**SOLOS DE MANGUE DO RIO CRUMAHÚ (GUARUJÁ-SP):
PEDOLOGIA E CONTAMINAÇÃO POR ESGOTO
DOMÉSTICO**

TIAGO OSÓRIO FERREIRA

Dissertação apresentada à Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, para obtenção do título de Mestre em Agronomia, Área de Concentração: Solos e Nutrição de Plantas.

PIRACICABA
Estado de São Paulo – Brasil
Maio - 2002

**SOLOS DE MANGUE DO RIO CRUMAHÚ (GUARUJÁ-SP):
PEDOLOGIA E CONTAMINAÇÃO POR ESGOTO
DOMÉSTICO**

TIAGO OSÓRIO FERREIRA

Engenheiro Agrônomo

Orientador: Prof. Dr. **PABLO VIDAL-TORRADO**

Dissertação apresentada à Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, para obtenção do título de Mestre em Agronomia, Área de Concentração: Solos e Nutrição de Plantas.

PIRACICABA
Estado de São Paulo – Brasil
Maio - 2002

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP

Ferreira, Tiago Osório

Solos de mangue do rio Crumahú (Guarujá-SP): pedologia e
contaminação por esgoto doméstico / Tiago Osório Ferreira. - -
Piracicaba, 2002.

113 p.

Dissertação (mestrado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de
Queiroz, 2002.

Bibliografia.

1. Ecossistema de mangue 2. Esgotos sanitários 3. Pedologia 3. Rio
Crumahú 5. Solo-propriedade físico-química I. Título

CDD 631.4

“Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor”

AGRADECIMENTOS

- Ao Prof. Dr. Pablo Vidal-Torrado pela orientação, apoio, incentivo e conselhos durante estes anos de trabalho.
- À Universidade de Araras e, em especial, ao Prof. Dr. Sebastião A.L. Filho pelo incentivo na minha iniciação científica dentro da área de ciência do solo.
- À Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, ao Departamento de Solos e Nutrição de Plantas e à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas pela oportunidade que me foi oferecida.
- À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de estudos.
- Ao Prof. Dr. Álvaro Pires da Silva, pela ajuda e conselhos de vivência.
- Aos membros docentes do curso, Profs. Drs. Luís Reynaldo F. Alleoni, Gerd Sparovek e Célia Regina Montes pelos equipamentos e infraestrutura cedidos.
- Aos Profs. Drs. Xosé Luis Otero Perez e José Roberto Ferreira pelas sugestões oferecidas.
- Ao Prof. Dr. Jeferson Mortatti por possibilitar a realização das análises de $\delta^{15}\text{N}$.
- Ao Prof. Dr. Quirino A. C. Carmello e à Paula Packer pela ajuda nas análises realizadas no Depto. de Química.
- Ao “Dr. Raiz” e aos outros moradores do Bairro Morrinhos do Guarujá, pela hospitalidade e auxílio na execução do trabalho.
- Aos estagiários Daniel, Flávia, Patrícia e Marcelo pela ajuda no decorrer dos trabalhos.
- Ao NUPEGEL e ao técnico Sérgio pela ajuda e orientação na realização das análises mineralógicas.

- Aos funcionários, em especial a Maria Elisabete, Dorival, José Iremar, Udso, Dú, Elisângela, Luís Silva, Nancy, Wladimir, Luciano, João, Leandro, Vanda, Marcos, Anderson, Chico, Eleusa, Márcia, pelo convívio e auxílio.
- Aos amigos Márcio, Raiza, Silvino, Ricardo, Herdjanina, Maria Luísa, Lilian, Débora, Aline, Peterson, Rogério, Ariovaldo, Juliano, Marcelo, Eduardo, Fred, Gustavo, Guilherme e Culino pela amizade, apoio e inúmeros auxílios na realização para a realização deste trabalho.
- A todos os que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.
- Em especial à minha família pelo apoio, incentivo e compreensão, fundamentais durante minha jornada pessoal e profissional.
- A DEUS pela força, pela saúde, pelas oportunidades, pelos obstáculos e pelas conquistas.

MUITO OBRIGADO

SUMÁRIO

	<i>Página</i>
RESUMO	<i>viii</i>
SUMMARY	<i>x</i>
1 INTRODUÇÃO	<i>1</i>
1.1 Considerações iniciais	<i>1</i>
1.2 Hipótese e objetivos	<i>3</i>
2 REVISÃO DE LITERATURA	<i>4</i>
2.1 Manguezal: Definições	<i>4</i>
2.2 Distribuição geográfica e a origem dos manguezais	<i>4</i>
2.3 Condicionadores do desenvolvimento do manguezal	<i>8</i>
2.4 Principais espécies de mangue	<i>9</i>
2.5 Relação solo – vegetação	<i>11</i>
2.5.1 Mangue Vermelho (Gênero <i>Rhizophora</i>)	<i>11</i>
2.5.2 Mangue Branco (Gênero <i>Laguncularia</i>)	<i>12</i>
2.5.3 Mangue Negro (Gênero <i>Avicennia</i>)	<i>12</i>
2.5.4 Samambaia do mangue (<i>Acrostichum</i>) e agodoeiro da praia (<i>Hybiscus</i>)	<i>12</i>
2.6 Os solos de mangue	<i>13</i>
2.6.1 Classificação dos solos de mangue	<i>16</i>
2.6.2 Mineralogia dos solos de mangue	<i>17</i>
2.6.3 Origem dos minerais nos solos de mangue.....	<i>18</i>
2.7 Impactos antrópicos em manguezais	<i>23</i>
2.8 Disposição de esgoto em manguezais	<i>24</i>
2.8.1 Aspectos sanitários	<i>25</i>
2.8.2 Metais Pesados	<i>26</i>
2.8.3 Eutrofização	<i>27</i>

2.8.4 Traçadores de esgoto doméstico	29
3 MATERIAL E MÉTODOS	31
3.1 Localização geográfica da área de estudo	31
3.2 Clima	32
3.3 Relevo	32
3.4 Geomorfologia e geologia	32
3.5 Metodologia	35
3.5.1 Amostragem	35
3.5.2 Metodologia Laboratorial	38
3.5.2.1 Análises químicas e físicas para fins de classificação	38
3.5.2.2 Teores totais	38
3.5.2.3 Análise de C, N e S totais	39
3.5.2.4 Análise da relação $\delta^{15}\text{N}$	39
3.5.2.5 Análise mineralógica	40
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
4.1 Atributos químicos dos solos estudados	41
4.2 Atributos físicos dos perfis representativos	47
4.3 Condições físico-químicas dos perfis.....	50
4.4 Classificação dos perfis representativos.....	53
4.4.1 Organossolos.....	53
4.4.2 Gleissolo.....	56
4.5 Mineralogia da fração argila nos perfis representativos.....	64
4.5.1 Identificação dos minerais presentes.....	64
4.5.2 Origem dos minerais presentes.....	69
4.5.3 Microscopia eletrônica de varredura	71
4.5.4 Mineralogia da fração silte nos perfis representativos.....	78
4.6 Condições de estabilidade para espécies de ferro e enxofre.....	82
4.7 Valores de pH de incubação.....	83
4.8 Oxigênio Dissolvido, $\delta^{15}\text{N}$ e teores totais de metais pesados.....	87
5 CONCLUSÕES.....	93
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	94

SOLOS DE MANGUE DO RIO CRUMAHÚ (GUARUJÁ – SP): PEDOLOGIA E CONTAMINAÇÃO POR ESGOTO DOMÉSTICO

Autor: TIAGO OSÓRIO FERREIRA

Orientador: Prof. Dr. PABLO VIDAL – TORRADO

RESUMO

Apesar da reconhecida importância ecológica dos manguezais estes ecossistemas continuam sofrendo impactos antrópicos, que atingem não só a fauna e a flora como também os seus solos, por sua vez, ainda pouco estudados. Este trabalho teve por objetivo estudar as características mineralógicas e físico-químicas dos solos de mangue do rio Crumahú, no município do Guarujá, junto aos Bairros Morrinhos e Vila Zilda, e realizar um diagnóstico da contaminação do solo e da água neste ambiente em função da descarga de esgoto doméstico. Foram realizadas amostragens, em 03 profundidades, em 02 transeções e em 14 pontos-controle realizando-se medições de pH, Eh e OD. No laboratório, foram realizadas análises químicas e físicas para fins de classificação além de difratogramas de raios-X (frações silte e argila) e imagens por microscopia eletrônica de varredura. Para um dimensionamento do grau e extensão da contaminação da área determinou-se: teores totais de metais pesados (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn) e os valores da relação $\delta^{15}\text{N}$ ao longo do curso do rio. Os diferentes solos encontrados, enquadrados no grupo dos potenciais solos ácidos sulfatados (PSAS), foram classificados como: ORGANOSSOLO TIOMÓRFICO Fíbrico típico, textura

argilosa (Ojm), ORGANOSSOLO TIOMÓRFICO Hêmico típico, textura muito argilosa (Ojy), ORGANOSSOLO TIOMÓRFICO Hêmico típico, textura argilosa (Ojy) e GLEISSOLO TIOMÓRFICO Hístico sódico, Ta, textura argilosa, horizonte A hístico, hipereutrófico, esmectítico, moderadamente ácido (Gji). Sugere-se a inclusão dos caracteres sálico e sódico no quarto nível categórico da ordem dos ORGANOSSOLOS no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. A assembléia mineralógica dos solos, composta por caulinita, esmectita-glaucônica, glauconita, muscovita, ortoclásio e quartzo, é governada por condições geoquímicas presentes (halomorfia e salinólise) e pretéritas, enquanto as condições físico-químicas favorecem o processo da piritização. Os parâmetros OD, $\delta^{15}\text{N}$ e teores totais de metais indicam que a qualidade da água e dos solos de mangue do rio Crumahú se encontra comprometida em função disposição do esgoto doméstico.

**MANGROVE SOILS FROM CRUMAHU RIVER (GUARUJÁ – SP):
PEDOLOGY AND CONTAMINATION BY DOMESTIC WASTEWATER**

Author: TIAGO OSÓRIO FERREIRA

Adviser: Prof. Dr. PABLO VIDAL-TORRADO

SUMMARY

Despite the importance already detached of the mangroves, these ecosystems are still suffering from antropic impacts, which affect not only fauna and flora but also the mangrove soils that remain unstudied. The objectives of this work consisted in the study of the mineralogical, physical and chemical characteristics of the Crumahú river mangrove soils, from Guarujá municipal district, close to Morrinhos and Vila Zilda districts, and also accomplish a contamination diagnosis of soil and water in this environment due to the discharge of domestic wastewater. Samplings were carried out in 03 depths, in 02 transects and 14 sampling control-points. In the field, measurements of pH, Eh and DO were accomplished and, in the laboratory, aiming the classification, routine physical and chemical analysis. For the characterization of mineralogy X-ray diffractions and scanning electron microscopy (SEM) were obtained. To the dimensioning of the area contamination degree and extension, the following were determined: trace elements (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn) and the relation $\delta^{15}\text{N}$ values along the bank river. Soils fit in the group of potential acid sulfate soils (PASS) and were classified as: Typic Euic Sulfihemists (USDA) Thionic Fibric Rheic Histosol (FAO); Typic Euic Sulfihemists (USDA) Salic Thionic Rheic Histosol (FAO); Typic Euic

Sulfhemists (USDA) Salic Thionic Rheic Histosol (FAO); Histic Sulfaquent (USDA) Histic Sulfurithionic Gleysol (FAO), respectively. Mineralogical assembly of soils is composed by kaolinite, glauconitic-smectite, muscovite, orthoclase and quartz, being ruled by the present and preterit geochemical conditions (halomorphic and salinolytic). The soil physical and chemical conditions assist the piritization process, therefore insert in the pyrite geochemical stability. The parameters DO, $\delta^{15}\text{N}$ and trace metals concentrations indicate that the Crumahú river mangrove water and soils quality are affected due to the domestic wastewater disposition in the area.

1 INTRODUÇÃO

1.1 Considerações iniciais

O manguezal é um sistema ecológico costeiro tropical, dominado por espécies vegetais típicas, às quais se associam outros componentes da fauna e da flora, adaptados a um substrato periodicamente inundado pelas marés, com grandes variações de salinidade (Maciel, 1991). Têm sido denominados como um tipo de comunidade muito especial que se desenvolve sobre substrato lamacento, contendo pouco oxigênio, pobreza de cálcio e abundância de nutrientes (Macedo, 1986).

Estes ambientes marcados por inundações periódicas pela água do mar, variações de salinidade, escassez de oxigênio e solos lodosos, constituem-se importantes transformadores de nutrientes em matéria orgânica e produtores de bens e alimentos o que evidencia seu papel sócio-econômico. (Dinerstein et al., 1995; Schaeffer-Novelli, 1999; Menezes, 2000).

Encontrados às margens de baías, enseadas, barras, desembocaduras de rios, lagunas e reentrâncias costeiras, onde ocorra o encontro das águas de rios com as do mar, essas comunidades florestais desempenham papel fundamental na manutenção e existência de inúmeros ecossistemas localizados fora de seus limites. Sua destacada importância ecológica vem do fato de abrigarem além de suas espécies características, aquelas que migram para a costa durante a fase reprodutiva. A fauna e a flora associadas a estes ambientes são fonte de alimento e subsistência para as populações humanas além de oferecerem recursos geradores de divisas para o país (Schaeffer-Novelli, 1991; CNIO, 1998; Schaeffer-Novelli, 1999).

Em função da já destacada importância dos ecossistemas de manguezal, inúmeros estudos são encontrados a cerca de seu papel funcional (econômico, social e ambiental), de sua vegetação e de sua fauna, porém, pouco se sabe sobre solos de mangue.

Os solos de mangue, segundo Fitzpatrick et al., (1999), podem ser denominados como potenciais solos ácidos sulfatados (PSAS), ou seja, solos característicos de ambientes costeiros (estuários e manguezais) que, devido suas condições redutoras, são ideais para a formação da pirita (FeS_2).

Muitos estudos de solos de mangue no Brasil, dentro os quais os de Lima & Costa (1975), no Ceará, Lepsch et al. (1983), em São Paulo e de Silva & Mattos (1999), em Pernambuco, diante das dificuldades de acesso e amostragem, classificaram os solos desses ecossistemas como “solos indiscriminados de mangue”.

No Estado de São Paulo, especificamente na Baixada Santista, estes solos ocupam 105,06 km², o equivalente a 6,12% da superfície total da região (São Paulo, 2000). Dentro deste contexto, encontra-se o município do Guarujá com 13,9% de sua área ocupada pelos solos manguezais.

No Guarujá, assim como em grande parte da Baixada Santista, estes solos vêm sofrendo crescente degradação em função de pressões sócio-econômicas devido à ocupação urbana. A demanda por mão-de-obra para construção civil e serviços no Guarujá, levou ao surgimento de novas concentrações urbanas ao redor de áreas limítrofes com o mangue, onde o preço da terra é mais baixo atraindo a população de baixa renda.

Segundo o Ministério Público, as invasões de áreas de preservação no Guarujá pelos sem-teto geraram um problema ambiental no município, com ocupação das margens dos rios e a descarga de esgoto doméstico a céu aberto. Apesar do alerta, as invasões continuaram sem fiscalização do poder público e, neste mesmo contexto, formaram-se as concentrações sociais Vila Zilda e bairro Morrinhos no entorno do manguezal do Rio Crumahú, cujos solos são objeto do presente estudo.

Buscou-se, desta forma, estudar as características mineralógicas e físico-químicas desses solos além de se avaliar o grau de contaminação a que estão submetidos.

1.2 Hipótese e objetivos

Partido-se das hipóteses:

- (a) de que os solos de mangue do Rio Crumahú encontram-se em ambiente deposicional, halomórfico, hidromórfico e sulfato redutor;
 - (b) de que, em função dessas condições, a mineralogia destes solos deve ser especial e diferir da mineralogia de outros solos sob condições hidromórficas;
 - (c) e de que a presença de uma fonte pontual de esgoto urbano produz um gradiente de contaminação à jusante do Rio Crumahú, indo de uma área fortemente contaminada até uma área livre de contaminação, pretende-se:
- 1) Estudar a mineralogia e os atributos físico-químicos dos solos do rio Crumahú, para alicerçar trabalhos futuros sobre a dinâmica pedo-bio-geoquímica dos solos de mangue.
 - 2) Classificar os solos segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 1999), procurando contribuir para um posicionamento taxonômico mais adequado desses solos hoje classificados como *indiscriminados de mangue*.
 - 3) Estudar a variabilidade dos solos ao longo do Rio Crumahú.
 - 4) Contribuir para um diagnóstico da contaminação determinando os níveis de poluentes nos solos estudados e traçando a extensão da contaminação na área em função da descarga de efluentes domésticos.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Manguezal : Definições

“Ambiente caracterizado pela associação de árvores e arbustos (*Rhizophora mangle*, *Avicennia sp.*), além de algumas gramíneas (*Spartina sp.*), todas plantas halófitas, que se desenvolvem em planícies de marés protegidas margeando lagunas e estuários de regiões quentes úmidas. Os substratos desses ambientes são, em geral, lamosos e ricos em matéria orgânica” (Suguio, 1998, p.488).

“Ecossistema costeiro, de transição entre os ambientes terrestre e marinho, característico de regiões tropicais e subtropicais, sujeito ao regime das marés. Constituído de espécies vegetais lenhosas típicas (angiospermas) adaptadas à flutuação de salinidade e caracterizadas por colonizarem sedimentos predominantemente lodosos, com baixos teores de oxigênio. Ocorre em regiões costeiras abrigadas e apresenta condições propícias para alimentação, proteção e reprodução de muitas espécies animais, sendo considerado importante transformador de nutrientes em matéria orgânica e gerador de bens e serviços” (Schaeffer-Novelli, 1991, p.3).

2.2 Distribuição geográfica e a origem dos manguezais

Os manguezais se encontram predominantemente, na região limitada pelos trópicos de Câncer e de Capricórnio tendo sua região de desenvolvimento preferencial nas imediações da linha do Equador (Figura 1). Em nosso país, este tipo de ecossistema é encontrado em quase toda a extensão do litoral, desde o Amapá até Santa Catarina (Yokoya, 1995).

Figura 1 - Distribuição das florestas de manguezal no globo e número aproximado de espécies vegetais nos hemisférios oriental e ocidental (Fonte Chapman, 1970).

Segundo Lacerda (1984), estima-se a existência de cerca de 20 milhões de hectares de manguezais em todo o mundo sendo que os países onde as maiores florestas encontram-se são: Malásia, Índia, Brasil, Venezuela, Nigéria e Senegal. No litoral brasileiro, do Cabo Orange (Amapá) até Araranguá (Santa Catarina), estas florestas ocupam uma área aproximada de 25.000 km².

Quanto sua origem, Chapman (1970) considera ter sido na região Indo-Pacífica durante o Cretáceo (60 milhões de anos A.P.) tendo chegado a outros continentes através do transporte de seus propágulos pelas correntes marítimas. Segundo

o autor, os primeiros gêneros a evoluir foram o *Rhizophora* e *Avicennia* o que fica evidenciado pela larga distribuição destes no globo.

Ferreira (1989), citado por Vale (1999), em estudos realizados na costa do Espírito Santo, comprova a existência dos manguezais por volta de 120.000 anos A.P., no Pleistoceno.

Yokoya (1995), por outro lado, destaca a deriva dos continentes como a chave de outra teoria elaborada para explicar o fenômeno da distribuição dos manguezais no mundo.

De acordo com Suguio (1994) a origem dos manguezais se encontra ligada a origem das planícies sedimentares as quais, no Estado de São Paulo, são resultado de sedimentos depositados por duas etapas transgressivo-regressivas, no Pleistoceno e Holoceno (Transgressões Guarujá e Santos) (Figura 2). Estas planícies se encontram delimitadas por formações do embasamento cristalino pré-cambriano que chegam até o mar.

As planícies costeiras como as conhecemos hoje, são resultado de flutuações do nível do mar e alterações paleoclimáticas, assim como a origem e distribuição dos manguezais. Até cerca de 5.150 anos A.P., a maior parte da costa brasileira se encontrava submersa devido à Última Transgressão (Transgressão Santos) que foi seguida por uma regressão responsável pela formação de terraços marinhos e pela transformação de lagunas em lagoas e, posteriormente, as últimas em pântanos salobros (manguezais) (Suguio et al., 1985).

Figura 2 – Estádios evolutivos de sedimentação costeira. Modificada pelo autor de Suguio et al. (1985).

Ainda de acordo com Suguio et al. (1985), os manguezais podem ter se originado do “efeito molhe” que consiste no impedimento da deriva litorânea¹ por uma desembocadura fluvial importante. Está, gera pontais e ilhas exteriormente a lagunas² que, por sua vez, evoluem para lagoas e pântanos com manguezais.

¹ Deriva Litorânea: Transporte de sedimentos das barras e praias, nas zonas litorâneas, pela ação de ondas e correntes. (Suguio, 1998).

² Lagunas: corpos de água rasa e salobra ou salgada, separados do mar aberto, mas mantendo contato por meio de canais de comunicação (Suguio, 1980).

2.3 Condicionadores do desenvolvimento do manguezal

O estabelecimento e desenvolvimento dos manguezais está diretamente associado às condições climáticas, hidrológicas e geomorfológicas. Sendo assim, temperaturas tropicais, amplitude de marés, presença de água doce (para permitir o estabelecimento de ambientes salobros) e relevos litorâneos protegidos da ação destrutiva das ondas, constituem os requisitos básicos necessários para o desenvolvimento e manutenção do manguezal (Vale, 1999).

Outros trabalhos (Menezes, 2000 e Walsh, 1974) consideram que, seriam cinco, as condições necessárias para um desenvolvimento deste sistema, sendo elas:

1. *Temperaturas tropicais*: no mês mais frio, temperaturas acima de 20°C e amplitudes térmicas em cada estação que não excedam 5°C;
2. *Aluvião fino-particulado*: substrato inconsolidado constituído, principalmente, por silte e argila fina, rica em matéria orgânica;
3. *Áreas costeiras livres da forte ação de marés violentas*;
4. *Água salgada* (devido sua condição de halófitas facultativas, as espécies que compõem os mangues, habitam regiões que sofrem ação das marés, onde as plantas não adaptadas não conseguem se instalar);
5. *Grande amplitude de marés*.

Outro fator que determina o estabelecimento dos ecossistemas de manguezal é o ambiente de sedimentação. Ambientes lagunares, estuarinos e de planície de marés são propícios ao desenvolvimento da vegetação de mangue (Suguio, 1980).

Devido a condições tão especiais, esses ambientes apresentam uma vegetação altamente especializada, constituída por poucas espécies, entre as quais pode-se mencionar: *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana* (IPARDES, 1989).

2.4 Principais espécies de mangue

McNae (1968) e Sugiyama (1995) sugerem que o termo “manguezal” está relacionado à comunidade do ponto de vista ecológico-fisionômico, enquanto “mangue” refere-se apenas às espécies vegetais.

A vegetação das áreas de manguezal da Baixada Santista é essencialmente homogênea consistindo-se de uma formação lenhosa de praias argilodosas, dentro da zona das marés. Caracterizada por plantas lenhosas, arbustivas e subarbustivas, difere ecológica e florísticamente da vegetação de terra firme sendo composta, basicamente, pelas árvores dos gêneros *Rhizophora*, *Laguncularia* e *Avicennia*, além do arbusto *Hibiscus* e da erva terrestre *Acrostichum*, descritas a seguir (Lamberti, 1966):

Rhizophora mangle

Espécie de hábito arbóreo de 6 m ou mais com inúmeras ramificações pertencente à Classe *Dicotyledoneae*, ordem *Myrtiflorae* e família *Rhizophoraceae*. As plântulas desta espécie se desprendem da planta mãe caindo no solo e enraízam-se ao encontrarem condições favoráveis. Um dos aspectos de maior destaque desta espécie está em seu sistema radicular em forma de arco. As chamadas raízes de escora apresentam características bastante peculiares como, por exemplo, interior esponjoso e presença de lenticelas³. Partindo diretamente do tronco e do caule da árvore estas raízes promovem a sustentação e a troca de oxigênio com a atmosfera.

³ Lenticelas: estruturas que permitem a troca de O₂ e CO₂ entre a planta e o meio no momento da inundação pelas marés (Costa, 1995).

Avicennea schaueriana

Esta árvore conhecida vulgarmente como mangue siriúba faz parte da Classe *Dicotyledoneae*, ordem *Tubiflorae* e da família *Verbenaceae*. Seus frutos em forma de cápsula oval achatada e a presença de um sistema radicular dotado de pneumatóforos garantem a propagação e a sobrevivência da espécie.

Os pneumatóforos consistem em raízes aéreas que permitem, através da ação de lenticelas, o armazenamento de ar e a conseqüente aeração do sistema radicular.

Laguncularia racemosa

Também pertencente à classe *Dicotyledoneae* e à ordem *Myrtiflorae*, o mangue rasteiro ou canapomba, como é conhecido, está enquadrado na família *Combretaceae*. Esta espécie de árvore do manguezal difere das outras por apresentar um menor porte podendo, às vezes, aparentar um hábito arbustivo. Quanto ao sistema radicular, a *Laguncularia racemosa* também apresenta pneumatóforos, porém de formato menores e bifurcados ou trifurcados.

Hibiscus tiliaceus

O algodoeiro da praia é um arbusto de inúmeras ramificações e bastante comum na arborização de cidades litorâneas. A taxonomia da espécie a classifica como uma integrante da classe *Dicotyledoneae*, ordem *Malvales* e da família *Malvaceae*. Suas folhas e flores são grandes, suas raízes apresentam caráter adventício bastante ramificado, fino e de pouca penetração no solo.

Acrostichum aureum

Pteridófita da ordem *Filicales* e da família *Polypodiaceae*, a samambaia do mangue consiste em uma erva terrestre com caule ramificado e folhas compostas

penadas. O sistema radicular desta espécie é superficial e também constituído por raízes adventícias.

As espécies descritas anteriormente, assim como suas principais características, encontram-se ilustradas na figura 3.

Figura 3 - Ilustração das principais espécies de mangue (Modificada pelo autor de Lamberti, 1966).

2.5 Relação solo – vegetação

2.5.1 Mangue Vermelho (Gênero *Rhizophora*)

Desenvolvem-se melhor em solos siltosos rasos, inundados por água salobra e protegidos da ação direta das ondas e do oceano, mas que estejam em locais com abundância de água natural e elevados índices pluviosidade. Os solos que sustentam este tipo de mangue normalmente apresentam valores de pH elevados, relação C/N alta, e elevados teores de enxofre oxidável, nitrogênio, fósforo e carbono. Ocupam geralmente as margens dos rios e suas planícies de inundação onde o aporte de nutrientes é elevado (Jimenez, 1985).

2.5.2 Mangue Branco (Gênero *Laguncularia*)

Consegue se desenvolver bem nos mais diversos tipos de solos, desde de arenosos a argilosos. Estes devem, porém, se encontrar em locais com presença de água salobra e posição elevada ou interna onde a frequência e a intensidade das marés é menor. Por ser uma planta que possui um sistema de excreção para sua regulação salina, o mangue branco é capaz de suportar os mais diversos níveis de salinidade (Jimenez, 1988).

2.5.3 Mangue Negro (Gênero *Avicennia*)

Assim como para os outros tipos de mangue, a presença de água salobra é necessária para seu desenvolvimento com a diferença de se adaptar melhor a ambientes mais secos e com menor frequência de inundações. A exemplo do mangue branco, se desenvolve em solos de diversas texturas e salinidade fazendo uso de seu sistema de excreção de sais. É bastante encontrado em solos que apresentem elevadas concentrações de pirita (Jimenez & Lugo, 1988).

2.5.4 Samambaia do mangue (*Acrostichum*) e Agodoeiro da praia (*Hybiscus*)

Estes dois outros componentes da flora do mangue costumam ser encontrados em ambientes de transição entre o manguezal e a terra firme, assim como em locais onde há algum tipo de influência ou impacto antrópico. Ambos têm ocorrência comum em solos mais firmes que sofrem menor influência da água do mar (Sugiyama, 1995).

2.6 Os solos de mangue

De acordo com Cintrón & Schaeffer (1983), os solos desses ecossistemas, por estarem em ambientes de baixa energia, apresentam predominância das frações mais

finas (argila e silte), elevadas quantidades de matéria orgânica e sais solúveis em função do contato com o mar. Devido à decomposição da serapilheira e à saturação pela água, são solos reduzidos de cores acinzentadas a pretas com presença de H_2S . Podem ter vários metros de profundidade sendo fracamente consolidados e semi - fluídos.

As principais propriedades dos solos de mangue são a salinidade, a ampla variação nos valores de pH, CTC e capacidade de retenção de água (VallHay & Lacerda, 1980; Marius & Lucas, 1991).

A inundação a que são freqüentemente submetidos é responsável por importantes alterações físico-químicas nestes solos. Alterações estas que causam: a queda do potencial redox, o aumento dos valores de pH, mudanças drásticas no equilíbrio de minerais e na dinâmica de elementos como o ferro e o enxofre (Ponnamperuma, 1972).

Em função do alagamento, a taxa de difusão do oxigênio no solo sofre uma diminuição de cerca de 10.000 vezes, tornando-se muito inferior à demanda microbiana para oxidação da matéria orgânica. A decomposição desta passa então a ocorrer através de microorganismos anaeróbios e às custas de outros receptores de elétrons que não o O_2 , seguindo-se a seguinte seqüência termodinâmica: NO_3^- , Mn^{4+} , Fe^{3+} , SO_4^{2-} , CO_2 (metanogênese), N_2 e H^+ . (Ponnamperuma, 1972; Froelich, 1979; Schulz, 2000).

Segundo Hill (1981), a combinação dos elevados conteúdos de matéria-orgânica e enxofre com a condição anaeróbia, as fontes de Fe reativo (via aportes de sedimentos inorgânicos) e as fontes de SO_4^{2-} prontamente disponíveis, faz dos solos de mangue um ambiente propício à ocorrência da redução bacteriana do sulfato a sulfeto e seu conseqüente acúmulo sob a forma de pirita (FeS_2) (Breemen & Buurman, 1998).

O processo acima explicitado, conhecido por piritização, pode ou não passar por etapas onde ocorra a formação de sulfetos de ferro menos estáveis (precursores da pirita), como a greigita e mackinawita, conhecidos por sulfetos ácidos voláteis (AVS). Outros minerais, como a glauconita (ilita dioctaedral com Fe^{2+} e Fe^{3+}

nas posições octaédrais) também podem se formar em função das condições geoquímicas presentes nestes ambientes (Fanning et al., 1989).

A piritização está intimamente ligada aos ciclos biogeoquímicos do enxofre e do ferro nestes ambientes e, de acordo com Breemen & Buurman (1998), envolve: a redução do sulfato a sulfeto pela ação da bactéria redutora do sulfato; a oxidação do sulfeto a dissulfeto e a reação deste com minerais de ferro. Os autores consideram que a formação da pirita é intensa nas áreas de mangue devido ao abundante suprimento de sulfato (pela água do mar) e matéria orgânica (vegetação). Consideram ainda, que sua formação é positivamente influenciada pelo fluxo das marés. Isso ocorre porque o fluxo das marés, aumenta o suprimento de oxigênio necessário para a completa piritização dos óxidos de Fe (III), e ainda facilita a remoção do bicarbonato formado durante a redução do sulfato. Esta remoção causa um abaixamento do pH, o que acelera a formação da pirita.

A redução dos oxidróxidos de ferro, anterior a redução do sulfato, libera cátions Fe^{2+} para a água intersticial os quais podem precipitar na forma de carbonatos, fosfatos e sulfetos ou sofrer nova oxidação a ferrihidrita, lepidocrocita e goetita (Canfield et al., 1993).

Sob condições oxidantes, entretanto, os solos desses ecossistemas geram níveis muito baixos de pH pela presença do ácido sulfúrico formado às custas da oxidação pirita, como segue (Fernandes & Peria, 1995):

A exemplo do ferro, as diferentes espécies de enxofre (S^0 , S-orgânico, S-pirítico, AVS e S-total) irão surgir em função de variações físico-químicas no meio (oxidação – redução) e da atividade microbiana, como mostra a figura 4. Neste ciclo, Odum (1988) destaca a importância dos processos de oxidação (O) e redução (R), representados pela roda central na figura citada acima, na formação das diferentes espécies de S.

Figura 4 - Ciclo biogeoquímico do enxofre (Modificada de Odum, 1988).

Fica evidente, portanto, que os ciclos biogeoquímicos do ferro (Figura 5) e enxofre se encontram intimamente relacionados à mineralogia desses solos sendo ambos governados por variações físico-químicas do meio em função da maré e da sazonalidade.

Figura 5 - Ciclo biogeoquímico do ferro (Modificada de Murad & Fisher, 1985).

2.6.1 Classificação dos solos de mangue

Os solos de mangue, tidos com “indiscriminados” são solos halomórficos desenvolvidos a partir de sedimentos marinhos e fluviais com presença de matéria orgânica e que ocorrem em regiões de topografia plana na faixa costeira sob a influência constante do mar. As variações destes solos podem consistir nos Gley Húmicos, Gley Pouco Húmicos e os Solos Orgânicos (EMBRAPA, 1978).

De acordo com Sylla et al., (1996) os solos sob a vegetação de mangue são potenciais solos ácidos sulfatados (PSAS), ou seja, solos hidromórficos, constituídos por materiais sulfídricos (pirita- FeS_2) que geram acidez depois de efetuada a drenagem.

Este tipo de material se faz presente em um horizonte sulfúrico diagnóstico para a classificação destes solos como Thionic Flulvisols (FAO-UNESCO), Sulfaquepts (Soil Taxonomy) ou tiomórficos (SIBCS).

Guthrie (1985), em um estudo visando a classificação e caracterização destes solos na região dos trópicos os classificou (Soil Taxonomy) como: Tropaquepts e Tropaquents (na África) e Aquepts e Aquents (na Malásia).

Todas as classes de solos que ocorrem em áreas de manguezais estão associadas à influência marcante da água. Nessas áreas, vários solos podem ocorrer: Areias Quartzosas Marinhas e Podzóis hidromórficos (em terraços arenosos), solos hidromórficos, solos Gley, Orgânicos com tiomorfismo e solos Aluviais, principalmente da era Cenozóica (Lani, 1998).

2.6.2 Mineralogia dos solos de mangue

Segundo Prakasa & Swamy (1987), a composição mineralógica dos solos de mangue apresenta, com frequência, seqüências relativas de minerais de argila correspondentes, principalmente, à montmorilonita > caulinita > illita > clorita. Minerais como o quartzo, halita e jarosita também podem aparecer compondo a assembléia mineralógica desses solos (Marius & Lucas, 1991).

A glauconita, uma illita dioctaedral com Fe^{2+} e Fe^{3+} nas posições octaedrais (Fanning et al., 1989) e K, Na ou Ca nas intercamadas (Köster, 1981), é um dos argilominerais que pode ser encontrado nos solos de mangue (Prada-Gamero, 2001). Formada normalmente em sistemas marinhos de baixa taxa de sedimentação (Amorosi, 1997) e sob condições de temperatura similares às da superfície, este argilomineral apresenta mecanismos de formação que apontam para uma origem pedogenética ou autóctone (Rabenhorst & Fanning, 1989; Kelly & Webb, 1999; Harris & Whiting, 2000).

A presença de fontes de Fe, K, Al e Si é essencial para a formação de argilominerais desta natureza além de ambientes parcialmente redutores e situados na interface sedimento-água do mar (Hillier, 1995; Kelly & Webb, 1999).

O processo da piritização, já explicitado anteriormente, se encontra relacionado ao processo da glauconitização daí a ocorrência comum de associações de pirita e glauconita em solos de mangue (Fanning et al., 1989). A glauconitização se dá antes da formação da pirita, ou seja, sob condições redutoras menos intensas e, portanto, antes de uma significativa redução dos sulfatos (S^0 , $S_2O_3^{2-}$, SO_3^{2-} e S_x^{2-}). Sendo assim, após o estabelecimento das condições para a estabilidade da pirita a formação dos minerais glauconíticos é interrompida (Kelly & Webb, 1999; Suits & Arthur, 2000).

2.6.3 Origem dos minerais nos solos de mangue

A origem dos argilominerais em ambientes costeiros com influência constante dos aportes marinhos e fluviais pode ser, de acordo com Hillier (1995), de dois tipos: detrital ou autóctone. Argilominerais de origem detrital são trazidos de outros ambientes pela ação hídrica e/ou eólica enquanto os argilominerais autóctones são formados *in situ*, conforme ilustra a figura 6.

Figura 6 – As origens dos argilominerais em ambientes de sedimentação costeira e as informações que podem ser obtidas por meio destes (Modificada de Hillier, 1995).

Ainda de acordo com Hillier (1995), a origem autóctone de argilominerais nesses ambientes pode ter 02 caminhos de formação: precipitação direta a partir de íons presentes na solução (halmirólise) e a transformação a partir de um mineral precursor.

Segundo Weaver (1989) a maioria dos argilominerais presentes em ambientes de sedimentação é de origem detrital (90%) e em um estudo sobre a concentração de material em suspensão em águas oceânicas, o autor chegou a estimar que cerca de 10 bilhões toneladas/ano de filossilicatos atinge os oceanos via, principalmente, transporte fluvial e, em menor escala, via contribuições atmosféricas.

Quanto a glauconita, a maioria dos estudos indica a autigênese como o meio de formação deste argilomineral (Hillier, 1995; Xiouzhua et al., 1996; Sánchez-Navas et al., 1998; Suguio, 1998; Suits & Arthur, 2000).

De acordo com Odin & Fullagar (1988), a teoria clássica de formação da glauconita via a absorção de K por uma esmectita detrital, conhecida como *The layer lattice theory*, apesar de muito aceita dos anos 60 aos 80, já não se adequa bem ao processo da glauconitização conforme mostraram alguns estudos (Odin & Fröhlich, 1988; Odin & Lamboy, 1988; Odin, 1988).

A halmirólise, ou seja, a precipitação da glauconita diretamente da água do mar contendo seus constituintes em solução, de acordo com Fanning et al. (1989), também deu lugar à teoria de uma formação em condições semi-confinadas e isoladas do mar aberto (Odin & Lamboy, 1988).

A glauconitização ocorre em ambientes marinhos de águas rasas (100 a 300m de profundidade), com baixas taxas de sedimentação e, preferencialmente, em latitudes tropicais. Condições que se mostram presentes em áreas estuarinas e de manguezais o que vem, portanto. A figura 7 ilustra os ambientes típicos de formação da glauconita.

O processo da glauconitização, depois de finalizado, leva à neoformação de micas ricas em K e Fe a partir de um substrato poroso de composição variável (pelotas fecais, material biogênico e testa de foraminíferos) localizado próximo à interface sedimento-água. A glauconitização se processa no interior dos poros do substrato/fácies (*glaucony*), os quais desempenham o papel físico de controlar o fluxo de solução com os elementos constituintes (Odin & Lamboy, 1988; Odin & Fröhlich, 1988).

Figura 7 - Ambientes de formação da glauconita em relação a outros argilominerais autóctones. (Modificada de Hillier, 1995).

Conforme destacado por Odin (1988) e Hillier (1995), o processo da glauconitização passa pela formação de outros argilominerais se constituindo em uma solução-sólida.

O membro inicial do processo é um mineral da família das esmectitas caracterizado por elevados teores de ferro e modestas concentrações de potássio estruturais. Devido a sua composição química, este argilomineral, recebeu o nome de esmectita-glauconítica sendo um dos argilominerais autigênicos gerados na fácies antes do aparecimento da glauconita, o membro autigênico final.

A figura 8 ilustra as etapas da glauconitização de uma pelota fecal e as fases mineralógicas do processo inclusive a que envolve a formação da esmectita-glauconítica.

Figura 8 – Etapas da glauconitização e suas fases minerais (Hillier, 1995).

Segundo Odin & Fullagar (1988), o processo anteriormente representado pode ser impedido em qualquer uma das etapas em função de uma alteração nas condições geoquímicas tidas como ideais. De acordo com os autores, as causas mais comuns para o impedimento do processo da glauconitização estão relacionadas a dois fatores: processos transgressivos/regressivos e aumento do fluxo detrital no sistema.

Hillier (1995), destaca que a identificação de esmectitas autóctones em ambientes marinhos é muito difícil em função da capacidade destes argilominerais se misturarem com material detrital alóctone de mesma estrutura (esmectitas detritais). O autor considera, como uma regra geral, que a formação de esmectitas nestes ambientes é reduzida e que, no caso desta ocorrer, geralmente o mineral formado é a nontronita.

2.7 Impactos antrópicos em manguezais

As regiões costeiras sempre atraíram a implantação de empreendimentos econômicos devido às vantagens e facilidades que oferecem para a instalação de portos e atividades turísticas. Localizada no centro do litoral paulista, a Baixada Santista, se encontra inserida em um dos maiores núcleos de crescimento industrial e urbano do país, o que constitui grande ameaça a suas áreas estuarinas (Silva et al., 1994).

O processo de desenvolvimento econômico nas cidades litorâneas avança juntamente com a ocupação desgovernada de seus ecossistemas e o uso incorreto do solo nessas regiões. Por englobarem ambientes de grande fragilidade, as zonas costeiras acabam por muitas vezes, sendo parcial ou permanentemente degradadas em função deste mecanismo de crescimento (Machado, 1994).

No caso específico dos manguezais, os impactos antrópicos mais incidentes são: obras de canalização, construção de barragens, aterros, salinas, derramamentos de petróleo, descarga de efluentes, descarte de resíduos sólidos e implantação de empreendimentos extrativistas (piscicultura, silvicultura). O despejo de efluentes líquidos promove perturbações estruturais de valor ecológico além da perda de valores sociais e econômicos, porém com adoção de medidas corretivas (remoção e tratamento dos resíduos) apresentam possibilidade de recuperação (Schaeffer-Novelli & Cintrón, 1994).

Moscatelli (2000) ressalta que apesar da tão evidente importância sócio-econômica e ambiental dos manguezais e da legislação florestal que, desde 1965 oferece proteção a estes ecossistemas, o processo de degradação destes ambientes continua chegando a fazer parte da história de toda a zona costeira brasileira.

Na baía de Guaratiba (RJ), Menezes (2000) descreve um cenário bastante comum nas zonas costeiras do Brasil. De acordo com o autor, as áreas de mangue da região têm sido degradadas desde a época da colonização devido à extração do tanino usado para tratar o couro. Na atualidade, entretanto, a principal atividade antrópica de

impacto nos manguezais é a poluição química causada, principalmente, por metais pesados.

Tensores de origem antrópica, como a contaminação devida ao lançamento de efluentes domésticos sem tratamentos, geram impactos, principalmente, sobre a paisagem, coluna d' água, hidrodinâmica estuarina, biota, produtores primários, solo e comunidade local. Como resultado, tem-se prejuízos à qualidade da água e dos solos do estuário além de um comprometimento da produtividade do sistema estuarino, da biodiversidade, do ciclo de vida de espécies aquáticas, dos valores estéticos e paisagísticos, da recreação e turismo (Fildeman, 1999).

2.8 Disposição de esgoto em manguezais

De acordo com Cintrón & Schaeffer-Novelli (1983), o despejo de esgoto (tratado ou não) em manguezais é problema comum na maioria dos centros urbanos litorâneos. Poucos estudos têm sido feitos a cerca dos efeitos da disposição destes efluentes nesses ecossistemas. Apesar de parecer não apresentar efeitos deletérios quando bem diluído, os autores citam o exemplo em que o esgoto causou mortandade de árvores em uma floresta de manguezal localizada a sudoeste de Porto Rico.

Na Baixada Santista, de acordo com Afonso (1999), a urbanização desenfreada e a falta de planejamento para a destinação de esgoto doméstico somada aos despejos industriais de Cubatão e às atividades do porto de Santos fazem desta região a mais poluída da zona costeira paulista. Este quadro se agrava ainda mais pela presença de grande número de favelas, próximas a rios e estuários, que descartam seus resíduos diretamente nos corpos d'água. O autor destaca que a questão do esgoto na região já chega a níveis alarmantes contaminando a fauna, a flora e as águas além de causar:

- Contaminação por organismos patógenos, causadores de doenças;
- Desoxigenação das águas devido à decomposição da matéria orgânica;
- Eutrofização;

- Contaminação das águas pela adição de substâncias químicas tóxicas, cancerígenas e causadoras de doenças;
- Contaminação física da água com conseqüente depreciação de sua qualidade devido ao aumento da turbidez e a alterações de temperatura e cor.

2.8.1 Aspectos sanitários

Uma das questões mais problemáticas ligada à disposição de esgoto doméstico em manguezais é a da saúde pública. Com a descarga desses efluentes sem tratamento, os riscos de contaminação por doenças parasitárias e infecciosas e ainda por metais pesados se tornam muito grandes.

De acordo com Toze (1997), a maioria dos microrganismos patogênicos presentes nos efluentes é de origem entérica, ou seja, chegam ao ambiente através das fezes e contaminam via ingestão. Podem ser bactérias, vírus, protozoários e helmintos, sendo as bactérias o grupo mais comum encontrado nos esgotos.

McGregor (1975), em um trabalho a cerca da poluição causada por esgoto em estuários, cita os principais patógenos bacterianos e descreve as doenças ocasionadas pelos mesmos, como segue:

- *Salmonella typhi*: bactéria causadora da febre tifóide; infecção que apresenta um índice de mortalidade de 10% se não tratada e de 2-3% se diagnosticada e tratada a tempo.
- *Vibrio cholera*: bactéria responsável pela cólera; doença severa com um percentual de mortalidade de 50% sem tratamento.
- *Salmonella typhimurium*: provoca infecção gastrointestinal pouco severa sendo fatal apenas em crianças e idosos.
- *Spirochaetal leptospira*: doença endêmica em ratos e outros animais, causadora de febre severa em pessoas com um percentual de mortalidade de 20% em idosos.

2.8.2 Metais Pesados

Os manguezais têm sido utilizados, por muito tempo e em muitos países, como uma alternativa de baixo custo para o descarte e o tratamento de esgotos, domésticos e industriais, devido sua capacidade de reter metais pesados (Caçador et al., 2000; Clark et al., 1998; Clark, 1998) e de reaproveitar nutrientes destes resíduos (Ye et al., 2001).

Segundo Yim & Tam (1999), os metais pesados, por não serem biologicamente degradados, se acumulam no tecido vegetal prejudicando o crescimento das plantas, afetando a fauna microbiana do solo e também a sua fertilidade. Os autores consideram que os efeitos dos metais pesados em plantas de mangue não são bem conhecidos e que sua capacidade de tolerar metais pesados não esta clara ainda, daí a necessidade de mais estudos antes do emprego destes ecossistemas como destino final de efluentes poluidores.

A concentração natural de metais pesados no ambiente de manguezal também ocorre e depende do tipo, tempo de deposição e origem dos sedimentos (Lacerda et al., 1981). Entretanto, em áreas urbanizadas, a influência antropogênica tem favorecido o acúmulo de diferentes metais. Problemas sérios de poluição ambiental, devido à descarga de resíduos industriais e o esgoto das cidades em áreas costeiras, têm sido amplamente relatados (Birch et al., 1996; Lacerda et al., 1993; Silva et al., 1990; Tam & Wong, 1994; Tam & Wong, 1995; Tam & Wong, 1996; Tam & Wong, 1997; Tam & Wong, 1998; Tam & Wong, 1999). Os poluentes industriais e urbanos apresentam-se correlacionados com o incremento no conteúdo de metais pesados nas sementes, na morte de plantas e na redução da biodiversidade dos manguezais.

Menezes (2000) destaca que estes elementos, apesar do poder de retenção do mangue, acabam atingindo a fauna e, conseqüentemente, a cadeia alimentar tornando-se um risco também para as populações humanas.

McGregor (1973) destaca que os metais mais problemáticos para a saúde humana são o mercúrio e o chumbo. Ambos assimilados através da cadeia alimentar, podem vir a causar contaminações seguidas dos seguintes sintomas: problemas renais, tremores e distúrbios mentais (no caso do mercúrio).

Segundo Fergusson (1990), os metais pesados podem ser assimilados via inalação, ingestão ou através do contato com a pele. O autor descreve os efeitos da contaminação por metais pesados no organismo humano, como mostra a Tabela 1.

2.8.3 Eutrofização

O processo natural ou artificial (antrópico) caracterizado pelo aumento da adição de nutrientes em um corpo d'água recebe o nome de eutrofização. Por muito tempo este termo tem sido empregado para designar o descarte excessivo e, portanto, indesejável de nutrientes provindos de esgotos domésticos e industriais em rios, lagos, represas, etc (Pereira, 1985).

Se a adição de nutrientes, característica da eutrofização, for moderada esta pode vir a elevar o valor ecológico e comercial do estuário receptor, entretanto, no caso de um excesso nesta “fertilização”, um quadro de poluição do ecossistema pode se instalar rapidamente (Raffaelli, 1999).

A eutrofização em ambientes marinhos consiste em um dos maiores problemas ligados a estes ecossistemas. Durante os últimos 100 anos, a descarga de poluentes orgânicos em áreas marinhas costeiras tem se mostrado um problema de proporções mundiais. Os aportes excessivos de macronutrientes (fósforo e nitrogênio) pelo homem têm alterado o estado de equilíbrio nutricional de corpos d'água levando a eutrofização (Meyer-Reil & Köster, 2000).

Tabela 1. Órgãos e áreas afetadas por metais pesados. Modificada de Fergusson (1990)

ÁREA / ÓRGÃO	ELEMENTO	EFEITO
SNC*	CH_3Hg^+ , Hg	Lesão cerebral
	Pb^{2+}	Redução do funcionamento neurofisiológico
SNP**	CH_3Hg^+ , Hg	Movimentos e reflexos anormais
	Pb^{2+}	Efeitos neurológicos periféricos
	As	Neuropatia periférica
Sistema Renal	Cd	Dano glomerular, tubular
	Hg^{2+}	Nefrose tubular
	As	Disfunção tubular
Fígado	As	Cirrose
Sistema Sanguíneo	Pb	Inibição biosíntese de hemoglobina
	Cd	Leve anemia
	As	Anemia
Oral e Nasal	Hg^{2+}	Gastrite
	As	Úlcera
Sistema Respiratório	Cd	Efisema
	As	Efisema e fibrose
	Hg	Efeitos no brônquio
	Se	Inflamação Respiratória
Ossos	Cd	Osteoporose
	Se	Carie dentária
Sistema Cardiovascular	Cd	
	As	
Sistema Reprodutivo	CH_3Hg^+ , Hg	Aborto
Câncer	Cd	Pulmão e próstata
	As	Pulmão e pele
Deficiências cromossômicas	Cd	
	As	

*SNC sistema nervoso central, **SNP sistema nervoso periférico.

A principal consequência da eutrofização nas águas seria o crescimento descontrolado de algas e seus efeitos indesejáveis. A proliferação excessiva de algas diminui o oxigênio dissolvido na água devido ao aumento da taxa de respiração além de, em alguns casos, promover um aumento no número de algas produtoras de toxinas nocivas a humanos, peixes e outros organismos. A diminuição da biodiversidade, o aumento da turbidez, a formação de espuma e odores desagradáveis são destacados como outros efeitos da eutrofização (Leaf & Chatterjee, 1999; Braga et al., 2000; Matthiensen et al., 1999).

De acordo com (Lyngby et al., 1999; Strain & Yeats, 1999; Cognetti, 2001), a simples determinação dos teores de alguns nutrientes e do oxigênio dissolvido constitui um bom indicativo do grau de eutrofização de áreas estuarinas já que elevados teores de nutrientes e baixos níveis de oxigênio dissolvido caracterizam o processo da eutrofização. Os autores encontraram e evidenciaram, em seu estudo, um elevado grau de correlação entre os parâmetros supracitados e a eutrofização.

2.8.4 Traçadores de esgoto doméstico

Os inúmeros efeitos deletérios causados por efluentes de origem antrópica em ambientes costeiros, lacustrinos e fluviais têm demandado o emprego de traçadores para uma melhor avaliação do alcance e da dinâmica deste tipo de poluição no meio (Vitousek et al., 1997).

A análise da concentração espacial de alguns compostos químicos tem se constituído em uma nova ferramenta para traçar a extensão da contaminação em áreas que recebem descargas poluidoras.

A relação $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ vem, com frequência, sendo utilizada como uma destas ferramentas já que nutrientes provenientes de dejetos de animais, de estações de tratamento de esgoto e de fossas sépticas são, em geral, enriquecidos com o isótopo pesado de nitrogênio, o ^{15}N (Tucker et al., 1999). Sendo assim, segundo Coakley et al. (1992), o esgoto doméstico pode ser traçado através da relação entre estes dois isótopos.

Estudos mostram que a razão isotópica da matéria orgânica proveniente do esgoto (2 - 7 ‰) difere daquela encontrada em sedimentos despoluídos (Seweeney & Kaplan, 1980).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização geográfica da área de estudo

A área de estudo, localiza-se no manguezal do rio Crumahú, na região da Baixada Santista, no município do Guarujá (SP) junto aos Bairros Morrinhos e Vila Zilda (Figura 9).

Figura 9 - Vista aérea do Bairro Morrinhos/Vila Zilda e o rio Crumahú ao fundo.

3.2 Clima

As temperaturas médias oscilam entre 21° - 22°C e 17° - 20°C para as baixadas e escarpas da Serra do Mar, respectivamente, sendo os meses mais frios marcados por temperaturas mínimas absolutas de 10°C e os mais quentes por máximas absolutas de 35°C. Quanto a pluviosidade, os valores totais anuais de chuva variam de 1.700 a 2.000mm sendo o mês de fevereiro o mais chuvoso (médias de 250 a 400mm) e julho o menos chuvoso (médias de 100 a 150mm). Segundo Köeppen, o clima da região do tipo Cfa, mesotérmico úmido sem estação seca definida (São Paulo, 1990; Sztutman, 2000).

3.3 Relevo

Segundo Rossi (1999) a área de estudo esta compreendida em uma região de relevo litorâneo e de planície costeira, abrangendo planícies de restinga, planícies marinhas, fluviais e de manguezais. Caracteriza-se pela presença de terrenos baixos, planos, próximos ao nível do mar, de padrão meandrante onde, localmente, ocorrem cordões de praias e dunas (Modenesi et al.citados por Rossi, 1999).

3.4 Geomorfologia e geologia

Do ponto de vista geomorfológico a Baixada Santista pode ser classificada como uma planície sedimentar constituída por 05 compartimentos distintos: a Planície da Praia Grande, o Estuário de Santos, a Ilha de Santo Amaro, a Planície de Bertioxa e as Escarpas da Serra do mar (Silva et al., 1994).

VillWock (1994) descrevendo a geologia da costa sudeste, destaca a presença de um embasamento cristalino granito-gnáissico associado à planícies costeiras de sistemas de laguna e cordões litorâneos de origem holocênica e/ou pleistocênica. Os

manguezais, segundo o autor, têm sua ocorrência ligada a estes sistemas lagunares quando isolados por barreiras arenosas.

O Guarujá está inserido no Complexo Piaçagüera, uma extensão do Complexo Barbacena do Bloco Brasília, formado por gnaisses cinza-claro com biotita e muscovita e também gnaisses dos tipos bandados, laminados, homogêneos e porfiróides tendo como mineral acessório biotita e/ou hornblenda (Hassui, 1994).

A região do rio Crumahú, do ponto de vista geológico, encontra-se sobre depósitos flúvio-marinhos de manguezais, cercada a oeste por depósitos aluviais, coluviais e marinhos e a leste por Esporões da Serra do Mar, formados por rochas graníticas e gnáissicas (Figura 10) (Kutner, 1964).

3.5 Metodologia

3.5.1 Amostragem

Antes da amostragem definitiva foram realizadas viagens pré-eliminatórias para a área assim como um estudo das fotos aéreas. Feito isso foi definida a amostragem em duas transeções de 150 m de comprimento com espaçamento entre pontos de coleta de amostras de 10 e 30 metros. Além disso, outros 14 pontos-controle distribuídos ao longo do percurso do rio foram amostrados para se avaliar uma possível variabilidade de solo (Figura 11).

Figura 11 - Representação gráfica dos pontos de amostragem (Foto aérea 1:35.000, 1986).

A transeção mais próxima ao ponto de descarga do efluente (nascente do rio) (Figura 12a) e com espaçamento entre pontos de 10 m foi denominada T1 enquanto a mais distante e com espaçamento 30 m foi denominada T3. Os 14 pontos controle foram numerados em ordem crescente à medida que se distanciavam do ponto de descarga de esgoto no rio Crumahú.

Em todos os pontos de amostragem (transeções e pontos-controle) foram coletadas amostras nas profundidades de 0-20, 30-50 e 60-80 cm. Para isso, utilizou-se um amostrador próprio para solos inundados adaptado do modelo utilizado no Instituto Oceanográfico-USP (Figura 12b).

Os perfis amostrados nas transeções e nos pontos-controle chegaram ao número de 34 perfazendo, portanto, um total de 102 amostras.

Para permitir a locomoção da equipe e o transporte das amostras foi utilizado um barco de alumínio (capacidade para seis pessoas) equipado com motor de popa de 15 HP.

No campo, em cada uma das amostras coletadas, foi realizada a medição do pH e Eh (aparelho portátil Mettler Toledo MP 120) e nas amostras da profundidade de 0-20 cm, além do pH e Eh, foi feita a medição do oxigênio dissolvido (oxímetro portátil Digimed) da água intersticial (Figura 12c).

Além das medições feitas nas amostras de solo, foram tomadas medições de oxigênio dissolvido na água do rio, em pontos georeferenciados. As medições foram realizadas a partir do ponto de descarga do efluente doméstico até o ponto de encontro do rio com o canal de Bertioga (entrada do Largo do Candinho).

Figura – 12 a) Início do rio Crumahú onde ocorre a descarga do efluente doméstico.
b) Amostrador para solos inundados, utilizado nas coletas.
c) Medição de oxigênio dissolvido na água intersticial.

Após a observação dos perfis no momento da amostragem e uma análise prévia das medidas tomadas no campo, os perfis T1P1 (transeção 1) , T3P5 (transeção 2), PC6 e PC15 foram definidos como os mais representativos dos solos da área de estudo. Análises químicas para fins de levantamento e análises mineralógicas foram somente realizadas nas amostras destes perfis.

3.5.2 Metodologia Laboratorial

3.5.2.1. Análises químicas e físicas para fins de classificação

Nas amostras dos perfis T1P1, T3P5, PC6 e PC15, escolhidos como representativos, as seguintes análises foram realizadas:

- Eliminação prévia de sais solúveis, segundo a metodologia usada para análise granulométrica de solos salinos proposta pela Embrapa (1997), para posterior análise química de rotina para fins de levantamento.
- Análise química de rotina para fins de levantamento (Embrapa, 1997) foram determinados: $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, pH_{KCl} , $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$, matéria orgânica (Walkley & Black), P assimilável, cátions trocáveis (Ca, Mg, Na, K, Al) e $\text{H} + \text{Al}$ (acetato de cálcio). A partir destes resultados foram calculados: % C ($\text{MO} / 1,724$), SB ($\text{Ca} + \text{Mg} + \text{K} + \text{Na}$), CTC ($\text{SB} + (\text{H} + \text{Al})$), CTC_e ($\text{SB} + \text{Al}$), V% ($\text{SB} / \text{CTC} \times 100$) e m% ($\text{Al} / \text{CTC}_e \times 100$).
- Análise granulométrica (porcentagem das frações areia, silte e argila) pelo método do densímetro e fracionamento das areias (Camargo, 1986).
- Determinação da condutividade elétrica (CE) para estimativa da salinidade no extrato de saturação (Embrapa, 1997).
- Teste para constatação da presença de materiais sulfídricos segundo metodologia proposta pela Embrapa (1999).
- Testes para caracterização de Organossolos (Embrapa, 1999): determinação de fibras, determinação de cor da amostra em solução com pirofosfato de sódio, determinação do grau de decomposição (escala de von Post) e pH em CaCl_2 (20:1).

3.5.2.2 Teores totais

Os metais pesados Cd, Cu, Cr, Ni, Zn e Pb tiveram seus teores totais extraídos segundo a metodologia proposta por Bertoncini (2002). Nesta extração,

utilizou-se 0,5 g de TFSA com uma mistura de 3 mL de HNO_3 + 4 mL de HCl + 5 mL de HF . Esta digestão ácida das amostras foi realizada utilizando-se tubos de teflon com capacidade para suportar pressões de até 200 psi. Posteriormente os tubos foram levados ao microondas CEM 2000 para a irradiação das amostras. Estas foram então irradiadas até uma pressão de 170 psi, atingida em 15 minutos e mantida por 40 min, totalizando-se 1 hora de irradiação.

Após o tratamento no microondas, conforme o proposto pela metodologia, o excesso de HF , assim como compostos metálicos pouco solúveis foram eliminados através da adição de ácido H_3BO_3 .

Os extratos obtidos foram transferidos para frascos plásticos recém tarados e tiveram seu volume determinado por pesagem. Em seguida, realizou-se a leitura dos extratos por espectrometria de emissão atômica com fonte de plasma (ICP-OES).

3.5.2.3. Análise de C, N e S totais

Para esta análise foi utilizado 1,0 g das amostras pulverizadas em moinho de ágata durante 5 min até atingirem o diâmetro de 100 mesh. Posteriormente, via combustão seca em Analisador elementar *LECO* determinou-se os teores totais de C, N e S.

3.5.2.4. Análise da relação $\delta^{15}\text{N}$

Para a análise da relação $\delta^{15}\text{N}$ as amostras também tiveram que ser pulverizadas em moinho de ágata para posterior análise em espectrômetro de massa de fluxo contínuo acoplado a um analisador elementar (Tucker et al., 1999).

3.5.2.5 Análise mineralógica

Para a investigação da mineralogia dos solos as amostras receberam tratamento prévio, segundo a metodologia proposta por Jackson (1969), para remoção da matéria-orgânica (H_2O_2 30%) e óxidos de ferro (DCB). Posteriormente efetuou-se a separação das frações do solo, as amostras de argila foram saturadas com K^+ (KCl) e Mg^{2+} (MgCl) e as amostras de silte usadas diretamente para a confecção das lâminas. As amostras de argila saturadas com K^+ receberam tratamento térmico (110, 350 e 550°C) enquanto as saturadas com Mg^{2+} foram glicoladas.

Depois de todas as lâminas prontas obteve-se os difratogramas em um Difrátômetro Philips PW no intervalo 2θ de 3° a 65° com velocidade 0,02° θ /seg. passaram pelo por meio de um difratômetro de raios-X sendo as amostras preparadas.

Após a análise dos difratogramas de raios-X realizou-se a obtenção de imagens em microscópio eletrônico de varredura (MEV) juntamente com a microanálise de raios-X por espectrometria de energia dispersiva (EDS) para se registrar a presença e a morfologia dos minerais encontrados nos difratogramas de raios-X (Souza-Santos, 1989).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Atributos químicos dos solos estudados

Cátions trocáveis (Ca, Mg, Na e K) e fósforo

Os resultados das análises químicas realizadas para os quatro perfis representativos dos solos da área de estudo, em amostras que tiveram os sais solúveis eliminados, se encontram na Tabela 2.

Conforme mostra a tabela, os teores de K e Mg mantiveram-se semelhantes em todos os perfis e nas três profundidades atingindo valores médios de 11 e 45 mmolc.kg⁻¹, respectivamente.

O Ca, por outro lado, apresenta concentrações mais elevadas do que as de Mg e K, as quais diminuem em profundidade em todos os perfis. Os teores dos três elementos apresentam uma ordem Ca>Mg>K, diferente da observada por Prada-Gamero (2001) no rio Iriri, onde a ordem encontrada foi Mg>Ca>K.

O sódio, em contrapartida, foi o elemento que apresentou os teores mais elevados em todos os perfis e em todas as profundidades.

A dominância do Na no complexo sortivo sobre os outros elementos pode ser explicada pela influência da cunha salina, ou seja, pela freqüente invasão das águas oceânicas. Segundo Odum (1988) a composição química da água dos oceanos apresenta a seguinte ordem de concentração: Na (10,7 g.kg⁻¹) > Mg (1,3 g.kg⁻¹) > Ca (0,4 g.kg⁻¹) = K (0,4 g.kg⁻¹). Tomando-se como referência este dado fica claro que a influência marinha é a responsável pelo domínio sódico no complexo de cargas.

Tabela 2. Resultados da análise química de rotina e teores totais de CNS.

Amostra	H ₂ O	KCl	MO	C*	C**	N**	S**	P	Na	K	Ca	Mg	Al	H + Al	SB	CTCe	CTC	V	m	
Identificação			g.kg ⁻¹	-----	%	-----		mg.kg ⁻¹	-----					mmol _c .kg ⁻¹	-----			-----	%	-----
T1P1 0 - 20	5,7	4,8	37	21	19	1	3	31	110	9,5	63	44	0	100	227	226,5	327	69	0	
T1P1 30 - 50	5,4	4,7	29	17	17	1	3	24	122	11	71	46	1	109	250	251,3	359	70	1	
T1P1 60 - 80	5,7	4,9	32	19	19	1	3	12	70	10	51	45	10	88	176	186,2	264	67	1	
T3P5 0 - 20	5,5	4,9	37	21	16	1	3	19	82	12	71	46	20	93	211	231,1	304	69	2	
T3P5 30 - 50	5,4	4,7	19	11	7	0	2	26	164	14	66	48	10	87	292	302,4	379	77	1	
T3P5 60 - 80	6,4	5,5	17	10	4	0	2	39	67	12	60	46	0	27	185	184,9	212	87	0	
PC6 0 - 20	5,8	5,0	34	20	16	1	3	57	130	12	73	46	10	79	261	270,5	340	77	1	
PC6 30 - 50	6,3	5,3	29	17	17	1	3	43	120	11	69	47	10	78	247	257,2	325	76	1	
PC6 60 - 80	6,0	5,1	42	24	14	1	3	26	130	10	61	44	0	78	245	245,4	323	76	0	
PC15 0 - 20	6,2	5,2	57	33	25	1	4	16	154	9,1	74	43	0	80	280	280,1	360	78	0	
PC15 30 - 50	6,1	5,2	44	26	24	1	4	11	148	7,6	57	41	0	70	254	253,6	324	78	0	
PC15 60 - 80	6,3	5,3	39	23	14	1	3	16	120	11	64	46	0	73	241	241,4	314	77	0	

* Calculado a partir de teores de M.O. (método de Walkley Black)

** Analisador elementar Leco

As maiores concentrações de Ca em relação ao Mg e K podem ser atribuídas a uma contribuição biogênica proveniente das conchas de crustáceos e também do anfíbólio hornblenda, mineral acessório presente nos gnaisses constituintes do Complexo Geológico Piaçagüera onde se encontra inserida a área de estudo (Hassui, 1994). A diminuição dos teores deste elemento em profundidade, entretanto, deve-se a uma menor contribuição da matéria orgânica que também age como fonte deste elemento segundo o ciclo proposto por Havlin et al.(1999).

As fontes de potássio e magnésio nestes solos estão relacionadas, a exemplo do cálcio, não só ao aporte marítimo-fluvial, mas também à mineralogia do Complexo Piaçaguera. A presença de micas primárias (biotita e muscovita) e secundárias (ilitas) constitui uma fonte potencial no caso do K. No caso do Mg, a biotita também serve como fonte, além das esmectitas.

Para solos agrícolas, os teores de 6 mmolc. kg⁻¹, 8 mmolc. kg⁻¹ e 7 mmolc. kg⁻¹ (Raij et al.,1985; Raij et al., 1996) de K, Mg e Ca respectivamente, são considerados altos. Levando-se em conta estes limites pode-se dizer que os três elementos apresentam teores muito elevados em todas as profundidades, em especial, o Ca e o Mg.

Quanto aos teores de fósforo, estes mostraram uma diminuição em profundidade nos perfis T1P1 e PC6 ao contrário do perfil T3P5, onde os teores aumentaram com a profundidade. O perfil PC15, por sua vez, apresentou a ausência de tendência em profundidade além de teores bastante inferiores aos dos outros perfis.

Segundo Boto & Wellington (1984) pouco se sabe sobre a dinâmica do P em solos estuarinos, entretanto sabe-se que os principais “reservatórios” deste elemento são a matéria orgânica e a ligação com sais e óxidos (Fe e Al).

Sendo assim, observando os perfis T3P5 e PC6 percebe-se que, apesar de um comportamento distinto quanto aos teores de P em profundidade, há uma concordância entre o comportamento do P e a MO. Ou seja, enquanto no perfil PC6 a MO aumenta em profundidade juntamente com um decréscimo dos teores de P, no perfil

T3P5 a MO decresce em profundidade possibilitando, portanto, um aumento dos teores de P em subsuperfície.

Fica claro que em horizontes onde a matéria orgânica ocorre em maiores quantidades, há uma queda nos teores de P assimilável provavelmente em função da formação de compostos orgânicos de P não-disponíveis (fosfolípidos, inositol, ácidos nucleicos) (Raij, 1991).

Os teores de P, bem inferiores aos dos outros solos, apresentados pelo perfil PC15 podem ser o resultado de uma ligação das formas assimiláveis (PO_4^-) com o Ca resultando novamente em uma forma não-lábil de P.

Macedo (1986), em um estudo sobre a assimilação de esgotos em manguezais observou um aumento nos teores P- PO_4 (1,28 mg/L) na água do estuário em função da proximidade do ponto de lançamento de esgoto. Sendo assim, outra explicação para os valores de P em PC15 pode estar no fato de que este perfil se encontra na porção mais afastada da fonte de descarga do esgoto não recebendo, portanto, sua contribuição.

Raij et al. (1991) definiu limites de teores de P para diferentes classes de solos (agricultáveis) estabelecidas em função das porcentagens de argila. Os perfis T1P1, T3P5 e PC15 enquadram-se na classe 3 que compreende solos com 26-40% de argila. Tanto os teores de P de T1P1 como os de T3P5 encontram-se acima do limite considerado alto ($>18 \text{ mg.kg}^{-1}$) pelo autor. No caso do perfil PC15 os teores, em 0-20 e 60-80 cm, estão dentro do limite considerado suficiente ($>14 \text{ mg.kg}^{-1}$) enquanto em 30-50 estão dentro do limite considerado médio ($9,1 - 14 \text{ mg.kg}^{-1}$). O perfil PC16, pertencente à classe 1 ($>55\%$ de argila), a exemplo de T1P1 e T3P5, também apresentou valores considerados altos ($>8 \text{ mg.kg}^{-1}$) segundo a escala proposta.

Pode-se dizer, portanto, que, ao contrário do que foi considerado por Odum (1988) e Macedo (1986), o P e o Ca não se encontram em concentrações limitantes na área de estudo.

Carbono, enxofre e nitrogênio

Para a análise de C foram utilizadas duas técnicas distintas, a oxidação da matéria orgânica via dicromato de potássio com posterior determinação pela reação de oxido-redução com sulfato ferroso (Walkley & Black) e a combustão via seca medindo-se a evolução do gás carbônico (Analisador Elementar *LECO*).

O emprego das duas técnicas foi adotado para se evitar uma eventual oxidação de sulfetos (pirita – comum nestes solos) pelo dicromato o que acarretaria uma superestimativa dos teores de MO.

Observando-se os resultados da Tabela 2, pode-se notar que somente no perfil T1P1 os valores de C se mantiveram similares nas duas técnicas. Nos outros três perfis, os valores encontrados pelo método Walkley & Black foram superiores aos encontrados pela combustão seca. Esta diferença entre os métodos indica uma oxidação de compostos reduzidos, por parte do dicromato, gerando valores de C mais elevados do que os realmente existentes.

Conforme o esperado, elevados teores de carbono foram encontrados nestes solos em função dos aportes de biomassa proveniente da vegetação e da ação hídrica. De acordo com Reddy et al. (1999), os elevados teores de C nestes ambientes se devem às elevadas taxas fotossintéticas juntamente às baixas taxas de decomposição. De um modo geral, os teores de C decresceram em profundidade (perfis T3P5 e PC15) ou então se mostram constantes (T1P1 e PC6).

Quanto ao nitrogênio, considerado por Odum (1988) o elemento mais limitante à produtividade destes ecossistemas depois do fósforo, observa-se uma distribuição homogênea de teores nos solos (1%) com exceção do perfil T3P5. A ausência de N em subsuperfície pode ser atribuída a condições redutoras mais intensas deste solo quando comparado aos outros. Isso leva a uma intensificação da desnitrificação e uma conseqüente perda das formas minerais de N.

Analisando os teores de carbono e nitrogênio conjuntamente percebe-se a existência de relações C/N entre 20 e 30 em todos os solos. Considerando-se que a imobilização do N só começa a ser predominante com relações C/N acima de 30, pode-se dizer que predomina a mineralização do N nestes solos. Segundo Havlin et al. (1999), 0,5% de N é suficiente para se evitar a imobilização deste elemento em solos sob condições anaeróbias.

Valores mais elevados de N eram esperados, principalmente em T1P1, pela contribuição da descarga de esgoto. Esta aparente ausência da contribuição do efluente se deve provavelmente ao processo de desnitrificação. De acordo com Seitzinger (1990), o aumento das taxas de desnitrificação em manguezais é função da concentração de NO_3^- . Sendo assim, pode-se dizer que em manguezais despoluídos a desnitrificação é limitada pela falta de NO_3^- , fato que faz dos manguezais potenciais receptores de efluentes ricos em formas nitrificadas de N (Corredor & Morrell, 1994).

De acordo com Raij (1991), os teores de S total nos solos raramente ultrapassam 0.1%, sendo assim, os teores encontrados deste elemento mostraram-se igualmente elevados para todos os perfis. O perfil PC15, em particular, se destaca por apresentar os teores mais elevados (4%).

Odum (1988) destaca que, o sulfato é, depois do cloreto, o íon de maior concentração nas águas oceânicas ($2,7 \text{ g.kg}^{-1}$). Desta forma, a ação da maré explica as elevadas concentrações de S nestes solos e, especialmente, no perfil PC15, por estar localizado no final do curso do rio Crumahú e mais próximo ao contato com o mar.

Outra fonte potencial de S nestes solos, ainda segundo Odum (1988), é aquela representada pelos sulfetos de ferro, bastante comuns em solos sob condições anóxicas. Além disso, a fonte atmosférica de SO_2 , produto da queima de combustíveis fósseis, também deve ser levada em consideração pela proximidade da área com pólos industriais.

A dinâmica do S (mineralização e imobilização) no solo esta intimamente ligada a processos de oxi-redução e à atividade microbiana conforme foi mostrado

anteriormente na figura 4. A complexidade e o elevado número de variáveis envolvidas nestes processos dificulta inferências sobre a forma predominante de S (mineral ou orgânica) presente nos solos. A relação C/S é um meio de se avaliar o estado do S no solo. Assim, segundo Havlin (1999) relações inferiores a 200/1, como as observadas nestes solos, indicam a predominância da mineralização do S.

4.2 Atributos físicos dos perfis representativos

A distribuição das frações granulométricas dos solos demonstrou pouca variação para os quatro perfis estudados. Em superfície, a fração areia é maior, diminuindo gradativamente com a profundidade em detrimento de um aumento das frações silte e argila. Na figura 12 se encontram os gráficos de distribuição das três frações granulométricas em função da profundidade.

O aumento relativo da areia nas camadas superficiais de todos os perfis analisados, sugere a ação de processo erosivo instalado nas encostas adjacentes ao rio Crumahú durante os últimos 3 séculos. De fato, a história de ocupação agrícola do Saco do Funil e das terras altas ao redor do rio data dos séculos XVII e XVIII com plantações de cana-de-açúcar e, posteriormente, banana. A retirada da vegetação nativa para a instalação das culturas favoreceu este processo erosivo presente até os dias de hoje.

A mineralogia da fração silte e a observação ótica das areias indicam ser a fração grosseira composta por mica, feldspato e quartzo, minerais presentes nas rochas cristalinas da Serra de Santo Amaro, além de alguma ocorrência de restos de crustáceos. Esta composição mineralógica das frações grosseiras reforça sua origem devido ao processo erosivo.

Este aumento relativo da fração grosseira ocorre até a profundidade de 30cm do solo. A partir dessa profundidade nota-se um decréscimo gradual da fração areia, o que sugere um menor aporte de partículas grosseiras em função de um fluxo com menor carga.

Outra hipótese para explicar esta tendência seria a ação incorporadora da fauna existente no manguezal, particularmente dos caranguejos, que promoveriam um retrabalhamento dos sedimentos mais grosseiros advindos do processo erosivo acima mencionado.

Figura 12 – Distribuição das frações areia, silte e argila em função da profundidade.

4.3 Condições físico-químicas dos perfis

Conforme os valores de pH e Eh estipulados pela USDA (Estados Unidos, 1998), os solos estudados encontram-se sob condições aneróbias e, portanto, dentro das condições definidas como hidromórficas.

Nas figuras 13 e 14 estão representados graficamente os valores de pH e Eh dos solos estudados.

Ponnamperuma (1972), define os valores limites de pH para solos submetidos a condições anaeróbicas como sendo de 6,7 a 7,2. O autor destaca, entretanto, que limites inferiores a estes, como os observados em alguns dos horizontes estudados, são comuns em solos de mangue devido à presença de ácidos húmicos.

Conforme já destacado anteriormente, a difusão de O_2 em solos inundados diminui cerca de 10.000 vezes nos primeiros centímetros onde o contato com atmosfera ainda é facilitado, porém em profundidade, os valores de O_2 costumam diminuir mais intensamente chegando a concentrações nulas.

Tendo isso em vista, pode-se dizer que o comportamento decrescente dos valores de Eh em profundidade apresentado pelos perfis é considerado normal para solos inundados.

Figura 13 – Comportamento dos valores de pH e Eh em profundidade nos perfis T1P1 e T3P5.

Figura 14 – Comportamento dos valores de pH e Eh em profundidade nos perfis PC6 e PC15.

4.4 Classificação dos perfis representativos

Conforme exposto anteriormente, para a classificação dos solos, além das análises químicas de rotina (Tabela 2) foram feitas: análise granulométrica (método do densímetro), cor Munsell (seca e úmida), cor do extrato de pirofosfato, determinação de porcentagem de fibras (esfregadas e não esfregadas), grau de decomposição segundo a escala de von Post, condutividade elétrica (CE) no extrato de saturação, teste de incubação para constatação da presença de materiais sulfídricos e determinação de pH do material orgânico em CaCl_2 (20:1). Os resultados destas análises complementares se encontram na Tabela 3.

4.4.1 Organossolos

Os perfis T1P1, PC6 e PC15 foram enquadrados na ordem dos ORGANOSSOLOS por apresentarem horizonte superficial hístico com mais de 40 cm de espessura, definido por conteúdos de C orgânico em relação ao teor de argila maiores que os exigidos pela fórmula: $\% \text{ de C} \geq 8 + (0,067 \times \% \text{ de argila})$ (Embrapa, 1999).

No segundo nível categórico (subordem) os três perfis, por apresentarem presença material sulfídrico dentro de 100 cm da superfície do solo, entraram na subordem dos ORGANOSSOLOS TIOMÓRFICOS. A existência de materiais sulfídricos foi evidenciada pela queda, de mais de 0,5 unidade, do pH do solo após incubação do mesmo (camada de 1cm em capacidade de campo) durante 8 semanas (critério derivado de Estados Unidos, 1994).

Para se chegar ao grande grupo (3º. nível categórico) foi necessária a realização de testes para a caracterização de ORGANOSSOLOS (determinação das fibras, cor do extrato de pirofosfato e classe na escala de decomposição de von Post) propostos por Lyn et al. (Embrapa, 1999). Baseando-se no resultado destes testes o perfil T1P1 foi classificado como ORGANOSSOLO TIOMÓRFICO Fíbrico e os perfis PC6 e

PC15 como ORGANOSSOLOS TIOMÓRFICOS Hêmicos. Essa classificação é função das seguintes características do material orgânico:

- *Fíbrico*: 40% ou mais de fibras esfregadas, classe 1 a 4 na escala de decomposição e cores pelo pirofosfato com valores e cromas de 7/1, 7/2, 8/1, 8/2 ou 8/3.
- *Hêmico*: de 17 a 40% de fibra esfregada e classe 5 ou 6 na escala de decomposição.

Tabela 3. Análises complementares para fins de classificação.

Perfil	Prof. (cm)	Granulometria % argila	Classe Textural	% fibra esfregada	% fibra não-esfregada	Escala*		pH CaCl ₂	CE (dS/m)	Cor Úmida	Material. Sulf. pH inicial	Sulf. pH final	Queda pH pHi - pHf
						Decomposição von Post	Cor Pirofosfato						
T1P1	0-20	33	franco-argilosa	40	60	3	10YR 7/2	5,1	21,56	2,5Y 2,5/1	4,97	4,27	0,7
	30-50	39	argilosa	44	48	4	10YR 7/1	5,0	20,27	GLEI N 2,5/	4,80	3,86	0,9
	60-80	48	argilosa	-	-	-	-	5,3	20,68	GLEI N 2,5/	6,36	4,95	1,4
T3P5	0-20	36	argilosa	-	-	-	-	5,2	23,92	2,5Y 2,5/1	5,50	5,54	-
	30-50	35	argilosa	-	-	-	-	5,2	22,56	GLEI N 2,5/	6,34	5,79	0,6
	60-80	45	argilosa	-	-	-	-	6,0	20,07	GLEI N 3/	6,42	4,00	2,4
PC6	0-20	37	argilosa	16	36	5	10YR 6/2	5,6	22,4	GLEI 2,5/10Y	5,83	5,27	0,6
	30-50	61	muito argilosa	24	38	5	10YR 6/2	5,7	23,73	2,5Y 3/1	5,57	3,93	1,6
	60-80	73	muito argilosa	-	-	-	-	5,6	24,04	5Y 2,5/1	6,37	5,68	0,7
PC15	0-20	26	franco-argilosa	32	56	5	10YR 8/1	5,7	25,62	2,5Y 2,5/1	5,36	4,46	0,9
	30-50	27	franco-argilosa	32	44	6	10YR 8/1	5,6	25,13	2,5Y 2,5/1	5,13	4,85	0,3
	60-80	48	argilosa	-	-	-	-	5,7	24,02	2,5Y 2,5/1	5,86	5,24	0,6

*Escala de decomposição de von Post (Embrapa, 1999): classes 1 a 4 (não-decomposta a fracamente decomposta): MO fíbrico
classes 5 e 6 (moderadamente decomposta e bem decomposta): MO hêmico
classes 7 a 10 (fortemente decomposta a completamente decomposta): MO sáprico

Para o quarto o quarto nível categórico, em função da ausência no SIBCS das opções referentes à existência de caráter sódico ($100/\text{Na}^+/\text{T} \geq 15\%$ e sálico ($\text{CE}^4 \geq 7 \text{ dS/m}$), os perfis foram todos enquadrados no subgrupo *típico*⁵. Os perfis PC6 e PC15 foram classificados como ORGANOSSOLOS TIOMÓRFICOS Hêmicos típicos, enquanto o perfil T1P1 foi classificado como ORGANOSSOLO TIOMÓRFICO Fíbrico típico. O não-posicionamento dos perfis no subgrupo *térrico* foi devido ao fato de os solos não possuírem material mineral⁶ dentro de 100cm da superfície

Sendo assim, para um posicionamento taxonômico mais adequado dos solos estudados seria necessária a existência, no quarto nível categórico da ordem dos ORGANOSSOLOS, das opções referentes ao caráter sódico e ao caráter sálico.

Para o quinto nível categórico, quando o material subjacente dos solos não for de constituição mineral, são poucas as distinções que podem ser atribuídas aos ORGANOSSOLOS. Deste modo, para a família (5º nível categórico) podem ser aplicadas distinções quanto à textura do material subjacente, o que resulta na seguinte classificação: ORGANOSSOLO TIOMÓRFICO Fíbrico típico, textura argilosa; ORGANOSSOLO TIOMÓRFICO Hêmico típico, textura muito argilosa e ORGANOSSOLO TIOMÓRFICO Hêmico típico, textura argilosa para, respectivamente, T1P1, PC6 e PC15.

Quanto ao 6º nível categórico, segundo a Embrapa (1999), pouco se tem experiência no estabelecimento de séries para estes solos.

4.4.2 Gleissolo

O perfil T3P5 se diferenciou dos demais pelo fato de seu horizonte hístico não apresentar a espessura exigida para sua classificação como

⁴ Medida no extrato de saturação (Embrapa, 1999).

⁵ Solos que não se enquadram como térricos, salinos e solódicos (Embrapa, 1999).

⁶ Material que não satisfaz os requisitos exigidos para material orgânico (Embrapa, 1999).

ORGANOSSOLOS. Por apresentar um horizonte subsuperficial glei (mais de 15cm de espessura e dominância de cor úmida de matiz neutro (N), este perfil foi enquadrado na ordem dos GLEISSOLOS.

No segundo nível categórico, a exemplo dos outros perfis, este solo foi classificado como GLEISSOLO TIOMÓRFICO devido à presença de material sulfídrico dentro de 100cm da superfície do solo. Nos terceiro e quarto níveis categóricos, a presença de horizonte H hístico com menos de 40cm de espessura e o caráter sódico dentro de 100cm da superfície do solo, respectivamente, classificaram o solo como GLEISSOLO TIOMÓRFICO Hístico sódico.

No quinto nível categórico foram atribuídas ao solo as seguintes distinções: atividade da fração argila, grupamento textural, tipo de horizonte A, saturação por bases, mineralogia e classe de reação do solo.

Os atributos supracitados levaram à seguinte classificação do perfil T3P5: GLEISSOLO TIOMÓRFICO Hístico sódico, Ta, textura argilosa, horizonte A hístico, hipereutrófico, esmetítico, moderadamente ácido.

A distribuição espacial das duas ordens de solos encontradas pareceu obedecer aos mesmos padrões observados por Prada-Gamero (2001). Os GLEISSOLOS apresentaram uma ocorrência em locais próximos ao contato com a encosta onde as condições de estagnação de água levam a um processo mais intenso de gleização. Além disso, a menor influência da maré, fator que diminuiu os aportes de material orgânico, fez com que estes solos não atingissem os valores de C exigidos para a ordem dos ORGANOSSOLOS.

De forma mais genérica, os solos de mangue encontrados no rio Crumahú apresentam todas as características citadas como típicas por Cintrón & Schaeffer (1983): predominância das frações mais finas (argila e silte), elevadas quantidades de matéria orgânica e sais solúveis, e predominância de cores acinzentadas e neutras.

Além da classificação dos quatro perfis pelo SBCS (Embrapa, 1999) realizou-se o posicionamento taxonômico dos solos nos sistemas adotados pela *Soil Survey Staff (USDA)* e pela *Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)*.

- Perfil T1P1

-ORGANOSSOLO TIOMÓRFICO Fíbrico típico, textura argilosa – Ojm

-Typic Euic Sulfihemists (USDA)

-Thionic Fibric Rheic Histosol (FAO)

- Perfil PC6

-ORGANOSSOLO TIOMÓRFICO Hêmico típico, textura muito argilosa - OJy

-Typic Euic Sulfihemists (USDA)

-Salic Thionic Rheic Histosol (FAO)

- Perfil PC15

-ORGANOSSOLO TIOMÓRFICO Hêmico típico, textura argilosa – Ojy

-Typic Euic Sulfihemists (USDA)

-Salic Thionic Rheic Histosol (FAO)

- Perfil T3P5

-GLEISSOLO TIOMÓRFICO Hístico sódico, Ta, textura argilosa, horizonte A hístico, hipereutrófico, esmetítico, moderadamente ácido, muito mal drenado – Gji

-Histic Sulfaquent (USDA)

-Histic Sulfurithionic Gleysol (FAO)

Nas Tabelas 4, 5, 6 e 7 encontram-se as análises químicas e físicas de cada perfil.

Tabela 4. Análises químicas e físicas do perfil T1P1.

		Profundidade		pH		Pasta de saturação					
Perfil		(cm)		H ₂ O (1:2,5)		KCl 1N (1:2,5)		C.E. do extrato (dS/m)		% de H ₂ O na pasta	
T1P1		0-20		5,7		4,8		21,56		160	
T1P1		30-50		5,4		4,7		20,27		162	
T1P1		60-80		5,7		4,9		20,68		111	

Na	K	Ca	Mg	Al	H + Al	SB	CTCe	CTC	V	m	Na
mmol _c .dm ⁻³									%		
110	9,5	63	44	0	100	226,5	226,5	326,5	69	0	34
122	11,3	71	46	1	109	250,3	251,3	359,3	70	1	34
70	10,2	51	45	10	88	176,2	186,2	264,2	67	1	26

Composição Granulométrica											
C	N	S	C/N	muito grossa	grossa	média	muito fina	fina	total	silte	argila
%				%							
20	1	3	3	0	0	17	11	18	46	21	33
17	1	3	3	0	0	0	24	16	40	22	38
20	1	3	3	0	0	0	9	20	29	24	47

Tabela 5. Análises químicas e físicas do perfil T3P5.

Profundidade		pH		Pasta de saturação		
Perfil	(cm)	H ₂ O (1:2,5)	KCl 1N (1:2,5)	C.E. do extrato (dS/m)	% de H ₂ O na pasta	
T3P5	0-20	5,5	4,9	23,92	115	
T3P5	30-50	5,4	4,7	22,56	105	
T3P5	60-80	6,4	5,5	20,07	105	

Na	K	Ca	Mg	Al	H + Al	SB	CTCe	CTC	V	m	Na
mmol.c.dm ⁻³									%		
82	12,1	71	46	20	93	211,1	231,1	304,1	69	2	27
164	14,4	66	48	10	87	292,4	302,4	379,4	77	1	43
67	11,9	60	46	0	27	184,9	184,9	211,9	87	0	32

Composição Granulométrica											
C	N	S	C/N	muito grossa	grossa	média	muito fina	fina	total	silte	argila
%				%							
16	1	3	27	0	0	22	13	9	44	19	36
7	0	2	26	3	23	12	6	3	47	19	35
4	0	2	23	0	0	0	14	22	36	19	45

Tabela 6. Análises químicas e físicas do perfil PC6.

		Profundidade		pH		Pasta de saturação	
Perfil	(cm)	H ₂ O (1:2,5)		KCl 1N (1:2,5)		C.E. do extrato (dS/m)	% de H ₂ O na pasta
PC6	0-20	5,8		5,0		22,4	153
PC6	30-50	6,3		5,3		23,73	121
PC6	60-80	6,0		5,1		24,04	121

Na	K	Ca	Mg	Al	H + Al	SB	CTCe	CTC	V	m	Na
mmol.c.dm ⁻³									%		
130	11,5	73	46	10	79	260,5	270,5	339,5	77	1	38
120	11,2	69	47	10	78	247,2	257,2	325,2	76	1	37
130	10,4	61	44	0	78	245,4	245,4	323,4	76	0	40

Composição Granulométrica											
C	N	S	C/N	muito grossa	grossa	média	muito fina	fina	total	silte	argila
%				%							
16	1	3	21	0	8	16	14	5	43	21	35
17	1	3	23	0	0	0	0	14	14	25	45
15	1	3	24	0	0	0	3	2	5	23	37

Tabela 7. Análises químicas e físicas do perfil PC15.

		Profundidade		pH		Pasta de saturação	
Perfil	(cm)	H ₂ O (1:2,5)		KCl 1N (1:2,5)		C.E. do extrato (dS/m)	% de H ₂ O na pasta
PC15	0-20	6,2		5,2		25,62	150
PC15	30-50	6,1		5,2		25,13	132
PC15	60-80	6,3		5,3		24,02	121

Na	K	Ca	Mg	Al	H + Al	SB	CTCe	CTC	V	m	Na
mmol.c.dm ⁻³									%		
154	9,1	74	43	0	80	280,1	280,1	360,1	78	0	43
148	7,6	57	41	0	70	253,6	253,6	323,6	78	0	46
120	11,4	64	46	0	73	241,4	241,4	314,4	77	0	38

Composição Granulométrica											
C	N	S	C/N	muito grossa	grossa	média	muito fina	fina	total	silte	argila
%				%							
25	1	4	30	0	0	0	33	22	55	19	26
25	1	4	30	0	0	0	39	19	58	16	27
14	1	3	29	0	0	0	32	0	32	21	48

4.5 Mineralogia da fração argila nos perfis representativos

4.5.1 Identificação dos minerais presentes

Nas figuras 15, 16, 17 e 18 estão representados os difratogramas de raios x referentes à fração argila dos perfis representativos da área de estudo.

Os picos identificados como KK, SM, J e MI correspondem, respectivamente, aos minerais: caulinita, esmectita, jarosita e mica.

Conforme mostram as figuras, a assembléia mineralógica não varia de um perfil para o outro. Esta uniformidade mineralógica reflete a presença de condições geoquímicas semelhantes nos perfis.

Acredita-se que a mica presente nos difratogramas seja a glauconita, pelo fato desta ser encontrada normalmente em sistemas estuarinos encerrados e de baixa taxa de sedimentação (Amorosi, 1997), características presentes no sistema estudado.

A princípio considerava-se a hipótese da presença da illita, entretanto, a distinção entre esta e a glauconita, apesar de um pouco complicada, pôde ser feita, pela presença de reflexões em 10 e 3.33 Å (Moore & Reynolds, 1989; Srara & Trabelsi-Ayedi, 2000). Estes picos são os principais para a identificação da glauconita. Além disso, segundo Vanderaveroet (2000), intensas reflexões em 10 Å (97%), como as observadas nas amostras aquecidas a 550°C, reforçam a existência da glauconita, assim como a fraca intensidade do pico em 5.00 Å, causada pela presença do Fe nos octaedros deste argilomineral (Moore & Reynolds, 1989).

A jarosita, por sua vez, foi identificada nas amostras sem tratamento térmico pelos seus picos característicos em 5 e 3 Å (Donner & Lynn, 1989).

Os picos intensos em 7 e 3,5 Å marcam a presença da caulinita nestes solos, assim como os picos de 14,5, 17,7 e 9,8 Å para amostras saturadas com Mg, glicoladas e calcinadas (550°C), respectivamente, indicam a presença de um mineral do grupo das esmectitas.

Figura 15– Difrátogramas do perfil T1P1 nas profundidades 0-20, 30-50 e 60-80 (a, b e c respectivamente).

Figura 16 – Difratoigramas do perfil T3P5 nas profundidades 0-20, 30-50 e 60-80 (a, b e c respectivamente).

Figura 17 – Difratoigramas do perfil PC6 nas profundidades 0-20, 30-50 e 60-80 (a, b e c respectivamente).

Figura 18– Difractogramas do perfil PC15 nas profundidades 0-20, 30-50 e 60-80 (a, b e c respectivamente).

4.5.2 Origem dos minerais presentes

O ambiente geoquímico no ambiente do manguezal pode ser classificado como halomórfico, ou seja, é caracterizado por ser um meio concentrado e por apresentar valores de $\text{pH} \geq 5,0$. Sob estas condições o intemperismo hidrolítico (perda de sílica e bases - predominante em solos bem drenados) se torna inoperante. Sendo assim, o ambiente é marcado pelo intemperismo salinolítico.

Na salinólise, a presença de bases em abundância (meios concentrados) e a presença da sílica (H_4SiO_4) e do alumínio ($\text{Al}(\text{OH})_3$) priorizam o processo cristaloquímico da bissialitização gerando, portanto, somente argilominerais do tipo 2:1.

Em vista do ambiente geoquímico caracterizado acima e da, já destacada (Weaver, 1989), predominância das formas detritais sobre as neoformadas, se descarta a formação da caulinita neste ambiente sendo, portanto, a origem alóctone, representada pelas partículas finas trazidas em suspensão com as marés, a principal fonte deste argilomineral (Rabenhorst & Fanning, 1989).

No caso da esmectita, duas possíveis fontes da seriam possíveis: (a) o aporte deste argilomineral por meio dos sistemas hídricos atuantes (rio e maré) o que a definiria como esmectita detrital (Kelly & Webb, 1999; Harris & Whiting, 1999); (b) a alteração da glauconita a através da liberação do K (facilitada em função da semelhança existente entre as estruturas tetraédricas destes argilominerais) (Fanning et al., 1989).

A alteração da glauconita a esmectita pela perda do K não parece ser possível em função nestes solos devido às elevadas concentrações de K presentes. A origem alóctone, por outro lado, apesar de considerada fonte de 90% dos argilominerais em ambientes costeiros, normalmente está relacionada a montmorilonita e/ou beidelita de acordo com Hillier (1995). Esta origem é, então, descartada em função da presença do ferro na estrutura da esmectita conforme mostrarão os resultados das análises de EDS nas imagens eletrônicas.

No caso da formação destes argilominerais 2:1, em função do ambiente geoquímico presente, devem ser consideradas duas hipóteses: a da formação da nontronita, em vista de sua origem preferencial nestes ambientes conforme considera Hillier (1995) e a da formação da esmectita-glaucônica devido ao mecanismo de solução-sólida da glauconitização considerado pelos autores Odin (1988) e Hillier (1995).

A presença da glauconita, confirmada pelos picos característicos supracitados, evidencia a ocorrência do processo da glauconitização nestes solos o que serve como mais um indício à existência da esmectita-glaucônica.

Como se sabe, o nível do mar no litoral paulista ultrapassou o atual em dois eventos transgressivos pretéritos. O máximo da última transgressão, há 5.150 anos A.P., foi seguido pela descida do nível do mar responsável pelo surgimento de pântanos salobros, estuários e manguezais (Suguio et al., 1985). A partir daí poderia inferir-se que o antigo nível do mar, de 3 a 5 metros acima do atual, ofereceu condições ao início do processo de glauconitização (ambiente marinho raso, interface água-sedimento) e que com o seu subsequente abaixamento o mecanismo foi interrompido na fase de predominância das esmectitas-glaucônicas.

A presença da glauconita, por outro lado, seria consequência de um nível marinho alto ainda mais antigo como o ocorrido há 120.000 anos A.P. na Transgressão Cananéia. Esta teoria parece estar de acordo com estudos realizados por Odin & Fullagar (1988) que classificaram as glauconitas como minerais jovens de origem mais recente do que 1.000.000 de anos.

A jarosita ($\text{KFe}(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$), por sua vez, por ser um mineral característico de solos ácidos sulfatados, ou seja, solos com valores de pH inferiores a 3,5 gerados pela oxidação de seus horizontes sulfúricos (pirita – FeS_2), não deve ter sido originada naturalmente nos solos em questão. A presença dos picos deste mineral nos difratogramas é explicada pela ação oxidante do peróxido (H_2O_2) no pré-tratamento das amostras para a eliminação da matéria orgânica.

O surgimento da jarosita, entretanto, se constitui em mais um indicio da presença de pirita nos solos estudados.

4.5.3 Microscopia eletrônica de varredura

Com o objetivo de reforçar a presença dos minerais identificados nos difratogramas de raios-X e de realizar uma investigação mineralógica mais detalhada dos solos, realizou-se a observação das amostras de subsuperfície em microscópio eletrônico de varredura (MEV).

A escolha das amostras de subsuperfície teve o intuito de facilitar a observação a possível presença de minerais típicos de ambientes redutores, em especial, a pirita (FeS_2).

Nas quatro amostras analisadas foi constatada a abundante presença de formas cúbicas, semelhantes às características da pirita, entretanto, na análise por EDS, não houve o aparecimento dos picos relativos ao S ou Fe. Os picos presentes e mais intensos foram os do Cl, Si e Na. As figuras 19 e 20 ilustram os cristais observados em PC6 e os picos obtidos pela análise de EDS, respectivamente

Figura 19 – Morfologia cúbica dos sais de halita e os elementos presentes (EDS).

Figura 20 – Picos de EDS evidenciando os elementos presentes (EDS).

Pode-se concluir que os sais, solúveis nas condições de campo, com a retirada das amostras de suas condições naturais, foram precipitados sob a forma da halita (NaCl) o que explica as formas cúbicas. A presença de picos de silício e alumínio indica o recobrimento dos sais sobre argilominerais presentes.

Além da halita, um mineral do grupo da esmectita também foi encontrado em todas as quatro amostras de subsuperfície analisadas no microscópio eletrônico.

Nas figuras 21 e 22 estão representadas as morfologias destes aluminossilicatos, encontrados nos perfis PC15, T1P1 e T3P5, e o espectro elementar obtido no EDS, respectivamente.

Figura 21 – Morfologia das esmectitas observadas em amostras de subsuperfície nos perfis PC15 (a), T3P5 (b) e T1P1 (c).

a **b** **c**

Figura 22 – Elementos encontrados pela análise de EDS nas esmectitas em PC15 (a), T3P5 (b) e T1P1 (c).

Através da observação dos três espectros pode-se reforçar a existência de uma estrutura mineralógica do tipo 2:1 em função das intensidades dos picos de Si em relação aos do Al. A presença de picos de Cl e S pode ser atribuída a uma excitação desses átomos presentes, provavelmente, em uma área vizinha à do bombardeamento dos elétrons (volume de interação > diâmetro do feixe incidente).

Os picos de Fe e K, por sua vez, vêm a reforçar a presença da esmectita-glaucônica (esmectita férrica e ligeiramente potássica), já destacada anteriormente, pelas maiores intensidades do pico de ferro em relação aos de K. O Ca e o Mg, com picos também presentes, podem estar ligados a estes minerais.

No perfil T3P5 foi registrada a presença de cristais de pirita (FeS_2) formados juntamente as esmectitas, além de frambóides típicos deste mineral. A microanálise pontual evidencia a presença deste mineral pelos intensos picos de Fe e S conforme mostram as figuras 23 e 24.

Este tipo de associação pode indicar que, em algum momento, as condições neste solo se tornaram desfavoráveis à glauconitização, passando a favorecer a piritização (condições redutoras mais intensas). A pequena dimensão e o desenvolvimento cristalino pouco evoluído da pirita indicam um início recente de seu processo de formação.

De acordo com Breemen & Buurman (1998) a formação da pirita pode ser extremamente rápida, podendo ocorrer em anos ou décadas, sendo diretamente favorecida pela intensidade de inundação das marés. Os autores destacam que a formação destes sulfetos é muito mais lenta em locais onde existe maior estagnação de água e menor influência marinha. A presença de cristais de pirita pouco desenvolvidos em T3P5 deve-se, provavelmente, ao seu posicionamento diferenciado em relação aos demais perfis. O perfil em questão se encontra no final da transeção T3 em uma porção mais interna, constantemente alagada e menos exposta as inundações marinhas.

Figura 23 – Cristais de pirita (b) próximos a uma formação de esmectitas-glaucônicas (a) e os picos obtidos pela microanálise pontual (EDS).

Figura 24 – Imagem de agregado framboidal de pirita e sua microanálise pontual (amostra subsuperficial do perfil T3P5).

4.5.4 Mineralogia da fração silte nos perfis representativos

A exemplo do que ocorreu na fração argila, a mineralogia da fração silte não mostrou variação entre os perfis e tão pouco entre as diferentes profundidades analisadas.

Os minerais encontrados representados por MI, QZ e OR são, respectivamente, mica, quartzo e ortoclásio.

A presença do quartzo na fração mais grosseira dos solos era esperada em função de sua maior resistência ao intemperismo. O ortoclásio (feldspato potássico) e a mica (muscovita) têm sua presença explicada pela constituição geológica da Serra do Mar. Esta é formada por rochas graníticas e gnáissicas em cuja composição a presença desses dois minerais é comum. Sendo assim, os aportes continentais podem, juntamente como os aportes fluviais, ser considerados a principal fonte de ortoclásio e muscovita.

Tanto o ortoclásio como a muscovita são minerais mais facilmente intemperizáveis se comparados ao quartzo, entretanto, sua existência nestes solos se torna possível devido às condições geoquímicas pouco agressivas do meio. Estas são definidas pelas elevadas concentrações do meio, os valores de pH pouco ácidos e a ausência de uma dinâmica hídrica percolante.

Nas figuras 25, 26 e 27 encontram-se os difratogramas obtidos na fração silte das amostras de cada um dos perfis representativos.

Figura 25 – Difractogramas obtidos na fração silte em amostras da profundidade de 0-20.

Figura 26 – Difratoigramas obtidos na fração silte em amostras da profundidade de 30-50.

Figura 27 – Difratomogramas obtidos na fração silte em amostras da profundidade de 60-80.

4.6 Condições de estabilidade para espécies de ferro e enxofre

As condições físico-químicas impostas pela submersão dos solos afetam o ciclo geoquímico e a estabilidade de minerais, especialmente aqueles que envolvem formas de Fe e S (pirita).

Na figura 28 estão plotados os valores de pH e Eh dos perfis estudados em um diagrama que indicando os campos de estabilidade para os compostos mais comuns de ferro.

Analisando a figura pode-se observar que os valores se encontram próximos ao campo de estabilidade da pirita. Entretanto, segundo Kolling (1986), na medição do potencial redox deve-se sempre embutir um erro de ± 50 mV (0.05 V) mesmo quando as condições de medição são tidas como ótimas. Se levado em consideração o “erro-fixado” proposto pelo autor, todos os valores cruzados de pH e Eh dos solos poderiam estar dentro do campo de estabilidade da pirita, o que vem a mostrar coerência com os dados da investigação mineralógica.

Figura 28 – Diagrama Eh/pH indicando os campos de estabilidade das formas de ferro.

4.7 Valores de pH de incubação

Após a análise detalhada da mineralogia dos solos de mangue estudados, percebe-se que a incubação das amostras para testar a presença de materiais sulfídricos consistiu em um bom indicativo da mineralogia destes solos. A presença da pirita, evidenciada pelas imagens de MEV, poderia ter sido inferida para os solos em função comportamento dos valores de pH de incubação.

Além de servir como um parâmetro indicativo da mineralogia dos solos de ambientes estuarinos, o comportamento do pH de incubação permite também avaliar quais seriam os efeitos da drenagem sobre estes solos. O abaixamento do pH observado nos testes de incubação permite enquadrar os solos como potenciais solos ácidos sulfatados (PSAS), ou seja, solos que, se drenados, promovem o surgimento de condições extremamente ácidas ($\text{pH} < 3,0$) acompanhadas por fitotoxicidades por Al^{3+} e deficiências de fósforo. Estas conseqüências encontram-se ligadas ao caráter extremamente ácido do H_2SO_4 que é a forma mais estável do enxofre sob condições oxidantes (Breemen & Buurman, 1998; Fitzpatrick et al., 1999).

Na figuras 29, 30, 31 e 32 estão representados graficamente os comportamentos dos valores de pH de incubação nos quatro perfis estudados.

Figura 29 – Variação dos valores de pH após o período de incubação em T1P1.

Figura 30 – Variação dos valores de pH após o período de incubação em PC6.

Figura 31– Variação dos valores de pH após o período de incubação em PC15.

Figura 32 – Variação dos valores de pH após o período de incubação em T3P5.

4.8 Oxigênio Dissolvido, $\delta^{15}\text{N}$ e teores totais de metais pesados

Em função da descarga de esgoto doméstico na área de estudo buscou-se utilizar os teores oxigênio dissolvido na água intersticial dos solos como um possível indicador da qualidade destes solos.

A distribuição dos valores de oxigênio dissolvido, determinados na água intersticial mostrou comportamentos opostos nas duas transeções. Na transeção (T1) localizada mais próxima à fonte poluente os valores de OD da água intersticial do solo se mostraram superiores aos encontrados no rio. Na transeção (T3) situada no ponto mais distante da fonte poluidora o comportamento foi inverso.

Os valores mais elevados de OD na água do rio da T3 em relação a T1 evidenciam a diminuição do grau de contaminação da água com a distância da fonte poluidora.

Entretanto, os valores de OD na água intersticial dos solos da T1 se mostraram superiores aos da T3 o que indica ter ocorrido difusão do gás O_2 no momento da extração da água intersticial (Figura 33).

As medições de OD realizadas diretamente na água do rio permitem se ter uma idéia do gradiente de contaminação na área de estudo e da extensão da mesma.

Na figura 34, pode-se observar que os valores de OD na água superficial do rio, dispostos em classes de concentração, mostram teores crescentes à medida que os pontos de medição se distanciam do local de descarga. Os valores obtidos variaram de 0,6 mg/L a 5.2 mg/L.

De acordo com Macedo (1986) a Legislação Federal Brasileira sobre Controle de Poluição das Águas (portaria GN/no. 0013) determina que concentrações de OD abaixo de 5 mg/L são consideradas nocivas aos sistemas biológicos.

Baseando-se nestes resultados, e nos resultados das análises químicas fica evidente que o grau de eutrofização do manguezal do rio Crumahú se encontra extremamente elevado já tendo ultrapassado os valores limites relacionados à qualidade

de água. Esta condição de eutrofização fica evidenciada pelos baixos teores de OD e os elevados teores de nutrientes conforme consideram os autores Lyngby et al. (1999), Strain & Yeats (1999) e Cognetti (2001).

Além dos valores de OD, considerado um dos parâmetros mais simples e confiáveis na avaliação da contaminação por esgoto, lançou-se mão da análise da relação $\delta^{15}\text{N}$ como uma nova ferramenta traçadora da contaminação por esgoto doméstico.

De acordo com Barrie & Prosser (1996) e Seweeney & Kaplan (1980), valores de $\delta^{15}\text{N}$ situados entre 1,5-7 ‰ são característicos da presença de fezes humanas o que faz desta relação excelente uma traçadora da contaminação por esgoto doméstico.

Figura 33 – Comportamento dos valores OD na água intersticial e superficial das tranções T1 e T3.

Figura 34 – Comportamento dos valores OD e $\delta^{15}N$ no Rio Crumahú em função de distância da fonte poluidora.

Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ mostram concordância com os valores de OD obtidos na água superficial do rio Crumahú, ou seja, também indicam a existência de um gradiente de contaminação decrescente conforme se incrementa a distância em relação ao ponto de lançamento de esgoto.

Na tabela 8 encontram-se os teores totais de metais pesados encontrados nos solos e os valores de referência de qualidade estipulados pela CETESB (2001). Estes valores de referência têm a função de auxiliar na avaliação da qualidade dos solos à medida que indicam concentrações de metais para um solo considerado limpo.

Tomando-se como base os valores de referência para qualidade do solo propostos pela CETESB, pode-se observar que os metais Cd, Ni, Pb e Zn apresentam valores acima do esperado para um solo limpo, afetando, portanto a qualidade dos solos estudados.

A questão da biodisponibilidade não pode ser abordada já que não foi realizada a especiação dos metais.

Tabela 8. Teores totais (ppm) dos metais Cd, Cr, Cu, Ni, Zn, e Pb nos solos e valores orientadores para solos no Estado de São Paulo.

Metais	T1P1	T3P5	PC6	PC15	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC7	PC10	PC11	PC13	PC14	PC8	R*
	0-20	0-20	0-20	0-20	0-20	0-20	0-20	0-20	0-20	0-20	0-20	0-20	0-20	0-20	0-20	
<i>Cd</i>	3	3	4	2	5	6	6	5	6	3	2	2	1	4	3	< 0,5
<i>Cr</i>	31	31	40	37	17	36	39	39	40	51	35	25	22	17	34	40
<i>Cu</i>	8	6	11	14	7	16	11	11	12	15	9	11	7	8	11	35
<i>Ni</i>	21	14	18	20	20	11	20	24	18	20	21	19	15	12	13	13
<i>Pb</i>	43	42	52	42	28	71	60	66	60	37	32	29	25	19	18	17
<i>Zn</i>	63	43	85	90	36	90	92	76	85	87	52	53	42	50	67	60

* R: Valor de referência para qualidade dos solos (CETESB, 2001).

5 CONCLUSÕES

- Os solos de mangue estudados, em função de sua mineralogia e de suas características sob eventuais condições oxidantes, podem ser enquadrados no grupo dos potenciais solos ácidos sulfatados (PSAS).
- A assembléia mineralógica dos solos de mangue estudados se compõe de minerais de origem alóctone (caulinita) e autóctone (esmetita-glaucônica e glauconita), cuja formação, é governada por condições geoquímicas presentes (halomorfia e salinólise) e pretéritas.
- As condições físico-químicas dos solos de mangue do rio Crumahú favorecem o processo da piritização.
- A determinação dos teores de OD na água intersticial não se constituiu em um bom parâmetro para a avaliação da qualidade dos solos estudados.
- Os parâmetros OD na água do rio e $\delta^{15}\text{N}$ do solo se mostraram eficientes e concordantes na determinação de um gradiente de contaminação na área de estudo em relação à distância da fonte poluidora.
- A disposição de esgoto doméstico na área de estudo atinge níveis que afetam a qualidade da água e dos solos de mangue do rio Crumahú.
- Os solos estudados mostram certo acúmulo de areia em superfície provavelmente devido a processos erosivos relacionados à ocupação agrícola das encostas adjacentes ao rio, a partir do século XVIII.
- Sugere-se a inclusão dos caracteres sálico e sódico no quarto nível categórico da ordem dos ORGANOSSOLOS no SIBCS.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AFONSO, C.M. **Uso e ocupação do solo na zona costeira do estado de São Paulo:** uma análise ambiental. São Paulo: Annablume;FAPESP, 1999. 180p.

AMOROSI, A. Detecting compositional, spatial, and temporal attributes of glaucony: a tool for provenance research. **Sedimentary Geology**, v.109, p.135-153, 1997.

BARRIE, A.; PROSSER, S.J. Automated analysis of light-element stable isotopes by isotopic ratio mass spectrometry. In: BOUTTON, T.W.; YAMASKI, S. (Ed.) **Mass spectrometry of soils**. New York: IAEA, 1996. cap.1 p.01-46.

BERTONCINI, E.I. Comportamento de Cd, Cr, Cu, e Zn em latossolos sucessivamente tratados com biossólido: extração seqüencial, fitodisponibilidade e caracterização de substâncias húmicas. Piracicaba, 2002. 195p. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.

BIRCH, G.F.; EVENDEN, D.; TEUTSCH, M.E. Dominance of point source in heavy metal distributions in sediments of a major Sydney estuary (Australia). **Environmental Geology**, v.28, p.169-174, 1996.

- BOTO, K.G.; WELLINGTON, J.T. Soil characteristics and nutrient status in a northern australian mangrove forest. **Estuaries**, v.7, p.61-69, 1984.
- BRAGA, E.S.; BONETTI, C.V.D.H.; BURONE, L.; FILHO, B.J. Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at the baixada santista estuarine system - Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v.40, n.2, p.165-173, Feb. 2000.
- BREEMEN, N.V.; BUURMAN, P. **Soil formation**. Dordrecht:Kluwer, 1998. 376p.
- CAÇADOR, I.; VALE, C.; CATARINO, F. Seasonal variation of Zn, Pb, Cu and Cd concentrations in root-sediment system of *Spartina marítima* and *Halimione portulacoides* from Tagus estuary salt marshes. **Marine Environmental Research**, v.49, p.279-290, 2000.
- CAMARGO, O.A.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.A.S. **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agrônômico de Campinas**. Campinas: IAC, 1986. 94 p. (Boletim Técnico, 106).
- CANFIELD, D.E.; THAMDRUP, B.; HANSEN, J.W. The anaerobic degradation of organic matter in Danish coastal sediments: Iron reduction, manganese reduction and sulfate reduction. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v.57, p.3867-3883, 1993.
- CHAPMAN, V.J. Mangrove Phytosociology. **Tropical Ecology**, v.11, p.1-19, 1970.

CINTRÓN, G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Introducción a la ecología del manglar**. Montevideo: Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la Unesco para América Latina y el Caribe, 1983. 109p.

CLARK, M.W. Management implications of metal transfer pathways from a refuse tip to mangrove sediments. **The Science of Total Environment**, v.222, p.17-34, 1998.

CLARK, M.W.; MCCONCHIE D.; LEWIS, D.W.; SAENGER, P. Redox stratification and heavy metal partitioning in *Avicennia*-dominated mangrove sediments: a geochemical model. **Chemical Geology**, v.149, p.147-171, 1998.

COAKLEY, J.P., CAREY, J.H.; EADIE, B. J. Specific organic compounds as tracers of contaminated fine sediments dispersal in Lake Ontario near Toronto. **Hydrobiologia**, v.235, p.85-96, 1992.

COGNETTI, G. Marine eutrophication: the need for a new indicator system. **Marine Pollution Bulletin**, v.42, n.3, p.163-164, 2001.

COMISSÃO NACIONAL INDEPENDENTE SOBRE OS OCEANOS. **O Brasil e o mar**: relatório dos tomadores de decisão do país. Rio de Janeiro: CNIO, 1998. 408p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo**. São Paulo: Cetesb, 2001. 247p.

CORREDOR, J.E.; MORRELL, J.M. Nitrate depuration of secondary sewage effluents in mangrove sediments. **Estuaries**, v.17, p295-300, 1994.

COSTA, L. G. S. Adaptações. In: SCHAEFFER-NOVELLI, Y. (Ed.) **Manguezal: ecossistema entre a terra e o mar**. São Paulo: Caribbean Ecological Research, 1995. cap.7, p.31-33.

DINERSTEIN, E.; OLSON, D.M.; GRAHAM, D.; WEBSTER, A.; PRIMM, S.; BOOKBINDER, M.; LEDEC, G. **A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean**. Washington: World Wildlife Foundation, 1995. p.321–334.

DONER, H.E.; LYNN, W.C. Carbonate, halide, sulfate, and sulfide minerals. In: DIXON, J.B.; WEED, S.B (Ed.) **Minerals in soils environments**. 2.ed. Madison: SSSA, 1989. p.279-330.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Espírito Santo**. Rio de Janeiro, 1978. p.370 – 379 (Boletim Técnico no. 45).

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro, 1997. 212p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro, 1999. 412p.

ESTADOS UNIDOS. Department of Agriculture. Soil Survey Division. Soil Conservation Service. National Soil Survey Center. **Soil Survey Laboratory Information**. Lincoln: USDA, 1996. 716p. (Soil Survey Investigations Report, 42).

ESTADOS UNIDOS. Department of Agriculture. Soil Survey Division. Soil Conservation Service. Soil Survey Staff. **Soil Taxonomy**: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. 2.ed. Washington: USDA, 1999. 869p. (Agriculture Handbook, 436).

FANNING, D.S.; KERAMIDAS, V.Z.; EL-DESOKY, M.A. Micas. In: DIXON, J.B.; WEED, S.B. (Ed.). **Minerals in soils environments**. 2.ed. Madison: SSSA 1989. p.551-634

FAUSTINO, R.F. Uso do solo e degradação ambiental na baixada santista (SP): o caso de São Vicente. São Paulo, SP, 1999. 108p. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo.

FERGUSSON, J.E. **The heavy elements**: chemistry, environmental impact and health effects. New York: Pergamon Press, 1990. 614p.

FERNANDES, J.A.; PERIA, L.C.S. Características do ambiente. In: SCHAEFFER-NOVELLI, Y. (Ed.) **Manguezal: ecossistema entre a terra e o mar**. São Paulo: Caribbean Ecological Research, 1995. cap.3, p.13-15.

FERREIRA, R.D. Os manguezais da baía de Vitória (ES): um estudo de geografia física integrada. São Paulo, 1989. 302p. Tese (Doutorado) - Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo.

FIDELMAN, P.I.J. Impactos ambientais: manguezais da zona urbana de Ilhéus (Bahia, Brasil). In: CONGRESSO LATINOAMERICANO SOBRE CIENCIAS DEL MAR, 8, Peru:1999. Resúmenes ampliados, p.843-844.

FITZPATRICK, R.W.; HICKS, W.S.; BOWMAN, G.M. **East trinity acid sulfate soils part 1: environmental hazards**. Queensland: CSIRO Land and Water, 1999. 77p.

FROELICH, P.N.; KLINKHAMMER, G.P.; BENDER, M.L.; LURDTKE, N.A.; HEATH, G.R.; CULLEN, D.; DAUPHIN, P.; HAMMOND, D.; HARTMAN, B.; MAYNARD, V. Early oxidation of organic matter in pelagic sediments of the eastern equatorial Atlantic: Suboxic diagenesis. **Geochimica ed Cosmochimica Acta**. v.43, p.1075-1090, 1979.

GUTHRIE, R.L. Characterizing and classifying wetland soils in relation to food production. In: GUTHRIE, R.L. **Wetland soils: characterization, classification and utilization**. Los Baños:IRRI, 1985. p.11-20.

HARRIS, L.C.; WHITING, B.M. Sequence-stratigraphic significance of Miocene to Pliocene glauconite-rich layers, on-and offshore of the US mid-atlantic margin. **Sedimentary Geology**, v. 134, p.129-147, 2000.

HASSUI, Y.; MIOTO, J.A.; MORALES, N. Geologia do Pré-Cambriano. In: FALCONI, F.F.; NEGRO, A. (Ed.) **Solos do litoral de São Paulo**. São Paulo: ABMS, 1994. cap.2, p.41-67.

HAVLIN, J.L.; BEATON, J.D.; TISDALE, S.L.; NELSON, W.L. **Soil Fertility and Fertilizers**: na introduction to nutrient management 3.ed. New Jersey: Prentice Hall, 1999.

HILLIER, S. Erosion, sedimentation and sedimentary origin of clays. In: VELDE, B. (Ed.) **Origin and mineralogy of clays**: clays and de environment. Berlin: Springer, 1995. cap.4, p.162-214

IPARDES-INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONOMICO E SOCIAL. **Zoneamento do Litoral Paranaense**. Curitiba: Ed. Fundação Edison Vieira. 1989. 175p.

JACKSON, M.L. (Ed.) **Soil chemical analysis**: a advenced course. Madison: Chapman & Hall, 1969. 894p.

JIMENEZ, J.A. **Laguncularia racemosa**: white mangrove. Rio Piedras: Institute of Tropical Forestry;UNESCO, 1988. 4p.

JIMENEZ, J.A. **Rizophora mangle**: red mangrove. Rio Piedras: Institute of Tropical Forestry; UNESCO, 1985. 7p.

JIMENEZ, J.A.; LUGO, A.E. **Avicennia germinans**: black mangrove. Rio Piedras: Institute of Tropical Forestry; UNESCO, 1988. 6p.

KELLY, J.C.; WEBB, J.A. The genesis of glaucony in the Oligo-Miocene Torquay group, southeastern Australia: petrographic and geochemical evidence. **Sedimentary Geology**. v. 125, p. 99-114, 1999.

KÖSTER, H.M. The crystal structure of 2:1 layer silicates. In: INTERNATIONAL CLAY CONFERENCE, 1., Bologna, 1981. **Proceedings**. Amsterdam: Elsevier, p.41-72.

KUTNER, A. **Baixada santista**: mapa geológico. São Paulo: EDUSP; Laboratório de Hidráulica. Escala 1:1.000.

LACERDA, L.D. Manguezais: florestas de beira-mar. **Ciência Hoje**, v.3, n.13, p.63-70, jul./ago. 1984.

LACERDA, L.D.; CARVALHO, C.E.V.; TANAZAKI, K.F.; OVALLE, A.R.C.; REZENDE, C.E. The biogeochemistry and trace-metals distribution of mangrove rhizospheres. **Biotropica**, v.25, p.252-257, 1993.

LACERDA, L.D.; WOLFGANG, C.P.; FISMAN, M. Níveis naturais de metais pesados em sedimentos marinhos das Baía da Ribeira, Angra dos Reis. **Ciência e Cultura**, v.34, p.921-924, 1981

- LAMBERTI, A. Contribuição ao conhecimento da ecologia das plantas do manguezal de Itanhaém. São Paulo, 1966. 217p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras, Universidade de São Paulo.
- LANI, J.L. Delatas dos rios Doce e Itapemirim; solos, com ênfase nos Tiomórficos, água e impacto ambiental do uso. Viçosa, 1998. 169p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.
- LEAF, S.S.; CHATTERJEE, R. Developing a strategy on eutrophication. **Water Science Technology**, v.39, n.12, p.307-314, Dec. 2000.
- LEPSCH, I.F.; SAKAI,E.; AMARAL, A.Z. **Levantamento pedológico de reconhecimento semidetalhado da Região do Rio Ribeira do Iguape no Estado de São Paulo**. Campinas: SAA;IAC,1983. Folha SG.23-V-A-IV-2, Escala 1:100.000.
- LIMA, F.A.M.; COSTA, R.S. Estudo preliminar das áreas de manguezais no estado do Ceará: área principais de ocorrência na faixa costeira de 38°36'W – 41°15'W. **O Solo**, v.67, p.10-12, jun./nov. 1975.
- LYNGBY,J.E.; SVERRE, M.; NICK A. Bioassessment techniques for monitoring of eutrophication and nutrient limitation in coastal ecosystems. **Marine Pollution Bulletin**, v.39, n.1-12, p.212-223, Dec. 1999.
- MACEDO, L.A.A. Assimilação de esgotos em manguezais. São Paulo, 1986. 111p. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo.

- MACHADO, A.L. Análise da cobertura vegetal de um manguezal impactado por óleo através de fotointerpretação. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS DA COSTA BRASILEIRA, 3., Serra Negra, 1993. **Anais.** Serra Negra: ACIESP, 1994. p.68-92.
- MACIEL, N.C. Alguns aspectos de ecologia do manguezal. In: CONGRESSO PERNAMBUCANO DE RECURSOS HÍDRICOS, 3., Recife, 1991. **Alternativas de uso e proteção dos manguezais do Nordeste.** Recife: Companhia Pernambucana de Controle da Poluição Ambiental e de Administração dos Recursos Hídricos, 1991. p.9-37.
- MACNAE, W. A general account of the fauna and flora of mangrove swamps and forest in the Indo West Pacific region. **Advances in Marine Biology**, n.63, p.73 270, 1968.
- MARIUS, C.; LUCAS, J. Holocene mangrove swamps of West Africa: sedimentology and soils. **Journal African Earth Science**, v.12, p.41-54, 1991.
- MATTHIENSEN, A.; YUNES, J.S.; CODD, G.A. Ocorrência, distribuição e toxicidade de cianobactérias no estuário da Lagoa dos Patos, RS. **Revista Brasileira de Biologia**, v.59, n.3, p.361-376, 1999.
- MCGREGOR, A.; Medical aspects of estuarial pollution. In: CONFERENCE ON POLLUTION CRITERIA FOR ESTUARIES, 1., New York, 1973. **Pollution Criteria for Estuaries.** New York: Halsted Press, 1975. p.40-53.

MENEZES, L.F.T. A riqueza ameaçada dos mangues. **Ciência Hoje**, v.27, n.158, p.63-67, mar. 2000.

MEYER-REIL, L.A.; KÖSTER, M. Eutrophication of marine waters: effects on benthic microbial communities. **Marine Pollution Bulletin**, v.41, n.1/6, p.255-263, jan./jun. 2000.

MOORE, D.M.; REYNOLDS, R.C. **X-Ray Diffraction and the identification and analysis of clay minerals**. New York: Oxford University Press, 1989. 332 p.

MOSCATELLI, M. 500 anos de degradação. **Ciência Hoje**, v.27, n.158, p.42-45, Mar. 2000.

MURAD, E.; FISHER, W.R. The geobiochemical cycle of iron. In: STUCKI, J.W.; GOODMAN, A.; SCHWERTMANN, U. (Ed.) **Iron in soils and clay minerals**. Bad Windsheim: Nato Advanced Study Institute, 1985. cap.1, p.1-19.

ODIN, G.S. Glaucony from the gulf of guiana. In: ODIN, G.S. (Ed.) **Green marine clays: oolitic ironstone facies, glaucony facies, and celadonite-bearing facies**. Amsterdam: Elsevier, 1988. cap.C1, p.225-246.

ODIN, G.S.; FROHLINCH, F. Glaucony from the kerguelen plateau. In: ODIN, G.S. (Ed.) **Green marine clays: oolitic ironstone facies, glaucony facies, and celadonite-bearing facies**. Amsterdam: Elsevier, 1988. cap.C3, p.277-294.

- ODIN, G.S.; FULLAGAR, P.D. Geological significance of the glaucony facies. In: ODIN, G.S. (Ed.) **Green marine clays: oolitic ironstone facies, glaucony facies, and celadonite-bearing facies**. Amsterdam: Elsevier, 1988. cap.C4, p.295-333.
- ODIN, G.S.; LAMBOY, M. Glaucony from the margin off northwestern Spain. In: ODIN, G.S. (Ed.) **Green marine clays: oolitic ironstone facies, glaucony facies, and celadonite-bearing facies**. Amsterdam: Elsevier, 1988. cap.C2, p.249-274.
- ODUM, E.P. **Ecologia**. Trad. de R.I. Rios e C.J. Tribe. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1988. 434p.
- PEREIRA, N. Eutrofização no sistema estuarino e das baías de Santos e São Vicente (Estado de São Paulo, Brasil). São Paulo, 1985. 161p. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo.
- PONNAMPERUMA, F.N. The chemistry of submerged soil. **Advances in Agronomy**, v.24, p.29-96, 1972.
- PRADA-GAMERO, R.M. Mineralogia, físico-química e classificação dos solos de mangue do Rio Iriri no canal de Bertioga (Santos, SP). Piracicaba, 2001. 76p. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.
- PRADA-GAMERO, R.M.; VIDAL-TORRADO, P.; FERREIRA, T.O. Mineralogia, físico-químico dos solos de mangue do Rio Iriri no canal de Bertioga (Santos, SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 2002. /no prelo/

- PRAKASA, R.M.; SWAMY, A.S.R. Clay mineral distribution in the mangrove of the Godavari delta. **Clay Research**, v.6, n.2, p.81-86, 1987.
- RABENHORST, M.C; FANNING, D.S. Pyrite and trace metals in glauconitic parent materials of Maryland. **Soil Science Society of America Journal**, v.53, n.6, p.1791-1797, 1989.
- RAFFAELLI, D. Nutrient enrichment and trophic organisation in an estuarine food web. **Acta Oecologica**, v.20, n.4, p.449-461, 1999.
- RAIJ, B. van **Fertilidade do solo e adubação**. Campinas: Editora Agronômica Ceres 1991. 343p.
- RAIJ, B. van; SILVA, N.M.; BATAGLIA, O.C.; QUAGIO, J.A.; HIROCE, R.; BELLINAZZI, J.R.; CANTARELA, H.; DECHEN, A.R.; TRANI, P.E. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. Campinas: IAC, 1985. 107p. (IAC. Boletim Técnico,100).
- RAIJ, B. van; CANTARELA, H; QUAGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2.ed. Campinas: IAC, 1996. 107p. (IAC. Boletim Técnico,100).
- REDDY. K.R.; D'ANGELO, E.M.; HARRIS, W.G. Biochemistry of wetlands. In: SUMNER, M.E. (Ed.) **Handbook of Soil Science**. Boca Raton: CRC Press, 2000. cap.4, p.89-114.

ROSSI, M. Fatores formadores da paisagem litorânea: A Bacia do Guaratuba, São Paulo-Brasil. 1999. 168 p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Fisiologia, Letras e Ciências Humanas. Universidade de São Paulo.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Estado do Meio Ambiente. Divisão do Planejamento do Litoral. **Macrozoneamento do complexo estuarino-lagunar de Iguape e Cananéia:** plano de gerenciamento costeiro. São Paulo, 1990. 158p.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria Estadual do Meio Ambiente. Diretoria de Assuntos Metropolitanos. **Projeto DEPRN – Estudo Preliminar.**
<http://www.unisantos.com.br/~metropms/caruara/matatlan.htm>. (26 jul. 2000).

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da zona costeira e marinha.** São Paulo: USP/IO, 1999. 56p.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Manguezais Brasileiros. São Paulo, 1991. 42p. Tese (Livre-Docência) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN, G. Manguezais Brasileiros: uma síntese sobre aspectos históricos (séculos XVI a XIX) zonação, estrutura e impactos ambientais. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS DA COSTA BRASILEIRA, 3., Serra Negra, 1993. **Anais.** Serra Negra: ACIESP, 1994. p.333-341.

SCHULZ, H.D. Redox Measurements in Marine Sediments. In: SCÜRING, J.; SHULZ, H.D.; FISCHER, W.R.; BÖTTCHER, J.; DUIJNISVELD, W.H.M. (Ed.) **Redox: Fundamentals Processes and Aplications**. Berlin: Springer, 2000. cap.19, p.235-246.

SEITZINGER, S.P. Denitrification in aquatic sediments. In: REVSBECH.N.P.; SORENSON, J. (Ed.) **Denitrification in soil and sediment**. New York: Plenum Press, 1990.

SEWEENEY, R.E.; KAPLAN, I.R. Natural abundance of ^{15}N as a source indicator for near-shore marine sedimentary and dissolved nitrogen. **Marine Chemistry** v.9, p.81-94, 1980.

SILVA, C.; LACERDA, L.D.; REZENDE, C.E. Metals reservoir in a red mangrove forest. **Biotropica**, v.22, p.339-345, 1990.

SILVA, H.P.; MATTOS, J.T. Utilização do sensoriamento remoto na análise do meio físico visando a avaliação de áreas degradadas. In: 19, CONGRESSO BRASILEIRO DE CARTOGRAFIA, Pernambuco, 1999. **Anais**. Pernambuco: CFETP, 1999. p.1-7.

SILVA, I.X.; MORAES, R.P.; SANTOS, R.P.; MARTINS, S.E.; POMPÉIA, S.L. A degradação dos ecossistemas da Baixada Santista, São Paulo. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS DA COSTA BRASILEIRA, 3., Serra Negra, 1993. **Anais**. Serra Negra: ACIESP, 1994. p.30-38.

- SOUSA-SANTOS, P. **Ciência e tecnologia das argilas**. São Paulo: EDUSP, 1989. 1089p.
- SRARA, E; TRABELSI-AYEDI, M. Textural properties of acid activated glauconite. **Applied Clay Science**, v.17, p.71-84, 2000.
- STRAIN, P.M.; YEATS, P. A. The Relationships between chemical measures and potential predictors of the eutrophication status of inlets. **Marine Pollution Bulletin**, v. 38, n.12, p.1163 -1170, 1999.
- SUGIYAMA, M. A flora do manguezal. In: SCHAEFFER-NOVELLI, Y. (Ed.) **Manguezal: ecossistema entre a terra e o mar**. São Paulo: Caribbean Ecological Research, 1995. cap.4, p.17-21.
- SUGUIO, K. **Dicionário de geologia sedimentar e áreas afins**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1998. 1.222p.
- SUGUIO, K. **Rochas sedimentares: propriedades, gênese, importância econômica**. São Paulo: EDUSP, 1980. 500p.
- SUGUIO, K.; MARTIN, L. Geologia do Quaternário. In: FALCONI, F.F.; NEGRO, A. (Ed.) **Solos do litoral de São Paulo**. São Paulo: ABMS, 1994. cap.3, p.69-97.

SUGUIO, K.; MARTIN, L.; BITTENCOURT, A.C.S.P.; DOMINGUEZ, J.M.L.; FLEXOR, J.M.; AZEVEDO, A.E.G. Flutuações do nível do mar durante o quaternário superior ao longo do litoral brasileiro e suas implicações na sedimentação costeira. **Revista Brasileira de Geociências**, v.15, n.4, p.273-286, ago. 1985.

SUITS, N.S.; ARTHUR, M.A. Sulfur diagenesis and partitioning in holocene Peru shelf and upper slope sediments. **Chemical Geology**, v.163, p.219-234, 2000.

SYLLA, M.; STEIN, A.; MENSVOORT, M.E.F. van; BREEMEN, N. van. Spatial variability of soil actual and potential acidity in the mangrove agroecosystem of west Africa. **Soil Science Society of America Journal**, v.60, p.219-229, 1996.

SZTUTMAN, M. O mosaico vegetacional da Planície Litorânea de Cananéia/Iguape e suas relações com o ambiente: um estudo de caso do Parque Estadual da Campina do Encantado, Pariquera-Açu (SP). Piracicaba, 2000. p.142. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo.

TAM, N.F.Y.; WONG, Y.S. Nutrient and heavy metal retention in mangrove sediment receiving waste-water. **Water Science Technology**, v.29, p.193-200, 1994.

TAM, N.F.Y.; WONG, Y.S. Mangrove soils as sinks for waste-borne pollutants. **Hydrobiologia**, v.295, p.231-241, 1995.

TAM, N.F.Y.; WONG, Y.S. Retention and distribution of heavy metals in mangrove soils receiving wastewater. **Environmental Pollution**, v.94, p.283-291, 1996.

- TAM, N.F.Y.; WONG, Y.S. Accumulation and distribution of heavy metals in a simulated mangrove system treated with sewage. **Hydrobiologia**, v.352, p.67- 75, 1997.
- TAM, N.F.Y.; WONG, Y.S. Normalization and heavy contamination in mangrove sediments. **Science of Total Environment**, v.216, p.33-39, 1998.
- TAM, N.F.Y.; WONG, Y.S. Mangrove soils in removing pollutants from municipal wastewater of different salinities. **Journal of Environmental Quality**, v.28, p.556-564, 1999.
- TOZE, S. **Microbial pathogens in wastewater:** literature review for urban water systems. Melbourne: CSIRO, 1997. 80p. (Multi-divisional Research Program Technical Report, nº 1/97).
- TUCKER, J.; SHEATA, N.; GIBLIN, A.E.; HOPKINSON, C. S.; MONTOYA, J. P. Using stable isotopes to trace sewage-derived material through Boston Harbor and Massachusetts Bay. **Marine Environmental Research**, v.48, p.353 - 375, 1999.
- VALE, C.C. Contribuição ao estudo dos manguezais como indicadores biológicos das alterações geomórficas do estuário do Rio São Mateus (ES). São Paulo, SP, 1999. 171p. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo.

- VALLHAY, J.; LACERDA, L.D. Alterações nas características do solo após a fixação de *Neoregelia cruenta* (R. Gran) L. Smith (Bromeliaceae), em um ecossistema de restinga. **Ciência e Cultura**, v.32, p.863-867, 1980.
- VANDERAVEROET, P. Miocene to pliocene clay mineral sedimentation on the New Jersey shelf. **Oceanologica Acta**, v. 23, n.1, p.25-36, 2000.
- VILLWOCK, J.A. A Costa Brasileira: Geologia e evolução. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS DA COSTA BRASILEIRA, 3., Serra Negra, 1993. **Anais**. Serra Negra: ACIESP, 1994. p.1-15.
- VITOUSEK, P. M.; ABER, J. D.; HOWARTH, R. W.; LIKENS, G. E.; MATSON, P. A.; SCHINDLER, D. W.; SCHLESINGER, W. H.; TILMAN, D. G. Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. **Ecological Applications** v.7, p. 737-750, 1997.
- WALSH, G.E. Mangroves: a review. In: REIMHOLD, R.; QUEEN, W. **Ecology of halophytes**. New York: Academic Press, 1974. p. 51-174.
- WEAVER, C.E. **Clays, muds and shales: developments in sedimentology**. Amsterdam: Elsevier, 1989. 819p.
- YE, Y.; TAM, N.F.Y.; WONG, Y.S. Livestock wastewater treatment by a mangrove pot-cultivation system and the effect of salinity on the nutrient removal efficiency. **Marine Pollution Bulletin**, v.42, n.6, p.513-521, June 2001.

YIM, M.W.; TAM, N.F.Y. Effects of wastewater-borne heavy metals on mangrove plants and soil microbial activities. **Marine Pollution Bulletin**, v.39, n.1-12, p.179-186, Jan./Dec. 1999.

YOKOYA, N. S. Distribuição e origem. In: SCHAEFFER-NOVELLI, Y. (Ed.) **Manguezal: ecossistema entre a terra e o mar**. São Paulo: Caribbean Ecological Research, 1995. cap.2, p.9-12.