia dos mesmos".

A temperatura deve ser considerada em águas de piscinas, principalmente, pela influência que tem nas alterações de pH na manutenção do residual de cloro.

A elevação da temperatura da água pode concomitantemente levar ao aumento do número de bactérias. Por exemplo, *Pseudomonas aeruginosa* multiplica-se rapidamente se a água estiver aquecida (SOMOSI, 1981)⁹⁰.

A manutenção da temperatura elevada da água favorece a evolução da espécie patogênica *Naegleria fowleri* (DE JONCKHEERE e VAN DE VOORDE, 1977)⁹⁰.

Durante a realização desta pesquisa foi observado que a temperatura da água variou de 19 a 28°C e a do ar de 18 a 35°C, conforme Gráfico Nº 01 a seguir apresentando, elaborado a partir da Tabela Nº 01, do anexo II.

O estudo das sete piscinas foi realizado procurando-se perfazer um total de quatro coletas para cada uma, num período de onze meses. Observou-se com

este estudo que provavelmente devido às constantes frentes frias oriundas dos Andes, nem sempre, na região estudada, os meses mais frios correspondem ao inverno e os mais quentes ao verão. Foi notada também uma certa inversão de temperatura do ar e da água, que pode estar relacionada ao tempo encoberto e muitas vezes com pequenas precipitações e muito vento.

Outro aspecto, que foi evidenciado da análise do Gráfico Nº 01, anteriormente apresentado, quanto a temperatura do ar, é que o seu aumento contribue consideravelmente para elevar o número de banhistas, que podem proporcionar o aumento, na água, de microrganismos, cloretos, amônia, além de contribuir para maior demanda do cloro residual.

4.1.2 Turbidez

Como a legislação não prevê os limites de turbidez para água de piscina, foi adotado o índice preconizado de 2-5 NTU, para água de consumo humano, conforme DECRETO Nº 14.486²⁸, de 20 de outubro de 1978, que aprova a Norma Técnica de Água (NTA-60) do Estado de São Paulo.

Tomando-se por base essas normas, foi observado que águas de piscinas com turbidez abaixo do limite mínimo oferecem menores oportunidades para uma concentração bacteriana e melhores condições para a cloração (GELDREICH, 1974)⁴⁶.

"A turbidez acima de 0,5 unidade pode ser percebida pela luz difusa num ambiente escuro, estando a amostra num cadinho muito limpo, e usando um

feixe luminoso ou fonte similar. Turbidez inferior a 0,1 unidade pode ser obtida pelo tratamento da água" (BABBIT e col., 1962)⁷.

Os valores de turbidez permitem avaliar se os filtros, "alma do sistema", estão sendo bem operados e mantidos (CETESB, 1983)²⁴.

Das piscinas pesquisadas (Gráfico Nº 01, inserido no Item 4.1.1, Tabela Nº 01, anexo II) a D, no mês de novembro, apresentou turbidez igual a 5,5 NTU, quando foi observada a presença de banhistas. As algas não devem ter contribuído para a elevação da turbidez, pois não foram detectadas nessa amostra de água.

As outras piscinas apresentaram-se dentro dos limites estabelecidos.

4.1.3 pH

A verificação do pH é de grande importância, principalmente para se ter um adequado controle do equilíbrio acidez-alcalinidade, por várias razões: a alcalinidade da água é essencial à hidrólise do sulfato de alumínio para a formação de hidróxido de alumínio, trivalente positivo, que se associa às impurezas da água, de carga negativa, formando os flocos que irão sedimentar no fundo da piscina ou na areia do filtro. Sabe-se que para 1mg/l de sulfato de alumínio é necessário 0,4 mg/l de alcalinidade natural ou adicionada em CaCO_3 , sendo que a melhor faixa de pH para a floculação das águas de piscinas com o sulfato de alumínio está entre 6,0 e 8,0 (CETESB, 1983)²⁴.

Outra importância do pH está relacionada à desinfecção das águas. Em pH baixo ($< 7,5$) o cloro livre, sob a forma de ácido hipocloroso (HOCl), tem maior poder bactericida do que o ácido hipocloroso dissociado, que aparece nos valores de pH mais altos (MANFRINI, 1974)⁶¹.

O pH ótimo para água de piscinas está entre 6,7 e 7,9 pois o pH dos olhos é de 7,2 e águas mantidas nesta faixa de tolerância não prejudicam os olhos dos banhistas. DECRETO Nº 13.166²⁹, de 20 de janeiro de 1979 que aprova a Norma Técnica Especial (NTE) relativa à piscina, do Estado de São Paulo.

pH muito alto pode causar a precipitação de minerais dissolvidos na água, como cálcio ou ferro, causando cor e turbidez e favorecendo incrustações nos filtros e encanamentos. pH baixo ($< 7,0$) causa corrosão de metais dos sistemas de recirculação (ANDRADE e MOREIRA, 1975)³.

Em relação ao pH das piscinas estudadas, (Gráfico Nº 01, item 4.1.1) foi observado que:

- a piscina A apresentou pH 6,6 nos meses de outubro e junho, estando abaixo do limite 6,7 o que pode ter contribuído para uma leve irritação dos olhos dos banhistas. Nessa piscina o pH 6,9, em abril, parece ter influenciado a ação do cloro ($0,4 \text{ mg/l}$), o que está baseado em resultados bacteriológicos negativos da amostra (Quadro Nº 05, anexo I).

- a piscina B, nas quatro coletas realizadas, apresentou pH entre 6,8 e 7,8, portanto, dentro da faixa permitida. A água utilizada na piscina é a

distribuída pela estação de tratamento de água da cidade, o que deve ter contribuído para manter esse parâmetro dentro dos limites de tolerância;

- a piscina C, em todas as coletas realizadas, apresentou pH de acordo com os limites de 6,7 a 7,9, embora a água utilizada seja de fonte;

- a piscina D, nos meses de agosto e fevereiro, apresentou pH acima de 8,2 o que, em geral, provoca irritação dos olhos e ressecamento da pele dos banhistas. A água que alimenta essa piscina é originária de fonte. Foi observado, em coleta do manancial, que o pH da água estava em torno de 7,8, parecendo, portanto, que essa alcalinidade não lhe era própria, podendo estar relacionada ao tratamento;

- as piscinas E e F, nas quatro coletas, apresentaram o pH de acordo com a faixa de tolerância;

- a piscina G em uma coleta estava com pH igual a 8,0 (junho), e em três igual ou superior a 8,2, o que vem confirmar a reclamação dos usuários em relação ao ressecamento da pele e irritação dos olhos. Este fato pode estar relacionado à quantidade e ao tipo de cloro usado, cloro cal "QC", que altera o pH da água para mais alcalino. Essa piscina é abastecida por água de poço profundo, que poderia apresentar teor alcalino elevado. Foi observado, entretanto, em coleta do manancial, que o pH estava em torno de 7,3, não parecendo, tal como verificado na

piscina D, ser a alcalinidade relacionada à água de alimentação e sim ao tratamento.

4.1.4 Cloro

No Brasil, em geral, o cloro e seus compostos são os mais utilizados na desinfecção de águas de piscinas.

Segundo AZEVEDO NETTO (1974)⁵, ao se examinar o efeito bactericida da cloração, é essencial conhecer os compostos produzidos na água, os quais dependem da natureza das impurezas presentes e do pH da água.

Desse modo, dois casos extremos podem ser considerados: (I) reações do cloro com a água, com a formação do cloro residual livre (CRL) e (II) reações do cloro com a amônia, formando o cloro residual combinado (CRC).

(I) - O cloro, dissolvido na água pura ou suficientemente pura, reage para formar o ácido hipocloroso (HOCl):

O ácido hipocloroso formado dissocia-se em maior % em cátions de hidrogênio (H^+) e ânions hipoclorito (OCl^-), em função da faixa de pH (> 7,6):

O cloro existente na água na forma de ácido hipocloroso e de íon hipoclorito é definido como clo

ro residual livre (ROSSIN, 1979)⁸⁴.

Tanto ácido hipocloroso como o íon hipoclorito têm ação desinfetante, mas o ácido hipocloroso é muito mais eficiente.

(II) - Quando o cloro é aplicado às águas com presença de matéria orgânica, amônia e/ou compostos amoniacais, forma compostos clorados ativos, denominados cloraminas. O cloro, sob a forma de ácido hipocloroso, combinando-se com a amônia presente na água, forma: monocloramina (NH_2Cl), dicloramina (NHCl_2) e tricloreto de nitrogênio (NCl_3), de acordo com as seguintes reações:

A dicloramina (NHCl_2) é de maior efeito bactericida.

Conforme já foi exposto, o cloro reage nas águas formando compostos, conforme esquema abaixo : (ROSSIN, 1979⁸⁴ - modificado)

Esses compostos apresentam poderes de desinfecção muito diferentes, por isso, não basta medir o residual obtido, é necessário determinar sua forma . Da análise do Quadro Nº 04, anexo I, pode-se notar que o pH é um fator muito importante no processo da cloração das águas, e que maior eficiência da desinfecção (100%) ocorre em pH igual ou menor que 5,0 (AZEVEDO NETTO, 1974)⁵.

"As percentagens de residuais diferentes que se formam dependem essencialmente dos seguintes fatores: reação cloro/Nitrogênio, pH e temperatura" (ROSSIN, 1979)⁸⁴.

A demanda do cloro em águas de piscinas pode estar relacionada ao produto usado; a presença de matéria orgânica, e/ou amônia introduzida pelo suor e/ou urina dos frequentadores; ao número de banhistas incompatível com a área mínima desejável por usuário, que segundo AZEVEDO NETTO (1975)⁶, é de 2 a 4 m²/pesoa.

Com foi descrito anteriormente, os compostos de maior interesse na desinfecção das águas são: o ácido hipocloroso, na forma de cloro residual livre e a dicloramina, na forma de residual combinado.

Segundo MOOD (1950)⁶⁵, o cloro residual livre é um bactericida mais efetivo do que o cloro residual combinado em tratamento de águas de piscinas.

Alguns autores observaram que a morte das bactérias não se dá tão rapidamente pela ação do cloro, portanto, frequentemente são isoladas de águas contendo < 0,3 mg/l de cloro residual total (HOADLEY e KNIGHT, 1975)⁵⁵.

Conforme citação de AHO e HIRN (1981)¹, Ja
cobson relatou a presença de *Pseudomonas aeroginosa*
em águas de piscinas contendo nível de cloro livre
aceitável, supondo-se que o mínimo seja de 0,4 mg/l.

De acordo com o DECRETO Nº 13.166^{2 9}, de 23
de janeiro de 1979, que aprova a Norma Técnica Espe
cial (NTE), relativa as piscinas do Estado de São Pau
lo, a concentração de cloro residual preconizada pa
ra águas de piscinas está entre 0,5 e 0,8 mg/l.

Quanto à escolha do produto químico a ser usa
do na desinfecção, deve-se considerar, além dos fato
res já comentados, a concentração e tempo de contato.
Do ponto de vista econômico, deve-se levar em conta
esses aspectos, pois dependendo do volume de água a
ser tratada, muitas vezes, um produto unitariamente
mais barato, mas com concentração de cloro ativo bai
xa, pode tornar-se mais oneroso.

Pela análise do Gráfico Nº 01 do Item 4.1.1
e da Tabela Nº 01, anexo II, pode ser observado que
no desenvolvimento desta pesquisa foi verificado que
as piscinas B, D, E, F e G não apresentaram residual
de cloro em nenhuma das coletas;

A piscina A apresentou, em janeiro, 0,1 mg/l
de cloro residual livre. Esta concentração pode ser
desprezada com relação ao efeito desinfetante, tendo
em vista que o mínimo desejável é de 0,5 mg/l. Em
abril, a concentração encontrada foi de 0,4 mg/l que,
mesmo estando fora do limite mínimo estabelecido, pa
rece ter concorrido para melhorar as condições de po
tabilidade da água, conforme análises bacteriológi
cas da amostra. Nas duas outras amostras coletadas,

não foi detectado residual de cloro;

A piscina C, no mês de fevereiro, apresentou concentração de cloro 0,2 mg/l, abaixo do mínimo estabelecido, mas com resultados bacteriológicos de acordo com os padrões de potabilidade. Nas outras três amostras obtidas, não havia cloro residual.

Os fatores que contribuíram para a ausência de cloro residual na água das piscinas podem ter sido: a falta de pessoal devidamente capacitado para operar esses sistemas, sem conhecimento da dosagem dos produtos químicos a serem usados; a falta de equipamentos adequados (na maioria das vezes ausentes) como aparelhos para medir a concentração de cloro.

4.1.5 Cor

É um parâmetro estético, tem pouco significado sanitário, a não ser algumas vezes para indicar a origem da água. No tratamento da água pode complicar a coagulação. Os padrões de acordo com o DECRETO Nº 12.486²⁸ de 20 de outubro de 1978, limitam a intensidade da cor, numa água aceitável, a 20 e, preferivelmente, a menos de 10 mg/l (Pt/l - Hazen).

A cor na água, geralmente, se deve à presença de matéria de origem orgânica ou mineral, em solução (BABBIT e col., 1962)⁷.

Na Tabela Nº 01, do anexo I, pode ser observado que, nas amostras de água coletadas para a realização desta pesquisa, o valor máximo de cor encontrado foi de 10 mg/l - Pt/l, portanto, dentro do limite mínimo estabelecido.

4.1.6 Alcalinidade

"A alcalinidade das águas naturais é devida, principalmente, à presença de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos. Os compostos mais comuns são os seguintes: Hidróxidos de Cálcio ou de Magnésio, Carbonatos de Cálcio ou de Magnésio, Bicarbonatos de Cálcio ou de Magnésio, Bicarbonatos de Sódio ou de Potássio". Dependendo do pH das águas, os compostos que podem ser encontrados são os seguintes: Hidróxidos e Carbonatos, pH acima de 9,4; Carbonatos e Bicarbonatos, pH entre 8,3 e 9,4; apenas Bicarbonatos, pH entre 4,4 e 8,3 (AZEVEDO NETTO, 1979)⁴.

Na natureza, a água nunca é encontrada em estado de absoluta pureza, devido às substâncias que nela se dissolvem (AZEVEDO NETTO, 1979)⁴.

"As águas naturais, normalmente, têm uma reação alcalina, porém a acidez não é necessariamente indesejável. Não são colocadas limitações padrões de acidez ou alcalinidade sobre a água potável" (BABBIT e col., 1962)⁷.

A alcalinidade é importante no processo de corrosão dos sistemas de distribuição e também pode produzir sabor na água. É uma medida de capacidade "tampão" da água que, segundo os critérios físico-químicos para caracterização de águas para consumo humano deve ter como limites máximos recomendados, em mg/l CaCO_3 : Hidróxido= zero; Carbonato= 120; Bicarbonato= 250 (CETESB, 1983)²³.

Através desta pesquisa foi verificado (Tabela Nº 01, anexo II) que os resultados de alcalinida

de das águas das piscinas estudadas estavam dentro dos limites estabelecidos pelos critérios físico-químicos para caracterização de águas de consumo humano.

4.1.7 Cloretos

Altas concentrações de cloretos na água provocam sabor desagradável e aumento do potencial corrosivo. Um excesso de cloretos é usualmente uma indicação de poluição (BABBIT e col., 1962⁷, CETESB, 1983)²³.

O limite recomendado de cloretos (mg/l Cl) , de acordo com o DECRETO Nº 12.486²⁸, de 20 de outubro de 1978, para água de abastecimento público é de 250 mg/l Cl.

Foi verificado neste trabalho que nas piscinas pesquisadas as concentrações de cloretos estavam sempre abaixo de 250 mg/l Cl.

4.2 Indicadores Biológicos

4.2.1 Bactérias

Todas as bactérias pesquisadas neste trabalho com a finalidade de verificar as condições sanitárias das águas de piscinas, em geral, são indicadoras de poluição fecal.

4.2.1.1 Determinação de coliformes

O grupo coliforme mereceu consideração como

indicador de poluição, porque estas bactérias estão sempre presentes em grande número na flora intestinal humana e de animais de sangue quente (GELDREICH, 1967⁴⁴; NORMALIZAÇÃO L 5202, 1978)⁶⁸.

A presença de coliformes totais na água indica poluição com risco potencial da presença de organismos patogênicos e a sua ausência é evidência de uma água bacteriologicamente segura (MALLMANN, 1928⁶⁰; GELDREICH, 1967⁴⁴; NORMALIZAÇÃO L 5202, 1978)⁶⁸. Entretanto, vários autores concordam com a declaração feita em 1963 pelo Comitê de Atividades de Saúde Pública da Sociedade Americana de Engenharia Civil: "existe pouca ou nenhuma prova de que o perigo de doenças está diretamente associado ao grande número de coliformes" (FOSTER e col., 1971⁴⁰; DUTKA, 1973)³³.

Algumas bactérias do grupo coliforme têm capacidade de se multiplicar na água e são encontradas no solo e em vegetais, mais foi constatado que entre os coliformes existem bactérias comprovadamente de origem fecal que não se multiplicam com facilidade no meio externo e têm sobrevivência semelhante às da patogênicas. Portanto, a ocorrência de poluição fecal na água pode ser detectada e medida pelo teste de "coliformes fecais" que está baseado na fermentação da lactose a 45,5°C. (GELDREICH, 1970⁴²; NORMALIZAÇÃO L 5202, 1978)⁶⁸.

O interesse pelos coliformes fecais (*Escherichia coli*) data de 1885 quando o Professor Theodor Escherich propôs usar *Bacillus coli*, do qual o nome "coliforme" foi derivado, como indicador de poluição. (DUTKA, 1973³³; GELDREICH, 1975)⁴³.

Segundo GELDREICH (1970)⁴², investigações da significância dos coliformes no meio ambiente têm demonstrado que estes organismos indicadores de poluição têm correlação positiva com animais de sangue quente e contaminação fecal.

Por estarem relacionados à poluição, os coliformes fecais são considerados um dos mais importantes indicadores de risco potencial para a saúde pública (DUTKA, 1973)³³.

VICTORIN (1974)⁹⁴ ressalta que o uso de coliforme não fecal como organismo indicador em água de piscinas é discutível.

O critério racional de utilização de coliformes como indicadores para água potável tornou-se duvidoso quando foi empregado para águas recreacionais (DUTKA, 1973)³³. Geralmente é aceito que o uso de índices bacteriológicos das águas recreacionais devam ser baseados na detecção de contaminação fecal. Entretanto, tem se verificado que a maioria das infecções adquiridas, através de contato com água especialmente em piscinas, são as do trato respiratório superior e pele (FOSTER e col., 1971⁴⁰, DUTKA, 1973)³³.

Conforme Gilcreas, relatado por ROBINTON e col., (1957)⁸², bactérias do grupo coliforme são inadequadas como índice de poluição de águas de piscinas, porque o maior significado da poluição bacteriana em tais águas não é de origem intestinal. Portanto, para esse tipo de risco dificilmente os coliformes podem ser empregados (DUTKA, 1973)³³.

Vários outros pesquisadores comentam que os coliformes fecais podem não ser o melhor indicador

do número de organismos advindos do corpo humano durante a natação (VICTORIN, 1974)⁹⁴. Assim, como não há conhecimento de organismos específicos para detectar esses riscos em potencial para a saúde, uma solução óbvia é usar dois ou mais organismos indicadores (DUTKA, 1973)³³.

A determinação de coliformes fecais é aplicada na investigação da qualidade sanitária de águas de recreação, embora esse procedimento não seja recomendado como substituto dos testes de coliformes totais como prova de potabilidade. Tal observação decorre do fato de não ser admitido, de acordo com a legislação vigente, nenhum tipo de bactérias do grupo coliforme em água tratada. (NORMALIZAÇÃO L 5202, 1978)⁶⁸; AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1980)².

O índice de organismos coliformes permitido em piscinas, conforme MALLMANN (1962)⁵⁹, é o mesmo que para água potável.

Na falta de legislação específica a respeito do controle da balneabilidade das piscinas para o Estado de Mato Grosso do Sul, adotamos as mesmas exigências relativas a padrões de qualidade da água para abastecimento público.

Coliformes totais foram isolados nas piscinas A (outubro, janeiro, junho); B (outubro, janeiro, abril); C (novembro); F (dezembro, março, junho, setembro). Este fato pode ser verificado no Gráfico Nº 02 a seguir, o qual foi baseado no Quadro Nº 05, do anexo I. Foi observado que na piscina F esses organismos foram detectados em todas as coletas e apareceram, frequentemente, em maior número em relação

GRÁFICO Nº 02 PISCINAS CIDADE CAMPO GRANDE- MS
RESULTADO BACTERIOLÓGICO — PERÍODO OUT/DEZ/ 81

PISCINAS CIDADE CAMPO GRANDE — MS
RESULTADO BACTERIOLÓGICO — PERÍODO ABRIL/JUNHO/82

PISCINAS CIDADE CAMPO GRANDE — MS
RESULTADO BACTERIOLÓGICO — PERÍODO JAN/MARÇO/82

PISCINAS CIDADE CAMPO GRANDE — MS
RESULTADO BACTERIOLÓGICO — PERÍODO JULHO/SET/82

às outras. O aumento considerável de organismos do grupo coliforme nessa piscina, no mês de dezembro, pode estar relacionado a penetração de água de enxurrada no tanque. Considerando as quatro coletas do período amostrado, foi nessa piscina que o índice de coliformes totais (NMP/100 ml) apresentou resultado discrepante em relação às demais (piscina A= 27; B= 13; C= 22; D < 2; E < 2; F= 1.028; G < 2), Tabela Nº 02, do anexo II.

Da análise do Gráfico Nº 02 referido no parágrafo anterior, os coliformes fecais foram encontrados nas piscinas B (outubro); C (novembro); F (dezembro, junho e setembro). Foi demonstrada ainda sua presença em 75% das amostras da piscina F e, durante o período estudado, a densidade dessas bactérias expressa em NMP/100 ml foi a mais elevada. (Tabela Nº 02, anexo II).

Em 07 de dezembro de 1976, a Portaria Nº 536, do MINISTÉRIO⁶⁴ do Estado do Interior do Brasil, estabeleceu uma classificação no tocante à qualidade das águas interiores ou marinhas destinadas à recreação de contato primário, sem que tenham sido ressaltadas as exigências para águas de piscinas.

Para avaliar as condições de potabilidade das águas das piscinas estudadas, tentou-se uma classificação baseada na determinação do NMP/100 ml de bactérias do grupo coliforme, de acordo com a Tabela Nº 03, anexo II. As piscinas D, E e G, que apresentaram índice menor do que 2 no período estudado, foram denominadas de "próprias para o uso", enquanto que as piscinas A, B, C, F, com número de organismos igual

ou maior do que 2, foram chamadas de "impróprias para o uso".

Durante a pesquisa, nas piscinas B, C e F, foi observada a presença de coliformes fecais. Baseado nas afirmações de DUKTA (1973)³³, estas piscinas apresentaram risco potencial à saúde pública.

4.2.1.2 Determinação de Estreptococos fecais

KENNER (1978) afirma que em 1900 Hostoun já havia observado a presença de estreptococos fecais em amostras de água poluída, mas o reconhecimento desses microrganismos como indicadores de poluição fecal data de 1910 (NORMALIZAÇÃO L 5205, 1978)⁶⁹. Foi em 1955 que a sua utilização se fez efetiva com a introdução de meios de cultura contendo azida sódica (SLANETZ e BARTLEY, 1964⁸⁸; NORMALIZAÇÃO L 5205, 1978)⁶⁹.

O uso de estreptococos fecais como indicadores de poluição está associado às seguintes razões: não correm em água limpa e solos de áreas virgens; geralmente não se multiplicam em águas poluídas e encontram-se em número inferior a *Escherichia coli*; em geral sua resistência aos poluentes químicos em determinadas águas é maior do que a dos coliformes; ocorrem em número relativamente alto em excretas humanos e de animais de sangue quente; em fezes da maioria dos animais de sangue quente sua predominância é maior em relação aos coliformes fecais (CABO RAMON, 1972¹⁹; KENNER, 1978⁵⁶; NORMALIZAÇÃO L 5205, 1978⁶⁹; CLAUSEN e col., 1977²²; GELDREICH, 1970)^{42,47}.

Estreptococos fecais em águas de piscinas são mais resistentes ao cloro do que as bactérias do grupo coliforme (MOOD, 1950)⁶⁵. Assim, não é surpresa que alguns investigadores argumentem que os Estreptococos são mais seguros indicadores de poluição fecal do que os coliformes (KENNER, 1978)⁵⁶.

Segundo SLANETZ e BARTLEY (1964)⁸⁸, existem muitas provas para sugerir que estreptococos fecais são mais práticos e seguros indicadores de poluição fecal da água do que os coliformes.

Uma das vantagens do estreptococo fecal como índice de poluição fecal está baseada no reconhecimento de que estes organismos normalmente são encontrados no trato intestinal dos homens e dos animais (SLANETZ e BARTLEY, 1964)⁸⁸.

Existem dois biotipos de limitada significação sanitária dentre o grupo dos estreptococos: *S. faecalis* var. *liquefaciens* e *S. faecalis* com a capacidade de hidrolizar o amido. Esses dois biotipos não são restritos ao intestino do homem e de animais de sangue quente, podendo ocorrer associados à vegetação e certos tipos de solos. Esse fato limita sua utilização como indicador de poluição fecal, embora seja de grande valor nos estudos correlacionados aos coliformes fecais onde pesquisas realizadas demonstram que quando a relação $\frac{CF}{EF}$ for superior a 4,0 a poluição é de origem humana e se for inferior a 0,7, de origem animal. Entretanto, esta correlação tem aplicação restrita e pode ser utilizada apenas em pontos de lançamento de despejo, pois durante o percurso vários fatores podem alterar a inter-relação

entre esses sistemas indicadores (GELDREICH, 1967⁴⁴; GELDREICH e KENNER, 1969⁴⁸; CLAUSEN e col., 1977²²; NORMALIZAÇÃO L 5205, 1978)⁶⁹.

A presença de estreptococos em águas de piscinas indica uma condição insegura, porque, na maioria das vezes, é encontrado em amostras de água com características de poluição fecal, isto é, com *E. coli* (MALLMANN, 1928)⁶⁰.

FOSTER e col. (1971)⁴⁰ relatam que Mallmann tem constantemente defendido o uso de estreptococos como indicador de poluição.

Geralmente a ocorrência de estreptococos fecais na água indica poluição fecal e a ausência sugere pouca ou nenhuma poluição por animal de sangue quente (GELDREICH, 1970)⁴⁷.

BLACK e col., (1970)¹¹, em seus estudos sobre a desinfecção de águas de piscinas, observaram que, embora os estreptococos fecais sejam mais resistentes ao cloro do que os coliformes, foram encontrados com menor frequência.

O estreptococo fecal é indicador não muito sensível de poluição recente, entretanto, sua presença em amostra de água, na ausência de *Escherichia coli*, se converte em indicador extraordinariamente útil (CABO RAMON, 1972)¹⁹.

Os resultados do presente trabalho conforme Gráfico Nº 02, do Ítem 4.2.1.1, mostram o isolamento de estreptococos fecais das piscinas D (fevereiro, maio); E (novembro) e F (março, setembro). Durante o período estudado, foi na piscina F que essas bactérias apareceram em maior número (Tabela Nº 02, anexo II).

Foi observado que durante o período de estudo os organismos do grupo coliforme foram encontrados mais vezes do que estreptococos fecais (Tabela Nº 02, anexo II). Tendo em vista que estreptococos fecais geralmente não se encontram em água limpa, este resultado coincide com o esperado.

Foi interessante notar que nas piscinas D (fevereiro, maio), E (novembro) e F (março) estreptococos fecais estavam presentes na ausência de *Escherichia coli*, o que pode sugerir uma poluição fecal de origem recente (Quadro Nº 05, anexo I).

Na piscina F, no mês de setembro (Quadro Nº 05), observou-se a presença de *E. coli* e de estreptococos fecais, o que pode indicar com maior segurança poluição de origem fecal e condições insatisfatórias para o uso.

4.2.1.3 Determinação de *Pseudomonas aeruginosa*

O interesse pelo estudo da *Pseudomonas aeruginosa* está relacionado à sua importância como patógeno para o homem e os animais, determinada por sua versatilidade bioquímica e resistência a agentes anti-bacterianos e ao fato de ser elemento formador de limo (HOADLEY, 1968)⁵⁴.

Foi observado que *P. aeruginosa* é mais resistente à cloração do que os coliformes (DUTKA, 1973)⁵⁵.

Segundo HOADLEY (1968)⁵⁴, o trato intestinal do homem parece representar o maior reservatório de *P. aeruginosa*, atingindo o meio ambiente e em particular águas de superfície.

Animais domésticos, principalmente ruminantes jovens, podem atuar como fonte secundária de *P. aeruginosa* em água de superfície. Entretanto, parece que *P. aeruginosa* não pode ser considerada como um habitante normal do trato intestinal de animais domésticos (HOADLEY, 1968)⁵⁴.

Conforme Hoadley e col., citados por DUTKA (1973)³³, *Pseudomonas aeruginosa* provavelmente não ocorre em águas não afetadas por atividades do homem e de animais domésticos.

Mediante declarações de Taylor, em HOADLEY (1968)⁵⁴, *Pseudomonas aeruginosa* não ocorre em águas limpas e, quando encontrada, esta geralmente acompanhada por outros organismos fecais, como por exemplo *Escherichia coli*.

HOADLEY (1968)⁵⁴ relata que diversos autores têm aprovado a sugestão de Geer's de que a presença de *P. aeruginosa* em água potável não deveria ser ignorada.

Pseudomonas aeruginosa tem sido indicada para ser incluída nos testes de rotina de águas potáveis, considerando o perigo potencial representado por essa bactéria e não pelo valor como indicador de poluição fecal (HOADLEY, 1968)⁵⁴.

Vários estudos têm demonstrado que *P. aeruginosa* pode ser isoladas de águas de piscinas (HOADLEY e KNIGHT, 1975)⁵⁵.

Segundo Botzenhart e col., citados por EXNER e HAVENITH (1981)³⁵, *P. aeruginosa* e outras *Pseudomonas* se multiplicam principalmente no filtro e, quando de sua lavagem, podem ser levadas para a

água. Esses microrganismos parecem ter valor como indicadores da qualidade da água de piscinas (FOSTER, 1971)⁴⁰.

Segundo Hoadley (1968), *P. aeruginosa* deveria ser considerada como indicador adicional de poluição (HOADLEY, 1968)⁵⁴.

O papel de *P. aeruginosa* como indicador da qualidade da água está sendo cogitado, especialmente como indicador potencial de infecção do trato respiratório superior (DUTKA, 1973)³³. Portanto, *P. aeruginosa* representa provável indicador de balneabilidade baseado em forte relação entre qualidade da água e saúde dos banhistas (HOADLEY, 1968⁵⁴; CABELLI e col., 1976¹⁸; SEYFRIED e FRASER, 1980)⁸⁵.

Muitos autores têm sugerido que há correlação entre ocorrência de *P. aeruginosa* em águas de piscinas e otite externa dos nadadores (HOADLEY, 1968⁵⁴; HOADLEY e KNIGHT, 1975⁵⁵; DUKTA e SHERRY, 1978³⁴; SEYFRIED e FRASER, 1978)⁸⁶. HOADLEY e KNIGHT (1975)⁵⁵ observaram que *P. aeruginosa* foi mais frequentemente isolada de ouvido externo infectado de nadadores do que entre não nadadores; e também que em nadadores essas infecções tendem a ser mais severas. Entretanto, parece que o ato de nadar tem importância primária no desenvolvimento de otite externa e o isolamento de *Pseudomonas aeruginosa* de água recreacional constitui um perigo para a saúde pública (SEYFRIED e FRASER, 1978⁸⁶, 1980)⁸⁵.

Pelo gráfico Nº 02, Ítem 4.2.1.1 e Quadro Nº 05, anexo I, pode-se verificar que *Pseudomonas aeruginosa* foi encontrada nas piscinas A e B (outubro,

junho); D (fevereiro) e F (dezembro, março, junho, setembro). No mês de setembro, na piscina F, o número de *P. aeruginosa* encontrado chamou atenção pela diferença em relação ao seu número nas outras piscinas. Esse tipo de bactéria foi observado em todas as amostras coletadas nessa piscina, o que pode ser verificado no Quadro Nº 05, anexo I. Durante o período da pesquisa, foi na piscina F que esses microrganismo apareceram em maior número, como evidenciado na Tabela Nº 02, anexo II. É interessante notar que na piscina C, revestida de resina sintética (Quadro Nº 01, anexo I), não foi detectada a presença de *P. aeruginosa* (Quadro Nº 05, anexo I) e nem de limo nas paredes (Quadro Nº 08, anexo I).

Pseudomonas aeruginosa, em geral, foi encontrada acompanhada de outros microrganismos de origem fecal, bactérias do grupo coliforme e estreptococos fecais, o que vem de encontro às declarações de Taylor (Quadro Nº 05, anexo I). Considerando que a presença de *E. coli* e estreptococos fecais indicam poluição fecal e que na maioria das vezes quando foi encontrada *P. aeruginosa* um desses ou esses organismos estavam presentes, provavelmente essas cepas de *P. aeruginosa* tenham origem fecal.

Pode ser aqui ressaltado que durante a execução deste trabalho, as piscinas A, B, D e F apresentaram risco de saúde aos usuários no que se refere a presença de *P. aeruginosa* e a relação com otite externa.

4.2.1.4 Contagem padrão de colônias de bactérias

Para se estimar a população de bactérias heterotróficas aeróbias e anaeróbias facultativas presentes na água, com diferentes graus de desenvolvimento nas condições de nutrição, temperatura e tempo de incubação definidos para o teste, é utilizada a contagem padrão em placas (NORMALIZAÇÃO L 5201, 1978)⁶⁷.

A água contém bactérias, cujas necessidades nutritivas e de temperatura ótima para o desenvolvimento são variáveis, portanto, é impossível se obter uma contagem "total" de bactérias (NORMALIZAÇÃO L 5201, 1978)⁶⁷.

Em suprimento de água potável, a flora microbiana é altamente variável em número e espécie. Os organismos predominantes presentes na água potável pertencem aos gêneros: *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Achromobacter*, *Proteus*, *Klebsiella*, *Bacillus*, *Spirillum*, *Corynebacterium*, *Aerobacter*, etc. (GELDREICH, 1973⁴⁵; NORMALIZAÇÃO L 5201, 1978)⁶⁷.

"A influência inibidora de alguns organismos, presentes em altas densidades na flora bacteriana da água, é um fator importante, uma vez que podem impedir a detecção de coliformes, seja devido à produção de fatores de inibição, seja por um desenvolvimento mais intenso destes organismos, sobrepujando uma menor população de coliformes. Estudos realizados revelaram que quando o número de colônias aumenta até um nível de 500/ml, a frequência na detecção de coliformes também aumenta, porém, quando a população bacteriana excede a 1000/ml, a frequência na detecção de coliformes decresce" (NORMALIZAÇÃO L 5201, 1978)⁶⁷.

A quantidade de partículas contendo bactérias envolvidas por camada protetora e não sendo alcançadas pelo cloro, provavelmente justifica a alta contagem de bactérias (VICTORIN, 1974)⁹⁴.

Densidades elevadas de microrganismos na água, além de representarem um risco à saúde, podem ocasionar outros problemas, como: deterioração da qualidade da água, sabor e odor desagradáveis, formação de limo ou película, interferência na detecção de coliformes (NORMALIZAÇÃO L 5201, 1978)⁶⁷.

Quando há aumento súbito do número "total" de microrganismos, pode-se pensar no início de poluição, principalmente em água procedente de poços profundos e fontes (CABO RAMON, 1972)¹⁹.

Em águas de piscinas, a determinação da densidade de bactérias heterotróficas aeróbias e anaeróbias facultativas é aplicada para avaliar as condições higiênicas, a eficiência das diversas etapas do tratamento e a qualidade da água (NORMALIZAÇÃO L 5201, 1978)⁶⁷.

Na contagem padrão de colônias por ml, as piscinas A (outubro, janeiro), B (outubro, janeiro, abril, junho), C (maio, agosto), D e E (fevereiro, agosto) e F (dezembro, março, junho, setembro) apresentaram número de colônias superior a 300 por ml, sendo que nas piscinas A (outubro), B (outubro, janeiro) e F (dezembro, setembro) foi impossível se fazer a contagem das colônias (Quadro Nº 05, do anexo I).

Foi observado que nas amostras de água onde não foi possível realizar a contagem das colônias estavam presentes organismos do grupo coliforme e *P.*

aeruginosa, sendo que *P. aeruginosa* não foi detectada em uma das amostras. Estreptococos fecais, entre tanto, s^o foram observados em uma das amostras. Estes achados, conforme pode ser evidenciado no Quadro Nº 05, anexo I, vêm corroborar o trabalho de GELDREICH, (1973)⁴⁵, que não citou como exemplo nenhuma bactéria do grupo dos cocos, como componente da flora microbiana em água potável.

Nas piscinas, cujo suprimento de água era poço profundo e fonte, foi possível fazer a contagem das colônias em todas as amostras.

A piscina que é alimentada pela água do abastecimento público (ETA) apresentou em todas as amostras contagem superior a 300/ml. Este fato talvez possa reforçar que o tratamento da água dessa piscina não está sendo adequado.

Também foi observado que nas piscinas que são abastecidas por água de poço raso, a contagem de colônias foi maior do que 300/ml, a não ser na piscina A (abril) quando foi detectado um residual de cloro livre de 0,4 mg/l. Em vista desse resultado, pode-se notar que a presença do cloro residual é de grande importância no tratamento da água de piscinas.

Durante o período estudado foi possível notar que praticamente não havia nas amostras de água concentração de cloro residual e na piscina em que foi detectado um residual de 0,4 mg/l, não houve crescimento das bactérias pesquisadas e a contagem padrão em placas foi bastante reduzida, sendo igual a 5 colônias/ml (Quadro Nº 05, anexo I).

Na piscina G o pH da água foi $\geq 8,2$ e os mi

crorganismos não foram observados. A contagem "total" de bactérias foi sempre menor do que 20/ml (Quadro Nº 05, anexo I); este fato parece estar relacionado ao tipo de cloro usado no tratamento da água, cloro cal.

Em amostras de água da piscina D (novembro), onde a turbidez estava fora do limite preconizado, não foi verificada a presença de bactérias (Quadro Nº 05, anexo I).

4.2.2 Leveduras

Estudos realizados com águas poluídas têm demonstrado que, do crescimento total das colônias de fungos, 50% são bolores (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1980)². Essa classe de fungos tem, via de regra, desenvolvimento rápido, invadindo totalmente a superfície do meio de cultura, esgotando assim os nutrientes, e por conseguinte impedindo, por mecanismo de competição, o crescimento pleno das leveduras presentes nas amostras semeadas.

Considerando esse fato, procurou-se utilizar metodologia que favorecesse o crescimento de leveduras em detrimento dos bolores, tais como cultivo em meios de cultura enriquecidos e uso de substância inibidora de bolores - cicloheximida (RIPPON, 1982)⁸⁰. Apesar desse procedimento foram perdidas 64 placas de um total de 448 semeadas, em consequências do crescimento excessivo de bolores, como segue: A= 8 perdidas/64 semeadas; B= 8/64; C= 12/64; D= 8/64; E= 12/64; F= 8/64; G= 8/64.

Das 56 amostras de água, foram identificados 08 gêneros de leveduras e organismos semelhantes a levedura, conforme se pode observar na Tabela Nº 04, do anexo II. Nessa mesma Tabela, demonstra-se que espécies dos gêneros *Candida* (piscinas B, C, D, E, F, G) e *Aureobasidium* (B, C, D, E, F, G) foram as mais encontradas. *Candida albicans* pode ser identificada em três amostras, sendo uma da piscina D, em novembro (Quadro Nº 09, anexo I) e duas da G, em dezembro (Quadro Nº 12, anexo I). Foram isoladas leveduras pertencentes aos gêneros: *Tricosporon* (B, F, G); *Torulopsis* (C, D, F) e *Rhodotorula* (B, E). Apenas em uma das amostras se pode observar organismos dos gêneros *Saccharomyces* (D); *Cryptococcus* (C) e *Pichia* (F). Não houve crescimento de leveduras no material coletado da piscina A (Tabela Nº 04, anexo II). Este fato ocorreu devido a fatores outros que não somente ao crescimento excessivo de bolores, desde que a perda de placas, por esse motivo, não foi total.

Em águas de efluentes, encontram-se, com frequência, leveduras fortemente fermentativas pertencentes ao gênero *Candida* e tem-se proposto a sua utilização como indicador da qualidade da água (DUTKA e SHERRY, 1978)³⁴. Especialmente *C. albicans* tem sido sugerida como indicador de poluição fecal recente em ambientes aquáticos (BUCK, 1977¹⁷; DUTKA e SHERRY, 1978)³⁴. Esta espécie pode estar presente no corpo humano e de outros animais, e raramente no solo e plantas. É comumente isolada de pele, mucosas, fezes e urina de indivíduos sadios (RIPPON, 1982)⁶⁰. Diversos autores descreveram o isolamento de *C. albi*

cans de água de piscina (CORDONNIER e col., 1970²⁵ ; KRAUS e TIEFENBRUNNER, 1975⁵⁷; FLOREZ e col., 1976³⁶; EXNER e HAVENITH, 1981)³⁵. Esta e outras espécies de *Candida* são introduzidas na água pelo próprio banhista (EXNER e HAVENITH, 1981)³⁵. Sabe-se que *C. albicans* é a espécie em geral mais implicada nos casos de candidíase. Além disso, pode causar quadros clínicos extremamente variados, desde micoses superficiais até profundas, envolvendo órgãos do sistema nervoso central e dos aparelhos respiratório, digestivo, circulatório e urinário (RIPPON, 1982)⁸⁰. A capacidade de *C. albicans* produzir doença está diretamente relacionada ao seu caráter oportunista e à suscetibilidade do hospedeiro. A quebra do equilíbrio entre levedura em seu estado saprófita e seu portador explica o mecanismo responsável pelo aparecimento de doenças na maioria dos casos. As vias direta e indireta de transmissão, porém, têm papel importante na candidíase superficial. A possibilidade de infecção a partir de águas recreacionais não pode ser eliminada até o momento, principalmente quando existe o risco do banhista sofrer maceração dérmica (DUTKA e SHERRY, 1978)³⁴.

O encontro de *C. albicans* nas águas das piscinas D e G pode estar relacionado à presença de banhistas que podem ter introduzido essa levedura na água, conforme hipótese de EXNER e HAVENITH (1981)³⁵. Analisando os resultados bacteriológicos das piscinas D e G (Quadro Nº 05, anexo I), quando foram isoladas as cepas de *C. albicans*, não se pode relacionar a presença dessa levedura com poluição fecal. Prova

velmente esse fungo, em nossos achados, foi originário da pele e das mucosas dos usuários.

Aureobasidium spp comumente referidas como leveduras negras, são na verdade bolores e formam colônias semelhantes a leveduras "yeast-like fungi" no meio de isolamento. Este gênero não era de interesse médico até que VERMEIL (1971)⁹³ publicou o primeiro caso humano de micose superficial por *Aureobasidium pullulans*. Espécies do gênero *Aureobasidium*, patogênicas principalmente para as plantas, são comumente encontradas em água do mar, tendo maior frequência em água limpa ou em ambiente aquáticos com pouca poluição. Não tem sido citado como gênero predominante em estudos com esgoto (HAGLER, 1978)⁵². Na literatura consultada, não há referência sobre o isolamento de espécies deste gênero em água de piscina. Pela análise dos resultados deste trabalho, verificou-se que *Aureobasidium* sp foi isolado de água com indicadores bacteriológicos de poluição fecal (piscinas C e E em novembro e F em dezembro, provavelmente poluídas) e também detectada em amostras com características de água limpa (piscinas B em janeiro; D em novembro; E em agosto, fevereiro e maio; G em março) Quadro Nº 05, anexo I. Espécies do gênero *Aureobasidium* encontradas na maioria dessas piscinas, poderiam ter sido carregadas pelas chuvas das 24 horas anteriores às coletas. Os resultados destas análises podem ser observados nos Quadros de Nºs 07 a 12, anexo I.

Espécies do gênero *Trichosporon* têm sido frequentemente isoladas de esgotos e de água doce (HAGLER, 1978)⁵². Cepas deste gênero podem ser encon

tradas, como sapr ϕ fitas, na camada epid $\acute{e}$ rmica, e es
t $\acute{a}$ o associadas com humanos, atacando a queratina dos
cabelos e unhas. Algumas esp $\acute{e}$ cies t $\acute{e}$ m produzido uma
variedade de infec $\mathfrak{c}$ ões oportunisticas, como por exem
plo, endoftalmite e septicemia. Apesar de serem des
critas como predominantes em $\acute{a}$ guas polu $\acute{i}$ das, pelos
resultados obtidos, pode-se verificar o isolamento
de *Trichosporon* sp, de $\acute{a}$ gua de piscina, com (B - ja
neiro; F - dezembro) e sem (G - dezembro) caracter $\acute{i}$ s
ticas de polui $\mathfrak{c}$ ão (Quadro N ϕ 05, anexo I).

O g $\acute{e}$ nero *Torulopsis* engloba cepas patog $\acute{e}$ ni
cas oportunistas, encontradas comumente em pele e
urina de indiv $\acute{i}$ duos sadios (RIPPON, 1982)⁸⁰. Podem
tamb $\acute{e}$ m ser encontradas em $\acute{a}$ gua doce (polu $\acute{i}$ da ou n $\acute{a}$ o)
e $\acute{a}$ gua do mar (HAGLER, 1978)⁵². No decorrer deste
trabalho, isolou-se *Torulopsis* sp de $\acute{a}$ guas com pre
sen $\mathfrak{c}$ a de coliformes fecais (piscinas: C - novembro ;
F - dezembro). Este fato pode ser verificado no Qua
dro N ϕ 05, anexo I. Na piscina D (novembro), com re
sultado tamb $\acute{e}$ m positivo para *Torulopsis* sp, havia ba
nhistas por ocasi $\acute{a}$ o da coleta de amostras. Desse mo
do, essas leveduras provavelmente tiveram sua origem
de polui $\mathfrak{c}$ ão humana.

Esp $\acute{e}$ cies do g $\acute{e}$ nero *Rhodotorula*, contaminan
tes do ar, foram descritas praticamente em todos os
tipos de ambientes aqu $\acute{a}$ ticos, inclusive $\acute{a}$ guas de pis
cinas (MENDON $\mathfrak{C}$ A e RUFF, 1978)⁶³. Em indiv $\acute{i}$ duos sa
dios podem ser encontradas na pele, urina, fezes e
escarro. T $\acute{e}$ m carater oportunista e podem, assim, cau
sar infec $\mathfrak{c}$ ões graves em pacientes debilitados. Devi
do $\grave{a}$ sua ubiq $\mathfrak{u}$ idade, $\acute{e}$ muito dif $\acute{i}$ cil sugerir de que

modo essa levedura foi introduzida nas piscinas B e E (Quadros N^os 07 e 11, anexo I).

Epêcies dos gêneros *Cryptococcus* e *Saccharomyces*, fungos oportunistas, têm sido encontradas em ambientes aquáticos, com freqüência variável segundo a espécie. Organismos saprôfitas do gênero *Pichia* foram também descritos em ambientes aquáticos. Cepas desses gêneros foram isoladas, apenas uma vez, de amostras diferentes (piscinas: C, D, F) Quadros N^os 08, 09 e 11, anexo I. Por essa razão, não foram consideradas de maior interesse neste trabalho.

Dentre os parâmetros físico-químicos, o pH é um dos fatores de influência sobre o crescimento de leveduras. De acordo com HAGLER (1978)⁵² o pH ótimo situa-se entre 4,5 e 6,5, apesar de LODDER (1970)⁵⁸ ressaltar que leveduras, em geral, crescem em ampla faixa de pH.

Em nossa pesquisa foi notado que as leveduras se desenvolveram em amostras de água com pH variando de 6,5 a > 8,2 (Quadro N^os 07 a 12, anexo I). Foi interessante verificar que *C. albicans* suportou valores altos de pH, tendo sido isolada nos pontos 01 e 02 da piscina G, no mês de dezembro, quando o pH da água foi > 8,2, conforme está inserido no Quadro N^o 12, do anexo I. A capacidade de resistência a pH alcalino de *Candida parapsilopsis* isolada de água do mar com pH 9,5, está relatada em trabalho de HAGLER (1978)⁵².

Pelo Quadro N^o 12, do anexo I, pode ser observado que espécies de outros gêneros como *Aureobasidium* e *Trichosporon* também suportam pH acima de

8,2. Foi verificada a resistência de *Trichosporon* sp a pH alcalino, porém em muito relacionada à concentração de NaCl do meio (HAGLER, 1978)⁵². A sobrevivência de *Aureobasidium* sp em pH básico foi comprovada em estudos com água do mar, cujo pH tende a ser 8,0 ($\pm 0,5$) (HAGLER, 1978)⁵².

Espécies dos gêneros *Rhodotorula*, *Torulopsis*, *Saccharomyces* e *Cryptococcus* foram isoladas de águas com pH variando de 6,8 a 7,5 (Quadros de N^{os} 07 a 11, anexo, I). Verificou-se que *Pichia* sp suportou pH 6,8 (Quadro N^o 11, anexo I), apesar de se ter referência sobre o isolamento de *Pichia* sp que não conseguiu crescer em condições de pH 7,36 - 8,26 ($\pm 0,3$) (HAGLER, 1978)⁵².

Como não foi encontrada na literatura consultada nenhuma revisão sobre a influência do pH de águas de piscinas no desenvolvimento de leveduras, os dados consultados referem-se a pesquisas em água do mar.

Quanto ao cloro, pelos Quadros de N^{os} 07 a 12, anexo I, pode-se notar que em nenhuma amostra onde houve crescimento de leveduras foi detectado cloro residual livre na água.

O poder desinfetante do cloro é conhecido de longa data, porém, em relação a fungos não foi ainda estabelecida a concentração mínima recomendada para águas de piscinas (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1980)².

Segundo pesquisas de KRAUS e TIEFENBRUNNER (1975)⁵⁷, fungos patogênicos foram evidenciados somente em amostras de água de piscina com conteúdo de

cloro residual livre $< 0,35$ mg/l (DPD). Estudos têm demonstrado que, para a destruição adequada de *C. albicans* e desinfecção satisfatória de água de piscina, são necessários, pelo menos, 1,5 mg/l de cloro residual livre (VELEGRAKIS, 1981)⁹².

Em 1981¹, AHO e HIRN concluíram que o nível de cloro residual livre recomendado para controle de bactérias deve ser o mesmo para fungos patogênicos em águas de piscinas. Analisando os resultados, foi verificado que na amostra de água da piscina A, onde a concentração de cloro residual livre era de 0,4 mg/l (OTA) e o NMP/100 ml de bactérias < 2 (ausente) Quadro Nº 05, anexo I, não houve crescimento de leveduras (Quadro Nº 06, anexo I), confirmando, assim, as observações dos autores anteriormente citados.

As leveduras têm, em sua maioria, temperatura ótima de crescimento entre 20 e 28°C (LODDER, 1970)⁵⁸. Em nosso trabalho, foram isoladas leveduras a partir de águas com valores de temperatura oscilando entre 19 e 28°C (Tabela Nº 01, anexo II), sendo observado que entre 25 e 28°C houve crescimento de maior variedade de espécies.

Em relação à turbidez, parece que não houve relação com o desenvolvimento de leveduras, visto que espécies dos diversos gêneros, na maioria das vezes, foram isoladas de águas dentro dos limites preconizados.

A existência de banhistas, aparentemente, não proporcionou aparecimento de leveduras na água, com exceção de *C. albicans* que foi isolada de amostras quando havia usuários na piscina.

A ocorrência de chuvas nas 24 horas anteriores às coletas de amostras pode ter contribuído para o encontro do maior número de espécies de diversos gêneros, pois algumas delas foram isoladas somente nessa situação. A penetração de água de enxurrada na piscina F, no mês de dezembro, pode ter contribuído para o arraste de detritos, partículas do solo e vegetais, carreando, desse modo, leveduras para dentro do tanque. Esta hipótese está baseada nos resultados positivos encontrados (Quadro Nº 11, anexo I). nesse mês, nas amostras de água dessa piscina.

4.2.3 Fitoplâncton

Como já foi anteriormente comentado, em geral, em águas de piscinas os problemas originados pela proliferação de algas são de ordem estética (BRANCO e PEREIRA, 1975)¹⁴.

Entre os microrganismos que vivem fixos às paredes das piscinas, predominam as algas, formando o chamado "limo", escorregadio, em virtude da grande quantidade de matéria gelatinosa que secretam e que as protege contra a ação de algicidas (BRANCO e PEREIRA, 1975)¹⁴.

As algas nas piscinas podem aparecer sob duas formas, flutuantes ou aderentes ao fundo e paredes da piscina. Sua presença traz uma série de inconvenientes, por exemplo, por serem de natureza orgânica, aumentam a demanda de cloro; tornam escorregadias as paredes e o fundo das piscinas, aumentando a possibilidade da ocorrência de acidentes; em presen

ça de cloro, provocam odores que podem ser percebidos pelos banhistas: podem favorecer o crescimento de bactérias, pois pela alta demanda que provocam, protegem as bactérias da ação do cloro (ANDRADE e MOREIRA, 1975)³.

A constante manutenção de cloro residual livre na água de piscina é indicada para prevenir o crescimento de algas (BLACK e col., 1970)¹⁰. Uma dosagem de 1,0 mg/l de cloro residual livre manterá a piscina livre de algas (CETESB, 1983)²⁴.

Para eliminar os organismos do fitoplâncton, o sulfato de cobre pode ser usado na dosagem de 1,0 a 1,5 mg/l, mas exige cuidado e é de difícil controle, podendo trazer problemas como produção de precipitado colorido de sulfato de cobre, se existir na água gás sulfídrico (H_2S), e pode descolorir o cabelo e a roupa de banho dos nadadores. Grandes quantidades de sulfato de cobre ressecam as mucosas (ANDRADE e MOREIRA, 1975)³.

MUCHMORE (1978)⁶⁶ discute que o método de tratamento preferido parece ser a utilização do sulfato de cobre, porque é econômico e eficaz. No entanto, segundo ANDRADE e MOREIRA (1975)³, "as piscinas nas quais se mantêm, constantemente, um residual de cloro livre e uma recirculação adequada, terão poucos problemas com algas. A melhor solução para esse problema é a cloração e a recirculação continuada durante as 24 horas do dia. O problema das algas aparece quando o operador diminui a cloração e interrompe a filtração por algum tempo".

Acredita-se que a atenção de um operador cui

dadoso e consciencioso, o que freqüentemente falta, é o mais importante fator para manter uma piscina sem turbidez elevada e nos limites de potabilidade da água (BLACK, 1970)¹¹.

Nas piscinas pesquisadas foram observadas es pêcies de quatro gêneros de algas, o que pode ser observado na Tabela Nº 05, do anexo II. Esses organismos praticamente sõ foram encontrados no material de raspado das paredes, "limo". Pelos Quadros de Nºs 06 a 12 este fato pode ser verificado.

Na piscina C (Quadro nº 08, anexo I), que tinha revestimento de resina sintética, como foi caracterizada no Quadro Nº 01, do anexo I, não foi coletado material da parede. Foi observado durante as coletas que as piscinas recobertas de azulejos apresentaram grande quantidade de matéria orgânica na junção dos mesmos.

Organismos do gênero *Oocystis* foram observados, no mês de março, em amostras da água e do raspado das paredes da piscina G (Quadro Nº 12, anexo I). Fazendo-se uma análise geral dos Quadros de Nºs 06 a 12, pode-se verificar que esta foi a única vez que as algas foram encontradas em amostras da água.

A importância e o significado sanitário das espêcies dos gêneros encontrados no raspado das paredes de quase todas as piscinas foram baseados nas pesquisas de BRANCO e col., (1963)¹⁵, com as caracteríscas que se seguem.

Calothrix spp (algas azuis) são encontradas em água limpa. Fixam-se pela parte basal a rochas e outros substratos imersos. Resistem à maioria dos alga

cidas, inclusive a altas dosagem de sulfato de cobre. São sensíveis ao C.M.U. (3(p-clorofenil)- 1,1 dimetil uréia).

Oscillatoria spp (algas azuis), em geral, não são de superfície, vivendo de preferência no fundo de pequenas poças. Várias espécies causam obstrução de filtros. Quando em grande número, na água, causam odor de grama ou de temperos. Algumas espécies podem ser encontradas presas às paredes de reservatórios. Podem causar corrosão do ferro e produzir limo. São sensíveis ao sulfato de cobre e resistentes ao cloro.

Oocystis spp (algas verdes) são algas de superfície, podendo existir em grande número em lagos ou pequenas lagoas ou poços. Resistem à maioria dos algicidas, inclusive ao sulfato de cobre. São sensíveis do D.A.C. (cloreto de dodecil acetamido dimetil benzil amônia).

Scytonema spp (algas azuis) são pouco frequentes as que vivem na água. Em geral, vivem no solo, paredes e pedras úmidas e outros ambientes sub-aéreos. Nada foi descrito quanto à sua resistência a algicidas.

4.2.4 Amebas de vida livre

As amebas do gênero *Hartmannella* foram as únicas encontradas em todas as piscinas (Tabela Nº 06, do anexo II). Este dado concorda com outros achados de autores em diversas regiões do mundo, pois estas amebas são de encontro frequente em coleções de

água. (DERR-HARF e col., 1978³²; PERNIN e RIANY, 1978)⁷⁶. Embora não sejam consideradas patogências, sua importância não pode ser afastada. Haja visto o relato de encontro em secreção de faringe (WANG e FELDMAN, 1967)⁹⁵, com possibilidade de adaptação à espécie humana e pela provável etiologia de caso de meningoencefalite descrito no Brasil (FORONDA, 1976)⁹⁸. Outro dado a ser considerado é o fato de muitos autores divergirem quanto à terminologia e à distinção taxionômica entre os gêneros *Hartmannella* e *Acanthamoeba*, havendo casos de meningoencefalite relatados na literatura como sendo por *Hartmannella* sp, não se sabendo qual a verdadeira etiologia.

As amebas realmente consideradas como agentes etiológicos de doenças humanas, dos gêneros *Naegleria* e *Acanthamoeba*, foram encontradas em três piscinas (A, D e F) a partir de quatro amostras, em caso de *Naegleria* spp, e em três (A, B e F) a partir de quatro amostras, em caso de *Acanthamoeba* spp (Quadros N^os 6, 7, 9 e 11, anexo I). Em duas delas (A e F), foram encontradas amebas dos dois gêneros, embora em ocasiões diferentes (Tabela N^o 06, anexo, II).

Quase sempre em que foi assinalada a presença de *Naegleria* sp ou *Acanthamoeba* sp, também se verificou contagem padrão de bactérias elevada.

A concentração de cloro residual livre foi quase sempre inexistente e na única vez em que se aproximou do mínimo recomendável (0,5 a 0,8 mg/l), foi na piscina A, em abril de 1981, no valor de 0,4 mg/l. Esta concentração impediu, aparentemente, o crescimento de bactérias e leveduras, mas não o de

Naegleria sp, concordando com os experimentos de DERREUAUX e col., (1974)³¹, *in vitro*, que observaram efeito de ácido hipocloroso sobre *Naegleria* sp na concentração mínima de 0,5 mg/l.

O encontro de amebas potencialmente patogênicas foi verificado numa faixa de pH entre 6,8 e 8,2. Este dado era esperado, uma vez que as amebas de vida livre, embora com crescimento ótimo em meios com pH em torno de 7,0 também se desenvolvem em ambientes sujeitos a variações amplas de pH (entre 4,6 e 9,5, segundo CARTER, 1970)²⁰.

A partir do raspado das paredes foram isoladas cepas de *Naegleria* sp em três amostras, num total de quatro, sendo que a única amostra positiva da água livre foi na mesma piscina e na mesma ocasião em que apareceram também no raspado. Em *Acanthamoeba* sp, do total de quatro amostras, duas foram do raspado e duas da água, em ocasiões diferentes. O material do raspado, provavelmente de origem orgânica, deve ter funcionado como elemento multiplicador dos protozoários.

A temperatura da água, nos achados de *Naegleria* sp, esteve sempre entre 25 e 27°C, confirmando a opinião de vários autores sobre a termofilia deste grupo de protozoários (GRIFFIN, 1972⁵¹; DE JONCKHEERE e VAN DE VOORDE, 1977)³⁰. *Naegleria fowleri*, a única espécie de *Naegleria* considerada patogênica para o homem, tem nítida preferência para águas biologicamente saudáveis e mantidas a níveis elevados de temperatura. Piscinas aquecidas e águas submetidas à poluição térmica podem ter grande importância na pro

liferação desta espécie. É interessante salientar que estas amebas se multiplicam muito bem até níveis em torno de 40°C. Foi considerado oportuno citar estes fatos, embora neste trabalho não tenha sido feita a identificação específica, nem realizados testes de patogenicidade com as cepas isoladas.

Nos achados de *Acanthamoeba* sp a temperatura da água esteve entre 21 e 28°C. Não há relato na literatura sobre a temperatura ideal de crescimento na natureza, embora em laboratório a temperatura de 28°C seja a recomendada.

As piscinas D e F, onde foram encontradas *Naegleria* sp e *Acanthamoeba* sp, não possuem filtros. Embora estas espécies tenham sido encontradas em piscinas com filtro, a melhoria deste sistema parece ser de grande importância no controle destes protozoários.

Na piscina F foram encontrados, em todas as coletas, *Pseudomonas seruginosa*, coliformes totais, contagem padrão elevada e algas no raspado das paredes, caracterizando condições gerais de deficiência de tratamento.

Embora não tenha sido possível a identificação específica das amebas, o encontro de exemplares do mesmo gênero das patogênicas é importante porque as condições ecológicas exigidas por espécies do mesmo gênero podem ser semelhantes, salientando-se o fato de que essas amebas são ainda consideradas de vida livre, com opção para a vida parasitária. Como assinala FORONDA (1979)³⁹, podemos estar diante de algumas espécies patogênicas ou diante de um complexo

de protozoários em transição para a vida parasitária, transição essa que não pode ser avaliada em estudo como este.

Pretendeu-se, neste trabalho, apenas verificar a prevalência de amebas de vida livre em piscinas de Campo Grande e chamar a atenção para o problema potencial deste grupo de protozoários em Saúde Pública.

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Durante a realização do trabalho, praticamente, não foi detectada a presença de cloro residual, a não ser em três das amostras, quando este bactericida foi encontrado em concentração menor do que 0,5 mg/l, valor este que constitui o mínimo preconizado para a segurança sanitária. Paralelamente, o pH teve oscilações, ficando abaixo e acima de 6,7 e 7,9, faixa recomendada pela Norma Técnica de Água (NTA-60), do Estado de São Paulo. Já a turbidez ultrapassou apenas uma vez os limites de 2-5 NTU da Norma Técnica de Água (NTA-60). Outros parâmetros físico-químicos mantiveram-se dentro dos limites de tolerância, tais como: cor = 10-20 mg/l Pt/l alcalinidade (mg/l - CaCO_3) em Hidróxido = zero, em Carbonato = 120, em Bicarbonato = 250; cloretos = 250 mg/l - Cl.

Quanto aos microrganismos, foi verificado que os coliformes totais estavam presentes em 57,1% das piscinas estudadas e os coliformes fecais em 42,9%. *Pseudomonas aeruginosa* foi isolada, praticamente, com a mesma frequência do que os coliformes totais. Estreptococos fecais raramente foram encontrados. A contagem padrão em placas quase sempre foi superior a 300 colônias/ml, número mínimo aceitável.

As algas foram evidenciadas nas amostras de raspado das paredes das piscinas revestidas de azulejos e em uma amostra de água. As espécies do gênero *Oscillatoria* foram observadas em praticamente todas as piscinas (85,7%).

As leveduras só não foram detectadas em uma piscina. Espécies dos gêneros *Candida* e *Aureobasidium* foram as mais encontradas, em 85,7% das piscinas.

Em amostras de água de duas piscinas foi encontrada *Can_udid_ua albicans*, organismo oportunista, atualmente sendo proposto como indicador de poluição fecal recente em ambientes aquáticos.

Amebas de vida livre foram isoladas de todas as piscinas pesquisadas, sendo que espécies dos gêneros *Naegleria* e *Acanthamoeba*, potencialmente patogênicas, foram detectadas em amostras de três das piscinas estudadas.

Com base nesses resultados conclui-se que:

- a operação e manutenção das piscinas estudadas não estão sendo adequadas;

- os valores do pH e do cloro residual muitas vezes apresentaram-se fora dos limites preconizados e, como era de se esperar, evidenciou-se serem estes fatores de grande importância no que diz respeito ao controle de microrganismos.

- os microrganismos ocorreram em todas as piscinas e o índice de coliformes, em geral, esteve acima dos limites toleráveis para água potável.

Em virtude das piscinas pesquisadas apresentarem condições sanitárias inadequadas e risco potencial à saúde dos usuários, recomenda-se que:

- o controle bacteriano seja feito pelo menos uma vez por mês ou quando houver suspeita de poluição da água, utilizando-se sempre mais do que um organismo como indicador, com a finalidade de confirmar resultados ou dirimir dúvidas;

- a pesquisa de algas, leveduras e amebas de vida livre seja realizada, pelo menos, duas vezes ao ano ou quando as condições do ambiente exigirem. A especificação dessa periodicidade prende-se ao fato de não haver disponibilidade local de pessoal técnico especializado;

- sejam realizados cursos de tratamento de água de piscina para os operadores;

- seja estabelecida legislação Estadual fixando os limites dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos a serem seguidos;

- sejam praticados os princípios básicos de educação em saúde, não só por usuários, como também por administradores e operadores das piscinas.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AHO, R. & HIRN, J. - A survey of fungi and some indicator bacteria in chlorinated water of indoor public swimming pools. Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt. Orig. B., 173: 242-249, 1981.
2. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. - Standard methods for examination of water and wastewater. 15th, New York, 1980.
3. ANDRADE, M.G.P. & MOREIRA, M.C. - Operação e manutenção de piscinas. In: Piscinas de uso coletivo vo. 2a.ed. São Paulo, BNH/ABES/CETESB, 1975. p. 183-216.
4. AZEVEDO NETTO, J.M. de. - Alcalinidade e dureza das águas, controle de corrosão. In: TÉCNICA de abastecimento e tratamento de água. 2a.ed. São Paulo, CETESB, 1979. v.2, p. 931-938.
5. AZEVEDO NETTO, J.M. de. - Desinfetantes principais. Ação bactericida do cloro. Dióxido de cloro. Iodo. Ozona. Raios ultra-violeta. In: SECRETARIA DOS SERVIÇOS E OBRAS PÚBLICAS. Desinfecção de águas. São Paulo, CETESB, 1974. p.19-28.
6. AZEVEDO NETTO, J.M. de. - Hidráulica das piscinas. In: PISCINAS de uso coletivo. São Paulo, CETESB, 1975. p. 81-95.
7. BABBIT, H.E. et al. - Abastecimento de água. São Paulo. Edgard Blücher, 1962. p. 362-384.
8. BICUDO, C.E.M. & BICUDO, R.M.T. - Algas de águas continentais brasileiras. São Paulo, Fundação Brasileira para o Desenvolvimento do Ensino de Ciências, 1970.
9. BIER, O.G. - Bacteriologia e imunologia em suas aplicações à medicina e à higiene. 19a.ed. São Paulo, Melhoramentos, 1978.

10. BLACK, A.P. et al. - The disinfection of swimming pool waters. Part. I. Comparison of iodine and chlorine as swimming pool disinfectants. Amer. J. publ. Hlth., 60: 535-545, 1970.
11. BLACK, A.P. et al. - The disinfection of swimming pool water. Part II. A field study of the disinfection of public swimming pools. Amer. J. publ. Hlth, 60: 740-750, 1970.
12. BOURRELLY, P. - Les algues vertes. In: Les algues d'eau douce: iniciacion à la systématique. Paris, N. Boubée, 1966. v.1.
13. BRANCO, S.M. - Hidrobiologia aplicada a engenharia sanitária. 2a. ed. São Paulo, CETESB, 1978.
14. BRANCO, S.M. & PEREIRA, H.A.S.L. - Características biológicas da água de piscinas. In: PISCINAS de uso coletivo. 2a. ed. São Paulo, BNH/ABES/CETESB, 1975. p. 39-51.
15. BRANCO, S.M. et al. - Identificação e importância dos principais gêneros de algas de interesse para o tratamento de águas e esgotos. Rev. D.A.E. (48/50): 39-76; 77-84; 87-98, 1963.
16. BROWN, M.R.W. & FOSTER, J.H.S. - A simple diagnostic milk medium for *Pseudomonas aeruginosa*. J. clin. Pathol., 23: 172-177, 1970.
17. BUCK, J.D. - *Candida albicans*. In: BACTERIAL indicators-health hazards associated with water: a symposium. Philadelphia, Pa., American Society for Testing and Materials, 1977. p. 139-47.
18. CABELLI, V.J. et al. - *Pseudomonas aeruginosa* - fecal coliform relationships in estuarine and fresh recreational waters. J. Wat. Pollut. Control. Fed., 48: 367-76, 1976.

19. CABO RAMON, J. et al. - Bacteriologia y potabilidad del agua. Madrid, Imprenta de la Bolsa, 1972.
20. CARTER, R.F. - Description of a *Naegleria* sp. isolated from two cases of primary amoebic meningoencephalitis, and of the experimental pathological changes induced by it. J. Pathol., 100: 217-244, 1970.
21. CHRISTENSEN, W.B. - Urea decomposition as a means of differentiating *Proteus* and *Paracolon* cultures from each other and from *Salmonella* and *Shigella* types. J. Bact., 52: 461-466, 1946.
22. CLAUSEN, E.M. et al. - Fecal streptococci: indicators of pollution. In: BACTERIAL indicators-health hazards associated with water: a symposium. Philadelphia, Pa., American Society for Testing and Materials, 1977, p. 247-64.
23. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. - Critérios para seleção de parâmetros físico-químicos na caracterização de águas para consumo humano. In: CRITÉRIOS para seleção e interpretação de análises físico-químicas de água. São Paulo, 1983. (Mimeografado)
24. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. - Operação manutenção e tratamento de água de piscinas. São Paulo, 1983. (Mimeografado)
25. CORDONNIER, V. et al. - Enquête sur les champignons de piscine dans la région du Nord. Bull. Soc. Franç. Dermat. Syph., 77: 170-175, 1970.
26. CULBERTSON, C.G. - Amebic miningoencephalitis. Antibiot. Chemother., 30: 28-53, 1981.

27. DECRETO Nº 12.342, de 27 de setembro de 1978. Aprova o Regulamento a que se refere o artigo 22 do Decreto-Lei 211, de 30 de março de 1970, que dispõe sobre normas de promoção, preservação e recuperação da saúde no campo da competência da Secretaria de Estado da Saúde. Leis e Decretos Est. S. Paulo, (5-pt 1): 1643-4, 1978.

28. DECRETO Nº 12.486, de 20 de outubro de 1978. Aprova normas técnicas especiais relativas a alimentos e bebidas. Leis e Decretos Est. S. Paulo, (5-pt.2): 2051-2, 1978.

29. DECRETO Nº 13.166, de 23 de janeiro de 1979. Aprova norma técnica especial (NTE) relativa a piscinas. Leis e Decretos Est. S. Paulo, (jan.): 125-132, 1979.

30. DE JONCKHEERE, J. & VAN DE VOORDE, H. - The distribution of *Naegleria fowleri* in man made thermal waters. Amer. J. trop. Med. Hyg., 26: 10-15, 1977.

31. DERREUMAUX, A.L. et al. - Action du chlore sur les amibes de l'eau. Ann. Soc. Belge Med. Trop., 54: 415-428, 1974.

32. DERR-HARF, C. et al. - Épidémiologie des amibes libres dans les eaux de Strasbourg. Ann. Parasit., 53: 467-477, 1978.

33. DUTKA, B.J. - Coliforms are an inadequate index of water quality. J. environ. Hlth., 36: 39-46, 1973.

34. DUTKA, B.J. & SHERRY, J. - Pathogens as indicators of water quality. 1. *Candida albicans*. 2. *Pseudomonas aeruginosa*. Burlington, Ontario, Nacional Water Research Institute/Canada Centre for Inland Waters, 1978. (Mimeografado)

35. EXNER, M. & HAVENITH, N. - Mikrobiologische untersuchungen an kleinwarmwasserbecken und hot-whirl-pools. Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt. Orig. B, 173: 250-259, 1981.
36. FLOREZ, E. et al. - Aislamiento de agentes micoticos en uma piscina de la ciudad de Medellin. Antioquia med., 26: 427-436, 1976.
37. FORATTINI, O.P. - Aspectos epidemiológicos relativos às piscinas. In: PISCINAS de uso coletivo. 2a. ed. São Paulo, CETESB, 1975. p.13-26.
38. FORONDA, A.S. - Crescimento de amebas de vida livre em meios semeados com líquido cefaloraquidiano humano: nota prévia. Rev. paul. Med., 87: 140, 1976.
39. FORONDA, A.S. - Observações sobre amebas de vida livre potencialmente patogênicas, São Paulo, 1979. [Tese doutoramento - Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade de São Paulo].
40. FOSTER, D.H. et al. - A critical examination of bathing water quality standards. J. Wat. Pollut. control Fed., 43: 2229-2241, 1971.
41. FOWLER, M. & CARTER, R.F. - Acute pyogenic meningitis probably due to *Acanthamoeba* sp : a preliminary report. Brit. Med. J., 2: 740-742, 1965.
42. GELDREICH, E.E. - Applying bacteriological parameters to recreational water quality. J. Amer. Wat. Wks. Ass., 62: 113-120, 1970.
43. GELDREICH, E.E. - *E. coli* vs. fecal coliform: a definition. [Presented at the Fourth Food Microbiology Research Conference, Chicago, Illinois, 1975].

44. GELDREICH, E.E. - Fecal coliform concepts in stream pollution. |Presented at Symposium on Microbial Parameters of Water Pollution, New York, American Society for Microbiology Meeting, 1967|.
45. GELDREICH, E.E. - Is the total count necessary. |Present at the AWWA first water quality Technology Conference, Cincinnati, Ohio, 1973|.
46. GELDREICH, E.E. - Qualidade microbiológica em águas potáveis. In: SECRETARIA DOS SERVIÇOS E OBRAS PÚBLICAS. Desinfecção de águas. São Paulo, CETESB, 1974, p. 73-93.
47. GELDREICH, E.E. - The use and abuse of fecal streptococci in water quality measurements. |Presented at the American Society for Microbiology Annual Meeting, Boston, Massachusetts, 1970|.
48. GELDREICH, E.E. & KENNER, B.A. - Concepts of fecal streptococci in stream pollution. J. Wat. Pollut. control Fed., 41: 336-352, 1969.
49. GIROULT, E. - La calidad del agua potable. Cron. OMS, 31: 353-7, 1977.
50. GRIFFIN, J.L. - Pathogenic free-living amoebae. In: KREIR, J. Parasit. protozoa. London, Academic Press, 1977. v.2, cap. 6, p. 507-49.
51. GRIFFIN, J.L. - Temperature tolerance of pathogenic free-living amoebas. Science, 178: 869-870, 1972.
52. HAGLER, A.N. - Ecologia e taxonomia de leveduras em um estuário poluído e ambientes marinhos do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 1978. |Tese de doutoramento - Instituto de Microbiologia da UFRJ|.

53. HELMER, R. - La lucha contra la contaminación del agua. Cron. OMS, 29: 465-72, 1975.
54. HOADLEY, A.W. - On the significance of *Pseudomonas aeruginosa* in surface waters. J. New Engl. Wat., 82: 99-111, 1968.
55. HOADLEY, A.W. & KNIGHT, D.E. - External otitis among swimmers and nonswimmers. Arch. environm. Hlth., 30: 445-448, 1975.
56. KENNER, B.A. - Fecal streptococcal indicators. In: Indicator of viruses in water and food. Ann Arbor, Ann Arbor Science, 1978. p. 147-169.
57. KRAUS, H. & TIEFENBRUNNER, F. - Stichprobenartige überprüfemg einzelner tiroler schwimmbäder auf das Vorkommen von *Trichomonas vaginalis* und von pathogenen pilzen. Zbl. Bakt. Hyg., I.Abt. Orig. B, 160: 286-291, 1975.
58. LODDER, J. - The yeasts: a taxonomic study. 2a. ed. Amsterdam, North-Holland, 1970.
59. MALLMANN, W.L. - Cocci test for detecting mouth and nose pollution of swimming pool water. Amer. J. publ. Hlth., 52: 2001-2008, 1962.
- 60 - MALLMANN, W.L. - Streptococcus as an indicator of swimming pool pollution. Amer. J. publ. Hlth., 18: 771-776, 1928.
61. MANFRINI, C. - Ação bacteriana do cloro. Reações do cloro na água. Reações com a amônia. Tipos de residuais. In: SECRETARIA DOS SERVIÇOS E OBRAS PÚBLICAS. Desinfecção de águas. São Paulo, CETESB, 1974. p. 47-71.
62. MARTÍNEZ, A.J. - Free-living amoebae: pathogenic aspects a review. Protozool. Abstr., 7: 293-306, 1983.

63. MENDONÇA, C.P. & RUFF, S.D. - Estudo das condições sanitárias das águas de piscinas públicas e particulares na cidade de Araraquara. São Paulo, Brasil. Rev. Saúde públ., São Paulo, 12:113-21, 1978.
64. MINISTÉRIO DO INTERIOR. - Portaria nº 536, de 07 de dezembro de 1976. Diário Oficial União, 29 dez. 1976. p. 16.973.
65. MOOD, E.W. - Effect of free and combined available residual chlorine upon bacteria in swimming pools. Amer. J. publ. Hlth., 40: 459-466, 1950.
66. MUCHMORE, C.B. - Algae control in water-supply. J. Amer. Wat. Wks. Ass., 70: 273-279, 1978.
67. NORMALIZAÇÃO técnica - L5.201. - Contagem padrão de colônias de bactérias. São Paulo, CETESB, 1978.
68. NORMALIZAÇÃO técnica - L5.202. - Determinação do número mais provável de coliformes totais e fecais pela técnica dos tubos múltiplos. São Paulo, CETESB, 1978.
69. NORMALIZAÇÃO técnica - L5.205. Determinação do N.M.P. de estreptococos fecais pela técnica dos tubos múltiplos. São Paulo, CETESB, 1978.
70. NORMALIZAÇÃO técnica - L5.220. Determinação do nūmero mais provável de *Pseudomonas aeruginosa* pela técnica dos tubos múltiplos. São Paulo, CETESB, 1979.
71. OLIVEIRA, W.E. - Saneamento de piscinas. In: PISCINAS de uso coletivo. 2a. ed. São Paulo, CETESB, 1975, p. 1-11.

72. PAGE, F.C. - An illustrated key to freshwater and soil amoebae: with notes on cultivation and ecology. Ambleside, Cumbria, Ferry House, 1976. |Freshwater Biological Association - Scientific Publication, 34|.
73. PALMER, C.M. - Algas en abastecimientos de agua. México, Editorial Interamericano, 1962. p.5.
74. PALMER, C.M. & INGRAM, W.M. - Suggested classification of algae and protozoa in sanitary science. Sew. Indust. Wast., 27: 1183-88, 1955.
75. PERA, A.F. - Características físicas, químicas e bacteriológicas da água de piscinas: padrões, cloro residual. In: PISCINAS de uso coletivo. 2a. ed. São Paulo, CETESB, 1975. p. 27-37.
76. PERNIN, P. & RIANY, A. - Étude sur la presence d'"amibes libres" dans les eaux des piscines lyonnaises. Ann. Parasitol., 53: 333-343, 1978.
77. PRESCOTT, G.W. - Algae of the western great lakes area. Dubuque, Iowa, W.M.C. Brown, 1962.
78. RAMOS, Z. - Estudo qualitativo de algas em piscinas. São Paulo, 1970. |Dissertação de Mestrado - Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo|.
79. REINHARDT, N.M. - Condições sanitárias das águas de poços rasos da área não servida pela rede de abastecimento público de água do município de Curitiba, Paraná, 1975. São Paulo, 1977. |Dissertação de Mestrado - Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo|.
80. RIPPON, J.W. - Medical mycology the pathogenic fungi and the pathogenic actinomycetes. 2a. ed. Philadelphia, Saunders, 1982.

81. RIVALIER, E. & SEYDEL, S. - Cultures minces sur lames gelosées, colorées et examinées in situ en préparations définitives, pour l'étude des cryptogames microscopiques. C. R. Soc. Biol., 110: 181-184, 1932(a).
82. ROBINTON, E.D. et al. - A study of bacterial flora in swimming pool water treated with high-free residual chlorine. Amer. J. publ. Hlth., 47: 1101-1109, 1957.,
83. ROCHA, A.A. - Estudo sobre a fauna bentônica da represa de Americana no Estado de São Paulo. São Paulo, 1972. |Dissertação de Mestrado - Departamento de Zoologia do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo|.
84. ROSSIN, C.R. - Desinfecção. In: TÉCNICA de abastecimento e tratamento de água. 2a. ed. São Paulo, CETESB, 1979. v.2, p. 883-929.
85. SEYFRIED, P.L. & FRASER, D.J. - Persistence of *Pseudomonas aeruginosa* in chlorinated swimming pools. Can. J. Microbiol., 26: 350-355, 1980.
86. SEYFRIED, P.L. & FRASER, D.J. - *Pseudomonas aeruginosa* in swimming pools related to the incidence of otitis externa infection. Hlth. Lab. Sci., 15: 50-7, 1978.
87. SIMÃO, E.J. et al. - Operação e manutenção de piscinas. Rio de Janeiro, Secretaria de Obras e Serviços Públicos/Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente, 1977. |Mimeografado|
88. SLANETZ, L.W. & BARTLEY, C.H. - Detection and sanitary significance of fecal streptococci in water. Amer. J. publ. Hlth., 54: 609-614, 1964.
89. SMITH, G.M. - The fresh-water algae of the United States. New York, McGraw-Hill, 1950.

90. SOMOSI, G. - Wichtige hygienische für schwimmbäder. Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt. Orig. B., 173: 260-265, 1981.
91. SOUZA, H.B. & DERISIO, J.C. - Guia técnico de coleta de amostras de água. São Paulo, CETESB, 1982.
92. VELEGRAKIS, A. et al. - Sensitivity of *C. albicans* in vitro in free-residual chlorine. Acta. Microbiol. Hell, 25: 350-361, 1981.
93. VERMEIL, C. et al. - Blastomycose cheloidienne a *Aureobasidium pullulans* (De Bary) Arnaud en Bretaene. Mycopathologia, Den Haag, 43: 35-39, 1971.
94. VICTORIN, K. - A field study of some swimming-pool waters with regard to bacteria, available chlorine and redox potencial. J. Hyg., Cambridge, 72: 101-110, 1974.
95. WANG, S.S. & FELDMAN, H.A. - Isolation of *Hartmannella* species from human throats. New Engl. Med., 277: 1174-1179, 1967.
96. WATER quality surveys: a guide for the collection and interpretation of water quality data. Paris, Unesco; Geneva, World Health Organization, 1978.
97. ZINGANO, A.G. - Contribuição ao estudo higiênico das piscinas de Porto Alegre. Porto Alegre, 1956. |Tese de Doutorado - Faculdade de Medicina|

A N E X O I
(Quadros de 1 a 12)

QUADRO 1 - CLASSIFICAÇÃO DAS PISCINAS

CLASSIFICAÇÃO	PISCINAS	PERCENTAGEM (%)
Recreativas	A, C, D, E, F	71,4
Mistas	B, G	28,6
Recirculação e tratamento	A, B, D*, E, G	71,4
Encher e esvaziar	C, F	28,6
Natural (temperatura natural da água)	A, B, C, D, E, F, G	100,0
Externa (ao ar livre)	A, B, C, D, E, F, G	100,0
Fundo liso(resina sintética)	C	14,3
Fundo com azulejos	A, B, D, E, F, G	85,7
Paredes lisas(resina sintética)	C	14,3
Paredes de azulejos	A, B, D, E, F, G	85,7

* Recirculação através de bomba externa.

QUADRO 2 - ASPECTOS RELATIVOS AO TRATAMENTO

PISCINA	PRODUTOS QUÍMICOS	FINALIDADE	FILTRO PRESSÃO
A	Hipodash - líquido	Desinfecção	Sim
	Sulfato de alumínio	Coagulação	
	Sulfato de cobre	Algicida	
	Carbonato de sódio	Correção pH	
B	HTH (Hipoclorito cálcio)	Desinfecção	Sim
	Sulfato de alumínio	Coagulação	
	Sulfato de cobre	Algicida	
	Carbonato de sódio	Correção pH	
C	HTH (Hipoclorito cálcio)	Desinfecção	Não
	Sulfato de alumínio	Coagulação	
	Sulfato de cobre	Algicida	
	Cal	Correção pH	
D	HTH (Hipoclorito cálcio)	Desinfecção	Não
	Sulfato de alumínio	Coagulação	
	Sulfato de cobre	Algicida	
E	Cloro em gás	Desinfecção	Sim
	Sulfato de alumínio	Coagulação	
	Sulfato de cobre	Algicida	
	Carbonato de sódio	Correção pH	
F	HTH (Hipoclorito cálcio)	Desinfecção	Não
	Sulfato de alumínio	Coagulação	
	Hidroquat	Algicida	
	Carbonato de sódio	Correção pH	
	Azul de bromo timol	Corante	
G	Cloro cal "QC"	Desinfecção	Sim
	Sulfato de alumínio	Coagulação	
	Sulfato de cobre	Algicida	

QUADRO 3 - ORIGEM DA ÁGUA UTILIZADA NAS PISCINAS

PISCINAS	ORIGEM DA ÁGUA	PERCENTAGEM (%)
A e F	Poço raso	28,6
E e G	Poço profundo	28,6
C e D	Fonte	28,6
B	Estação de tratamento de água (ETA)	14,2

QUADRO 4 - COMPOSTOS FORMADOS PELO CLORO (VALORES DE TEMPERATURA APROXIMADOS A 20°C)

pH	CRL (%) HOCl	CRL (%) OCl ⁻	CRC (%) NH ₂ Cl	CRC (%) NHCl ₂
4,5	100	0	0	100
5,0	100	0	0	100
6,0	97	3	35	65
7,0	75	25	55	45
7,5	50	50	75	25
8,0	25	75	90	10
9,0	3	97	100	0
10,0	0	100	100	0

Fonte: Informação pessoal. Químico e Instrutor Técnico de Treinamento da CETESB - Orlando Bazito Filho(1984).

QUADRO 5 - OCORRÊNCIA DE BACTÉRIAS E RELAÇÃO COM OS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS EM PISCINAS DE CAMPO GRANDE, MATO GROSSO DO SUL (AGOSTO DE 1981 A JUNHO DE 1982)

PISCINAS	PERÍODO DE COLETA	TEMPERATURA (°C)		pH	TURBIDEZ (NTU)	CLORO RESIDUAL LIVRE (mg/l)	COLIFORMES (NMP/100ml)		P.aeruginosa (NMP/100ml)	Estreptococos fecais (NMP/100ml)	Contagem padrão colônias/ml
		AR	ÁGUA				Totais	Fecais			
A	Out/81	27,0	25,0	6,6	0,6	0,0	23	< 2*	5	< 2*	300**
B	Out/81	27,0	25,0	7,1	1,0	0,0	2	2	5	< 2*	> 300**
C	Nov/81	28,0	25,0	7,5	2,0	0,0	22	17	< 2*	< 2*	24
D	Nov/81	35,0	28,0	7,4	5,5	0,0	< 2*	< 2*	< 2*	< 2*	265
E	Nov/81	33,0	28,0	6,8	1,3	0,0	< 2*	< 2*	< 2*	2	115
F***	Dez/81	27,0	28,0	6,8	1,3	0,0	540	17	33	< 2*	> 300**
G	Dez/81	33,0	27,0	> 8,2	0,9	0,0	< 2*	< 2*	< 2*	< 2*	5
A	Jan/82	23,0	28,0	6,8	1,5	0,1	2	< 2*	< 2*	< 2*	1400
B	Jan/82	24,0	27,0	6,8	1,5	0,0	9	< 2*	< 2*	< 2*	> 300**
C	Fev/82	26,0	27,0	7,5	3,0	0,2	< 2*	< 2*	< 2*	< 2*	300
D	Fev/82	28,0	27,0	> 8,2	2,5	0,0	< 2*	< 2*	13	8	2100
E	Fev/82	29,0	27,0	6,8	1,0	0,0	< 2*	< 2*	< 2*	< 2*	800
F	Mar/82	23,0	25,0	7,0	1,0	0,0	130	< 2*	5	8	84000
G	Mar/82	24,0	26,0	> 8,2	1,2	0,0	< 2*	< 2*	< 2*	< 2*	3
A	Abr/82	25,0	26,0	6,9	0,9	0,4	< 2*	< 2*	< 2*	< 2*	5
B	Abr/82	26,0	25,0	7,5	2,0	0,0	2	< 2*	< 2*	< 2*	30000
C	Mai/82	18,0	22,0	6,8	-	0,0	< 2*	< 2*	< 2*	< 2*	750
D	Mai/82	18,0	22,0	7,5	-	0,0	< 2*	< 2*	< 2*	4	15
E	Mai/82	18,0	21,0	7,0	-	0,0	< 2*	< 2*	< 2*	< 2*	20
F	Jun/82	20,0	22,0	7,0	-	0,0	8	8	11	< 2*	26000
G	Jun/82	22,0	22,0	8,0	-	0,0	< 2*	< 2*	< 2*	< 2*	6
A	Jun/82	25,0	21,0	6,6	-	0,0	2	< 2*	2	< 2*	300
B	Jun/82	24,0	21,0	7,8	-	0,0	< 2*	< 2*	8	< 2*	16000
C	Ago/81	19,0	22,0	7,5	1,5	0,0	< 2*	< 2*	< 2*	< 2*	22000
D	Ago/81	18,0	20,0	> 8,2	2,4	0,0	< 2*	< 2*	< 2*	< 2*	550
E	Ago/81	20,0	19,0	7,5	1,4	0,0	< 2*	< 2*	< 2*	< 2*	7100
F	Set/81	26,0	22,0	6,9	1,5	0,0	350	8	920	23	> 300**
G	Set/81	29,0	21,0	8,2	3,0	0,0	< 2*	< 2*	< 2*	< 2*	15

* < 2 ausente

** > 300 incontável

*** Invasão da água de enxurrada no tanque

QUADRO 6 - OCORRÊNCIA DE LEVEDURAS, ALGAS E AMEBAS DE VIDA LIVRE E RELAÇÃO COM OS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA PISCINA A, CAMPO GRANDE, MATO GROSSO DO SUL (OUTUBRO DE 1981 E JANEIRO, ABRIL E JUNHO DE 1982)

PERÍODO DE COLETA	TEMPERATURA (°C)		pH	TURBIDEZ (NTU)	CLORO RESIDUAL LIVRE (mg/l)	PONTOS DE COLETA	TIPOS DE COLETA	R E S U L T A D O S		
	AR	ÁGUA						LEVEDURAS *	ALGAS	AMEBAS DE VIDA LIVRE
Out/81	27,0	25,0	6,6	0,6	0,0	nº 01	Raspado	-	<i>Oscillatoria splendida</i>	Hartmannellidae
							Água	Exame negativo	Exame negativo	Ameboflagelado
						nº 02	Raspado	-	<i>Oscillatoria splendida</i>	Ameboflagelado
							Água	Exame negativo	Exame negativo	Ameboflagelado
Jan/82	23,0	28,0	6,8	1,5	0,1	nº 01	Raspado	-	<i>Oscillatoria splendida</i>	<i>Hartmannella vermiformis</i> ; <i>Vexilligera</i> sp Exame negativo
							Água	Exame negativo	Exame negativo	
						nº 02	Raspado	-	<i>Oscillatoria splendida</i>	<i>Acanthamoeba</i> sp; <i>Hartmannella vermiformis</i> ; <i>Platamoeba</i> sp Exame negativo
							Água	Exame negativo	Exame negativo	
Abr/82	25,0	26,0	6,9	0,9	0,4	nº 01	Raspado	-	<i>Scytonema</i> sp	<i>Hartmannella</i> sp; <i>Vannella</i> sp Exame negativo
							Água	Exame negativo	Exame negativo	
						nº 02	Raspado	-	<i>Scytonema</i> sp	<i>Naegleria</i> sp; <i>Vannella</i> sp; <i>Vexilligera</i> sp. Exame negativo
							Água	Exame negativo	Exame negativo	
Jun/82	25,0	21,0	6,6	-	0,0	nº 01	Raspado	-	<i>Scytonema</i> sp	Exame negativo
							Água	Exame negativo	Exame negativo	Exame negativo
						nº 02	Raspado	-	<i>Scytonema</i> sp	<i>Vannella</i> sp
							Água	Exame negativo	Exame negativo	Exame negativo

* Não foi coletado material de parede.

QUADRO 7 - OCORRÊNCIA DE LEVEDURAS, ALGAS E AMEBAS DE VIDA LIVRE E RELAÇÃO COM OS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA PISCINA B, CAMPO GRANDE, MATO GROSSO DO SUL (OUTUBRO DE 1981 E JANEIRO, ABRIL E JUNHO DE 1982)

PERÍODO DE COLETA	TEMPERATURA (°C)		pH	TURBIDEZ (NTU)	CLORO RESIDUAL LIVRE (mg/l)	PONTOS DE COLETA	TIPOS DE COLETA	R E S U L T A D O S		
	AR	ÁGUA						LEVEDURAS*	ALGAS	AMEBAS DE VIDA LIVRE
Out/81	27,0	25,0	7,1	1,0	0,0	nº 01	Raspado	-	<i>Calotrix</i> sp	<i>Vannella</i> sp
							Água	Exame negativo	Exame negativo	<i>Vannella</i> sp
						nº 02	Raspado	-	<i>Calotrix</i> sp	<i>Vannella</i> sp
							Água	<i>Candida</i> sp	Exame negativo	Exame negativo
Jan/82	24,0	27,0	6,8	1,5	0,0	nº 01	Raspado	-	<i>Calotrix</i> sp	Exame negativo
							Água	<i>Rhodothorula</i> sp	Exame negativo	Exame negativo
						nº 02	Raspado	-	<i>Calotrix</i> sp	<i>Hartmannella</i> sp
							Água	<i>Candida</i> sp; <i>Trichosporon</i> sp <i>Aureobasidium</i> sp	Exame negativo	<i>Acanthamoeba</i> sp; <i>Glaeseria</i> sp
Abr/82	26,0	25,0	7,5	2,0	0,0	nº 01	Raspado	-	<i>Calotrix</i> sp	<i>Filamoeba</i> nolandi; <i>Hartmannella</i> sp; <i>Vannella</i> sp
							Água	<i>Rhodothorula</i> sp	Exame negativo	<i>Hartmannella</i> sp
						nº 02	Raspado	-	<i>Calotrix</i> sp	<i>Hartmannella</i> sp; <i>Vexillifera</i> sp
							Água	<i>Candida</i> sp; <i>Rhodothorula</i> sp	Exame negativo	<i>Hartmannella</i> sp
Jun/82	24,0	21,0	7,8	-	0,0	nº 01	Raspado	-	<i>Oscillatoria splendida</i>	<i>Vannella</i> sp
							Água	Exame negativo	Exame negativo	<i>Acanthamoeba</i> sp
						nº 02	Raspado	-	<i>Oscillatoria splendida</i>	<i>Hartmannella</i> sp
							Água	Exame negativo	Exame negativo	<i>Hartmannella</i> sp

* Não foi coletado material de parede

QUADRO 8 - OCORRÊNCIA DE LEVEDURAS, ALGAS E AMEBAS DE VIDA LIVRE E RELAÇÃO COM OS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA PISCINA C, CAMPO GRANDE, MATO GROSSO DO SUL (AGOSTO, NOVEMBRO DE 1981 E FEVEREIRO E MAIO DE 1982)

PERÍODO DE COLETA	TEMPERATURA (°C)		pH	TURBIDEZ (NTU)	CLORO RESIDUAL LIVRE (mg/l)	PONTOS DE COLETA	TIPOS DE COLETA	R E S U L T A D O S		
	AR	ÁGUA						LEVEDURAS*	ALGAS	AMEBAS DE VIDA LIVRE
Ago/81	19,0	22,0	7,5	1,5	0,0	nº 01	Raspado	-	Ausência de material	<i>Harmonellidae</i>
							Água	Exame negativo	Exame negativo	<i>Harmonellidae</i> ; <i>Vahlkampfia</i> sp
						nº 02	Raspado	-	Ausência de material	<i>Harmonella</i> sp
							Água	<i>Cryptococcus</i> sp	Exame negativo	<i>Harmonella</i> sp
Nov/81	28,0	25,0	7,5	2,0	0,0	nº 01	Raspado	-	Ausência de material	Exame negativo
							Água	<i>Candida</i> sp; <i>Torulopsis</i> sp	Exame negativo	Exame negativo
						nº 02	Raspado	-	Ausência de material	<i>Harmonella</i> sp
							Água	<i>Candida</i> sp; <i>Aureobasidium</i> sp	Exame negativo	Exame negativo
Fev/82	26,0	27,0	7,5	3,0	0,2	nº 01	Raspado	-	Ausência de material	<i>Harmonella</i> sp; <i>Mycetozoa</i> sp; <i>Vannella</i> sp; <i>Vexilligera</i> sp
							Água	Exame negativo	Exame negativo	Exame negativo
						nº 02	Raspado	-	Ausência de material	<i>Harmonella</i> sp; <i>Vannella</i> sp; <i>Vexilligera</i> sp
							Água	Exame negativo	Exame negativo	Exame negativo
Mai/82	18,0	22,0	6,8	-	0,0	nº 01	Raspado	-	Ausência de material	Exame negativo
							Água	Exame negativo	Exame negativo	Exame negativo
						nº 02	Raspado	-	Ausência de material	<i>Amoeba</i> sp; <i>Harmonella</i> sp
							Água	Exame negativo	Exame negativo	<i>Glacaria</i> sp

* Não foi coletado material de parede

QUADRO 9 - OCORRÊNCIA DE LEVEDURAS, ALGAS E AMEBAS DE VIDA LIVRE E RELAÇÃO COM OS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA PISCINA D, CAMPO GRANDE, MATO GROSSO DO SUL (AGOSTO E NOVEMBRO DE 1981, FEVEREIRO E MAIO DE 1982)

PERÍODO DE COLETA	TEMPERATURA (°C)		pH	TURBIDEZ (NTU)	CLORO RESIDUAL LIVRE (mg/l)	PONTOS DE COLETA	TIPOS DE COLETA	R E S U L T A D O S		
	AR	ÁGUA						LEVEDURAS*	ALGAS	AMEBAS DE VIDA LIVRE
Ago/81	18,0	20,0	>8,2	2,4	0,0	nº 01	Raspado	-	<i>Oscillatoria sp</i>	<i>Vahlkampfiidae</i>
							Água	Exame negativo	Exame negativo	Exame negativo
						nº 02	Raspado	-	<i>Oscillatoria sp</i>	<i>Harmonella sp</i> ; <i>Vahlkampfi sp</i>
							Água	Exame negativo	Exame negativo	<i>Harmonella sp</i>
Nov/81	35,0	28,0	7,4	5,5	0,0	nº 01	Raspado	-	<i>Oocystis sp</i>	Exame negativo
							Água	<i>Saccharomyces sp</i> <i>Aureobasidium sp</i>	Exame negativo	Exame negativo
						nº 02	Raspado	-	<i>Oocystis sp</i> ; <i>Oscillatoria splendida</i>	Exame negativo
							Água	<i>Candida albicans</i> ; <i>Candida sp</i> ; <i>Torulopsis sp</i>	Exame negativo	Exame negativo
Fev/82	28,0	27,0	>8,2	2,5	0,0	nº 01	Raspado	-	<i>Oocystis sp</i>	Exame negativo
							Água	Exame negativo	Exame negativo	<i>Harmonella sp</i> ; <i>Vahlkampfi sp</i>
						nº 02	Raspado	-	<i>Oocystis sp</i>	<i>Naegleria sp</i> ; <i>Harmonella sp</i>
							Água	Exame negativo	Exame negativo	<i>Harmonella sp</i> ; <i>Vahlkampfi sp</i>
Mai/82	18,0	22,0	7,5	-	0,0	nº 01	Raspado	-	<i>Oocystis sp</i>	Exame negativo
							Água	Exame negativo	Exame negativo	Exame negativo
						nº 02	Raspado	-	<i>Oocystis sp</i>	Exame negativo
							Água	Exame negativo	Exame negativo	Exame negativo

* Não foi coletado material de parede

QUADRO 10 - OCORRÊNCIA DE LEVEDURAS, ALGAS E AMEBAS DE VIDA LIVRE E RELAÇÃO COM OS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA PISCINA E, CAMPO GRANDE, MATO GROSSO DO SUL (AGOSTO E NOVEMBRO DE 1981, FEVEREIRO E MAIO DE 1982)

PERÍODO DE COLETA	TEMPERATURA (°C)		pH	TURBIDEZ (NTU)	CLORO RESIDUAL LIVRE (mg/l)	PONTOS DE COLETA	TIPOS DE COLETA	R E S U L T A D O S		
	AR	ÁGUA						LEVEDURAS*	ALGAS	AMEBAS DE VIDA LIVRE
Ago/81	20,0	19,0	7,5	1,4	0,0	nº 01	Raspado	-	Exame negativo	<i>Harmonanella</i> sp; <i>Thecamoeba</i> sp
							Água	Exame negativo	Exame negativo	<i>Mayorella</i> sp; <i>Vannella</i> sp
						nº 02	Raspado	-	Exame negativo	<i>Harmonanella</i> sp
							Água	<i>Rhodotorula</i> sp; <i>Aureobasidium</i> sp	Exame negativo	Exame negativo
Nov/81	33,0	28,0	6,8	1,3	0,0	nº 01	Raspado	-	<i>Oocystis</i> sp; <i>Oscillatoria</i> <i>splendida</i>	Exame negativo
							Água	<i>Candida</i> sp	Exame negativo	Exame negativo
						nº 02	Raspado	-	<i>Oocystis</i> sp; <i>Oscillatoria</i> <i>splendida</i>	Exame negativo
							Água	<i>Aureobasidium</i> sp	Exame negativo	Exame negativo
Fev/82	29,0	27,0	6,8	1,0	0,0	nº 01	Raspado	-	<i>Oscillatoria</i> <i>splendida</i>	<i>Harmonanella</i> sp; <i>Minorella</i> sp; <i>Vahnekampia</i> sp; <i>Vannella</i> sp <i>Vexilligera</i> sp
							Água	Exame negativo	Exame negativo	Exame negativo
						nº 02	Raspado	-	<i>Oscillatoria</i> <i>splendida</i>	<i>Gephyramoeba delicatula</i> ; <i>Harmonanella</i> <i>vermiformis</i> ; <i>Vannella</i> sp
							Água	<i>Candida</i> sp; <i>Aureobasidium</i> sp	Exame negativo	Exame negativo
Mai/82	18,0	21,0	7,0	-	0,0	nº 01	Raspado	-	<i>Oscillatoria</i> <i>splendida</i>	<i>Harmonanella</i> sp
							Água	<i>Aureobasidium</i> sp	Exame negativo	Exame negativo
						nº 02	Raspado	-	<i>Oscillatoria</i> <i>splendida</i>	<i>Amoeba</i> sp; <i>Glacseria</i> sp; <i>Harmonanella</i> sp
							Água	Exame negativo	Exame negativo	Exame negativo

* Não foi pesquisado material de parede

QUADRO 11 - OCORRÊNCIA DE LEVEDURAS, ALGAS E AMEBAS DE VIDA LIVRE E RELAÇÃO COM OS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA PISCINA F, CAMPO GRANDE, MATO GROSSO DO SUL (SETEMBRO E DEZEMBRO DE 1981, MARÇO E JUNHO DE 1982).

PERÍODO DE COLETA	TEMPERATURA (°C)		pH	TURBIDEZ (NTU)	CLORO RESIDUAL LIVRE (mg/l)	PONTOS DE COLETA	TIPOS DE COLETA	R E S U L T A D O S		
	AR	ÁGUA						LEVEDURAS*	ALGAS	AMEBAS DE VIDA LIVRE
Set/81	26,0	22,0	6,9	1,5	0,0	nº 01	Raspado	-	<i>Oscillatoria splendida</i>	<i>Hartmannella</i> sp; <i>Vahlkam</i> sp; <i>psia</i> sp.
							Água	Exame negativo	Exame negativa	Exame negativo
						nº 02	Raspado	-	<i>Oscillatoria splendida</i>	<i>Hartmannella</i> sp; <i>Vahlkam</i> sp; <i>psia</i> sp
							Água	Exame negativo	Exame negativo	Exame negativo
Dez/81	27,0	28,0	6,8	1,3	0,0	nº 01	Raspado	-	<i>Oscillatoria</i> sp; <i>Oscillatoria splendida</i>	Exame negativo
							Água	<i>Torulopsis</i> sp	Exame negativo	<i>Vanuella</i> sp; <i>Vexillifera</i> sp
						nº 02	Raspado	-	<i>Oscillatoria</i> sp; <i>Oscillatoria splendida</i>	<i>Vanuella</i> sp
							Água	<i>Trichosporon</i> sp; <i>Aureobasidium</i> sp; <i>Pichia</i> sp	Exame negativo	Exame Negativo
Mar/82	23,0	25,0	7,0	1,0	0,0	nº 01	Raspado	-	<i>Oscillatoria</i> sp	<i>Hartmannella</i> sp
							Água	Exame negativo	Exame negativo	<i>Naegleria</i> sp; <i>Glaseria</i> sp
						nº 02	Raspado	-	<i>Oscillatoria</i> sp	<i>Naegleria</i> sp; <i>Hartmannella</i> sp
							Água	Exame negativo	Exame negativo	Exame negativo
Jun/82	20,0	22,0	7,0	-	0,0	nº 01	Raspado	-	<i>Oocystis</i> sp; <i>Oscillatoria splendida</i>	<i>Acanthamoeba</i> sp
							Água	Exame negativo	Exame negativo	Exame negativo
						nº 02	Raspado	-	<i>Oscillatoria splendida</i>	<i>Amoeba</i> sp; <i>Hartmannella</i> sp
							Água	<i>Candida</i> sp	Exame negativo	Exame negativo

* Não foi coletado material de parede.

QUADRO 12 - OCORRÊNCIA DE LEVEDURAS, ALGAS E AMEBAS DE VIDA LIVRE E RELAÇÃO COM OS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA PISCINA C, CAMPO GRANDE, MATO GROSSO DO SUL (SETEMBRO E DEZEMBRO DE 1981, MARÇO E JUNHO DE 1982).

PERÍODO DE COLETA	TEMPERATURA (°C)		pH	TURBIDEZ (NTU)	CLORO RESIDUAL LIVRE (mg/l)	PONTOS DE COLETA	TIPOS DE COLETA	R E S U L T A D O S		
	AR	ÁGUA						LEVEDURAS *	ALGAS	AMEBAS DE VIDA LIVRE
Set/81	29,0	21,0	8,2	3,0	0,0	nº 01	Raspado	-	<i>Oscillatoria splendida</i>	Exame negativo
							Água	Exame negativo	Exame negativo	Exame negativo
						nº 02	Raspado	-	<i>Oscillatoria splendida</i>	Exame negativo
							Água	Exame negativo	Exame negativo	Exame negativo
Dez/81	33,0	27,0	>8,2	0,9	0,0	nº 01	Raspado	-	<i>Oocystis</i> sp; <i>Oscillatoria splendida</i>	<i>Hartmannella</i> sp
							Água	<i>Candida albicans</i> ; <i>Candida</i> sp	Exame negativo	Exame negativo
						nº 02	Raspado	-	<i>Oocystis</i> sp; <i>Oscillatoria splendida</i>	<i>Cochelidopodium</i> sp; <i>Hartmannella</i> sp
							Água	<i>Candida albicans</i> ; <i>Trichosporon</i> sp	Exame negativo	Exame negativo
Mar/82	24,0	26,0	> 8,2	1,2	0,0	nº 01	Raspado	-	<i>Oocystis</i> sp	<i>Hartmannella</i> sp
							Água	Exame negativo	<i>Oocystis</i> sp	Exame negativo
						nº 02	Raspado	-	<i>Oocystis</i> sp	Exame negativo
							Água	<i>Aureobasidium</i> sp	<i>Oocystis</i> sp	Exame negativo
Jun/82	22,0	22,0	8,0	-	0,0	nº 01	Raspado	-	<i>Oocystis</i> sp	<i>Hartmannella vermiformis</i> ; <i>Hartmannella</i> sp; <i>Verillifera</i> sp
							Água	Exame negativo	Exame negativo	
						nº 02	Raspado	-	<i>Oocystis</i> sp	<i>Amoeba</i> sp; <i>Glacseria</i> sp; <i>Peatymocba placida</i> ; <i>Vannella</i> sp; <i>Verillifera</i> sp
							Água	Exame negativo	Exame negativo	Exame negativo

* Não foi coletado material de parede.

A N E X O I I
(Tabelas de 1 a 6)

TABELA 1 - PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DE PISCINAS DA CIDADE DE CAMPO GRANDE, MATO GROSSO DO SUL (AGOSTO DE 1981 A JUNHO DE 1982)

PISCINAS	PERÍODOS DE COLETA	TEMPERATURA(°C)		pH	TURBIDEZ (NTU)	CLORO RESIDUAL LIVRE (mg/l)	COR (mg/l Pt/l)	A L C A L I N I D A D E (mg/l CaCO ₃)				CLORITOS
		AR	ÁGUA					Hidróxidos (HO)	Carbonatos (CO ₃)	Bicarbonatos (HCO ₃)	T o t a l	
A	Out/81	27,0	25,0	6,6	0,6	0,0	2,0	0,0	0,0	6,0	6,0	7,0
	Jan/82	23,0	28,0	6,8	1,5	0,1	5,0	0,0	0,0	8,0	8,0	8,5
	Abr/82	25,0	26,0	6,9	0,9	0,4	5,0	0,0	0,0	9,0	9,0	9,0
	Jun/82	25,0	21,0	6,6	-	0,0	2,0	0,0	0,0	7,0	7,0	4,0
B	Out/81	27,0	25,0	7,1	1,0	0,0	3,0	0,0	0,0	30,0	30,0	13,5
	Jan/82	24,0	27,0	6,8	1,5	0,0	5,0	0,0	0,0	8,0	8,0	21,0
	Abr/82	26,0	25,0	7,5	2,0	0,0	7,0	0,0	0,0	40,0	40,0	31,5
	Jun/82	24,0	21,0	7,8	-	0,0	3,0	0,0	6,0	36,0	42,0	20,5
C	Ago/81	19,0	22,0	7,5	1,5	0,0	5,0	0,0	0,0	20,0	20,0	12,5
	Nov/81	28,0	25,0	7,5	2,0	0,0	4,0	0,0	0,0	21,0	21,0	11,0
	Fev/82	26,0	27,0	7,5	3,0	0,2	5,0	0,0	0,0	18,0	18,0	11,0
	Mai/82	18,0	22,0	6,8	-	0,0	5,0	0,0	0,0	10,0	10,0	4,0
D	Ago/81	18,0	20,0	> 8,2	2,4	0,0	5,0	0,0	24,0	25,0	49,0	77,5
	Nov/81	33,0	28,0	7,4	5,5	0,0	10,0	0,0	0,0	30,0	30,0	85,0
	Fev/82	28,0	27,0	> 8,2	2,5	0,0	5,0	0,0	10,0	23,0	33,0	119,0
	Mai/82	18,0	22,0	7,5	-	0,0	5,0	0,0	0,0	21,0	21,0	108,5
E	Ago/81	20,0	19,0	7,5	1,4	0,0	4,0	0,0	0,0	36,0	36,0	48,0
	Nov/81	33,0	28,0	6,8	1,3	0,0	5,0	0,0	0,0	16,0	16,0	62,0
	Fev/82	29,0	27,0	6,8	1,0	0,0	3,0	0,0	0,0	7,0	7,0	57,5
	Mai/82	18,0	21,0	7,0	-	0,0	5,0	0,0	0,0	14,0	14,0	46,5
F	Set/81	26,0	22,0	6,9	1,5	0,0	5,0	0,0	0,0	30,0	30,0	5,0
	Dez/81	27,0	28,0	6,8	1,3	0,0	4,0	0,0	0,0	20,0	20,0	7,0
	Mar/82	23,0	25,0	7,0	1,0	0,0	5,0	0,0	0,0	35,0	35,0	6,5
	Jun/82	20,0	22,0	7,0	-	0,0	4,0	0,0	0,0	14,0	14,0	5,5
G	Set/81	29,0	21,0	8,2	3,0	0,0	10,0	0,0	2,0	44,0	46,0	203,5
	Dez/81	33,0	27,0	> 8,2	0,9	0,0	3,0	0,0	14,0	33,0	47,0	152,5
	Mar/82	24,0	26,0	> 8,2	1,2	0,0	6,0	0,0	6,0	38,0	44,0	161,5
	Jun/82	22,0	22,0	8,0	-	0,0	5,0	0,0	5,0	43,0	48,0	167,0

TABELA 2 - BACTÉRIAS (NMP/100ml) E CONTAGEM PADRÃO DE COLÔNIAS/ml DE PISCINAS DE CAMPO GRANDE, MATO GROSSO DO SUL (AGOSTO DE 1981 A JUNHO DE 1982).

PISCINAS	BACTÉRIAS				
	Coliformes totais	Coliformes fecais	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Estrepto- cocos fe- cais	Contagem padrão de colônias
A	27	< 2	7	< 2	> 300
B	13	2	13	< 2	> 300
C	22	17	< 2	< 2	23074
D	< 2	< 2	13	12	2930
E	< 2	< 2	< 2	2	8035
F	1028	33	969	31	> 300
G	< 2	< 2	< 2	< 2	29

> 300 incontável

< 2 ausente

TABELA 3 - CLASSIFICAÇÃO DAS PISCINAS, SEGUNDO A DETERMINAÇÃO DO NMP/100ml
DE COLIFORMES TOTAIS, CAMPO GRANDE, MATO GROSSO DO SUL (AGOSTO
DE 1981 A JUNHO DE 1982)

CLASSIFICAÇÃO	PISCINAS
Própria para o uso (< 2)	D, E, G
Imprópria para o uso (≥ 2)	A, B, C, F

(< 2) coliformes totais ausentes

TABELA 4 - LEVEDURAS DE PISCINAS DE CAMPO GRANDE, MATO GROSSO DO SUL
(AGOSTO DE 1981 A JUNHO DE 1982)

PISCINAS LEVEDURAS	A	B	C	D	E	F	G	T O T A L
<i>Candida sp</i>	-	+	+	+	+	+	+	6
<i>Aureobasidium sp</i>	-	+	+	+	+	+	+	6
<i>Trichosporon sp</i>	-	+	-	-	-	+	+	3
<i>Torulopsis sp</i>	-	-	+	+	-	+	-	3
<i>Rhodotorula sp</i>	-	+	-	-	+	-	-	2
<i>Saccharomyces sp</i>	-	-	-	+	-	-	-	1
<i>Cryptococcus sp</i>	-	-	+	-	-	-	-	1
<i>Pichia sp</i>	-	-	-	-	-	+	-	1
T O T A L	0	4	4	4	3	5	3	23

+ = presença

- = ausência

TABELA 5 - ALGAS DE PISCINAS DE CAMPO GRANDE, MATO GROSSO DO SUL
(AGOSTO DE 1981 A JUNHO DE 1982)

<div> PISCINAS <div>ALGAS</div> </div>	A	B	C	D	E	F	G	TOTAL
<i>Oscillatoria sp</i>	+	+	-	+	+	+	+	6
<i>Oocystis sp</i>	-	-	-	+	+	+	+	4
<i>Calotrix sp</i>	-	+	-	-	-	-	-	1
<i>Scytonema sp</i>	+	-	-	-	-	-	-	1
TOTAL	2	2	-	2	2	2	2	12

+ = presença

- = ausência

TABELA 6 - AMEBAS DE VIDA LIVRE DE PISCINAS DE CAMPO GRANDE, MATO GROSSO DO SUL (AGOSTO DE 1981 A JUNHO DE 1982)

PISCINAS AMEBAS DE VIDA LIVRE								T O T A L
	A	B	C	D	E	F	G	
<i>Hartmannella</i> sp	+	+	+	+	+	+	+	7
<i>Vannella</i> sp	+	+	+	-	+	+	+	6
<i>Vexillifera</i> sp	+	+	+	-	+	+	+	6
<i>Amoeba</i> sp	-	-	+	-	+	+	+	4
<i>Glaeseria</i> sp	-	+	+	-	+	+	+	5
<i>Vahlkampfia</i> sp	-	-	+	+	+	+	-	4
<i>Acanthamoeba</i> sp	+	+	-	-	-	+	-	3
<i>Naegleria</i> sp	+	-	-	+	-	+	-	3
<i>Mayorella</i> sp	-	-	+	-	+	-	-	2
<i>Platyamoeba</i> sp	+	-	-	-	-	-	+	2
<i>Cochliopodium</i> sp	-	-	-	-	-	-	+	1
<i>Filamoeba</i> sp	-	+	-	-	-	-	-	1
<i>Gephyramoeba</i> sp	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>Thecamoeba</i> sp	-	-	-	-	+	-	-	1
T O T A L	6	6	7	3	9	8	7	46

+ = presença

- = ausência