

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
CAMPUS DE RIO CLARO

JULIANA POSSATTO TAKAHASHI

DIVERSIDADE DE GEOFUNGOS EM ÁGUAS DO PARQUE MUNICIPAL DO
IBIRAPUERA NA CIDADE DE SÃO PAULO, SP, BRASIL

RIO CLARO
2009

JULIANA POSSATTO TAKAHASHI

DIVERSIDADE DE GEOFUNGOS EM ÁGUAS DO PARQUE MUNICIPAL DO
IBIRAPUERA NA CIDADE DE SÃO PAULO, SP, BRASIL

Dissertação apresentada ao Instituto de
Biociências do Campus de Rio Claro,
Universidade Estadual Paulista Júlio de
Mesquita Filho, como parte dos requisitos
para obtenção do título de Mestre em
Ciências Biológicas (Microbiologia
Aplicada).

Orientadora: Dra. Iracema Helena Schoenlein-Crusius

RIO CLARO
2009

589.2 Takahashi, Juliana Possatto
T136d Diversidade de geofungos em águas do Parque Municipal do
Ibirapuera na cidade de São Paulo, SP, Brasil / Juliana Possatto Takahashi.
- Rio Claro : [s.n.], 2009
73 f. : il., figs., tabs., fots.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de
Biociências de Rio Claro
Orientador: Iracema Helena Schoenlein Crusius

1. Fungos. 2. Águas urbanas. 3. Flotação. 4. Potencial patogênico. I.
Título.

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI - Biblioteca da UNESP
Campus de Rio Claro/SP

*Aos meus pais Eliana e Antônio, por acreditarem
que um dia o sonho se torna realidade...*

Agradecimentos

A Deus por guiar todos os meus passos nessa jornada que está só começando.

A minha família por me apoiar, compreender e entender o meu amor pela pesquisa.

A minha orientadora Dra. Iracema H. Schoenlein-Crusius pelos ensinamentos, pela paciência e por fazer me apaixonar definitivamente pela taxonomia.

A profa. Marta Cristina Souza por sempre me incentivar, apoiar e ser uma mãe para mim.

A Dra. Adriana Pardini Vicentini Moreira e Valdilene Kohara pelo apoio incondicional no momento mais importante do decorrer do mestrado.

As minhas queridas amigas biólogas Lidiane de Oliveira e Vivian Tafarello Gruppi, por me fazer amar a Biologia, pela amizade e apoio nos momentos difíceis.

Ao meu sempre companheiro Rodrigo por sempre direta ou indiretamente estar me apoiando e me acompanhando ao longo dessa jornada. Obrigada por tudo!

Aos meus amigos de laboratório Janina, Fabiana, Jailson pelas conversas, risadas, apoio nos momentos difíceis e a grande ajuda na parte prática. Não sei o que seria sem vocês!

A Coordenadora da pós-graduação profa. Sandra Mara Martins Franchetti por ser sempre atenciosa e me auxiliar na parte burocrática do mestrado.

A Carolina Gasch Moreira pela grande ajuda na parte prática e teórica do mestrado.

Aos meus amigos Kassandra e Adriano, apesar da distância sempre estiveram presentes e me apoiaram nas minhas viagens para Rio Claro.

Ao prof. Dr. José Carlos Marconato por conceder o estágio docência, pela compreensão e paciência durante as aulas. Muito Obrigada!

Ao Instituto de Botânica por conceder meu estágio na parte prática do mestrado.

A Capes pela bolsa concedida.

“Nada é por acaso... tudo está escrito”
(Autor desconhecido)

RESUMO

No Córrego do Sapateiro, no Parque Municipal do Ibirapuera, São Paulo, SP, foram coletadas amostras de água (50 mL) até 10 cm de profundidade, em local antes (local 1) e após (local 2) o tratamento da água por flotação, durante época chuvosa (janeiro, fevereiro e março) e época seca (junho, julho e agosto) em 2008. Concomitantemente, foram medidos a temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade, e pH da água com equipamento U₁₀ da Horiba. Os coliformes totais e fecais na água foram analisados com Aquatest®. De cada amostra de água, alíquotas de 1 mL foram espalhadas sobre meio de batata-dextrose-ágar, perfazendo 10 placas de Petri para cada local de coleta. Após a incubação durante 10 dias a 22°C, as colônias foram quantificadas. As mais representativas foram purificadas e identificadas utilizando-se literatura pertinente. Para conduzir testes de patogenicidade foram selecionadas culturas representativas da micota submetendo-as a testes de crescimento a 37°C, atividade proteásica e fosfolipásica. Os parâmetros abióticos da água não se apresentaram limitantes para a presença de geofungos e foram pouco influenciados pela flotação, exceto o oxigênio dissolvido, que no local 2 apresentou elevações significativas. Nos dois locais o número de coliformes totais e fecais foi predominantemente maior que 8 NMP/dL⁻¹ durante o período de estudo. A quantificação de colônias de fungos variou de 0 a 148 UFC/mL⁻¹. No total foram obtidos 30 táxons de fungos, distribuídos em 141 ocorrências. Vinte táxons foram registrados nos meses quentes e chuvosos e 21 nos demais. Vinte e quatro táxons em 76 ocorrências de fungos foram registrados para o local 1 e 20 táxons em 65 ocorrências no local 2. A micota foi composta por nove gêneros de fungos anamórficos, sendo eles *Penicillium* sp., *Aspergillus* sp., *Fusarium* sp., *Cylindrocladium* sp., *Pestalotiopsis* sp., *Trichoderma* sp., *Cladosporium* sp., *Geotrichum* sp. e *Paecilomyces* sp., além de dois representantes de Zygomycota, isto é, de *Mucor* sp., um basidiomiceto, um representante da família Stilbaceae e fungos não esporulantes. Os táxons mais frequentes foram *Trichoderma pseudokoningii* (116,66%), fungos não esporulantes (FNE) (110,66%), *Fusarium moniliforme* (100%), *Cladosporium cladosporioides* (Fresen.) G.A. de Vries (100%), *Fusarium oxysporum* (99,99%), *Penicillium rugulosum* (99,99%) e *Trichoderma virens* (99,99%). De acordo com os índices de similaridade de Sørensen as micotas dos dois locais de coleta diferiram consideravelmente, apesar da semelhança entre o número de táxons e de ocorrências. Das 85 culturas de fungos testadas, 21 espécimes (25%) apresentaram positividade patogênica. Das 48 culturas oriundas do local 1, 11 (23%) apresentaram potencialidade patogênica, enquanto das 37 culturas oriundas do local 2, 10 (27%) também. Das 50 culturas obtidas na época chuvosa e quente, 14 (28%) apresentaram positividade patogênica e das 35 culturas procedentes da outra época, sete (20%). A incidência de fungos que apresentam positividade patogênica é elevada quando comparada aos dados de literatura e possivelmente as variações climáticas locais podem exercer influência sobre o potencial patogênico dos fungos isolados da água do Córrego do Sapateiro.

Palavras-chave: águas urbanas, diversidade, flotação, geofungos, potencial patogênico.

ABSTRACT

In “Córrego do Sapateiro” in the “Parque Municipal do Ibirapuera”, São Paulo city, São Paulo State, Brazil, water samples (50 mL) at 10cm depth were collected in sites before (site 1) and also after (site 2) flotation water treatment, during months in the rainy hot season (January, February and March) and in the dry, cold season (June, July and August) of 2008. Besides, the temperature, dissolved oxygen, conductivity and pH of the water were measured with an U₁₀ Horiba equipment. Total and fecal coliforms were analyzed with Aquatest® kit. From each water sample, aliquots of 1mL were spreaded on potato-dextrose-agar media, totalizing 10 Petri dishes for each collection site. After incubation for 10 days at 22°C, the colonies were quantified. The most representative ones were purified to be identified using current literature. To perform the pathogenicity tests representative strains of the mycota were submitted to growth tests at 37°C, proteolytic and phospholypasic activities. Abiotic parameters of the water were not limitants for the presence of geofungi, and were little influenced by the flotation treatment, except for dissolved oxygen, that presented significant increases at site 2. At the two sites the number of total and fecal coliforms was predominantly higher than 8 NMP/dL⁻¹ during the studied period. The quantity of fungal colonies varied from zero to 148 UFC/mL⁻¹. A total of 30 fungal taxa was obtained, distributed in 141 occurrences. Twenty one taxa were registered in the rainy and hot months, and 21 in the remaining ones. Twenty four taxa, in 76 occurrences were registered for site 1 and 20 taxa in 65 occurrences for site 2. The mycota was composed by nine anamorphic genera, as *Penicillium* sp., *Aspergillus* sp., *Fusarium* sp., *Cylindrocladium* sp., *Pestalotiopsis* sp., *Trichoderma* sp., *Cladosporium* sp., *Geotrichum* sp. and *Paecilomyces* sp., besides two representants of Zygomycota - *Mucor* sp., one basidiomycete, one representant of the Stilbaceae family and non-sporulating fungi. The most frequent taxa were *Trichoderma pseudokoningii* (116,66%), non sporulating fungi (110,66%), *Fusarium moniliforme* (100%), *Cladosporium cladosporioides* (100%), *Fusarium oxysporum* (99,99%), *Penicillium rugulosum* (99,99%) and *Trichoderma virens* (99,99%). According to the similarity index of Sørensen, the mycota of the two collected sites were considerably different, despite of the resemblance between the number of taxa and occurrences. From the 85 tested fungi, 21 strains (25%) presented pathogenic activity. From the 48 strains isolated from site 1, 11 (23%), and from the 37 strains from site 2, 10 (27%) presented pathogenic activity. From the 50 strains obtained during the rainy and hot season, 14 (28%), and from the 35 strains obtained during the other season, seven cultures (20%) presented pathogenic positivity. The incidence of fungi that presented pathogenic positivity is high when compared with literature data. Probably local climatic variations may have influence on the pathogenic potential of the fungi isolated from “Córrego do Sapateiro” water.

Key-words: diversity, flotations, geofungi, pathogenic potential, urban waters.

LISTA DE TABELAS

	Página
<u>Tabela 1.</u> Valores individuais das variáveis abióticas determinadas de janeiro a agosto de 2008 nos locais 1 (antes do tratamento) e 2 (depois do tratamento) da Estação de Tratamento e Remoção de Efluentes da Sabesp, localizada no Parque Municipal do Ibirapuera	41
<u>Tabela 2.</u> Contagem de unidades formadoras de colônias por UFC mL ⁻¹ em BDA das amostras de água do local 1 (antes do tratamento) e 2 (após o tratamento) da Estação de Tratamento e Remoção de Efluentes da Sabesp, localizada no Parque do Ibirapuera em São Paulo, SP, de janeiro a agosto de 2008.	44
<u>Tabela 3.</u> Índice de similaridade de Sørensen aplicado entre coletas das amostras de água do local 1 (antes do tratamento) e do 2 (após o tratamento) na Estação de Tratamento e Remoção de Efluentes da Sabesp, localizada no Parque do Ibirapuera em São Paulo, SP, de janeiro a agosto de 2008.	50
<u>Tabela 4.</u> Número total de ocorrências dos táxons dos fungos isolados das amostras de água do local 1 (antes do tratamento) e do 2 (após o tratamento) na Estação de Tratamento e Remoção de Efluentes da Sabesp, localizada no Parque do Ibirapuera em São Paulo, SP, de janeiro a agosto de 2008.	51
<u>Tabela 5.</u> Frequência dos fungos isolados no local 1 (antes do tratamento) e 2 (após o tratamento) na Estação de Tratamento e Remoção de Efluentes da Sabesp, localizada no Parque do Ibirapuera em São Paulo de janeiro a agosto de 2008.	53
<u>Tabela 6.</u> Avaliação da atividade patogênica das culturas de fungos isolados das amostras de água do local 1 (antes do tratamento) e do local 2 (após o tratamento) de janeiro a agosto de 2008 na Estação de Tratamento e Remoção de Efluentes da Sabesp, localizada no Parque municipal do Ibirapuera em São Paulo.	56

SUMÁRIO

	Páginas
1. INTRODUÇÃO	12
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
2.1. Fungos em ambientes aquáticos	14
2.2. O Parque do Ibirapuera	18
2.3. Coliformes totais e fecais em águas doces	23
2.4. Atividade patogênica de fungos isolados em meio ambiente	25
3. OBJETIVOS	29
4. MATERIAL E MÉTODOS	30
4.1. Caracterização dos locais de estudos	30
4.2. Coletas de amostras	30
4.3. Determinação de variáveis abióticas	31
4.4. Estimativa de coliformes totais e fecais	31
4.5. Isolamento, quantificação das colônias dos geofungos	31
4.6. Identificação dos geofungos	32
4.7. Avaliação de fatores relacionados à virulência	32
4.7.1. Padronização do inóculo fúngico	32
4.7.2. Crescimento a 37°C	33
4.7.3. Atividade proteásica	33
4.7.4. Atividade fosfolipásica	34
4.8. Tratamento matemático dos resultados	35
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
5.1. Variáveis abióticas das águas do Córrego do Sapateiro	36

5.1.1. Temperatura	36
5.1.2. Potencial Hidrogeniônico (pH)	37
5.1.3. Condutividade	38
5.1.4. Oxigênio dissolvido (O.D.)	39
5.2. Quantificação de coliformes totais e fecais	41
5.3. Contagem de fungos filamentosos em meio de cultura	43
5.4. Identificação de fungos filamentosos em meio de cultura	45
5.5. Testes de patogenicidade para os geofungos	54
6. CONCLUSÃO	58
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	59
8. ANEXOS	72

1. INTRODUÇÃO

Os fungos constituem um grande grupo de organismos heterótrofos, eucariontes, aclorofilados, uni ou pluricelulares, microscópicos ou macroscópicos, sendo encontrados em praticamente todos os ambientes e nichos ecológicos, além de serem taxonomicamente tão complexos que os seus representantes se encontram nos reinos Fungi, Stramenopila e Protista (ALEXOPOULOS et al., 1996). O reino Stramenopila proposto por Patterson (1989) foi formalmente descrito por M. W. Dick como Straminipila (DICK 2001a; b).

A micota aquática tem uma função importante neste ambiente: a decomposição da matéria orgânica, celulose, lignina, quitina, proteína, queratina, ácido húmico e fúlvico, diferentes tipos de açúcar etc. Da matéria orgânica particulada total que é incorporada aos ambientes aquáticos, apenas uma pequena parte é prontamente utilizada pelos detritívoros, sendo necessária prévia colonização desta por microrganismos, principalmente pelos fungos, que iniciam transformações de grande quantidade de estoque de energia em formas mais prontamente aceitas pelos demais componentes da cadeia trófica (BÄRLOCHER; KENDRICK 1974; BÄRLOCHER 1992; CHENG et al., 1997).

Nos ambientes aquáticos podem ser encontrados os fungos zoospóricos e os fungos não zoospóricos. Os zoospóricos são organismos que possuem estruturas especializadas para a mobilidade, que são extremamente importantes para a sua dispersão. Os não-zoospóricos são desprovidos de estruturas locomotoras, porém apresentam modificações morfológicas e metabólicas que conferem adaptabilidade para a vida aquática (SCHOENLEIN-CRUSIUS; MALOSSO, 2007).

Taxonomicamente, a micota não-zoospórica no ambiente aquático é formada por representantes de Ascomycota, Basidiomycota, fungos anamórficos e, menos frequentemente, Zygomycota. Dentre estes grupos citados, encontram-se fungos agrupados artificialmente, em virtude de particularidades que apresentam no sistema aquático: os geofungos, que provêm do ambiente terrestre; os Hyphomycetes aquáticos, também denominados ingoldianos, que apresentam esporos hidrodinâmicos e as leveduras com elevada abundância e diversidade de espécies e de abundância (SCHOENLEIN-CRUSIUS et al., 2004).

Os fungos de origem terrestre, carregados para o ambiente aquático por meio de ventos, assoreamentos, substratos orgânicos alóctones, são denominados geofungos, os quais estabelecem, com determinada frequência, sítios de fixação em substratos orgânicos

submersos, ou utilizam a água como veículo de transporte para as suas unidades de dispersão (SCHOENLEIN-CRUSIUS et al., 2004).

Os geofungos têm grande importância como participantes na decomposição de substratos orgânicos submersos mesmo que lentamente e, na maioria das vezes, vegetativamente (PARK, 1972), mas esse processo ainda não está completamente elucidado, merecendo estudos mais aprofundados (SCHOENLEIN-CRUSIUS et al., 2004).

A Associação Americana de Saúde Pública (APHA) enfatiza que existe uma alta diversidade da microbiota na natureza, sendo reflexo da grande variedade de substratos. A distribuição sazonal dos fungos e das leveduras é influenciada por mudanças climáticas e pela introdução de substratos exógenos (QUINN, 1984; SLAVIKOVÁ et al., 1990).

Cooke (1976) verificou alteração na composição da micota nos ambientes aquáticos poluídos, havendo dominância de espécies de geofungos, principalmente pertencentes ao grupo dos fungos anamorfos. A presença maciça dos mesmos em águas poluídas é evidenciada em diversos trabalhos citados na revisão bibliográfica. Porém, as funções específicas dos fungos nestes ambientes ainda precisam ser melhor compreendidas.

O presente estudo visou conduzir o levantamento das espécies de geofungos nas águas de um parque representativo do município de São Paulo, contribuindo também para ampliação o conhecimento da distribuição geográfica destes fungos no Brasil. Há intenção de se verificar se algum dos fatores abióticos básicos como temperatura, pH, oxigênio e condutividade das águas poderiam apresentar-se limitantes para a presença dos geofungos em águas urbanas. Tendo em vista que o abastecimento hídrico do Parque do Ibirapuera está em processo de recuperação, pretende-se avaliar quais as conseqüências do tratamento das águas urbanas pelo sistema de flotação sobre a presença dos geofungos, incluindo a avaliação do potencial patogênico de algumas linhagens representativas. As informações obtidas deverão contribuir para melhorar a compreensão do papel dos geofungos nos sistemas lênticos e avaliar se os mesmos poderiam ser utilizados para caracterizar o estado de recuperação das águas nos sistemas urbanos.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Fungos em ambientes aquáticos

A revisão bibliográfica apresentará primordialmente a literatura sobre geofungos nos ambientes aquáticos, que constituem o assunto do presente estudo. Informações sobre outros grupos de fungos nas águas brasileiras podem ser encontradas nas revisões de Milanez et al., (2007) para fungos zoospóricos, Schoenlein-Crusius; Malosso (2007) para os Hyphomycetes aquáticos Hagler; Ahearn (1987), para as leveduras.

Os fungos são organismos muito versáteis no que diz respeito às variações ambientais, podendo alterar suas atividades metabólicas em resposta as modificações das condições físicas e químicas do ambiente (ALEXOPOULOS et al., 1996; DOMSCH et al., 1980).

O acréscimo de poluição orgânica no ambiente pode modificar a abundância de espécies fúngicas individuais, provocando, por exemplo, o retardamento da decomposição de folhas e outros substratos (BARLÖCHER, 1992). É necessário conhecer a diversidade da micota nativa antes da ocorrência do impacto para avaliar a extensão dos efeitos antrópicos, que podem ocasionar expressiva redução da quantidade de espécies, podendo-se prever com maior precisão quais as conseqüências para o ecossistema e quais as alternativas para recuperá-lo. Por esta razão os estudos conduzidos em áreas preservadas são importantes e fornecem informações relevantes sobre a diversidade da micota nativa.

Por exemplo, Pinto (1999) realizou levantamento da micota filamentosa do solo e da água em seis locais diferentes do Una do Prelado (Estação Ecológica Juréia-Itatins, SP). O gênero mais representativo no solo e na água foi *Penicillium* e dos 69 táxons isolados, 35 foram descritos pela primeira vez para a estação ecológica e 25 espécies foram adicionadas como ocorrentes também em ambientes aquáticos para o Brasil.

Analisando amostras de água e de solo das margens dos Açudes do Prata e do Meio em Recife, PE, Cavalcanti (2001) observou que existe uma micota bastante diversificada em ambos os substratos, sendo isolados os gêneros de fungos como *Acremonium*, *Cladosporium*, *Paecilomyces*, *Pestalotiopsis*, *Tritirachium*, *Trichoderma*, entre outros.

Os geofungos foram observados em diversos estudos ecológicos referentes ao folheto em decomposição submerso em riachos da Mata Atlântica de Paranapiacaba, citado por Moreira (2002) e na revisão de Schoenlein-Crusius et al., (2009) sobre os estudos micológicos realizados naquela área. Também os geofungos se fazem presentes de forma relevante em

lagos urbanos mesotróficos, no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, durante a decomposição das folhas submersas de *Tibouchina pulchra* Cogn. (MOREIRA, 2006).

Cooke; Kabler, 1955 e Faraco; Faraco (1976) verificaram que os fungos aquáticos verdadeiros se apresentam em um número relativamente elevado em águas não poluídas; os geofungos predominam em águas moderadamente poluídas e que em águas intensamente poluídas geralmente ocorrem elevados números de fungos procedentes do solo, principalmente leveduras. A procura de novos indicadores para caracterizar o estado de preservação das águas levou a se pensar na possibilidade das leveduras serem consideradas indicadoras de poluição, o que não ocorreu com os fungos filamentosos, predominantemente anamórficos (MARTINS et al., 1989).

Com esta abordagem encontram-se estudos realizados tanto nas águas marinhas e estuarinos, como nas continentais, e em ambientes preservados e/ou poluídos. Por exemplo, Faraco; Faraco (1976) estudaram em Florianópolis, SC a microbiota aquática, detectando a presença de fungos na orla marítima, rios, riachos, lagoas, canalização de drenagens e na rede de água onde foram encontrados muitos fungos patogênicos, também isolados do ar atmosférico.

Em regiões impactadas, o comprometimento da diversidade e a abundância dos fungos atribuída à poluição foi citado por Tan; Lim (1984) em Singapura, quando avaliaram a micota presente em águas com diferentes níveis de poluição, verificando menor presença de fungos no ponto mais poluído. Nas praias da região sul do estado de São Paulo, Paula et al., (1983) isolaram 500 colônias de leveduras, sendo distribuídas em 9 gêneros como *Candida*, *Rhodotorula*, *Cryptococcus*, *Torulopsis*, *Trichosporon*, *Debaryomyces*, *Hansenula*, *Pichia*, *Sporobolomyces*. Os resultados demonstraram a possibilidade de *Candida* sp. ser um novo indicador de poluição em águas de estuário.

Purchio et al., (1988) realizaram estudo de fungos filamentosos em ambiente marinho nas praias de São Vicente (ambiente não poluído) e nas praias de Bertioga (ambiente não poluído). Foram coletadas 181 amostras de água, sendo 100 amostras das praias de São Vicente e 81 amostras de água das praias de Bertioga, perfazendo um total de 18 gêneros de fungos em ambas as praias. Nas praias de São Vicente os fungos de maior frequência foram fungos não esporulantes (FNE), *Penicillium*, *Trichoderma*, *Aspergillus* e *Cladosporium* e nas praias de Bertioga os gêneros de maior predominância foram FNE, *Aspergillus*, *Penicillium*, *Cladosporium* e *Trichoderma*.

Na praia de Boa Viagem, Recife, PE, Pinto (1999), realizou estudo sobre fungos filamentosos na água e na areia, observando 93 espécies, distribuídas por 40 gêneros, onde

grande parte foi pertencente a fungos anarmórficos (86%), seguidos de Ascomycota (9%), sendo que alguns dos isolados encontrados são potencialmente patogênicos. Ainda no ambiente marinho, Sarquis (1993) estudou a micota presente na areia da praia de Ipanema, no Rio de Janeiro e observou 31 espécies de fungos potencialmente patogênicos pertencentes aos gêneros *Acremonium* sp., *Alternaria* sp., *Aspergillus* sp., *Aureobasidium* sp., *Beauveria* sp., *Cladosporium* sp., *Curvularia* sp., *Fusarium* sp., *Geotrichum* sp., *Paecilomyces* sp., *Penicillium* sp. e *Phialophora* sp..

Na Espanha, Ulfing et al., (1997) realizaram um estudo em sedimentos do Rio Tordera, avaliando a ocorrência de fungos queratinofílicos usando a técnica de iscagem com crina de cavalo. Foram isolados 169 fungos entre 13 espécies diferentes e os autores observaram que os fatores que se relacionaram com a microbiota do sedimento do rio foram a temperatura, pH, DBO, fosfato, amônia, nitratos, coliformes fecais entre outros.

Em um estudo realizado no Rio Atibaia em São Paulo, foi observado que o comprometimento da qualidade das águas aparentemente afetou a micota em quantidade e diversidade (ANGELIS et al., 2000 apud SILVA 2002). Resultado semelhante foi encontrado por Medeiros et al., (2002), quando analisou ecossistemas aquáticos pertencentes à Bacia do Rio Doce, MG, encontrando grandes concentrações microbianas associadas a elevados índices de poluição orgânica. Os microrganismos encontrados em alta densidade foram *Candida krusei* (Castell.) Berkhout, *Candida parapsilosis* (Ashford) Langeron & Talice e *Cryptococcus laurentii* (Kuff.) C.E. Skinner.

Ali-Shtayeh et al., (2002) realizaram um estudo em um rio e três piscinas localizadas em um distrito da Palestina, utilizando a técnica de iscagem e técnica de diluição para identificação de fungos queratinofílicos. Nas piscinas foram obtidos 22 fungos queratinofílicos (como *Chrysosporium keratinophilum* D. Frey ex J.W. Carmich., *Acremonium strictum* W. Gams e *Cladosporium cladosporioides* (Fresen.) G.A. de Vries) e no rio a coleta foi realizada de em três pontos com níveis de poluição diferentes com o isolamento de 42 fungos queratinofílicos, dentre os quais *Microsporum gypseum* (E. Bodin) Guiart & Grigoraki, *Trichophyton mentagrophytes* (C.P. Robin) Sabour., *Geotrichum candidum* Link, entre outros. Os autores concluíram que em locais de menor poluição é grande o número de fungos e nos sítios poluídos as populações de fungos diminuem.

Geralmente nos ambientes impactados detecta-se a situação de existir menor número de espécies, as quais, porém, ocorrem em grande quantidade dependendo, inclusive do grupo taxonômico analisado. Esta situação foi encontrada por Schoenlein-Crusius et al. (2006), no

estudo dos fungos presentes no solo, na água e no folheto em duas áreas de Mata Atlântica em Cubatão, SP.

O estado trófico das águas atua diretamente sobre a quantidade e diversidade das espécies de fungos possivelmente interferindo na atuação destes organismos na ciclagem de nutrientes e na cadeia trófica destes ambientes. Portanto, tanto a introdução de nutrientes através da eutrofização, como o tratamento das águas para fins de reintegração das mesmas ao ambiente devem influir drasticamente sobre a diversidade da micota nativa aquática.

Observando essa problemática, foi avaliada a situação da micota do solo, da água e do folheto submerso às margens da represa do Guarapiranga em São Paulo, cujas águas vinham sendo tratadas com algicidas há décadas. Além do estado trófico da água, o tipo de vegetação e a sazonalidade atuaram sobre a diversidade dos fungos, em sua maioria geofungos associados a folhas submersas em decomposição (WELLBAUM et al., 1999, 2007).

Ainda na cidade de São Paulo está sendo conduzido o levantamento dos Hyphomycetes aquáticos em seis parques municipais: Parque do Carmo, Parque Alfredo Volpi, Parque Cidade de Toronto, Parque Burle Marx, Parque da Aclimação e Parque do Ibirapuera (inserido no projeto IBt nº 01.42, processo SMA 20.392/05). Nos Parques Aclimação e Ibirapuera está sendo avaliada a influência da presença da estação de flotação sobre a diversidade dos Hyphomycetes aquáticos. No Parque Alfredo Volpi foi avaliada a velocidade de decomposição de folhas *Campomanesia phaea* (O. Berg) Landrum sobre a ocorrência de Hyphomycetes aquáticos e *Caesalpinia echinata* Lam. na riqueza de geofungos, e por fim no Parque Burle Max está sendo conduzido um estudo da diversidade de Hyphomycetes aquáticos associados ao folheto misto em decomposição.

2.2. O Parque do Ibirapuera

O Parque Municipal do Ibirapuera, localizado na Vila Mariana, região sul da capital, constitui uma das áreas verdes e de lazer de maior importância para a população paulistana. Inaugurado em 21 de agosto de 1954, durante as comemorações do IV Centenário da fundação da cidade de São Paulo, constitui um dos parques urbanos mais característicos e procurados pelos cidadãos da metrópole. Seu conjunto arquitetônico tem a assinatura de Oscar Niemeyer, Ulhôa Cavalcanti, Zenon Lotufo, Eduardo Knesse de Mello e Ícaro de Castro Mello e os jardins e lagos foram elaborados por Burle Marx e Augusto Teixeira Mendes (CENTRO DE PESQUISA DE HISTÓRIA NATURAL, 1988).

O parque ocupa uma área de 1.584.000 m². O projeto paisagístico resultou em uma flora diversificada, composta por algumas espécies nativas e também bosques formados por eucaliptos, plantados na década de 20 pelo funcionário da prefeitura Manuel Lopes de Oliveira, conhecido como Manequinho Lopes, para drenar o solo e eliminar o excesso de umidade. Em homenagem ao funcionário, o Viveiro Municipal de São Paulo tem o seu nome e é uma das instituições importantes que se localiza na área do parque (CENTRO DE PESQUISA DE HISTÓRIA NATURAL, 1988).

Os lagos são visitados por diversos animais, sendo que 112 espécies de aves foram catalogadas, incluindo aves migratórias, patos, gansos, marrecos e pavões. Entre elas estão o biguá, a coruja orelhuda, o tuim, o beija-flor de garganta roxa, a risadinha entre outras e durante o inverno, aves migratórias como irerês, garças-brancas-grandes, socós-dorminhocos e martim-pescadores (CENTRO DE PESQUISA DE HISTÓRIA NATURAL, 1988).

Há cinco espécies de peixes nos lagos: curimbatá (*Prochilodus scrofa*, Steindachner, 1881), surbim (*Pseudoplatystoma fasciatum*, Linnaeus, 1766), acará (*Geophagus brasiliensis*, Quoy & Gaimard, 1824), carpa (*Cyprinus carpio*, Linnaeus, 1758), e tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*, Linnaeus, 1758), estas duas exóticas e muito disseminadas nos corpos d'água do país. Entre os anfíbios e répteis, há registros de sapo (*Bufo ictricus*, Spix, 1824) cágados (*Hydromedusa tectifera*, Cope, 1870) e tartarugas (*Trachemys dorbigni*, Duméril e Bibron, 1835), largatixa (*Hemidactylus mabouia*, Moreau de Jonnés, 1818), cobra-de-duas-cabeças (*Amphisbaena alba*, Linnaeus, 1758) e várias cobras, de modo geral, não venenosas com a cobra d'água (*Helicops modestus*, Boulenger 1893), papa-ovo (*Sibynomorphus mikanii*, Schlegel, 1837) e corre-campo (*Tomodon dorsatus*, Bibron & Duméril, 1854) (CENTRO DE PESQUISA DE HISTÓRIA NATURAL, 1988).

Originalmente, os lagos do Parque do Ibirapuera eram alimentados por vários córregos que convergiam para a Várzea do Ibirapuera: o Matadouro; o Sapateiro; o Caguaçu; o Boa Vista e o Manuel da Nóbrega. Devido ao aumento progressivo das vazões de cheia e das inundações mais freqüentes, decorrentes da regularização e da impermeabilização dos terrenos, com exceção do Sapateiro, os córregos que desaguavam nos lagos do Parque do Ibirapuera foram canalizados e desviados para galerias a jusante dos lagos, extravasando para o sistema lacustre apenas os excedentes de vazão por ocasião de grandes precipitações pluviométricas. Atualmente, o conjunto de lagos é alimentado apenas pelo Córrego do Sapateiro e por pequenas surgências e nascentes (OLIVEIRA et al., 2001).

A microbacia do Córrego do Sapateiro faz parte da parcela leste da sub-bacia do Canal Pinheiros, onde se verifica a área de urbanização mais consolidada da Região Metropolitana de São Paulo. A deterioração das águas dos lagos, observada através do comprometimento crescente do aspecto estético dos corpos hídricos e dos odores fétidos sentidos no entorno, é um reflexo concreto da poluição carregada pelo Córrego do Sapateiro, principal fonte de alimentação dos lagos (OLIVEIRA et al., 2001).

Atualmente, o Parque do Ibirapuera é dotado de um conjunto de três lagos, formados pelo curso d'água dos Córregos do Caguaçu e do Sapateiro, totalizando um espelho d'água de 136.000 m² que estruturam a paisagem local, desempenhando um importante papel para ambientação e equilíbrio ecológico (OLIVEIRA et al., 2001).

A maior parcela da carga poluidora recebida pelos lagos provém da bacia do córrego do Sapateiro, pois não existem outros lançamentos permanentes de esgoto no interior do parque. A partir de 2000 a Sabesp implantou a Estação de Tratamento e Remoção de Efluentes (ETRF) no leito do Córrego do Sapateiro, a montante do lago um. Esta estação trata a água do próprio córrego, removendo parte da poluição, até o limite de vazão de 150 L/s, facilmente ultrapassado nas chuvas intensas. Este tratamento consiste, resumidamente, na aplicação de produtos químicos que promovem a floculação (aglutinação em flocos) das partículas presentes na água, na suspensão desses flocos através da insuflação de ar e na sua remoção da superfície da água.

Além de esgotos não tratados existem as cargas provenientes da poluição difusa. A chuva traz da atmosfera e da superfície do solo para os corpos d'água parte da poluição difusa que intercepta em seus percursos. Esta carga provém, portanto da poluição do ar e do solo e de todo tipo de material disperso pela superfície do parque, que pode ser carregado pela água (lixo, poeira, óleo, solo erodido, etc.) (PREFEITURA DO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO, 2005).

O processo utilizado no parque denominado flotação caracteriza-se pela ascensão das partículas suspensas e pela aderência de microbolhas de ar às mesmas, tornando-as de menor massa específica que o meio que elas se encontram. A ocorrência deste processo propicia a clarificação do meio líquido, ou seja, operação de separação das fases sólida e líquida (BERNARDO et al., 2002).



Figura 1: Fluxograma do sistema de flotação do Parque do Ibirapuera em São Paulo. Fonte: Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo

A EFRF foi implantada no trecho inicial do córrego do Sapateiro, atende às exigências determinadas pelo IPHAN (Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional), CONDEPHAAT (Conselho de Defesa do Patrimônio Histórico, Arqueológico, Artístico e Turístico) e COMPRESA (Conselho Municipal de Preservação do Patrimônio Histórico, Cultural e Ambiental da Cidade de São Paulo), no que diz respeito ao patrimônio paisagístico e arquitetônico no Parque do Ibirapuera. Sua unidade de tratamento foi implantada em um trecho de aproximadamente 92 metros do Córrego do Sapateiro, e é composta pelos elementos característicos que compõem as estações baseadas na aplicação do processo de flotação por ar dissolvido em cursos d'água que são descritas a seguir (OLIVEIRA et al., 2001):

- **Caixa de Areia:** localizada na entrada do Córrego do Sapateiro no perímetro do Parque, antes do início do processo de tratamento, tem a função de reter os sedimentos

grosseiros carregados pelo Córrego do Sapateiro, evitando assim que interfiram no processo de tratamento.

- **Sistema de Gradeamento para Retenção de Lixo:** no início do tratamento, após a caixa de areia observa-se um sistema de gradeamento composto por duas grades para reter resíduos sólidos grandes carregados pelo córrego. As grades que compõem o sistema possuem funcionamento automatizado, o material retido é lançado em uma calha e, posteriormente, em uma caçamba de lixo, removida periodicamente do local por um caminhão.
- **Comporta um (Injeção de Coagulante):** a uma distância de aproximadamente 4,5 metros do último conjunto de grades de retenção de lixo encontra-se a primeira comporta, marcando o início do processo de tratamento físico-químico das águas do Córrego do Sapateiro. A essa comporta estão ligadas tubulações que injetam substâncias coagulantes (cloreto férrico) no canal de tratamento, possibilitando o fenômeno de coágulo/floculação dos sólidos suspensos na coluna d'água. A partir desse ponto as partículas poluentes começam a formar flocos e inicia-se o processo de tratamento.
- **Injeção de Auxiliares de Coagulação (Polímeros):** Aproximadamente 14 metros após a injeção do coagulante, são injetados no canal substâncias auxiliares de coagulação (polímeros), através de uma tubulação transversal instalada no fundo, que possibilitam maior eficiência ao processo de coágulo/floculação;
- **Injeção de mistura água/ar micropulverizada:** após uma extensão de aproximadamente 32 metros da Comporta um, é feita a injeção de mistura de água e ar micropulverizada que provoca a formação de microbolhas que se aglutinam nos flocos de poluentes formados por coagulação. O processo de flotação, provocado pela injeção da mistura de água e ar micropulverizada no canal de tratamento, propiciará a suspensão do material poluente para a superfície na forma de lodo, viabilizando a remoção através de equipamentos específicos.

- **Rodas de Dragagem:** os dois conjuntos de dragas de palhetas ou rodas de dragagem com pás rotativas foram instalados em pontos estratégicos do canal onde será captado o lodo flutuante na superfície da água.
- **Bomba de Recalque de Lodo:** o lodo captado pelos dois conjuntos de dragas de palheta é captado por uma bomba e recalcado para a rede coletora local para posteriormente ser enviado para a Estação de Tratamento de Esgoto.
- **Comporta dois:** o final do tratamento é definido pela segunda comporta instalada na extremidade final do canal, por onde escoam a água tratada e isenta de poluentes para ser lançada nos lagos do Parque do Ibirapuera
- **Equipamentos, Armazenamento e Dosagem de Produtos Químicos:** os equipamentos externos ao canal de tratamento e instalações para armazenamento e dosagem de produtos químicos da EFRF do Parque do Ibirapuera foram distribuídos em duas edificações construídas na margem do canal: Módulo de Equipamentos e Casa de Bombas (OLIVEIRA et al., 2001).

No período de setembro de 2004 a agosto de 2005, o Departamento de Controle de Qualidade Ambiental apresentou um relatório de Resultados Laboratoriais dos Parâmetros de Qualidade das Águas do Lago do Parque Ibirapuera no qual são efetuadas considerações sobre diversas características das águas que as classificaram de acordo com o grau de poluição (PREFEITURA DO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO, 2005). Recentemente, a Secretaria do Verde e do Meio Ambiente revitaliza os lagos do Parque Ibirapuera e despolui o Córrego do Sapateiro, identificando as fontes de poluição das águas. Durante o programa “Lago limpo” mais de 13.000 endereços foram visitados pelos técnicos da Fundação Agência da Bacia do Alto Tietê, verificando irregularidades nas instalações hidráulicas de esgoto e águas pluviais. Medidas como o desenvolvimento de projetos de saneamento, monitoramento, educação ambiental e controle da qualidade das águas contribuem para eliminar as irregularidades e melhorar as condições das águas do parque. Entre as medidas também consta o desenvolvimento, em conjunto com instituições de pesquisa e entidades ambientalistas, de estudos visando estabelecer um padrão de qualidade da água para lagos urbanos de acordo

com os usos a que estiverem submetidos justificando a realização do presente estudo no referido parque.

2.3. Coliformes totais e fecais em águas doces

As bactérias do grupo coliformes são formadas pelos gêneros: *Klebsiella*, *Escherichia*, *Enterobacter* e *Citrobacter*. Estes gêneros caracterizam-se como Gram-negativos, não formadores de esporos, anaeróbios facultativos, fermentadores de lactose com produção de ácido e gás dentro de 24 a 48 horas de incubação, à temperatura de $36^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ e não são indicadores de poluição fecal (ASHBOLT et al. 2001). Os coliformes considerados termotolerantes produzem ácido e gás pela fermentação da lactose a uma temperatura de $44.5 \pm 0.2^{\circ}\text{C}$ por $24 \pm 2\text{h}$, e são conhecidos como coliformes fecais, tendo como representante a bactéria *Escherichia coli*. É o grupo mais apropriado para a indicação de poluição fecal por animais de sangue quente (ASHBOLT et al., 2001).

Experimentalmente tem se estabelecido a significância da quantidade do grupo coliforme como um critério do grau de poluição, e dessa forma da qualidade de água. A significância dos testes e interpretação dos resultados são bem padronizados e têm sido utilizadas como base para métodos de qualidade em águas (APHA, 1998). Os números de coliformes totais e fecais são utilizados para estimar níveis de poluição fecal, porém não dão indicações de fontes específicas de poluição microbiana, como por seres humanos, animais selvagens, domésticos e aves migratórias (APHA, 1998). Dessa forma, esses indicadores são recomendados pela legislação vigente em nosso país e internacionalmente pela Organização Mundial de Saúde, (CONAMA, 2005).

Embora, historicamente, o foco das atenções tenha sido os indicadores citados acima, atualmente pesquisas mostram candidatos em potencial como o gênero *Clostridium*, *Bacterioides*, *Bifidobacterium*, e os bacteriófagos como modelo de indicadores virais, que se apresentam como alternativa de indicadores e patógenos de interesse nos métodos para identificação e enumeração (KATOR; RODES, 2003).

Dentre as técnicas mais utilizadas, a técnica dos tubos múltiplos – Número Mais Provável (NMP) é a mais utilizada para estimar o número de bactérias viáveis em águas, solos, sedimentos, entre outros substratos. Como técnica quantitativa é extremamente versátil e comumente aplicada para a estimativa de coliformes totais e fecais em águas (KATOR; RODES, 2003).

Demonstrando então a importância da quantificação dos coliformes totais e fecais nos corpos d'água, Martins et al., 1989, utilizaram coliformes totais, coliformes fecais, *Streptococcus* fecais e fungos como indicadores biológicos para o estudo de autodepuração do Córrego do Agrião em São Paulo, mostrando que a relação Coliformes fecais/*Streptococcus* fecais possibilitou a caracterização da origem dos despejos.

Na mesma linha de pesquisa, Ceballos et al., 1995, avaliaram a distribuição de coliformes fecais, colifágos, fungos e leveduras em 3 lagos e 2 rios numa região semi-árida do Nordeste, no estado da Paraíba, no qual foi evidenciado que o aumento da contaminação fecal, implicava em um aumento de leveduras nas amostras analisadas.

Para avaliação da eficiência de interceptores de esgotos sobre a qualidade da água do Córrego Jaboticabal e Cerradinho, foram realizadas análises de fatores como temperatura, pH, oxigênio dissolvido, demanda química de oxigênio (DQO), nitrito, nitrato, N_{total} , P_{total} , demanda bioquímica de oxigênio (DBO), coliformes totais e coliformes termotolerantes, nas quais foi apontado que a prática de saneamento isolado não solucionou o problema de poluição nos córregos (BORGES et al., 2002).

Borges; Bertolin (2003) avaliaram a qualidade microbiológica da água do Córrego São João, no estado de Tocantins. Foram realizadas as técnicas dos tubos múltiplos e de membrana filtrante para verificação de coliformes totais e termotolerantes, demonstrando que as águas do córrego são impróprias para o consumo humano e para irrigação.

Na cidade de Rio Claro, SP, Gertel et al., 2003, analisaram a qualidade da água dos Córregos São Joaquim e Ribeirão Claro, em que foram avaliadas as variáveis físico-químicas, químicas, físicas e coliformes totais e termotolerantes. A presença de esgoto doméstico *in natura* foi observada e os trechos dos córregos estudados foram classificados como classe 4 de acordo com a Resolução CONAMA 20/86.

De mesmo âmbito, Almeida et al., 2004, observaram a qualidade microbiológica das águas do Córrego dos Ribeirão dos Porcos, no município de Espírito Santo do Pinhal, em SP, através de análises de coliformes totais, fecais, *Enterococcus* fecais, pH e oxigênio dissolvido, apontando que os locais com maior índice de poluição com coliformes fecais, foram nos locais onde o córrego recebe descarte de efluentes domésticos e industriais.

Na cidade de São Paulo, no Parque da Água Branca, Vieira et al., 2006, realizaram análises físicas, químicas (como cor, turbidez, DBO, oxigênio dissolvido, dureza, cloreto, ferro, entre outras) coliformes totais e termotolerantes da água nas nascentes e lagos do parque. Os índices de coliformes totais e termotolerantes se encontraram dentro dos limites

estabelecidos, demonstrando conjuntamente com os outros parâmetros avaliados que as águas do Parque têm uma boa qualidade para fins ecológicos e paisagísticos.

Souza; Nunes (2008) avaliaram os aspectos físicos-químicos e bacteriológicos da água do Córrego Figueira, no município de Tangará da Serra em Mato Grosso, onde foram avaliados os parâmetros pH, profundidade, transparência da água, oxigênio dissolvido, turbidez, coliformes totais e termotolerantes. De acordo com o período dos estudos houve grandes concentrações do grupo coliformes termotolerantes devido às alterações ambientais, como aumento da precipitação pluviométrica, excedendo o permitido como padrão de qualidade da água segundo o CONAMA 357/2005.

No município de Mogi Guaçu, SP, foi estudada a influência do Córrego dos Macacos na qualidade da água do Rio Mogi Guaçu, onde foram avaliados os sólidos dissolvidos, oxigênio dissolvido, DBO, DQO, sulfeto, amônia, nitrato, fósforo, ferro e coliformes totais, demonstrando que a qualidade de água do rio Mogi Guaçu é alterada após a confluência com o Córrego dos Macacos (MADRUGA et al., 2008).

2.4. Atividade patogênica de fungos isolados em meio ambiente

As infecções fúngicas podem ser admitidas como um pequeno desvio no ciclo natural de alguns fungos que, necessitam na maioria das vezes de determinantes que possibilitem seu desenvolvimento no hospedeiro. A oportunidade do microrganismo transpor as defesas do indivíduo infectado são os fatores de virulência (ROSA e SILVA, 2006). Assim, a habilidade de determinados fungos crescerem a 37°C e produzirem enzimas como proteases, lipases, fosfolipases e ureases pode estar associada à patogenicidade do fungo, que utiliza essas enzimas para invasão e propagação no hospedeiro (ECHETEBU; ONONGBU, 1992; HANEL et al., 1995; KOZEL, 1995; MACDONALD; ODDS, 1993; VIDOTTO et al., 1998). Os microrganismos patogênicos devem estar aptos a sobreviver na temperatura fisiológica do hospedeiro para que aconteça a proliferação e manutenção da infecção, sendo o desenvolvimento a 37°C uma característica fundamental dos fungos patogênicos humanos (McCUSKER et al., 1994).

As enzimas proteolíticas fazem parte do sistema metabólico de uma grande variedade de organismos vivos, podendo ser isoladas de animais, vegetais ou de microrganismos e podem ser classificadas como proteinases e peptidases (NUNES, 1998). Grande parte das proteases pode ser detectada qualitativamente *in vitro* utilizando-se como substratos meios sólidos contendo caseína, gelatina, soro de albumina bovina e outras proteínas, sendo que essa

atividade proteolítica pode ser observada pela formação de halos de hidrólise em torno das colônias do microrganismo em questão (McDONALD, 1984).

As fosfolipases são enzimas hidrolíticas que degradam fosfolipídeos e estão presentes em partes de estruturas da membrana celular de plantas, animais e células de microrganismos (PRICE; CAWSON, 1977). Os microrganismos como fungos e bactérias produzem fosfolipases extracelulares que estão implicadas na patogenicidade destes por causar danos a membranas que contenham a presença de fosfolipídeos (CHEN et al., 1997; LACAZ et al., 1991).

O uso do meio sólido permite um rápido “screening” para grandes populações de fungos, mostrando a presença ou ausência de enzimas específicas. Esses meios de cultura podem ser utilizados para estudos ecológicos em que as capacidades enzimáticas dos fungos podem ser comparadas com a de outros microrganismos (HANKIN; ANAGNOTAKIS, 1975).

A produção de enzimas pode ser compreendida como a síntese e atividade da enzima pelo fungo no meio de produção, portanto, alguns fungos podem produzir um grande número de enzimas, enquanto outros produzem poucas enzimas nas mesmas condições de teste (HANKIN; ANAGNOTAKIS, 1975).

São escassos os trabalhos relacionados à atividade patogênica de fungos isolados em meio ambiente, sendo que as pesquisas realizadas enfocam principalmente fungos isolados na área clínica e com potenciais biotecnológicos.

Dessa forma, Silva et al., (1999) testaram 19 cepas isoladas de aveia processada para os testes de fatores de patogenicidade como crescimento a 37°C, atividade fosfolipásica e ureásica. As cepas que apresentaram positividade nos três testes foram: *Aspergillus niveus* Blochwitz, *Oidiodendron griseum* Robak e *Sporothrix cyanescens* de Hoog & G.A de Vries. Os autores apontam que os fungos em alimentos processados podem causar micoses, porém o princípio da doença irá depender do sistema imune do indivíduo, pois muitos desses fungos são observados como oportunistas.

Loureiro (2002) caracterizou quanto aos fatores de patogenicidade leveduras isoladas da água e solo no período do verão e inverno das praias de Casa Caiada e Bairro Novo em Olinda, PE. Foi analisado o crescimento a 37°C, atividade proteásica e fosfolipásica dos isolados. Das 58 amostras analisadas, 44 cresceram a 37°C, 7 amostras apresentaram positividade na atividade fosfolipásica e 3 na atividade proteásica, demonstrando que as leveduras isoladas em ambiente marinho não tiveram resultados satisfatórios.

Alves et al., 2002 fizeram um screening para a produção de amilase, lipase, poligalacturonase e protease de 11 táxons de *Mucor* isolados de estrume de animais herbívoros, provenientes de dois locais de Recife, PE, sendo que 82% dos isolados apresentaram positividade para a atividade proteásica.

Coutinho (2006) observou os fatores de virulência e resistência a antifúngicos de 133 isolados clínicos e ambientais de *Cryptococcus neoformans*, demonstrando que os isolados ambientais obtiveram atividade fosfolipásica fortemente positiva e não apresentaram nenhuma atividade proteásica. Possivelmente os mecanismos múltiplos, levam à expressão de diferentes fatores, como a atividade fosfolipásica, podendo assim esses fatores contribuir para patogenicidade e persistência da levedura no organismo hospedeiro.

Silveira et al., (2006) caracterizaram fisiologicamente utilizando testes, como crescimento a 37°C, atividade proteásica e fosfolipásica de culturas não monocelulares e celulares das espécies *Malassezia furfur* (C.P. Robin) Baill., *M. restricta* E. Guého, J. Guillot & Midgley e *M. sympodialis* R.B. Simmons & E. Guého. Os autores indicaram que algumas das amostras de *Malassezia* expressaram atividade proteásica e ou fosfolipásica e crescimento a 37°C, sendo que a análise dos resultados obtidos com as amostras originais e culturas monocelulares de uma mesma amostra demonstram que há variações fisiológicas e, portanto em coleções de culturas devem ser depositadas culturas originais e monocelulares da espécie.

A caracterização enzimática pode se mostrar de grande importância na avaliação de isolados ambientais, pois podemos elucidar os mecanismos de invasão ao hospedeiro nas infecções fúngicas por fungos ambientais. É cada vez mais freqüente a descrição de espécies fúngicas isoladas do ambiente como agentes causadores de micoses, destacando um aumento na prevalência das infecções por *Fusarium* sp. nos últimos anos (TORRES-RODRIGUEZ, 1996; LUQUE et al., 1995).

Estudos *in vitro* demonstraram que as cepas de *Fusarium* sp. de origem clínica são resistentes à maioria dos antifúngicos conhecidos. O que torna um grande problema no tratamento das infecções fúngicas.

Chade et al., 2003 apresentaram um caso de micose subcutânea com evolução de um ano localizada na perna direita de um paciente, causada por *Fusarium solani*. O quadro foi causado por uma inoculação traumática com um ramo de erva mate.

Gugnani (2000) conclui que muitos fungos queratinofílicos não dermatofíticos que possuem o potencial de causar doenças de pele em seres humanos e animais estão sendo descobertos. As infecções de unha e pele devido a certos fungos não dermatofíticos oferecem

resistência ao tratamento antifúngico, portanto se faz necessária a investigação de enzimas proteolíticas destes fungos.

O conhecimento acerca dos diversos comportamentos de um organismo frente às variações ambientais resulta na identificação de vias e atividades metabólicas, fisiológicas, bioquímicas e genéticas, as quais definem as habilidades e potenciais dos mesmos (VASCONCELOS et al., 2003). Uma das potencialidades que tem norteado o estudo dos fungos nas águas é a capacidade de causarem doenças, especialmente no homem. Por essa razão há grande importância de se conhecer as potencialidades patogênicas dos fungos e a sua ligação com o meio ambiente, mostrando que um ambiente impactado pode modificar as características fisiológicas dos fungos, fazendo com que eles se tornem causadores de doenças no homem.

3. OBJETIVOS

- Realizar o levantamento taxonômico de geofungos nas águas do Córrego do Sapateiro, localizado no Parque Ibirapuera, na cidade de São Paulo, SP.
- Ampliar o conhecimento da distribuição geográfica dos geofungos no Estado de São Paulo e no Brasil.
- Verificar a possível relação entre as condições abióticas das águas do Córrego do Sapateiro e a presença de geofungos.
- Avaliar quais os efeitos do tratamento das águas do Córrego do Sapateiro pelo sistema de flotação sobre a estrutura e comunidade de geofungos e presença de coliformes totais e fecais nas águas.
- Avaliar as características de patogenicidade dos fungos, como crescimento a 37°C, atividade proteásica e fosfolipásica isolados das águas do Córrego do Sapateiro.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Caracterização dos locais de estudo

O levantamento dos geofungos foi realizado no Parque do Ibirapuera, localizado no bairro da Vila Mariana na cidade de São Paulo, no interior da unidade de flotação mantida pela Sabesp (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo). Para a coleta de amostras de água foi escolhido um local no Córrego do Sapateiro localizado antes da unidade de flotação e um local após o tratamento (Figura 2). A localização geográfica dos locais de coleta foi estabelecida com aparelho GPS Garmin. O local 1, antes da estação de flotação localiza-se a S23° 35'.405" e N046° 39'.198" e o local 2, após o tratamento localiza-se a S23° 35'.325" e W046° 39'.485".

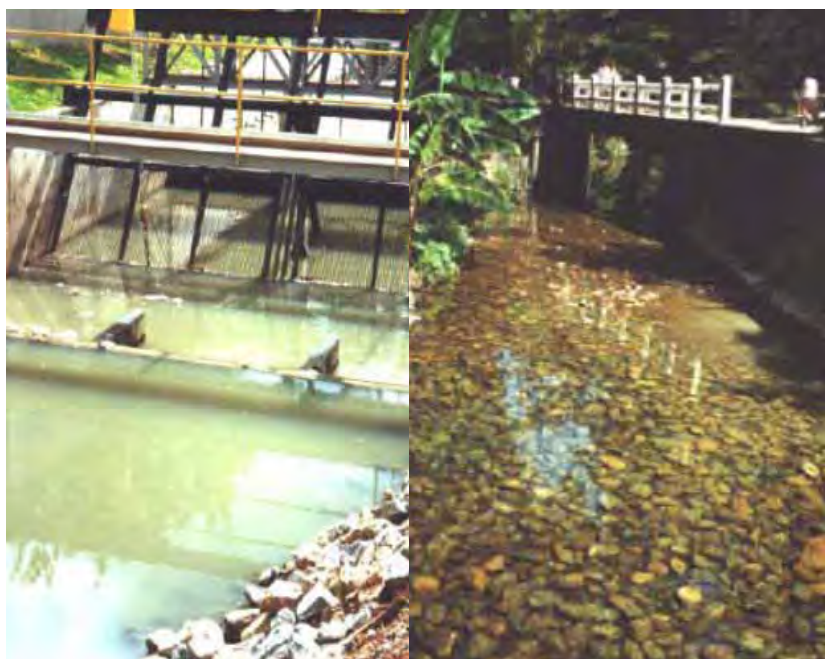


Figura 2. Local 1 (à esquerda) antes da unidade de tratamento da estação de flotação e local 2 (à direita) depois da unidade de tratamento da estação de flotação. Fonte: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo

4.2. Coletas de amostras

Em cada local de coleta foram coletadas duas amostras de água (50 mL) a aproximadamente 10 cm de profundidade a partir da superfície e a uma distância de 10 cm da margem, em três meses na época chuvosa (janeiro/fevereiro/março) e três meses na época seca (junho/julho/agosto) no ano de 2008. Foram utilizados coletores de plástico para a coleta das

amostras de água, que foram transportadas rapidamente para o laboratório e processadas no mesmo dia.

4.3. Determinação de variáveis abióticas

Concomitantemente às coletas das amostras de água, foram determinados a 20 cm de profundidade, nos locais de coleta a temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade e pH, com o auxílio de equipamento U₁₀ da Horiba.

4.4. Estimativa de coliformes totais e fecais

As amostras de água coletadas para esta finalidade foram submetidas ao teste para coliformes totais e fecais da Aquatest®. Nas amostras coletadas em junho de 2008, a diluição realizada foi de 1:1. Em junho de 2008 foram realizadas as diluições de 1:100.000 e 1:500.000, seguindo as recomendações do fabricante do teste, no caso específico para águas altamente poluídas. A partir de agosto de 2008 foram utilizadas as diluições 1:1 e 1:1000 que permitiram as melhores leituras. Para a prova presuntiva foram utilizados cinco tubos de Aquatest 1 acrescentados de 20 mL da amostra e incubados em estufa a 37°C por até 48 horas. Após esse período e constatada a positividade para coliformes totais nos tubos, foi feita a prova confirmatória com tubos de Aquatest 2, que foram incubados por 24 horas a 45°C para avaliar a presença de coliformes fecais, seguindo as normas técnicas da APHA (1998).

4.5. Isolamento, quantificação das colônias dos geofungos

De cada amostra de água coletada para esta finalidade foi retirada alíquota de 1mL, que foi espalhada com auxílio de uma espátula de Drigalsky, sobre a superfície de meio de batata-dextrose-ágar (BDA), contido em placas de Petri. O plaqueamento direto das alíquotas é uma adaptação análoga à técnica tradicional de placa de solo de Warcup (1950). Foram preparadas 10 placas-de-Petri contendo água do Córrego do Sapateiro antes da flotação (local 1) e 10 contendo a água coletada após o tratamento (local 2). Após a incubação das placas durante 10 dias a 22°C, as colônias foram quantificadas por contagem manual. As colônias mais

representativas foram transferidas para novos meios de cultura (BDA) para serem purificadas e posteriormente identificadas.

4.6. Identificação dos geofungos

A identificação dos geofungos foi conduzida com base nas características morfológicas das culturas. Além do registro das características macroscópicas das culturas, tais como coloração, textura, taxa de crescimento foram preparadas lâminas que foram observadas sob microscópio de luz à procura de características de valor taxonômico que permitissem a consulta às chaves de identificação gerais e específicas (BARRON, 1968; BARNETT; HUNTER, 1998; BOOTH, 1977; DOMSCH et al. 1993; ELLIS, 1971; LESLIE; SUMMERELL, 2006; PITT, 2000).

Os fungos isolados das amostras de águas da Estação de Tratamento de Flotação do Parque do Ibirapuera foram mantidos em frascos de penicilina contendo meio BDA para completar posteriormente a identificação em nível específico e para serem incorporadas na Coleção de Culturas do Instituto de Botânica (CCIBt).

4.7. Avaliação de fatores relacionados à virulência

4.7.1. Padronização do inóculo fúngico

Após a identificação dos geofungos, estes foram novamente transferidos para BDA e colocados em câmara climática a 24°C durante sete a 10 dias para promover o crescimento dos fungos a fim de estabelecer a padronização dos inóculos, que foram obtidos cortando-se discos com 10 mm de diâmetro das colônias.

O isolamento dos fungos das águas do Córrego do Sapateiro gerou um total de 141 culturas preservadas pelo método de Castellani, que consistiu em colocar blocos de ágar colonizados pelos fungos em frascos para penicilina, contendo 10 mL de água destilada esterilizada. Deste montante foram selecionados 85 culturas, sendo 48 do local 1 e 37 do local 2. O critério para selecionar as culturas foi a representatividade das mesmas na micota observada ao longo do estudo. Dessa forma foram testadas culturas de todos os táxons, com exceção do basidiomiceto, do representante de Stilbaceae e dos FNE, procedentes de todas as coletas e dos dois locais amostrados mensalmente.

Os testes descritos a seguir foram conduzidos utilizando-se os inóculos sempre em triplicata.

4.7.2. Crescimento a 37°C

Para cada espécie selecionada foram preparadas placas de Petri contendo BDA, nas quais foram colocados os inóculos em triplicata. As placas foram incubadas a 37°C por sete dias para verificar e medir o diâmetro das colônias, com o auxílio de uma régua milimetrada.

4.7.3. Atividade proteásica (meio de caseína, LACAZ et al. 1991)

Inicialmente foi preparado meio de cultura a base de 10 g de leite desnatado e dissolvidos em 100 mL de água destilada (Meio 1), e meio ágar-água composto por 2 g de ágar bacteriológico, dissolvidos em 100 mL de água destilada (Meio 2).

Os dois meios acima foram esterilizados em autoclave a 121°C por 15 minutos. Após a esterilização, os dois meios foram resfriados a 45°C e então misturados e vertidos em alíquotas de 15-20 mL em placas de Petri.

Discos padronizados, da forma descrita no item 4.7.1, de cada espécie fúngica a ser testada foram inoculados sobre a superfície do meio de caseína e incubados em triplicata a 24°C durante 15 dias, para observação da formação de halo de crescimento

Para distinguir a hidrólise da caseína e a produção de metabólitos ácidos e alcalinos pelos fungos inoculados, aplicou-se sobre o meio na placa de Petri durante 10 minutos, uma solução acidificada de cloreto de mercúrio composta por 12 g de cloreto de mercúrio e 16 mL de ácido clorídrico concentrado, dissolvidos em 80 mL de água destilada (FRAIZER, 1926). Após a retirada da solução a observação de duas situações era esperada: a diminuição da área de clareamento do halo de crescimento indicaria que a caseína presente no meio havia sido digerida, enquanto que a intensificação da transparência do halo indicaria a ocorrência de proteólise verdadeira.

4.7.4. Atividade fosfolipásica

Inicialmente foi preparado o meio de Price et al., (1982), modificado pela substituição da lecitina de ovo por duas gemas de ovo *in natura* citado por Loureiro (2002) e Silveira et al., (2006).

Composição do meio:

Dextrose	40 g
Peptona de carne	10 g
Gema de ovo	20 g (Duas gemas)
Cloreto de sódio (NaCl)	1 M
Cloreto de cálcio (CaCl ₂)	0,005 M
Água destilada	1000 mL

(pH ajustado com hidróxido de sódio para 7,2)

Os componentes do meio de Price et al., (1982), com exceção da gema foram misturados e ajustados quanto ao pH e autoclavados por 15 minutos a 121°C. Os ovos de galinha foram mergulhados em solução de hipoclorito de sódio 1:2 (água destilada), permanecendo imersos por um período de três a quatro horas; para então serem lavados em água destilada. Em seguida, usando um separador de gema previamente esterilizado, procedeu-se a separação das claras e retirada da película que envolvia as gemas. Ao meio de cultura esterilizado e resfriado a 45°C, foram adicionadas as gemas e procedida à homogeneização manual do meio por cerca de dois minutos. Em seguida, o volume de 15-20 mL do meio foi vertido em placas de Petri, que foram mantidas a temperatura ambiente por 72 horas. Os fungos a serem testados tiveram os seus inóculos padronizados de acordo com o item 4.7.1. Os inóculos foram colocados sobre as placas de Petri contendo o meio de Price modificado e incubados em triplicata a 24°C durante 15 dias.

4.8. Tratamento matemático dos resultados:

As fórmulas utilizadas no presente estudo foram descritas e discutidas por Zak; Willig (2004). Com base na presença e ausência dos táxons, foi calculada a frequência de ocorrência das espécies através da seguinte fórmula:

$$\text{Frequência (\%)} = \frac{\text{unidades de amostra da espécie fúngica ocorridas}}{\text{número total de unidades de amostras examinadas}} \times 100$$

Para comparar a composição das micotas obtidas nos locais antes e após o tratamento da água por flotação foi aplicado o índice de similaridade de Sørensen (MÜLLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974), calculando a partir da seguinte fórmula:

$$\text{Similaridade \%} = \frac{[2 \times C]}{(A+B)} \times 100$$

Sendo:

C = número de espécies em comum entre os 2 locais ou situações;

A = número de espécies no local A;

B = número de espécies no local B;

Propôs-se a comparação das ocorrências dos táxons entre os locais de coleta, entre os meses e entre os diferentes ambientes aquáticos, ressaltando-se assim diferenças na composição das micotas.

Foi aplicado o teste *t* de Student para a comparação de métodos, sendo comparadas duas amostras em par para médias na comparação dos locais de coleta considerando-se $p < 0,05$ para indicar diferença significativa entre as médias. Os testes foram realizados utilizando-se programa Microsoft Excel 2003.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Variáveis abióticas das águas do Córrego do Sapateiro

5.1.1. Temperatura

Nos locais 1 e 2 a temperatura atingiu mínima de 19°C em junho e máxima de 24°C em fevereiro de 2008, como pode ser observado na tabela 1, não havendo diferença estatisticamente significativa entre os dois locais ($p < 0,05$).

A temperatura tem influência direta sobre a dinâmica do oxigênio dissolvido (O.D.), já que sua elevação diminui a solubilidade do mesmo. Além disso, está diretamente ligada ao metabolismo dos organismos aquáticos, tendo desta forma influência direta sobre a produção, consumo e decomposição de matéria orgânica nos ambientes aquáticos. Sua elevação tende a aumentar o metabolismo dos organismos aquáticos e conseqüentemente elevar o consumo de matéria orgânica (ESTEVEES, 1998; TUNDISI; TUNDISI, 2008).

As temperaturas das águas superficiais são influenciadas por fatores como latitude, altitude, estações do ano, fluxo, turbulência e profundidade, ou seja, morfometria e localização, sendo que temperatura e densidade atuam inversamente sobre a viscosidade da água (ESTEVEES, 1998).

A viscosidade dinâmica é uma propriedade importante da água, do ponto de vista biológico, sendo uma força requerida para deslocar 1 kg por 1 m durante 1 s na massa de água. A viscosidade depende da temperatura da água e do conteúdo dos sais. Portanto o deslocamento dos organismos aquáticos depende da viscosidade, da forma do corpo e da temperatura da água, sendo que o campo de energia para os organismos que se deslocam está relacionado a esses fatores (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Os corpos d'água localizados em regiões tropicais possuem discreta variação sazonal quando comparados aos corpos d'água localizados em regiões de clima temperado, mas as variações diárias podem ser elevadas (ESTEVEES, 1998).

Variações de temperatura nos corpos d'água naturais apresentam discretas variações sazonais e diurnas, sendo a temperatura superficial influenciada por fatores como latitude, altitude, estações do ano, taxa de fluxo, turbulência e profundidade. Elevações da temperatura de um corpo d'água podem ser provocadas por despejos industriais (CETESB, 2008).

As atividades vitais dos fungos como germinação e esporulação são afetadas diretamente pela temperatura, sendo os geofungos muito bem adaptados às variações ambientais (PARK, 1968; SPARROW, 1968). Dix; Webster (1995) demonstraram que em diversas espécies fúngicas o crescimento é estimulado sobre pequenas variações de temperatura, podendo ocorrer o contrário na situação de decréscimo.

Souza; Nunes (2008) encontraram valores de 20°C a 23°C nas águas do Córrego Figueira no Mato Grosso do Sul. Gertel et al., (2003) observaram temperaturas variando de 15,1°C a 24,6°C nas águas dos Córregos São Joaquim e Ribeirão Claro em São Paulo. Tundisi; Tundisi (2008) descrevem que a temperatura é um fator considerado fundamental que controla e limita as respostas fisiológicas dos organismos, a atividade bioquímica e as

taxas de crescimento e reprodução. Os valores desta variável encontrados no presente estudo encontram-se dentro dos comumente citados na literatura (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

5.1.2. Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH é definido como o logaritmo negativo da concentração hidrogênionica. Em uma escala que indica acidez ou alcalinidade, pH entre 0 e 7 indica acidez e entre 7 e 14 alcalinidade (TUNDISI; TUNDISI, 2008). A concentração iônica do pH na natureza é influenciada por sais, ácidos e bases presentes no meio. O pH pode ser considerado uma variável de grande importância ao ambiente pela interdependência entre as comunidades vegetais e o meio aquático, sendo que as comunidades aquáticas interferem no pH, assim como o pH interfere de diferentes maneiras no metabolismo destas comunidades (ESTEVES, 1998).

O pH da água do local 1 apresentou o valor mínimo de 4,9 em junho e o valor máximo de 7,4 em março de 2008; e no local 2 o mínimo de 4,8 em junho e o máximo de 7,4 em março de 2008 (tabela 1), demonstrando uma leve variação entre os dois locais, apesar de não haver diferença estatisticamente significativa ($p < 0,05$).

A Resolução CONAMA 20/86 denomina águas para harmonia paisagística e para navegação como classe 4.

Almeida et al., (2004) observaram que o pH da água do Córrego Ribeirão dos Porcos em São Paulo, variou entre 5,33 a 8,08, demonstrando que as variações não foram bruscas nessas águas. No córrego Figueira em Mato Grosso do Sul, Souza; Nunes (2008) demonstraram que o pH das águas variou de 5 a 7. Gertel et al., (2008) na avaliação da qualidade das águas dos Córregos São Joaquim e Ribeirão Claro no Estado de São Paulo, observaram que o pH variou de 6,8 a 8,5 indicando que esses valores estão dentro do padrão CONAMA 20/86 para classes de águas 1, 2 e 3.

Os valores pré-estabelecidos para pH em águas doces são entre 6 e 9, sendo assim o mês de junho é o único que não se enquadra nessa classificação.

Tundisi; Tundisi (2008) apontaram que a poluição atmosférica é um componente fundamental que influencia a composição química da água da chuva, contribuindo com vários íons como HSO_4^- e óxidos de nitrogênio. Assim, como consequência, o pH da água da chuva pode atingir valores de 2,1 a 2,8, sendo geralmente abaixo de 4,0. Os autores demonstraram também que as modificações produzidas pelas atividades humanas podem contribuir para a

alteração na composição química das águas naturais como, por exemplo, na remoção da cobertura vegetal, tratamentos diversos do solo, despejos industriais e agrícolas.

Portanto o baixo pH nos mês de junho pode indicar que nesse período seco, houve um maior despejo de efluentes domésticos ou maior concentração destes nesse mês diminuindo o pH das águas.

5.1.3. Condutividade

Em relação à condutividade, no local 1 o valor mínimo foi de $0,24 \text{ mS cm}^{-1}$ em março e junho de 2008, enquanto o máximo foi de $0,31 \text{ mS cm}^{-1}$ em fevereiro de 2008. No local 2 o valor mínimo foi de $0,16 \text{ mS cm}^{-1}$ em julho e o máximo foi de $0,30 \text{ mS cm}^{-1}$ em fevereiro de 2008 (tabela 1), não havendo diferença estatisticamente significativa no teste t Student ($p < 0,05$) em ambos os locais. A condutividade é a capacidade da água conduzir corrente elétrica, sendo diretamente dependente das concentrações iônicas, do pH e da temperatura (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

A condutividade elétrica da água constitui uma das variáveis abióticas de grande relevância por indicar importantes informações sobre o metabolismo do ecossistema aquático, tal como a magnitude da concentração iônica, composta principalmente pelos macronutrientes como cálcio, magnésio, potássio, sódio e os carbonatos. Sendo assim, a variação diária da condutividade fornece informações sobre processos importantes como a produção primária que pode promover a redução de valores de nutrientes e a decomposição da matéria orgânica que acarreta o aumento dos valores destes na água (aumento de valores). Além disso, as variações da condutividade podem auxiliar a detecção de fontes poluidoras nos ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 1998).

De acordo com Tundisi; Tundisi (2008) as funções dos cátions e ânions nos sistemas biológicos são variadas. Entre as funções de maior importância podemos citar a ativação dos sistemas de enzimas, a estabilização de proteínas em solução e o desenvolvimento da excitabilidade elétrica.

Gertel et al., (2003) observaram nas águas do Córrego São Joaquim e Ribeirão Claro em São Paulo, a condutividade elétrica variando de $56,3$ a $378,5 \text{ mS cm}^{-1}$, sendo os valores encontrados no presente estudo dentro dessa faixa de condutividade. Os autores apontam que quanto mais sólidos dissolvidos são adicionados a essas águas, maiores são os valores de condutividade e estes podem trazer uma característica corrosiva à água.

5.1.4. Oxigênio dissolvido (O.D)

De acordo com a tabela 1, o teor de oxigênio dissolvido medido no local 1 apresentou o valor mínimo de $2,3 \text{ mg L}^{-1}$ em julho e o valor máximo de $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ em agosto de 2008. Já o local 2 apresentou o valor mínimo de $5,3 \text{ mg L}^{-1}$ em agosto e valor máximo de $8,5 \text{ mg L}^{-1}$ em janeiro de 2008, demonstrando diferença estatisticamente significativa ($p < 0,05$).

O oxigênio dissolvido apresenta grandes variações diárias por estar diretamente envolvido com o processo de fotossíntese, respiração e/ou decomposição, bem como com o fotoperíodo, a intensidade luminosa e a temperatura. As variações diurnas na concentração desses gases são causadas também por alterações nos processos de fotossíntese, respiração e circulação das massas de água (ESTEVES, 1998; TUNDISI; TUNDISI, 2008).

O aumento do oxigênio dissolvido na água pode ser ocasionado por processos de transporte vertical por efeito da turbulência, como resultado da ação do vento, sendo que esse fluxo turbulento promove a oxigenação das camadas superiores. Já a diminuição do oxigênio dissolvido no ambiente aquático pode ser acarretada pela respiração de plantas e animais aquáticos e a atividade bacteriana de decomposição. A alta concentração de material em suspensão na água, após intensas precipitações e drenagem para lagoas, represas ou rios, também podem diminuir drasticamente o oxigênio. No caso da interface sedimento-água, podem ocorrer perdas substanciais de oxigênio da água, em razão da atividade bacteriana e da oxidação química (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

É fundamental para manter as condições aeróbicas num curso d'água e indicar se há material poluidor, sendo que um nível adequado de OD é de grande importância para manutenção de processos de autodepuração de sistemas aquáticos naturais (ESTEVES, 1998).

O local 1 apresentou baixos valores de oxigênio enquanto no local 2 os teores geralmente corresponderam ao dobro em relação ao primeiro. Supõe-se então que o processo de flotação pode ter contribuído para este resultado, já que o processo inclui uma fase de aeração.

Tundisi; Tundisi (2008) descreve que os organismos aquáticos têm dependência fundamental em relação à concentração e saturação de oxigênio na água, sendo que a distribuição vertical e horizontal de oxigênio dissolvido na água produz alterações na distribuição dos organismos e seu comportamento.

Gertel et al., (2003) observaram nos Córregos São Joaquim e Ribeirão Claro valores de oxigênio dissolvido variando entre $0,6$ a $9,3 \text{ mg L}^{-1}$. No Córrego Ribeirão dos Porcos,

Almeida et al., (2004) encontraram valores variando de 1,78 a 8,83 mg L⁻¹. Souza; Nunes (2008) encontraram no Córrego Figueira valores variando de 3,3 a 4,34 mg L⁻¹. Os valores encontrados no Córrego dos Macacos, em São Paulo, variaram de 3,45 a 5,59 mg L⁻¹ (MADRUGA et al., 2008).

No presente estudo, podemos observar que os valores de oxigênio dissolvido se enquadram na faixa de valores citados nos trabalhos.

De acordo com a Resolução CONAMA 20/86 os valores obtidos de oxigênio dissolvido (acima de 2,0 mg L⁻¹) nos dois locais são compatíveis com o esperado para as águas de classe 4, que se destinam ao uso paisagístico.

As variações de temperatura, do pH, da condutividade e do teor de oxigênio dissolvido determinadas nos locais 1 e 2 do presente estudo encontram-se dentro da faixa de valores normalmente tolerados pelos fungos, como citado por Chamier (1992) para a micota aquática. Portanto, as variáveis abióticas não se apresentaram de forma limitante para o desenvolvimento dos fungos isolados nesse estudo.

Tabela 1. Valores individuais das variáveis abióticas determinadas de janeiro a agosto de 2008 nos locais 1 (antes do tratamento) e 2 (depois do tratamento) da Estação de Tratamento e Remoção de Efluentes da Sabesp, localizada no Parque Municipal do Ibirapuera.

2008								
Local 1	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto	Média	Desvio padrão
Temperatura (°C)	23,00	24,00	23,00	19,00	20,40	21,50	21,81	1,87
Ph	7,20	7,10	7,40	4,90	7,10	6,50	6,70	0,93
Condutividade (mS cm ⁻¹)	0,25	0,31	0,24	0,24	0,29	0,25	0,26	0,03
O ₂ dissolvido (mg L ⁻¹)	4,90	3,10	4,10	3,50	2,30	5,00	3,81	1,05

2008								
Local 2	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto	Média	Desvio padrão
Temperatura (°C)	23,00	24,00	23,00	19,00	20,00	21,30	21,71	1,94
pH	7,20	7,10	7,40	4,80	6,70	6,00	6,53	0,98
Condutividade (mS cm ⁻¹)	0,25	0,30	0,23	0,23	0,16	0,27	0,24	0,04
O ₂ dissolvido (mg L ⁻¹)	8,50	6,70	7,40	8,20	6,40	5,30	7,08	1,19

5.2. Quantificação de coliformes totais e fecais

Nas coletas de água realizadas no local 1 e no local 2, o número de coliformes totais e fecais foi de maior que 8 NMP dL⁻¹ nos meses de junho, outubro e novembro de 2008 e janeiro e fevereiro de 2009, independentemente da diluição realizada durante a utilização do Aquatest.

Em julho de 2008 tanto no local 1 como no local 2, o número de coliformes totais foi de maior que 8 NMP/dL e o número de coliformes fecais correspondem a 1,1 NMP dL⁻¹.

No mês de agosto de 2008 os números de coliformes totais correspondeu a 1,1 NMP dL⁻¹ no local 1 e 4,6 NMP dL⁻¹ local 2.

Os coliformes têm sido úteis para medir a ocorrência e grau de poluição fecal em águas há aproximadamente 70 anos (SOUZA et al., 1983). Vários autores questionam seu papel, pois nem sempre são isolados e por efeitos ambientais podem multiplicar-se em águas não necessariamente poluídas com fezes (CEBALLOS et al., 1995). Os coliformes fecais têm sido os indicadores de poluição mais freqüentemente utilizados na avaliação da qualidade da água (MARTINS et al., 1989).

Segundo Kay; Mcdonald (1980), os principais fatores que influenciam o decaimento bacteriano num corpo d'água podem ser temperatura, sedimentação, níveis de nutrientes, pH, luz solar, floculação, adsorção, predadores, filtração e oxigênio dissolvido.

Oliveira et al., (2001) cita que a introdução de polímeros fortemente ânionicos ou catiônicos, após a reação de floculação com as poliacrilamidas em emulsão de alto peso molecular, após a reação de floculação, garante alta taxa de redução nas concentrações de coliformes totais e coliformes fecais, pois, promovem uma filtração química na massa de água em tratamento.

Com base na explicação acima a Sabesp juntamente com a Cetesb realizaram ensaios analíticos referentes a alguns parâmetros de qualidade nas águas do Córrego do Sapateiro, após a implantação da Estação de Flotação e Remoção de Flutuantes. A eficiência de remoção foi calculada com base nos resultados obtidos para as respectivas amostras afluentes (pré-tratamento) e efluentes (pós-tratamento) entre janeiro de 2001 e setembro de 2001. Esses dados mostram que a remoção de coliformes fecais foi de 99,4% (OLIVEIRA et al., 2001). Entretanto no presente estudo, observou-se que os valores dos coliformes totais e fecais se mantiveram semelhantes nos dois pontos de coleta, com leves variações nos meses de julho e agosto de 2008.

Oliveira et al., (2001) relataram a existência de um excesso de matéria orgânica proveniente de esgotos domésticos descarregados no Córrego do Sapateiro, principalmente por ligações clandestinas em drenagens pluviais.

As amostras de água destinadas à determinação dos coliformes totais e fecais foram as mesmas utilizadas para o isolamento dos geofungos. Com isso, este parâmetro foi avaliado no momento específico da coleta e não durante todas as etapas de flotação. Por esta razão supõe-se que a entrada de matéria orgânica em determinados momentos pode ter sido tão grande, que o processo de flotação sozinho pode não ter suportado a eliminação do grande número de coliformes totais e fecais, justificando a observação, por exemplo, de um número maior de coliformes totais no local 2 no mês de agosto de 2008. Como o mês de agosto está situado na época mais seca pode ter havido a tendência de compostos orgânicos se concentrarem na água. Porém esta hipótese necessita de estudos adicionais para ser comprovada.

5.3. Contagem de fungos filamentosos em meio de cultura

No local 1, no mês de janeiro de 2008, o número de colônias variou com a mínima de 30 UFC mL⁻¹ e a máxima de 148 UFC mL⁻¹, em fevereiro a mínima foi de duas UFC mL⁻¹ e a máxima foi de 28 UFC mL⁻¹, em março a mínima foi de 1 UFC mL⁻¹ e a máxima de 46 UFC mL⁻¹, em junho a mínima foi de 4 UFC mL⁻¹ e a máxima foi de 14 UFC mL⁻¹, em julho a mínima 17 UFC mL⁻¹ e a máxima foi de 43 UFC mL⁻¹ e finalmente em agosto a mínima foi de um UFC mL⁻¹ e a máxima foi de oito UFC mL⁻¹ (tabela 2).

No local 2 em janeiro de 2008, o número de colônias teve variações com a mínima de 11 UFC mL⁻¹ e a máxima de 54 UFC mL⁻¹, em fevereiro a mínima foi de zero UFC mL⁻¹ e a máxima foi de 20 UFC mL⁻¹, em março a mínima foi de zero UFC mL⁻¹ e a máxima de 14 UFC mL⁻¹, em junho a mínima foi de zero UFC mL⁻¹ e a máxima foi de 7 UFC mL⁻¹, em julho a mínima zero UFC mL⁻¹ e a máxima foi de 26 UFC mL⁻¹ e no mês de agosto a mínima foi zero UFC mL⁻¹ e a máxima foi de 40 UFC mL⁻¹ (tabela 2).

Martins et al., (1989) demonstraram no Córrego Agrião afluente do rio Jacaré-Pepira, São Paulo, SP, a 1ª e 2ª estiagens os valores de UFC mL⁻¹ em alguns pontos foram elevados, sendo que esse aumento pode ter sido devido ao aumento no despejo de esgoto, acrescentando matéria orgânica favorável ao crescimento de fungos filamentosos. Já no período de chuvas o número de UFC mL⁻¹ se manteve homogêneo praticamente por todo o córrego, provavelmente pelo aumento do fluxo de água corrente, distribuindo esporos por todo o córrego.

Maki et al., (1984), obtiveram picos de UFC mL⁻¹ de fungos filamentosos no início até a metade do verão, com um aumento no outono em lagos de água doce em Wisconsin.

No Canadá, no córrego Ontário Qureshi; Dutka (1974), obtiveram grande número de UFC mL⁻¹ nas margens em relação à parte central do córrego, o que provavelmente se devem a contribuição do solo e dos despejos nas margens do córrego. Como se tratava de um córrego de pequenas dimensões pode-se supor que o solo próximo ao córrego e despejos lançados contribuíram para o aumento de fungos nesse ecossistema.

Os estudos acima descritos demonstram algumas similaridades com o presente estudo, mostrando que o lançamento de esgoto acarreta o aumento da matéria orgânica na água, resultando no incremento do crescimento dos fungos filamentosos. Contudo, no presente estudo observou-se que foi observado uma maior quantidade de fungos filamentosos na época chuvosa, ao contrário dos artigos que citam a diminuição do número de colônias nessa época (MAKI et al., 1984 ; QURESHI; DUTKA 1974) Pode-se supor que o aumento do volume de água do Córrego do Sapateiro na época das chuvas esteja relacionado com o aumento da dispersão dos fungos. As chuvas poderiam carrear para dentro do córrego grande quantidade de detritos e solo o que justificaria a maior quantidade de colônias de fungos na água. Na época seca a disponibilidade de nutrientes poderia diminuir proporcionalmente à quantidade de colônias de fungos nas águas no córrego. No caso do sistema de flotação, pode-se supor que a diminuição das unidades formadoras de colônias UFC mL⁻¹ dos fungos após o processo é devido à retirada da matéria orgânica particulada da água pela floculação, diminuindo assim a disponibilidade de nutrientes para os microrganismos e, acarretando também a diminuição da quantidade de colônias de fungos. Outra hipótese seria que os conídios podem estar sendo retirados por estarem presos a matéria orgânica, sendo floculados com ela, diminuindo as UFC mL⁻¹ dos fungos na amostragem. Para comprovar estas hipóteses são necessários estudos específicos sobre o comportamento das UFC mL⁻¹ durante cada etapa da flotação.

Tabela 2. Contagem de unidades formadoras de colônias por UFC mL⁻¹ em BDA das amostras de água do local 1 (antes do tratamento) e 2 (após o tratamento) da Estação de Tratamento e Remoção de Efluentes da Sabesp, localizada no Parque do Ibirapuera em São Paulo, SP, de janeiro a agosto de 2008.

Local 1	Época chuvosa			Época Seca		
	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto
Contagem de colônias por placa UFC mL ⁻¹	30,89,90,148	2,3,4,5,9,10,14,17,21,28	1,9,20,21,22,28,32,33,35,46	4,5,5,6,6,7,8,9,10,14	17,22,26,29,32,32,33,34,34,43	1,1,1,2,2,4,4,5,5,8
Médias	89,25	11,3	24,7	7,4	30,2	3,3
Desvio Padrão	48,17	8,62	13,1	2,98	7,21	2,31

Local 2	Época chuvosa			Época seca		
	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto
Contagem de colônias por placa UFC mL ⁻¹	11,21,23,54	0,1,1,2,2,2,3,4,5,20	0,0,0,2,3,3,4,7,10,14	0,1,1,2,2,2,2,2,3,7	0,1,1,1,1,1,2,2,3,26	0,2,2,3,3,3,5,6,7,40
Médias	27,25	4	4,4	2,2	3,9	3,3
Desvio Padrão	18,60	5,81	4,67	1,87	7,80	2,31

5.4. Identificação de fungos filamentosos em meio de cultura

Para facilitar a discussão dos resultados, a ocorrência dos fungos nas águas do Córrego do Sapateiro foi dividida em época chuvosa e quente, que abrange os meses de janeiro a março de 2008 e em época seca e fria, no período de junho a agosto de 2008 (tabela 3). Considerando as duas épocas em conjunto verificou-se que foram obtidos 30 táxons de fungos, distribuídos em 141 ocorrências. No mês de janeiro ocorreram 11 táxons, o que representou o maior número, enquanto no mês de agosto ocorreram somente dois táxons. No mês de fevereiro e julho de 2008 o número de ocorrências foi máximo, correspondendo a 17 (tabela 3). Considerando o número total de táxons por mês, verificou-se que o maior número, foi 19 em fevereiro e o menor sete, em agosto. Em julho foi registrado o maior número de

ocorrências, isto é, 31, enquanto no mês de agosto foram contabilizadas 11 ocorrências totais dos fungos (tabela 3). Somando todas as ocorrências dos fungos, verificou-se que na época chuvosa e quente foram registradas 74 ocorrências, enquanto na época seca e fria, o número correspondeu a 67. Quanto ao número de táxons, na época chuvosa e quente foram verificados 20, enquanto na outra época foram contabilizados 21 táxons de fungos (tabela 3).

Estes resultados não indicam um comportamento sazonal nítido dos fungos, sendo que somente pode-se supor que há tendência de haver menor diversidade e ocorrências de fungos nas épocas mais frias e secas, como no mês de agosto de 2008, que se caracterizou pelos menores números de táxons e de ocorrências no período de estudo (tabela 3). No entanto, a maior ocorrência dos fungos em junho de 2008 dificulta a interpretação conclusiva desses resultados. Na literatura são mencionados maiores incidências de fungos na água tanto na época chuvosa e quente (CEBALLOS et al., 1995), quanto nas épocas frias e secas (MARTINS et al., 1989), ou a ausência de comportamento sazonal, tal como foi observado por Schoenlein-Crusius (1993) no riacho situado na Mata Atlântica de Paranapiacaba.

Analisando a presença dos fungos com relação aos dois locais de coleta, verificou-se que no local 1 foram obtidos 24 táxons e no local 2, 20 táxons de fungos (tabela 3). Também o número máximo de ocorrências de fungos, que correspondeu a 76, ocorreu no local 1, enquanto no local 2 este número correspondeu a 65 (tabela 3). Dessa forma pode-se verificar que tanto a diversidade quanto o número de ocorrências de fungos apresentou-se maior no local antes do tratamento da água pelo processo de flotação. No entanto de acordo com o teste *t* de Student essas diferenças não foram estatisticamente significativas ($p < 0,05$).

A micota observada no Córrego do Sapateiro foi composta por nove gêneros de fungos anamórficos, sendo eles *Penicillium*, *Aspergillus*, *Fusarium*, *Cylindrocladium*, *Pestalotiopsis*, *Trichoderma*, *Cladosporium*, *Geotrichum* e *Paecilomyces*, além de dois representantes de Zygomycota, isto é, de *Mucor*, um basidiomiceto, um representante da família Stilbaceae e fungos não esporulantes aqui denominados FNE (tabela 3).

Dez táxons ocorreram exclusivamente no local 1 (*Aspergillus japonicus*, basidiomiceto, *Cylindrocladium scoparium*, *Cladosporium sphaerospermum*, *Fusarium heterosporum*, *Geotrichum candidum*, *Penicillium decumbens*, *Penicillium sclerotiorum*, *Pestalotiopsis* sp., *Trichoderma koningi*) e seis táxons no local 2 (*Mucor hiemalis*, *Paecilomyces* sp., *Penicillium corylophilum*, *Penicillium islandicum*, *Pencillium restrictum* e representante da família Stilbaceae).

Observando os fungos isolados, é possível verificar que os gêneros encontrados são freqüentemente citados na literatura como cosmopolitas e de típica origem terrestre, estando

presentes tanto em ambientes preservados como nos impactados (DOMSCH et al., 1993). Por exemplo, Noell (1973) no Estado do Missouri nos Estados Unidos, obteve 689 registros de fungos, perfazendo o total de 20 táxons divididos em 14 gêneros como *Fusarium*, *Verticillium*, *Epicoccum*, *Gliocladium*, *Alternaria*, *Acremonium*, *Aspergillus* e *Pestalotia*, de rochas de córregos poluídos por efluentes de esgotos. O autor chama a atenção ao fato de que os fungos foram recuperados em maior quantidade nas margens do que no centro do córrego, possivelmente porque a correnteza tende a depositar partículas, incluindo propágulos junto às margens. No centro do córrego, os fungos estão sujeitos aos mecanismos de rompimento como a velocidade da correnteza, arrastando pedras e detritos córrego abaixo, assim justificando a menor quantidade de isolados desse local.

Também Quershi; Dutka (1974), isolaram representantes dos gêneros *Aspergillus*, *Fusarium*, *Penicillium*, *Cladosporium*, *Trichoderma*, *Leptomit* sp., *Alternaria* e *Mucor*, com grande freqüência no córrego Ontário.

O tipo de composição da micota encontrada no Córrego do Sapateiro no Parque do Ibirapuera, também se fez presente nos levantamentos de Martins et al., (1989) no Córrego do Agrião no interior de São Paulo, que tem como afluente o Rio Jacaré-Pepira, que recebe efluentes domésticos e pecuários. Naquele estudo foram obtidos 25 táxons na seguinte ordem de freqüência: fungos não esporulados (FNE), *Fusarium* sp., *Cladosporium* sp., *Trichoderma* sp., *Penicillium* sp., *Phoma* sp., *Aspergillus* sp., *Cephalosporium* sp., *Mucor* sp., *Geotrichum* sp., *Monoascus* sp., reforçando o aspecto ubíquo dos mesmos.

Ceballos et al., (1995) estudaram a ocorrência de fungos filamentosos nos lagos Boqueirão, Bodocongó e Açude Velho no Estado da Paraíba, obtendo 24 táxons, que incluem *Penicillium* sp., FNE, *Curvularia* sp., *Cephalosporium* sp., *Cladosporium* sp., *Rhizopus* sp. e *Aspergillus* sp.. O isolamento de elevada quantidade de fungos não esporantes coincidiu com os elevados níveis de coliformes fecais, indicando possível associação entre a diversidade da micota e da flora bacteriana.

Santos; Milanez (1998) obtiveram no Rio Capibaribe em Recife, PE, uma micota aquática bastante diversificada e foi considerado um ambiente bastante dinâmico pela decorrência das marés e das constantes descargas dos efluentes domésticos da região.

Angelis et al., (2000) apud Silva (2002) verificaram que a intensa poluição das águas do Rio Atibaia, no interior de São Paulo, comprometeu a diversidade e ocorrência da micota, na qual predominaram táxons conhecidamente cosmopolitas como *Cladosporium cladosporioides* (Fresen.) G.A. de Vries, *Penicillium simplicissimum* (Oudem.) Thom e *Trichoderma* sp.

Resultados semelhantes também foram reportados por Cavalcanti (2001) no estudo dos fungos terrestres isolados dos Açudes do Prata e do Meio, em Recife, PE, no qual também predominaram gêneros cosmopolitas tais como *Acremonium*, *Cladosporium*, *Paecilomyces*, *Pestalotiopsis*, *Penicillium*, *Tritirachium*, *Eupenicillium* e *Trichoderma*, etc.

A grande diversidade de espécies de fungos considerados terrestres na água pode caracterizar este ambiente como eficiente reservatório de propágulos para a ciclagem de matéria orgânica alóctone no riacho, comprovando a importância destes fungos nos ecossistemas aquáticos, como foi mencionado por Park (1972). O fato da micota ser composta por espécies cosmopolitas e resistentes às condições adversas como poluição e eutrofização das águas pode indicar certa capacidade de autodepuração do sistema, o que é importante para a sua recuperação e conservação.

Analisando a frequência de ocorrência dos táxons de fungos nos dois locais de coleta (tabela 4), verifica-se a presença sequencial de *Trichoderma pseudokoningii* Rifai (116,66%), Fungos não esporulantes (FNE) (110,66%), *Fusarium moniliforme* J. Sheld. (100%), *Cladosporium cladosporioides* (Fresen.) G.A. de Vries (100%), *Fusarium oxysporum* Schlecht. (99,99%), *Penicillium rugulosum* Thom (99,99%) e *Trichoderma virens* (J.H. Mill., Giddens & A.A. Foster) Arx (99,99%). Neste grupo destaca-se a elevada frequência dos fungos não esporulantes.

Purchio et al., 1988; Martins et al., 1989 e Ceballos et al., 1995 encontraram forte correlação da quantidade de coliformes totais e fecais com a presença dos fungos não esporulantes isolados das amostras de águas fortemente poluídas.

Entre os fungos mais frequentes no presente estudo, consta *Trichoderma*, com oito espécies (tabela 4). As espécies de *Trichoderma* são comumente encontradas em ambientes terrestres de floresta de clima temperado e tropical, como no caso do *Trichoderma pseudokoningii* Rifai e *Trichoderma virens* (J.H. Mill., Giddens & A.A. Foster) Arx, sendo este último também presente no ambiente aquático (DOMSCH et al., 1993).

O gênero *Fusarium*, representado nesse estudo por quatro espécies (tabela 4), tem distribuição ampla. *Fusarium moniliforme* J. Sheld pode ser isolado de solo ou de água (GERLACH, 1972 apud DOMSCH et al., 1993). *Fusarium oxysporum* Schlecht. tem distribuição ampla e é sapróbia no solo (DOMSCH et al., 1993). *Fusarium moniliforme* pode ter seus esporos dispersos pelas chuvas que carregam estas unidades para a água (DOMSCH et al., 1993); deste modo, pode-se justificar a sua grande ocorrência no ambiente aquático.

Cladosporium cladosporioides (Fresen.) G.A. de Vries, tem importante papel como fungo terrestre, sendo degradador de substratos orgânicos, o que pode estender-se aos sistemas aquáticos

(GODFREY, 1983), podendo estar presente tanto nos rios limpos como nos poluídos (COOKE, 1960; PARK, 1972). Diversas espécies de *Cladosporium*, incluindo *C. sphaerospermum* Penz. foram isoladas com maior frequência por Schoenlein-Crusius (1993) nas folhas de *Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll.Arg. colocadas no ambiente aquático do que no terrestre da Mata Atlântica.

O gênero *Penicillium* é considerado de grande importância no solo, sendo encontrado também em plantas (DOMSCH et al., 1993). No presente estudo foi representado por sete espécies (tabela 4). No levantamento de fungos na Mata Atlântica de Paranapiacaba, Schoenlein-Crusius (1993) encontrou maior número de ocorrências no ambiente aquático do que no terrestre, inclusive em amostras de água de riacho. Resultado semelhante foi encontrado no estudo de folhas de *Ficus microcarpa* L.f. (SCHOENLEIN-CRUSIUS; MILANEZ, 1989) e *Quercus robur* L. (SCHOENLEIN-CRUSIUS et al., 1990), demonstrando que as espécies deste gênero apresentam grande tolerância à submersão, justificando o seu isolamento no Córrego do Sapateiro.

Apesar da preferência das espécies de *Aspergillus* pelo solo, alguns isolados foram reportados para o ambiente aquático, devido à sua capacidade de hidrolizar compostos celulósicos tanto na água como no solo (RAPER; FENNELL, 1965), justificando a ocorrência de *A. japonicus* Saito no presente estudo (tabela 4).

Cylindrocladium scoparium Morgan e *Pestalotiopsis* sp. são fungos geralmente associados à folhas em decomposição, sendo que a sua ocorrência tem sido frequentemente reportada em diversos ambientes aquáticos, como por exemplo, na mata atlântica de Paranapiacaba, onde ocorrem preferencialmente nas folhas submersas de *Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll.Arg. (SCHOENLEIN-CRUSIUS, 1993).

Geotrichum candidum Link e *Paecilomyces* sp. geralmente são considerados típicos de solo, também foram encontrados em folhas submersas em decomposição (SCHOENLEIN-CRUSIUS, 1993), indicando que a eventual tolerância deste fungo ao ambiente aquático é provável.

A ocorrência de um representante da família Stilbacea nas águas do Córrego do Sapateiro surpreende porque geralmente tratam-se de fungos tipicamente associados a substratos vegetais em decomposição ou a insetos, aos quais podem causar doenças (DOMSCH et al., 1993).

Mucor hiemalis Wehmer, único representante de Zygomycota no presente estudo (tabela 4), é considerado fungo cosmopolita, com ampla distribuição em diversos tipos de solo ao redor do mundo (DOMSCH et al., 1993), estando tipicamente associado ao ambiente

terrestre. Porém também tem sido isolado de substratos submersos como de folhas de *Caesalpinia echinata* Lam. (pau-brasil) do lago municipal Alfredo Volpi em São Paulo, SP (FAGUNDES, 2008).

A justificativa da grande frequência dos fungos citados acima, é que como a maior parte deles provém de ambiente terrestre, eles podem ser carregados pela chuva, ventos e de folhas para dentro do córrego.

A observação de micélio dotado de anças levou a considerar uma cultura como sendo um basidiomiceto (tabela 5). Devido à ausência de estruturas de reprodução não foi possível avançar na identificação deste táxon.

O índice de similaridade de Sørensen foi aplicado para comparar a semelhança da micota aquática entre os dois locais estudados confrontando os locais 1 e 2 em cada coleta. Sendo assim, a similaridade entre a micota do local 1 e 2 correspondeu a 55% na 1ª coleta (janeiro/ 2008), 29% na 2ª coleta (fevereiro/ 2008), 27% na 3ª coleta (março/2008), 19% na 4ª coleta (junho;2008), 8% na 5ª coleta (julho/2008) e zero na 6ª coleta (agosto/2008), conforme a tabela 3.

Os índices de similaridade decaíram da primeira até a última coleta. Entretanto o número total de táxons de fungos manteve-se em torno de 16 e o número total de ocorrências em torno de 23 ao longo dos meses, com exceção de agosto, quando caiu para sete táxons e 11 ocorrências (tabela 4). Depreende-se disso que a composição da micota nos dois locais tornou-se gradativamente diferente com o passar dos meses, independentemente do número de táxons ou de ocorrências. Como as similaridades abaixo de 50%, de acordo com Christensen (1989), podem ser consideradas baixas, os índices encontrados no presente estudo indicam que a composição da micota no local 1 antes da flotação diferiu consideravelmente daquela observada no local 2, após a flotação. Observa-se portanto, que apesar da quantidade de táxons e de ocorrências serem semelhantes nesses locais, a situação da diversidade dos geofungos mudou, expressando uma possível influência qualitativa do processo de flotação sobre a micota presente na água.

Tabela 3. Índice de similaridade de Sørensen aplicado entre coletas das amostras de água do local 1 (antes do tratamento) e do 2 (após o tratamento) na Estação de Tratamento e Remoção de Efluentes da Sabesp, localizada no Parque do Ibirapuera em São Paulo, SP, de janeiro a agosto de 2008.

Índice de similaridade de Sørensen	
1ª Coleta	55%
2ª Coleta	29%
3ª Coleta	27%
4ª Coleta	19%
5ª Coleta	8%
6ª Coleta	0%

Tabela 4. Número total de ocorrências dos táxons dos fungos isolados das amostras de água do local 1 (antes do tratamento) e do 2 (após o tratamento) na Estação de Tratamento e Remoção de Efluentes da Sabesp, localizada no Parque do Ibirapuera em São Paulo, SP, de janeiro a agosto de 2008.

2008														
Fungos identificados	Época chuvosa						Época seca						Número total de ocorrências	
	1°Coleta Janeiro		2°Coleta Fevereiro		3°Coleta Março		4°Coleta Junho		5°Coleta Julho		6°Coleta Agosto			
	Local	Local	Local	Local	Local	Local	Local	Local	Local	Local	Local	Local		
<i>Aspergillus japonicus</i> Saito	1	2	1	2	1	2	1	1	2	1	2	1	2	1
<i>Cladosporium cladosporioides</i> (Fresen.) G.A. de Vries	1	1			1		3	4				1		11
<i>C.sphaerospermum</i> Penz.							1							1
<i>Cylindrocladium scoparium</i> Morgan										2				2
<i>Fusarium heterosporum</i> Nees & T. Nees														1
<i>F. moniliforme</i> J. Sheld.	2			1	1	1	3	2	1			2		13
<i>F.oxysporum</i> Schlecht.	2	1	2		2			2	1					10
<i>F. solani</i> (Mart.) Sacc.	1		2	2	1									6
<i>Geotrichum candidum</i> Link							1		1					2
<i>Mucor hiemalis</i> Wehmer								1		1				2
<i>Paecilomyces</i> sp.												1		1
<i>Penicillium corylophilum</i> Dierckx				1			1					1		3
<i>P.decumbens</i> Thom	1													1
<i>P islandicum</i> Sopp														1
<i>P. restrictum</i> J.C. Gilman & E.V. Abbott											1			1
<i>P. rugulosum</i> Thom			4	3	3	1		2		2				15

Tabela 5. Frequência dos fungos isolados no local 1 (antes do tratamento) e 2 (após o tratamento) na Estação de Tratamento e Remoção de Efluentes da Sabesp, localizada no Parque do Ibirapuera em São Paulo de janeiro a agosto de 2008.

Fungos	Frequência (%)		
	Local 1	Local 2	
<i>Aspergillus japonicus</i> Saito	16,66	00,00	16,66
<i>Cladosporium cladosporioides</i> (Fresen.) G.A. de Vries	50,00	50,00	100,00
<i>Cladosporium sphaerospermum</i> Penz.	16,66	00,00	16,66
<i>Cylindrocladium scoparium</i> Morgan	16,66	00,00	16,66
<i>Fusarium heterosporum</i> Nees & T. Nees	16,66	00,00	16,66
<i>Fusarium moniliforme</i> J. Sheld.	50,00	50,00	100,00
<i>Fusarium oxysporum</i> Schlecht.	66,66	33,33	99,99
<i>Fusarium solani</i> (Mart.) Sacc.	50,00	16,66	66,66
<i>Geotrichum candidum</i> Link	16,66	00,00	16,66
<i>Mucor hiemalis</i> Wehmer	00,00	33,33	33,33
<i>Paecilomyces</i> sp.	00,00	16,66	16,66
<i>Penicillium corylophilum</i> Dierckx	00,00	33,33	33,33
<i>Penicillium decumbens</i> Thom	16,66	00,00	16,66
<i>Penicillium islandicum</i> Sopp	00,00	16,66	16,66
<i>Penicillium restrictum</i> J.C. Gilman & E.V. Abbott	00,00	16,66	16,66
<i>Penicillium rugulosum</i> Thom	33,33	66,66	99,99
<i>Penicillium sclerotiorum</i> J.F.H. Beyma	16,66	00,00	16,66
<i>Penicillium waksmanii</i> K.M. Zalessky	50,00	16,66	66,66
<i>Pestalotiopsis</i> sp.	16,66	00,00	16,66
<i>Trichoderma aureoviride</i> Rifai	33,33	33,33	66,66
<i>Trichoderma citrinoviride</i> Bissett	16,66	16,66	33,32
<i>Trichoderma ghanense</i> Yoshim. Dói, Y. Abe & Sugiy.	16,66	16,66	33,32
<i>Trichoderma koningi</i> Oudem.	16,66	00,00	16,66
<i>Trichoderma longibrachiatum</i> Rifai	16,66	00,00	16,66
<i>Trichoderma pseudokoningii</i> Rifai	83,33	33,33	116,66
<i>Trichoderma virens</i> (J.H. Mill., Giddens & A.A. Foster) Arx	66,66	33,33	99,99
<i>Trichoderma viride</i> Pers.	50,00	33,33	83,33
Basidiomiceto	16,66	00,00	16,66
Sem esporos	50,00	66,66	110,66
Stilbaceae	00,00	16,66	16,66

5.5. Teste de patogenicidade para os geofungos

Das 85 culturas de fungos testados, 21 culturas (25%) apresentaram positividade patogênica. Esta porcentagem é maior do que a citada no estudo de Gomes (2002), no qual somente seis culturas (6,9%) apresentaram patogenicidade positiva em meio à 87 culturas isoladas nas praias em Recife, PE.

Das 48 culturas oriundas do local 1, 11 (23%) apresentaram potencialidade patogênica, enquanto que das 37 culturas oriundas do local 2, 10 (27%) apresentaram o mesmo resultado (tabela 5). Das 50 culturas obtidas na época chuvosa e quente, 14 (28%) apresentaram positividade patogênica e das 35 culturas procedentes da época seca e fria, sete (20%) apresentaram o mesmo resultado. Do local 1, das 29 culturas obtidas na época chuvosa e quente, oito (28%) apresentaram positividade patogênica e do local 2, das 21 culturas obtidas nessa mesma época, seis (29%) apresentaram o mesmo resultado. Do local 1, das 20 culturas obtidas na época seca e fria, três (15%) apresentaram positividade patogênica e do local 2, das 16 culturas três (19%) foram positivas.

Os números descritos a seguir ao lado dos nomes dos fungos indicam a quantidade de culturas testadas. Os fungos *Aspergillus japonicus* (1), *Fusarium moniliforme* (3), *Fusarium oxysporum* (3), *Fusarium solani* (2), *Mucor hiemalis* (2), *Penicillium corylophilum* (1), *Trichoderma citrinoviride* (3) e *Trichoderma virens* (6) apresentaram positividade nos três testes de patogenicidade realizados, indicando que esses fungos podem apresentar um comportamento de patógenos. Já os fungos *Cladosporium cladosporioides* (6), *Cladosporium sphaerospermum* (1), *Cylindrocladium scoparium* (1), *Fusarium heterosporum* (1), *Fusarium moniliforme* (5), *Fusarium oxysporum* (3), *Geotrichum candidum* (1), *Paecilomyces* sp. (1), *Penicillium decumbens* (1), *Penicillium islandicum* (1), *Penicillium rugulosum* (6), *Penicillium sclerotiorum* (1), *Penicillium waksmanii* (4), *Trichoderma aureoviride* (4), *Trichoderma ghanense* (3), *Trichoderma koningi* (1), *Trichoderma longibrachiatum* (1), *Trichoderma pseudokoningii* (6) e *Trichoderma viride* (5), representando o total de 61 culturas apresentaram positividade pelo menos para um dos testes de patogenicidade.

Os fungos *Cylindrocladium scoparium* (1) e *Pestalotiopsis* sp. (1) demonstraram negatividade para os três testes de patogenicidade, o que era esperado, uma vez que estes fungos são típicos sapróbios em substratos vegetais em decomposição (DOMSCH et al., 1993).

Gomes (2002) demonstrou que entre os 20 gêneros de fungos filamentosos isolados de água e de solo das praias de Olinda, PE, somente as espécies de *Penicillium* apresentaram positividade para os testes de fosfolipase, protease e crescimento a 37°C.

Aspergillus pode causar infecções sistêmicas em pacientes transplantados (WALD et al., 1997), sinusite micótica, aspergilose bronquial alérgica, infecções oculares (STEVENS et al., 2000), entre as doenças.

Fusarium ocorrem freqüentemente como agentes etiológicos de vários tipos de hialohifomicose por inoculação traumática (COCUROCIA et al., 2003; MELCHER et al., 1993), como oportunistas emergentes em pacientes com deficiência no sistema imune (NUCCI; MAIOLINO, 2000) entre outras doenças.

Para os fungos da ordem Mucorales, na qual está classificado o gênero *Mucor* são citadas as micoses rinocerebrais (KWAK et al. 2006), osteomelite (CHAN et al., 2000) e micose subcutânea em portadores de diabetes *mellitus* (COSTA et al., 1990) .

Os fungos, como *Trichoderma* têm sido citados como causadores de infecções pulmonares (ALAINO et al., 2008; KVILIUTE et al., 2008), peritonite e infecções invasivas em pacientes transplantados (CHOUAKI et al. 2002).

Embora não tenha sido estatisticamente confirmado e as diferenças numéricas sejam pequenas, os percentuais de positividade patogênica dos fungos oriundos do local 1, antes da flotação, foram menores que os do local 2, após o tratamento. No entanto, quando se compara o comportamento das culturas isoladas na época chuvosa e quente com os obtidos na época seca e fria, verifica-se maior positividade patogênica daqueles isolados na primeira época.

O que concorda em parte com os resultados mencionados por Gomes (2002), nos quais a maior incidência de fungos ocorreu no verão pernambucano. Por outro lado, não concordam com os dados de Sarquis (1993) que obteve maior quantidade de fungos patogênicos no inverno nas praias do Rio de Janeiro.

Tendo em vista que a patogenicidade dos fungos está relacionada com a tolerância dos mesmos a determinadas variações de temperatura, pode-se supor que o calor e a umidade da época chuvosa e seca tenha de alguma forma favorecido a maior incidência destes fungos no Córrego do Sapateiro. Aliás, na época chuvosa, a positividade patogênica dos fungos foi bastante semelhante nos dois locais de coleta, o que foi diferente na época seca, quando a porcentagem de positividade patogênica dos fungos apresentou-se maior no local 2 do que no 1. Os resultados indicam que a influência da presença da estação de flotação no Córrego do Sapateiro pode estar na dependência das flutuações climáticas do local, aspecto cujo estudo pormenorizado é sugerido para o futuro.

Tabela 6. Avaliação da atividade patogênica das culturas de fungos isolados das amostras de água do local 1 (antes do tratamento) e do local 2 (após o tratamento) de janeiro a agosto de 2008 na Estação de Tratamento e Remoção de Efluentes da Sabesp, localizada no Parque municipal do Ibirapuera em São Paulo.

Fungos	Mês de coleta	Local	Crescimento a 37°C	Atividade fosfolipásica	Atividade proteásica
<i>Aspergillus japonicus</i>	Março	1	+	+	+
	Janeiro	1	-	+	-
	Janeiro	2	-	+	-
<i>Cladosporium cladosporioides</i>	Março	1	-	+	-
	Junho	1	-	+	-
	Junho	2	+	+	-
<i>C. sphaerospermum</i>	Agosto	2	+	-	-
	Junho	1	-	+	-
	Julho	1	-	+	-
<i>Cylindrocladium scoparium</i>	Janeiro	1	+	+	+
	Fevereiro	2	+	+	+
	Março	1	+	+	-
<i>Fusarium moniliforme</i>	Março	2	+	-	-
	Junho	1	+	+	-
	Junho	2	+	+	+
<i>F. heterosporum</i>	Julho	1	+	+	-
	Agosto	2	+	+	-
	Junho	1	-	+	+
<i>F. oxysporum</i>	Janeiro	1	+	+	+
	Janeiro	2	+	+	-
	Fevereiro	1	+	+	+
<i>F. solani</i>	Março	1	+	-	-
	Junho	2	+	+	-
	Julho	1	+	+	+
<i>Geotrichum candidum</i>	Janeiro	1	+	-	-
	Fevereiro	1	+	-	+
	Fevereiro	2	+	+	+
<i>Mucor hiemalis</i>	Março	1	+	+	+
	Junho	1	-	+	-
	Julho	1	+	+	-
<i>Paecilomyces sp.</i>	Junho	2	+	+	+
	Julho	2	+	+	+
	Agosto	2	+	+	-
<i>Penicillium corylophilum</i>	Fevereiro	2	+	+	+
	Junho	1	+	+	+
	Agosto	2	+	-	-
<i>P. decumbens</i>	Janeiro	1	-	+	-

<i>P.islandicum</i>	Junho	2	-	-	+
<i>P.restrictum</i>	Julho	2	+	+	-
	Fevereiro	1	+	-	+
	Fevereiro	2	+	-	-
	Março	1	+	-	-
<i>P. rugulosum</i>	Março	1	+	-	-
	Março	2	+	-	-
	Junho	2	+	-	-
	Julho	2	+	-	-
<i>P.sclerotiorum</i>	Fevereiro	1	-	-	-
	Fevereiro	1	+	-	-
<i>P.waksmanii</i>	Junho	1	-	+	-
	Julho	1	-	+	-
	Julho	2	-	+	-
<i>Pestalotiopsis</i>	Fevereiro	2	-	-	-
	Janeiro	1	+	+	-
<i>Trichoderma</i>	Janeiro	2	+	+	-
<i>aureoviride</i>	Março	2	+	+	-
	Julho	1	+	+	-
	Março	1	+	+	+
<i>T.citrinoviride</i>	Fevereiro	2	+	+	+
	Março	2	+	+	+
	Fevereiro	1	+	-	-
<i>T.ghanense</i>	Março	2	+	+	-
	Julho	2	+	-	-
<i>T. koningi</i>	Março	1	+	+	-
<i>T.longibrachiatum</i>	Fevereiro	1	+	-	-
	Julho	2	+	-	-
	Janeiro	1	+	-	+
	Janeiro	2	+	-	+
	Fevereiro	1	+	-	+
<i>T.pseudokoningii</i>	Março	2	+	-	+
	Junho	1	+	-	+
	Julho	1	+	-	+
	Agosto	1	+	-	+
	Janeiro	1	+	+	+
	Janeiro	2	+	+	+
	Fevereiro	2	+	+	-
<i>T. virens</i>	Fevereiro	1	+	+	+
	Julho	1	+	+	+
	Agosto	1	+	+	+
	Janeiro	1	+	+	-
	Janeiro	2	+	+	-
<i>T. viride</i>	Fevereiro	1	+	+	-
	Fevereiro	2	+	+	-
	Março	2	+	+	-

6. CONCLUSÕES:

- O número de táxons de fungos é compatível com a literatura assemelhando-se a de outras áreas urbanas;
- A micota de geofungos presente nas águas é composta por espécies consideradas cosmopolitas não tendo sido isoladas novas citações para o estado de São Paulo;
- Os parâmetros abióticos determinados na água do córrego do Sapateiro variaram de modo a não se apresentarem limitantes para a presença de geofungos e foram pouco influenciados pelo tratamento de água com exceção do oxigênio dissolvido, que no local após a flotação apresentou teores significativamente mais elevados.
- Os resultados indicam que o tratamento da água do Córrego do Sapateiro pelo sistema de flotação possivelmente causa modificações na composição taxonômica e na quantidade de UFC de fungos, ao contrário do que ocorreu com os coliformes totais e fecais, cujos resultados apresentaram-se menos conclusivos;
- A incidência de fungos que apresentam positividade patogênica é elevada quando comparada a dados de literatura e possivelmente as variações climáticas locais podem exercer influência sobre o potencial patogênico dos fungos isolados na água do Córrego do Sapateiro.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

ALAINO, A.; BRETHON, B.; DE CHAUVIN, M. F.; KERVILER, E.; LEBLANC, T.; LACROIX, C.; BARUCHEL, A.; MENOTTI, J. Invasive pulmonary infection due to *Trichoderma longibrachiatum* mimicking invasive aspergillosis in a neutropenic patient successfully treated with voriconazole combined with caspofungin. **Clinical Infectious Diseases**, Chicago, v.46, n.10, p.116-118, 2008.

ALEXOPOULOS, C. J.; MIMS, C. W.; BLACKWELL, M. **Introductory Mycology**. 4th ed. New York: John Wiley & Sons, 1996. 869 p.

ALI-SHTAYEH, M. S.; KHALEEL, T. K. M.; JAMOUS, R. M. Ecology of dermatophytes and other keratinophilic fungi in swimming pools and polluted and unpolluted streams. **Mycopathologia**, Netherlands. v.156, n.3, p.193-205, 2002.

ALMEIDA, R. M. A. A.; HUSSAR, G. J.; PERES, M. R.; JUNIOR, A. L. F. Qualidade microbiológica do Córrego “Ribeirão dos Porcos” no município de Espírito Santo do Pinhal-SP. **Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal**, Espírito Santo do Pinhal, v.1, n. 1, p. 51-56, 2004.

ALVES, M.H.; CAMPOS-TAKAKI, G.M.; PORTO, A.L.F.; MILANEZ, A.I. Screening of *Mucor* spp. for the production of amylase, lipase, polygalacturonase and protease. **Brazilian Journal of Microbiology**, São Paulo, v.33, n.4, p.325-330, 2002.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th. ed. Washington: American Public Health Association (APHA), the American Water Works Association (AWWA), and the Water Environment Federation (WEF). 1998. 1325 p.

ASHBOLT, N. J.; GRABOW, W. O. K.; SNOZZI, M. Indicators of microbial water quality. In: FEWTRELL, L.; BARTRAM, J. **Water quality: guidelines, standards and health**. London: IWA Publishing, 2001, 413p.

BÄRLOCHER, F. **The ecology of aquatic Hyphomycetes**. Berlin: Springer Verlag, 1992. 225 p.

BÄRLOCHER, F.; KENDRICK, B. Dynamics of the fungal population on leaves in the stream. **Journal of Ecology**, London, v.62, p.761-791, 1974.

BARNETT, H.L.; HUNTER, B.B. **Illustrated genera of imperfect fungi**. 4th ed. Minnesota: APS Press, 1998. 218 p.

BARRON, G.L. **The genera of Hyphomycetes from soil**. Baltimore: The Williams & Wilkins Company, 1968. 364 p.

BERNARDO, L.D.; BERNARDO, A.D.; CENTURIONE FILHO, P.L. **Ensaio de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. 1. ed. São Carlos: RiMa, 2002. 237 p.

BOOTH, C. **The genus *Fusarium***. Surrey: The Lavenham Press Ltd, 1971. 237 p.

BORGES, M.J.; GALBIATTI, J.A.; BENINCASA, M.; MARQUES-JÚNIOR, J.; FERRAUDO, A.S. Eficiência de interceptores de esgoto sobre a qualidade da água: uma contribuição ao planejamento urbano aplicado à cidade de Jaboticabal-SP. **Holos Environment**, São Paulo, v.2, n.1, p.87-105, 2002.

BORGES, K.P.; BERTOLIN, A.O. Avaliação microbiológica da qualidade da água do Córrego São João, Porto Nacional-TO, Brasil. **Holos Environment**, São Paulo, v.2, n. 2, p.174-184, 2002.

CAVALCANTI, M.S. **Fungos isolados da água e do solo das margens dos açudes do Prata e do Meio, na Reserva Florestal de Dois Irmãos, Recife-PE**. 2001. 316 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas – Botânica) – Instituto de Botânica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

CEBALLOS, B.S.O.; LIMA, E.O.; KÖNIG, A.; MARTINS, M.T. Spatial and temporal distribution of fecal coliforms, coliphages, moulds and yeasts in freshwater at the semi-arid tropic northeast region in Brazil (Paraíba State). **Brazilian Journal of Microbiology**, São Paulo, v.26, n.2, p.90-100, 1995.

CENTRO DE PESQUISA DE HISTÓRIA NATURAL (Est.). Conheça o Verde. Parques da Prefeitura do Município de São Paulo. HASHIMOTO, G. (Super.) e HISSASHI, J. (Coord.), Parque Ibirapuera, fascículo 11, 1988, p. 1-22.

CHADE, M.E.; MERELES, B.E.; MEDVEDEFF, M.G.; VEDOYA, M.C. Micosis subcutânea postraumática por *Fusarium solani*. **Revista Iberoamericana de Micologia**, Bilbao, v.20, n.1, p.29-30, 2003.

CHAMIER, A.C. Water chemistry. In: BÄRLOCHER, F (ed.). **The ecology of aquatic Hyphomycetes**. Berlin: Springer Verlag, 1992. 225 p.

CHAN, L.L.; SINGH, S.; JONES, D.; DIAZ, E.M.; GINSBERG, L.E. Imaging of Mucormycosis skull base osteomyelitis. **American Journal of Neuroradiology**, Columbia, v.21, n.5, p.828-831, 2000.

CHENG, Z. L.; ANDRE, P.; CHIANG, C. Hyphomycetes and macroinvertebrates colonizing leaf litter in two Belgian streams with contrasting water quality. **Limnetica**, v.13, n.2, p.57-63, 1997.

CHEN, S. C. A.; MULLER, M.; ZHOU, J. Z.; WRIGHT, L. C.; SORRELL, T. C. Phospholipase activity in *Cryptococcus neoformans*: A new virulence factor?. **The Journal Infectious Diseases**, Chicago, v.175, n.3, p.414-420, 1997.

CHOUAKI, T.; LAVARDE, V.; LACHAUD, L.; RACCURT, C. P.; HENNEQUIN, C. Invasive infections due to *Trichoderma* species: report of 2 cases, findings of *in vitro* susceptibility testing, and review of the literature. **Clinical Infectious Diseases**, Chicago, v.25, n.1, p.1360-1367, 2002.

CHRISTENSEN, M. A view of fungal ecology. **Mycologia**, Stanford, v.81, n.1, p.1-19, 1989.

COCUROCCIA, B.; GAIDO, J.; GUBINELLI, E.; ANNESSI, G.; GIROLOMONI, G. Localized cutaneous hyalohyphomycosis caused by a *Fusarium* species infection in a renal transplant patient. **Journal of Clinical Microbiology**, Washington, v.41, n.2, p.905-907, 2003.

CETESB. **Relatório de qualidade de águas interiores do Estado de São Paulo 2007**. Secretaria do Meio Ambiente, 2008. 537 p.

CONAMA. **Classificação de águas doces, salinas e salobras**. Resolução nº 20, de 18 de junho de 1986.

CONAMA. **Classificação de águas doces, salinas e salobras**. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.

COOKE, W.B. Fungi in polluted water and sewage. III. Fungi in a small polluted stream. **Sewage and Industrial wastes**, v.26, p.790-794, 1954.

COOKE, W. B.; KABLER, P. Isolation of potentially pathogenic fungi from polluted water and sewage. **Public health reports**. v.70, n.7, 1955.

COOKE, W. B. 1961. Pollution effects on the fungus population of a stream. **Ecology**, Washington, v.42, n.1, p.1-17, 1961.

COOKE, W. B. Fungi in sewage. In: GARETH JONES, E. B. **Recent advances in aquatic mycology**. London: Elek Science, 1976. p. 389-434.

COSTA, A. R.; PORTO, E.; TAYAH, M.; VALENTE, N. Y. S.; LACAZ, C. da SILVA.; MARANHÃO, W. M.; RODRIGUES, M. C. Subcutaneous mucormycosis caused by *Mucor hiemalis* Wehmer f. *luteus* (Linnemann) Schipper 1973. **Mycoses**, Malden, v.33, n.5, p.241-247, 1990.

COUTINHO, G. **Fatores de virulência e resistência a antifúngicos de amostras clínicas e ambientais de *Cryptococcus neoformans***. 136f. 2006. Dissertação (Mestrado em Ciências). Coordenadoria de Controle de Doenças da Secretaria de Estado da Saúde de São Paulo. 2006.

DICK, M. W. Peronosporomycetes. In: McLAUGHLIN, D.J.; McLAUGHLIN, E.G.; LEMKE P. A. (ed.). **Systematics and Evolution**. 1st.ed. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag, 2001a. p. 39 -72.

DICK. M. W. **Straminipilous Fungi: Systematic of the Peronosporomycetes, including accounts of the marine straminipilous protists, plasmodiophorids and similar organisms**. 1st. ed. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2001b. 660 p.

DIX, N. J.; WEBSTER, J. **Fungal Ecology**. Cambridge: Chapman & Hall. 1995. 549 p.

DOMSCH, K. H.; GAMS, W.; ANDERSON, T. H. C. **Compendium of soil fungi**. San Francisco: Academic Press, 1993, v.1, 860 p.

ECHETEBU, C. O.; ONONOGBU, I. C. Extracellular lipase and proteinase of *Basidiobolus haptosporus*: Possible role in subcutaneous mycosis. **Mycopathologia**, Netherlands, v.80, n.3, p.171-177, 1982.

ELLIS, M.B. **Dematiaceous Hyphomycetes**. Kew: Cabi Publishing, 1971. 608 p.

ESTEVEZ, F.A. **Fundamentos de limnologia**. 2^a.ed. Rio de Janeiro: Ed. Interciência Ltda, 1998. 601 p.

FAGUNDES, J. C. **Avaliação da velocidade de decomposição e da riqueza de geofungos associados a folhas de *Caesalpinia echinata* Lam. (pau-brasil) submersas em um lago artificial situado no Parque Municipal Alfredo Volpi, São Paulo, SP**. Monografia (Bacharel em Ciências Biológicas) 43f. Universidade de Santo Amaro, 2008.

FARACO, B.F.C; FARACO, A.F. Poluição hídrica micológica. **Revista Brasileira Medicina**, São Paulo, v.33, n.11, p.385-388, 1976.

FRAIZER, W.C. A method for the detection of change in gelatin due to bacteria. **Journal Infection Diseases**, Chicago, v.39, p.302-309, 1926.

GERTEL, P.; TAU-K-TORNISIELO, S.M.; MALAGUTTI, E.N. Qualidade das águas dos Córregos São Joaquim e Ribeirão Claro, bacia do Rio Corumbataí, SP, Brasil. **Holos Environment**, São Paulo, v.3, n.2, p.103-119, 2003.

GODFREY, B. E. S. Growth of two terrestrial microfungi on submerged alder leaves. **Transactions of the British Mycological Society**, Cambridge, v. 81, n. 2, p. 418-420, 1983.

GOMES, D.N.F. **Caracterização de fungos filamentosos isolados das praias de Casa Caiada e Bairro Novo, Olinda, Pernambuco, quanto a fatores de patogenicidade**. 58f. 2002. Dissertação (Mestrado em Biologia dos fungos). Universidade Federal de Pernambuco. 2002

GUGNANI, C. H. Nondermatophytic filamentous keratinophilic fungi and their role in human infection. In: KUSHWAHA, R. K. S.; GUARRO, J. (eds.), *Biology of dermatophytes and other keratinophilic fungi*. **Revista Iberoamericana de Micología**, Bilbao p. 109–114, 2000.

HAGLER, A.N.; AHEARN, D.G. Ecology of aquatic yeasts. In: ROSE, A. H.; HARRISON, J. S. (ed.). **The yeasts**, 2nd.ed.vol.1. London, Orlando: London Academic Press. 1987, p.181–205.

HAGLER, A. N.; SANTOS, S. S.; MENDONÇA-HAGLER, L. C. S. Yeasts of a polluted Brazilian estuary. **Brazilian Journal of Microbiology**, São Paulo, v.10, n.1, p.26-41, 1979.

HÄNEL, H. ; KIRSCH, R. ; SCHMIDTS, H. L. ; KOTTMANN, H. New systematically active antimycotics from the beta-blocker category. **Mycoses**, Malden, v.38, n.7, p.251-264, 1995.

HANKIN, L.; ANAGNOSTAKIS, S. L. The use of solid media for detection of enzyme production by fungi. **Mycologia**, Stanford, v.67, n.11, p.597-607, 1975.

HOOG, G. S.; GUARRO, J. **Atlas of clinical fungi**. Netherlands: Universitat Rovira I Virgili Press, 1995, p.148-175.

KATOR, H.; RHODES, M. Detection, enumeration and identification of environmental microorganisms of public health significance. In: MARA, D.; HORAN, N. (eds.) **Water and wastewater microbiology**. Great Britain: Academic Press, 2003. 610p.

KAY, D.; McDONALD, A. Reduction of coliform bacteria in two upland reservoirs: the significance of distance decay relationships. **Water Research**, Netherlands, v.14, n.4, p.305-318, 1980.

KOZEL, T. R. Virulence factors of *Cryptococcus neoformans*. **Trends in Microbiology**, St. Louis, v.3, n.8, p.295-299, 1995.

KVILIUTE, R.; PASKEVICIUS, A.; GULBINOVIC, J.; STULPINAS, R.; GRISKEVICUS, L. Nonfatal *Trichoderma citrinoviride* pneumonia in an acute myeloid leukemia patient. **Annals Hematology**, Heidelberg, v.87, n.6, p.501-502, 2008.

KWAK, S.W.; KIM, J.T.; CHUNG, D.S. Massive cerebral infarction due to rhinocerebral mucormycosis. **Journal Korean Neurosurgical Society**, Seoul, v.39, n.6, p.455-458, 2006.

LACAZ, C. Da S.; PORTO, E.; MARTINS, J. E. C. **Micologia médica: fungos, actinomicetos e algas de interesse médico**. 8. ed^a. São Paulo: Sarvier EDUSP, 1991, 695 p.

LESLIE, J. F.; SUMMERELL, B. A. **The Fusarium laboratory manual**. 1st.ed. Iowa: Blackwell Publishing, 2006, 388 p.

LOUREIRO, S.T.A. **Caracterização de leveduras isoladas das praias de Casa Caiada e Bairro Novo, Olinda Pernambuco quanto a fatores de patogenicidade**. 2002. 51f. Dissertação (Mestrado em Biologia dos Fungos) Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2002.

LUQUE, A.; BIASOLI, M.; ALVAREZ, D. Aumento de la incidencia de micosis superficiales producidas por hongos del género *Fusarium*. **Revista Iberoamericana Micologia**, Bilbao, v.12, n.1, p.65-67, 1995.

MacDONALD, F.; ODDS, F. C. Virulence for mice of a proteinase-secreting strain of *Candida albicans* and a proteinase-deficient mutant. **Journal of General Microbiology**, Great Britain, v.129, n.2, p.431-438, 1983.

MacDONALD, F. Secretion of inducible proteinase by pathogenic *Candida* species. **Medical Mycology**, London, v.22, n.1, p.79-92, 1984

MADRUGA, F. V.; REIS, F. A. G. V. MEDEIROS, G. A.; GIRDANO, L. C. Avaliação da influência do córrego dos Macacos na qualidade da água do Rio Mogi Guaçu, no município de Mogi Guaçu-SP. **Engenharia Ambiental – Espírito Santo do Pinhal**, v.5, n.2, p.152-168, 2008.

MARTINS, M. T.; GAMBALE, W.; PAULA, C. R.; PELLIZARI, V. H. Utilização de bactérias e fungos como indicadores na avaliação de fatores fisiográficos que interferem nos processos de auto-depuração de um córrego sub-tropical. **Brazilian Journal of Microbiology**, São Paulo, v.20, n.3, p.278-291, 1989.

MAKI, J.S.; DANOS, S.C.; REMSEN, C.C. Quantitative changes in fungal colony-forming units in the surface microlayers of two freshwater ponds. **Canadian Journal Microbiology**, Montreal, v.30, n.5, p.578-586, 1984.

McCUSKER, J.H.; CLEMONS, K.V.; STEVENS, D.A.; DAVIS, R.W. Genetic characterization of pathogenic *Saccharomyces cerevisiae* isolates. **Genetics**, Pittsburgh, v.136, n.4, p.1261-1269, 1994.

MEDEIROS, A. O. **Caracterização dos indicadores de qualidade de água e da diversidade de leveduras em ambientes aquáticos da bacia do rio Doce, Minas Gerais, Brasil**. 2002. 92f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia), Universidade Federal de Minas Gerais, 2002.

MELCHER, G. P. ; McGOUGH, D. A. ; FOTHERGILL, A. W. ; NORRIS, C. ; RINALDI, M. G. Disseminated hyalohyphomycosis caused by a novel human pathogen, *Fusarium napiforme*. **Journal of Clinical Microbiology**, Washington, v.31, n.6, p.1461-1467, 1993.

MILANEZ, A.; PIRES-ZOTARELLI, C. L. A.; GOMES, A. L. **Brazilian zoosporic fungi**. São Paulo: [s.n], 2007, 112p.

MOREIRA, C. G. **Sucessão fúngica (Hyphomycetes aquáticos e geofungos) em folhas de *Tibouchina pulchra* Cogn. (Melastomataceae) submersas em riacho na Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba, Santo André, São Paulo**. 2002. 48f. Monografia (Bacharelado e Licenciatura em Ciências Biológicas) Universidade de Santo Amaro, São Paulo, 2002.

MOREIRA, C. G. **Avaliação da diversidade e biomassa de fungos associados a folhas em decomposição de *Tibouchina pulchra* Cogn. submersas em reservatórios do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), São Paulo**. 2006. 123f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade vegetal e Meio Ambiente) Instituto de Botânica, São Paulo, 2006.

MULLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. Mathematical treatment of vegetation data. In: **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley, v.2, p. 211-302, 1974

NOELL, J. Slime-inhabiting geofungi in a polluted stream (winter/spring). **Mycologia**, Stanford, v.65, n.1, p.57-66, 1973.

NUCCI, M.; MAIOLINO, A. Infecções em transplante de medula óssea. **Medicina, Ribeirão Preto**, Ribeirão Preto, v.33, n.3, p.278-293, 2000.

NUNES, A. T. **Espécies de *Cladosporium* Link ex fr: de interesse médico isolados do solo e de vegetais de áreas de lazer da cidade do Recife, PE, Brasil**. 1998. 69f. Dissertação (Mestrado em Biologia de fungos) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 1998

OLIVEIRA, J. C. G.; NETTO, A. M.; DE ANGELIS, J. A.; BARBOSA, M. A. Estação de flotação e remoção de flutuantes do Parque do Ibirapuera, São Paulo: a aplicação do processo de tratamento por flotação em fluxo para a recuperação de lagos urbanos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., João Pessoa, **Anais...** João Pessoa, 2001.

PARK, D. The ecology of terrestrial fungi. In: AINSWORTH, G. C.; SUSSMAN, A. S. **The fungi: an advanced treatise**. New York: Academic Press Inc., 1968. v. 3, p. 5-37.

PARK, D. On the ecology of heterotrophic micro-organisms in freshwater. **Transactions of the British Mycological Society**, Oxford, v.58, n.2, p.291-299, 1972.

PATTERSON, D. J. Stramenopila: Chromophytes from a Protistan Perspective. In: GREENC.; LEADBEATER. B. S. C.; DIVER, W. L. (eds.). **The Chromophyte Algae: problems and perspectives**. Oxford: Clarendon Press, 1989, p. 357-379.

PAULA, C. R.; PURCHIO, A. GAMBALÉ, W. Yeasts from beaches in the southern area of São Paulo State “Baixada Santista”, Brasil. **Revista de Microbiologia**, São Paulo, v.14, n.2, p.136-143, 1983.

PINTO, I. M. A. **Micota filamentosa do solo e da água do rio Una do Prelado, estação Ecológica de Juréia-Itatins, SP**. 1999. 186 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1999.

PITT, J. I. **A laboratory guide to common *Penicillium* species**. 3rd. ed. North Ryde: Food Science Australia, 2000. 197 p.

PREFEITURA DO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO. **Resultados laboratoriais dos parâmetros de qualidade das águas do lago do Parque Ibirapuera**. Período: setembro de 2004 a agosto de 2005, Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente, Departamento de Controle da Qualidade Ambiental, Divisão Técnica de Controle Ambiental, Seção Técnica de Apoio e Desenvolvimento Tecnológico, 2005, 53 p.

PRICE, M. F.; CAWSON, R. A. Phospholipase activity in *Candida albicans*. **Sabouraudia**. New Jersey, v.15, n.2, p.179-185, 1977.

PRICE F.; WILKINSON, I. D.; GENTRY, L. O. Plate method for detection of phospholipase activity in *Candida albicans*. **Sabouraudia**. New Jersey, v.20, n.1, p.7-14, 1982.

PURCHIO, A.; GAMBALE, W.; PAULA, C. R. Molds from some beaches in the southern area of São Paulo State (Baixada Santista), Brazil. **Revista de. Microbiologia**, São Paulo, v.19, n.2, p. 166-171, 1988.

QUINN, J.P. Seasonal occurrence of yeast and other fungi in freshwater lake. **Transactions of the British Mycological Society**, Cambridge, v.83, n.1, p.53-8, 1984.

QURESHI, A. A.; DUTKA, B. J. A preliminary study of the occurrence and distribution of geofungi in Lake Ontario near the Niagara River. **Proceedings of the Seventeenth Conference on Great Lakes Research**. Part 11, 653-662, 1974.

RAPER, K. B., FENNELL, D. I. **The genus Aspergillus**. New York: Williams and Wilkins, 1965. 204p.

ROSA E SILVA, L. M. **Identificação de genes regulados pela temperatura na levedura patogênica *Cryptococcus neoformans***. 2006. 60f. Dissertação (Mestrado em Biologia Celular e Molecular) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul, 2006.

SANTOS, A. C.; MILANEZ, A. I. . Incidência de fungos isolados da água e do solo das margens do Rio Capibaribe, Recife-PE. In: Congresso Brasileiro de Micologia, 2., Rio de Janeiro, **Anais...**, Rio de Janeiro, 1998. p.180.

SARQUIS, M. I. M. **Incidência de fungos potencialmente patogênicos, oportunistas e alergênicos na areia da praia de Ipanema, RJ**. 1993. 99f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Veterinária) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 1993.

SCHOENLEIN-CRUSIUS, I. H.; PIRES, C. L. A. ; MILANEZ, A. I. Sucessão fúngica em folhas de *Quercus robur* L. (carvalho) submersas em um lago situado no município de Itapeverica da Serra, SP. **Revista de Microbiologia**, São Paulo, v.21, n.1, p.61-67, 1990.

SCHOENLEIN-CRUSIUS, I. H. **Sucessão fúngica em folhas de *Alchornea triplinervia* (Spreng.) M. Arg. em ambientes aquático e terrestre, na Mata Atlântica, Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba, Santo André, SP**. 1993. 373 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1993.

SCHOENLEIN-CRUSIUS, I. H.; PIRES-ZOTTARELLI, C. L. A.; MILANEZ, A. I. Amostragem em limnologia: os fungos aquáticos. In: BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. (eds.). **Amostragem em limnologia**. São Carlos: RiMa, 2004, p. 179-191.

SCHOENLEIN-CRUSIUS, I. H.; MILANEZ, A. I.; TRUFEM, S. F. B.; PIRES-ZOTTARELLI, C. L. A.; GRANDI, R. A. P.; SANTOS, M. L.; GIUSTRA, K. C. Microsporidic fungi in the Atlantic Rainforest in Cubatão, São Paulo, Brazil. **Brazilian Journal of Microbiology**, São Paulo. v. 37, n.3, p. 267-275, 2006.

SCHOENLEIN-CRUSIUS, I. H.; MALOSSO, E. Diversity of aquatic Hyphomycetes in the tropics. In: GANGULI, B.N.; DESHMUKH, K. (eds.). **Fungi – multifaceted microbes**. 1st.ed. New Delhi: Anamaya Publishers, 2007. p. 61-81.

SCHOENLEIN-CRUSIUS, I. H.; MILANEZ, A. I.; TRUFEM, S. F. B.; PIRES-ZOTTARELLI, C. L. A. Estudos micológicos sobre fungos na Reserva Biológica de Paranapiacaba. In: LOPES, M. I. S.; KIRIZAWA, M.; MELLO, M. F (eds.). **Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba – a Estação Biológica**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2009. No prelo.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO. Proposta para melhoria da qualidade ambiental de cursos d'água urbanos. Disponível em: <http://www.tce.pe.gov.br/departamentos/neg/antiores/sinaop/6sinaop/Paineis/P3/p3-t2%20-%20Despoluicao_leito_natural.pdf>. Acesso em: 12 abr.2009.

SILVA, E. B.; CAVALCANTI, M. A. de Q.; de SOUZA-MOTTA, C. M. Pathogenicity characteristics of filamentous fungi strains isolated from processed oat. **Revista de Microbiologia**, São Paulo, v.30, n.4, p.377-380, 1999.

SILVA, M. I. L. **Micobiota de água e de solo das margens de igarapés situados na área de mata do campus da Universidade do Amazonas**. 2002. 176 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

SILVEIRA, A. C. B.; OLIVEIRA, N. T.; NEVES, R. P.; MAGALHÃES, O. M. C.; QUEIROZ, L. A. Caracterização fisiológica de culturas não monocelulares e monocelulares de espécies de *Malassezia*. **Revista Brasileira Análises Clínicas**, Rio de Janeiro. v.38, n.4. p.213-216, 2006.

SLAVIKOVA, E.; KOVAKSCOVA; KOCKOVA-KRATOCHVILOVA, A. On the occurrence of yeast in fresh water of the artificial lake in Plavecky Stvrtok. **Ceska Mykologie**, Václavské, v.44, n.3, p.152-61, 1990.

SOUZA, L. C.; IARIA, S. T.; PAIM, G. V.; LOPES, C. A. M. Bactérias coliformes totais e coliformes de origem fecal em águas usadas na dessedentação de animais. **Revista Saúde Pública**, São Paulo, v.17, n.2, p.112-22, 1983.

SOUZA, H. M. L.; NUNES, J. R. S. Avaliação dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do córrego Figueira pertencente à Microbacia do Queima-pé de Tangará da Serra/MT. **Engenharia Ambiental – Espírito Santo do Pinhal**, Espírito Santo do Pinhal, v.5, n. 2, p. 110-124, 2008.

SPARROW, F. K. Jr. Ecology of freshwater fungi. In: AINSWORTH, G. C.; SUSSMAN, A. S. **The fungi: an advanced treatise**. New York: Academic Press Inc., 1968. v. 3, p. 41-83.

STEVENS, D. A.; KAN, V. L.; JUDSON, M. A.; MORRISON, V. A.; DUMMER, S.; DENNING, D. W.; BENNETT, J. E.; WALSH, T. J. ; PATTERSON, T. F.; PANKEY, G. A. Practice guidelines for diseases caused by *Aspergillus*. **Clinical Infectious Diseases**, v.30, n.4, p.696-709, 2000.

TAN, T. K.; LIM, G. A comparison of fungi from polluted water. **Environmental Pollution**, Oxford, v. 35, n.1, p.57-65, 1984.

TORRES-RODRIGUEZ, J. M. Nuevos hongos patógenos oportunistas emergentes. **Revista Iberoamericana de Micología**, Bilbao, v.13 (suplem 1), p.30-38, 1996.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. p.38-169.

ULFIG, K.; GUARRO, J.; CANO, J.; GENE, J.; VIDAL, P.; FIGUERAS, M.J.; LUKASIK, W. The occurrence of keratinolytic fungi in sediments of the river Tordera (Spain). **FEMS Microbiology Ecology**, Oxford, v.22, n.2, p.111-117, 1997.

VASCONCELOS, W. E.; RIOS, M. S.; SOUSA, A. H.; MEDEIROS, E. V.; SILVA, G. M. C.; MARACAJÁ, P. B. Caracterização bioquímica e enzimática de *Cunninghamella* isoladas de manguezal. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Paraíba. v.3, n.2, p., 2003.

VIDOTTO, V.; LEONEL, R.; SINICCO, A.; ITO-KUWA, S.; CRISEO, G. Comparison of phospholipase production in *Cryptococcus neoformans* isolates from AIDS patients and bird droppings. **Mycopathologia**, Netherlands, v.142, n.2, p.71-76, 1998.

VIEIRA, M. S.; MOURA, M. A. M.; GIL, F. G. Qualidade da água de lagos e nascentes do Parque Dr. “Fernando Costa” (Água Branca), São Paulo, SP. **Arquivos do Instituto Biológico**, São Paulo, v.73, n.4, p.475-483, 2006.

ZAK, J. C.; WILLIG, M. R. Fungal biodiversity patterns. In: MULLER, G. M.; BILLS, G. F.; FOSTER (eds.), M.S. **Biodiversity of Fungi: Inventory and monitoring methods**. Burlington, Massachusetts: Elsevier Academic Press, 2004. p. 59-76.

WALD, A. ; LEISENRING, W. ; VAN BURIK, J.A. ; BOWDEN, R. A. Epidemiology of *Aspergillus* infection in a large cohort of patients undergoing bone marrow transplantation. **The Journal of Infectious Diseases**, Chicago, v.175, n.6, p.1459-1466, 1997.

WARCUP, J. H. The soil plate method for isolations of fungi from soil. **Nature**, London, v.166, n.4211, p.117-118, 1950.

WELLBAUM, C.; SCHOENLEIN-CRUSIUS, I. H.; SANTOS, V. B. Fungos filamentosos em folhas do ambiente terrestre e aquático da Ilha dos Eucaliptos, Represa do Guarapiranga, São Paulo, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo. v. 22, n.1, p.69-74, 1999.

WELLBAUM, C.; SCHOENLEIN-CRUSIUS, I. H.; MALOSSO, E.; TAUKE-TORNISIELO, S. M. Fungos filamentosos isolados de folhas em decomposição na Represa do Guarapiranga, São Paulo, SP. **Holos Environment**, São Paulo. v.7, n.2, p.171-190, 2007

8. ANEXOS

Teste t: duas amostras em par para médias (Temperatura)

	<i>Variável 1</i>	<i>Variável 2</i>
Média	21,81666667	21,71667
Variância	3,521666667	3,801667
Stat t	1,463850109	
P(T<=t) uni-caudal	0,101555332	
t crítico uni-caudal	2,015048372	
P(T<=t) bi-caudal	0,203110664	
t crítico bi-caudal	2,570581835	

Teste t: duas amostras em par para médias (pH)

	<i>Variável 1</i>	<i>Variável 2</i>
Média	6,7	6,533333
Variância	0,868	0,966667
Stat t	1,813690625	
P(T<=t) uni-caudal	0,06472801	
t crítico uni-caudal	2,015048372	
P(T<=t) bi-caudal	0,12945602	
t crítico bi-caudal	2,570581835	

Teste t: duas amostras em par para médias (Condutividade)

	<i>Variável 1</i>	<i>Variável 2</i>
Média	0,263333333	0,24
Variância	0,000866667	0,00224
Stat t	1,067489992	
P(T<=t) uni-caudal	0,167278779	
t crítico uni-caudal	2,015048372	
P(T<=t) bi-caudal	0,334557558	
t crítico bi-caudal	2,570581835	

Teste t: duas amostras em par para médias (Oxigênio dissolvido)

	<i>Variável 1</i>	<i>Variável 2</i>
Média	3,816666667	7,083333
Variância	1,113666667	1,429667
Stat t	-5,214536698	
P(T<=t) uni-caudal	0,001712697	
t crítico uni-caudal	2,015048372	
P(T<=t) bi-caudal	0,003425395	
t crítico bi-caudal	2,570581835	

Teste t: duas amostras em par para médias (Ocorrências de fungos entre os locais 1 e 2)

	<i>Local 1</i>	<i>Local 2</i>
Média	12,33333333	11
Variância	30,26666667	9,2
Stat t	0,605782533	
P(T<=t) uni-caudal	0,285551773	
t crítico uni-caudal	2,015048372	
P(T<=t) bi-caudal	0,571103547	
t crítico bi-caudal	2,570581835	
