

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS

AVALIAÇÃO ATUAL DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DOS LAGOS BOLONHA E ÁGUA
PRETA, SITUADOS NA ÁREA FISIAGRÁFICA DO UTINGA (BELÉM-PARÁ)

Tese Apresentada por

HEBE MORGANNE CAMPOS RIBEIRO

como requisito parcial à obtenção do grau em

MESTRE EM CIÊNCIAS

Na área de

GEOQUÍMICA E PETROLOGIA

Conferido pelo Curso de Pós-Graduação em

Geociências da

Universidade Federal do Pará

Aprovado: 17.12.92

Comitê de Tese

WATERLÓO NAPOLEÃO DE LIMA (ORIENTADOR)

NORBERT FENZL

ANTÔNIO DOS SANTOS

DEDICATÓRIA

A Deus

A Lucy e Silas (meus pais)
e aos manos Lincoln, Ândrea, Lucila e Gracinha

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Dr. Waterloo Napoleão de Lima pela incontestável orientação, a qual foi dinâmica, paciente, disponível e amigável.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ), e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal do Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudo durante o curso de mestrado.

Ao Centro de Geociências da Universidade Federal do Pará, pelo apoio material e de recursos humanos, que possibilitou a realização deste trabalho.

A Companhia de Saneamento do Pará (COSANPA), pelo apoio logístico, sem o qual não seria possível a realização deste trabalho.

Ao Departamento de Operações e Processos Químicos do Centro Tecnológico pela contribuição em alguns resultados analíticos.

Ao Professor Vaquera pela amizade e sugestões, que muito contribuiu para o enriquecimento deste trabalho.

Ao Professor Nobert Fenzl e Antonio dos Santos, componentes do Comitê de Tese, pelas valiosas sugestões feitas à primeira versão.

Ao Professor Paulo Sucasas pela colaboração com as fotos aéreas.

Ao Professor Verner pela orientação na identificação dos grupos de argilominerais presentes nas frações argilas do sedimento de fundo.

Ao Professor Schuckmann pela colaboração nas técnicas de difratometria de raios-x.

Aos técnicos Maria do Rosário, Gilmar, Dário, Natalino, Lopes, Socorro, Vânia pela colaboração na fase experimental deste trabalho.

A colega e amiga Lianne Dias pelo inestimável incentivo durante todo o trabalho.

A amiga Renata Lillian pela inestimável contribuição além da grande amizade que a mim prestou.

Ao biólogo da COSANPA Moacir Melo pela colaboração nas coletas de campo.

Ao biólogo e pesquisador Rosildo Paiva pelas identificações fitoplanctônicas deste trabalho.

Aos pilotos Artemio e Alfredo pela contribuição nas coletagens realizadas nos rios Guamá e Aurá e nos lagos Bolonha e Água Preta.

Ao Professor Manoel Quaresma pela contribuição nas análises de mercúrio.

Aos amigos do PROMAR que mostraram que ciência se faz acima de tudo com determinação.

Ao Professor Dr. Harald Sioli, que mesmo sem conhecê-lo, mostrou em suas competentes pesquisas, a maneira séria, natural e apaixonante pela região amazônica, que a mim muito me incentivou para o começo da realização deste pequeno trabalho quando comparado com suas grandes obras já realizadas.

Ao Lincoln John pelo auxílio durante a etapa de computação.

A todos aqueles que direta ou indiretamente colaboraram para a realização deste trabalho.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figuras	P.
Figura 01 Mapa de localização da área fisiográfica do Utinga na Região Metropolitana de Belém, PA.....	53
Figura 02 Imagem de satélite (Landsat TM5). Revelando o avanço urbano às proximidades dos lagos.....	54
Figura 03 Lago Bolonha, ponto BO-02, às proximidades do lançamento do efluente do "esgoto pluvial", ponto BO-02(E).....	55
Figura 04 Lago Água Preta, ponto AP-01. Área de mistura de águas do rio Guamá com águas do lago Água Preta.....	56
Figura 05 Lago Água Preta, ponto AP-02. Observe-se águas límpidas e sem vegetação sobrenadante.....	57
Figura 06 Lago Água Preta, ponto AP-03, às proximidades do lançamento de esgoto do "Conjunto Tropical".....	58
Figura 07 Lago Água Preta, vista aérea revelando troncos emergentes de vegetação submersa (ocorrência verificada nos dois lagos).....	59
Figura 08 Vista aérea do avanço urbano, pelo conjunto habitacional "Jardim Tropical" em um dos "braços" do lago Água Preta.....	60
Figura 09 Vista aérea do avanço urbano por invasões às proximidades do lago Água Preta.....	61

Figura 10 Lago Água Preta, vista aérea revelando a exuberância da floresta do Utinga.....	62
Figura 11 Diagrama Eh-pH das águas superficiais dos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Aurá e Guamá....	76
Figura 12 Ciclo do carbono em ecossistemas aquáticos.....	93
Figura 13 Ciclo do enxôfre em ecossistemas aquáticos.....	97
Figura 14 Ciclo do ferro e manganês em ecossistemas aquáticos.....	105
Figura 15 Principais etapas do ciclo do fósforo em ecossistemas aquáticos.....	109
Figura 16 Principais etapas do ciclo do nitrogênio em águas continentais.....	113
Figura 17 Resultados analíticos de nitrato, expressos em ppm de N, segundo a sazonalidade.....	114
Figura 18 Resultados analíticos de DBO ₅ e DQO, expressos em ppm de O ₂ , segundo a sazonalidade.....	119
Figura 19 Componentes da flora plânctonica do lago Bolonha	122
Figura 20 Espectro de absorção das clorofilas a e b.....	131
Figura 21 Espectro de absorção eletrônica (visível) das espécies de clorofilas no lago Bolonha.....	131
Figura 22 Difratoograma para a identificação dos principais argilominerais nos sedimentos de fundo dos lagos Bolonha e Água Preta e nos rios Aurá e Guamá....	144
Figura 23 Descrição macroscópica dos sedimentos de fundo dos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Aurá e Guamá.....	145

	P.
Figura 24 Ciclo do mercúrio.....	159

Tabelas	P.
---------	----

Tabela 01 Parâmetros e constituintes químicos (em ppm) de águas superficiais amazônicas.....	16
Tabela 02 Valores de pH de águas amazônicas.....	77
Tabela 03 Parâmetros químicos, físicos e físico-químicos dos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Aurá e Guamá. Período de estiagem.....	115
Tabela 04 Constituintes químicos dos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Aurá e Guamá. Período de estiagem.....	115
Tabela 05 Parâmetros químicos, físicos e físico-químicos dos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Aurá e Guamá. Período chuvoso.....	116
Tabela 06 Constituintes químicos dos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Aurá e Guamá. Período chuvoso...	116
Tabela 07 Quantificação das clorofilas nos lagos Bolonha e Água Preta. Período chuvoso.....	130
Tabela 08 Valores de clorofila "a" em sistemas aquáticos de diferentes locais.....	130

Tabela 09	Valores de carbono orgânico e nitrogênio orgânico total em sedimentos de fundo de diferentes lugares e nos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Aurá e Guamá.....	142
Tabela 10	Análise química nos sedimentos de fundo dos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Aurá e Guamá.....	149
Tabela 11	Concentração de mercúrio (ug/g) em sedimentos de fundo de diferentes regiões e dos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Aurá e Guamá.....	160
Tabela 12	Concentração de chumbo (ug/g) na fração móvel e residual em sedimento de fundo de diferentes regiões e dos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Aurá e Guamá.....	165
Tabela 13	Concentração de ferro manganês (ug/g) na fração móvel e residual em sedimento de fundo de diferentes regiões e dos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Aurá e Guamá.....	170
Tabela 14	Concentração total de cobre (ug/g) em sedimentos de diferentes regiões e dos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Aurá e Guamá.....	174
Tabela 15	Concentração de cobre na fração móvel e residual (ug/g) em sedimentos de diferentes regiões e dos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Aurá e Guamá.....	175

Tabela 16	Concentração de cromo (ug/g) na fração móvel e residual em sedimento de fundo de diferentes regiões e dos lagos Bolonha e água Preta e dos rios Aurá e Guamá.....	179
Tabela 17	Concentração total de zinco (ug/g) em sedimento de fundo de diferentes regiões e dos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Aurá e Guamá.....	183
Tabela 18	Análise química dos metais. Fração móvel nos sedimentos de fundo dos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Aurá e Guamá.....	186
Tabela 19	Análise química de metais. Fração residual no sedimento de fundo dos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Aurá e Guamá.....	186
Tabela 20	Coefficiente de correlação entre pares de metais e entre os pares de metais e carbono orgânico do sedimento de fundo dos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Aurá e Guamá. Período de estiagem.....	187
Tabela 21	Coefficiente de correlação entre pares de metais e entre os pares de metais e carbono orgânico do sedimento de fundo dos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Aurá e Guamá. Período chuvoso.....	187

SUMÁRIO

	P.
DEDICATÓRIA	i
AGRADECIMENTOS.....	ii
LISTA DE ILUSTRAÇÕES.....	iv
RESUMO	01
ABSTRACT.....	06
1 - INTRODUÇÃO	11
2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
2.1 - ÁGUAS SUPERFICIAIS AMAZÔNICAS	13
2.2 - ÁGUAS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO (Belém, PA)	18
2.3 - ÁREA FISIAGRÁFICA DO UTINGA	20
3- MATERIAL E MÉTODOS	31
3.1 - TRABALHO DE CAMPO	31
3.1.1 - Amostragem	35
3.1.2 - Técnicas de coleta	36
3.2 - TRABALHOS DE LABORATÓRIO	38
3.2.1 - Parâmetros físicos, físico-químicos, químicos e bioquímicos	38
3.2.2 Análise de parâmetros hidrobiológicos.....	42
3.2.3 Análise de sedimentos de fundo	44
3.2.3.1 Tratamento preliminar	44
3.2.3.2 Carbono orgânico	44
3.2.3.3 Nitrogênio orgânico	45
3.2.3.4 Análise de fosfato	47

	P.
3.2.3.5 Análise de mercúrio	48
3.2.3.6 Análise de metais (Fe, Mn, Zn, Cu, Cr, Pb).....	49
3.2.3.7 Composição mineralógica	51
4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO	63
4.1 CONSIDERAÇÕES PRELIMINARES	63
4.2 PARÂMETROS FÍSICOS E FÍSICO-QUÍMICOS	65
4.3 DIAGRAMAS Eh-pH	74
4.4 OXIGÊNIO DISSOLVIDO	78
4.5 ALCALINIDADE	81
4.6 ACIDEZ	82
4.7 CÁTIONS E ÂNIONS	82
4.7.1 Cálcio.....	83
4.7.2 Magnésio.....	85
4.7.3 Sódio	86
4.7.4 Potássio	87
4.7.5 Cloreto	88
4.7.6 Bicarbonato	89
4.7.7 Sulfato	94
4.8 INDICES HIDROGEOQUÍMICOS	98
4.9 SILÍCIO	100
4.10 FERRO	102
4.11 FOSFATO	106
4.12 NITROGÊNIO ORGÂNICO TOTAL E NITRATO	110
4.13 PARÂMETROS BIOQUÍMICOS	117
4.14 PARÂMETROS HIDROBIOLÓGICOS	120
4.15 SEDIMENTOS DE FUNDO	132

	P.
4.15.1 Avaliação de carbono orgânico e nitrogênio orgânico	132
4.15.2 Fósforo total	136
4.15.3 Composição mineralógica do sedimento de fundo.....	138
4.15.4 Metais traços (considerações preliminares).....	146
4.15.4.1 Mercúrio	153
4.15.4.2 Chumbo	161
4.15.4.3 Ferro e manganês	166
4.15.4.4 Cobre	171
4.15.4.5 Cromo	176
4.15.4.6 Zinco	180
4.15.4.7 Correlações lineares	184
5 - CONCLUSÕES	188
6 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	196

RESUMO

Os mananciais do Utinga (Belém, Pará) são formados pelos lagos Bolonha e Água Preta, cujas águas são características de nascentes típicas de córregos amazônicos (igarapés). Embora com volume algo apreciável de água doce, tais reservatórios são insuficientes para o abastecimento público da Cidade, sendo necessário proceder o recalque de águas do rio Guamá, o que provoca sensíveis modificações no ecossistema, notadamente com os efeitos da sazonalidade. Acrescente-se a isso, o avanço urbano sobre os lagos, caracterizado pela multiplicação de favelas e conjuntos habitacionais mal planejados, sobrecarregando a capacidade de autodepuração desses reservatórios.

Este trabalho correlaciona dados físicos, físico-químicos, químicos, bioquímicos, hidrobiológicos e geoquímicos, na tentativa de compor um quadro coerente sobre a atual situação da qualidade das águas superficiais dos lagos Bolonha e Água Preta, situados na área fisiográfica do Utinga.

Procedeu-se amostragem em dois períodos sazonais diferentes: na "estiagem" (na realidade, menos chuvosos) e período "chuvoso". Os pontos de coleta foram selecionados em locais aparentemente preservados e em pontos visivelmente vulneráveis à contaminação antropogênica.

Variações sazonais foram observadas para a coloração das águas, que se intensifica no período chuvoso - notadamente, fevereiro, março e abril -, ocasionada pela influência das substâncias orgânicas dissolvidas, oriundas da lixiviação de vegetais. Condizente com essa situação as águas se tornam algo mais

ácidas, com valores numéricos em torno de 5 unidades de pH. Por sua vez, os aportes de águas recalçadas do rio Guamá aumentam os efeitos de turbidez das águas, e provoca maior assoreamento nesses reservatórios. No "período de estiagem" - principalmente, em outubro, novembro e dezembro -, há certa retração nos mananciais de toda região circunvizinha, permitindo, topograficamente, a penetração de águas do oceano Atlântico; essa intrusão de águas salobras atravessa a área estuarina, e atinge o rio Guamá, cujas águas recalçadas oferece valores numéricos mais elevados para a condutividade elétrica, condizente com o aumento significativo dos teores de cátions e ânions componentes das águas, notadamente sódio e cloreto.

Parâmetros tais como oxigênio dissolvido (OD), demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) permitiram caracterizar situações contrastantes, facilmente inferidas pelas observações de campo. Em locais aparentemente preservados, caracterizados por maior volume de águas, ausência de vegetação, abundância de ventos, observou-se índices de OD em torno de 7 unidades (em termos de ppm de O_2); por outro lado, em pontos sujeitos à contaminação por rejeitos urbanos (descargas sanitárias, lixiviação de terrenos contendo lixo), detectou-se índice em ZERO para o oxigênio dissolvido. Quanto aos valores de DBO, registrou-se máximo em 730 ppm de O_2 , ficando em 526 ppm de O_2 um máximo para DQO, caracterizando, assim, áreas submetidas à intensa contaminação antropogênica; em contrapartida, certos locais apresentaram índices pouco pronunciados (em torno de 6 unidades), identificando; deste modo, a própria defesa do ecossistema.

Também os teores de nitrogênio orgânico e ferro são indicadores de crescente concentração dessas substâncias nesses reservatórios. Embora o nitrogênio amoniacal não tenha merecido maiores atenções neste trabalho - em face de valores detectados serem pouco pronunciados (abaixo de 0,005 ppm N) - o nitrogênio orgânico serviu como indicador de carga orgânica devida à decomposição de espécies nitrogenadas; registrou-se valores numéricos máximos em torno de 2,6 ppm N, no "período chuvoso", como, aliás, seria de se esperar, onde ocorre as mais intensas lixiviações. Já o ferro tem sofrido efeitos de acumulação nesses reservatórios, quando se compara com índices obtidos há dez anos atrás (atualmente, um máximo em torno de 2,54 ppm Fe total).

Na avaliação de clorofila a os valores são representativos de sistemas pouco produtivos (5 mg/litro), quando comparados com outros reservatórios existentes no País (quase sempre de 15 mg/litro e, às vezes, chegando a algumas dezenas). Na flora planctônica, observou-se predominância de espécies de água doce; no entanto, talvez transportadas pelo recalque de águas salobras, no período de estiagem, aparecem espécies típicas de águas salobras e marinhas. Entre os principais grupos são encontrados, no lago Bolonha, Cyanophyta, Chlorophyta, Euglenophyta, Chrysophyta, Zygomycetes, Pennatae. O desenvolvimento de Arthropoda - localmente conhecidos como "aurá" - é pontual, e está relacionado com os nutrientes transportados para um esgoto pluvial, onde o teor de cálcio é algo razoável para a formação das carapaças desses caracóis.

No que diz respeito aos sedimentos de fundo, as ava-

liações se concentram no carbono orgânico, nitrogênio orgânico, fosfato total e metais-traços selecionados (Fe, Mn, Zn, Cr, Cu, Pb e Hg). Enquanto o nitrogênio orgânico sofre variações de 0,09 a 2,95% o fosfato e o carbono orgânico desenvolvem intervalos mais apreciáveis valores mais elevados de carbono orgânico algo acima de 6%, nesses reservatórios, parecem indicar contribuições antropogênicas ao lado da influência da própria floresta; já o

fosfato atinge um máximo, anômalo, em torno de 64 ug/g (em termos de P_2O_5), revelando efeitos da contaminação química no meio urbano. Também merecem atenção os teores de metais-traço, cujos máximos, na fração móvel, atinge cerca de 1 550 ug/g (para o Fe), passando por 78 ug/g (para o Zn), praticamente 27 ug/g (para o Mn), 2,56 ug/g (para o Pb), 1,43 ug/g (para Cu), 0,6 ug/g (para o Cr) e 0,25 ug/g (para o Hg). Quanto à composição mineralógica, tais sedimentos se apresentam, ora bastante lixiviados, ricos em sílica, ora argiloso, com predominância de caulinita sobre a illita; em certas situações, aparecem, ainda, além daquelas, montmorillonita e clorita. O estudo de correlações lineares levou ao estabelecimento de prováveis associações entre matéria orgânica, chumbo e mercúrio, entre outros casos.

Sob o ponto de vista químico/geoquímico/biogeoquímico, os mananciais do Utinga estão sofrendo crescente processo de degradação ambiental, caracterizado pelos parâmetros e análises já expostos. Há necessidade de gerenciamento ambiental mais efetivo; tal gerenciamento, em princípio, passa por decisões políticas, envolvendo, principalmente, ação governamental contraposta

a interesses particulares, sócio-econômicos. Embora o avanço urbano se acentue sobre as margens desses mananciais, o ecossistema se defende, permitindo o uso de água potável, cujo tratamento visando melhorar a qualidade se torna, a cada dia, mais oneroso, menos eficiente.

ABSTRACT

The Utinga springs (Belém, PA) are formed by the lakes Bolonha and Água Preta. Its waters are typical of amazonic creeks. Although they have a significant volume of fresh water, these reservoirs are not enough for the city's public water supply, so water from Guamá river has to be pumped to the reservoirs. This causes changes in the ecosystem, specially when the seasons change. In addition to this, urban growth along lakes, characterized by numerous ghettos and housing schemes without any planning, are reducing these reservoirs self-purifying capabilities.

This paper correlates physical, physical-chemical, chemical, biochemical, hidrobiological and geochemical data, in order to determine the actual surface water quality of Bolonha and Água Preta lakes.

Samples were collected in two different seasons: the "dry" season (actually, less rainy) and the "rainny" season. Sample points were selected in apparently untouched places and in areas visibly vulnerable to antropogenic pollution.

Seasonal changes were observed in water colour, which intensifies in the rainy period - principally in February,

March and April - caused by the influence of dissolved organic substances, derived from plant leaching. Concordantly, waters became more acidic, with pH values of about 5.0. On the other hand, water pumped from the Guamá river increase water turbidity and this causes greater setting in these reservoirs.

In the "dry" period - mainly in October, November, and December, there's a retraction in springs and in all neighbouring regions. Topographically, it allows waters from the Atlantic ocean to invade these regions. This intrusion of brackish water in the estuarine area, reaches the Guamá river, whose pumped waters have higher specific electrical conductance values, consistent with a significant increase in cation and anion concentration, present in the water, specially Na^+ and Cl^- .

Parameters such as Dissolved Oxygen (DO), Chemical Oxygen Demand (COD), and Biochemical Oxygen Demand (BOD), permit the characterization of contrasting situations, easily noted in field observations. In apparently preserved places, characterized by higher volumes of water, absence of vegetation, abundant wind, the value of DO is about 7 ppm O_2 . On the other hand, in urban waste-polluted points (sewage waters, leaching of waste dumps) the value detected for DO was zero. For BOD values, a maximum of 730 ppm O_2 was detected, and for COD, 526 ppm O_2 was the highest value, characterizing areas exposed to strong antropogenic pollu-

tion; in contrast, some places presented values of about 6 ppm O_2 thus identifying the ecosystem's self-defense.

Organic nitrogen and iron contents also indicate increasing concentrations of these substances in these reservoirs. Although we did not emphasize on NH_4^+ - because of the low values as an indicator of organic pollution due to decomposition of nitrogen species: maximum numerical for were of nitrogen species, were about 2.6 ppm N, in the rainy season as could be expected in areas with more intense leaching. Iron has accumulated in these reservoirs, compared with values obtained 10 years ago (at present, a maximum is around 2.54 ppm total Fe.

In "a" chlorophyll evaluation these values represent systems with low productivity (5 mg/l) when compared with other reservoirs in the country (higher than 15 mg/l). In planctonic flora, predominance of fresh waters species was observed; however, typical brackish and marine species were present, perhaps transported by salt water pumping in the "dry" season. Among the most important groups are: in the Bolonha lake - Cyanophyta, Chlorophyta, Euglenophyta, Crysophyta, Zygothyceae, Pennatae. The presence of Arthropoda - commonly known as "aruá" - is punctual and is related with nutrient transportation to a pluvial sewage, where calcium contend is significant for the formation of snail' shell.

The bed sediment evaluations were centered on organic carbon, organic nitrogen, total phosphate and selected trace-metals (Fe, Mn, Zn, Pb, Cr and Hg). While organic carbon have more extensive range; higher organic carbon values in these reservoirs, more or less above 6% appear to show antropogenic contributions besides the forest influence; phosphate reaches an abnormal maximum, of about 64 ug/g P_2O_5 revealing chemical pollution effects in urban environments. Trace metal content also deserves attention, maximums in disponsible fraction is about 1.550 ug/g (Fe), 78 ug/g (Zn), practically 27 ug/g (Mn), 2,56 ug/g (Pb), 1,43 ug/g (Cu), 0,6 ug/g (Cr) and 0,25 ug/g (Hg). Concerning mineralogical composition such sediments are highly leached, rich in silica, some times clayey, with caolinite predominace ore illite in certain situations, and also the presence of montmorillonite and chlorite. Linear corelation helped to establish probable associations between organic matter, Pb and Hg, among others.

From a chemical, geochemical, biogeochemical point of view, Utinga's springs are suffering increasing environmental degradation processes, characterized by parameters and analysis already cited. There is the necessity for a more efective management; wich depends on political decision, involving governmental actions against private social-economic interests. Although urban development is increasing along these springs, the ecossystem

protects itself, allowing the use of potable water, whose treatment for better water-quality is becoming less efficient and expensive.

1 - INTRODUÇÃO

A área fisiográfica do Utinga (incluída na área metropolitana de Belém, PA), engloba os lagos Bolonha e Água Preta, e as terras adjacentes, a qual é administrada pela Companhia de Saneamento do Pará (COSANPA). São os dois grandes reservatórios de água que a cidade dispõe desde a década de 30; são eles formados pela barragem de algumas nascentes e "igarapés" dessa região, reforçados por uma adutora que lhes fornece água do rio Guamá, captada à montante da aglomeração belemense.

A problemática do Utinga existe em decorrência da urbanização crescente e desordenada, que se verifica nos municípios de Belém e Ananindeua, mais precisamente no estreito corredor ao longo da BR-316, levando ao surgimento de bairros, conjuntos residenciais e à multiplicação de favelas. Nesses locais encontram-se as principais nascentes das bacias hidrográficas dos lagos Bolonha e Água Preta; algumas dessas nascentes já se encontram fora de áreas físico-territoriais pertencentes à COSANPA, e, portanto, sujeitas à degradação às suas proximidades. Acrescente-se ao impacto provocados pela sazonalidade no "período de estiagem" (período anual menos chuvoso) e, ainda, pelo recalque das águas superficiais, barrentas, do rio Guamá, que recebe fortes influências da penetração de águas salinas oriundas do Atlântico (nessa estação) e das contribuições da contaminação urbana (rejeitos domésticos e industriais).

As características topográficas da área fisiográfica do Utinga, evidenciadas pela existência de baixas cotas altimétricas, com terrenos facilmente alagáveis, torna os dois mananciais ainda mais vulneráveis à ação poluidora oriunda da lixi-

viação nos terrenos mais altos, do fácil transporte dos efluentes industriais e domésticos, entre outros fatores.

O presente trabalho diz respeito ao estudo geoquímico ambiental visando maior caracterização das águas superficiais e dos sedimentos da área físico-territorial do Utinga. Para tal finalidade procedeu-se determinações de constituintes maiores e menores de águas naturais para cátions e ânions, nitrogênio orgânico total e fósforo total; efetuou-se medidas e avaliação de parâmetros físicos, físico-químicos, químicos e bioquímicos, tais como temperatura, cor, turbidez, transparência, pH, Eh, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), alcalinidade total, acidez total; realizou-se determinações de teores de clorofila e determinação da flora planctônica. Nos sedimentos de fundo estudou-se a determinação de carbono orgânico, nitrogênio orgânico, fósforo total, composição mineralógica preliminar, conteúdo dos elementos selecionados (Fe, Cr, Mn, Cu, Zn, Pb, Hg). Visando identificar contrastes, selecionou-se pontos de coleta em locais aparentemente preservados e em locais visivelmente vulneráveis à contaminação antropogênica em um ciclo sazonal diferente: "período de estiagem" e "período chuvoso".

2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1- ÁGUAS SUPERFICIAIS AMAZÔNICAS

Sioli (1967) classificou as águas superficiais amazônicas em três tipos diferentes .

Os rios de "águas brancas", como Solimões/Amazonas, Purus, Madeira e Juruá, que têm suas cabeceiras nas regiões andinas, carregam sedimentos em direção à planície central e os depositam nas extensas áreas alagadas durante as enchentes, formando os solos das várzeas, os mais férteis da Amazônia. Tais águas apresentam muita substância em suspensão, coloração marrom-amarelada, com transparência entre 10 e 60 cm, são relativamente ricas em nutrientes, tanto em matéria orgânica quanto inorgânica. Em geral, o pH varia entre 6,2 e 7,2.

Os rios de "águas claras" possuem águas mais transparentes do que as marrom-amareladas, de cor verde-azulada ou claras, carregam pouco material em suspensão, têm origem nos sedimentos terciários da bacia amazônica ou no escudo do Brasil Central, e são ácidos e pobres em sais minerais, apresentando baixas concentrações de cálcio e magnésio. No entanto, os rios de "águas claras" que nascem na estreita faixa carbonífera ao norte e ao sul do Baixo Amazonas (Estado do Pará) são neutros e relativamente ricos em sais minerais com elevado teor de cálcio e magnésio. O pH varia entre 4,5 e 7,8.

Os rios de "águas pretas" como os rios Negro, Urubu, Tefé, Tapauá, nascem nos escudos (formações continentais planas) pré-cambrianos das Guianas e do Brasil Central ou nos sedimentos terciários da bacia amazônica, possuem coloração marrom e quando

a profundidade é maior do que dois metros, a água parece realmente preta. O fraco processo de erosão nesses terrenos é reduzido ainda mais pela densa mata fluvial, e por isso os rios apresentam baixa carga de sedimentos e uma coloração transparente. A baixa concentração de cálcio e magnésio nas formações geológicas das nascentes torna ácida essas águas, o pH varia de 3,8 a 4,9, embora o índice dependa da chuva. A acidez e a cor real das "águas pretas" é atribuída também, segundo Walker (1987), à presença de ácidos húmicos, originários de substâncias orgânicas não mineralizadas no solo da floresta.

A existência desses três tipos descritos, de acordo com Sioli & Klinge (1962), encontra-se relacionada à formação geológica, pedológica e climatológica, porém a descrição dos tipos dos rios não os torna sempre claramente diferenciáveis uns dos outros; na natureza há transição entre "águas brancas" e "águas claras", bem como entre "águas claras" e "águas pretas"; também pode trocar o seu tipo ocasionalmente com as variações sazonais.

Investigações limnológicas pormenorizadas foram realizadas por Braun (1952) em lagoas marginais do baixo Tapajós. Anonymus (1962) citado por Junk & Furch (1980) tenta elaborar por meio de análises hidroquímicas, o balanço dos sais minerais entre a água da chuva e a água do rio Negro. Informações hidroquímicas adicionais encontram-se nos trabalhos de Geisler (1967), Gibbs (1967, 1970), Edwards & Thornes (1970), Furch (1976) e outros. Schmidt (1972) investigou doze "igarapés" ao longo da estrada Manaus-Caracaraí, no norte de Manaus, e discute os resultados químicos com as condições geológicas da re-

gião.

A literatura científica tem demonstrado que a química das águas superficiais da amazônia exhibe as relações entre a química da água e a geologia/mineralogia, bem como a pedologia associada às águas da área na cabeceira, e finalmente conduz para a primeira percepção dentro dos nutrientes na paisagem total da Amazônia (Tabela 1).

Uma das principais características das águas do estuário Guajará é sua elevada turbidez que confere à mesma o aspecto barrento e coloração amarelo-esverdeada. A penetração da luz é pouca, devido ao elevado conteúdo de material em suspensão.

As águas barrentas do rio Guamá estendem-se por todo o estuário, penetrando até cerca de 50-60 km à montante da foz dos rios Guamá e Moju, que constituem as principais fontes de águas fluviais do estuário Guajará (Lima, 1956).

Segundo Sioli (1960), o rio Guamá traz das regiões de suas cabeceiras, nas suas águas, somente poucas quantidades de sedimento em suspensão, pois se trata de rio de "água clara". No seu curso baixo, porém, as marés empurram a água turva e barrenta do estuário Guajará (do rio Pará) para dentro do rio Guamá, e as suspensões contidas nessas águas serão parcialmente depositadas nas zonas laterais do "talweg" elaborado com bastante largura no terreno plano. Esses sedimentos alóctoneos provém de regiões geológico-mineralogicamente diferentes dos cursos superiores do Amazonas com certos afluentes e do sistema fluvial do rio Tocantins, e, com as águas desses rios, são transportados até o rio Pará. Os processos de erosão, verificado nas margens do rio Guamá, contribuem também no enriquecimento desses sedi-

mentos na água.

Segundo Sioli (1953) citado por Lima (1956) apresenta os seguintes resultados encontrados durante as marés de sizígia:

- maré enchendo e cobrindo a várzea

matéria em suspensão	sêca a 110°C	= 0,7003 g/l
matéria em suspensão	incinerada a 800°C	= 0,6560 g/l
perda pela incineração		= 0,0443 g/l
percentagem da perda pela incineração		= 6,33 %, re-

ferente a matéria orgânica;

- maré vazando, saindo da várzea

matéria em suspensão	sêca a 110°C	= 0,6154 g/l
matéria em suspensão	incinerada a 800°C	= 0,5749 g/l
perda pela incineração		= 0,0405 g/l
percentagem da perda pela incineração		= 6,58 %, re-

ferente a matéria orgânica.

Egler & Schwassmann (1964) citado por Braz (1985) propõem duas possibilidades para explicar a proveniência do material em suspensão no estuário guajarino: a) originado no Baixo Guamá e colocado em suspensão pelo fluxo de entrada das águas de maré em seu curso; b) proveniente das margens deste rio quando estas são inundadas durante as marés altas. Aditem, também, que dificilmente o estuário guajarino pode ser considerado fonte de material em suspensão, a partir de enchentes nas suas margens, devido sua expressiva largura.

O rio Guamá apresenta grande interesse, principalmente no que se refere ao abastecimento de água da população de Belém e do município de Ananindeua.

Tabela 1 - Parâmetros e Constituintes Químicos (em ppm) de águas superficiais amazônicas.

	1	2	3	4	P.E.	P.C.
Cor (u.c.)	-	-	6,00 - 100		1,43	62,9
Turbidez(ppm SiO ₂)	-	-	1,25 - 60		13,5	31,6
pH	-	-	3,90 - 6,8		6,5	5,73
T °C	-	-	27		28,8	29,0
Condut.	-	-	14 - 1.700		274,9	42,43
OD (ppm O ₂)	-	-	4,5 - 9,0		5,19	4,04
D.Q.O.(ppmO ₂)	-	-	7,8 - 23		6,53	11,77
STD	43,1	48,7	13,4 - 1.108			
Ca ²⁺	5,4	6,4	0,36 - 12,4		2,22	1,17
Mg ²⁺	0,5	1,4	0,22 - 29		5,87	0,65
Na ⁺	1,6	0,7	0,5 - 245		44,6	2,84
k ⁺	-	-	0,1 - 21,0		1,88	0,77
HCO ₃ ⁻	17,9	22,5	3,66 - 26,36		7,64	6,36
Cl ⁻	2,6	2,2	0,5 - 473		78,7	3,98
SO ₄ ²⁻	0,8	2,8	0,6 - 303		24,4	1,72
SiO ₂	10,6	9,1	0,15 - 8,26		3,11	3,87
Fe(T)	1,9	2,2	0,14 - 4,78		1,70	1,33
N(T)	-	-	-		0,19	-
NO ₃ ⁻	-	-	0,1		0,47	-

- 1 - rio Amazonas , óbidos
 2 - rio Tapajós
 3 - águas superficiais de Barcarena
 4 - estuário Guajará

Fontes: 1 e 2 - Sioli 1950,1951,1953,1955, citado por Livingstone, 1963; 3 - Lima & Kobayashi (1988); 4 - Lamb (no prelo).

obs- P.E. (período de estiagem), P.C. (período chuvoso), STD (sólidos totais dissolvidos), Fe(T) - ferro total, N(T) - nitrogênio total, condut. (condutância específica, em micromho/cm).

2.2 - ÁGUAS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO (BELÉM, PA)

O consumo de água no período colonial se dava primeiramente por "fontes de águas cristalinas, da qual bebiam os capitães gerais e, depois, por poços abertos, à medida que os colonos saíram do Forte do Castelo para o desbravamento da cidade" (Cruz, 1944). Em 1801, foi construída uma bica de pedra feita em ladrilhos para servir não só aos moradores da travessa Piedade, onde estava localizada, como também aos das adjacências. "Menciona-se nessa época a existência de 10 poços públicos; havia também os particulares, que eram, igualmente, francos ao público" (Cruz, 1944). "Por esta época existia um alagadiço, que mais tarde foi transformado em manancial (Paúl d'Água), que instituiu um rendoso comércio de venda de água à população" (Cruz, 1944). "Localizava-se esse Paúl d'Água onde é hoje a avenida São Jerônimo (atual Governador José Malcher), às proximidades do "largo da pólvora" (atual Praça da República). Na época dos capitães gerais, a água "mais saborosa" da cidade provinha da "fonte de Domingús", no Tapanã, e, posteriormente, proclamava-se a "fonte das Pépes", como a melhor dessa época. A dos POÇOS e a do PAÚL, na expressão do presidente Miranda, eram de má qualidade" (Cruz, 1944).

A água até então era vendida por "aguadeiros" (pessoas que vendiam águas em pipas), que eram em sua maioria portugueses. O contrato para o fornecimento de água canalizada, foi feito em 30 de abril de 1869 (Cruz, 1944).

A "Companhia das Águas do Grão-Pará" teve direitos para a realização do encanamento da água potável, pelo decreto nº 8.243, de 3 de setembro de 1881. Inicialmente, foi feita a de-

marcação da área dos terrenos que devia ser "desapropriada como necessária à conservação dos mananciais" Cruz (1944). O Utinga foi o manancial escolhido e indicado pela companhia, "por dar cêrca de nove milhões de litros d'água no inverno e perto de quatro milhões no verão, de acordo com os estudos procedidos pela comissão de engenheiros nomeada pelo presidente Gama Malcher, em 1880" (Cruz, 1944).

No governo Augusto Montenegro, um dos objetivos era o de aumentar a produção de água no Utinga, pela "construção de uma reprêsa de toda a bacia do Utinga e de muros ao longo da vala que conduz as águas das três nascentes, a fim de poder-se bem aproveitá-las, evidenciando-se, entretanto, o contato com as águas do igapó" (Cruz, 1944). Em 1902 foram concluídas as obras da reprêsa do Utinga e a captação de água deste manancial (Cruz, 1944).

Foi no governo de Magalhães Barata, em 1930, que foram feitos os primeiros detalhes de estudos topográficos e geológicos de zonas circunvizinhas do Utinga, determinando-se, então, o plano geral de captação das nascentes dos "igarapés" Boiussuquára, Catú, Água Preta. Apenas um dos terrenos, onde estavam situadas as nascentes do igarapé Catú, foi desapropriado, em 25 de junho de 1910; desta data para cá nenhum terreno mais foi desapropriado, apesar da indispensável necessidade de sua aquisição por contarem nascentes e mananciais da água do abastecimento público (Cruz, 1944).

Foi construído, nos mananciais do Utinga, o canal YUNA (do Tupy, Y = água, UNA =preta). "O engenheiro Raimundo Tavares Viana relatou da necessidade de abrir caminho para que

as águas do "igarapé" de Água Preta convergissem para o Boiussuquára e, então, juntas chegassem em maior volume às bombas do Utinga". "O plano era audacioso, porém, capaz de solucionar o velho problema do abastecimento de Belém". "A 7 de abril de 1931 iniciaram-se as obras do canal do YUNA". "Concluída a construção do novo canal, o governo tratou de solucionar outro problema de relevante interesse para a saúde pública da capital: o tratamento químico da água". "Foi construída uma estação de tratamento da água pela firma BYINGTON & CIA., de São Paulo e Recife. Uma área da praça Floriano Peixoto, antigo largo de São Braz, foi destinada à Estação de Tratamento de Água" (Cruz, 1944).

2.3 - ÁREA FISIAGRÁFICA DO UTINGA

A cidade de Belém está situada a $1^{\circ} 30'$ de latitude Sul e $48^{\circ} 30'$ de longitude Oeste Grw, no vértice do estuário guajarinó, no ponto de encontro das influências marítimas da baía de Guajará e fluviais do Guamá (IDESP, 1980).

A área fisiográfica do Utinga (incluída na área metropolitana de Belém, PA), está localizada no quadrante $48^{\circ} 11' 00''$ WGr e $1^{\circ} 21' 32''$ e $1^{\circ} 24' 54''$ latitude Sul (Dias, 1991), que engloba os mananciais do Utinga, aí incluídos os lagos Bolonha e Água Preta. Está situada a NE da cidade (figura 1), com uma área total de $8.989.500 \text{ m}^2$ (CENSA/COSANPA, 1983).

A vegetação das margens do rio Guamá pode distinguir-se em três tipos predominantes (Lima, 1956)

1 - vegetação de várzea (trechos de floresta temporariamente inundáveis, sob controle periódico das marés);

2 - vegetação de terra firme (terrenos situados fora do alcance das inundações);

3 - floresta secundária (associadas a áreas desmatadas, ocupando uma apreciável distribuição na região).

Segundo Lima (1956), a vegetação de várzea apresenta maior diversidade do que as de terra firme, que estão diretamente relacionadas com o relevo, natureza do solo e com o regime de inundação. Nas áreas banhadas pelos rios do estuário, tem-se o aparecimento do mururé (*Eichhornia crassipes*, Kunth), da canarana (*Panicum elephantipes*, Nees.), do capim rabo-de-rato (*Hymenachne amplexicaulis* Schott.). As várzeas muito baixas, de formação recente, e que ainda se deixam inundar diariamente, representam a fase inicial da evolução. Mais tarde, esse agrupamento precursor na consolidação dos sedimentos e na elevação do nível da várzea é aumentado pelo aturiá (*Machaerium lunatum*, L.), seguido depois pelas palmeiras típicas das áreas baixas, tais como o buriti (*Mauritia flexuosa*, L.) e o açai (*Euterpe oleracea*, Mart.) Lima (1956).

Lima (1956) prossegue: abrangendo trechos de várzea alta e várzea baixa, as espécies mais frequentes nas margens são o açai (*Euterpe oleracea*, Mart.), o murumuru (*Astrocaryum murumuru*, Mart.), a andiroba (*Carapa guianensis*), a inajarana (*Quaribea guianensis*, Aubl.), a jarandea (*Pithecolobium latifolium* L., Benth.), o cacau (*Theobroma cacao*, L.), seguindo-se o breu (*Protium nodulosum*, Swart.) a ucuúba (*Virola surinamensis*, Warb.), a seringueira (*Hevea brasiliensis* Muell., Arg.) e o açacú (*Hura crepitans*, L.).

Lima (1956) esclarece, ainda, que dentre as espécies mais desenvolvidas, destacam-se a sumaumeira (*Ceiba pentandra*, Gaertn.), o açaí (*Hura crepitans*, L.), a pracuíba (*Mora paraensis*, Ducke), a munguba (*Bombax munguba*, Mart.), a caxinguba (*Ficus anthelminthica*, Mart.), e o jutaí (*Hymenaea oblongifolia*, Hubber).

Já se observa também evidências de destruição da floresta primária, com o domínio de uma vegetação secundária denominada "capoeira" Lima (1956).

Ainda segundo Lima (1956) as principais plantas forrageiras que ocorrem nas várzeas do rio Guamá são o canarana (*Echinochloa polystachia* (H.B.K.), Hitchcock), o capim pancuan (*Paspalum maritimum*, Trin.), o capim rabo-de-rato (*Hymenachne amplexicaulis* (Rudge), Nees.) e o capim colônia (*Panicum purpurascens*, Raddi.).

A tipologia dominante na área do Utinga, é a "floresta tropical úmida perenifolia". Apresenta-se com boa heterogeneidade na composição de espécies cotiledôneas de porte médio a alto e grande variações na densidade. A variação no que se refere ao tamanho e à frequência de determinadas espécies em ocorrências localizadas, vem em função da inundação de áreas florestais, provocadas pela construção da barragem no curso das águas no lago Bolonha e Água Preta e pelo desmatamento para ocupação de diversas origens (agrícolas, habitacionais, empreiteiras, além de outras) Dias (1991). Tais condições são determinantes na divisão fito-tipológica da área do Utinga (Dias, 1991):

- Floresta Densa de Terra Firme;
- Floresta de Áreas Inundadas ou Sujeitas à Inundação;

- Floresta Secundária;
- Campos Graminosos;
- Área Urbana.

A composição florística das "Florestas Densas de Terra Firme" apresenta como espécie dominante o quarubatinga (*Vochysia guianensis*, Aubl.) com altura total de 22 a 27 m. No estrato co-dominante, encontra-se o freijó branco (*Cordia bicolor*, DC), com o porte de 14 a 20m; o pajurá (*Couepia bracteata*, Benth) na faixa de 12 a 16m e amaparana (*Thyrsodium paraense*, Hu.), com o alcance de 10 a 14m de altura. Nos estratos opresso e supresso, a variedade de espécies é muito grande, podendo ser encontradas na área dos módulos amostrados várias espécies de breu (*Protium* sp.), a imbaúba (*Cecropia* sp.), a mandioqueira lisa (*Qualea albiflora*, Warm.), o pepino-do-mato (*Ambelania acida*, Aubl.), diversos íngás (íngá sp.) e ucuúba (*Virola suripamensis*, Warb.) Dias (1991).

Na floresta primitiva que recobre as áreas inundadas ou sujeitas à inundação, vegetam palmáceas em profusão, como o açaí (*Euterpe oleracea*, Mart.), os buritis (*Mauritia flexuosa*, Mart.) e (*M. vinifera*, Mart), entremeando as espécies dicotiledôneas dominantes como a sumaúma (*Ceiba petrandra*, Gaertn.), a açacu (*Hura crepitans* L.), a ucuúba (*Virola suripamensis*, Warb.), a andiroba (*Carapa guianensis*, Aubl.), a pitaica (*Swartzia* sp.), o anani (*Symphonia globunifera*, L.). A vegetação de "igapós", predominantes na área, são espécies herbáceas e arbustivas, ocorrendo também palmáceas Dias (1991).

Observou-se no local, também, a vegetação secundária (capoeira), devido a interferência humana. São encontrados os

seguintes tipos de espécies, nos estratos dominantes (10 a 15 m): imbaúba (*Cecropia ficifolia*, Sneth), ingá preto (*Inga nobilis*, Willd); nos estratos codominantes e opressos (3 a 10 m) foram identificadas a tatapiririca (*Tapirira guianensis*, Aubl.), o lacre (*Vismia* sp.), a envira cana (*Xylopia aromática*, (Lam.) Mart.), o torem (*Cecropia sciasophylla*, Mart.) e o tinteiro (*Miconia nervosa*, (sw) Triana) Dias (1991).

Em algumas áreas, devido ao desmatamento, com sucessivas campinas, existe a ocorrência de uma siníisia rasteira composta de gramíneas e leguminosas predominantemente. As espécies mais comuns identificadas foram o capim gengibre (*Paspalum merittimum*, Trim), o capim rabo-de-raposa (*Andropogon bocornu*, L), o capim-de-pluma (*Andropogon leucostachys*, H.B.K), a salsa (*Ipo-mea ascrifolia*, (Desr.) Rot. S); carrapicho (*Desmodium barbatum*, (L.) Benth), a comida de curió (*Scleria melaleuca*, Reichb. ex Schebet. et. cham), vassoura-de-botão (*Borreira scabiosoides*, Cham.), juquiri (*Mimosa pudica*, L.), calapogônio (*Calapogonium mucunoides*, Dess), malva (*Sida cordifolia*, L), de acordo com levantamento feito por Dias (1991).

De acordo com a classificação de Koppen, o clima de Belém está na categoria Af, e nas localidades de clima Af os dois períodos se diferenciam porque um é mais chuvoso do que o outro. Esses dois períodos são conhecidos na região como período de "inverno" e "verão". O clima é do tipo equatorial úmido, com precipitações pluviométricas frequentes, desenvolvendo-se com maior intensidade de dezembro a junho. A "estação seca", período de menor índice pluviométrico, é representado por certa estiagem, que se caracteriza de julho a novembro (Lima, 1979).

Segundo dados do Boletim Meteorológico (UFPA) teve um valor médio da máxima mensal de temperatura igual a 30,6 °C e uma mínima de 23,3 °C; a umidade relativa máxima do ar foi de 98 (%), a precipitação média de 4,1 mm no mês de dezembro de 1990; em 1991 (de janeiro à junho) a média de temperatura foi igual a 32,2 °C da máxima absoluta e 21,8 °C da mínima absoluta, a umidade relativa do ar foi de 88,8 (%), a precipitação pluviométrica total foi igual a 328,8 mm.

Os terrenos que constituem a região de Belém são de rochas sedimentares, sobrejacendo a um substrato granito-gnáissico (IDESP, 1980).

Esse pacote sedimentar pertence à bacia sedimentar da foz do Amazonas, e pode atingir mais de 4.000 m de espessura. Na parte superior a partir da superfície, encontram-se depósitos sedimentares do Quaternário e Terciário.

O conjunto dos lagos do Utinga, está assentado integralmente sobre sedimentos do Quaternário antigo e recente, provindo do Grupo Barreiras (Dias, 1991).

Litologicamente o Grupo Barreiras é representado por argilas, siltitos e arenitos horizontais, ocorrendo variações laterais em profundidade. Geralmente são sedimentos multicoloridos e localmente fraturados (Dias, 1991), podendo notar-se inclusive Gres do Pará, estratificações cruzadas.

Os depósitos do Quaternário inferior (Pleistoceno) e do Terciário não são nitidamente distintos e constituídos por argilas, siltes, areias, seixos, lateritos, argilitos, siltitos e arenitos.

No Terciário Inferior (Mioceno) há rochas constituídas por carbonatos, areias e argilas. Não aflorando na área tais rochas, são encontrados a profundidade da ordem de centenas de metros, podendo ser correlacionadas com a Formação Pirabas (IDESP, 1980).

Belém localiza-se na região morfológica dos "baixos platôs amazônicos e planícies litorâneas"; tem seu sítio constituído por plataforma de cumiada, que correspondem ao nível local mais elevado do planalto terciário. Os níveis destas plataformas situam-se entre 15 a 30 metros; são terrenos escalonados cujas amplitudes variam entre 4 e 15 metros; há baixadas inundáveis, formada por áreas situadas abaixo da cota de 4 metros (Corrêa, 1989).

As superfícies integradas pelos terraços escalonados e pelas plataformas de cumiada, a partir de um vértice localizado junto à confluência do rio Guamá com a baía de Guajará, abrem-se em leque para Nordeste e Norte, formando 3 eixos divisores de águas que separam os igarapés que desaguam no rio Maguari ao Norte, na baía de Guajará a Oeste, no rio Guamá ao Sul (Corrêa, 1989).

As baixadas inundáveis localizam-se ao longo de toda a orla continental. Assumiram importância no processo de ocupação do espaço belemense, principalmente no que se refere à urbanização (Moreira, 1966).

Os elementos hídricos de maior significado para a cidade são a baía de Guajará e o rio Guamá, além de inúmeros igarapés que cortam a Cidade, cujos mais importantes são o do Una, Tucunduba e Val-de-Cans (Moreira, 1966).

A baía de Guajará situada a oeste da Cidade, é, a rigor, um subestuário, no qual vem ter as águas dos rios Guamá e Mojú (Moreira, 1966). É estreita e alongada, ficando comprimida entre o continente e as ilhas fluviais da Onça, de Arapiranga e de Cotijuba, comunicando-se com a ampla baía de Marajó e sofrendo as influências das marés oceânicas. Suas águas são barrentas e salobras.

Tem sua nascente ao sul, e segue a direção NS até a altura da cidade de Durém onde seu curso muda bruscamente para oeste. Esta mudança deve ter sido provocada por levantamentos ocorridos naquela região durante o Mioceno, que teria forçado o desvio do rio Guamá e do rio Capim, levando-os a desaguar no estuário e não no oceano, onde originalmente desembocavam (Ackermann, 1969).

O rio Guamá, situado ao sul da Cidade, apresenta grande interesse não só no aspecto geográfico-hidrológico mas também no que diz respeito ao abastecimento de água de Belém.

O abastecimento de água de Belém sempre se constituiu num de seus maiores problemas, desde o período colonial, quando foi aberto o primeiro poço coletivo, que teve serventia desde os séculos XVII e XVIII até os dias de hoje Cruz (1944) citado por Penteado (1967).

Os "açudes" de Água Preta e Bolonha, situados a NE de Belém, são os dois grandes reservatórios de água de que a cidade dispõe; são eles formados pela barragem de algumas nascentes e "igarapés" dessa região, reforçados por uma adutora que lhes fornece água do Guamá, captada à montante da aglomeração belenense. Em virtude das condições topográficas do sítio urbano, a

água é conduzida para a cidade através do bombeamento, para ser concentrada na estação de tratamento de São Brás, de onde é depois distribuída para a rede domiciliar (Penteado, 1967).

O lago Bolonha, com $2,10 \times 10^6 \text{m}^3$ de água acumulada é um dos mananciais que vem contribuindo ao longo do tempo, desde o sistema dos ingleses, como fonte de água para o abastecimento de Belém. Apresenta uma forma alongada, sendo margeado na maior parte de seu percurso por uma vegetação característica da região amazônica, com árvores de grande e médio porte, que contribuem para uma significativa proteção de suas águas (CENSA/COSANPA, 1983).

O lago Bolonha tem uma área total de $1.790.000 \text{m}^2$, encontra-se em sua maior parte, cerca de $1.664.130 \text{m}^2$, nas terras do Utinga, pertencente à COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARÁ (COSANPA); os restantes 133.870m^2 , em áreas pertencentes a terceiros. Sua bacia hidrográfica encontra-se na "Região Metropolitana de Belém", no corredor entre a BR-316 e o limite da bacia hidrográfica do lago Água Preta. Limita-se ao Norte e a Leste com as terras do Hospital da Aeronáutica, da Assembléia Paraense, da Fundação Pestalozzi, da Tuna Luso Brasileira, do Conjunto do BASSA, do D.N.E.R., e cerca de 300 outros lotes pertencentes a terceiros; ao sul, com os terrenos da bacia do Água Preta; e a Oeste com barragem do Bolonha (CENSA/COSANPA, 1983).

Possui o lago Bolonha duas nascentes, designadas com os nº 1 e 2. A nascente nº 1 está localizada nos fundos da Granja Santa Lúcia, do Ministério da Agricultura, e se encontra nas terras do Utinga, de propriedade da COSANPA. A nascente nº 2 encontra-se fora de suas propriedades, suas margens estão total-

mente ocupadas, lançando direta ou indiretamente seus detritos no manancial (CENSA/COSANPA, 1983).

O lago Água Preta, inicialmente com $6,0 \times 10^6 \text{m}^3$ de água acumulada, foi ampliado de modo a permitir uma reservação de $10,55 \times 10^6 \text{m}^3$; com as obras na barragem do lago em 1973, é o principal lago que serve como fonte de abastecimento de água para Belém (CENSA/COSANPA, 1983).

É formado pelas bacias hidrológicas dos igarapés Catu e Água Preta do qual recebe o nome. É margeado quase totalmente por uma vegetação exuberante característica da região, que contribue significativamente para sua preservação natural (CENSA/COSANPA, 1983).

O lago Água Preta, com uma área total de $7,1995 \times 10^6 \text{m}^2$ encontra-se, em sua maior parte, cerca de $6.331.850 \text{m}^2$, nas terras do Utinga, pertencentes à COSANPA, e em terras da EMBRAPA; os restantes 867.650m^2 , em áreas pertencentes a terceiros. Sua bacia hidrográfica também se encontra na "Região Metropolitana de Belém", entre a bacia do Bolonha, BR-316, "Águas Lindas" e EMBRAPA (CENSA/COSANPA, 1983).

Limita-se ao Norte com a BR-316, vários terrenos pertencentes a terceiros, ao Sul com a barragem do lago e terras da área estudada. Possui três nascentes, designadas com nº 3, 4 e 5. A nascente nº 3 está localizada nos fundos do Conjunto Tropical, indústrias, clubes recreativos e imóveis de ocupação residencial; encontra-se em terras de terceiros, onde penetra cerca de 1.800 metros além dos limites das terras do Utinga.

A nascente nº 4 apresenta-se fora dos limites do Utinga. A nascente nº 5 penetra cerca de 750 m em terras de tercei-

ros, fora dos limites do Utinga, propriedade da COSANPA. Apresenta uma larga faixa de vegetação e proteção. Em alguns pontos existe o aproveitamento de suas águas para piscinas de casas de campo, mas com pouco significado para a eutrofização do manancial.

3 - MATERIAL E MÉTODOS

3.1 - TRABALHO DE CAMPO

O trabalho de campo foi realizado segundo uma variação sazonal, no período compreendido entre dezembro de 1990 a janeiro de 1991 e junho de 1991. A primeira etapa caracterizou um período de estiagem típico, observando-se intensa retração nos mananciais, ocasionando níveis d'água muito baixos; a segunda etapa caracterizou um período chuvoso, onde também pôde-se observar uma elevação dos níveis d'água e maior diluição no ecossistema aquático em estudo.

Foram estabelecidos seis pontos principais nos reservatórios (Bolonha e Água Preta); um, no esgoto pluvial (Bolonha) e dois fora da área, um no rio Aurá e outro, no rio Guamá. Os pontos de coleta foram definidos após um reconhecimento total da área fisiográfica do Utinga. Visando caracterizar contrastes, selecionou-se pontos aparentemente mais preservados e pontos em locais visivelmente vulneráveis à contaminação antropogênica (Figura 1).

LAGO BOLONHA

BO-01 - Situa-se cerca de 50 metros da ETA (Estação de Água Bruta). No período de estiagem, apresenta uma profundidade um pouco acima de 3 m, com águas límpidas, esverdeadas, sem vegetação sobrenadante; vento, céu limpo azul, sem chuva. No período chuvoso apresentou uma profundidade de 6,30 m, com águas bége-marrom (limpas, claras, quando coletadas), sem vegetação sobrenadante; céu limpo, azul, nuvens abundantes e esparsas, muito vento.

BO-02 - Situa-se no braço direito do lago Bolonha, teve uma profundidade de 1 m no primeiro período, é um local de despejo de "esgoto pluvial" ; água suja, marrom-acinzentada, com espuma sobrenadante; apresenta-se com muita vegetação sobrenadante (mururé, aguapé, barba-de-bode); odor nauseabundo; no local, desenvolve-se gatropodes ARUÁ (*Ampullarius* sp.) nas raízes das plantas e em cima de vitória-régia; favelas próximas. Presença de muitos pássaros as suas proximidade, principalmente "jaçaná" (*Jacana spinosa jacana*, L.). No período chuvoso , apresentou águas muito sujas, marrom-acinzentada profundidade cerca de 1,50 m; multiplicação bastante pronunciada das macrófitas observadas no "período de estiagem", vale ressaltar que foi feito um canal com varas de "embaúbas" (*Cecropia ficifolia*, Sneth), com mais de 1,50 m de largura, na tentativa de segurar a vegetação aquática , possibilitando desta maneira chegar ao mesmo ponto de coleta do período anterior; odor nauseabundo; presença também de gastrópodes ARUÁ (*Ampullarius* sp.), Figura 3.

BO-03 - Local supostamente às proximidades do despejo de fábrica, profundidade de 1,70 m; com águas sujas, marrom-esverdeadas, muitas plantas aquáticas, porém bem menos que o ponto BO-02; apresenta-se margeado com uma vegetação exuberante de grande porte; situa-se no braço esquerdo do lago; registrou-se presença de alguns peixes nadando; céu limpo, azul, sem nuvens, sem chuva, com ventilação. No período chuvoso apresentou-se com profundidade de cerca de 2 m, águas bége-marrom, aparentemente sujas (límpidas, quando coletadas), vegetação em situação semelhante ao período anterior, dia claro, límpido, com nuvens.

brancas esparsas, abundantes, muito sol, muito vento, pequenas ondas abundantes.

BO-02(E) - Esgoto com canal de cimento, que lança seu efluente no lago, às proximidades do ponto BO-02, com uma distância de 5 metros deste. Existem favelas às proximidades desse canal, que exhibe um fluxo constante de águas servidas, com espuma, mau odor, e certa abundância de gastrópodes já citados anteriormente.

LAGO ÁGUA PRETA

AP-01 - Apresentou-se, no período sêco, com águas marrom amarelo-esverdeadas; margeado com floresta tipo hiléia, árvores de grande porte, algumas áreas com vegetação de palmeiras tipo "caraná" (*Mauritia caranaá*); áreas cobertas com capim "barba-de-bode", açazeiro (*Euterpe oleracea*, Mart.), etc..; presença de aves gaivotinha branca (*Larus maculipennis*), jacaná (*Jacana spinosa jacana*), mergulhão (*Mergus octosetaceous Vieil.*); foi também observado a presença de arraia (*V. batóides*), camarão (*V. pitu*), poraquê (*Electrophorus electricus*), e alguns peixes. No período chuvoso apareceu uma vegetação áquática muito maior (o canal apresentou-se quase fechado); muito capim, "aguapé" (*Eichornia crassipes*), Figura 4.

AP-02 - Localiza-se no centro do lago Água Preta, cerca de 400 m de distância do "Clube da Lagoa" e 500 m do sangradouro. Apresentou-se, no período sêco, com as mesmas características do AP-01, com água esverdeada, sem vegetação sobrenadante;

área limpa, águas limpas; muito vento, com profundidade cerca de 3 m. No período chuvoso a coleta foi procedida com tempo bom, sem chuva, céu nublado, sem vegetação nas águas, como na situação anterior semelhante; águas com coloração bége-marrom (límpidas, quando coletadas); nível de água bem mais elevado do que no período sêco, com diferença de nível de mais de 2 metros (Figura 5).

AP-03 - Margeado com árvores de grande porte, em terrenos altos, vegetação sobrenadante, tais como "aguapé" (*Eichornia crassipes*) e outras; águas de lavagem, barrentas, demonstram a lixiviação dos terrenos mais altos (Figura 6); no dia da coleta observou-se forte odor nauseabundo de gás sulfídrico, de matéria orgânica em decomposição, odor de esgoto, típico; observou-se também, ocorrência de uma camada (de fina a pouco espessa) de óleo, sobrenadando grande extensão (aproximadamente 2 ha); espuma, peixes mortos (este ponto recebe rejeitos oriundos de diferentes origens); é uma área às proximidades do "Conjunto Tropical"; há também presença de muitos troncos emergentes (Figura 7); profundidade 2 m. No período chuvoso as águas apresentaram-se bem mais limpas, embora com a mesma coloração bége-marrom, sem a presença do odor e do óleo; local de coleta com profundidade de 5 m (os troncos já se tornam bem menos visíveis que no período anterior).

RIO GUAMÁ

GU-01 - Este ponto localiza-se na margem esquerda do rio Guamá (ver Figura 1), a aproximadamente cerca de 200 m em

frente a captação da COSANPA (COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARÁ). As margens mais altas são constituídas de barrancos de argila amarelada com índices de laterização (nódulos de óxidos-hidróxidos de ferro) e níveis de argila branca e/ou branca acinzentada. Barrancos com 1 a 2 m de altura. A vegetação apresenta-se com árvores de mangue, "embaubeiras" (*Cecropia ficifolia*, Sneth), "samaumeiras" (*Ceiba petrandia*, Gaertn.) de grande porte. No período de estiagem as proximidades deste ponto observou-se muita vegetação caída na água, muitas também em decomposição; apresentou-se com águas turvas, com coloração castanho-claro a castanho-amarelada, com muito sedimento argiloso em suspensão, a coleta foi feita sem influência de maré; profundidade do ponto de coleta foi superior a 8 m; céu limpo, sem nuvens. No período chuvoso, a profundidade deste ponto foi de 8,30 m, apresentou as mesmas características do período anterior.

RIO AURÁ

AU-01 - Localiza-se a 1 km da foz do rio Guamá, no período de estiagem teve uma profundidade de 6,5 m, com águas com as mesmas características do rio Guamá; margeado com barrancos de 1 a 3 m de altura com sedimento amarelo-acinzentado. No período chuvoso, quase não mudou suas características aparentemente; com águas mais limpas, de coloração bege-marrom.

3.1.1 - AMOSTRAGEM

As amostras de água foram tomadas nos locais de coletas, a 20-30 cm abaixo da superfície, sendo devidamente acondicionadas. Apenas para a determinação do oxigênio dissolvido, as

profundidades variaram de acordo com cada ponto, variando de 0,5, a 5,0 m.

No local de coleta foram feitas medições de profundidade da coluna d'água, temperatura, transparência, pH, Eh, condutividade elétrica, anotadas data e hora de coleta, evitando-se o trabalho sob chuva para não alterar as condições naturais no momento da coleta. Para a determinação de oxigênio dissolvido foram efetuadas medidas de temperatura, introduzindo o termômetro de mercúrio no interior da garrafa coletora de Van Dorn. Um resumo das técnicas pode ser exemplificado no item 3.1.2.

3.1.2 - Técnicas de coleta

Os procedimentos de campo, no que diz respeito à preservação de amostras e outras recomendações, podem ser, assim, resumidas (Souza & Derísio, 1977; Agudo, 1987):

	Tipo de Frasco	Preservação	Prazo de análise utilizado
Acidez	polietileno	refrigeração a 4 °C	24 horas
Alcalinidade	"	"	"
Cloreto	"	não é necessária	7 dias
Côr	"	refrigeração a 4 °C	24 horas
DBO	"	refrigeração a 4 °C	24 horas
DQO	"	adição de ác. sulfúrico 2 ml para cada litro	24 horas
Fe(total)	"	adição de ác. nítrico concentrado	1 mês

Na,K,Ca,Mg	polietileno	adição de ác. nítrico até pH2	2 meses
Sulfato	"	refrigeração a 4°C	7 dias
Sílica	"	"	24 horas
Turbidez	"	evitou-se a luz	24 horas

3.2 - TRABALHOS DE LABORATÓRIO

3.2.1 - Parâmetros físicos, físico-químicos, químicos e bioquímicos

Eh, pH - foram determinados "in loco", pelo método potenciométrico, utilizando potenciômetro de campo WTW.

Condutividade elétrica - determinada "in loco", pelo método condutimétrico, utilizando-se condutivímetro YSY, de campo.

Turbidez - determinado pelo método nefelométrico; utilizou-se o turbidímetro de Hellige; o método se aplica para determinações a partir de zero (CETESB, N.T.L5.156, 1978).

Transparência - determinada "in loco", utilizando disco de Secchi.

Côr - determinado pelo método colorimétrico, com Aqua-Tester Hellige, faixa de aplicação de 1 a 500 mg Pt/l (CETESB.L5.117, 1978).

Temperatura - determinada "in loco", utilizando termômetro de mercúrio.

Acidez - utilizado o método volumétrico pela titulação com o hidróxido de sódio, usando fenolftaleína como indicador (Rodier, 1981) .

Alcalinidade - utilizou-se o método volumétrico pela titulação total com ácido sulfúrico, usando como indicador a fenolftaleína e o metilorange (Rodier, 1981).

O₂ dissolvido - determinado pelo método titrimétrico de Winkler com a modificação pela azida sódica; o oxigênio oxida os sais manganosos em sais mangânicos, que são titulados indiretamente por tiosulfato de sódio (CETESB.NT.L5.169, 1978).

Sílica - determinada pelo método colorimétrico, pela redução do complexo molibdossilícico, usando como agente redutor o ácido 1-amino, 2-naftol, 4-sulfônico; leitura feita em espectrofotômetro PM6-Zeiss, $\lambda = 650$ nm (APHA,AWWA,WPCF, 1975).

Nitrogênio orgânico total - determinado pelo método do fenato, pela digestão em conjunto, utilizando balão de Kjeldahl; a intensidade do complexo azul de indofenol é formado pela reação de amônia, hipoclorito e fenol, catalizado com nitroprussiato de sódio; a leitura foi feita em espectrofotômetro PM6-Zeiss, = 630 nm (CETESB, 1985).

Nitrato - determinado pelo método do ácido fenoldissulfônico; a leitura foi feita em espectrofotômetro PM6- Zeiss, $\lambda = 480$ nm; faixa de utilização até 12 mg/l (CETESB.NT.L5.137, 1978).

Fosfato - determinado pelo método de digestão em conjunto, utilizando balão de Kjeldahl, modificado com o ácido ascórbico; o fosfato a ser determinado é convertido em ortofosfato solúvel por digestão ácida; o ortofosfato reage com molibdato de amônio e tartarato duplo de potássio e antimonil em meio ácido, reduzindo o ácido fosfomobdílico a azul de molibdênio; a leitura foi feita em espectrofotômetro PM6-Zeiss, $\lambda = 650$ nm (CETESB, 1985).

Ferro total - determinado por absorção atômica, utilizando-se espectrofotômetro FMD4-Zeiss e lâmpada de catodo ôco do elemento, com chama ar/acetileno; $\lambda = 496,7$ nm.

Fe²⁺ - determinado por colorimetria, utilizando-se o método da ortofenantrolina em meio ácido com adição de acetato de amônio. A leitura foi feita em espectrofômetro PM6-Zeiss, $\lambda = 510$ nm (CETESB, NT.L5.126, 1978).

Fe³⁺ - determinado pela diminuição dos resultados obtidos nas análises do Fe(total) e Fe²⁺:

$$\text{Fe}(\text{total}) = \text{Fe}^{2+} + \text{Fe}^{3+}.$$

Cloreto - determinado pelo método mercurimétrico, por titulação, onde a solução diluída de nitrato de mercúrio é adicionada a

amostra acidificada na presença de difenilcarbazona e azul de bromofenol como indicador (APHA,AWWA,WPCF, 1975).

SO_4^{2-} - determinado pelo método turbidimétrico; onde o íon sulfato é precipitado com cloreto de bário em meio ácido, formando-se sulfato de bário em suspensão; a absorvância foi lida em espectrofotômetro PM6-Zeiss, $\lambda = 420$ nm (CETESB, N.T.L5.153, 1978).

HCO_3^- - o bicarbonato foi obtido por cálculo, a partir da alcalinidade total, de acordo com a seguinte fórmula (Custódio & Llamas, 1976):

$$\text{HCO}_3^-(\text{ppm}) = 1,22 (\text{alcalinidade total, em ppm CaCO}_3).$$

$\text{Na}^+, \text{K}^+, \text{Ca}^{2+}, \text{Mg}^{2+}$ - foram analisados por absorção atômica, utilizando-se espectrofotômetro FMD4-Zeiss e lâmpadas de cátodo dos elementos a serem determinados; as amostras foram nebulizadas em chama ar/acetileno; os tampões espectrais usados e os comprimentos de onda foram os seguintes: La (dosagem de Ca e Mg); Cs (dosagem de K e Na); Ca $\lambda = 427,7$ nm, Mg $\lambda = 202,5$ nm, Na $\lambda = 589,6$ nm, K $\lambda = 776,5$ nm.

DBO - determinado pelo método da incubação sem diluição, por 5 dias, a 20 °C, com determinação de O_2 dissolvido no primeiro e no quinto dia, pelo método de Winkler (CETESB.NT.L5.120, 1978).

DQO - determinado pelo método da oxidação por dicromato de potássio em meio ácido, com sulfato de prata como catalizador; faixa de utilização de 5 a 50 mg/l (CESTESB N.T. L5.121, 1978).

3.2.2 - ANÁLISE DE PARÂMETROS HIDROBIOLÓGICOS

Clorofilas a, b, c

Foram determinadas por espectrofotometria de absorção na região do visível; os pigmentos foram extraídos do concentrado planctônico com solução aquosa de acetona; foram filtrados 700 ml de amostra, sob "vácuo", com filtro milipore 0,45 um com 0,2 ml de suspensão de $MgCO_3$ na fase final da filtração; acondicionou-se a amostra sob refrigeração em dessecador até sua extração, poucas horas após, procedeu-se, então, maceração em gral de ágata com solução aquosa de acetona; a amostra foi clarificada por centrifugação a 500 rpm durante 20 minutos; o extrato clarificado foi decantado e tomada a medida do seu volume total; foi transferido para cubetas de 1 cm e sua absorbância foi lida a 750, 663, 645 e 630 nm em espectrofotômetro PM6-Zeiss; a leitura em 750 nm serve para corrigir a turbidez (APHA, AWWA, WPCF, 1975).

Para as concentrações de clorofila calculou-se de acordo com (APHA, AWWA, WPCF, 1975):

$$(a) C_a = 11,64 A_{663} - 2,16 A_{645} + 0,1 A_{630}$$

$$(b) C_b = 20,97 A_{645} - 3,94 A_{663} - 3,66 A_{630}$$

$$(c) C_c = 54,22 A_{630} - 14,81 A_{645} - 5,53 A_{663}$$

C_a , C_b , C_c representam as concentrações das clorofilas a, b, c, respectivamente, no extrato, em mg/l; A_{663} , A_{645} , A_{630} correspondem às absorbâncias nos respectivos comprimentos de onda, quando se utiliza cubetas de 1 cm de caminho óptico.

Calculou-se, finalmente, a quantidade de pigmento por unidade de volume de amostra, como segue (APHA, AWWA, WPCF, 1975):

$$\text{clorofila a (mg/m}^3\text{)} = \frac{\text{Ca. volume do extrato(l)}}{\text{volume de amostra(m}^3\text{)}}$$

Fitoplâncton

Para o estudo do fitoplâncton as coletas foram feitas através de arrastes horizontais, próximos à superfície das águas, com rede de nylon cônico-cilíndrica, com malha de 65 µm de abertura, medindo 1,50 m de comprimento e 30 cm de diâmetro. A rede foi arrastada durante dez minutos com o barco em movimento rotacional. A amostra foi recolhida em frasco escuro (âmbar) de 250 ml e acondicionado com solução de formaldeído, sob refrigeração (APHA, AWWA, WPCF, 1975).

O estudo qualitativo constou da análise de 4 a 5 alíquotas da amostra coletada com rede, utilizando-se um microscópio CARL ZEISS (JENA), adaptado com condensador de contraste de fases.

Os táxons foram identificados até o nível específico, quando possível, tendo sido consultadas obras especializadas, destacando-se: Bourrely & Couté, 1982; Forster (1969, 1974); Uherkovich & Schmidt (1974); Uherkovich (1976) Uherkovich & Rai (1979).

No estudo de diatomáceas foram montadas lâminas definitivas, de acordo com o método de Muller-Melchers & Ferrando (1956), as quais se acham arquivadas na laminoteca da Seção de Plâncton da UFPE (Recife). As espécies identificadas neste grupo foram ordenadas de acordo com o sistema de classificação proposto por Krieger (1954), as cianofíceas foi por Desikachary (1959) e para clorofíceas foi o de Bourrely (1970).

3.2.3 - Análise de sedimentos de fundo

3.2.3.1 - Tratamento preliminar

A coleta de sedimentos de fundo foi procedida com o amostrador pegador ou draga de Petersen. As amostras foram colocadas em bandejas de polietileno, e secadas na temperatura ambiente. Seguiu-se, depois, o peneiramento em malhas de nylon (abertura entre 100 a 120 mesh).

3.2.3.2 - Carbono orgânico

Determinado por titulometria, com uma solução ferrosa $0,5 \text{ Fe (NH}_4)_2 (\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, em presença de difenilamina como indicador, segundo Jackson (1958), modificado por Gaudette et al (1974).

Pesou-se 0,3 gramas de amostra de sedimento devidamente tratada (sêca e peneirada) em um frasco de Erlenmeyer de 500 ml, adicionou-se 10 ml de solução K_2CrO_7 ao sedimento, seguido de agitação; posteriormente acrescentou-se 20 ml de H_2SO_4 concentrado, agitando-se com rotação suave (para assegurar completa mistura dos reagentes com o sedimento) durante 30 min; poste-

riormente a solução é diluída para um volume de 200 ml com água destilada.

3.2.3.3 - Nitrogênio orgânico

Após o material ter sido devidamente tratado (seco e peneirado), seguiu-se de acordo com o procedimento descrito abaixo (Cestesb, N.T.L5.139, 1978):

- pesou-se de 0,5 a 1,0 grama da amostra em papel livre de nitrogênio;
- transferiu-se, com o papel, para o frasco de digestão;
- adicionou-se de 0,5 a 1,0 grama de catalizador (dióxido de titânio:sulfato de cobre:sulfato de potássio - 0,3: 0,3: 6; ou dióxido de selênio:sulfato de cobre:sulfato de potássio (ou sódio) - 1: 10: 100);
- acrescentou-se de 10 a 20 ml de ácido sulfúrico concentrado e acoplou-se ao sistema de digestão;
- procedeu-se a digestão, a princípio lentamente, e elevou-se o aquecimento até que a solução se torne incolor ou levemente azulada e o precipitado no fundo do frasco, quando houver, fique branco ou levemente cinza;
- esfriou-se até a temperatura ambiente;
- lavou-se cuidadosamente a parede do frasco de digestão com cerca de 5 ml de água destilada;
- transferiu-se exatamente 20 ml de ácido sulfúrico 0,1 N padronizado para um erlenmeyer de 250 ml;

obs: o recolhimento da amônia liberada poderá ser efetuado em uma solução de ácido bórico a 4%; neste caso a titulação será

conduzida com solução de ácido clorídrico 0,1 N, padronizada, em presença de gotas de indicador misto;

- adicionou-se 1 ou 2 gotas do indicador Vermelho de Metil;

- preparou-se o destilador de Kjeldahl, mergulhando a saída do condensador no erlenmeyer citado nos dois itens anterior;

- transferiu-se quantitativamente a amostra digerida para o destilador Kjeldahl lavando o frasco de digestão com água destilada, (quando não houver necessidade de transferência, adicionar de 100 a 200 ml de água destilada, conforme o equipamento);

- adicionou-se 1 ml da solução de fenolftaleína a 1%;

- acrescentou-se a solução de NaOH 30% ou 40% até conseguir pH alcalino;

- proceder a digestão até recolher um volume do destilado igual à metade do volume inicial;

obs: a solução do erlenmeyer deve permanecer ácida durante a destilação; se houver mudança de cor do indicador para uma coloração amarela, adicionar uma quantidade conhecida de ácido sulfúrico 0,1 N, padronizado;

- titulou-se a solução do erlenmeyer com NaOH 0,1 N padronizado, até o aparecimento da coloração amarela;

- um ensaio em branco utilizando na digestão o papel de pesagem, idêntico ao utilizado para a amostra, deverá acompanhar a análise; a contribuição do "branco" deverá ser subtraído dos resultados das amostras;

Cálculo, quando o destilado foi recolhido em solução de ácido bórico:

$$Z N = (VA-VB) fa \times F \times 0,14 / P$$

onde VA é o volume de solução de NaOH 0,1 N padronizado gastos para titular a amostra; VB é o volume de solução de NaOH 0,1N gastos de solução para a prova em branco, fa é o fator volumétrico de correção do ácido clorídrico, F é o fator de correspondência nitrogênio/proteína e P é o peso da amostra em gramas.

3.2.3.4 - Análise de fosfato

O fósforo foi determinado por espectrofotometria de absorção na região do visível, pelo método do azul de molibdênio, de acordo com o seguinte procedimento (Riley, 1958):

- pesou-se 0,5 g da amostra (seca e peneirada) e submeteu-se a decomposição ácida em cadinho de teflon com ácido HF +HClO₄ (10:1);

- adicionou-se 10 ml de HCl (1:1) e transferiu-se cuidadosamente a amostra para um balão volumétrico de 50 ml com filtração para eliminação de resíduos e aferiu-se com água desionizada;

- transferiu-se uma alíquota de 5 ml da amostra para um balão volumétrico de 50 ml;

- adicionou-se 20 ml da solução redutora (diluiu-se uma mistura de 125 ml de H₂SO₄ 3N, 38 ml de molibdato de amônio e 60 ml da solução de ácido ascórbico 0,1 M, com água destilada a 250 ml em um frasco volumétrico. Esta solução levemente esverdeada foi preparada imediatamente antes do uso), diluiu-se ao volume

com água desionizada e homogeneizou-se;

- deixou-se a solução em repouso por 1 noite antes da medição da absorvância da solução, contra o branco que foi preparado do mesmo modo que a solução amostra, omitindo-se porém a amostra;

- determinou-se o teor de fósforo por meio de uma curva de calibração.

O fósforo foi analisado em espectrofotômetro PM6-Zeis, $\lambda = 650$ nm, em cubetas de 2,0 cm.

3.2.3.5 - Análise de mercúrio

O Hg foi determinado por absorção atômica com a técnica do vapor frio, de acordo com o seguinte procedimento (Knechtel & Fraser, 1979):

Decomposição da amostra

- pesou-se 0,5 g da amostra (seca e peneirada) num tubo de digestão usando o dispositivo dado abaixo, e adicionou-se 0,1 mg de V_2O_5 ;

- acrescentou-se 10 ml de HNO_3 concentrado a cada frasco e deixou-se em repouso por alguns minutos até que a formação de espuma tivesse cessado;

- transferiu-se os tubos de digestão para um cilindro de alumínio mantido aquecido a $160^\circ C$ e aqueceu-se por 5 minutos nesta temperatura; removeu-se os tubos e deixou-se esfriar;

- adicionou-se 15 ml de H_2SO_4 concentrado a cada frasco, recolocou-se os tubos no bloco de alumínio mantido aquecido a $160^\circ C$ e aqueceu-se por 15 minutos; removeu-se os tubos e deixou-se esfriar;

- transferiu-se, cuidadosamente, a amostra digerida para um frasco volumétrico de 100 ml contendo 20 ml de água desionizada gelada; lavou-se o resíduo por decantação, e transferiu-se as lavagens para um balão volumétrico; deixou-se esfriar, completou-se cada frasco ao volume com água desionizada e homogeneizou-se.

Análise da amostra

- transferiu-se 10 ml da solução amostra, para os frascos de 35 ml (em duplicata);

- em seguida procedeu-se como descrito para a curva de calibração;

O Hg foi analisado em espectrofotômetro de absorção atômica marca GBC, modelo 905 BT. As condições de leitura para o Hg foram as seguintes:

$\lambda = 253,7 \text{ nm}$

slit width - 0,5 nm

instrument mode - absorbance BC off

sampling mode - manual sampling

tempo de leitura - 30 (s)

3.2.3.6 - Análise de metais (Fe, Mn, Zn, Cu, Cr, Pb)

Depois da amostra devidamente tratada (sêca e peneirada) pesou-se 1 grama da amostra, este material foi lixiviado por 24 horas com HCl 0,5 M por 16 horas sob agitação contínua, na razão sólido/líquido equivalente a 1:20 (g/ml) Fernandes et al. (1987). O produto da lixiviação (fração móvel do sedimento) foi centrifugado a 3000 rpm, por 10 minutos, decantado e analisado para os metais Cu, Cr, Mn, Fe, Zn, Pb. O resíduo sólido (fração

residual do sedimento foi seco em estufa 24 °C e submetido a digestão ácida com ácido $\text{HClO}_4 + \text{HF}$ (1:10). Com exceção do Pb que foi analisado por espectrofotômetro de absorção atômica em espectrofotômetro Perkin-Elmer 400 (Bodensewerk Perkin-Elmer & Co. GmbH), com atomização eletrotérmica (forno de grafite, HGA-74). Os outros metais foram lidos por espectrofotometria de absorção atômica em aparelho FMD4-Zeiss, com lâmpadas de cátodo dos elementos a serem determinados. As condições de leitura utilizadas para cada elemento foram as seguintes:

Pb $\lambda = 283,3 \text{ nm}$

Fend (spalt) 4 (7A)

secagem - 143 °C

destruição (máximo) - 313 °C

atomização - 700 °C

gás de proteção - argônio

interferência - eliminadas pela barraquinha de tântalo

Zn $\lambda = 427,7$

chama oxidante - ar

combustível - C_2H_2

Cu $\lambda = 327,4$

chama oxidante - ar

combustível - C_2H_2

Cr $\lambda = 357,9$

chama oxidante - ar

combustível - C_2H_2

Fe $\lambda = 392,0$

chama oxidante - ar

combustível - C_2H_2

Mn $\lambda = 403,1$

chama oxidante - ar

combustível - C_2H_2

3.2.3.7 - Composição mineralógica

Após o tratamento preliminar (item 3.2.3.1) as amostras foram desagregadas cuidadosamente com auxílio de um gral de ágata e de um aparelho de ultra-som; posteriormente foram peneiradas em malhas com abertura de 42 mesh; e para a eliminação da matéria orgânica foram atacadas com H_2O_2 , depois de lavadas seguidas vezes com água destilada (Jackson et al., 1950).

A separação das frações silte e argila foram feitas por peneiramento via úmida, em peneiras de 0,062 mm (adequadas para trabalhar com os argilos minerais).

Para a identificação dos minerais argilosos, as amostras foram concentradas em cilindro de Atterberg, com pirofosfato de sódio 0,9 g/l, a fim de evitar floculação. Depois seguiu-se de lavagem do material argiloso, com centrifugação a 3000 rpm. O produto final foi seco em estufa a 50 °C (Thorez, 1976).

A preparação das lâminas para a identificação dos argilo-minerais teve o seguinte procedimento: 0,2 g da amostra foi levada ao volume de 10 ml em um balão volumétrico, que foi colocado em um desagregador equipado com ultrasom por um tempo de

5 minutos. Em seguida a lâmina foi preparada com pipeta volumétrica de 2 ml; o material aderido à lâmina foi submetido à identificação de raios-X, pela obtenção de um difratograma (Thorez, 1976).

Para uma melhor detecção quantitativa e qualitativa dos minerais, as amostras foram tratadas com etileno-glicol por 24 horas, e, novamente, submetidas a difração (Brown, 1972; Thorez, 1976).

Após a glicolização, as amostras foram aquecidas a 500 °C por 3 horas, objetivando uma melhor identificação dos minerais determinados, por um terceiro registro de difratogramas de raios-X (Brown, 1972; Thorez, 1976).

O aparelho utilizado no laboratório de raios-X é um goniômetro tipo Philips PW 1050 com monocromador de grafite e tubo com anodo de cobre. Os difratogramas foram registrados em papel de registrador x-y sob as seguintes condições:

- faixa de varredura = 4-40 2 θ
- constante de tempo = 0,5seg.
- sensibilidade = 1000 imp./seg.
- intensidade = 2×10^3

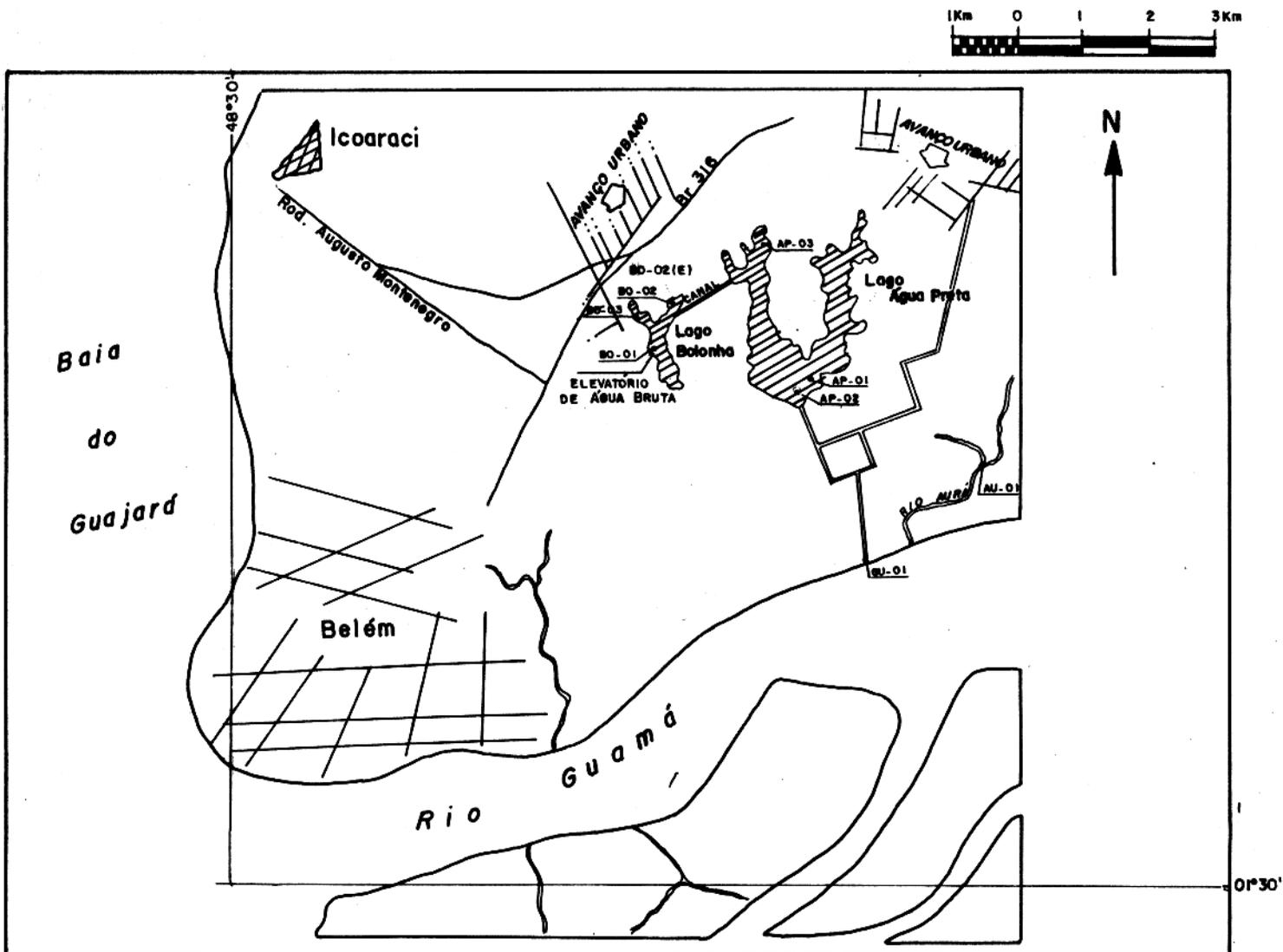


FIGURA - 01 Área fisiográfica do Utinga (Região Metropolitana de Belém, PA). Mapa de localização. Pontos de coleta. Fonte: INPE, 1987.



Figura 02 - Imagem de satélite (Landsat TM5, bandas 3, 4 e 5; escala 50.000; 3R, 4G, 5B). Observe-se o avanço urbano às proximidades dos lagos. (Fotografia reproduzida de imagem de satélite acoplado a um Rembran BT). Fonte: INPE, 1987.



Figura 03 - Lago Bolonha, ponto B0-02, às proximidades do lançamento do efluente do "esgoto pluvial", ponto B0-02(E). Observe-se um exuberante desenvolvimento de macrófitas. (Fotografia obtida em câmera Minolta x-700).



Figura 04 -Lago Água Preta, ponto AP-01. Área de mistura de águas do rio Guamá com águas do lago Água Preta. (Fotografia obtida em câmera Minolta x-700).



Figura 05 - Lago Água Preta, ponto AP-02, localiza-se no centro do lago, cerca de 400 m de distância do "Clube Lagoa" e 500 m do sangradouro. Observe-se águas límpidas e sem vegetação sobrenadante. (Fotografia obtida em câmera Minolta x-700).



Figura 06 - Lago Água Preta, ponto AP-03, às proximidades do lançamentos de esgoto do "Conjunto Tropical". Observe-se a presença de muitos troncos emergentes e vegetação aquática. (Fotografia obtida pela câmera Minolta x-700).



Figura 07 - Lago Água Preta, vista aérea. Observe-se troncos emergentes de vegetação submersa (ocorrência verificada nos dois lagos). (Fotografia aérea, obtida a, aproximadamente, 50 m de altitude; câmera Minolta x-700).



Figura 08 - Vista aérea do avanço urbano, pelo conjunto habitacional "Jardim Tropical" em um dos "braços" do lago Água Preta. (Fotografia aérea obtida a, aproximadamente, 50 metros de altitude; câmera Minolta x-700).



Figura 09 - Vista aérea do avanço urbano por invasões às proximidades do lago Água Preta. (Fotografia obtida, a, aproximadamente, 50 metros de altitude; câmera Minolta x-700).



Figura 10 - Lago Água Preta, vista aérea. Apesar de todo o impacto que a área físico-territorial do Utinga vem sofrendo pela ação antropogênica, o ecossistema se defende. Observe-se a exuberância da floresta. (Fotografia aérea, obtida a, aproximadamente, 50 m de altitude, câmera Minolta x-700).

4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 - CONSIDERAÇÕES PRELIMINARES

O trabalho foi realizado de acordo com uma variação sazonal que caracterizou-se em dois períodos: o "período de estiagem" (menos chuvoso) e o "período chuvoso". Visando identificar contrastes, selecionou-se pontos de coleta em locais aparentemente preservados e em locais visivelmente vulneráveis à contaminação antropogênica.

A área fisiográfica do Utinga que engloba os mananciais e as terras adjacentes, é administrada pela Companhia de Saneamento do Pará (COSANPA). Esta encarregou uma empresa de consultoria em engenharia - CENSA - a proceder estudo urbanístico e de proteção sanitária dos lagos Bolonha e Água Preta, bem como avaliar a qualidade dessas águas, sob o ponto de vista químico e bacteriológico. Referido estudo (CENSA/COSANPA, 1983) baseou-se em minuciosos levantamentos físico-territorial, sócio-econômico e de saneamento básico; caracterizou a necessidade de estudos mais aprofundados sobre a avaliação de impacto ambiental, causado pelo crescente avanço urbano sobre áreas de floresta e nascentes dos mananciais; surgiu a necessidade de melhor caracterizar a qualidade das águas e dos sedimentos, no que diz respeito à matéria orgânica, aos efluentes pluviais e domésticos, à microbiologia, à eutrofização, entre outros aspectos.

A problemática da área fisiográfica do Utinga existe em decorrência da urbanização crescente, que se verifica nos municípios de Belém e Ananindeua, mais precisamente no estreito

corredor ao longo da BR-316 (Figura 1), levando ao surgimento de bairros, conjuntos residenciais e à multiplicação de favelas. Nesses locais, encontram-se as principais nascentes das bacias hidrográficas dos lagos Bolonha e Água Preta; algumas dessas nascentes já se encontram fora de áreas físico-territoriais pertencentes à COSANPA, e, portanto, sujeitas à degradação das águas, causada pela falta de saneamento básico nessas favelas às suas proximidades. Acrescente-se ao impacto provocado por essa crescente "urbanização", os efeitos provocados pela sazonalidade na "estação seca" (período anual menos chuvoso) e, ainda pelo recalque das águas superficiais do rio Guamá, que recebe fortes influências da penetração de águas salinas oriundas do Atlântico (nessa estação) e das contribuições da contaminação urbana (rejeitos domésticos e industriais). Afirmam os técnicos da COSANPA que há 15 ou 20 anos atrás, a água bruta era de mais fácil tratamento; gasta-se, hoje, mais do dobro de produtos químicos, trabalha-se muito mais em atividades de desobstrução de filtros, em obras de infraestrutura, e nem sempre se consegue a qualidade desejável para as águas de abastecimento público.

As características topográficas da área fisiográfica do Utinga, evidenciadas pela existência de baixas cotas altimétricas (em alguns casos, a pouquíssimos metros acima do nível do mar), com terrenos facilmente alagáveis, torna os lagos Bolonha e Água Preta ainda mais vulneráveis à ação poluidora da lixiviação nos terrenos mais altos (cotas altimétricas que variam, em geral, de 10 a 16 m acima do nível do mar), do fácil transporte dos efluentes industriais e domésticos, etc...O que se observa

nas águas às proximidades dos "esgotos pluviais" é o aparecimento de espécies da flora e da fauna, que não se observa outrora. Aí se desenvolvem macrófitas aquáticas notadamente (*Eichornia crassipes*, Kunth). A proliferação dessas plantas aquáticas é apreciável, notadamente às proximidades dos locais mais vulneráveis à ação dos poluentes urbanos, fez-se também um estudo da flora fitoplanctônica. Também se desenvolvem certos gasterópodes ARUÁ (*Ampullarius* sp.); tal presença é aparentemente contraditória, quando se observa que, em geral, na Amazônia, não se desenvolvem caracóis em águas caracteristicamente ácidas (Sioli, 1951, 1967).

4.2 - PARÂMETROS FÍSICOS E FÍSICO-QUÍMICOS

Tanto a turbidez como cõr e transparência estão relacionadas a propriedades ópticas da água, que constituem fatores importantes para a caracterização limnológica das águas de superfície, pois estão relacionadas principalmente com a atividade fotossintética, oxigenação e estruturação térmica. O aspecto óptico das águas é modificado, das mais variadas maneiras, por substâncias dissolvidas e em suspensão (Hem, 1970; Custódio & Llamas, 1976).

A turbidez das águas naturais está relacionada a fenômeno de dispersão e absorção da luz através da presença de materiais coloidais e a matéria em suspensão muito fina, difícil de sedimentar e filtrar (Custódio & Llamas, 1976). Silicatos coloidais, comumente presentes em águas correntes, contribuem para a turbidez da água. As águas carregam também consideráveis quanti-

dades de silte e outras partículas finas (Reid & Wood, 1976). Durante o período de chuva, grandes quantidades de partículas são erodidas do solo da bacia e carregadas pelas águas, resultando um acentuado aumento da cor e da turbidez das águas dos rios (Reid & Wood, 1976).

As águas aqui estudadas apresentam valores numéricos em turbidez variando de 19 a 48 (ppm SiO_2) no "período de estiagem", e de 14 a 23 (ppm SiO_2) no "período chuvoso". Aparentemente, a diluição das águas pela intensidade das chuvas promove o aparecimento de índices mais baixos de turbidez.

A cor das águas naturais depende da quantidade e qualidade da matéria inorgânica em suspensão, das substâncias orgânicas (produtos de decomposição da matéria vegetal) dissolvidas ou em estado coloidal, e do desenvolvimento de organismo do plâncton. A permanência de vegetação terrestre no fundo dos lagos Bolonha e Água Preta, indicados pela presença de troncos de árvores pode ter tido consequências que talvez perdurem até hoje. Nota-se, em ambos os lagos, uma coloração acentuada das águas, denunciando a existência ainda de resíduos vegetais em decomposição. As substâncias húmicas dão uma coloração escura às águas; isto pode ser observado em rios que drenam pântanos, brejos e regiões de florestas. A cor da água é dada pela presença de substâncias pigmentadas (minerais e orgânicas) em solução ou em dispersão coloidal. Esta é chamada cor "real".

A massa d'água pode apresentar cor "aparente", causada pelo reflexo em sua superfície, de cores do ambiente, do céu, etc... ou, por transparência, a cor do leito, ou ainda pela pre-

sença de partículas coloridas (minerais e orgânicas) em suspensão. Algas podem imprimir uma coloração esverdeada e sulfo-bactérias, uma coloração amarelada. Poluição de origens variadas altera tanto a cor "aparente" como a "real".

Onde se apresentam baixas a turbidez e a correnteza, pode-se desenvolver plâncton, tornando a água esverdeada. O ponto BO-01 no lago Bolonha às proximidades da captação de água bruta para tratamento ETA, ponto aparentemente preservado com águas límpidas, apresentou-se com características desse tipo, o que indicou um ponto adequado para a quantificação das clorofilas.

A presença de poluentes orgânicos tem efeito imediato sobre a qualidade da água, aumentando intensamente a cor e turbidez no local do lançamento (Hynes, 1971). Tais poluentes orgânicos contêm sólidos em suspensão, que são diluídos e sedimentados ao longo do rio.

A cor variou de 25 a 60 (u.c.) durante o "período de estiagem" e no "período chuvoso", de 40 a 80 (u.c.). Os pontos AU-01 e AP-01 apresentou-se com uma coloração mais elevada no segundo período 80 (u.c.), pelo aumento de material argiloso em suspensão, provenientes da lixiviação das margens e carreado para as águas.

A transparência revela a profundidade de penetração da luz na água, e é dependente da cor e da turbidez. Quanto maiores os valores de cor e turbidez, menor será a transparência da água; tais fatos demonstram coerência de resultados obtidos nos pontos de coletas. As águas em estudo apresentam valores numéri-

cos de transparência (em metros) de 0,50 a 1,50 no primeiro período e de 0,40 a 0,80 no segundo período.

A radiação solar direta é o fator que mais contribui para o aquecimento das águas de rios. Em dias nublados, o aquecimento é menos intenso que em dias de céu límpido (Hynes, 1970).

Materiais em suspensão podem influir na temperatura da água dos rios, pois grandes concentrações de tais materiais absorvem frequentemente grande quantidade de calor (Reid & Wood, 1976).

Nos grandes rios e a uma considerável distância das cabeceiras, a temperatura média mensal corresponde aproximadamente a média mensal da temperatura do ar no ponto considerado (Hynes, 1970).

Na região amazônica, notadamente às proximidades de Belém- PA (Boletim Meteorológico -UFPA, 1990 e 1991), não há grandes variações de temperatura. Daí não ser de se esperar dados muito divergentes de valores de temperatura nos corpos d'águas (Sioli, 1949).

As temperaturas das águas aqui estudadas, quase sempre em torno de 30 °C, são representativas desses ambientes equatoriais (estratificação térmica muito pouco pronunciada ou inexistente, na massa líquida dos lagos). A temperatura dos grandes rios amazônicos, também é muito estável, entre 28° e 30 °C (Sioli, 1949). Além disso, como os sistemas aqui estudados são relativamente pouco profundos há um revolvimento periódico, constante, das águas, fazendo com que não apareça de forma definida

uma estratificação térmica; por isso optou-se a tomada de temperatura apenas na superfície e na profundidade de coleta para o O_2 dissolvido.

Temperaturas acima de $33\text{ }^{\circ}\text{C}$ são impróprias, pois provocam alterações (reações químicas e biológicas), que favorecem o desenvolvimento de microorganismos, e intensificam sabores e odores (Rodier, 1981).

Os resultados obtidos apresentaram-se coerentes com os dados fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (Boletim Meteorológico-UFGA, 1990 e 1991).

A condutividade elétrica para águas de composição iônica normal indica as concentrações de substâncias minerais em solução sendo, portanto, diretamente proporcional à concentração dos cátions e ânions principais (Hem, 1970; Custódio & LLamas, 1976; Gibbs, 1967). Águas tropicais amazônicas são, em geral ácidas e pobres em eletrólitos; quanto mais baixo o pH da água, tanto maior é a influência de íons H^+ para o valor numérico da condutividade elétrica (Klinge & Ohle, 1964; Remy, 1965, entre outros); especialmente em águas pobres em sais solúveis e de baixos valores de pH (<5), o íon H^+ torna-se o principal responsável pelos valores da condutividade elétrica (Esteves, 1988).

A atividade iônica de uma solução é fortemente dependente de sua temperatura, o pH pode ter grande influência sobre os valores de condutividade elétrica. A entrada de CO_2 do ar atmosférico em água pouco tamponada, tende a baixar o pH tanto mais, quanto maior seja a pressão parcial do CO_2 , como, por exemplo, em solo de floresta (Junk & Furch, 1980). Simultânea-

mente, atuam na água também substâncias orgânicas com caráter ácido, especialmente as substâncias húmicas (Hem, 1970; Levinson, 1974 ; Custódio & LLamas, 1976; Rodier, 1981; Esteves, 1988; Drever, 1988).

As principais informações fornecidas pelos valores de condutividade estão relacionadas com a concentração iônica, a detecção de fontes poluidoras nos ecossistemas aquáticos, e avaliação das diferenças geoquímicas nos afluentes do rio principal ou de um lago.

Os íons mais diretamente responsáveis pelos valores de condutividade elétrica em águas naturais são Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- ; silicato, nitrato, nitrito e, especialmente, fosfato têm pouca influência. O íon amônio pode ter influência somente em altas concentrações. A variação diária fornece informações a respeito de processos importantes no ecossistema aquático, como produção primária (redução dos valores numéricos) e decomposição (aumento dos valores numéricos).

Fittkau (1971) reconheceu, na Amazônia, três regiões geoquímicas a partir dos valores de condutividade elétrica da água:

- a região que compreende a Amazônia Central, caracterizada pelos baixos valores de condutividade elétrica (5 - 10 umho cm^{-1});

- regiões periféricas sul e norte, com valores de condutividade elétrica intermediárias (10 - 20 umho cm^{-1});

- região periférica oeste, que apresenta os maiores valores de condutividade elétrica (30 - 200 umho cm^{-1}).

As águas aqui analisadas apresentam variação de 60 a 243 $\mu\text{mho cm}^{-1}$, no período de estiagem, e de 25 a 55 $\mu\text{mho cm}^{-1}$ no período chuvoso (Tabelas 3 e 5). Os maiores valores detectados no período de estiagem, revelam razoável influência na concentração dos cátions e ânions oriundos de águas salobras. Mesmo no período chuvoso, ainda é possível observar a influência das águas de lixiviação de terrenos às proximidades das favelas, considerando que os valores mais elevados de condutividade aparecem no B0-02 (55 $\mu\text{mho cm}^{-1}$) no lago Bolonha as proximidades de lançamento de esgoto doméstico e no AP-03 (60 $\mu\text{mho cm}^{-1}$) no lago Água Preta local visivelmente crítico, recebendo fortes influências antropogênicas.

O pH é uma expressão numérica da acidez ou alcalinidade relativa de um sistema aquoso. Refere-se a atividade do íon hidrogênio (Hem, 1970; Custódio & Llamas, 1976).

Na maioria das águas naturais o pH depende do sistema tampão bicarbonato/gás carbônico e, em geral, apresenta variação entre 4,0 e 9,0. Valores diferentes podem ser atribuídos à presença de rejeitos industriais ácidos; embora valores elevados, iguais a 11,7, tenham sido observados em certas fontes, geralmente tais índices pertencem às áreas desérticas (Levinson, 1974).

O pH das águas naturais, reflete até certo grau, a natureza geológica e a composição geoquímica do solo e subsolo.

As águas terrestres de pequenos córregos e fontes, às vezes contêm enormes quantidades de gás carbônico livre, proveniente de atividades de microorganismos no solo, geralmente

muito intensiva no clima quente tropical (Sioli, 1949; Esteves, 1988, Hem, 1970). A fotossíntese por organismos aquáticos absorvem CO_2 dissolvido durante a luz do dia; uma flutuação diurna de pH pode exceder 12 unidades (Livingstone, 1963).

O pH é um dos parâmetros decisivos na mobilidade dos elementos em solução, e explica por exemplo a pouca mobilidade de alguns elementos em ambientes alcalinos em comparação a alguns ambientes ácidos (Livingstone, 1963).

O pH é importante também na capacidade de adsorção das argilas, como por exemplo a montmorilonita, cujas camadas são mais facilmente separáveis e apresentam alta capacidade de adsorção de água. Isto devido as argilas adsorverem muito fracamente metais em ambientes ácidos, em comparação com um ambiente alcalino, já que o íon hidrogênio é preferencialmente mais adsorvido do que os metais (Livingstone, 1963).

A Tabela 2 mostra valores de pH de águas amazônicas.

Os índices de pH aqui estudados mostraram-se sempre abaixo de 6,1, com um mínimo no rio Aurá em 5,0, e máximo de 6,03 no BO-01, local preservado, às proximidades da captação de água bruta no lago no "período de estiagem"; no "período chuvoso", apresentam valores variando de 4,45 a 6,11, revelando características ácidas dessas águas, bem representativas de águas amazônicas ácidas (Sioli, 1956, 1957, 1960). Observou-se, ainda, que o pH é mais baixo na época chuvosa do que na "sêca"; a grande massa d'água de chuva dilui as águas terrestres, e diminui a quantidade das substâncias-tampão provenientes do solo e subsolo; em consequência, o efeito acidificante do gás carbônico, li-

vre e dissolvido, fica mais acentuado, enquanto os íons bicarbonato ficam pouco pronunciados. Observa-se que os pontos B0-03 (às proximidades de águas de lixiviação de fábricas) e AP-03 (às proximidades de favelas e rejeitos urbanos intensos) não seguem esta regra; deve-se a isto o fato de serem estes os pontos críticos por contaminação antropogênica.

O potencial de oxidação (Eh) é um parâmetro físico-químico capaz de avaliar a tendência de um meio aquoso, natural ou não, causar qualquer reação de oxidação e redução. O potencial de oxidação é, em muitos casos, análogo ao pH, pois mede a capacidade de um ambiente fornecer elétrons a um agente oxidante, ou em retirar elétrons de um agente redutor, da mesma forma que o pH de um ambiente mede sua capacidade de fornecer prótons (íons de hidrogênio) a uma base ou retirar prótons de um ácido (Krauskopf, 1972).

Para a determinação das diferenças de potencial, em condições que não sejam padrões, utiliza-se a equação de NERNST (Krauskopf, 1972)

$$E = E^{\circ} + 0,059/n \log K$$

onde E° é o potencial do sistema considerado; E° é o potencial do sistema em condições padrões, n é o nº de elétrons envolvidos no equilíbrio; e K , a constante de equilíbrio.

O agente oxidante mais forte encontrado na natureza é o oxigênio da atmosfera. A reação de limite superior dos potenciais de oxirredução é (Krauskopf, 1972)

$$Eh = + 1,22 - 0,059 \text{ pH}$$

Na realidade, os potenciais de oxigênio medidos na natureza estão sempre abaixo deste limite, de forma que a equação empírica

$$Eh = 1,04 - 0,059 \text{ pH}$$

é um limite superior mais realista (Baas Becking et al., 1960). A discrepância significa, provavelmente, que as reações de oxidação envolvendo O_2 têm mecanismos mais complicados, possivelmente com uma etapa intermediária na qual traços de peróxido de hidrogênio agem como intermediários (Sato, 1960; In: Krauskopf, 1972).

O potencial de oxidação limite é o da reação de eletrodo de hidrogênio (Krauskopf, 1972).

$$Eh = - 0,059 \text{ pH}$$

Os limites de Eh e pH podem ser representados graficamente com os valores de Eh como coordenadas e os valores de pH como abscissas (Baas Becking et al., 1960; Garrels e Christ, 1965; Krauskopf, 1972; Levinson, 1974).

4.3 - DIAGRAMAS Eh-pH

Os diagramas de Eh-pH são importantes para descrição e explicação de características de várias espécies químicas sob certas condições. A variação do pH é de 4 a 9, que é o intervalo no qual muitas reações ocorrem no ambiente intemperizado (Krauskopf, 1972; Levinson, 1974).

Os resultados obtidos para as águas aqui estudadas encontram-se dentro do intervalo do ambiente intemperizado. Nos locais onde se observava maior aeração da águas pelo ventos (maior profundidade da águas, pontos aparentemente mais preservados), detectou-se índices mais elevados de potencial de oxidação (Eh), com valores máximos em torno de +476 mV, ou, ainda, quando havia influência das plantas aquáticas produtoras de oxi-

gênio; em pontos menos oxigenados, provavelmente algo mais ricos em matéria orgânica e outras substâncias redutoras, os valores apresentavam-se mais baixos (+327 mV, por exemplo).

O potencial de um ambiente aquoso (amplitude do próton e elétron) é principalmente determinado por oxi-redução nos sistemas de ferro, do enxofre, no equilíbrio ácido carbônico/bicarbonato/carbonato, e pela hidrólise de sulfato de ferro, e, em casos especiais, troca de cátions. Em águas oxigenadas o H_2O_2 pode também interferir. Algumas dessas trocas são biogênicas, mas outras são puramente reações químicas (Hutzinger, 1980).

Secreções ou excreções de algas e microorganismos são também fatores que contribuem com a características do ambiente, aumentando o valor de pH e tornando o ambiente menos aerado (Baas Becking, et al., 1960).

Altos valores de pH podem ser causados pelo efeito da fotossíntese e também pela liberação de amônia. Condições oxidantes promovem precipitação de ferro, enquanto que condições redutoras provem a solubilização do ferro; soluções ácidas geralmente promove a solução do ferro, enquanto que soluções alcalinas promovem a precipitação do ferro (Levinson, 1974).

A presença de pequena quantidade de matéria oxidável, tanto orgânica quanto inorgânica, pode, porém, reagir com moléculas de oxigênio disponível no ambiente aquático, resultando ao sistema um baixo valor de Eh (Levinson, 1974).

Os resultados aqui obtidos foram distribuídos no diagrama Eh-pH, segundo seus valores numéricos de pH e Eh (figura 11). Observa-se que tais resultados encontram-se no intervalo correspondente ao ambiente intemperizado.

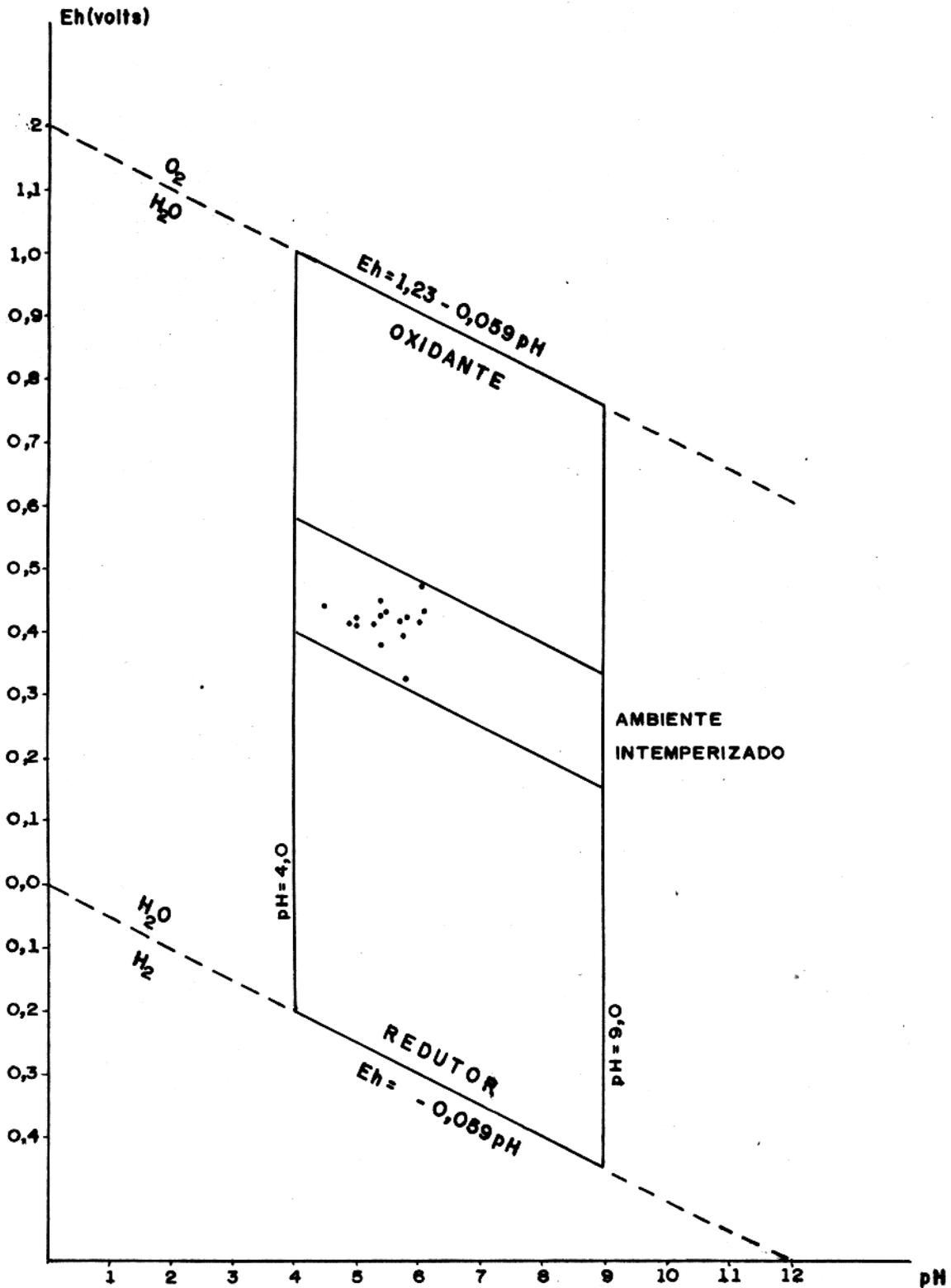


FIGURA. 11 - Medidas de pH e Eh em águas superficiais. Lagos Bolonha e Água Preta e rios Aurd e Guamá. Período de estiagem e chuvoso, segundo modelo de Levinson (1974).

Tabela 2 - Valores de pH de águas amazônicas

	pH
I - Região dos sedimentos do terciário	
1 - Formação Pirabas (Mioceno) Zona Bragantina (PA). Fonte Caraná em Salinópolis ESTAÇÃO SECA	4,5
2 - Série Barreiras Colônia Estadual de Toné- Açu (PA). Igarapé Boa Vista ESTAÇÃO SECA	5,15
II - Faixa do Carbonífero do Baixo Amazonas - ESTAÇÃO SECA	
1 - Faixa Meridional. Lago Cu- ruça	6,1
2 - Afluentes Setentrional do Amazonas e seus afluentes ESTAÇÃO SECA	
a - rios arredores de Belém (PA) rio Acará-pequeno em Toné-Açu	5,0
rio Guanã (as proximidades da Embrapa)	6,2
rio Guanã - São Domingos	5,9

Fonte: Sioli, H. (1957)

4.4 - OXIGÊNIO DISSOLVIDO

De uma maneira geral todos os gases da atmosfera são solúveis na água em certo grau. O oxigênio é considerado como moderadamente solúvel, sendo este fator diretamente dependente da temperatura e pressão (Hem, 1970).

Sob condições naturais, as águas dos rios contêm um concentração relativamente alta de oxigênio dissolvido tendendo à saturação. De um modo geral, nos rios de maior extensão e volume, onde não ocorrem processos de contaminação orgânica, o teor de saturação de oxigênio dissolvido varia entre 95% - 105%, permanecendo assim em valores próximos aos de equilíbrio com a pressão parcial no ar (Pennak, 1971).

O oxigênio dissolvido produz um meio oxidante e tem grande importância na solubilização ou insolubilização de íons que trocam com facilidade a valência assim como na atividade dos microorganismos (Custodio & LLamas, 1976). Sua ausência produz um meio chamado anaeróbico.

As principais fontes de oxigênio para a água são a atmosfera e a fotossíntese. Por outro lado, as perdas são, o consumo pela decomposição de matéria orgânica (oxidação), perdas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos, como por exemplo o ferro e o manganês (Esteves, 1988).

A distribuição de oxigênio em ecossistemas aquáticos é via de regra inverso ao gás carbônico. Este fenômeno ocorre mesmo em lagos, como é o caso do lago Curuá, no Pará, onde a partir de dois metros de profundidade tem forte déficit de oxigênio

e acentuado aumento de gás carbônico (Camargo & Miyai, 1988, citados por Esteves, 1988)). Para lagos de regiões tropicais, frequentemente observa-se a estratificação química, especialmente de oxigênio, independente da estratificação térmica. Este fenômeno é ainda mais nítido em represas que foram formadas em áreas com densas coberturas florestais (Esteves, 1988).

Ainda segundo Esteves (1988), durante o período de chuva há um aumento da concentração de matéria orgânica dissolvida e particulada, onde esta se origina pela própria ressuspensão do sedimento ou a partir das águas tributárias e águas superficiais (escoamento superficial). Esta matéria orgânica é formada por inúmeros compostos em diferentes graus de decomposição Esteves (1988).

O acréscimo da matéria orgânica ao ecossistema aquático, consome parte ou a totalidade do oxigênio dissolvido, pois esta a utiliza para a sua decomposição microbiana (Hynes, 1971).

Segundo Junk (1983) o "déficit" de oxigênio em lagos amazônicos são bastante frequentes, principalmente à noite.

Em represas de áreas tropicais, onde grande vegetação terrestre foram inundadas (como por exemplo na região amazônica), observa-se desoxigenação acentuada da coluna d'água o que é desfavorável para a fauna aquática, a presença em altas concentrações no hipolímnio, de gás sulfídrico e metano. Em período de estiagem muito pronunciada, estes gases podem ser detectados até mesmo no epilímnio. Percebe-se a presença de gás sulfídrico pelo odor característico a grandes distâncias do reservatório. Assim durante esse período é observada mortandade de peixe especialmen-

te das espécies que não migraram ou que não dispõem de mecanismos de respiração adicionais tanto no reservatório, como a jusante deste Esteves (1988).

O oxigênio dissolvido é um dos parâmetros mais importantes de que se dispõe para controle da poluição aeróbica num curso d'água que recebe material poluidor (Hem, 1970; Custódio & Llamas, 1976).

A introdução no rio de grandes quantidades de substâncias orgânicas, tais como as de esgotos ou de detritos de pantanos e de brejos, podem causar um aumento de déficit de saturação. O oxigênio perdido nos processos oxidativos é absorvido da atmosfera através da reaeração das águas do rio. Quando um poluente é introduzido em um rio, há um rápido decréscimo da concentração de oxigênio; tal situação é ainda mantida por um bom trecho antes que se inicie a sua recuperação Hynes (1971).

Dentre os pontos aqui estudados o que se apresentou menos oxigenado foi o AP-03, que é um local sujeito a fortes impactos ambientais, detectou-se zero, em termos de ppm de O_2 , no "período de estiagem". Este resultado foi bastante compatível, já que esse ponto apresentou-se com águas sujas, odor nauseabundo, forte cheiro de gás sulfídrico, uma camada de óleo fina a pouco espessa, muitos troncos de árvores emergente, tais aspectos levam a um consumo muito grande do oxigênio disponível, fazendo com que o ambiente se torne menos aerado. O valor obtido neste mesmo ponto durante o período chuvoso foi de 3,2 ppm de O_2 , revelando a diluição do ecossistema aquático e a importância das precipitações pluviométricas para ecossistemas aquáticos.

4.5 - ALCALINIDADE

A alcalinidade de um sistema aquoso é a capacidade de neutralizar ácidos. Esta capacidade depende de alguns compostos, principalmente de carbonatos, bicarbonatos, e hidróxidos e em menor quantidade boratos, silicatos, fosfatos, e substâncias orgânicas (McNeely et al, 1979). A alcalinidade também reflete, em última instância, a capacidade de um ecossistema aquático em neutralizar (tamponar) ácidos a ele adicionados (Esteves, 1988).

Em geral considera-se três tipos de alcalinidade. O primeiro tipo, refere-se à concentração total de OH^- , CO_3^{2-} e HCO_3^- (alcalinidade total). O segundo, a concentração de OH^- e CO_3^{2-} (alcalinidade a fenolftaleína) e o terceiro à concentração de CO_3^{2-} e HCO_3^- (alcalinidade de carbonato) Esteves (1988).

Valores de alcalinidade em águas superficiais raramente excedem 500 mg/l. Águas com alcalinidade são indesejáveis, por causa da excessiva dureza ou altas concentrações de sais de sódio. A alcalinidade pode provocar problemas tais como: gastrointestinal (McNeely et al., 1979).

As águas aqui estudadas apresentaram-se aparentemente, com influências locais (às proximidades de esgotos domésticos, abundância de plantas aquáticas), observou-se valores mais pronunciados, em relação aos demais em termos de alcalinidade total (expressa em ppm de CaCO_3) no ponto BO-02 (em torno de 41), e no AP-03 (cerca de 30 unidades) ambos no "período de estiagem" e BO-02 em (torno de 35) no "período chuvoso", valores esses que correspondem a maior contribuição de teores de HCO_3^- . Por outro lado nos pontos mais preservados, os índices de alcalinidade to-

tal são típicos de águas de "igarapé" ou de rios amazônicos com influência de terrenos do quaternário (Sioli, 1967, 1951; Lima & Kobayashi, 1988), isto é, quase sempre muito baixos.

4.6 - ACIDEZ

A acidez representa a capacidade de um sistema aquoso para neutralizar bases (Custódio & Llamas, 1976). Tal capacidade se deve principalmente pela presença de ácidos minerais, gases dissolvidos, ácidos orgânicos, sais oriundos de ácidos fortes com bases fracas, oxidação de sulfetos, hidrólises de íons de Fe, Al e de NH_4^+ (Hem, 1970; Custódio & Llamas, 1976). A acidez também pode estar presente na água como resultado de poluição (Hem, 1970).

As águas aqui estudadas apresentaram-se aparentemente, com influências locais (às proximidades de esgotos domésticos), observou-se valores mais pronunciados, em relação aos demais em termos de acidez total (expressa em ppm de CO_2) no ponto B0-02 (em torno de 43) no "período de estiagem" e no "período chuvoso" nos pontos B0-02 (em torno de 29) e B0-03 (em torno de 24). Por outro lado nos pontos mais preservados, os índices de acidez apresentaram-se quase sempre muito baixos.

4.7 - CÁTIONS E ÂNIÔNS

Os cátions e ânions encontram-se associados, com maior ou menor tendência de combinações entre si (Hem, 1970; Custódio & Llamas, 1976).

Calculando-se a contribuição total de cátions e ânions

(em miliequivalentes) para a maior ou menor condutividade elétrica, observou-se que as maiores influências são dos íons Na^+ , Cl^- , HCO_3^- , respectivamente no "período de estiagem", e HCO_3^- , Na^+ , Cl^- , respectivamente no "período chuvoso". Vale ressaltar que as exceções são no ponto B0-02, que, no primeiro período, apresenta um valor de HCO_3^- superior aos de Na^+ e Cl^- (Tabelas 3 e 5). Todavia, apenas a contribuição total de cátions e ânions merece maiores atenções, posto que a literatura científica (Custódio & Llamas, 1976) registra que condutividade elétrica (em micromho/cm) ≈ 50 (cátions + ânions, em miliequivalente). Estudando-se esta relação com os resultados oriundos dos cálculos da soma de cátions e ânions (em miliequivalente) obtém-se valores numéricos para a constante muito próximos de 50. Os valores obtidos não apresentaram discrepância significativa.

Devido ao maior efeito salino, que aumenta no período de estiagem (ou seja, de menor precipitação pluviométrica), os valores numéricos da correspondência de cátions e ânions apresentam-se mais elevados.

4.7.1 - Cálcio

O cálcio é o principal cátion na maioria das águas naturais. Entretanto, em certas águas amazônicas, é bastante escasso, variando entre 1 a 4 mg Ca/litro. Valores tão baixos raramente são encontrados em outras regiões do mundo (Sioli, 1949). Ainda segundo Sioli (1949) a faixa do carbonífero, no Baixo Amazonas porém, forma uma exceção; o calcáreo que aflora em vários lugares enriquece as águas com cálcio. O teor das águas em

cálcio diminui geralmente com as chuvas de "inverno" (período chuvoso).

A concentração do íon cálcio em águas oceânicas é ao redor de 400 ppm.

Sioli (1951, 1967) mostrou que a concentração de cálcio influencia diretamente a distribuição de moluscos nas águas desta região. No entanto, um fato é curioso, posto que tanto no canal açimentado que lança efluentes no ponto BO-02, se desenvolvem gastrópodo (ARUÁ, *Ampullarius* sp.) de modo abundante nas raízes e caules da vegetação aquática, assim, águas superficiais ricas em cálcio, servem ao desenvolvimento de caracóis; águas ácidas, pobres em cálcio, não aparecem caracóis. O desenvolvimento desses caracóis está, aparentemente, associado ao maior teor de cálcio detectado nesse efluente lançado no ponto BO-02.

As águas de rios, quando colocadas em um reservatório, podem sofrer variações no conteúdo de cálcio, pela precipitação como CaCO_3 (Hem, 1970). Sua química está muito associada à dos íons HCO_3^- e CO_3^{2-} em muitas águas naturais; seu maior inconveniente está associado à dureza (Custódio & LLamas, 1976).

Os minerais argilosos dispersos em águas superficiais possuem grande facilidade de troca iônica em sua estrutura, preferencialmente com o íon cálcio (Sayles & Mangelsdorf, 1979 citado por Gomes, 1988).

Os teores de cálcio variam de 1,10 ppm no rio Aurá a 3,70 ppm no lago Bolonha no ponto BO-03 no período de estiagem, enquanto que no período chuvoso variam de 0,60 ppm no ponto AU-01 (no rio Aurá) a 3,60 ppm no ponto BO-02.

Vários autores consideram que o Mg^{2+} e o Ca^{2+} possuem propriedades similares, talvez por serem os dois principais elementos responsáveis pela dureza. Porém o comportamento geoquímico do magnésio, é, substancialmente diferente ao do cálcio (Hem, 1970). A forma predominante do magnésio dissolvido é o íon Mg^{2+} em águas naturais. Sillén & Martel, 1964 citado por Hem, 1970, mostram que o complexo $MgOH^+$ não tem significância com o pH inferior a 10.

Na maioria das águas doces a concentração do magnésio é inferior a do cálcio (Livingstone, 1963). O tempo de residência do Mg^{2+} no oceano é muito maior comparado com o do cálcio, o que significa dizer que é bastante solúvel.

4.7.2 - Magnésio

O magnésio apresenta-se naturalmente por dissolução de dolomitas, ataque de silicatos magnésicos e ferromagnésicos, em áreas de mistura com água do mar, contaminação industrial (Custódio & LLamas, 1976). Na forma de $MgSO_4$ apresenta propriedades laxantes e sabor desagradável nas águas. De acordo com a classificação de (Livingstone, 1963) as composições das águas do mundo possuem o valor médio de 15 ppm, enquanto as águas da América do Sul, a média de 7,2 ppm de Mg.

O íon magnésio tem grande importância devido a sua participação na formação de clorofila. Além disso, toma parte de inúmeros processos metabólicos na célula, como por exemplo no metabolismo do nitrogênio (Esteves, 1988). Em geral, as concentrações de magnésio no meio são superiores às requeridas pelos vegetais aquáticos.

Os valores mais elevados foram aqui observados no período de estiagem com um valor máximo de 3,38 ppm no ponto B0-01 (ponto aparentemente preservado no lago Bolonha as proximidades da captação de água bruta ETA) e um mínimo de 2,67 ppm no AU-01 (rio Aurá).

4.7.3 - Sódio

O sódio possui alta solubilidade, sendo dificilmente precipitável. É retido por adsorção, especialmente por minerais com alta capacidade de troca de cátion, principalmente nas argilas. É um elemento comum nas águas; as concentrações podem ser extremamente variáveis. Independentemente da lixiviação das formações geológicas que contém cloreto de sódio, o sal pode originar-se da decomposição dos sais minerais com os silicatos de sódio e de alumínio, de depósitos de origem marinha, da penetração de águas salgadas nos aquíferos e de numerosos usos industriais (Rodier, 1981). As concentrações de sódio nas águas doces varia em torno de 1 a 150 ppm e ao redor de 1000 ppm em águas do mar (McNeely et al. 1979). A média do rio Amazonas varia em torno de 1,15 ppm a 2,90 ppm (Sioli, 1975).

O sódio diluído na água onde a concentração de sólidos totais é inferior a 1000 ppm está na forma de íon Na^+ . Os teores de sódio nos pontos estudados, no "período chuvoso" apresentaram valores mais baixos 2,22 ppm a 27,45 ppm, teores mais elevados foram observados no "período de estiagem" com máximo de 32,81 ppm no ponto B0-01. Onde se conclui a mistura de águas oceânicas no "período de estiagem" nas águas em estudo.

4.7.4 - Potássio

A concentração de potássio em águas naturais é geralmente em torno de 10 a 15 ppm, águas marinhas contêm cerca de 400 ppm (Mathess, 1973 citado por Cordeiro, 1987).

O potássio possui uma forte tendência de ser adsorvido pelos argilominerais (como, por exemplo, a montmorilonita e a illita) para formar parte dos mesmos, desde que ele seja liberado de minerais silicatados. É um nutriente essencial em plantas. Poucas são as águas doces nas quais a concentração do potássio é aproximadamente igual, ou excedem à concentração do sódio (Hem, 1970).

Há uma estreita relação entre a concentração dos íons sódio com os íons potássio e a densidade demográfica na área de drenagem. Em rios onde o potássio e sódio são provenientes, principalmente, de poluição antropogênica (tais como efluentes de indústrias, esgotos, etc...), a concentração se torna mais acentuada em períodos em que o total de chuvas for menor (Nakane, 1981).

Os valores do íon potássio variam de 1,14 ppm no rio Aurá (ponto AU-01) a 2,34 ppm no ponto BO-02 no lago Bolonha (ponto vulnerável a contaminação antropogênica) no "período de estiagem", e de 0,69 ppm no AP-02 (ponto aparentemente preservado no lago Água Preta) a 1,42 ppm no ponto BO-02 no "período chuvoso". Os valores de Na^+ e K^+ apresentam-se maiores nos pontos que recebem os efluentes de diferentes origens; isto é devido principalmente a atividade humana (Nakane, 1981).

4.7.5 - Cloreto

O teor de cloreto nas águas são extremamente variáveis, e se devem principalmente à natureza dos terrenos atravessados. Em águas naturais, o teor do íon cloreto é inferior a 50 ppm (Rodier, 1981). Custódio & LLamas (1976) classifica águas doces as que possuem teor de Cl^- de 10 a 250 ppm, e águas do mar as que possuem de 18.000 à 21.000 ppm de Cl^- . O íon cloreto é tanto de origem marinha como decorrente da poluição de esgotos urbanos e industriais; é o ânion mais abundante na água do mar, não chega a saturar quase nunca e é muito dificilmente alterado por troca iônica ou com outro tipo de ação (Custódio & LLamas, 1976). A circulação do íon cloreto no ciclo hidrológico é principalmente através de processos físicos.

O grande inconveniente do íon cloreto é o sabor desagradável que comunica à água, principalmente quando se tratam de cloreto de cálcio e cloreto de magnésio em quantidades mais apreciáveis (Rodier, 1981).

A concentração de cloreto na maioria dos cursos d'água é menor do que a de sulfato ou bicarbonato. Exceções ocorrem quando esses cursos recebem contribuição de águas subterrâneas ou industriais, ricas desse íon, ou ainda quando são afetadas por correntes oceânicas (Hem, 1970).

O acréscimo no teor de cloreto indica certa influência do acesso de águas salgadas e/ou da diminuição do volume dos mananciais, devido ao baixo índice pluviométrico ocorrido no período da amostragem.

A influência da penetração de águas oceânicas no estuário guajarino pode ser exemplificada através do estudo de Lima (1979). Teores de cloreto foram observados no rio Guamá (PA) às proximidades da FCAP, atingiram 77 ppm em outubro e 60 ppm em novembro de 1971.

Embora incipiente, quando comparada com outras regiões estuarinas brasileiras típicas (Cananéia, em São Paulo, por exemplo), a salinidade das águas recalçadas já se apresenta, em certas situações, suficientemente elevada. Índices de cloreto próximos de 700 ppm já foram detectados no rio Guamá em 1983, por ocasião de uma pronunciada estiagem (Braz, 1975).

Segundo resultados da COSANPA citado por Lima, 1979, amostras de água do rio Guamá, coletadas no local onde estão as instalações de bombeamento, o teor de cloreto naquele trecho, em anos excepcionais, pode alcançar até 375 ppm em outubro, 456 ppm em novembro e 412 ppm em dezembro.

Valores mais recentes foram analisados por Cordeiro (1987) no rio Guamá, onde os teores mais elevados ocorreram no mês de novembro 23,30 ppm.

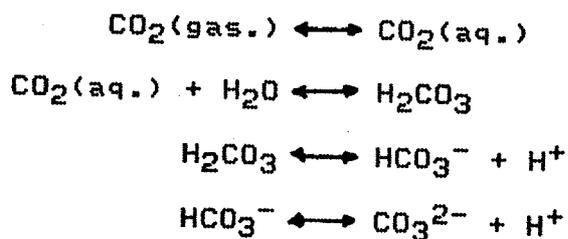
No que se refere aos maiores teores obtidos neste trabalho, registrou-se valores de 29,6 ppm no (AP-02), 33,1 ppm no (BO-02) e 16,01 ppm no rio Guamá no "período de estiagem". Tais fatos parecem evidenciar águas mais salobras nos lagos do que nos rios durante o "período de estiagem".

4.7.6 - Bicarbonato

O carbono inorgânico total é primeiramente composto da

soma dos carbonatos, bicarbonatos e ácidos carbônicos. É determinado como um parâmetro operacional; sem informação da especiação este parâmetro não pode ser interpretado com significação. A soma do carbono inorgânico total e o carbono orgânico total define a quantidade de carbono contido na água (McNeely et al., 1979).

Podemos descrever quatro reações principais relacionando as espécies carbônicas no sistema aquoso simples (Schoeller, 1962; Custódio & Llamas, 1976):



O sistema carbonato-bicarbonato em águas naturais é parte do ciclo do carbono na biosfera. Em águas naturais, os íons carbonato e bicarbonatos e o ácido carbônico são mantidos em equilíbrio. O íon bicarbonato serve como um importante tampão em sistemas aquosos de águas doces e fornecem dióxido de carbono para fotossíntese (Schoeller, 1962; Hem, 1970; Custódio & Llamas, 1976).

As quantidades de carbonatos, bicarbonatos e ácido carbônico são dependente do pH da água (Golterman et al., 1978).

Concentrações de carbonato em águas estão virtualmente ausentes em águas superficiais já que os valores de pH raramente excedem a 9, águas subterrâneas podem ser mais alcalinas e conter 10 mg/l de carbonatos. Águas atípicas com altas concentrações de sódio podem conter 50 mg/l de carbonatos (McNeely et al., 1979).

Para pH de 7 a 8, o qual é tipicamente encontrado em

águas doces, o íon bicarbonato será predominante, cerca de 60 a 90 % de carbono total inorgânico. As concentrações em águas superficiais são normalmente altas durante períodos de baixas descargas pluviométricas, isto se dá ao fato da maior influência de águas subterrâneas (McNeely et al., 1979).

O dióxido de carbono na atmosfera, respiração biótica, rochas carbonatadas contribuem com carbonatos e bicarbonatos nos sistemas aquáticos (Schafer, 1985).

O carbono inorgânico pode ocorrer no ambiente aquático, em três formas principais segundo (Steinberg & Melzer, 1982 citado por Schafer, 1985) ilustrado na (figura 12): carbono inorgânico "livre" (CO_2 , H_2CO_3), íons bicarbonato (HCO_3^-) e o carbonato (CO_3^{2-}). Essas formas estão fundamentalmente relacionadas com o pH do meio (Esteves, 1988). Segundo (Schoeller, 1962; Custódio & Llamas, 1976; Golterman et al. 1978) pH abaixo de 6,4 predomina o H_2CO_3 , entre 6,4 e 10,3 predomina o íon HCO_3^- e a partir de pH 10,3 o íon dominante é o CO_3^{2-} (Figura 11).

Nas águas aqui estudadas o pH está abaixo de 6,1; portanto, a alcalinidade é dada pelo íon bicarbonato. De um modo geral, os íons bicarbonato mostram valores mais altos no período chuvoso, já que a alcalinidade apresenta-se também mais elevada.

Os maiores valores estão no 80-02 (48,15 ppm) no período chuvoso. Aparentemente está relacionada as características topográficas da área em estudo (Utinga), evidenciadas pela existência de baixas cotas altimétricas, vulneráveis à ação poluidora da lixiviação nos terrenos mais altos e de fácil transporte do efluente doméstico às proximidades dos "esgotos pluviais".

A grande massa da água de chuva dilui as águas terrestres e diminui a quantidade das substâncias tampão proveniente do solo e subsolo. Em consequência, o efeito acidificante do gás carbônico livre e dissolvido torna-se mais acentuado, enquanto os bicarbonatos ficam mais escasso (Sioli, 1949).

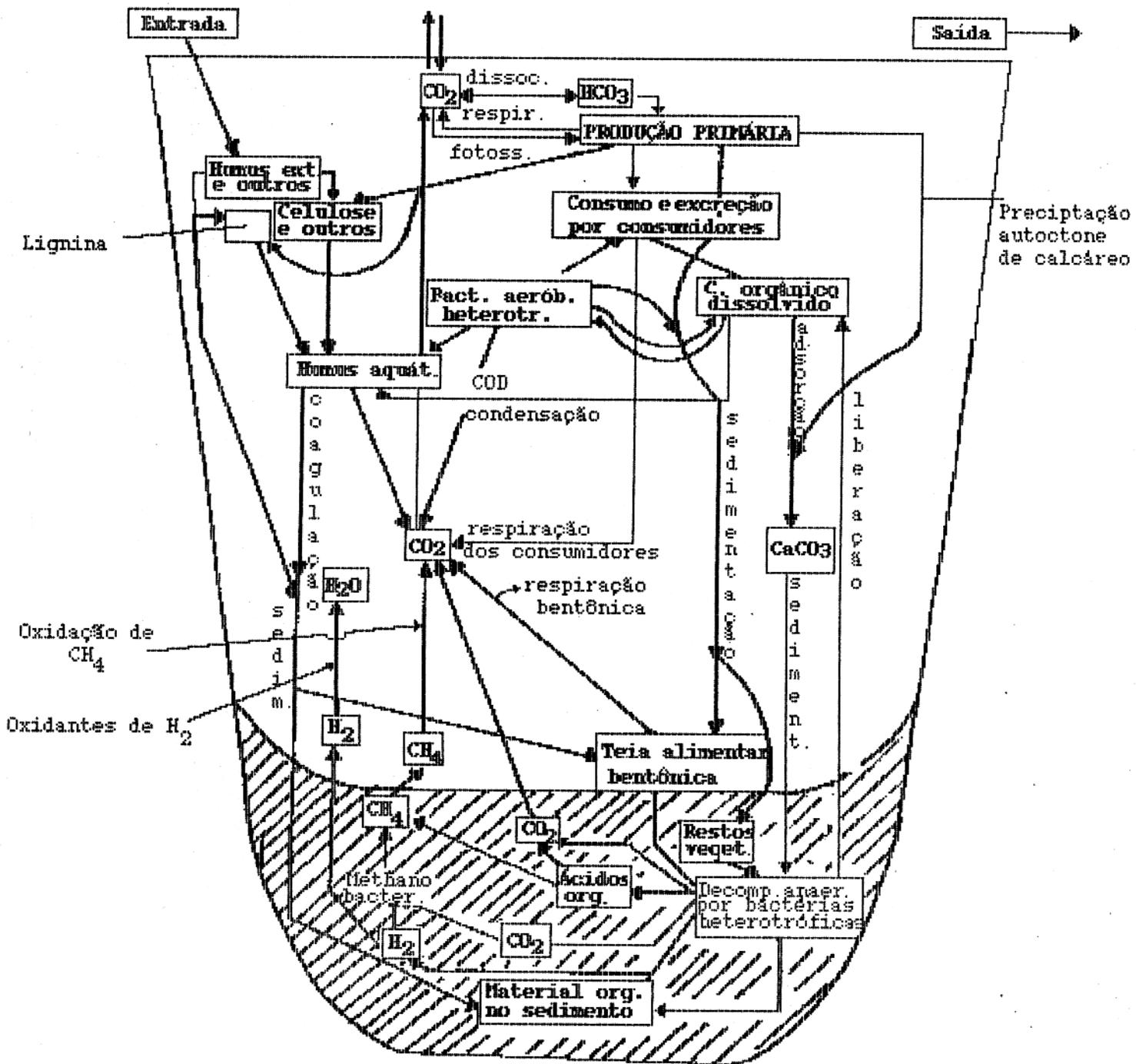


Figura 12 - Ciclo do carbono, segundo Steinberg & Melzer, (1982), citado por Schäfer, (1985).

4.7.7 - Sulfato

Em ecossistemas aquáticos, o enxofre pode apresentar-se sob várias formas: como íon sulfato (SO_4^{2-}), íon sulfito (SO_3^{2-}), íon sulfeto (S^{2-}), gás sulfídrico (H_2S), dióxido de enxofre (SO_2), ácido sulfúrico (H_2SO_4), enxofre molecular (S^0), associado a metais, como por exemplo, FeS (Hutzinger, 1980; Krauskopf, 1972; Levinson, 1974; Esteves, 1988; Drever, 1988).

A distribuição do íon sulfato é fortemente influenciada pela formação geológica da bacia de drenagem do sistema. Assim, um ecossistema localizado próximo ao mar, portanto influenciado por este, ou em regiões com rochas ricas em sulfato (com por exemplo, sulfato de cálcio), apresentará maior concentração do que aqueles localizados em regiões com predominância de rochas ígneas. Desta maneira, a concentração de sulfato pode variar desde valores não detectáveis até valores de saturação (Esteves, 1988).

O sulfato é um íon quimicamente estável em águas aeradas e forma sais de baixa solubilidade com alguns metais, porém não é comum. A principal complexidade na química do sulfato em águas naturais tem sido relatada com a tendência deste íon em formar íons emparelhados e complexos metálicos, também com o envolvimento do enxofre em processos biológicos (Hem, 1970).

O efeito da poluição do ar, especialmente pela contribuição de combustível, Junge (1960) atribuiu 30 % de sulfato em águas de chuva como fonte poluidora. Porém locais não poluídos, próximos a oceanos, contêm altos teores de sulfato, Junge (1960) sugere que tais teores se deva ao fato da rápida oxidação do enxofre na atmosfera.

Nas transformações que os compostos de enxofre sofrem num ecossistema lacustre participam tanto processos químicos quanto biológicos. Nos processos biológicos, os organismos (especialmente a bactéria) têm papel fundamental (como mostra a Figura 13). No ciclo do enxofre estes microorganismos atuam no processo de redução, nos quais ocorre formação de gás sulfídrico e de outras formas reduzidas de enxofre, e dos processos de oxidação que resultam na formação de sulfato, a partir principalmente da oxidação de gás sulfídrico. Uma importante fonte de gás sulfídrico em ambientes aquáticos é a redução biológica de sulfato em condições anaeróbicas; após a formação deste gás, a presença dele se mantém ou não, em função principalmente da concentração de oxigênio.

O acúmulo de gás sulfídrico pode proporcionar condições ambientais muito desfavoráveis à vida aquática, e pode provocar, inclusive, grande mortandade de peixes, mesmo em ecossistemas desprovidos de qualquer forma de poluição, como ocorre na região amazônica (Esteves, 1988).

Em ecossistemas lacustres brasileiros os maiores valores de sulfato são encontrados nas lagoas litorâneas salobras, que têm composição iônica da água fortemente influenciada pelo mar (Parkin & Brock, 1981).

Em lagos que apresentam condições aeróbicas em toda a coluna d'água, a forma predominante de enxofre é a oxidada (sulfato). Na formação de reservatórios sobre grandes áreas de florestas podem ser observadas, logo após a inundação da área, altas concentrações de gás sulfídrico (Esteves, 1988).

O valor observado (53,7 ppm) no ponto AP-02 (local aparentemente preservado, com águas límpidas no lago Água Preta) chama atenção (tabela 3), quando comparado a ecossistemas lacustres brasileiros sujeitos à contaminação, como por exemplo, a represa Rio das Pedras(SP), 30,6 ppm; Riacho Grande (SP), 21 ppm; Pedreira (SP), 19,0 ppm (Tundisi, 1981).

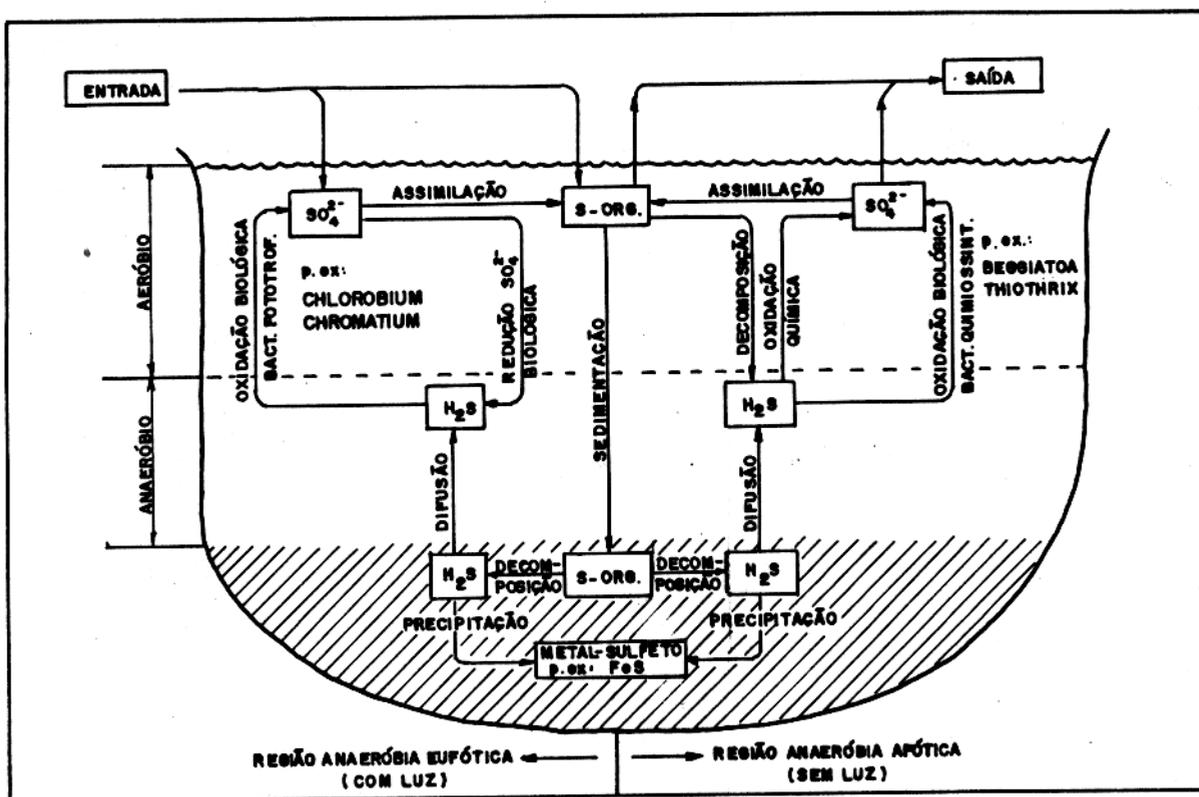


FIGURA 13 - Principais transformações do enxofre na água. Modificado de Kusnetzow (1959) e Steinberg & Melzer (1982, citado por Esteves, 1988)

4.8 ÍNDICES HIDROGEOQUÍMICOS

Trabalhando-se com os conteúdos de cátions e ânions (expressos em miliequivalentes por litro), obteve-se a seguinte ordem crescente, dos valores medianos:

rNa	>	rMg	>	rCa	>	rK	
1,05		0,28		0,11		0,06	PERÍODO DE ESTIAGEM
rSO ₄ ²⁻	>	rCl ⁻	>	rHCO ₃ ⁻			
0,68		0,62		0,28			

rNa	>	rCa	>	rMg	>	rK	
0,18		0,06		0,05		0,02	PERÍODO CHUVOSO
rHCO ₃ ⁻	>	rCl	>	rSO ₄ ²⁻			
0,28		0,24		0,02			

Observa-se uma influência de águas oceânicas nesta ordem dos íons, no período de estiagem, onde há penetração de águas salobras no rio Guamá. Enquanto que no período chuvoso a ordem inverte-se mostrando uma diluição das águas.

Devido ao maior efeito salino que aumenta no período de menor índice pluviométrico, os valores numéricos da correspondência ânions/cátions e condutividade apresentam-se mais elevados.

Os íons dissolvidos na água possuem relações iônicas características para o meio aquoso considerado. As relações iônicas do ambiente fluvial e marinho são índices hidrogeoquímicos úteis para determinar a origem dos componentes químicos e o grau de interação dos ambientes considerados (Custódio & Llamas, 1976).

A relação rMg/rCa é importante na indicação de intrusão marinha em águas aluviais, já que a concentração do íon magnésio nessas águas é menor que a concentração do íon cálcio. Um aumento da relação rMg/rCa , juntamente com o conteúdo do íon cloreto, indica penetração de águas oceânicas em ambiente de água doce (Hem, 1970; Custódio & Llamas, 1976).

Nas águas continentais este índice varia entre 0,3 e 1,5 e na água do mar em torno de 5 (Custódio & Llamas, 1976).

Nas águas em estudo a relação rMg/rCa variou de 1,35 a 4,05 no período de estiagem, nos pontos AP-03 e AU-01 respectivamente, enquanto que no período chuvoso a variação foi de 0,33 no ponto BO-02 a 1,86 no ponto GU-01, tais índices mostram um influência da penetração de águas oceânicas no período de estiagem.

A relação rK/rNa tende a diminuir com o aumento da salinização; em águas doces pode variar de 0,001 a 1 e na água do mar de 0,02 a 0,025. Este índice, embora não se mostre tão sensível quanto os índices do rCl^-/rCO_3^- na caracterização da intrusão marinha, mostra de acordo com Custódio & Llamas (1976) uma tendência a decrescer a medida que aumenta a salinidade.

A relação rCl^-/HCO_3^- é especialmente útil na caracterização da intrusão marinha já que em águas continentais tem normalmente um valor entre 0,1 e 5 (miliequivalente/l) e em águas do mar varia entre 20 a 50 (Custódio & Llamas, 1976).

Os índices nas águas aqui estudadas variam de 1,16 a 17,85 nos pontos BO-02 e AP-02 respectivamente no período de estiagem, e de 0,12 a 0,3 nos pontos BO-02 e AU-01 respectivamente no período chuvoso. Tais valores confirmaram também a importância

deste índice como indicador da intrusão marinha nos lagos.

4.9 - SILÍCIO

O silício é um dos importantes constituintes da maioria das águas naturais, sendo encontrada sob formas distintas. Possivelmente, existe uma alteração gradual entre partículas minerais muito finas, sílica coloidal, silicatos complexos e ortosilicatos em solução verdadeira. O conteúdo do silicato solúvel depende principalmente do pH. A presença de sílica nas águas se deve, na maioria das vezes, a fenômenos de erosão e lixiviação de solos (Hutchinson, 1957).

Hutchinson (1957) considera que quantidades até 77,5 mg/l são normais em águas doces. A média dos teores de sílica observada por Livingstone (1963), para rios da América do Sul, é de 11,9 mg/l.

Segundo Hem (1970), o termo "sílica" significando o óxido SiO_2 , é amplamente utilizado para fazer referência ao silício na água natural, mas é necessário ser entendido que a forma existente está hidratada e geralmente representado por H_4SiO_4 ou $\text{Si}(\text{OH})_4$.

A hidroquímica do silício não está toda esclarecida, porém parece crer que a maioria da sílica esta como H_4SiO_4 , em parte dissolvida e em parte coloidal, e só uma pequena parte ionizada (SiO_4H_3^-) a pH normais, as águas fortemente básicas podem ter quantidades importantes de sílica na forma iônica, porém são muito raras na natureza (Custódio & Llamas, 1976).

Sioli (1956) comenta que quanto mais neutra-alkalina

for a água, tanto maior fica a parte dissolvida, ionizada, do silício em análises realizadas nas zonas do carbonífero do baixo Amazonas.

O silício na forma iônica contribui para a alcalinidade da água. O CO_2 tem um importante papel em evitar que o pH suba, limitando assim a solubilidade do silício. O quartzo e suas formas alotrópicas são muito pouco solúveis porém a sílica amorfa é muito mais (Custódio & Llamas, 1976).

Na maioria das águas naturais o silício tem a concentração entre 1 e 400 ppm de SiO_2 podendo chegar até 100 ppm, em especial em águas bicarbonatadas sódicas. Em águas muito básicas se pode chegar a 1000 ppm (Custódio e Llamas, 1976). Na água do mar a concentração da sílica próximo à superfície é muito baixa, frequentemente menor que 1 mg/l, aparentemente porque os organismos marinhos extraem e utilizam silício em suas conchas e esqueletos (Hem, 1970).

Aparentemente, o silicato solúvel (em termos de ppm de SiO_2) não oferece maiores atenções, com teores variando de 1,05 no lago Bolonha (BO-03) de a 4,62 no rio Aurá (AU-01) no "período de estiagem" e de 1,43 no lago Bolonha (BO-03) a 3,25 no rio Aurá (AU-01) no "período chuvoso".

4.10 - FERRO

A erosão e a dissolução das rochas da bacia hidrográfica são as principais fontes de ferro para as águas de rios. Comumente, o ferro é encontrado nessas águas em pequenas quantidades (Margalef, 1983).

A química do ferro é relativamente complexa pois pode existir nos estados de valência de +2 e +3. A estabilidade dos íons Fe^{2+} , Fe^{3+} , $Fe(OH)^{2+}$, $Fe(OH)^+$, em relação com o $Fe(OH)_3$ e $Fe(OH)_2$, precipitados ou coloidais, depende do pH, Eh e composição da solução (Custódio & Llamas, 1976).

Em águas correntes não poluídas, esse íon geralmente toma a forma férrica devido a contínua aeração e presença de oxigênio. Em regiões onde há grande decomposição de rochas, a conseqüente diminuição de oxigênio pode resultar na transformação de ferro férrico para o estado ferroso (Margalef, 1983).

Certas matérias orgânicas e algumas inorgânicas podem atuar formando complexos (Custódio & Llamas, 1976). Parte do ferro que se encontra nas águas superficiais se acha estabilizado por substâncias orgânicas, em combinações com ácidos húmicos e parte sob a forma de diminutas partículas, principalmente de hidróxidos. Em águas superficiais podem ser resultado da fragmentação de uma fina película superficial, frequente, particularmente em águas doces ácidas, onde o ferro férrico precipita em contato com a atmosfera, formando uma fina lâmina que se fragmenta por qualquer agitação (Margalef, 1983).

A concentração de Fe^{2+} em águas aeradas superficiais são em geral menores que 0,5 ppm. Em águas muito ácidas se pode

chegar a 100 ppm em $Fe^{2+}+Fe^{3+}$ (Custódio & Llamas, 1976). Na água do mar sua concentração está em torno de 0,01 ppm (McNeely et al. 1979).

A estabilidade dos compostos de Fe depende do pH, Eh e composição da solução (Custódio & Llamas, 1976; Hem, 1970).

Dentre os sedimentos límnicos, os íons ferroso e férrico são os mais importantes no controle da intensidade dos processos oxidação-redução ($Fe^{3+} \rightleftharpoons Fe^{2+}$). Este fato deve-se à abundância de compostos de ferro na crosta terrestre (Hutzinger, 1980).

O ferro está sujeito a transformações em dependência das condições físico-químicas da água (sistema redox, pH, eletrólitos inorgânicos e orgânicos e das atividades metabólicas de organismos, principalmente de bactérias (Schafer, 1985).

No ciclo do ferro, as bactérias participam de duas maneiras, oxidando estes elementos para obtenção de energia e metabolizando a matéria orgânica complexada ao ferro, precipitando-o (Figura 14).

Entre as bactérias que participam da oxidação do ferro e do manganês, destacam-se muitas espécies do gênero, *Lep-tothrix* (especialmente *L. ochracea*), *Crenothrix polyspora*, *Gallionella* (*Spirophyllum*), *Thiobacillus thiooxidans*, *Ferrobacillus ferrooxidans* e *Metallogenium* (Esteves, 1988).

As bactérias que utilizam a matéria orgânica complexada ao ferro são muito frequentes em ambientes ricos em compostos húmicos como por exemplo a *Siderocapsa* (Esteves, 1988).

Especialmente nas regiões litorâneas, podem ocorrer

grandes taxas de precipitação de Fe e Mn. Este fenômeno ocorre quando macrófitas aquáticas e algas, durante o período de intensa atividade fotossintética, basificam o meio. Nestas condições, pode ocorrer a oxidação química de íons ferrosos, sendo precipitados sob a forma de $\text{Fe}(\text{OH})_3$, onde este pode ser reconhecido pela película de cor marrom, formada sobre as plantas (Esteves, 1988).

A liberação de ferro ocorre principalmente sob condições aeróbicas; ocorre uma pequena e permanente liberação de ferro que aumenta instantaneamente após a redução da camada superior oxidada do sedimento, por sedimentação planctônica (Hem, 1970).

A ausência de oxigênio e a conseqüente diminuição do potencial redox, bem como a presença de H_2S , provocam a transformação do ferro em forma reduzida bivalente (Hem, 1970).



Os resultados aqui obtidos, apresentaram valores de Fe^{3+} , variando de 0,34 (ppm) no (AP-02) a 1,67 (ppm) no (AP-03) no "período de estiagem" e de 1,34 (ppm) no (BO-01) a 2,36 (ppm) no (BO-02) no "período chuvoso". Os valores de Fe^{2+} variaram de 0,07 (ppm) no ponto BO-01 a 0,41 (ppm) no AP-03; tais valores são representativos dos terrenos lateríticos do Terciário e do Quaternário amazônicos (Sioli, 1967).

Em algumas situações aparecem teores de Fe^{2+} elevados, como por exemplo no ponto AP-03 (cerca de 0,41 ppm) no "período de estiagem", justificando a ação de bactérias redutoras (Hutzinger, 1980; Nriagu, 1976).

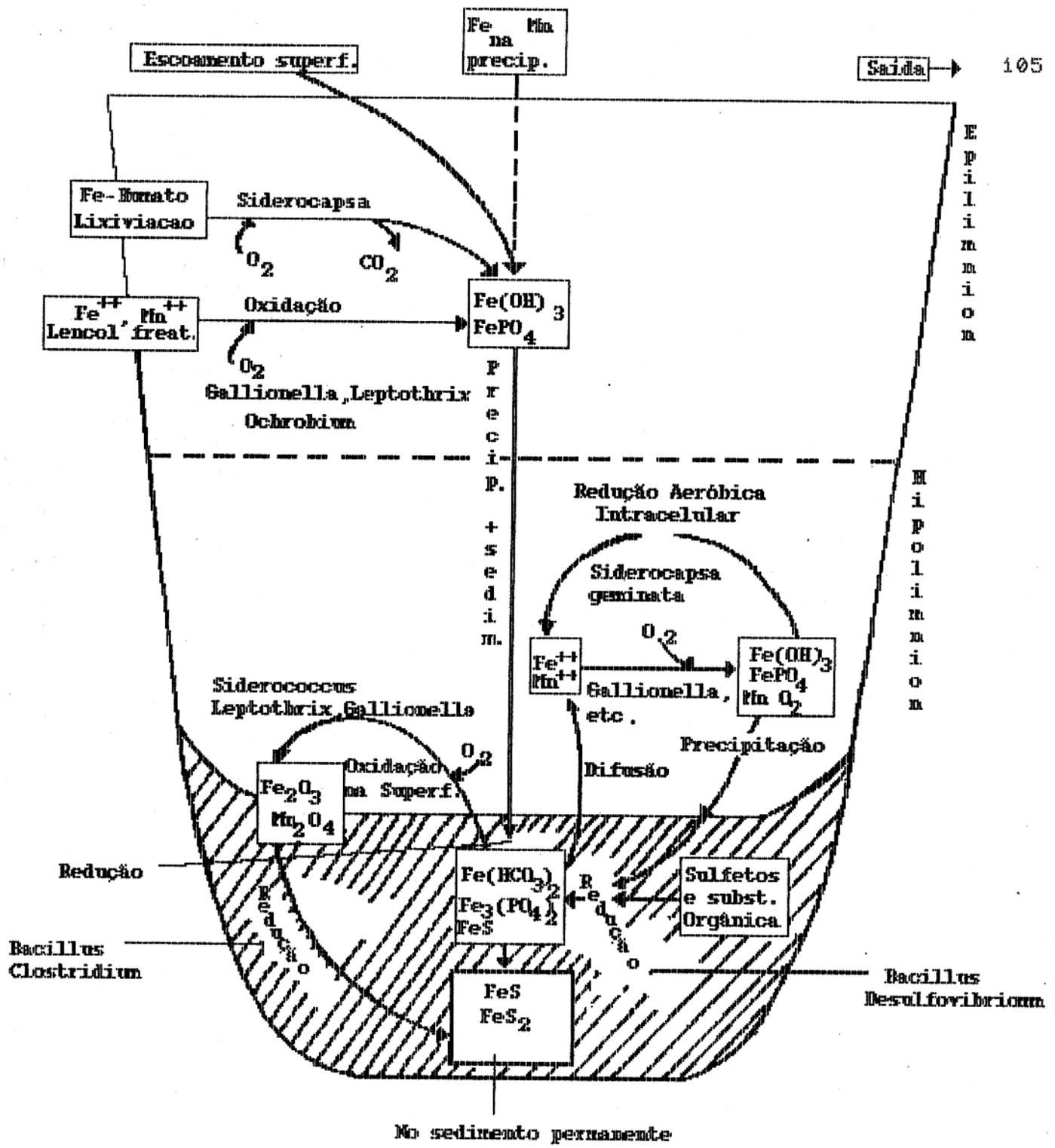


Figura 14 - Ciclo do ferro e manganês, segundo Steinberg & Melzer (1982) citado por Schäfer, (1985).

4.11 - FOSFATO

Toda a forma de fósforo presente em águas naturais, quer na forma iônica, quer na forma complexada, encontra-se na forma de fosfato (Esteves, 1988).

Assim como o nitrogênio, o fósforo é um nutriente importante para o crescimento e reprodução dos microorganismos, apresentando igualmente amplas possibilidades no seu estado de oxidação, embora não haja qualquer semelhança no comportamento químico aquoso entre ambos (Hem, 1970).

Nos lagos tropicais, devido à altas temperaturas, o metabolismo dos organismos aumenta consideravelmente, fazendo com que o fosfato seja rapidamente assimilado e incorporado na sua biomassa. Esse é um dos principais motivos pelos quais, nestes lagos, excetuando os eutrofizados artificialmente, a concentração de fosfato é muito baixa (Hutzinger, 1980).

O conteúdo de fosfato nas águas superficiais tem origem de fontes naturais e artificiais. Dentre as fontes naturais, a mais importante é a da degradação pela intemperização das rochas primárias (apatita), que pode ser carregado pelas águas de escoamento superficial. Ao alcançarem os diferentes ecossistemas aquáticos, sob formas solúveis e adsorvido às argilas, esta última é a via mais importante de acesso do fosfato aos ecossistemas aquáticos tropicais, devido a frequência de solos argilosos (solos antigos e muito intemperizados) nesta região. A água de precipitação também pode conter apreciáveis teores de fosfato dissolvido ou em suspensão (Hem, 1970).

As fontes artificiais de fosfato mais importante

são, esgotos domésticos e industriais, fertilizantes agrícolas e material particulado de origem industrial contido na atmosfera. Poluentes orgânicos, em geral, têm altos teores de fosfato que são aumentados ainda mais durante um trecho do rio a jusante do lançamento, seguindo-se um decréscimo até atingirem as concentrações normais (Hynes, 1971).

A adsorção de fosfato às argilas pode compreender dois processos: 1- ligação química da carga negativa e do fosfato com a positiva das bordas das argilas, e 2- substituição do fosfato por silicatos da argila (Stumm & Morgan, 1981). Segundo estes autores, a adsorção de fosfato à argila é maior em pH ácido ou ligeiramente ácido. Em pH elevado a taxa de adsorção se reduz sensivelmente, visto que nestas condições o fosfato como a maioria dos demais ânions, exceção de silicato, concorre com os íons OH^- , que aumentam em concentração com a elevação do pH.

Os frequentes processos erosivos observados nos ecossistemas terrestres e várias atividades de mineração, muitas das quais de grande porte, têm aumentado de maneira significativa a carga de argila dos corpos d'água, em diferentes regiões do Brasil. Este acréscimo artificial de argila, além dos efeitos negativos sobre a concentração de fosfato, reduz fortemente a transparência da água (Esteves, 1988; Schafer, 1985).

Com o uso do fosfato radioativo pôde-se ter resultados de adsorção do fosfato na biomassa. Com um minuto da sua adição 50% de fosfato adicionado pode ser adsorvido pelos organismos aquáticos tais como bactérias e algas (Hutzinger, 1980).

Um dos aspectos importantes do ciclo do fósforo em

ecossistemas aquáticos continentais são apresentados na (figura 15). O fitoplâncton e macrófitas aquáticas absorvem o fosfato sob a forma iônica e sob a forma de moléculas orgânicas como por exemplo, glicofosfato e ácido fitônico (Vogler, 1965). Parte de sua biomassa é assimilada pelo zooplâncton e peixes que excretam fezes ricas em fosfato (Pomeroy et al., 1963).

A maior parte do fosfato contido na biomassa do fitoplâncton, macrófitas aquáticas, zooplâncton, nécton e bentos, é liberada após a morte destes organismos para a coluna d'água (Esteves, 1988; Schafer, 1985)

Como nos demais ciclos biogeoquímicos, também no ciclo do fósforo as bactérias têm um papel fundamental, pois são responsáveis pela decomposição da matéria orgânica, ocorrendo a liberação de fosfato para o meio sob a forma inorgânica (Hem, 1970; Hutzinger, 1980).

O ciclo do fósforo no sedimento esta diretamente influenciado pela concentração de oxigênio da água de contato (água sobre o sedimento). Desta maneira, em hipolímio aeróbio este é liberado para a coluna d'água (Hutzinger, 1980).

Em lagos não contaminados a concentração de fósforo é da ordem de 0,01 mg/l (McNeely et al., 1979).

Os valores encontrados constam nas (tabelas 3 e 6), onde o valor mais elevado foi de 0,40 (expresso em ppm P) no ponto AP-02, no "período de estiagem" e de 0,12 (expresso em ppm de P) nos pontos AP-03 e AP-01 no "período chuvoso". Aparentemente tais resultados não apresentam valores preocupantes.

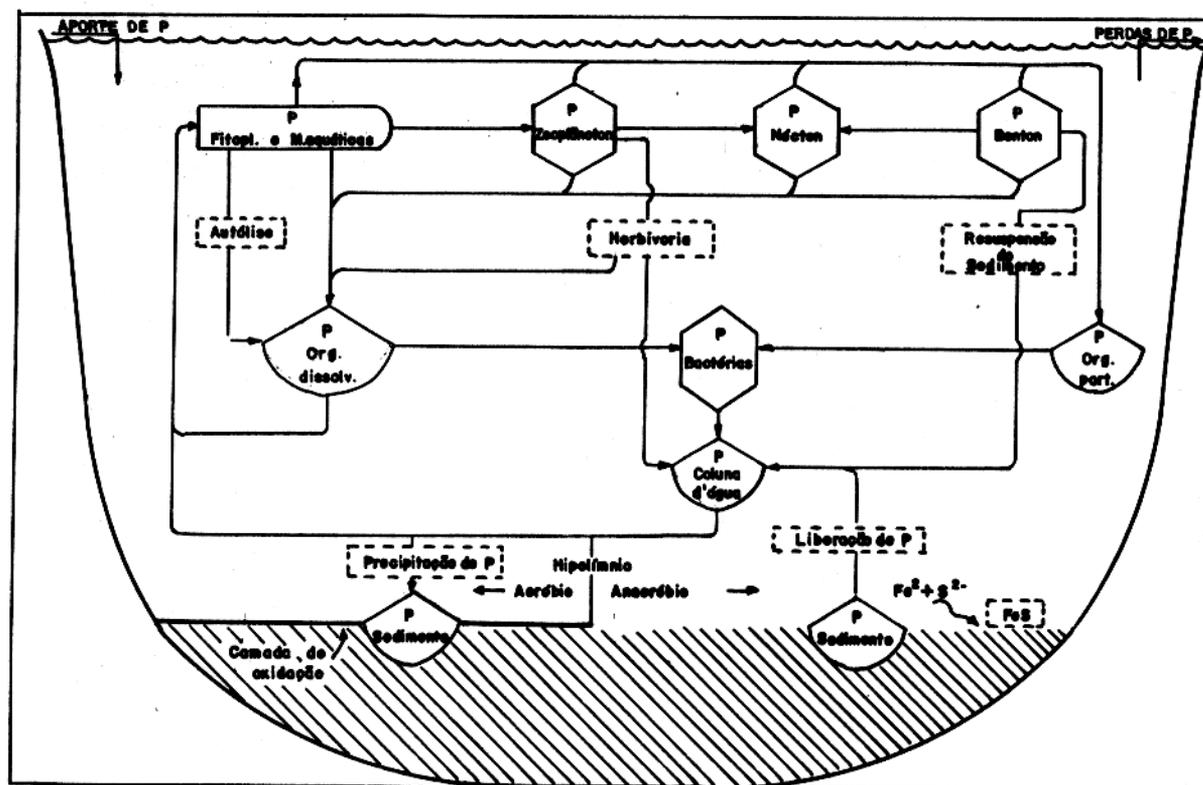


FIGURA-15 Principais etapas do ciclo do fósforo em ecossistemas lacustres.
(Esteves, 1988)

4.12 - NITROGÊNIO ORGÂNICO TOTAL E NITRATO

O nitrogênio pode estar na água ou no sedimento, nas seguintes formas: N_2 (nitrogênio molecular), N orgânico dissolvido (peptídeos, aminas, aminoácidos, etc...), NH_4^+ (amônio), NH_4OH (hidróxido de amônio), NH_2OH (hidroxilamina), NO_2^- (nitrito), NO_3^- (nitrato), nitrogênio orgânico particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos) (Schafer, 1985).

Das formas bioquímicas interconvertíveis do ciclo do nitrogênio, assumem grande importância nos ecossistemas aquáticos os nitrato, nitrito, a amônia e o nitrogênio orgânico (Schäfer, 1985).

As principais fontes naturais de nitrogênio podem ser a chuva, material orgânico e inorgânico de origem alóctone e a fixação de nitrogênio molecular dentro do próprio lago, tais como bactérias e algas azuis (Reid & Wood, 1976).

Vários estudos tem demonstrado que a fixação do nitrogênio está diretamente relacionada com a produtividade do sistema.

A fixação do nitrogênio molecular, tanto por bactérias como por algas, é um processo tipicamente redutor, no qual a amônia é o primeiro produto formado. Todo o processo de fixação do nitrogênio molecular é catalisado por um sistema de enzima denominado nitrogenase (Esteves, 1988).

As bactérias heterotróficas fixadoras de nitrogênio mais comuns em ambientes límnicos são *Clostridium pasteurianum* e algumas espécies do gênero *Azotobacter*. Estes organismos são encontrados em maior quantidade sobre macrófitas aquáticas e no sedimento (Reid & Wood, 1976).

No ciclo biogeoquímico do nitrogênio os microorganismos têm maior participação do que em qualquer outro ciclo. Pode-se encontrar representantes de praticamente todos grupos fisiológicos (autotróficos, heterotróficos, aeróbicos, anaeróbicos, etc.), que tomam parte em quatro processos básicos: amonificação, nitrificação, desnitrificação e nitrato-amonificação como mostra a (Figura 16).

Na fase final do processo de decomposição de substâncias nitrogenadas o nitrito é oxidado a nitrato por ação de bactérias nitrificantes. Sob condições normais, a quantidade de nitrato em solução num dado instante, é determinada pelos processos metabólicos que ocorrem no corpo d'água, como por exemplo, a produção e decomposição de matéria orgânica. Em casos de poluição o teor de nitrato pode aumentar significativamente (Branco, 1986).

Nitrato em solução é removido da água pelas plantas verdes, pela desnitrificação bacteriana e pela redução a nitrogênio amoniacal (Reid & Wood, 1976).

Em regiões tropicais o teor de nitrato das águas das chuvas é maior do que o teor de amônia, isto porque a atividade fotoquímica na camada superior da atmosfera é grande (Visser, 1974).

Em rios bem oxigenados, os compostos de nitrogênio são rapidamente oxidados a nitrato por ação de organismos nitrificantes (Hem, 1970; Custódio & Llamas, 1976).

A poluição ocasionada pela drenagem de áreas de agricultura e por efluentes de esgotos domésticos, são as principais fontes de compostos de nitrogênio (Reid & Wood, 1976).

Segundo Hynes (1971), poluentes com altas concentrações de nitratos, ao atingirem as águas dos rios, tem seus teores diluídos, podendo chegar a zero. Pouco depois tais valores começam a aumentar atingindo valores com teores mais altos, para mais adiante iniciar uma regressão às condições similares àquelas a montante do lançamento.

Gibbs (1972), estudando o rio Amazonas (às proximidades da cidade de Macapá, AP), obteve valores médios das concentrações de nitrato de 0,2 ppm.

De acordo com McNeely et al. (1979), as águas naturais contêm concentrações menores que 1 ppm de nitrato sendo que níveis maiores que 5 ppm podem ser devido a fontes poluentes.

Considerando a intensa multiplicação de plantas aquáticas, notadamente às proximidades das margens sujeitas à maior contaminação oriunda da lixiviação de terrenos ocupados pelo avanço urbano, os teores de N orgânico total observado variaram de 0,25 (expressos em ppm de N) até 0,46 no "período de estiagem", tais resultados não parecem refletir valores anômalos para a fertilidade dessas águas. No que se refere as concentrações de nitrato apenas um valor chama atenção, no ponto AP-03, que se apresentou bastante elevado acima de 50 ppm no "período de estiagem"; levanta-se a hipótese que tal resultado deva ter tido forte influências locais, pois suas águas apresentaram-se bastante sujas com um derrame muito grande aparentemente de óleo sobrenadante, forte odor, característico de gás sulfídrico, presença de peixes mortos. Na Figura 17 o aumento de nitrato no ponto BO-02 (0,76 ppm) no "período de chuvoso", evidencia a interferência de fatores antropogênicos.

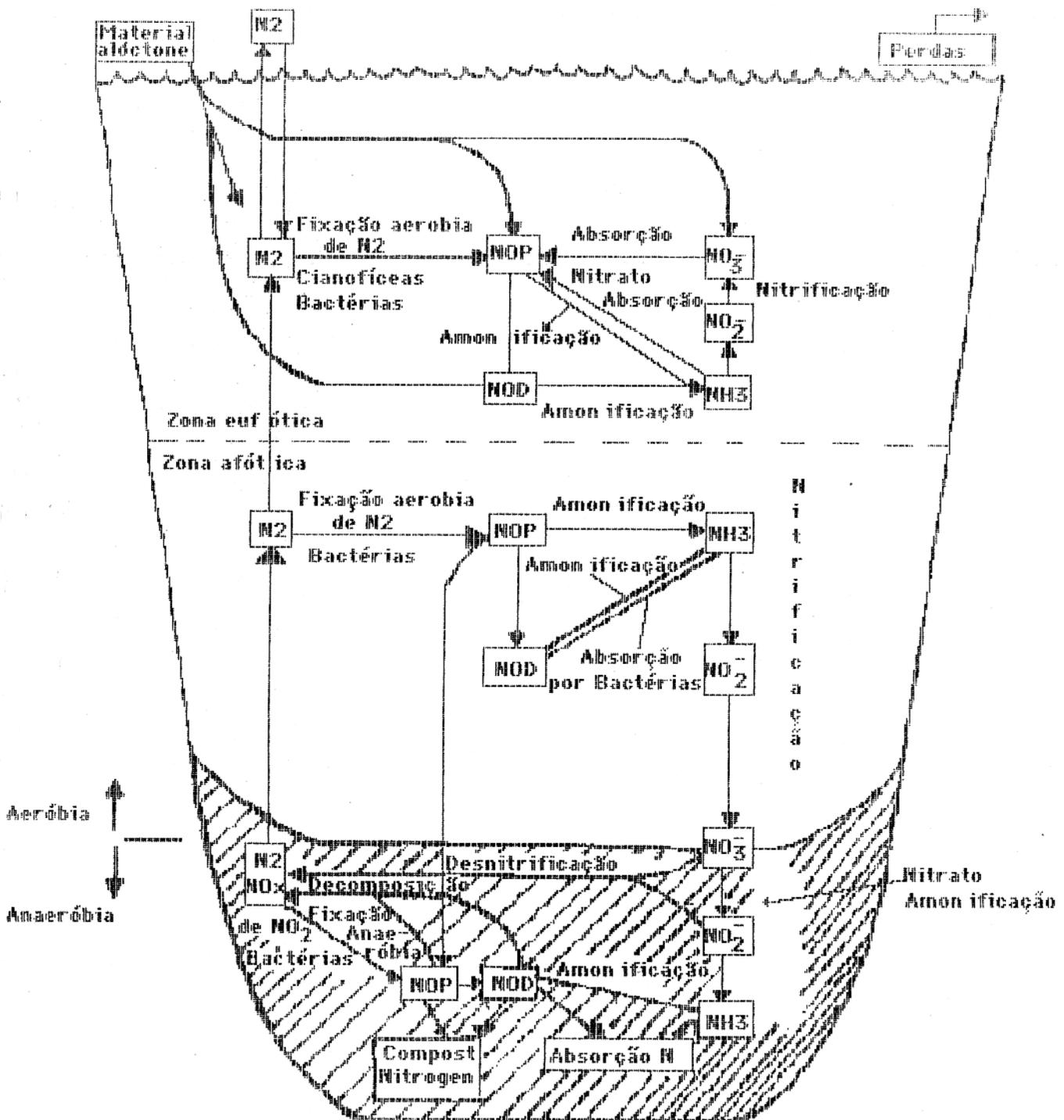


Figura 16 - Principais etapas do ciclo do nitrogênio em águas continentais segundo Steinberg & Melze (1982) citado por Esteves (1988).

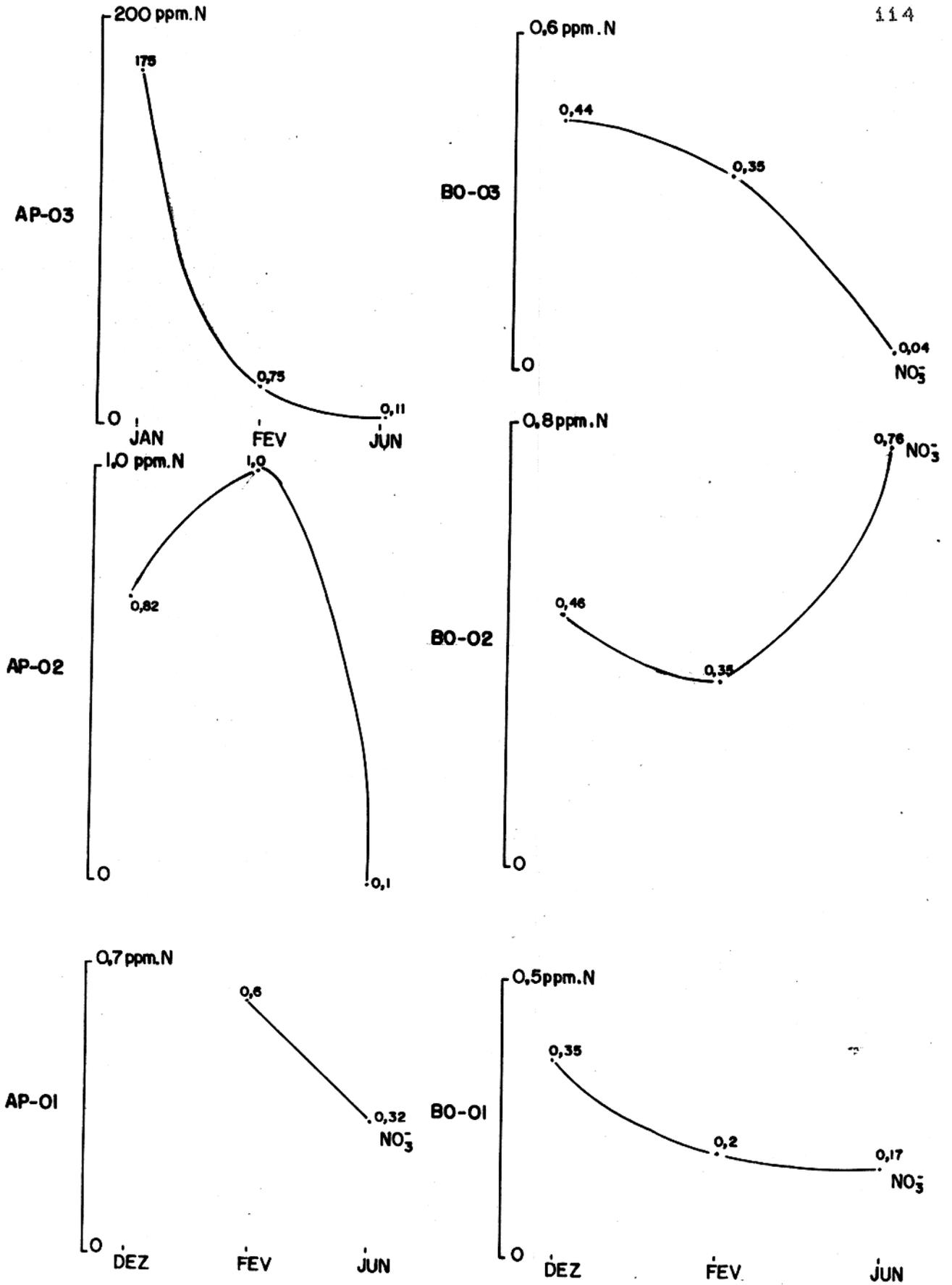


FIGURA-17 Resultados analíticos de nitrato, expressos em ppm.N, segundo a sazonalidade. Amostras de águas superficiais dos lagos Bolonha e Água Prefa.

TABELA 3 - Parâmetros Químicos, Físicos e Físico-Químicos dos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Guamã e Aurá.

Período de Estiagem.

PONTOS DE COLETAS	DATAS DE COLETA	PROF. (m)	HORA	pH	σ_t	COR (u.c.)	Eh (mV)	TURBIDEZ (ppm SiO ₂)	TRNP (m)	TOC sup.	ACIDEZ ppm CO ₂	ALCALIN. ppm CaCO ₃	OD ppm O ₂	PROF. DA COLETA (m)	TOC
B0-01	05/12/90	4,0	18:40	6,03	150	25	476	20	1,50	32	9,39	5,14	5,5	2,5	25
B0-02	05/12/90	1,0	12:20	5,72	243	60	416	30	0,80	30	42,72	40,07	2,5	1,0	25
B0-03	12/12/90	1,70	10:00	5,70	170	30	418	19	1,00	25	8,34	12,85	6,9	0,5	25
AU-01	07/12/90	6,5	11:15	5,28	60	50	415	40	0,60	24	11,47	3,76	4,5	5,0	28
GU-01	07/12/90	> 8,0	12:00	5,34	110	50	449	51	0,60	30	10,43	2,5	5,7	5,0	31
AP-01	14/12/90	0,70	9:20	5,77	175	50	386	40	0,50	30	10,43	13,87	7,1	0,5	26
AP-02	14/12/90	3,0	10:00	6,00	200	30	414	32	0,70	30	10,13	2,34	7,4	1,5	25
AP-03	19/12/90	2,0	9:15	5,84	150	30	327	19	0,97	25	10,13	30,37	0,0	1,0	24
B0-02(E)	05/12/90	-	12:50	7,41	178	-	-	-	-	-	66,75	68,84	-	-	-

OBS: PROF. (profundidade total, em metros); σ_t (condutância específica, em micromho/cm); TRNP (transparência, disco e Sec i, em metros); ACIDEZ (acidez total em ppm CO₂); ALCALIN. (alcalinidade total, em ppm CaCO₃); OD (oxigênio dissolvido, em ppm de O₂).

Tabela 4 - Constituintes Químicos dos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Guamã e Aurá. Período de Estiagem.

PONTOS DE COLETA	DATAS DE COLETA	SiO ₂ (ppm)	N(T) (ppm N)	PO ₄ ³⁻ (ppm P)	Fe(T) (ppm)	Fe ²⁺ (ppm)	Fe ³⁺ (ppm)	Cl ⁻ (ppm)	SO ₄ ²⁻ (ppm)	HCO ₃ ⁻ (ppm)	Ca ²⁺ (ppm)	Mg ²⁺ (ppm)	Na ⁺ (ppm)	K ⁺ (ppm)
B0-01	05/12/90	2,1	0,25	0,38	0,55	0,07	0,48	23,3	35,6	6,27	2,21	3,38	32,81	1,92
B0-02	05/12/90	3,2	0,46	0,05	0,69	0,15	0,54	33,1	33,4	48,9	2,70	3,19	30,0	2,34
B0-03	12/12/90	1,05	-	-	0,58	0,13	0,45	23,2	37,8	15,68	3,70	3,29	30,56	1,62
AU-01	07/12/90	4,62	-	-	0,81	-	-	8,2	14,06	4,6	1,10	2,67	8,95	1,14
GU-01	07/12/90	1,69	-	-	1,31	-	-	16,01	28,75	3,05	1,31	2,95	17,03	1,35
AP-01	14/12/90	1,95	-	-	2,37	-	-	23,0	39,6	16,92	1,80	2,97	27,00	1,4
AP-02	14/12/90	2,21	0,33	0,40	0,51	0,17	0,34	29,6	53,7	2,85	1,79	3,64	31,92	1,87
AP-03	19/12/90	3,03	-	-	2,00	0,41	1,67	20,4	15,3	37,05	3,58	2,89	25,97	2,33
B0-02(E)	05/12/90	4,08	0,37	0,33	2,10	-	-	19,9	6,95	84,0	10,11	2,92	28,01	5,29

OBS: N(T) - nitrogênio orgânico total

TABELA 5 - Parâmetros Químicos, Físicos e Físico-Químicos dos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Aurá e Guamã.
Período Chuvoso.

PONTOS DE COLETA	DATAS DE COLETA	PROF. (m)	HORA	pH	σ	COR (u.c)	Eh (mV)	TURBIDEZ (ppm SiO ₂)	TRNP (m)	TOC sup.	ACIDEZ ppm CO ₂	ALCALIN. ppm CaCO ₃	OD ppm O ₂	PROF. DA COLETA(m)	TOC
BO-01	11/06/91	6,30	9:20	5,37	40	40	428	14	0,50	30	18,13	15,60	6,9	2,5	30
BO-02	11/06/91	1,5	10:20	5,39	55	60	381	18	0,40	30	29,21	35,37	2,8	1,0	30
BO-03	13/06/91	2,0	12:10	6,11	40	50	434	16	0,50	32	24,17	14,04	9,2	1,0	32
AU-01	15/06/91	4,5	9:20	5,00	25	80	428	22	0,40	28	8,06	8,32	5,3	4,0	28
GU-01	15/06/91	0,3	10:10	4,45	30	60	443	20	0,40	28	7,05	7,28	5,6	5,0	28
AP-01	14/06/91	0,5	10:00	5,05	30	80	424	23	0,40	30	9,06	9,36	6,7	0,5	30
AP-02	14/06/91	5,0	9:15	5,30	30	60	438	18	0,40	30	8,56	8,84	8,9	1,5	30
AP-03	14/06/91	4,0	11:00	4,96	40	40	417	15	0,80	30	13,60	14,04	3,9	1,0	30
BO-02(E)	11/06/91	-	-	-	100	60	-	14	-	-	68,48	70,73	-	-	-

OBS: PROF (profundidade total, em metros); σ (condutancia específica, em micromho/cm); TRNP (transparência, disco de Secchi em metros); ACIDEZ (acidez total, em ppm de CO₂); ALCALIN. (alcalinidade total, em ppm de CaCO₃); OD (oxigênio dissolvido, em ppm de O₂)

Tabela 6 - Constituintes Químicos dos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Guamã e Aurá. Período Chuvoso.

PONTOS DE COLETAS	DATAS DE COLETA	SiO ₂ (ppm)	N (T) (ppm N)	PO ₄ ³⁻ (ppm P)	Fe(T) (ppm)	Fe ²⁺ (ppm)	Fe ³⁺ (ppm)	Cl ⁻ (ppm)	SO ₄ ²⁻ (ppm)	HCO ₃ ⁻ (ppm)	Ca ²⁺ (ppm)	Mg ²⁺ (ppm)	Na ⁺ (ppm)	K ⁺ (ppm)
BO-01	11/06/91	1,84	0,62	0,07	1,56	0,22	1,34	2,45	0,69	19,03	1,52	0,58	5,66	0,96
BO-02	11/06/91	1,96	1,47	<0,1	2,54	0,18	2,36	2,94	0,60	43,15	3,60	0,71	27,45	1,42
BO-03	13/06/91	1,43	0,45	<0,1	1,70	0,17	1,53	2,69	0,83	17,13	1,23	0,57	5,62	0,86
AU-01	15/06/91	3,25	0,48	<0,1	1,92	0,25	1,67	1,96	1,61	10,15	0,60	0,67	3,46	0,73
GU-01	15/06/91	2,20	<0,1	<0,1	1,63	0,18	1,45	1,47	0,89	14,52	0,55	0,47	4,90	0,72
AP-01	14/06/91	2,82	<0,1	0,12	2,29	0,29	2,00	1,96	2,10	11,42	2,56	0,60	3,96	0,76
AP-02	14/06/91	2,57	0,18	0,10	2,21	0,23	1,98	1,96	1,35	10,78	1,08	0,57	2,22	0,69
AP-03	14/06/91	1,67	0,29	0,12	1,59	0,07	1,52	1,96	0,66	17,13	1,37	0,55	3,08	0,76
BO-02(E)	11/06/91	1,55	2,57	0,20	3,42	0,11	3,31	8,82	0,63	86,29	5,78	0,88	9,85	2,85

OBS: N(T) - nitrogênio orgânico total

4.13 - PARÂMETROS BIOQUÍMICOS

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) representa a quantidade de oxigênio dissolvido, consumido pela respiração aeróbica de microorganismos que oxidam a matéria orgânica existente na água (Sawyer & McCarty, 1978).

A DBO é excelente indicadora das condições de poluição orgânica do meio, sendo fundamental nos estudos de limnologia que objetivam a preservação do equilíbrio biológico no ambiente aquático (Sawyer & McCarty, 1978).

Ainda segundo Sawyer & McCarty (1978) quando se mede a DBO não se determina qual a principal fonte consumidora de oxigênio: se são as algas vivas (que consomem oxigênio pela respiração) ou se são as bactérias (que consomem oxigênio pela decomposição da matéria orgânica). No entanto sabe-se que há um grande predomínio deste último processo sobre o primeiro quando se considera a demanda em um dado instante ou em um certo espaço de tempo, significando, talvez, que a respiração das algas deva consumir oxigênio muito mais lentamente que a decomposição por atividade bacteriana.

Pesquisas desenvolvidas por Lima & Kobayashi (1988) nas águas da região de Barcarena (PA), obtiveram teores de DQO (em termos de ppm de O_2) diretamente relacionados com a presença de matéria orgânica capaz de ser reproduzida por reagentes químicos. Os valores máximos detectados (tanto em igarapé represado como na baía, rica em material vegetal transportado) recaem em 15,7 ppm de O_2 .

Os resultados aqui obtidos de DBO foram de 6 ppm de O_2

no ponto AP-02 (lago Água Preta, ponto preservado) no "período chuvoso", e o maior valor apresentou-se no ponto AP-03 (lago Água Preta, sujeito a grande degradação) com valor de 730 ppm de O_2 (Figura 18).

A demanda química de oxigênio (DQO) representa um parâmetro capaz de interpretar a disponibilidade de um meio, em favorecer reações de oxidação da matéria orgânica e inorgânica mediante conversão em gás carbônico e água, sem influência biológica (Sawyer & McCarty, 1978).

Para a DQO obteve-se resultados de 40 ppm de O_2 no ponto BO-01 (lago Bolonha, ponto aparentemente preservado) no "período chuvoso", sendo que o maior valor apresentou-se no ponto AP-03 (lago Água Preta, sujeito a grande degradação) com valor de 526 ppm de O_2 no "período de estiagem".

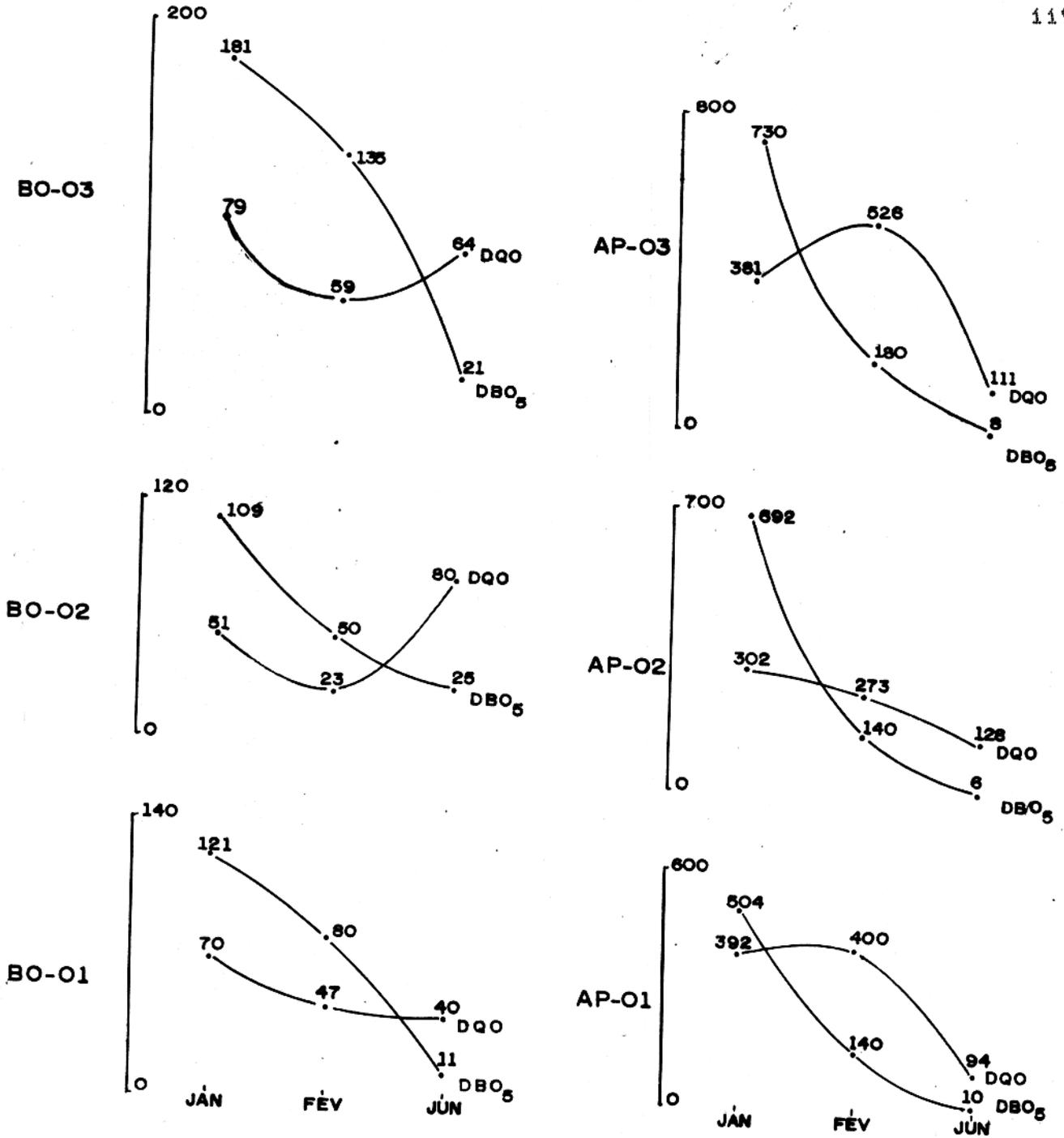


FIGURA. 18 - Resultados analíticos de DBO₅ e DQO, expressos em ppm O₂, segundo a sazonalidade. Amostras de águas superficiais dos lagos Bolonha e Água Preta.

4.14 - PARÂMETROS HIDROBIOLÓGICOS

O plâncton é constituído pelo fitoplâncton (algas), pelo zooplâncton (pequenos animais) e pelo bacterioplâncton.

Os principais grupos com representantes no plâncton de água doce são: Cyanophyta, Chlorophyta, Euglenophyta, Chrysophyta, Pyrrophyta (Esteves, 1988).

As Cyanophyta apresentam clorofila "a". A ficocianina juntamente com os demais pigmentos, confere à alga coloração azul-esverdeada. Segundo Fott (1971) citado por Esteves (1988), este grupo possui cerca de 150 gêneros e cerca de 2000 espécies, sendo que a maior parte desta é de água doce. As Cyanophyta tanto podem ser autotróficas (assimilam CO₂ com ajuda de energia solar) como mixotróficas (assimilação de compostos orgânicos).

Muitas espécies quando em condições favoráveis, crescem em altas densidades, fenômeno denominado floração de algas, que ocorrem em dias quentes e calmos principalmente em lagos eutróficos ou eutrofizados artificialmente (Esteves 1988).

As Chlorophyta, ou algas verdes, apresentam clorofilas "a" e "b" e amido como reserva. As Chlorophyta representam o primeiro estágio evolutivo dos vegetais superiores. As Chlorophyceae possuem aproximadamente 8000 espécies conhecidas, sendo que 90% são de ambientes lacustres (Fott 1971, citado por Esteves, 1988).

As Euglenophyta ou euglenóides apresentam clorofila "a" e "b" e paramido como reserva. A maioria do gênero é incolor e heterotrófica. A família Euglenaceae, única com gêneros pigmentados, tem representantes no plâncton de água doce em todos os seus gêneros, são organismos unicelulares e flagelado, loricados ou

não, totalizando 930 espécies em 45 gêneros de água doce; todas as Euglenaceae são mais ou menos heterotróficas, vivendo em águas ricas em matéria orgânica (Bourrelly, 1971).

As Chrysophyta são algas com plastídios verde-amarelados e que têm como característica principal, além da grande quantidade de xantofilas, a presença de clorofilas "a" e "c". Dependendo da quantidade de Chrysophyta podem variar de cor, desde o amarelo, passando por marrom-esverdeado até marrom (Esteves, 1988).

Fontes de poluição localizados, como esgotos domésticos, industriais, podem ser um importante fator na distribuição horizontal do fitoplâncton em lagos. Na zona de influência destes efluentes, desenvolve-se, via de regra, comunidades fitoplanctônicas capazes de suportar grandes oscilações das principais variáveis ambientais, tais como oxigênio, temperatura, turbidez e nutrientes (Esteves, 1988).

Os resultados da flora planctônica do lago Bolonha foram obtidos os seguintes táxons, mostrados na Figura 19.

Figura 19 - Componentes da Flora Planctônica do Lago Bolonha

(continua)

CYANOPHYTA

CYANOPHYCEAE

CHROOCOCCALES

CHROOCOCCACEAE

*Chroococcus dispersus*_(Keisslers) Lemmermann*Microcystis aeruginosa*_Kutz

NOSTOCALES

OSCILATORIACEAE

*Oscillatoria princeps*_Vaucher

EUGLENOPHYTA

EUGLENOPHYCEAE

EUGLENALES

EUGLENACEAE

Euglena acus Ehrenberg*Ehacus longicauda* (Ehrenberg) Duj.*E. orbiculata* Hubn.

CHLOROPHYTA

EUCHLOROPHYCEAE

VOLVOCALES

VOLVOACEAE

Eudorina illinoisensis Kof.

CHLOROCOCCALES

CHLOROCOCCACEAE

Figura 19 - Componentes da Flora Planctônica do Lago Bolonha

(continua)

Tetraedron gracile (Reisch) Hansg.

OOCYSTACEAE

Aokistrodesmus falcatus (Corda) Ralfs

A. spiralis (Turn.) Lemm.

RADIOCOCCACEAE

Eutetramokus planctonica (Korch.) Bourr.

Radiococcus nimbatus (Dewildm.) Schm.

MICRACTINIACEAE

Acanthosphaera zachariasii Lemm.

Golenkiniopsis solitaria Korch.

DICTYOSPHAERIACEAE

Dictyosphaerium pulchellum Wood

Dimorphococcus lunatus A. Braun

D. cordatus Meyen

SCENEDESMACEAE

Scenedesmus falcatus Chod.

S. perforatus Lemm.

Tetrachlorella sp.

HYDRODICTYACEAE

Pediastrum duplex Meyen

P. tetras (Ehrenberg) Ralfs

ZYGOPHYCEAE

ZYGNEATALES

ZYGNEATACEAE

Mougeotia sp.

DESMIDIACEAE

Figura 19 - Componentes da Flora Planctônica do Lago Bolonha

(continua)

Closterium setaceum Ehrenberg*Desmidium* sp.*Euastrum evolutum* (Nordst.) W & West*Staurastrum leptocladum* Nordst*S. fittkai* Forster*S. longipes* v. *evolutum* f. *gracilius* Forst.*S. paradoxum* Meyen*S. penicilliferum* Gronblad*S. pseudosebaldi* Wille*S. setigerum* Cleve*Staurodesmus dickii* (Ralfs) Lillier*S. triangularis* (Lagerh.) Teil.*Spondylosium panduriforme* (Heim.) Teil.*Xanthidium sexangulare* (Gronblad) Forster

CHRYSOPHYTA

BACILLARIOPHYCEAE

CENTRICAE

DISCALES

COSCINODISCACEAE

Coscinodiscus crenulatus Grunow*C. excentricus* Ehrenberg*C. lineatus* Ehrenberg*Cyclotella stylocum* Brightwell*Hyalodiscus laevis* Ehrenberg

Figura 19 - Componentes da Flora Planctônica do Lago Bolonha

(conclusão)

Aulacosira granulata (Ehrenberg) Simonsen*Melosira italica* (Ehrenberg) Kutzing*M. roseana* Rabenhrst.

ACTINODISCACEAE

Polymyxus coronalis L. W. Bail

SOLENIALES

SOLENIACEAE

Rhizosolenia sp.

PENNATAE

BIRAPHIDALES

Nitzschia compressa (Bail.) Boy.

SURIRELIACEAE

Surirella guatemalensis Ehrenberg*S. linearis* Smith*S. tenera* gregory

A Figura 19 apresenta a composição específica do fitoplâncton identificado no lago Bolonha. As Euglenofíceas foram as menos representativas, tendo sido identificados 1 classe, 1 ordem, 1 família, 2 gêneros e 3 espécies.

O grupo de melhor representação foi o das clorofíceas; foram identificados 2 classes, 3 ordens, 10 famílias, 18 gêneros e 26 espécies. Entre os gêneros, os que apresentaram maior representatividade, em termos de diversidade, foram os *Staurastrum*.

O segundo grupo melhor representado qualitativamente foi o das BACILLARIOPHYCEAE (diatomáceas), sendo identificadas 1 classe, 2 sub-classes, 3 ordens, 4 famílias, 9 gêneros e 13 espécies. Em termos de diversidade os gêneros mais representativos foram os *Coscinodiscus*, *Melosira* e *Siricella*.

No levantamento florístico realizado no lago Bolonha notou-se que a grande maioria das diatomáceas são de águas doces, marinhas, seguidas por algumas reconhecidamente salobras. Na composição florística do lago Bolonha deve ser levada em consideração, também, a presença significativa das clorofíceas, principalmente as desmidiáceas, que apresentaram maior número de espécies.

Paiva (1991) detectou a presença das diatomáceas no estuário guajarino; segundo o autor as diatomáceas predominantes foram de origem de águas marinhas, seguidas pelas de águas doces.

A presença predominante de diatomáceas no estuário guajarino, onde se observa que a flórua destas microalgas muito se assemelha a levantamentos realizados no ambiente costeiro adjacente realizados por Wood, 1966; Muller-Melcher, 1957 e Reissac, 1980 citados por Paiva, 1991.

Alguns autores acreditam que organismos marinhos são capazes de penetrar mais facilmente nos ambientes de água doce tropical do que em locais de clima frio (Mulusky 1971 citado por Paiva, 1991).

No levantamento da flora diatomológica do lago Bolonha, especial atenção foi dada ao estado estrutural dos cromatóforos das espécies encontradas, para que fossem relacionadas apenas aquelas com conteúdo. Após a observação de várias alíquotas, não foram consideradas na presente pesquisa as espécies com células mortas na estrutura dos cromatóforos e as lâminas permanentes foram montadas após as análises destas alíquotas.

No trabalho de Paiva (1991) levando em consideração das características ecológicas da comunidade diatomológica constatou que 84% das espécies são marinhas, 11,3% são dulciaquícolas e 4,3% são verdadeiramente estuarinas, o que demonstra a enorme penetração das espécies marinhas ao longo do trecho estudado.

As desmidiáceas (clorofíceas dulciaquícolas) têm sido consideradas como as mais importantes dos ambientes limnicos da região amazônica (Forster 1969 e 1974).

A biomassa é o peso total de todos os indivíduos de uma população ou comunidade por unidade de área ou volume num dado tempo; pode ser expressa em termos de números de indivíduos, pigmentos, peso fresco, carbono orgânico, nitrogênio orgânico, energia (joule) e adenosina trifosfato (ATP). Tem-se adotado na limnologia e termo "standing crop" e "standing stock" como sinônimos de biomassa. No entanto, estas terminologias têm sido pouco utilizadas nos últimos anos (Winberg, 1971; Wetzel, 1975).

Produção primária corresponde ao aumento de biomassa em um dado intervalo de tempo, mais todas as perdas ocorridas neste período, ou seja é a quantidade de matéria orgânica acrescida pela fotossíntese e quimiossíntese em um dado intervalo de tempo (Margalef, 1983).

Para a estimativa da biomassa fitoplanctônica, inúmeros métodos foram desenvolvidos; no presente trabalho optou-se para a avaliação da biomassa a análise de pigmentos (clorofilas). Sendo a clorofila um dos principais responsáveis pela fotossíntese, o conhecimento de sua concentração pode dar indicações desta biomassa (Vollenweider, 1974).

Praticamente, toda a energia eletromagnética que flue através dos ecossistemas na forma de fótons, segundo comprimentos de onda definidos, que além de promover uma série de reações fotoquímicas e calor, são captados por moléculas de pigmentos de tipos diversos que formam parte dos cloroplastos encontrados na células vegetais. As clorofilas são derivadas da porfirina, de peso molecular ao redor de 900, contendo um átomo de magnésio e com dois máximos de absorção da "luz", a 430 nm e 663nm (APHA, AWWA, WPCF, 1975). O espectro de absorção eletrônica (visível) usado como parâmetro de comparação está representado na figura 20 e o espectro de absorção eletrônica (visível) das espécies de clorofila do lago Bolonha está representado na Figura 21.

A clorofila é comum a todos os grupos vegetais. Tais pigmentos absorvem as radiações luminosas e as convertem em energia química, mediante a redução de compostos de carbono (fotossíntese). Existem vários tipos de clorofilas, porém as mais co-

nhecidas são a a, b e c, sendo a mais comum a clorofila "a". Esta consiste aproximadamente 1 a 2% do peso seco do material orgânico em todas as algas planctônicas e é, por isso, um indicador preferido para estimar a biomassa algal; é importante também para demonstrar o grau de eutrofização dos lagos (APHA, AWWA, WPCF, 1975).

Na quantificação do teor de clorofila a (Tabela 7) revelou índices em torno de 5,00 ug/l no ponto BO-01 e 4,63 ug/l, no ponto AP-02, ambos são situados em locais aparentemente preservados. Tais valores são representativos de ecossistemas pouco produtivos quando comparados com diferentes ecossistemas aquáticos (Tabela 8).

Tabela 7 - Quantificação das clorofilas nos lagos Bolonha e Água Preta. Período chuvoso (junho/1991).

Pontos de coleta	Clorofilas (mg/l)		
	a	b	c
BO-01	5,00	2,89	14,88
AP-02	4,63	5,74	20,10

Tabela 8 - Valores de clorofila "a" em sistemas aquáticos de diferentes locais

	Clorofila (mg/l)
	a
1 -Lagos da Amazônia Central	
lagos de água branca ¹	1,3-92
lagos de água mista ¹	0,7-47
lagos de água preta ¹	0,5-27
2 -Reservatórios	
Paiva Castro (SP)	19,0
Barra Bonita (SP)	7,1

Fontes: 1 - Rail & Hill, 1984 citado por Esteves 1988; 2 - Ju-
reidini et al. 1983.

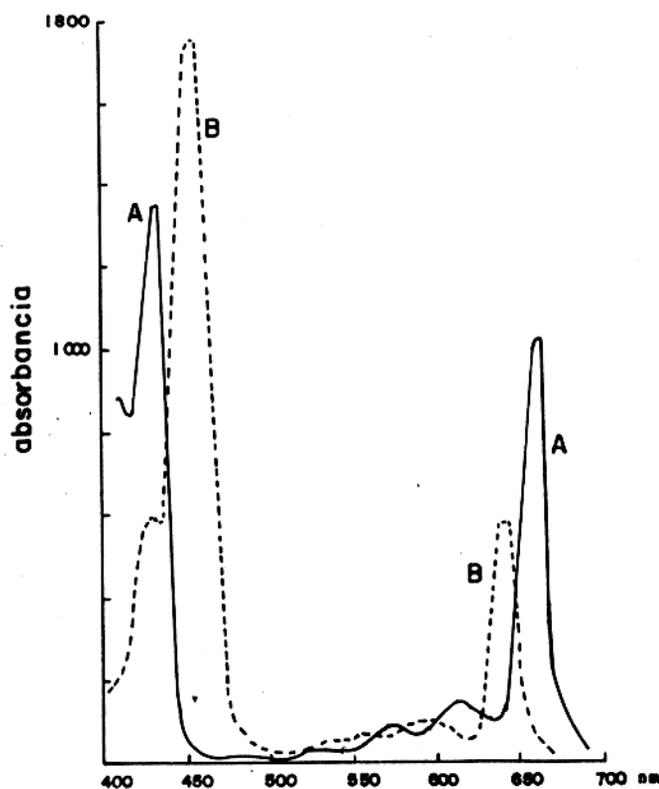


FIGURA-20 Espectro de absorção das clorofilas A e B. Curva A, clorofila A; curva B, clorofila B. (Fonte: Cetesb, N. T. L 5.306, 1978).

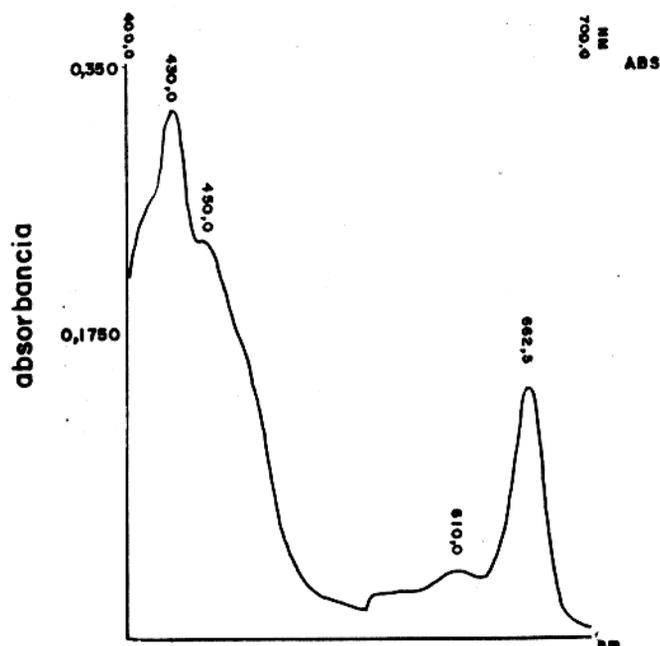


FIGURA-21 Espectro de absorção eletrônica (visível) das espécies de clorofila no lago Bolonha. Amostra coletada em 12/12/90.

4.15 - SEDIMENTOS DE FUNDO

4.15.1 - Avaliação do carbono orgânico e nitrogênio orgânico

O sedimento pode ser considerado como resultado da integração de todos os processos que ocorrem em um ecossistema aquático. Do ponto de vista de ciclagem de matéria e fluxo de energia, o sedimento é um dos compartimentos mais importantes dos ecossistemas aquáticos.

De grande importância para a reciclagem de nutrientes em ambientes aquáticos são as bolhas de gás liberadas do sedimento. Estas bolhas são formadas principalmente por gás carbônico, metano, gás sulfídrico e nitrogênio.

O produto mais importante formado durante a decomposição das substâncias orgânicas são os ácidos húmicos. Estes podem ser encontrados em sedimentos sólidos, límnicos e marinho e em soluções aquosas. De acordo com Reuter & Perdue (1977) cerca de 60% a 80% de carbono orgânico dissolvido e carbono orgânico particulado constituem de substâncias húmicas em águas doces.

As substâncias húmicas são polímeros extremamente heterogêneos, que são caracterizados pela sua grande variedade na massa molecular que vai de 700 a mais de 2.000.000. Com base na sua massa molecular, as substâncias húmicas podem ser subdivididas nas seguintes classes (Jonasson, 1979): huminas, que compreende o grupo de maior massa molecular, são altamente polimerizadas e largamente insolúveis em soluções aquosas, sendo solúveis somente sob certas condições; ácidos húmicos, solúveis somente sob certas condições, com tamanho molecular médio (massa molecular entre 12000 à 1550), são muito complexos; ácidos fúlvicos são

substâncias húmicas menos condensadas, tem importante papel na ligação de metais por causa de seu grande número de grupos funcionais, ocorrem no estado dissolvido; ácidos orgânicos amarelos, que os de mais baixa massa molecular, frequentemente encontrado em águas de pântanos, representam o último estágio de degradação da matéria orgânica.

As forças atrativas entre íons metálicos e material orgânico varia de fraca (onde deixam os íons facilmente trocáveis adsorção física) a forte (quelação de material pela matéria orgânica) Krauskopf, 1955 citado por Forstner & Wittmann, 1983.

Os ácidos fúlvicos tem um importante papel no transporte de metais pesados em água, devido a sua baixa massa molecular, maior número de grupos funcionais e maior solubilidade destes grupos na fração fúlvica do que na fração húmica Malcom, 1964 citado por Forstner & Wittmann, 1983. Por outro lado a fração húmica é mais importante no transporte de elementos-traço e retenção pelos sedimentos de corrente por causa da grande quantidade presente.

O carbono orgânico total é composto de carbono orgânico dissolvido e de carbono orgânico particulado, numa média de 10 para 1. O carbono orgânico é frequentemente calculado como a diferença entre carbono total e carbono inorgânico total. Isto leva a uma direta relação entre a demanda bioquímica de oxigênio e demanda química de oxigênio, e varia com a composição de matéria orgânica presente. A maior parte de carbono orgânico na água é composta de substâncias húmicas; de certo modo, são de plantas degradadas, de materiais proveniente de animais e são resistente

a degradação microbiológica. As atividades fotossintéticas e as lixiviações dos solos contribuem com o carbono orgânico dissolvido no sistema aquático (McNeely et al., 1979).

O ciclo do carbono orgânico na coluna d'água pode ser fortemente influenciado pela concentração de CaCO_3 . Isto se deve ao fato de que muitos compostos orgânicos são adsorvidos aos cristais de CaCO_3 e arrastados para o sedimento, onde são degradados por bactérias bentônicas ou podem contribuir para a formação do sedimento permanente do lago (Figura 12).

Em lagos tropicais a reciclagem da matéria orgânica processa-se de maneira muito mais rápida, não permitindo o seu acúmulo no sedimento por longos períodos. Esta alta decomposição decorre de altas temperaturas (geralmente maiores que 20°C). Outro fator importante para a rápida decomposição da matéria orgânica é a alta turbulência dos lagos tropicais, facilitada pelo fato de que a maioria destes lagos é pouco profunda. Assim, a maior parte da matéria orgânica é decomposta na coluna d'água, antes mesmo de alcançar o sedimento.

No presente trabalho, o teor de carbono orgânico apresenta valores que variam de 0,44% no ponto AP-01 (local sujeito à maior dinâmica das águas, área de mistura de águas) a 6,59%, no ponto AP-03 (local sujeito a impactos ambientais causados pela intensa contribuição de matéria orgânica oriunda da proliferação de plantas aquáticas e dos efluentes despejados pelos esgotos pluviais), no "período de estiagem", e de 0,60% no ponto AP-01 a 9,78%, no ponto AU-01 (localizado no rio Aurá) no "período chuvo-

so". Tais valores merecem atenção quando comparados com valores numéricos de carbono orgânico de sedimentos originários de regiões brasileiras sujeitas à intensa degradação ambiental, os valores máximos já se mostram superiores a 8,5% (na baía de Guanabará) e próximos a 10,0% (na lagoa de Guarapina), segundo dados apresentados por Japenga et al. (1987).

Nos ecossistemas aquáticos o nitrogênio orgânico dissolvido encontra-se sob a forma de (peptídeos, purinas, amins, aminoácidos, entre outros) e o nitrogênio orgânico particulado sob a forma de bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos Esteves 1988.

Segundo Kusnetzow (1959) citado por Esteves (1988) o número de bactérias fixadoras de nitrogênio no sedimento aumenta significativamente com o estado trófico do lago, sendo *Clostridium pasterianum* a mais abundante, especialmente nos lagos eutróficos.

Os processos básicos do ciclo biogeoquímico do nitrogênio são: amonificação, nitrificação, desnitrificação e nitrato-amonificação (Figura 16), as bactérias heterotróficas fixadoras de nitrogênio mais comum em ambientes límnicos são *Clostridium pasteurianum* e algumas espécies do gênero *Azobacter*. A amonificação tem como o sedimento o principal sítio de realização deste processo, onde a amônia é formada resultante da decomposição tanto aeróbica como anaeróbica da parte nitrogenada da matéria orgânica por organismos heterotróficos, outro processo de ciclagem do nitrogênio no sedimento é o da desnitrificação que ocorre principalmente em condições anaérobias, principalmente nos sedimentos.

Os valores obtidos aqui para o nitrogênio orgânico total nos sedimentos, variou de 0,09% (no ponto AU-01) a 0,75% no ponto AP-03, no "período de estiagem", e de 0,64% no ponto AP-01 e AU-01 no "período chuvoso". No "período de estiagem", o carbono orgânico apresentou os maiores coeficientes de correlação para os metais Hg (0,68), Zn (0,84) e Pb (0,87), no "período chuvoso" as maiores correlações foram para o Cr (0,88), Zn (0,87), Pb (0,91), Hg (0,94). O aumento dos coeficientes de correlações no "período chuvoso" são indicativos de poluição pelos metais pesados por rejeitos industriais e dos depósitos de lixo que se encontram situados as proximidades dos lagos.

4.15.2 - Fósforo total

O fósforo está presente no ecossistema aquático em diferentes formas; as quais possuem um intercâmbio entre si, inclusive as formas incorporadas em organismos. A porção denominada de ortofosfato que é determinada diretamente pelo método do azul de molibdênio constituiu-se em fosfato particulado, fosfato orgânico dissolvido, fosfato total dissolvido, e fosfato total (Peters, 1977 citado por Schafer, 1985).

Os trabalhos clássicos de Ohle (1937) e Einsele (1936, 1938), citados por Schafer (1985), mostraram a dependência de processos de fixação do fósforo no sedimento, da presença de oxigênio, de ferro e de enxofre, principalmente. Além do ferro, o alumínio e o cálcio podem participar na eliminação natural de fosfato, como por exemplo, a adsorção de fosfato a partículas de hidróxido de ferro, em precipitação (Schafer, 1985).

Trabalhos recentes ampliaram a interpretação clássica da precipitação e fixação do fósforo em lagos. Segundo esses estudos, a forma direta de fosfato de ferro, alumínio ou cálcio ocorre, mas apenas em presença de elevadas concentrações de fósforo que raras vezes são encontradas no pelagial de lagos não poluídos. O processo essencial na precipitação de fósforo constituiu-se na formação de hidrofosfato de ferro (III), incluindo uma adsorção química de fosfato (Morgan & Stumm, 1965 citado por Schafer, 1985). Ainda segundo os mesmos autores, a liberação de fósforo dos sedimentos é considerada como consequência de condições anaeróbicas no hipolímion e no sedimento, através da redução de Fe (III) e Mn (IV).

Trabalhos recentes mostram, também, que em sedimentos aeróbicos podem ocorrer em pequena escala processos de liberação de fósforo. O mecanismo de liberação realiza-se pela transformação do fósforo da fase sólida, no sedimento, para uma fase líquida na água de interface entre sedimento e corpo de água (Steinberg & Melzer, 1982 citados por Schafer, 1985).

A autólise de bactérias, que incorporam fósforo aos seus tecidos, alimentando-se diretamente do material particulado ou atuando sobre os sedimentos de fundo, e o intemperismo de rochas terrestre seguido de transporte fluvial colocam o ortofosfato dissolvido no meio ambiente (Silveira & Patchineelam, 1991).

Vários processos geoquímicos estão envolvidos na regulação de disponibilidade de fósforo no ciclo de nutrientes. Um desses importantes processos no ambiente aquático é a incorporação de fósforo na fase sedimentar, ou por mecanismos de sorção ou

pela formação de minerais de fosfato inorgânico insolúvel (Strom & Biggs, 1982, citado por Silveira & Patchineelam, 1991).

No presente trabalho o fósforo total (expresso em ug/g de P_2O_5) variaram de 10,92 no ponto GU-01 a 31,34 no ponto AP-03, no "período de estiagem", e de 14,45 no ponto AP-02 a 63,83 no ponto BU-02 no "período chuvoso". Resultados obtidos nos pontos AP-03 e AP-02 revelam influências locais decorrentes da vegetação aquática submersa e também pela influência dos esgotos domésticos sempre muito ricos em fósforo (Hynes, 1970).

4.15.3 - Composição mineralógica do sedimento de fundo

A região amazônica é rica em depósitos de argila de várzea. O deslocamento contínuo de materiais sedimentares, transportados pelos grandes rios (Amazonas, Tocantins, Tapajós, Xingu, entre muitos outros), forma depósitos regulares ao longo das margens de rios, "furos", "igarapés" (Lima et al., 1983).

Os minerais argilosos são os componentes característicos das argilas e estas por sua vez são rochas nas quais os minerais argilosos ocorrem só ou estão misturados em várias proporções com outros minerais, os minerais não argilosos, tais como quartzo, feldspatos, mica, calcita, hematita, entre outros (Gomes, 1988).

As argilas de depósitos lacustres podem corresponder à deposição de sedimentos em lagos de água doce, lagos que podem considerar-se como locais de passagem alimentares por cursos de água, com renovação constante de água. A deposição neste caso é essencialmente detrítica e as argilas das capas de alteração e

dos solos que revestem as rochas da bacia de alimentação, delas pouco diferindo no aspecto cristalográfico (Gomes, 1988).

Os argilominerais possuem granulometria inferior a 2.0 micra, sendo que a maioria apresenta uma estrutura composta de camadas paralelas contendo Si, Al, O e OH, combinadas algumas vezes, com Mg e Fe e outros elementos (Thorez, 1976).

Os argilominerais, assim como as micas quando depositadas a partir de suspensões (amostra orientada), dispõem-se em planos paralelos a (001), reforçando as reflexões basais (na difração de raios-x), facilitando a identificação dos mesmos (Thorez, 1976).

Alguns grupos de argilominerais, como a esmectita, exibem propriedades expansivas, quando entram em contato com a água ou outros líquidos polares como o etilenoglicol. Tais líquidos invadem os espaços interlamelares, acarretando uma expansão na estrutura do mineral (Brown, 1972).

Uma outra característica dos grupos de argilominerais é o fato de serem hidratados, apresentando OH ou mesmo H₂O na estrutura. Com um aquecimento adequado poder-se-á eliminar a água provocando assim modificações estruturais possíveis de detecção no difratômetro de raio-x. A esmectita quando aquecida a 550°C, perde H₂O (Thorez, 1976).

A formação dos argilo-minerais envolve, notadamente (a) alterações hidrotérmicas, (b) intemperismo, (c) diagênese de argilominerais. A ação de soluções de temperatura superior à ambiente, gases quentes, especialmente de vapor superaquecido, leva à alteração de rochas (como por exemplo pegmatitos, gnaisses,

granitos) e conseqüente formação de argilominerais. Na decomposição por intemperismo (ação de água de chuva, de águas em movimento, de gás carbônico), e que ocorra em temperaturas próximas à ambiente, os silicatos ferromagnesianos se decompõem em primeiro lugar, seguindo-se os feldspatos e depois as micas; se a movimentação da água é restrita, os silicatos ferromagnesianos dão origem à montmorillonita ou argilominerais de camadas mistas Millot, 1964 citado por Lima et al., 1983; se a drenagem é fácil, a tendência dos minerais ferromagnesianos é para formar os hidróxidos de alumínio e ferro, enquanto os feldspatos podem dar origem à haloisita (ou mistura de caolinita e haloisita) e o hidróxido de alumínio Millot 1964 citado por Lima 1983. A diagênese se caracteriza por alterações geoquímicas onde o tempo é diminuído consideravelmente pela ação da pressão e da temperatura Keller, 1962 citado por Lima et al., 1983.

A difração de raios-x é a técnica que por si só fornece informações mais amplas, precisas e detalhadas quanto à qualificação, caracterização e quantificação dos minerais presentes numa argila. Além disso, é uma técnica de análise não destrutiva, rápida e muito versátil. A difração de raios-x tem apenas o obstáculo de não se poder aplicar a minerais não cristalinos ou com cristalinidade incipiente. Porém, nas argilas, o número destes minerais é muito pouco significativo (Gomes, 1988).

Na área de estudo em questão os difratogramas de raios-x para as oito amostras coletadas apresentaram semelhanças entre si, revelando a mesma natureza mineralógica (Figura 22). Assim para estes sedimentos de fundo nos pontos em estudo, predomina a

caulinita e a illita com a esmectita em baixos teores, além de traços de quartzo.

Nas lâminas secas a temperatura ambiente (normais) todas as amostras observadas se apresentaram com linhas mais intensas a $7,0 \text{ \AA}$, $3,6 \text{ \AA}$. As reflexões basais às proximidades de $7,0 \text{ \AA}$, $3,6 \text{ \AA}$ e $2,3 \text{ \AA}$ permitiram a identificação da caulinita nas lâminas, para a esmectita as reflexões basais observadas foram as proximidades de $15,3 \text{ \AA}$ e $5,0 \text{ \AA}$, para a illita a linha característica nas amostras apresentou-se em torno de 10 \AA ; $5,0 \text{ \AA}$ e $3,3 \text{ \AA}$ (Figura 22).

As amostras foram submetidas a tratamento com glicerol e aquecimento a $550 \text{ }^\circ\text{C}$. Os agregados orientados submetidos ao glicerol (figura 16) evidenciam deslocamento do pico da esmectita, de $15,3 \text{ \AA}$ para $17,0 \text{ \AA}$, tal fato se encontra em conformidade com as propriedades expansivas da esmectita (Brown, 1972; Thorez, 1976). Sob aquecimento a $550 \text{ }^\circ\text{C}$ os agregados orientados revelam a destruição do reticulado cristalino da caulinita, intensificando o pico da illita e deslocamento do pico da esmectita a 10 \AA (de $15,3$ para 10 \AA , que se adiciona ao pico da illita) conforme Brown, 1972; Thorez, 1976 (Figura 22).

Uma descrição macroscópica do sedimento de fundo de um modo geral revelou a predominância de material argiloso, plástico, com coloração que variou de bege a cinza-clara nos pontos BO-01, BO-03, AP-02, AP-03, AU-01, GU-01; e nos pontos BO-02 e AP-01 predominou material arenoso, pulverulento, bastante exaurido com coloração cinza-escura e bege acinzentada, respectivamente (Figura 23).

Tabela 09 - Valores de carbono orgânico e nitrogênio orgânico total em sedimentos de fundo de diferentes lugares e nos lagos Bolonha e Água Preta e nos rios Aurá e Guaná

	C orgânico (%)	N orgânico
1 - Represa Estreito	5,66-6,66	0,27-0,39
Represa Barra Bonita	1,55-2,13	0,28-0,30
Represa Capivara	6,05-6,44	0,31-1,55
2 - Baía de Guanabará	8,5	
Baía de Guarapina	10,0	
3 - Presente trabalho		
PERÍODO DE ESTIAGEM		
rio Aurá	1,13	0,09
rio Guaná	0,59	0,12
lago Bolonha	2,44-5,17	0,16-0,51
lago Água Preta	0,44-6,59	0,38-0,75
PERÍODO CHUVOSO		
rio Aurá	9,78	2,95
rio Guaná	4,16	1,94
lago Bolonha	4,52-6,21	2,17-2,29
lago Água Preta	0,60-3,67	0,64-2,03

Fontes: 1- Esteves & Camargo, 1981 citado por Esteves 1988; 2- Japenga et al. (1987);
3- Presente trabalho.

TABELA 10 - Análise Química nos Sedimentos de Fundo dos Lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Aurá e Guamã.

PONTOS DE COLETA	DATAS DE COLETA	FÓSFORO TOTAL (ppm) P ₂ O ₅	C orgânico (%)	N orgânico total (%)	Hg (ug/g)
BO-01	05/12/90	24,44	3,85	0,51	0,13
BO-02	05/12/90	30,40	2,44	0,16	0,10
BO-03	12/12/90	22,44	5,17	0,45	0,22
AU-01	07/12/90	13,73	1,13	0,09	0,08
GU-01	07/12/90	10,92	0,59	0,12	0,07
AP-01	14/12/90	11,11	0,44	0,14	0,07
AP-02	14/12/90	18,49	3,03	0,38	0,09
AP-03	19/12/90	31,34	6,59	0,75	0,25

Período de Estiagem

BO-01	11/06/91	24,65	4,52	2,29	0,12
BO-02	11/06/91	63,83	6,21	2,17	0,13
AU-01	15/06/91	22,66	9,78	2,95	0,25
GU-01	15/06/91	22,56	4,16	1,94	0,25
AP-01	14/06/91	34,75	0,60	0,64	0,07
AP-02	14/06/91	14,45	3,67	2,03	0,09

Período Chuvoso

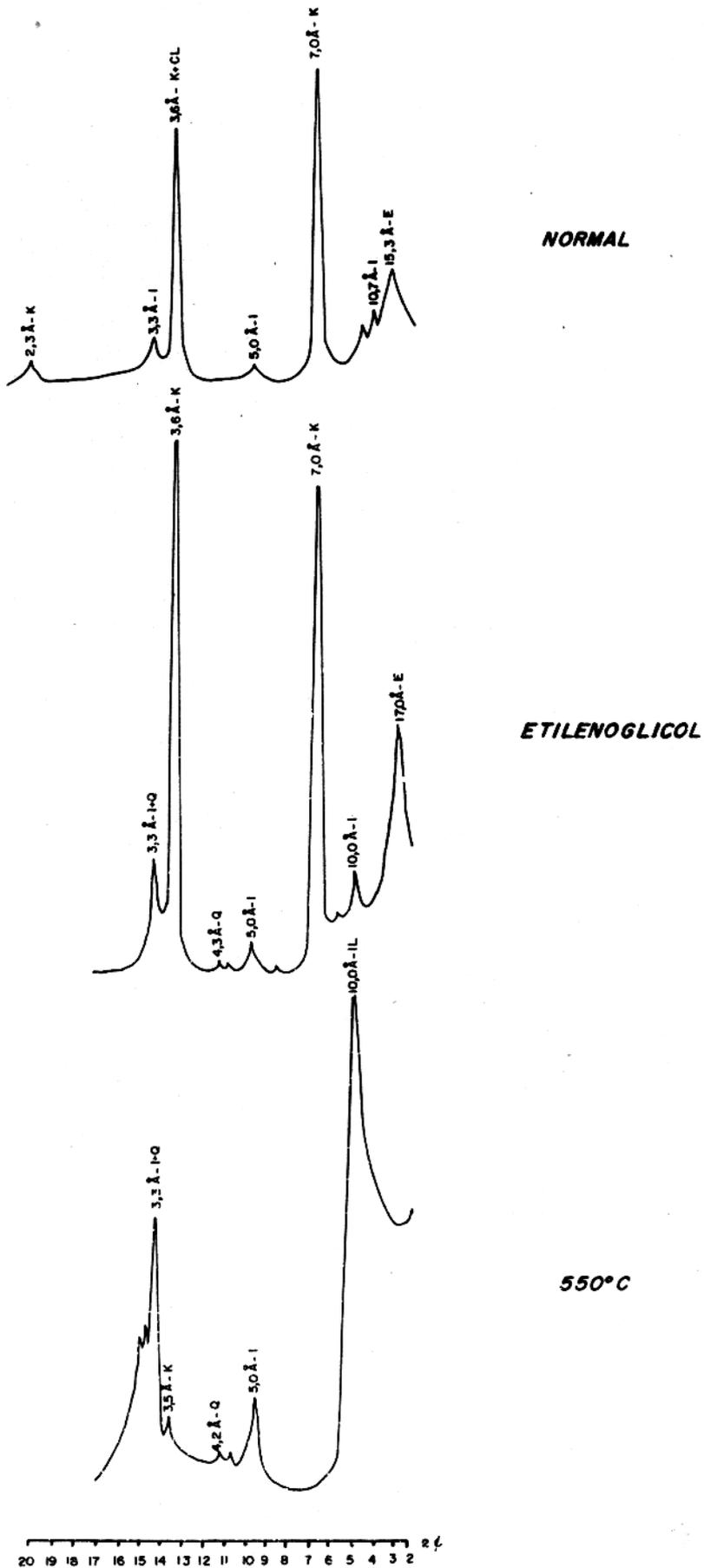


FIGURA-22 Difratoograma para a identificação dos principais argilominerais nos sedimentos do fundo dos lagos Bolonha e Água Preta e nos rios Auré e Guamá.

Figura 23 - Descrição Macroscópica dos Sedimentos de Fundo dos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Aurá e Guamã.

PONTOS DE COLETAS	DESCRIÇÃO MACROSCÓPICA
BO-01	material predominantemente argiloso, de coloração cinza clara a ligeiramente bege, plástico, facilmente agregável, leve
BO-02	material muito pouco consolidado, bastante lixiviado (exaurido), predominantemente rico em matéria orgânica (restos de gravetos e folhas, decompostos) pouquíssima ou nenhuma argila, contendo areia muito fina; de coloração cinza-escuro; constituído em sua maior parte em grãos de quartzo e de material avermelhado não identificado; predominância dos grãos maiores serem angulosos e os menores serem arredondados, semi-esféricos
BO-03	material silítico-argiloso, semelhante ao BO-01 porém mais rico em matéria orgânica, mais lixiviado, de coloração cinza mais escura, com alguns grãos muito finos de quartzo, presença de minerais micáceos
AU-01	material argiloso a argilo-siltoso, plástico, de coloração bege-acinzentada; observa-se algumas palhetas de mica, finos grãos de quartzo, pouca presença de fragmentos de folhas
GU-01	material argiloso, quartzo micáceo e outros; facilmente fragmentável, bastante lixiviado, pulverulento, de coloração bege-clara
AP-01	material arenoso, de granulacão fina à média, de coloração bege-acinzentada, pulverulento, composto por finos grãos de quartzo, mica, bastante matéria orgânica (restos de fragmentos residuais de vegetais); bastante lixiviado (exaurido)
AP-02	material argiloso a argilo-siltoso, coloração bege-acinzentada (não foi possível observar fragmentos e restos de matéria orgânica de origem vegetal)
AP-03	material argiloso, de coloração cinza-clara, com bastante fragmentos de matéria orgânica de origem vegetal

4.15.4 - Metais-traço (considerações preliminares)

A importância dos sedimentos na avaliação da qualidade de sistemas aquáticos é bem ilustrada através dos exemplos com meios ambientes lacustres. A razão para isto está associada ao fato de que os lagos naturais de água doce tem sido o centro de importante desenvolvimento cultural desde as mais remotas épocas da civilização. Como consequência do aumento populacional e da concentração industrial o perigo da poluição tem se tornado mais intenso em áreas que dependem de lagos naturais ou artificiais como fonte de água potável (Forstner & Wittmann, 1983).

A análise do sedimento de fundo, especialmente no caso de metais, é de particular interesse, tanto no que diz respeito à identificação, levantamento e controle de fontes e distribuição de poluentes, quanto na avaliação do impacto ambiental de sedimentos poluídos Forstner, 1984 citado por Azevedo et al., 1988.

A maior parte dos metais pesados no sistema aquático é rapidamente adsorvida por material particulado; no entanto, os metais pesados imobilizados no fundo do sedimento não necessariamente permanecem nessa condição, porém podem ser liberados como resultados de transformações químicas no meio aquático (Forstner & Wittmann, 1983).

Cinco fontes de diferentes origem de poluição ambiental por metais pesados podem ser originados de (1) intemperismo geológico; (2) processamento industrial de minérios e metais; (3) o uso de metais e de componentes metálicos; (4) lixiviação de metais do lixo e do depósitos de resíduos sólidos; (5) excre-

mento de animais e de seres humanos que contém metais pesados (Forstner & Wittmann, 1983).

Hellmann, 1970 citado por Forstner & Wittmann 1983, afirma que os metais traços em depósitos sedimentares recentes podem, geralmente, ser divididos em duas categorias: litogênica e antropogênica. Como exemplo do primeiro grupo tem-se o zircônio, rubídio e estrôncio que são derivados de materiais rochosos por processos de intemperismo. O segundo grupo é representado pelo cromo, cobalto, níquel, cobre, zinco, cádmio, mercúrio e chumbo, onde o enriquecimento deste é devido principalmente como resultados de atividades humanas.

Num estudo básico sobre a definição e o significado do "background" de pesquisas hidrológicas referem-se à "higiene ambiental", não é meramente uma questão de medidas do valor do "background" mas também de determinação de fatores fundamentais, mais gerais, como, por exemplo, parâmetros, tais como a quantidade de efluentes, estação, temperatura, comparação com outras águas e intemperismo causado por variações sazonais antes destes dados poderem ser usados como efeitos ótimos numa discussão ambiental Hellmann, 1972 citado por Forstner & Wittmann, 1983.

Apesar de suas origens distintas, os tipos de ligação de metais têm características em comum. Gibbs (1977) observou em substâncias particuladas no rio Amazonas e Yukon e sugeriu quatro grupos de associações de metais pesados em substâncias sólidas aquáticas: (1) ligação adsortiva; (2) co-precipitação por hidróxidos de ferro e o óxido de manganês; (3) complexação por moléculas orgânicas; (4) incorporação em minerais cristalinos.

A afinidade seletiva dos argilominerais por certos metais pesados é um efeito que ainda não tem sido totalmente esclarecida. Fatores tais como valência de íons, hidratação, eletronegatividade e potencial de ionização podem ser considerados. Mitchell, 1964 citado por Forstner & Wittmann, 1983, estabeleceu uma seqüência para a afinidade dos metais pesados voltado para os argilominerais:



Soong 1974 citado por Forstner & Wittmann 1983, considera para tais efeitos a explicação de que o chumbo tem uma afinidade especial para entrar na estrutura dos argilominerais por causa do seu raio iônico (K^+ raio iônico = 1,33; Pb raio iônico = 1,20) que é muito similar com a do potássio (principal metal incorporado dentro dos argilominerais). O chumbo é também capaz de substituir o potássio na esmectita, Marshall 1949 citado por Forstner & Wittmann 1983. Ainda segundo o mesmo autor o diferente comportamento de adsorção para o cobre e o zinco podem ser atribuídos ao efeito de polarização.

A afinidade de metais pesados por substâncias orgânicas e por seu produto de decomposição é de grande importância para o comportamento de substâncias traços em sedimentos aquáticos (Forstner & Wittmann, 1983). Segundo Singer 1977 citado por Forstner & Wittmann 1983, substâncias orgânicas dissolvidas são capazes de complexar metais e aumentar a solubilidade do metal; alterar a distribuição entre as formas reduzidas e oxidadas dos metais; diminuir a toxidez do metal e alterar a disponibilidade para a biota aquática; influenciar a extensão com a qual os metais são adsorvidos por matéria em suspensão.

Alguns metais (Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, U e V) podem apresentar uma associação positiva com o carbono orgânico em sedimentos, enquanto que outros elementos não exibem nenhuma associação significativa ou podem até estar negativamente correlacionado com o carbono orgânico em sedimento. De acordo com este esquema a associação positiva ocorre quando íons metálicos interagem em solução com matéria orgânica dissolvida, que estão por sua vez concentrados por adsorção em partículas tais com argilo-minerais (Forstner & Wittmann, 1983).

A remobilização de metais pesados tanto de matéria em suspensão como em sedimentos é potencialmente perigosa, tanto para o sistema aquático, como para o sistema de distribuição de água potável (Forstner & Wittmann, 1983). Ainda segundo os mesmos autores, a remobilização é causada principalmente por quatro tipos de transformações químicas na água: elevação da concentração de sal, mudanças nas condições redox, uma queda nos níveis de pH, um aumento no uso de agentes complexantes tanto naturais como sintéticos. Outros processos também devem ser levados em consideração, tais como as transformações bioquímicas, por meio dos quais os metais pesados ou são transferidos dos sedimentos para os organismos dos animais e plantas, possivelmente enriquecendo a cadeia alimentar pelo despejo direto ou produtos de decomposição na água.

Há também várias possibilidades de solubilização por substâncias orgânicas: (1) os íons metálicos podem ser solubilizados por redução para os estados mais solúveis (menor estado de oxidação). A redução do ferro e manganês por ácidos tânico e

manganês e vanádio por fósseis (turfa, lignita) e ácidos húmicos (Andreyov & Chumachenko, 1964; Szalay & Szilagyi, 1967 citados por Forstner & Wittmann, 1983) exemplificam este processo; (2) os íons metálicos podem formar um complexo quimicamente solúvel ou uma suspensão coloidal com os ácidos orgânicos. Os ácidos húmicos têm poder de decompor rapidamente sulfetos (calcopirita, galena ou pirita) e silicatos (argilas, micas) e também óxidos metálicos como pirolusita ou goetita.

Os três principais processos que levam a mobilização de metais através das atividades dos microorganismos são a : (1) alteração da matéria orgânica em compostos de peso molecular menor, capazes de complexar íons metálicos; (2) variações nas propriedades físicas no meio provocados por atividades metabólicas, como por exemplo potencial de oxi-redução e condições de pH; (3) conversão de compostos inorgânicos em metais complexos por substâncias orgânicas, através de processos oxidativos e redutivos, catalizados por reações enzimáticas (Forstner & Wittmann, 1983).

Nota-se, porém, que os metais pesados não são distribuídos de forma homogênea nas frações de diferentes tamanhos, e uma grande diferença na concentração total do metal são observadas nos sedimentos de uma mesma localidade. Altos teores de metais pesados são observados em argilominerais. Na fração silte e areia fina a concentração do metal geralmente diminui. A fração recomendada para análises de metais pesados é < 63 μm , e esta fração é vista como uma tendência bem aceita nos trabalhos com sedimento, uma vez que se observa um incremento sensível na concentração de metais pesados à medida que o tamanho da partícula diminui (Salomons & Forstner, 1984).

Devido a tais fatores relacionados acima diversas metodologias têm sido desenvolvida ao longo dos últimos anos, na tentativa de se obter informações cada vez mais precisas a partir dos dados gerados pela análise do sedimento de fundo. Por exemplo, a análise do sedimento total, pode levar a conclusões que se desviam da verdadeira tendência da poluição de um dado sistema.

Segundo Forstner & Wittmann, 1983, a lixiviação dos sedimentos com reagentes que não ataquem significativamente a matriz silicática tem sido empregada na identificação de fontes de poluição e também na estimativa das concentrações de metal na fração móvel potencialmente disponível para o ciclo biogeoquímico. Ainda segundo o mesmo autor, a fração móvel dos elementos correspondem ao material particulado na forma adsorvida, precipitada ou co-precipitada e orgânicamente complexada. Metais de origem antropogênica são fixadas no sedimento por componentes responsáveis por estas ligações, tais como argilas, oxi-hidróxi de Fe, Mn e Al, carbonatos e matérias orgânicas.

No trabalho aqui realizado optou-se pelo particionamento em duas frações, a móvel e a residual, visto ser esta tendência geral nos trabalhos atuais com metais no país, o que permite uma comparação entre as diferentes regiões e assim uma maior precisão na avaliação dos resultados obtidos. Apenas para o mercúrio não foi feito o particionamento das frações no sedimento, optou-se pela análise do mercúrio total.

Processos químicos e físico-químicos como adsorção, troca iônica, precipitação, co-precipitação, complexação/flocu-

lação retêm no sedimento (Forstner & Patchineelam, 1980 citado por Pestana & Lacerda, 1989) os metais trocáveis e os associados a diversos substratos (óxidos/hidróxidos de Fe/Mn, carbonatos, sulfetos e matéria orgânica). Modificações nas condições físico-químicas preexistentes do meio (pH, Eh, teor orgânico, salinidade) tenderiam a liberar total ou parcialmente as frações metálicas potencialmente "móveis" associadas a esses substratos ou ocasionariam a sua dessorção das partículas sólidas Tessier et al. 1979, citado por Pestana & Lacerda, 1989.

Contrariamente a fração metálica fortemente presa no retículo cristalino de minerais pode ser considerada quimicamente inerte (Calmano & Forstner, 1983), não sendo solubilizável em escala de tempo não geológico, por processos físico-químicos comuns. Pode-se então dizer que a concentração residual de cada metal é conservativa, pois a sua quantidade por unidade de peso de sedimento em uma fonte específica não está sujeita a variações químicas no tempo durante o transporte ou a deposição, satisfazendo assim os requisitos indicados por Salomons & Forstner (1984) para a escolha de um traçador. Variações na concentração residual, seriam assim, expressão de variações hidrodinâmicas e/ou na composição mineralógica.

A disponibilidade de metais-traço para os processos metabólicos (e, portanto, a sua toxidez) está intimamente relacionada às suas espécies químicas, tanto em solução como material particulado (Forstner, 1987).

4.15.4.1 - Mercúrio

O mercúrio é comumente encontrado na natureza como sulfeto vermelho (cinábrio) e em menor quantidade como sulfeto preto (metacinábrio). É frequentemente combinado com a pirita, quartzo, calcita, dolomita e outros. Os maiores depósitos de cinábrio estão na Espanha, Itália, Iugoslávia, USSR, China, México. Cerca de 80% do suprimento de mercúrio no mundo nos últimos anos vem destes países (Hutzinger et al., 1980).

Os maiores consumidores de mercúrio são as indústrias de compostos alcalis e cloro-soda cáustica; os equipamentos elétricos; catálise para produção de PVC e PVA; tintas; agricultura; amalgamação; produtos farmacêuticos como por exemplo, sabão, cosméticos, antisépticos entre outros (Hutzinger et al., 1980).

O mercúrio é um metal de cor branca prateada, líquido à temperatura ambiente e muito volátil. Pode existir em três estados de oxidação na natureza (figura 24); o mercúrio elementar (Hg^0), o íon mercurioso (Hg_2^{2+}) e o íon mercúrio (Hg^{2+}). O mercúrio elementar é oxidado a mercúrio (II) sob condições naturais e metilado por bactérias aeróbicas e anaeróbicas e também no fígado e intestino do peixe (Hutzinger et al., 1980).

O mercúrio é liberado no ambiente principalmente como matéria particulada, vapor elementar, HgCl_2 (vapor), compostos inorgânicos mercuriosos e mercúricos, metilmercúrio (II), dimetilmercúrio (II), e compostos de fenilmercúrio (Hutzinger, 1980). Descargas naturais ocorrem quase sempre em concentração relativamente baixas e é largamente distribuída. Em contraste o mercúrio antropogênico entra no ambiente em poucos lugares mas com quantidades relativamente altas (Figura 24).

No transporte do mercúrio os seguintes fatores são importantes: (1) dissolução das espécies iônicas e compostos inorgânicos, (2) adsorção no solo e co-precipitação com o solo por exemplo Fe_2O_3 , limonita ou argila, (3) incorporação na estrutura cristalina, troca de cátions, (4) formação de compostos com moléculas orgânicas como por exemplo o enxofre que contém proteínas e material húmico, (5) ingestão e sorção pela biota (Hutzinger, 1980).

O mercúrio que chega ao meio ambiente aquático, na maioria das vezes na forma de mercúrio inorgânico ou fenilmercúrio, é rapidamente adsorvido por particulados orgânicos ou inorgânicos. Esta matéria particulada é depositada em sedimentos, onde, por sua vez, o mercúrio inorgânico pode ser transformado em metilmercúrio, onde são concentrados pelo fito e zooplâncton (Hutzinger, 1980).

Sedimentos de rios, lagos e oceanos são um sério perigo, porque o mercúrio sendo confinado pode continuar ativo por processo de metilação por 100 anos; tal persistência é alta devido ao seu metabolismo ser muito lento (Hutzinger, 1980).

O conhecimento dos compostos de mercúrio permite análise do estado de toxidez no sedimento. O teor de mercúrio total não é suficiente, pelo fato de que as diferentes espécies de mercúrio tem diferentes graus de toxidez. Em geral, as espécies de mercúrio podem ser divididas dentro de três grupos, com o aumento da toxidez: sais de mercúrio inorgânico; vapor de mercúrio, compostos de aril ou metóximercúrico e compostos de alquil mercúrio (Wilken & Hintelmann, 1990).

Ainda segundo (Wilken & Hintelmann, 1990) para investigações de metabolismo, transporte e toxidez de poluentes em ecossistemas é importante para determinação de sua forma físico-química. Do ponto de vista analítico os compostos de mercúrio que devem ser examinados são: Hg^0 ; Hg_2^{2+} , Hg^{2+} ; CH_3-Hg-X ; $CH_3-Hg-CH_3$. Do ponto de vista químico, essas espécies são importantes para a caracterização do sedimento. Um conhecimento do teor dessas espécies no sedimento podem mostrar a exposição preliminar sobre a ameaça afirmada por um sedimento para a cadeia alimentar. Contudo muitos parâmetros são requeridos para definir sua cota. Tais parâmetros mostram por exemplo algumas informações sobre a biodisponibilidade dos compostos de mercúrio.

A formação do metilmercúrio por microorganismos provavelmente é o mais importante processo biológico. A metilação do mercúrio não é restrita ao número limitado de bactéria, porém tem alguma evidência que bactérias responsáveis pela redução de sulfato tem papel importante na metilação de mercúrio Compeau & Bartha 1987, citado por Wilken & Hintelmann, 1990. Esses microorganismos podem produzir grande quantidade de metilmercúrio com aumento da salinidade. A metilação pode ser considerada como mecanismo de detoxificação (Wood, 1974 citado por Wilken & Hintelmann, 1990) por bactéria. Por outro lado, pode ser observado que os microorganismos começam a cadeia alimentar aquática até alcançar o homem.

O grande potencial para a metilação de mercúrio ocorre onde a atividade microbiológica é alta (Wilken & Hintelmann, 1990). Segundo Xun et al., 1987 citado por Wilken & Hintelmann,

1990 a produção de metilmercúrio na coluna d'água e na interface sedimento água pode aumentar a acidificação de lagos.

A principal contaminação do mercúrio ocorreu em Minamata (Japão) em 1953. As águas da baía de Minamata foram poluídas por efluentes de várias fábricas da indústria química Chisso Co.; por vários anos, antes dessa tragédia, essas fábricas despejaram metilmercúrio formado do acetaldeído e mercúrio inorgânico (usado como catalizador). O incidente da baía de Minamata foi o primeiro caso moderno conhecido de poluição por mercúrio no ambiente aquático (Forstner & Wittmann, 1983).

O segundo caso da "doença de Minamata" (como ficou conhecida após o incidente em Minamata) ocorreu no Japão de 1964 a 1965 entre os habitantes, novamente, pescadores e suas famílias, que moravam às proximidades de Niigata, e que regularmente se alimentavam de peixes e mariscos proveniente dessa área e dos afluentes do rio Agano, que recebia efluentes da indústria elétrica Showa (Forstner & Wittmann, 1983).

Vários outros acidentes alarmantes de envenenamento por mercúrio foram registrados em outros continentes, depois que se descobriu os danos que o mercúrio pode produzir em sistemas aquáticos, como por exemplo no Iraque (sementes de trigo tratadas com fungicida contendo mercúrio) e na Suécia (descargas de mercúrio de uma fábrica de papel) Forstner & Wittmann, 1983.

Na região amazônica a grande preocupação quanto à contaminação provocada pelo mercúrio é devida ao garimpo de ouro aluvionar, em decorrência da grande quantidade de mercúrio metálico empregado na extração do ouro, resultando na liberação to-

tal de mercúrio para o ambiente na ordem de 105 toneladas até 1985 (Lacerda et al., 1987). Concentrações naturais são, de aproximadamente, de 100 ppb (Lacerda et al., 1987).

Levantamentos de campo realizados por Cordeiro & Lamb (1990, no prelo), no estuário guajarinó (Belém-PA), apontam como possíveis agentes causadores de contaminação por mercúrio as indústrias locais de processamento de pescado. Tais indústrias utilizam mercúrio na forma de dicloreto para análise da concentração do dióxido de enxofre contido nos camarões pescados, uma vez que os mesmos são conservados em alto mar com metabissulfito de sódio. Tais autoras também levantam uma segunda possibilidade de haver contribuição originada das tintas dos cascos das embarcações, as quais possuem compostos de mercúrio como ingredientes aditivos, que atuam como fungicida, bactericida e anti-incrustante.

No presente trabalho os valores de mercúrio (expressos em ug/g) variaram de 0,07 ppm nos pontos GU-01 (localizado no rio Guamá) e AP-01 no "período de estiagem" a 0,25 no ponto AP-03 (local sujeito a todo tipo de degradação), e de 0,07 no AP-01 a 0,25 nos pontos AU-01 (no rio Aurá) e GU-01 (no rio Guamá), no "período chuvoso". Tais concentrações revelam a influência de contaminação antropogênica e quando comparados com níveis de "background" das regiões poluídas como no estuário Subarê (BA) mostrado na (tabela 11) já se mostram-se preocupantes.

As pesquisas realizadas até o presente momento revelaram que o metal sob forma de vapor é nocivo para a saúde do homem e dos animais. Também são nocivos os seus sais solúveis na

mem e dos animais. Também são nocivos os seus sais solúveis na forma inorgânica e orgânica. Entre os compostos orgânicos de mercúrio os mais tóxicos são os alquilmercúricos Cabassi & Soana, 1989 citado por Hutzinger, 1980. Os compostos de mercúrio orgânico podem entrar pela adsorção (na pele), por inalação e por ingestão. O cloreto de metil mercúrio despejado no rio de Minamata originou o primeiro sintoma ("doença" de Minamata), causando 46 mortes e vários casos de intoxicação ainda na gestação manifestando sintomas característicos, tais como distúrbios na coordenação motor, distúrbios mentais, má formação congênita e paralisia cerebral como maior efeito (Hutzinger, 1980)

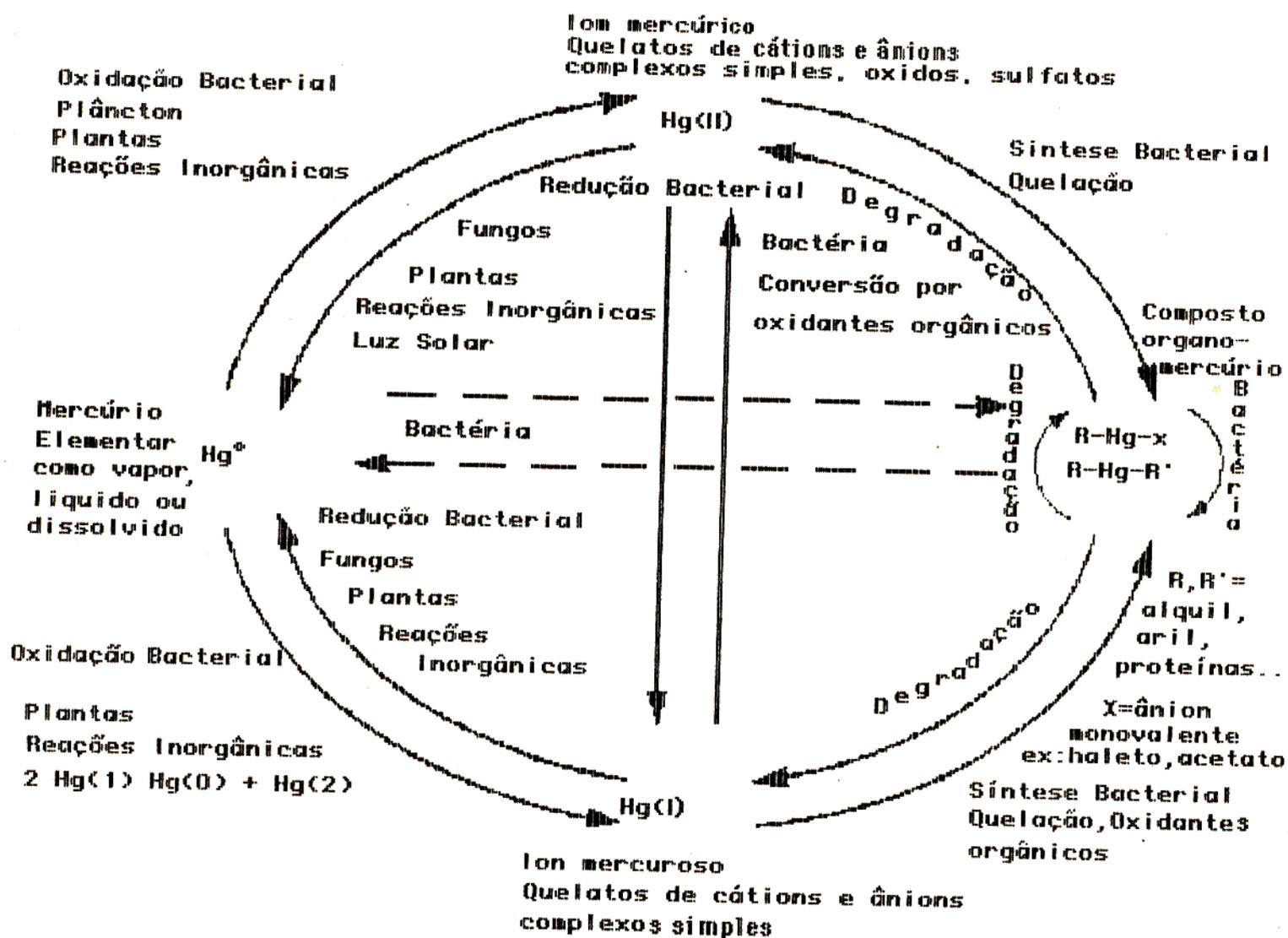


Figura 24 - Ciclo do mercúrio, sugerido por Lonasson and Boyle (1972) citado por Wilken & Hintelmann (1990).

Tabela 11 - Concentração de mercúrio (ug/g) em sedimentos de fundo de diferentes regiões e dos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Aurá e Guaná

	Conc.
1 - rio Otawa (poluído)	3,0
2 - rio Detroit (poluído)	86,0
3 - baía da Guanabará (RJ)	0,0-1.253
4 - rios não contaminados do Amazonas	< 0,02
5 - rio Madeira (AM)-área de garimpagem	
sedimentos de fundo (ppb)	50-140
sedimentos de Praia (ppb)	60-175
sedimentos de fundo de "igarapés"	65-1.675
6 - estuário Guajará (fração <63 um)	0,00-0,43
7 - Baía de Todos os Santos(BA) (estuário Subaré)	0,01-0,82
8 - Presente trabalho	
PERÍODO DE ESTIAGEM	
rio Aurá	0,00
rio Guaná	0,07
lago Bolonha	0,10-0,22
lago água Preta	0,07-0,25
PERÍODO CHUVOSO	
rio Aurá	0,25
rio Guaná	0,25
lago Bolonha	0,12-0,13
lago água Preta	0,07-0,09

Fontes: 1- Rust & Waslenchuck, 1974 citado por Forstner & Wittmann, 1983;
 2- Turney, 1971 citado por Forstner & Wittmann, 1983; 3-Sadeek & Mósca (1980); 4- Pfeiffer et al., 1989 citado por Lacerda, 1990;
 5- Lacerda, 1987; 6- Lamb (no prelo); 7- Pfeiffer et al. (1988);
 8- Presente trabalho

4.15.4.2 - Chumbo

O chumbo é encontrado, em condições naturais na terra, no ar e na água. É um dos metais mais antigos conhecidos pelo homem e vem sendo usado largamente, pois sua baixa temperatura de fusão e facilidade relativa de encontrar os seus minérios. Seus minérios mais comuns são galena (PbS), cerusita (PbCO₃) e anglesita (PbSO₄) Moore & Ramamoorthy (1984).

Cerca de um terço do chumbo é consumido na manufactura de acumuladores. A segunda grande aplicação deste metal é como aditivo anti-detonante em combustíveis. Este é usado também na fabricação de pigmentos para tintas, esmaltes e cerâmicas, ligas para soldas elétrica, com alta resistência a corrosão, pequena dureza e alta densidade passou a ser utilizados como blindagem contra as radiações, etc. O arsenato de chumbo, por ser muito tóxico, foi utilizado como inseticida (Moore & Ramamoorthy, 1984).

As principais fontes de poluição com chumbo são os produtos manufacturados, pesticidas, incineração de refugos, combustão de carvão e gasolina (que utiliza compostos de chumbo em quantidades que variam de 0,5 a 1,0 g/l) como aditivo antidetonante. Deste modo, os veículos movidos à gasolina, contendo chumbo-tetraetila, são a principal fonte de emissão deste metal para a atmosfera (Moore & Ramamoorthy, 1984).

O chumbo é ubíquo no ambiente natural e pode ser encontrado nas águas tanto na forma solúvel como em suspensão, geralmente os teores de chumbo encontrados nas águas são baixos, isto deve-se ao fato de sua baixa solubilidade (McNeely et al.,

1979). Com exceção dos nitratos e acetatos os sais de Pb^{2+} são insolúveis em água (Moore & Ramamoorthy, 1984).

A concentração do chumbo e a sua toxidez é dependente da dureza, pH, alcalinidade e oxigênio dissolvido contido na água. O chumbo é fortemente absorvido pelos solos, por isso não é permutável com as plantas (McNeely et al., 1979; Moore & Ramamoorthy, 1984).

O chumbo pode ser absorvido pelo trato alimentar, respiratório e pela pele. O tetraetil de chumbo (ou tetrametila) é altamente volátil podendo ser absorvido pelos pulmões e pela pele. A intoxicação do chumbo é conhecida como "saturnismo" (Forstner & Wittmann, 1983).

O chumbo é classificado como um aceptor intermediário entre ácidos fortes e fracos na sua interação com ligantes, assemelha-se mais ao grupo dos metais alcalino-terrosos no comportamento químico do que os elementos do seu grupo, exceto na pouca solubilidade de seus sais (como, por exemplo, haleto, hidróxido, sulfato e fosfato). O chumbo assemelha-se ao cálcio na remobilização, o que explica as altas concentrações de Pb no esqueleto (Moore & Ramamoorthy, 1984).

O comportamento do chumbo em águas naturais é uma combinação da precipitação de equilíbrio e complexação com ligantes orgânicos e inorgânicos. O grau de mobilidade do chumbo depende do estado físico-químico de complexos formados (Moore & Ramamoorthy, 1984). Hidrólise e precipitação (fosfato de chumbo e sulfato de chumbo) a $pH=6$ solubiliza o chumbo em $Pb(OH)^+$. $Pb(OH)_2$, insolúvel, não é formado até $pH=10$. A $pH=8,5$, $Pb(OH)^+$ é a maior

espécie na concentração de cloretos (Hahne & Kroontje, 1973); o hidróxido é comum em águas naturais e sua interação com metais pesados altera sua mobilidade.

O chumbo forma quelatos moderadamente fortes com ligantes orgânicos contendo S, N e O (Moore & Ramamoorthy, 1984).

A sorção do chumbo por sedimentos de rios esta correlacionada com o conteúdo orgânico e com a granulometria dos sedimentos, na ausência de espécies complexantes solúveis, o Pb é quase que totalmente sorvido como espécie precipitada a $pH > 6$. Em meio ácido, os ácidos húmicos sorvem o chumbo mais fortemente do que as argilas (Moore & Ramamoorthy, 1984). Cerca de 5-10% do chumbo nos sedimentos do lago Ontário foi encontrado ligado com a matéria orgânica e enriquecido na fração dos ácidos húmicos (Nriagu & Coker, 1980).

Os compostos orgânicos do chumbo são menos estáveis que os formados por membros mais leves do mesmo grupo de elementos (carbono e silício), devido a relativa fraca ligação entre o chumbo e o carbono. A natureza e o nº de grupos orgânicos determinam a estabilidade dos compostos, geralmente os compostos de Pb-aril são os mais estáveis do que os compostos de Pb-alquil e sua estabilidade aumenta com o aumento de nº de grupos orgânicos (Moore & Ramamoorthy, 1984).

A fonte de maior significância de chumbo em sedimentos tem sido a mineração de metais, fontes industriais e rejeitos de esgotos, em áreas não contaminadas a concentração varia de 2-50 mg/kg, dependendo das condições naturais do ambiente em estudo (Moore & Ramamoorthy, 1984).

No presente trabalho os teores de chumbo foram analisados na fração móvel e na fração residual dos sedimentos. As concentrações variaram na fração móvel (expressos em ug/g) de 0,32 no ponto AP-01 a 2,56 no ponto BO-03 no "período de estiagem" e de 0,14 no ponto AP-01 a 1,76 no "período chuvoso". Na fração fixa (expressos em ug/g) variaram de 0,27 no ponto BO-02 a 1,28 no ponto BO-03 no "período de estiagem" e de 0,18 no ponto AP-02 a 1,22 no ponto GU-01 no "período chuvoso". A (tabela 12) apresenta os valores da concentração de chumbo na fração móvel e residual dos sedimentos de outras regiões.

Utilizando-se os valores das concentrações de chumbo na fração móvel (expressos em ug/g) citados no item anterior mostram-se bem inferiores quando comparados com os níveis de "background" de rios sujeitos a maiores influências antropogênicas como por exemplo os da laguna de Jacarepaguá (6,4-43,0 ug/g) como mostra a Tabela 12.

Tabela 12 - Concentração de chumbo na fração móvel e residual em sedimento de fundo (ug/g) em diferentes regiões e dos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Aurá e Guanã.

	F.móvel	F. residual
1 - Rios tributários da laguna de Jacarepaguá(RJ) - valores utilizados como "background local, áreas sem influências industriais mas sob influência de esgoto doméstico (fração < 63 um)	6,4-43	
2 - Arroio Pavuna (fração < 63 um)	43-100	32-36
3 - Estuário Guajará (fração < 63 um)	10,9	
4 - Presente trabalho área em estudo		
4.1-PERÍODO DE ESTIAGEM		
rio Aurá	0,50	0,56
rio Guanã	1,11	0,42
lago Bolonha	1,02-2,56	0,27-1,28
lago Água Preta	0,32-2,38	0,44-1,23
4.2-PERÍODO CHUVOSO		
rio Aurá	1,76	0,68
rio Guanã	0,92	1,22
lago Bolonha	0,81-0,90	0,70-0,87
lago Água Preta	0,14-1,22	0,18-0,38

Fontes: 1- Azevedo et al. (1988); 2- Fernandez et al. (1987); 3- Lamb (no prelo);
4- Presente trabalho

4.15.4.3 - Ferro e Manganês

As características químicas do manganês e do ferro são muito semelhantes. Em soluções com baixo potencial de oxirredução e baixo pH, tanto o manganês como o ferro são estáveis sob forma de íons bivalentes (Krauskopf, 1972). Ambos formam carbonatos, sulfetos e silicatos que são facilmente oxidados nas condições da superfície, formando óxidos muito insolúveis de valência superior, porém nos pormenores da química de ambos os elementos são diferentes na natureza. O manganês apresenta dois números de oxidação superiores, +3 e +4, enquanto que o ferro apresenta somente o número de oxidação +3; a oxidação dos compostos de manganês exige maiores potenciais do que a oxidação dos compostos de ferro; o sulfeto de manganês (MnS) é mais solúvel que o sulfeto de ferro (FeS) (Krauskopf, 1972).

Os íons de ferro e manganês introduzem-se no sistema aquático a partir da água superficial e subterrânea. Em água subterrâneas estes íons geralmente ocorrem em estado de oxidação reduzida na forma de manganês (II) e ferro (II), porém na presença de oxigênio dissolvido em águas superficiais o Fe (II) e Mn(II) em pH neutro ou levemente alcalino, são oxidados para as formas insolúveis $Fe_2O_3 \cdot (H_2O)_x$ e MnO_x (Forstner & Wittman, 1983).

Stumm and Lee 1960, citado por Forstner & Wittmann, 1983 estabeleceram que o processo de Fe^{2+} a Fe^{3+} ocorre em poucas horas a pH=5, enquanto que a pH=7, apenas poucos minutos são necessários.

Hidróxidos tem uma grande afinidade com Fe^{3+} do que

com outras bases orgânicas e inorgânicas (Stumm & Morgan, 1981). Porém sob condições normais em sistemas aquáticos o Fe^{3+} combina com íons OH^- bem como com outros ligantes, como por exemplo fosfato e substâncias orgânicas, ambos formando complexos solúveis e insolúveis.

Há diversos fatores que influenciam a formação de óxi-hidróxido de ferro solúvel e óxido de manganês: o ferro é rapidamente oxidado por oxigênio dissolvido para a forma férrica a pH alcalino a levemente ácido. Por outro lado, o manganês requer uma faixa de pH mais alto para oxidação (Stumm & Lee, 1960, citado por Forstner & Wittmann, 1983). A taxa de oxidação de ambos aumenta por um fator de 100 para cada unidade de pH elevado (Morgan & Stumm, 1964); a oxidação química do manganês é influenciada por íons inorgânicos tais como HCO_3^- ou SO_4^{2-} (Hem, 1964 citado por Forstner & Wittmann, 1983); substâncias orgânicas especialmente aquelas contendo hidróxido e/ou grupos funcionais carboxílicos, são capazes de reduzir Fe^{3+} e Mn^{4+} . O ferro férrico tende a formar complexos com águas ricas em compostos orgânicos naturais Hall & Lee 1974, citado por Forstner & Wittmann 1983.

Óxi-hidróxidos de ferro e manganês têm alta capacidade de adsorção por metais pesados, principalmente a valores de pH altos. Isto explica porque muitos solos alcalinos mostram-se deficientes na disponibilidade de metais necessários para as plantas (Drever, 1988). Jenne, 1977 citado por Drever 1988, concluiu que o controle mais importante na distribuição de metais pesados em solos e sedimentos eram adsorção por óxido de ferro e manganês no solo e por matéria orgânica.

Segundo Fernandes et al. (1987), a redução do Mn^{+4} a Mn^{+2} e a do Fe^{3+} a Fe^{2+} em sedimentos de características redutoras, tais espécies, ao serem reduzidas, migram no sedimento através da água intersticial, retornando ao meio aquático. Caso as condições aí encontradas sejam redutoras, os metais permanecem em solução, caso contrário tornam a se oxidar, reprecipitando na camada superior do sedimento, ou permanecem em suspensão associados a partículas, principalmente nas frações correspondentes aos oxi-hidróxidos de ferro e manganês. Este sistema é aceito para explicar o enriquecimento de sedimentos pelágicos em manganês em comparação com os níveis do metal em rochas continentais ou em sedimentos estuarinos (Gibbs, 1986 citado por Fernandes et al., 1987).

A liberação de ferro e manganês ocorre principalmente sob condições anaeróbicas na zona de contato sedimento-água, porém, pode ocorrer limitadamente sob condições aeróbicas, a mobilização dos íons metálicos do ferro e manganês pode também ocorrer por agente orgânicos complexantes e das atividades metabólicas de organismos, principalmente de bactérias (Forstner & Wittmann, 1983).

No ciclo do ferro e manganês, as bactérias participam de duas maneiras, oxidando estes elementos e metabolizando a matéria orgânica complexada ao ferro e ao manganês, precipitando-os (Figura 14). Algumas bactérias como as do gênero *Leptothrix* podem oxidar Fe e Mn, as bactérias que utilizam a matéria orgânica complexada ao ferro são muito frequentes em ambientes ricos em compostos húmicos, entre as bactérias mais representativas

deste grupo destaca-se o gênero de bactérias heterotróficas *Siderocapsa*.

As concentrações de ferro no presente trabalho variaram na fração móvel de 309,27 ug/g no ponto BO-03 a 1.000 ug/g no ponto AP-02, no "período de estiagem" e no "período chuvoso" variaram de 208,98 ug/g no ponto AP-01 a 1.549 ug/g no ponto AP-02. Na fração fixa variaram de 196,91 ug/g no ponto BO-02 a 1.981,56 ug/g no ponto AP-03 no "período de estiagem", e no "período chuvoso" variaram de 574,12 ug/g no ponto AP-01 a 1.178,56 ug/g no ponto AP-02 (Tabela 13).

As concentrações de manganês no presente trabalho variaram na fração móvel de 0,69 ug/g no ponto BO-02 a 12,50 ug/g no ponto AP-01 no "período de estiagem", e no "período chuvoso" variaram de 1,79 ug/g no ponto AU-01 a 26,57 ug/g. Na fração fixa variaram de 2,81 ug/g no ponto BO-02 a 13,01 no ponto GU-01 no "período de estiagem", e de 1,83 ug/g no ponto AU-01 a 4,03 ug/g no ponto AP-02 no "período chuvoso".

Utilizando-se os valores da concentração de ferro e manganês nas frações móveis e residuais para uma análise comparativa com os resultados obtidos no presente estudo nota-se que a concentração nessas frações mostrado na (Tabela 13) permanecem abaixo dos valores de outras regiões poluídas no Brasil.

Tabela 13 - Concentrações de Fe e Mn na fração móvel e residual de sedimento de fundo (ug/g) de diferentes regiões e dos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Aurá e Guaná

	F. móvel	F. residual
1 - Arroio Pavuna (RJ) (fração <63 µm)		
Fe	10.109-14.993	39.100-55.529
Mn	109-315	83-53
2 - Estuário Guajará (fração <63 µm)		
Fe - período de estiagem	11.356	11.777
período chuvoso	11.824	11.324
Mn - período de estiagem	214,7	97,8
período chuvoso	221,3	93,0
3 - Presente trabalho		
Fe - PERÍODO DE ESTIAGEM		
rio Aurá	626,20	901,13
rio Guaná	489,15	683,80
lago Bolonha	309,27-759	196,91-1.898,70
lago Água Preta	343,53-1.000	273,02-1.981,56
PERÍODO CHUVOSO		
rio Aurá	386,00	974,65
rio Guaná	420,42	1.013,21
lago Bolonha	823,65-1.389,11	956,90-974,65
lago Água Preta	208,98-1.549,00	574,12-1.178,56
Mn - PERÍODO DE ESTIAGEM		
rio Aurá	5,40	9,34
rio Guaná	11,20	13,01
lago Bolonha	0,69-8,73	2,81-4,87
lago Água Preta	1,77-12,50	4,09-8,95
PERÍODO CHUVOSO		
rio Aurá	1,79	1,83
rio Guaná	2,70	2,95
lago Bolonha	2,70-22,04	2,46-3,40
lago Água Preta	12,07-26,57	3,78-4,03

Fonte: 1- Fernandez et al. (1988); 2- Lamb (no prelo); 3- presente trabalho

4.15.4.4 - Cobre

O cobre é largamente distribuído na natureza no estado livre e em sulfetos, arsenatos, cloretos e carbonatos. Os complexos de cobre nos estados +1, +2, e +3 são conhecidos, porém o Cu (+2) é o mais comum (Moore & Ramamoorthy, 1984).

Dois grandes depósitos de cobre no mundo estão localizados nos extremos do oceano Pacífico no sudoeste da Europa e Ásia Central. Propriedades, tais como maleabilidade, ductibilidade, condutividade, resistência a corrosão, qualidade das ligas e boa aparência tornaram o uso do cobre mundial na indústria elétrica, de construção, de solda, e automobilística. Daí, o consumo total tem permanecido alto nas últimas décadas (Moore & Ramamoorthy, 1984).

O fluxo total do cobre para atmosfera é de aproximadamente 75.000 ton. métricas por ano do qual 5.000 - 13.000 ton. são depositadas no oceano (Nriagu, 1979). Aproximadamente 75% da emissão atmosférica são de fontes antropogênicas (Nriagu 1979).

Em ambientes aquáticos, o cobre pode existir em três grandes categorias, particulada, coloidal e solúvel. A fase dissolvida pode conter tanto o cobre livre como o cobre complexado com ligantes orgânicos e inorgânicos, as espécies de cobre em águas naturais é determinada por características físico - químicas, hidroquímicas e o estado biológico da água (Moore & Ramamoorthy, 1984).

O cobre forma complexos com bases fortes como o carbonato, nitrato, sulfato, cloreto, amônio, e hidróxidos (Sillém & Martel, 1971; Baes & Mesmer, 1976). Material húmico liga mais

do que 90% do cobre total (Mantoura et al., 1978). Em água do mar o cálcio e o magnésio, devido sua larga concentração, removem o cobre do material húmico (Moore & Ramamoorthy, 1984).

Cerca de 40 - 60% de cobre total em estuários e águas costeiras estão associados com matéria coloidal na forma orgânica e inorgânica (Batley & Gardner, 1978). Estuários são considerados a zona de deposição dos metais.

Segundo Nriagu & Coker (1980) o cobre é sorvido rapidamente nos sedimentos, resultando em altos níveis residuais. A média da sorção varia com o tipo de argila/sedimento, pH, competição de cátions e presença de ligantes e óxidos de Fe/Mn. Ainda segundo os mesmos autores, ao estudarem a água do lago Ontário (Canadá), descobriram que todo o cobre em sedimento foi encontrado ligado com ácidos húmicos e do estudo de dois rios Yamasca e St. Francois, registraram uma alta porcentagem de ligantes orgânicos de cobre em partículas. Nos rios Amazonas e Yuron o cobre orgânico foi de 8 - 15% e a fração residual de 74 - 84% (Gibbs, 1977).

A dessorção do cobre dos sedimentos para a massa d'água depende do pH, salinidade e da presença natural ou sintética de agentes quelantes, Banat et al. 1974, citado por Moore & Ramamoorthy, 1984 mostrou que o cobre encontrava-se solubilizado com baixa concentração de NTA, um surfactante usado em detergentes comerciais.

O cobre é altamente tóxico para maioria das plantas aquáticas; para os peixes é mais tóxico nos de água doce que qualquer outro metal pesado exceto o Hg. Para o homem o cobre

não é agudamente tóxico, isto é devido a característica de intermediária coordenada do Cu entre ácidos fortes e fracos. Por constante a moderada toxidez com animais aquáticos resultam da separações e precipitações de ác. carboxílicos essenciais. Em alguns casos do Cu para humanos reproduz uma intoxicação crônica de cobre (Moore & Ramamoothy, 1984).

As concentrações de cobre no presente trabalho variaram na fração móvel (expresso em ug/g) de 0,09 no ponto B0-02 a 4,00 no ponto B0-03 no " período de estiagem " e de 0,47 no ponto AP-01 a 1,32 no ponto GU-01 no " período chuvoso ". Na fração fixa variam de 0,43 no ponto AP-01 a 1,42 no ponto AP-02 no " período de estiagem " e de 0,62 no ponto B0-02 a 1,67 no ponto AP-02 no " período chuvoso ".

Utilizando-se os valores da concentração total de cobre nos sedimentos para uma análise comparativa com os resultados obtidos no presente estudo nota-se que a concentração total para o Cu mostrado na (tabela 15) permanece abaixo dos valores de outras regiões não poluídas, utilizados como " background " no Brasil.

No arroio Pavuna (RJ), local poluído por metais pesados, cerca de 80 a 90% do cobre total está na fração móvel verificando que a distribuição dos metais entre as frações se altera significadamente num sedimento não poluído em relação a um poluído (Fernades et al., 1986).

Tabela 14 - Concentração total de cobre em sedimentos de diferentes regiões (ug/g) e dos lagos Bolonha, Água Preta e dos rios Aurá e Guanã

1 - Níveis utilizados como "background" a nível mundial		
(sem contaminação antropogênica)		
argilas e folhelhos ^A		45
argilas e folhelhos de sedimentos recentes de água doce ^A		31
sedimentos lacustres ^B		45
2 - Sedimentos da baía da Ribeira(RJ)		
(sem contaminação)		7,7
3 - Área estuarina da Laguna dos Patos		
(fração <63 um)		0,8-20
4 - Área estuarina do Rio de Janeiro		
(fração < 63 um)		
rio Frade	áreas não industrializadas	16,5-31,5
rio Ingaíba		26,2-31,2
rio Guarda	áreas industrializadas, nas	19,2-44,6
canal de São Francisco	sem desenvolvimento urbano	21,8-28,3
rio Iguaçu	áreas altamente poluídas por indústrias	21,7-191,0
rio Estrela	e esgotos domésticos	74,5-731,0
5 - Estuário Guajará		
(fração < 63 um)		14
6 - Baía da Ribeira-RJ(níveis naturais)		2,2-25,2
7 - Presente trabalho (média dos valores)		
7.1- Período de Estiagem		
rio Aurá		0,99
rio Guanã		0,72
lago Bolonha		0,27-6,12
lago Água Preta		0,60-2,85
7.2- Período chuvoso		
rio Aurá		2,83
rio Guanã		2,24
lago Bolonha		1,23-2,10
lago Água Preta		1,78-2,52

Fonte: 1^A - Turekian & Wedepohl (1961) e Wedepohl (1969,1980) citado por Salomons et al. (1988);

1^B - Forstner, 1978 citado por Salomons et al. 1988; 2 - SEMA, 1980 citado por Pfeiffer et al., 1988; 3 - Baisch et al. (1988); 4- ; 5- Lamb (no prelo); 6- Lacerda et al. (1982);

7 - Presente trabalho

Tabela 15 - Concentração de cobre na fração móvel e residual (ug/g) em sedimentos de diferentes regiões e nos lagos Bolonha e Água Preta e nos rios Aurá e Guanã.

	F. móvel	F. residual
1 - Arroio Pavuna (fração < 63 um)	29-262	7-13
2 - Rios tributários da laguna de Jacarepaguá - valores utilizados como "background" local, área sem influência de efluentes industriais nas sob influência de esgotos domésticos		
rio Grande	4,7	
rio Papagaio	7,0	
rio Sangrador	14,0	
rio do Camorim	7,8	
3 - Estuário Guajará (fração < 63 um)	5,7	8,3
4 - Presente trabalho		
4.1-PERÍODO DE ESTIAGEM		
rio Aurá	0,24	0,75
rio Guanã	0,14	0,58
lago Bolonha	0,09-4,00	0,18-2,12
lago Água Preta	0,17-1,43	0,43-1,42
4.2-PERÍODO CHUVOSO		
rio Aurá	1,02	1,01
rio Guanã	1,32	0,92
lago Bolonha	0,61-0,91	0,62-1,19
lago Água Preta	0,47-0,85	1,31-1,67

Fontes: 1- Fernandez et al. (1987); 2- Azevedo et al. (1988);
3- Lamb(no prelo); 4- Presente trabalho

4.15.4.5 - Cromo

A cromita é o mineral mais importante comercialmente para a produção de cromo. O uso do cromo tem sido principalmente em indústrias metalúrgicas, onde é usado em ferroligas, o refratário e o químico, onde os compostos são usados na indústria têxtil, como agentes curtidores na indústria de couro, na galvanoplastia; na clarificação e purificação de óleos e graxas, entre outros (Moore & Ramamoorthy, 1984).

A principal emissão do cromo em águas superficiais são de processos de galvanização, onde emissões não controladas tem grande potencial para contaminação de águas doces com a forma tóxica, Cr (VI), fontes de contaminação de Cr (III) são provenientes de águas residuárias da curtição de couro (curtume) e produtos têxteis contendo corantes contaminados em altos valores em ppm de cromo Jaworski, 1980 citado por Moore & Ramamoorthy, 1984.

Os dois estados de oxidação mais importantes do Cr em águas naturais são +3 e +6, embora o Cr (III) seja mais estável e importante estado de oxidação, ele forma um grande número de complexos relativamente inertes que podem ser isolados completamente. Interconversões de Cr (III) e Cr (VI) ocorre em condições similares em águas naturais (Moore & Ramamoorthy, 1984).

Ainda segundo Moore & Ramamoorthy (1984) o Cr (VI) é facilmente reduzido pelo Fe (II), sulfetos dissolvidos, e certos compostos orgânicos. O Cr (III) é oxidado rapidamente por uma grande quantidade de MnO_2 e lentamente pelo oxigênio em condições aproximadamente com a das águas naturais. Baseado nesses re-

sultados de interconversões, é desejável que os padrões para qualidade de água deva ser baseado na razão do Cr total do que no Cr (+6).

Águas residuárias municipais liberam quantidades consideráveis de cromo no ambiente. Estudos sobre as especiações químicas do cromo nestas águas feitos por Jon & Young, 1978 citado por Moore & Ramamorthy, 1984, mostraram que este elemento ocorreu principalmente no estado particulado (67-98%), sendo que a maior parte na fração dissolvida foi na forma de Cr (III). O cromo mais tóxico Cr (VI), constituiu menos que 1% do total de cromo nas águas residuárias.

No Japão, durante 1960, foi registrado que a indústria Nippon Chemical Corporation, depositou durante alguns anos, cerca de 530.000 ton. de lamas não reduzidas e despejos contendo Cr (VI), ao redor de áreas periféricas de Tóquio e de Chiba. Devido à sua propriedade de endurecimento, este material infelizmente foi usado no material de construção até mesmo para escolas recreativas, causando muitos casos de envenenamento em crianças e adultos. Durante 1960, casos fatais de câncer do pulmão foram registrados na fábrica de Kiry uma da Nippon Denko Co. na ilha de Hokkaido. Foi constatado, que a inalação de poeiras contendo cromo com elevados estados de oxidação (IV) e (VI) foram associados também às ocorrências de tumores malignos no trato respiratório e perfurações indolor no septo nasal, registrou-se pelo menos 30 mortes e cerca de 200 casos de danos incuráveis (Forstner & Wittmann, 1983).

Segundo (Moore & Ramamoorthy, 1984) o Cr (VI) é mais

tóxico que o Cr (III), devido a sua alta capacidade de adsorção através do trato intestinal.

As concentrações de cromo no presente trabalho variaram na fração móvel (expressos em ug/g) de 0,16 no ponto BO-01 a 0,55 no ponto AP-03 no " período de estigem " e de 0,34 no ponto BO-02 a 0,63 no ponto BO-01 no "período chuvoso". Na fração fixa variaram de 1,40 no ponto AP-01 a 8,10 no ponto AP-03 no " período de estiagem ", e de 2,50 no ponto AP-01 a 8,92 no ponto BO-01 no " período chuvoso ".

A concentração do cromo (tabela 16) revelam valores bem menores, quando comparados a outras regiões. Embora se apresentem elevados (em relação ao Pb e ao Cu, por exemplo), sugerindo talvez, discrepância analítica, os teores de cromo merecem atenção sobre tudo quando se considera a existência de um curtume implantado em um subúrbio de Belém (bairro da Terra Firme), nas nascentes do igarapé Tocunduba, cujas águas e sedimentos contaminados por cromo com valores que variam de 100-5.200 ppm (Mazzeo, no prelo), são despejados no rio Guamá, a pouco mais de 1km da captação das águas desse rio para os mananciais do Utin-ga.

Tabela 16 - Concentração de cromo na fração móvel e residual nos sedimentos (ug/g) de diferentes regiões e nos lagos Bolonha e Água Preta e nos rios Aurá e Guanã

	F. móvel	F. residual
1 - Arroio Pavuna (RJ) (fração < 63 um)	4,2-34	40-82
2 - Rios tributários da laguna de Jacarepaguá (RJ) - valores utilizados como "background" local , sem influências industriais mas sob influências de esgotos domésticos	4,4-1,0	
3 - Estuário Guajará (PA) (fração < 63 um)	5,3	36,5
4 - Presente trabalho		
PERÍODO DE ESTIAGEM		
rio Aurá	0,26	2,37
rio Guanã	0,18	1,78
lago Bolonha	0,16-0,39	
lago Água Preta	0,18-0,55	1,40-8,10
PERÍODO CHUVOSO		
rio Aurá	0,37	5,83
rio Guanã	0,37	7,37
lago Bolonha	0,34-0,63	6,97-8,92
lago Água Preta	0,37-0,54	2,50-6,84

Fontes: 1- Fernandez et al. (1987); 2- Azevedo et al. (1988);
3- Lamb (no prelo); 4- Presente trabalho

4.15.4.6 - Zinco

O zinco é relativamente raro na natureza, porém tem uma longa história de uso, devido as suas propriedades químicas e metalúrgicas, sendo que o seu maior uso é na galvanização de ferro e produtos de aço, seguido das ligas a base de zinco utilizadas na indústria automobilística. Mais da metade do óxido de zinco produzido é empregado como catalisador na vulcanização da borracha natural e sintética, sendo também utilizado para tintas e outros produtos acabados tais como papel de fotocópias, produtos agrícolas e nas indústrias de cosméticos e farmacêuticas. O pó do zinco é empregado em impressão e pigmentação de indústrias têxteis, purificação de gorduras, e precipitação de prata e ouro das soluções de cianetos. O $ZnCl_2$ é usado como preservador de madeiras (Moore & Ramamoorthy, 1984).

As emissões antropogênicas a nível mundial de zinco, a combustão da madeira contribui com uma parcela expressiva em relação ao total (23,9%), mostrando ser uma fonte importante deste metal, juntamente com a incineração de lixo, que contribui com 11,8% e a produção de ferro e aço 11,1% (Nriagu, 1979).

O zinco assemelha-se aos metais de transição na sua capacidade de formar complexos particularmente com a amônia, amina, íons haletos e cianetos (Moore & Ramamoorthy, 1984). Ainda segundo os mesmos autores o zinco é intermediário entre aceptores fortes e fracos na sua interação química com ligantes, assim o zinco forma complexos tanto com bases fortes (doadoras de oxigênio) como com bases fracas (doadoras de enxôfre).

O zinco mostra comportamento variável com partículas

dependendo de características físico-químicas do sistema aquático. Ácidos húmicos de origem marinhas liga-se a metais traços fortemente com ácidos húmicos terrestres. Entretanto, a complexação de zinco e outros metais traços por material húmico nas concentrações presentes nos oceanos é insignificante. Em águas estuarinas, ácidos húmicos tem significante contribuições devido a baixa concentração da competição de cátions tais como Ca e Mg (Moore & Ramamoorthy, 1984).

O óxido de Fe-Mn possuem habilidade para retirar zinco da solução, o enriquecimento do zinco em ácidos húmicos e fúlvicos comparados com os sedimentos associados é muito menor do que com os de Cu, Pb, Ni, e Cr (Nriagu & Coker, 1980).

Embora níveis de zinco dissolvidos em águas doces geralmente varia de 0,5 a 15 ug/l, muitos resíduos elevados tem sido registrados em áreas industriais. Níveis totais de zinco em sedimentos quase sempre excedem de 1000 mg/kg peso seco em áreas vicinais de mineração de metais, em áreas não contaminadas possuem concentrações < 50 mg/kg (Moore & Ramamoorthy, 1984).

Os valores de zinco no presente trabalho variaram na fração móvel (expressos em ug/g) de 0,76 no ponto B0-02 a 71,10 no ponto AP-03 no "período de estiagem" e de 0,14 no ponto AP-01 a 1,76 no ponto AU-01 no período chuvoso. Na fração fixa variaram de 0,98 no ponto B0-02 a 27,13 no ponto AP-03 no "período de estiagem" e de 1,30 no ponto AP-01 a 10,81 no ponto AU-01 no "período chuvoso".

Comparando-se a média geral da concentração total dos sedimentos estudados, que foi de 1,74-98,23 no "período de es-

tiagem" e de 2,63-88,72 no período chuvoso, como mostra a (tabela 16), são menores que os valores utilizados mundialmente como "background", com exceção aos valores no ponto AP-03 que merecem atenção, por se apresentarem mais elevados quando comparados com outros pontos aqui estudados.

Azevedo et al. (1988) verificaram que as concentrações de zinco nas amostras utilizadas como "background" para os rios tributários do sistema lagunar de Jacarepaguá (tabela 17) variaram de 26 a 194 ug/g, tornando evidente a influência dos esgotos domésticos nestas estações de amostragem, com exceção do rio Camorim, todos os demais rios tributários estudados atuam como fonte de zinco para o sistema lagunar.

Tabela 17 - Concentração total de zinco em (ug/g) em sedimento de fundo de diferentes regiões e dos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Aurá e Guanã

	Conc.
1 - Níveis mundiais de "background" (sem contaminação)	
argilas e folhelhos ^A	95
sedimentos lacustres ^B	118
2 - lago Michigan "background"	120
3 - rio Oker (poluído) (fração < 63 um)	1.430
4 - baía da Ribeira (RJ) (sem contaminação)	83
5 - área estuarina da laguna dos Patos	20-214
6 - estuário Guajará (fração < 63 um)	58
7 - Presente trabalho	
PERÍODO DE ESTIAGEM	
rio Aurá	5,77
rio Guanã	3,61
lago Bolonha	1,74-14,09
lago Água Preta	2,89-98,23
PERÍODO CHUVOSO	
rio Aurá	88,72
rio Guanã	18,99
lago Bolonha	8,12-19,85
lago Água Preta	2,63-10,7

Fontes: 1A- Turekian & Medepohl (1961) e Medepohl (1969,1980) citado por Salomons et al (1988), 1B- Forstner (1978 citado por Salomons et al., 1988); 2- Forstner & Wittmann (1983); 3- Baumann et al. (1977 citado por Forstner & Wittmann, 1983); 4- Souza (1986, citado por Pfeiffer et al. 1988); 5- Baisch et al. (1988); 6- Lamb (no prelo); 7- Presente trabalho

4.15.4.7 - Correlações lineares

No presente estudo uma acentuada correlação positiva foi observada entre a matéria orgânica (aqui representada pelos teores de C orgânico) e os metais Zn ($r=0,84$), Pb($r=0,87$) e Hg($r=0,68$) no "período de estiagem" e no "período chuvoso" a acentuada correlação positiva foi com os metais Cr($r=0,88$), Zn($r=0,87$), Pb($r=0,91$) e Hg($r=0,94$) como é mostrado nas tabelas 22 e 23, revelando que as substâncias orgânicas possuem alto grau de afinidade com os metais pesados. Weiss & Amstutz, 1966, citado por Forstner & Wittmann 1983, mostrou a seguinte sequência para esta afinidade:

Pb > Cu > Ni > Co > Zn > Mn > Ba > Ca > Mg > NH₄ > K > Na.

A afinidade seletiva dos argilominerais por certos metais pesados segundo Mitchell 1964, citado por Forstner & Wittmann 1983, é:

Pb > Ni > Cu > Zn

Song 1974, citado por Forstner & Wittmann 1983, considera para tais efeitos a explicação de que o Pb tem uma afinidade especial para entrar na estrutura dos argilominerais por causa de seu raio iônico.

Aparentemente, há "contradições" no comportamento dos pares Cu-Pb e Cu-Hg, por exemplo, quando se considera os dois períodos sazonais; ora, parece haver nítida correlação entre Cu e Pb (valor numérico em 0,86, no período chuvoso), ora parece inexistir correlação entre Cu e Pb (índice em 0,04, no "período de estiagem"). Aparentemente, também, a lixiviação favorece maior interação entre Cr e matéria orgânica no período chuvoso (índice em 0,88).

A interação entre a matéria orgânica e metais pesados constitui importante capítulo no estudo da complexação de metais por substâncias naturais, tais como ácidos húmicos e fúlvicos. Tais espécies possuem sítios de coordenação adequados à ligação coordenada, funcionando como ligantes para íons metálicos (Hutzinger, 1980).

Um fato que vale ressaltar é também a acentuada correlação entre o Hg e o Pb ($r=0,90$) no "período de estiagem" e de ($r=0,96$) no "período chuvoso", tal fato tem sido abrangido amplamente por Lucotte et al. (no prelo) em recentes estudos sobre sedimentos em nove lagos naturais no Canadá distribuídos igualmente, onde tais autores encontraram correlação altas entre o Pb, Hg e carbono orgânico ($r=0,94$), revelando que a carga do Hg (II) é preferencialmente associada com a entrada de mercúrio e Pb nesses ambientes.

TABELA 18 - Análise Química de Metais. Fração móvel nos Sedimentos de Fundo dos Lagos Bolonha e Água Preta e dos Rios Aurá e Guaná

PONTOS DE COLETA	DATAS DE COLETA	Cu (ug/g)	Cr (ug/g)	Mn (ug/g)	Fe (ug/g)	Zn (ug/g)	Pb (ug/g)
BO-01	05/12/90	0,34	0,39	8,73	759,00	4,84	1,02
BO-02	05/12/90	0,09	0,16	0,69	463,50	0,76	1,15
BO-03	12/12/90	4,00	0,28	1,62	309,27	7,92	2,56
AU-01	07/12/90	0,24	0,26	5,40	626,20	1,54	0,50
GU-01	07/12/90	0,14	0,18	11,20	489,15	0,90	1,11
AP-01	14/12/90	0,17	0,18	12,50	433,50	0,81	0,32
AP-02	14/12/90	0,63	0,44	10,60	1.000,00	3,39	0,94
AP-03	19/12/90	1,43	0,55	1,77	343,53	71,10	2,38

Período de Estiagem

BO-01	11/06/91	0,91	0,63	22,04	1.389,11	14,55	0,90
BO-02	11/06/91	0,61	0,34	2,70	823,65	6,12	0,81
AU-01	15/06/91	1,02	0,37	1,79	386,00	77,91	1,76
GU-01	15/06/91	1,32	0,37	2,70	420,42	15,19	0,92
AP-01	14/06/91	0,47	0,37	12,07	200,98	1,33	0,14
AP-02	14/06/91	0,85	0,54	26,57	1.549,00	6,82	1,22

Período Chuvoso

TABELA 19 - ANÁLISE QUÍMICA DE METAIS. FRAÇÃO RESIDUAL NOS SEDIMENTOS DE FUNDO DOS LAGOS BOLONHA E ÁGUA PRETA E DOS RIOS AURÁ E GUANÁ

PONTOS DE COLETA	DATAS DE COLETA	Cu (ug/g)	Cr (ug/g)	Mn (ug/g)	Fe (ug/g)	Zn (ug/g)	Pb (ug/g)
BO-01	05/12/90	0,92	7,93	4,87	1.898,70	6,17	1,00
BO-02	05/12/90	0,18	1,41	2,81	196,91	0,98	0,27
BO-03	12/12/90	2,12	6,31	3,77	1.375,33	5,48	1,20
AU-01	07/12/90	0,75	2,37	9,34	901,13	4,23	0,56
GU-01	07/12/91	0,58	1,78	13,01	683,80	2,71	0,42
AP-01	14/12/90	0,43	1,40	7,97	273,02	2,00	0,44
AP-02	14/12/90	1,42	5,50	8,95	1.846,51	7,68	0,68
AP-03	19/12/90	1,35	8,10	4,09	1.981,56	27,13	1,23

Período de Estiagem

BO-01	11/06/91	1,19	8,92	3,40	956,90	5,30	0,70
BO-02	11/06/91	0,62	6,97	2,46	967,25	2,00	0,87
AU-01	15/06/91	1,01	5,83	1,83	974,65	10,81	0,68
GU-01	15/06/91	0,92	7,37	2,95	1.013,21	3,80	1,22
AP-01	14/06/91	1,31	2,50	3,78	574,12	1,30	0,38
AP-02	14/06/91	1,67	6,84	4,03	1.178,56	3,88	0,18

Período Chuvoso

Tabela 20 - Coeficientes de correlação entre pares de metais e entre os pares de metais e carbono orgânico, dos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Aurá e Guanã. Período de estiagem.

	Cu	Cr	Mn	Fe	Zn	Pb	Hg
Cr	0,23						
Mn	0,67	0,21					
Fe	0,50	0,76	0,68				
Zn	0,15	0,04	-0,43	-0,17			
Pb	0,04	0,55	-0,52	0,13	0,72		
Hg	-0,00	0,25	-0,70	-0,25	0,70	0,90	
C.org.	-0,12	0,36	-0,51	0,10	0,84	0,87	0,68

Tabela 21 - Coeficientes de correlação entre pares de metais e entre os pares de metais e carbono orgânico, dos lagos Bolonha e Água Preta e dos rios Aurá e Guanã. Período chuvoso.

	Cu	Cr	Mn	Fe	Zn	Pb	Hg
Cr	0,58						
Mn	-0,45	-0,36					
Fe	0,34	0,86	-0,00	0,60			
Zn	0,50	0,81	-0,43	0,60			
Pb	0,86	0,75	-0,62	0,42	0,78		
Hg	0,77	0,76	-0,71	0,38	0,86	0,96	
C.org.	0,69	0,88	-0,70	0,59	0,87	0,91	0,94

5 - CONCLUSÕES

1 - Nas águas aqui consideradas, a turbidez, transparência e cor apresentaram-se com modificações sazonais. A turbidez revelou valores numéricos com variação de 19 a 48 (ppm de SiO_2) no "período de estiagem", e de 14 a 23 (ppm de SiO_2) no "período chuvoso", o que revelou diluição das águas, principalmente dos silicatos coloidais, pela intensidade das chuvas; a cor teve valores de 25 a 60 (u.c.) no "período de estiagem" e de 40 a 80 (u.c.) no "período chuvoso"; o que se pode concluir é que a capacidade de diluição foi pequena em relação à formação de compostos coloridos originados pela decomposição da biomassa vegetal. Quanto aos valores numéricos da transparência na água (em metros) foram de 0,50 a 1,50 no "período de estiagem" e de 0,40 a 0,80 no "período chuvoso", tais resultados mostram-se coerentes, levando-se em conta que quanto maiores os valores de cor e turbidez, menor será a transparência da água.

2 - A temperatura não apresentou sensíveis variações sazonais, quase sempre em torno de 30 °C, representativa de ambientes equatoriais; a estratificação térmica é muito pouco pronunciada ou inexistente, na massa líquida dos lagos, já que o ambiente aqui estudado é relativamente pouco profundo (em média de 3 metros), onde há revolvimento periódico constante dessas águas.

3 - O índice de pH (sempre abaixo de 6,1, com um mínimo, no rio Guamá, em torno de 5,0) revelam características ácidas dessas águas, bem representativas de águas amazônicas. No "período chu-

voso" obteve-se valores levemente mais baixos (5,2), o que é explicado pela solubilização de substâncias húmicas e fúlvicas, de características ácidas.

4 - As águas oceânicas e pluviais modificam sazonalmente a composição das águas superficiais da área em estudo; parâmetros tais como condutividade, e índices hidrogeoquímicos se mostraram bons indicadores da intrusão marinha no "período de estiagem", com valores que variaram de 110 a 243 $\mu\text{mho cm}^{-1}$; mesmo no "período chuvoso", foi possível observar a influência das águas de lixiviação, em pontos visivelmente críticos (pontos B0-02 e AP-03), revelando fortes influências antropogênicas.

5 - O potencial de oxidação (Eh) apresentou índices mais elevados em locais mais aerados, ou quando havia influência de plantas aquáticas produtoras de oxigênio, com valores máximos em +476 mV; em pontos menos oxigenados, provavelmente mais ricos em matéria orgânica e outras substâncias redutoras, os valores de Eh apresentavam-se mais baixos em torno de +327 mV.

6 - O oxigênio dissolvido é um dos parâmetros mais importantes de que se dispõe para controle da poluição aeróbica num curso d'água que recebe material poluídos. Dentre os pontos aqui estudados o que se apresentou menos oxigenado foi o ponto AP-03, que é um local sujeito a fortes impactos ambientais, detectou-se zero, em termos de ppm de O_2 , no "período de estiagem". Tal resultado revelou-se bastante compatível, já que esse ponto apresentou-se com águas sujas, odor nauseabundo, forte cheiro de gás

sulfídrico, uma camada de óleo fina a pouco espessa, muitos troncos de árvores emergentes, tais aspectos levam a um consumo muito grande de oxigênio disponível, fazendo com que o ambiente se torne menos aerado. Durante o "período chuvoso" o valor desse mesmo ponto foi de 3,9ppm de O_2 , revelando a diluição do ecossistema aquático e a importância das precipitações pluviométricas para o ecossistemas aquáticos.

7 -Considerando a intensa multiplicação de plantas aquáticas, notadamente às proximidades das margens sujeitas à maior contaminação oriunda da lixiviação de terrenos ocupados pelo avanço urbano, os teores de nitrogênio variaram de 0,25 ppm de N a 0,46 ppm de N "no período de estiagem" e um máximo de 1,47 ppm de N no "período chuvoso"; já para o fosfato o valor máximo foi de 0,40 ppm de P, tais resultados tanto para o nitrogênio quanto para o fosfat não parecem refletir valores anômalos para a fertilidade dessas águas. No que se refere as concentrações de nitrato apenas um valor chama atenção, no ponto AP-03, que se apresentou bastante elevado, acima de 50 ppm no "período de estiagem", tal resultado reflete as influências locais, de vegetação aquática no interior do próprio lago, ou ainda pelos poluentes de origem domésticas que é despejado nesse ponto, pois suas águas apresentaram-se bastante sujas com um derrame muito grande de óleo sobrenadante, o que pode ter sido também relevante na interferência das análises.

8 - A demanda química de oxigênio (DQO) e a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) permitiram caracterizar situações contrastan-

tes, facilmente inferidas pelas observações de campo. Os valores para a DBO foram mais acentuados no "período de estiagem", com um máximo de 730 ppm de O_2 no ponto AP-03 e um mínimo de 6 ppm de O_2 no "período chuvoso"; os valores para a DQO também apresentaram-se mais elevados no "período de estiagem" com um máximo de 526 ppm de O_2 e um mínimo de 25 ppm de O_2 "no período chuvoso", os valores máximo refletem as condições de ativa decomposição de sedimentos orgânicos formados, seja por ação antropogênica ou pela decomposição da vegetação aquática que aí proliferam

9 - Embora havendo algumas descontinuidades, as ordens de predominância de cátions e ânions nas águas aqui estudadas (em miliequivalente), mostraram maiores valores no "período de estiagem" para os índices $rNa > rMg > rCa > rK$, para os cátions, e $rSO_4^{2-} > rCl^- > rHCO_3^-$ para os ânions. No "período chuvoso" $rNa > rCa > rMg > rK$, para os cátions, e $rHCO_3^- > rCl^- > rSO_4^{2-}$ para os ânions; observa-se no "período de estiagem" uma influência da penetração de águas do oceano atlântico no rio Guamá, cujas águas recalcadas oferece valores numéricos mais elevados para os íons sódio e cloreto.

10 - Os valores de Fe aqui analisados nas águas superficiais, são representativos de terrenos lateríticos do Terciário e do Quaternário amazônicos. No "período chuvoso" houve um sensível aumento, onde a erosão e a dissolução das margens são as principais fontes de ferro para as águas; entretanto, vale ressaltar que alguns teores de ferro férrico são elevados pois estão pro-

vavelmente relacionados a fenômenos de oxidação do ferro ferroso passando à forma férrica. Para o Fe total obteve-se um máximo de (2,54ppm de Fe), para o Fe^{2+} o valor máximo foi de (0,41 ppm de Fe) e para o Fe^{3+} o valor máximo foi de (2,36 ppm de Fe).

11 - A estimativa da biomassa planctônica, feita pela quantificação da clorofila "a", revelou um ambiente pouco produtivo (5 mg/l); no levantamento florístico do lago, a grande maioria das diatomáceas são características de águas doces e marinhas, seguidas por algumas espécies oriundas de águas reconhecidamente salobras, revelando o transporte pelo recalque de águas salobras do rio Guamá no "período de estiagem".

12 - Nos sedimentos de fundo o nitrogênio orgânico apresentou variações de 0,09 a 2,95 %, o fosfato e o carbono orgânico desenvolveram intervalos mais apreciáveis; valores mais elevados de carbono orgânico algo acima de 6 %, nesses reservatórios, o que parece indicar contribuições antropogênicas ao lado da influência da própria floresta; já o fosfato atinge um máximo, anômalo, em torno de 64 ug/g (em termos de P_2O_5), revelando efeito de contaminação química no meio urbano.

13 - Quanto a composição mineralógica, tais sedimentos se apresentaram, ora bastante lixiviados, ricos em sílica, ora argiloso, com predominância de caulinita sobre a illita; em certas situações, aparecem, ainda, além daquelas, montmorillonita e clo-rita.

15 - Com relação aos metais pesados o Hg total teve seu valor máximo em 0,25 ug/g no "período de estiagem", no ponto AP-03, o que revela a influência de contaminação antropogênica, tal índice foi observado, também, nos rios Aurá e Guamá no "período chuvoso"; tendo como possíveis fontes resíduos das indústrias de beneficiamento de pescado, e do lixo que é jogado a céu aberto às proximidades das nascentes das águas aqui em estudo. Na fração móvel os metais apresentaram teores máximos (em ug/g), que variaram, praticamente de 1.550 (para o Fe), passando por 78 (para o Zn), 27 (para o Mn), 4 (para o Cu), 2,5 (para o Pb), 0,6 (para o Cr). Na fração fixa os metais apresentaram teores máximos (em ug/g), que variaram de 1.982 (para o Fe), 27,13 (para o Zn), 13 (para o Mn), 8,92 (para o Cr), 2,12 (para o Cu) e 1,28 (para o Pb).

18 - Com exceção do Mn os metais apresentaram alta correlação com o carbono orgânico. As fortes correlações observadas entre os metais Pb e Hg ($r=0,94$), Hg e Zn ($r=0,86$) e Zn e Pb ($r=0,78$), sugerem uma predominância do fator fonte de lançamento sobre a físico-química dos metais no meio, muito embora deva-se relevar que o Pb no sistema aquático possa estar recebendo influências da contribuição atmosférica (combustão da gasolina por veículos automotores) e o zinco por esgotos domésticos.

19 - Quanto a situação geral dos mananciais, pelas pesquisas aqui realizadas, pode-se concluir que tais mananciais como um todo ainda não foram totalmente poluídos, porém dos pontos estudados dois merecem ação imediata, são estes os pontos AP-03 (lo-

calizado no lago Água Preta) e o BO-02 (localizado no lago Bolonha).

SUGESTÕES

Em decorrência do avanço desordenado, levando a profunda alterações na qualidade das águas superficiais dos lagos Bolonha e Água Preta, formadores dos mananciais do Utinga, os quais são de importância vital para o abastecimento de água de Belém, funcionando como reservatórios de sedimentação e depuração das águas do rio Guamá. Torna-se fundamental que medidas imediatas sejam tomadas, a fim de proteger o patrimônio fisiográfico do Utinga.

Tendo como prioridade para tais medidas, à remoção de vegetação aquática já existente nos mananciais; remoção de troncos; limpeza das margens dos lagos e igarapés que compõem a bacia de captação do sistema do Utinga; preservação das nascentes; relocação de moradias situadas as margens e nascentes; interceptação dos esgotos provenientes de conjuntos habitacionais, indústrias ou outros, sitiados as proximidades dos reservatórios; e principalmente a criação de uma faixa de proteção ambiental para a área do Utinga.

Ainda dentro do contexto de ações imediatas, uma questão deve ser ressaltada, vista que já foi implantada. O local para a deposição do lixo urbano, é totalmente inadequado, e sem sombra de dúvidas problemas sérios já são observados através dos altos teores nos resultados obtidos para os metais pesados; e de um cemitério às proximidade de uma das nascentes do lago

Água Preta.

Uma segunda etapa a ser executada a médio prazo, que visa a seguridade de prevenir o processo de deterioração do ambiente de estudo em questão é a de pesquisas de um novo plano de desenvolvimento para a cidade de Belém, pois apesar de ser privilegiada com a grande quantidade de água doce a cidade não possui um órgão competente com capacidade de controlar de modo eficiente os despejos industriais e domésticos; saneamento básico; um programa de controle para diminuir a poluição no estuário guajarino; fiscalização efetiva na área do Utinga; evitar área de recreação visto que a própria cultura do povo não adaptado aos bons hábitos, representa outro fator negativo, pois dificilmente são respeitadas as normas e padrões, já que tal sistema não funcionaram em outras grandes capitais; impedir o desmatamento; fazer com que multas e penalidades, áqueles que infringirem na ocupação do solo dentro das faixas dos mananciais do Utinga; criar projetos que levem um grau de conscientização para a população na questão de saneamento básico e poluição ambiental.

É possível reverter a atual situação do Utinga desde que as autoridades trabalhem em conjunto com a comunidade. Depreende-se deste modo a necessidade da ação imediata das autoridades municipais, estaduais e federais em dotar a Companhia de Saneamento do Pará dos meios necessários à administração do imenso patrimônio público pertencente a comunidade belemense que é a área fisiográfica do Utinga.

6 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACKERMANN, F. L. 1969. Esboço para a geologia da cidade de Belém-rio Gurupi e rio Atlântico - rio Guamá. Belém, Imprensa Universitária. 79 p.
- AGUDO, E. G. (coord.). 1987. Guia de coleta e preservação de amostras de água. São Paulo, CETESB. 150 p. il.
- APHA. AWWA. WPCF. 1975. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington, D.C. American Public Health Association. 1193 p.
- AZEVEDO, H. L. ; MONKEN, H. R. ; MELO, V. P. 1988. Study of heavy metal pollution in the tributary rivers of the Jacarepaguá lagoon, Rio de Janeiro State, Brazil, through sediment analysis. In: SEELIGER, U.; LACERDA, L. D.; PATCHINEELAM, S. R. (eds). Metals in coastal environments of latin america. Berlin, Heidelberg, Springer - Verlag. p. 21 - 29.
- BAAS BECKING, L. G.; KAPLAN, I. R.; MOORE, D. 1960. Limits of the natural environment in terms of ph and oxidation-reduction potentials. Jour. Geology, 68 :243-84.
- BAES, C. F. Jr. & MESMER, R. E. 1976. The hydrolisis of cations. New York, Wiley-Interscience. 489 p.
- BAISCH, P. R. N.; NIENCHESKI, L. F. H.; LACERDA, L.D. 1988. Trace metal distribution in sediments of the Patos Lagoon Estuary, Brazil. In: SEELIGER, U.; LACERDA, L. D.; PATCHINEELAM, S. R. (eds). Metals in coastal environments of latin américa. Berlin, Heidelberg, Springer-Verlag. p. 59-64.
- BATLEY, G. E. & GARDNER, D. 1978. A study of copper, lead and cadmium speciation in some estuarine and coastal marine waters. Estuarine and Coastal Marine Science, 7:59-70.
- BOLETIM METEOROLÓGICO. Belém, UFPA. Centro de Geociências. Departamento de Meteorologia. Dezembro 1990 a junho de 1991.
- BOURRELY, P. 1970. Les algues d'eau douce initiation à la systématique. Paris, Ed. N. Boubée Science. 3v. 1531 p.
- BOURRELY, P. 1971. Les algues d'eau douce. V. III. Les algues blues et rouges. Paris, Edition Boubée. 512 p.
- BOURRELY, P. & COUTÉ, A. 1982. Quelques algues de la Guyane Française. Amazoniana, 7(2) : 221-292.
- BRANCO, S. M. 1986. Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária. São Paulo, Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental. 620 p.
- BRAUN, R. 1952. Limnologische Untersuchungen an einigen Seen im Amazonasgebiet. Schweiz. Z. Hydrol., 14 (1): 128.

- BRAZ, V. M. N. 1985. Estudo da qualidade de água e abastecimento da Zona Urbana de Belém (PA), aplicação a problemática existente no Bairro do Jurunas. Belém, Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 167 p. Tese (Mestrado em Geoquímica) - Curso de Pós - Graduação em Geociências, Centro de Geociências, UFPA, 1985.
- BROWN, G. 1972. The X-ray identification and crystal structures clay minerals mineralogical. London, Society Clay Mineral Group. 544p.
- CALMANDO, W. & FORSTNER, U. 1983. Chemical extration of heavy tals in polluted river sediments in Central Europe. Sci.Total Environ. 28:77-99.
- CENSA/COSANPA. 1983. Diagnóstico do estudo urbanístico de proteção sanitária dos lagos Bolonha e Água Preta. II. Estudo da qualidade de proteção das águas. Belém, Consultoria -Engenharia/Companhia de Saneamento do Pará.
- CETESB. 1985. Determinação de nitrogênio amoniacal e total (Kjeldahl) pelo método do fenato e determinação do fosfato total pelo do ácido ascórbico. Projeto de norma técnica (minuta). São Paulo, Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental de São Paulo.
- CETESB. 1978. Normalização Técnica NT - 07 Análise Físico - Química de águas. São Paulo, Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental de São Paulo.
- CORDEIRO, C. A. 1987. Estudo da Salinização no Estuário do Rio Pará no trecho Belém-Mosqueiro. Belém, Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 109 p. Tese (Mestrado em Geoquímica) - Curso de Pós-Graduação em Geociências, Centro de Geociências, UFPA, 1987.
- CORDEIRO, C. A. & LAMB, E. Contaminação por mercúrio em sedimentos do estuário do rio Pará - Belém (PA). (no prelo)
- CORRÊA, A. J. L. 1989. O espaço das ilusões: plano compreensivo e planejamento urbano na região metropolitana de Belém. Belém, Universidade Federal do Pará. 339p. (Tese de Mestrado) Núcleo de Altos Estudos Amazônicos, UFPA, 1989.
- CRUZ, E. 1944. A água de Belém; sistemas de abastecimento usados na capital desde os tempos coloniais aos dias modernos. Belém, ofs. da Revista Veterinária. n. p.
- CUSTÓDIO, E. & LLAMAS, M. R. 1976. Hidrobiologia subterrânea. Barcelona, Ediciones Omega.
- DESIKACHARY, T. S. 1959. Cyanophyta. New Delhi, Indian-Council of Agricultura Researcer. 686 p.

- DIAS, S. da F. (coord). 1991. Estudo ambiental no Utinga: vida útil do sistema de abastecimento de água de Belém. Belém. Instituto de Desenvolvimento Econômico Social do Pará. 118 p. (Relatório de Pesquisa, 19).
- DREVER, J.I. 1988. The geochemistry of natural waters. England Cliffs, New Jersey, Prentice Hall. 437 p.
- EDWARDS, A. M. C. & THORNES, J. B. 1970. Observation on the dissolved solids of the Casiquiare and upper Orinoco, April-June. 1969. Amazoniana, 2 (3): 245-256.
- ESTEVES, F. de A. 1988. Fundamentos de limnologia. Rio de Janeiro, Interciência, FINEP. 575p.
- FERNANDES, H. M.; AZEVEDO, H. L. P. de; BARCELLOS NETO, C. de C. 1987. Investigação da poluição do Arroio Pavuna, Rio de Janeiro, por metais pesados, através do uso do sedimento como parâmetro geoquímico. In: CONGR. BRAS. GEOQ., 1., Porto Alegre, 1987. Anais. Porto Alegre, SBGQ. v. 2., p. 171-183.
- FITTKAU, E. J. 1971. Distribution and ecology of amazonian Chironomids. Can. Entmol, 103 : 407 - 413.
- FORSTER, V. K. 1969. Amazonische desmidieen. 1. Teil: Areal Santarém. Amazoniana, Manaus, 2(1-2): 5-232.
- FORSTER, V. K. 1974. Amazonische desmidieen. 2. Teil : Areal Maues-Abacaxi. Amazoniana, Manaus, 5(2): 135-242.
- FORSTNER, U. 1987. Metal speciation in solid wastes-factors affecting mobility. In. LANDER, L. (Ed.). Speciation of metals in water, sediment and soil systems. Lecture Notes in Earth Sciences. Berlin, Springer-Verlag. p.13-41.
- FORSTNER, U. & WITTMANN, G. T. W. 1983. Metal Pollution in the Aquatic Environment. 2.ed. Berlin, Heidelberg, Springer-Verlag. 486 p.
- FURCK, K. 1976. Haupt-und Spurenmetallgehalte zentralamazonischer Gewassertypen (Erste Ergebnisse). Biogeographica, 7: 27-43.
- GAUDETTE, H. E.; FLIGHT; W. R.; TONER, L.; FOLGER, D. W. 1974. An inexpensive titration method for the determination of organic carbon in recent sediments. Jour. Sedim. Petrol, 44 (1): 249-253.
- GARRELS, R. M. & CHRIST, C. L. 1965. Solutions, minerals, and equilibria. New York, Harper & Row.
- GEISLER, R. 1967. Zur limnochemie des igarapé preto. Amazoniana, 1 (2): 117-123.

- GIBBS, R.J. 1967. Geochemistry of the Amazon river system, part I. The factors that control the salinity and the composition and the concentration of the suspended solids. *Geol. Soc. Am. Bull.*, 78 : 1203 - 1232.
- GIBBS, R. J. 1970. Mechanisms controlling world water chemistry. *Science*, 170: 1088-1090.
- GIBBS, R. J. 1977. Transport phases of transition metals in the Amazon and Yukon. *Geol. Soc. Am. Bull.* 88: 829-843.
- GIBBS, R. J. 1972. Water chemistry of the Amazon river. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 36: 1061-1066.
- GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. 1978. Methods for chemical analysis of fresh waters. Boston, Blackwell. 214p. (IBP Handbook, 8).
- GOMES, C. F. 1988. Argilas. O que são e para que servem. Lisboa, Fundação Colorste Gulbeukian. 457p.
- HANNE, H. C. H. & KROONTJE, W. 1973. Significance of pH and chloride concentration on behavior of heavy metal pollutants: mercury (II), cadmium (II), zinc (II), and lead (II). *Journal of Environmental Quality*, 2:444-450.
- HEM, J. D. 1970. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural waters. 2 ed. Washington, U.S. Government Printing Office. 365p. *Geol. Survey Water-Supply paper*, 1473.
- HYNES, H. B. N. 1970. Chemical characteristics of flowing waters. In: *The ecology of running waters*. Liverpool University Press. p. 36 -52.
- HYNES, H. B. N. 1971. *The biology of polluted waters*. Liverpool, Liverpool University. 202 p.
- HUTCHINSON, G. E. 1957. *A treatise on limnology*. New York, John Wiley & Sons. 2v.
- HUTZINGER, O. (ed). 1980. *The handbook of environmental chemistry*. Berlin, Springer - Verlag. v. 1, part. A, 280 p.; v.3, part. A, 274 p.
- IDESP. 1980. Reconhecimento dos recursos naturais da Região Metropolitana de Belém. Belém, Instituto de Desenvolvimento Economico Social do Pará. Anexo I. Reconhecimento Hidrológico
- JACKSON, M. L.; WHITTIG, L. D.; PENNINGTON, R. P. 1950. Segregation procedure for mineralogic analysis of soils. *Proc. Soil. Sci. Soc. Am.* 14, 77-81.
- JAPENGA, J.; SALOMONS, W.; LACERDA, L. D. 1987. Organic micro-pollutants in the Rio de Janeiro Coastal Region. In: *INTER. ENVIR. CHEM. CONGR. IN BRAZIL, 2.*, Salvador. Abstract

p.66.

- JONASSON, J. & BOYLE, R. W. 1979. The biochemistry of mercury. In: Effects of Mercury in the Canadian Environment. Ottawa, National Research Council Canadá. (NRCC) nº 16739, p. 28-49.
- JUNGE, C. E. 1960. Sulfur in the atmosphere. Jour. Geophys. Research, 65: 227-237.
- JUNK, W. J. 1983. Ecology of swamps on the middle Amazon. In: Gore, A. J. P. ed. Mires: Swamps, Bog, Fen and Moor, B. Amsterdam, Elsevier. p. 269-294.
- JUNK, W. J. & FURCH, K. 1980. Química da água e macrófitas aquáticas de rios e igarapés na Bacia Amazônica e nas áreas adjacentes. Parte I. Trecho Cuiabá-Porto Velho. Manaus (AM). Acta Amazônica, 10(3):611-633.
- JUREIDINI, P.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. 1983. Medições da produção primária em três reservatórios do estado de São Paulo. Ciência e Cultura, 35(9), setembro.p.1341-1346.
- KLINGE, H. & OHLE, W. 1964. Chemical properties of rivers in the Amazonian area in relation to soil conditions. Verh. Intern. Verein Limnol., 15 : 1067 - 1076.
- KNCHETEL, J. R. & FRASER, J. L. 1979. Wet digestion for the determination of mercury in biological and environment samples. Anal. Chem. 51(2): 315-317.
- KRAUSKOPF, K. B. 1972. Introdução à Geoquímica. São Paulo, Polígono. 2v. Trad. Michel Lando, Pombo Bogus.
- KRIEGER, W. 1954, Cryosophita. In: ENGLER, A. (eds.). Syllabus der pflanzenfamilien. Gebuder Bornhaeager-Berlim, Nikola-see. p. 73-85.
- LACERDA, L. D. 1990. Dispersão de mercúrio em uma drenagem afetada por rejeitos de atividade garimpeira em Poconé; Mato Grosso. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE ESTUDOS AMBIENTAIS EM FLORESTA TROPICAL ÚMIDA, 1. Manaus, 1990. Contribuição Técnica ao Forest 90. 11 p.
- LACERDA, L., D.; PFEIFFER, W. C.; FISZMAN, M. 1982. Níveis naturais de metais pesados em sedimentos marinhos da Baía da Ribeira, Angra dos Reis. Ciência e Cultura, 34(7): 921-924.
- LACERDA, L. D.; PFEIFFER, W. C.; MALM, O.; SOUZA, C. M. M.; BASTOS, W. R.; SILVEIRA, E. G. 1987. Contaminação por mercúrio na Amazônia: Avaliação preliminar do rio Madeira, Rondônia. In: CONGR. BRAS. GEOQ., 1, Porto Alegre, 1987. Anais. Porto Alegre, SBGq., v. 2, p. 165-170.

- LAMB, E. Determinações físico-químicas das águas e avaliação dos metais pesados nos sedimentos de intermaré e de fundo no estuário Guajará, área do Tapanã, Belém-Pa. Tese (Mestrado em Geoquímica) - Curso de Pós Graduação em Geociências, Centro de Geociências, UFPA. (no prelo)
- LEVINSON, A. A. 1974. Introduction to exploration geochemistry. Maywood, Illinois, Applied Publishing, 614 p.
- LIVINGSTONE, D. 1963. Chemical composition of rivers and lakes. U.S. Geol. Surv. Prof. Paper 440 D ; 440 G.
- LIMA, R. R. 1956. A agricultura nas várzeas do estuário do Amazonas. Boletim Técnico do Instituto Agrônômico do Norte, Belém (33).
- LIMA, R. R. 1979. Influência da água do mar no rio Pará. Belém, Faculdade de Ciências Agrárias do Pará (FCAP. Inf. Téc, 3).
- LIMA, W.N. de & KOBAYASH, C. N. 1988. Sobre o Quimismo predominante nas águas do sistema flúvial - estuarino de Barcarena, Pa. Geochimica Brasiliensis, 2 (1): 53-57.
- LIMA, W. N. de; RODRIGUES, M. D. R.; OLIVEIRA, J. L. R. de. 1983. Estudo sobre o conteúdo mineralógico de argilas por difratometria de raios X e análise térmica diferencial - Amostras de Mosqueiro (PA). In: ENCONTRO DE PROFISSIONAIS DE QUÍMICA DA AMAZÔNIA, 4, Belém, 1983. Anais. Belém, Falângola. p.155-176.
- LUCOTTE, M.; FERLAND, P.; FORTIN, B. ; GRONDIN, A.; GUIGNARD, C.; HILLAIRE-MARCEL, C.; LOUCHOUARN; MUCCI, A.; PERREAULT, E; PICHET, P. Evidence for long distance atmospheric transport of mercury, lead, and other heavy metals in Québec lacustrine sediments. (no prelo)
- MARGALEF, R. 1983. Limnologia. Barcelona, Omega. 1010p
- MAZZEO, T. E. Avaliação ambiental das vias de drenagem da Região Metropolitana de Belém (PA) quanto à distribuição dos elementos, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, e Zn. Belém, Universidade Federal do Pará. Tese (Mestrado em Geoquímica) - Curso de Pós-Graduação em Geociências, Centro de Geociências, UFPA. (no prelo)
- McNELLY, R. N.; MEIMANIS, V. P.; DWYER, L. 1979. Water Quality Sourcebook - A Guide to Water Quality Parameters. Ottawa, Inland Water Directorate, Water Quality Branch. 77p.
- MOREIRA, E. 1966. Belém e sua expressão geográfica. Belém, Imprensa Universitária. 212 p.
- MOORE, J. W. & RAMAMOORTHY, S. 1984. Heavy metals in natural waters. New York, Springer-Verlag. 265 p.

- MULLER-MELCHERS, F. C. & FERRANDO, H. J. 1956. Técnica para el estudio de las diatomáceas. Boletim do Instituto Oceanográfico de São Paulo, 7 (12): 151-160.
- NAKANE, K. 1981. Dynamics of nutrientes and heavy metals in the Han River and this basin in the Korean Peninsula. I Dynamics of nutrientes (Na, K, Mg, Ca and P). Verh. Internat. Verein. Limnol., 21: 886-93.
- NRIAGU, J. O. (ed). 1976. Environmental biogeochemistry - Metals Transfer and Ecological Mass Balance. Michigan, Ann Arbor Science, v. 2, p. 427-797.
- NRIAGU, J. O. 1979. Global inventory of natural and anthropogenic emissions of trace metals to the atmosphere. Nature, 279: 409-411.
- NRIAGU, J. O. & COKER, R. D. 1980. Trace metals in humic and fulvic acids from Lake Ontario sediments. Environmental Science and Technology 4:443-446.
- PAIVA, R.S. 1991. Composição e biomassa do fitoplâncton na baía do Guajará (PA). Recife, Universidade Federal de Pernambuco. 155 p. Tese (Mestrado em Criptógamos) - Curso de Ciências na área de Criptógamos, UFPE, 1991.
- PARKIN, T. B. & BROCK, T. D. 1981. The role of phototrophic bacteria in the sulfur cycle of meromictic lake. Limnol. Oceanogr., 26:830-890.
- PENNAK, R.W. 1971. Toward a classification of lotic habitat. Hidrobiologia, 28:321-334.
- PENTEADO, A. R. 1967. Geografia Urbana de Belém. Belém, Universidade Federal do Pará. 2v.
- PESTANA, M. H. & LACERDA, L.D. 1989. Especificação geoquímica aplicada a estudo de mobilização de metais pesados em sedimentos estuarinos dos rios do Frade e da Guarda, RJ. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUÍMICA, 2., Rio de Janeiro, 1989. Anais. Rio de Janeiro, SBGq. v.2, p. 321-328.
- PFEIFFER, W. C.; FISZMAN; LACERDA, L. D. 1988. Heavy Metal Surveys in Brazilian Coastal Environments, In: SEELIGER, U.; LACERDA, L. D.; PATCHINEELAM, S. R. (eds.). Metals in the Coastal Environmental of Latin America. Berlin, Heidelberg, Springer-Verlag. p. 3-8.
- POMEROY, L. R.; MATHEWS, H. M.; MIN, N. S. 1963. Excretion of phosphate and soluble organic phosphorus compounds by zooplankton. Limnol. Oceanogr., 8:50-55.
- REID, G. K. & WOOD, R. D. 1976. Environmental variables of natural waters. In: Ecology of inland waters and estuaries. 2. ed. New York, Van Nostrand. p. 123 - 257.

- REMY, H. 1965 - Lehrbuch der anorganischen Chemie. Band I. Akademische Verlagsgesellschaft. Leipzig, Geets & Partig K. G, 1120 p.
- REUTER, J. H. & PERDUE, E. M. 1977. Importance of heavy metal organic matter interactions in natural water. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 41: 325-334.
- RILEY, J. P. 1958. The rapid analysis of silicate rocks and minerals. *Anal. Chim. Acta*, 19: 413-428.
- RODIER, J. 1981. Analisis de las aguas. Barcelona, Omega 1059p.
- SADEECK, A. H. J. & MÓSCA, N. P. 1980. Concentration level of mercury in waters and sediments in the Bay of Guanabara - Rio de Janeiro. In: CONGR.. BRAS. GEOL., 31., Camboriú, 1980. *Anais. Camboriú, SBG. v. 1, p. 200-209.*
- SALOMONS, W. & FORSTNER, U. 1984. Metals in the hydrocycle. Berlin, Springer-Verlag. 349 p.
- SALOMONS, W.; KERDIJK, H.; VAN PAGEE, H.; KLOMP, R.; SCHREUR, A. 1988. Behavior and impact assessment of heavy metals in estuarine and coastal zones. In: SEELIGER, U.; LACERDA, L. D.; PATCHINEELAM, S. R. (eds.). Metals in coastal environments of latin america. Berlin, Heidelberg. Springer-Verlag. p. 157-198.
- SAWYER, C. N. & MCCARTHY, P. L. 1978. Chemistry for environmental engineering. 3. ed. New York, Mc.Graw-Hill Book Co. 532p.
- SCHAFER, A. 1985. Fundamentos da ecologia e biogeografia das águas continentais. Porto Alegre. Ed. da UFRGS. 533p.
- SCHMIDT, G. W. 1972. Amounts of suspended solids and dissolved substances in the middle reaches of the Amazon over the course of one year (August 1969-July 1970). *Amazoniana*, 3 (2): 208-223.
- SCHOELLER, H. 1962 . Les eaux souterraines. Masson, Paris, 237 p.
- SILLEN, L. G. & MARTELL, A. E. 1971. Stability constants of metal-ion complexes; Supplement, nº 1. London. The Chemical Society. 865 p. (Special Publication, 25)
- SILVEIRA, O. M. I. & PATCHINEELAM, S. R. 1991. Formas de fósforo na plataforma continental do rio Amazonas. In: Cong. Bras. Geoq., 3. São Paulo, 1991. *Anais. São Paulo, SBGq. 1., p.339-342.*
- SIOLI, H. 1951. Alguns resultados e problemas da limnologia Amazônica. *Bol. Téc. Inst. Agr. Norte, Belém (24):45-65.*

- SIOLI, H. 1956. O rio Arapiuns - Estudo limnológico de um corpo d'água da região do terciário, plioceno, série das barreiras, do Baixo Amazonas. Boletim Técnico Inst. Agr. Norte, Belém (32): 1-115.
- SIOLI, H. 1949. O rio Cuparí - I. Topografia e Hidrografia. Bol. Téc. Inst. Agr. Norte, Belém (17): 1-50.
- SIOLI, H. . 1960. Pesquisas limnológicas na região da estrada de ferro de Bragança - Estado do Pará - Brasil. Boletim Técnico Inst. Agr. Norte, Belém, (37): 37 - 91.
- SIOLI, H. 1967. Studies in Amazonian waters. Simpósio Sobre a Biota Amazônica, Belém, 1966. Atas. Rio de Janeiro, CNPq., 1967. v.3 (Limnologia): p. 9-50.
- SIOLI, H. 1975. Tropical river - The Amazon. In: Whitton, B.A. Ecology. Oxford, Blackwell. cap. 18, p. 461-488.
- SIOLI, H. 1957. Valores de pH de águas amazônicas. Bol. Mus. Paraense Emílio Goeldi: Nova Série Geologia, Belém (1):1-37.
- SIOLI, H. & KLINGER, H. 1962. Solos, tipos de vegetação e águas na amazônia. Bol. Mus. Paraense Emílio Goeldi. Série avulsa, Belém (1): 27-41.
- SOUZA, H. B. & DERÍSIO, J. C. 1977. Guia técnico de coleta de amostras de água. São Paulo, Companhia de Tecnol. e Saneam. Ambiental de São Paulo. 257 p.
- STUUM, W. & MORGAN, J. J. 1981. Aquatic chemistry. New York, John Wiley & Sons.
- TUNDISI, J. G. 1981. Typology of reservoirs in Southern Brazil. Verh. Int. Ver. Limnol., 21: 1031-1039.
- THOREZ, J. 1976. Pratical identification of clay minerals. 90 p. Belgique, G. Lelotte.
- UHERKOVICH, G. 1976. Algen aus flussen rio Negro und rio Tapajós. Amazoniana, Manaus, 5(4): 465-515.
- UHERKOVICH, G. & RAI, H. 1979. Algen aus dem rio Negro und seinen Nebenflüssen. Amazoniana, Manaus, 6(4): 611-638.
- UHERKOVICH, G. & SCHMIDT, G. W. 1974. Phitoplankton taxa in dem zentralamazonischen Schwemmelaudsee lago do Castanho. Amazoniana, Manaus, 5(2): 243-283.
- VISSER, S. A. 1974. Composition of waters of lakes and rivers in east and west Africa. Tropical Hydrobiology and Fisheries, 3 (1): 43-60.
- VOGLER, P. 1965. Beitrage zur Phosphatanalytik in der Limnologie. Forsch. Wasserchem. Grenzgeb, 2:100-119.

- VOLLENWEIDER, R. A. 1974. A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. Oxford, Blackwell. 225p. (IBP Handbook, 12).
- WALKER, I. 1987. The biology of streams as part of Amazonian forest ecology. *Experientiae*, 73: 279-287.
- WETZEL, R. G. 1975. Limnology. Philadelphia, Saunders. 743 p.
- WINBERG, G. G. 1971. Symbols, units and conversion factors in studies of freshwater productivity. S. L. IBP Central Office.
- WILKEN, R. D. & HINTELMANN, H. 1990. Analysis of mercury - species in sediments. In: BROEKAERT, J.A.C.; GUÇER, S.; ADAMS, F.(ed.). Metal Speciation in the Environment. Berlin, Heidelberg, Springer-Verlag. P. 339-342.