



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
CENTRO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOLOGIA E GEOQUÍMICA**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DA MATA CILIAR SOBRE OS FLUXOS
HIDROGEOQUÍMICOS EM ÁREA DE PASTAGEM: CASO DAS BACIAS
HIDROGRÁFICAS DOS IGARAPÉS DO SETE E PAJEÚ –
PARAGOMINAS (PA)**

**Dissertação apresentada por:
ALINE SOUZA SARDINHA**

**BELÉM
2006**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação(CIP)
Biblioteca Geól. Rdº Montenegro G. de Montalvão

Sardinha, Aline Souza

S244a Avaliação dos efeitos da mata ciliar sobre os fluxos hidrogeoquímicos em área de pastagem: caso das bacias hidrográficas dos igarapés do Sete e Pajeú – Paragominas (Pa). / Aline Souza Sardinha; orientador, Eliene Lopes de Souza;. – 2006 xi; 112 f. : il

Dissertação (Mestrado em Geologia) – Universidade Federal do Pará, Centro de Geociências, Curso de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica, Belém, 2006.

1. Hidrogeoquímica 2. Fluxos hidrogeoquímicos 3. Mata ciliar. 4. Pastagem. 5. Água freática. 6. Paragominas (Pa). I.Universidade Federal do Pará II. Souza, Eliene Lopes, Orient. III. .Título.

CDD 20º ed.:551.48098115



Universidade Federal do Pará
Centro de Geociências
Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica

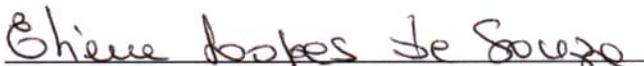
**AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DA MATA CILIAR SOBRE OS
FLUXOS HIDROGEOQUÍMICOS EM ÁREA DE
PASTAGEM: CASO DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS
IGARAPÉS DO SETE E PAJEÚ – PARAGOMINAS (PA)**

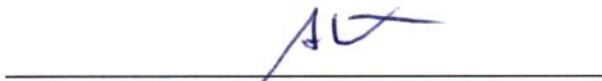
DISSERTAÇÃO APRESENTADA POR
ALINE SOUZA SARDINHA

Como requisito parcial à obtenção do Grau de Mestre em
Ciências na Área de GEOLOGIA.

Data de Aprovação: 22/09/2006

Comitê de Dissertação:


ELIENE LOPES DE SOUZA (Orientador)


ALEX VLADIMIR KRUSCHE.


MERCEDES MARIA DA CUNHA BUSTAMANTE

A Deus ofereço e aos meus queridos pais Raimundo e Francisca Sardinha, exemplos de vida, dedico este trabalho, pelo amor, carinho e confiança que sempre me dedicaram. Muito obrigada! Eu amo vocês!

AGRADECIMENTOS

No decorrer deste trabalho, contei com valiosas colaborações, sem as quais a sua concretização seria mais difícil. Por isso, gostaria de expressar meus sinceros agradecimentos:

- A Deus, pai de Nosso Senhor Jesus Cristo, pelos dons recebidos, pela força, pela presença constante no decorrer deste trabalho e de toda minha existência;
- Aos responsáveis por minha formação moral e religiosa, os amores da minha vida, meus pais Raimundo Sardinha e Francisca Marilene Souza Sardinha por tudo o que fizeram e fazem por mim;
- A minha avó (*in memoriam*) que mesmo distante me amou tanto durante sua vida;
- Ao meu avô “Darico” de quem tenho tantas lembranças boas;
- Aos meus irmãos Antônio, José, Keila, Kátia, Alex, Vânia, Vanessa e aos meus sobrinhos Tamires, Tiago, Thays, Raynara, Miguel e Lukas (meu bebê) pelo apoio e incentivo e por todas as dificuldades vencidas até hoje;
- À Prof^a Eliene pela amizade, horas de conversa, paciência e extrema competência profissional na orientação deste trabalho;
- Aos professores Alex Vladimir Krusche (USP) e Mercedes Maria da Cunha Bustamante (UNB) por aceitarem o convite de participar da banca examinadora e pelas sugestões feitas;
- Ao Centro de Geociências da Universidade Federal do Pará, pela oportunidade de realização do mestrado e pela infra-estrutura concedida;
- Aos funcionários do Centro de Geociências nas pessoas de Afonso, seu Esteves, dona Ana e Gladys;
- Ao meu ex-chefe Alcir Matos, que em 2004, adequou meu horário de trabalho às minhas aulas no mestrado;
- Ao CNPq/ CT-Hidro pela concessão de bolsa de estudo em 2005;
- Ao Projeto Agrobacias Amazônicas, executado pela Embrapa, pelo apoio financeiro;
- Ao Dr. Ricardo Figueiredo por está sempre disposto a me auxiliar nos momentos de dúvida;
- Ao IPAM nas pessoas de Marysol e Everton, em especial aos nossos guias Benedito e Jorge, por terem tornando agradáveis os trabalhos de campo, mesmo com longas caminhadas sob forte sol;

- À mestranda Thereza Cristina, pelas vezes em que realizamos trabalhos de campo, laboratório e pelas muitas pizzas que comemos;
- Ao laboratório de Sensoriamento remoto da Embrapa pela concessão de imagens de satélite;
- Ao laboratório de Hidrogeoquímica nas pessoas do Prof^o José Augusto, Leila, Seu Alcindo e aos técnicos do laboratório de absorção atômica e análises químicas Antônio e Natalino;
- Aos professores José Gouvêa, Geraldo Alves, Waterloo Napoleão e Antônio Vaquera;
- Ao Prof^o e colega Mário Vítor, pela valiosa contribuição;
- Aos bibliotecários da SECTAM, Terezinha e Alexandre pela disposição em me auxiliar na busca de livros, artigos e rimas;
- Aos meus amigos André e Nicola pela valiosa contribuição na elaboração de mapas;
- Ao meu querido Ismaily por me ajudar nos gráficos estatísticos;
- Aos meus amigos da Pós-Graduação Suziane, Francileide, Poliana, Bruno, Alciney, Andrey, Felipe, Ecilene e Luciana pelos momentos de descontração e boas risadas;
- À Engenheira Florestal Adriana Soares, por nossa amizade que já dura cerca de 10 anos e por ter ido assistir o seminário II;
- Às Engenheiras Sanitaristas, Cristiane Souza e Tcheyenne Martins, por todos os momentos bons e difíceis durante a graduação, pela inestimável amizade, apoio e incentivo que sempre me dedicaram;
- Aos meus colegas Adaelson, Télió, Wellington, Verônica, Nereida, Lauro, Leeds, Giovanni, Harley por sempre que possível nos reunirmos para relembrarmos bons momentos;
- E a todos aqueles que de forma direta ou indireta contribuíram de alguma forma para a elaboração deste trabalho e pelo apoio dado nos momentos de dificuldade. Muito obrigada!

À minha princesa Francisca Marilene Souza Sardinha, minha mãe querida:

SALMO 22

O Senhor é meu pastor, nada me falta.
Em verdes prados me faz descansar, e conduz-me às águas refrescantes.
Reconforta a minha alma, guia-me pelos caminhos retos, por amor de Seu nome.
Mesmo que atravessem os vales sombrios,
Nenhum mal temerei, porque estais comigo;
O Vosso bastão e o vosso cajado dão-me conforto.
Preparais-me um banquete frente aos meus adversários.
Ungis com óleo a minha cabeça e a minha taça transborda.
A graça e a bondade hão-de acompanhar-me
Todos os dias de minha vida.
A minha morada será a casa do Senhor
Ao longo dos dias.

Uma vez minha mãe enviou uma mensagem para o meu celular que dizia:

“Aline você é a criatura mais linda da sua mãe.

Obrigada por ser minha filha. Te amo!”

Eu quero dizer que eu é que agradeço a Deus por você ser minha mãe!

Obrigada por tudo que fez por mim ... pelo amor, carinho, confiança e amizade!!!

Há alguns dias Jesus a levou para a casa do Pai misericordioso...

Eu não posso mais cuidar de você ... mas Jesus está cuidando da Senhora por mim!

“Deus te trouxe aqui para aliviar os teus sofrimentos. É ele o autor da fé do princípio ao fim de todos os teus tormentos. E ainda se vier noites traiçoeiras se a cruz pesada for Cristo estará contigo. O mundo pode até fazer você chorar, mas Deus te quer sorrindo!”

- Pe Zeca.

Mãe eu te amo todos os dias!!!

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA	i
AGRADECIMENTOS	ii
EPÍGRAFE	iv
LISTA DE ILUSTRAÇÕES	vii
RESUMO	1
ABSTRACT	3
1- INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA	5
2- LOCALIZAÇÃO DA ÁREA E VIAS DE ACESSO	7
3- OBJETIVOS	10
4- REVISÃO DE LITERATURA	11
4.1- MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS	11
4.2- MATAS CILIARES	13
4.3- OS IMPACTOS DE ATIVIDADES PECUÁRIAS	17
4.4- AS CONSEQUÊNCIAS DA CONVERSÃO DE FLORESTAS EM PASTAGENS	18
4.5- ESTUDOS ANTERIORES NA ÁREA	19
5- METODOLOGIA	23
5.1- TRABALHOS DE CAMPO	23
5.1.1- Coleta e preservação de amostras	23
5.2- MÉTODOS ANALÍTICOS	27
5.3- ANÁLISE ESTATÍSTICA	28
6- CARACTERÍSTICAS DA ÁREA DE ESTUDO	29
6.1- ASPECTOS SÓCIOECONÔMICOS	29
6.2- ASPECTOS FISIAGRÁFICOS	29
6.2.1- Clima	29
6.2.2- Vegetação	30
6.2.3- Solos	31
6.3- HIDROGRAFIA	35
6.4- GEOMORFOLOGIA	37
7- CONTEXTO GEOLÓGICO	39

7.1 GEOLOGIA REGIONAL	39
8- HIDROGEOLOGIA	42
9- RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
9.1- CONSTITUINTES QUÍMICOS	44
9.1.1- Água das parcelas de escoamento superficial	44
9.1.2- Poços de monitoramento	57
9.2- ALCALINIDADE, pH, TEMPERATURA E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA	82
9.2.1- Água das parcelas de escoamento superficial	82
9.2.2- Água dos poços de monitoramento	87
9.3 NÍVEL FREÁTICO	96
10- CONCLUSÕES	98
REFERÊNCIAS	100
ANEXO: Resultados analíticos	108

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURAS

Figura 1 – Localização do município de Paragominas e da área de estudo	8
Figura 2 – Vias de acesso ao município de Paragominas	9
Figura 3 – Divisão das regiões hidrográficas do Pará de acordo com a Lei nº 6.381/01, que dispõe sobre a Política de recursos hídricos do Estado do Pará	12
Figura 4 – Dinâmica da mudança do uso da terra na microbacia hidrográfica do igarapé Cinquenta e Quatro, no período compreendido entre 1986 a 2004	22
Figura 5 – Microbacias hidrográficas dos igarapés do Sete e do Pajeú	26
Figura 6 – Foto de um dos poços de monitoramento	27
Figura 7 – Foto de uma das parcelas de escoamento superficial	27
Figura 8 – Hidrografia da área de estudo mostrando o principal rio da região, o Uraim, e os Igarapés do Pajeú e Sete, entre outros	36
Figura 9 – Mapa geológico da área do município de Paragominas	41
Figura 10 – Perfil de um poço perfurado pela COSANPA, no bairro Trecho Seco	43
Figura 11 – Teores de amônio em mg.L^{-1} nas amostras das parcelas de escoamento superficial instaladas em área de mata ciliar (PJ3-E1 a ST4-E4) e em área de pasto (PJ3-E3 a ST6-E4), em maio I e maio II de 2005	46
Figura 12 – Teores de nitrato em mg.L^{-1} nas amostras das parcelas de escoamento superficial instaladas em área de mata ciliar (PJ3-E1 a ST4-E4) e em área de pasto (PJ3-E3 a ST6-E4), em maio I e maio II de 2005.	46
Figura 13 – Teores de fosfato em mg.L^{-1} nas amostras das parcelas de escoamento superficial instaladas em área de mata ciliar (PJ3-E1 a ST4-E4) e em área de pasto (PJ3-E3 a ST6-E4), em maio I e maio II de 2005	48
Figura 14 – Teores de sulfato em mg.L^{-1} nas amostras das parcelas de escoamento superficial instaladas em área de mata ciliar (PJ3-E1 a ST4-E4) e em área de pasto (PJ3-E3 a ST6-E4), em maio I, maio II e julho de 2005.	49
Figura 15 – Teores de potássio em mg.L^{-1} nas amostras das parcelas de escoamento superficial instaladas em área de mata ciliar (PJ3-E1 a ST4-E4) e em área de pasto (PJ3-E3 a ST6-E4) em maio I e maio II de 2005	50

Figura 16 – Teores de sódio em mg.L^{-1} nas amostras das parcelas de escoamento superficial instaladas em área de mata ciliar (PJ3-E1 a ST4-E4) e em área de pasto (PJ3-E3 a ST6-E4) em maio I e maio II de 2005	51
Figura 17 – Teores de magnésio em mg.L^{-1} nas amostras das parcelas de escoamento superficial instaladas em área de mata ciliar (PJ3-E1 a ST4-E4) e em área de pasto (PJ3-E3 a ST6-E4) em maio I e maio II de 2005	52
Figura 18 – Teores de cálcio em mg.L^{-1} nas amostras das parcelas de escoamento superficial instaladas em área de mata ciliar (PJ3-E1 a ST4-E4) e em área de pasto (PJ3-E3 a ST6-E4) em maio I e maio II de 2005	54
Figura 19 – Teores de bicarbonato em mg.L^{-1} nas amostras das parcelas de escoamento superficial instaladas em área de mata ciliar (PJ3-E1 a ST4-E4) e em área de pasto (PJ3-E3 a ST6-E4), em maio I e maio II de 2005	55
Figura 20 – Teores de cloreto em mg.L^{-1} nas amostras das parcelas de escoamento superficial instaladas em área de mata ciliar (PJ3-E1 a ST4-E4) e em área de pasto (PJ3-E3 a ST6-E4) em maio I e maio II de 2005	56
Figura 21 – Teores de amônio em mg.L^{-1} nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4) de abril a outubro de 2005.	59
Figura 22 – Teores máximo, mínimo, desvio padrão e média de amônio (mg.L^{-1}) nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (A) e pasto (B)	60
Figura 23 – Teores de nitrato em mg.L^{-1} nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4) de abril a outubro de 2005	61
Figura 24 – Teores máximo, mínimo, desvio padrão e média de nitrato (mg.L^{-1}) nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (A) e pasto (B)	62
Figura 25 – Teores de fosfato em mg.L^{-1} nos poços instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e em área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4) de abril a outubro de 2005	64
Figura 26 – Teores máximo, mínimo, desvio padrão e média de fosfato (mg.L^{-1}) nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (A) e pasto (B)	65
Figura 27 – Teores de sulfato em mg.L^{-1} nos poços de monitoramento instalados	66

em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e em área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4) de abril a outubro de 2005	
Figura 28 – Teores máximo, mínimo, desvio padrão e média de sulfato ⁻ (mg.L ⁻¹) nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (A) e pasto (B)	67
Figura 29 – Teores de potássio em mg.L ⁻¹ nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e em área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4), de abril a outubro de 2005	68
Figura 30 – Teores máximo, mínimo, desvio padrão e média de potássio (mg.L ⁻¹) nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (A) e pasto (B)	69
Figura 31 – Teores de sódio em mg.L ⁻¹ nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e em área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4) de abril a outubro de 2005	71
Figura 32 – Teores máximo, mínimo, desvio padrão e média de sódio (mg.L ⁻¹) nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (A) e pasto (B)	72
Figura 33– Teores de magnésio em mg.L ⁻¹ nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e em área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4) de abril a outubro de 2005	73
Figura 34 – Teores máximo, mínimo, desvio padrão e média de magnésio (mg.L ⁻¹) nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (A) e pasto (B)	74
Figura 35 – Teores de cálcio em mg.L ⁻¹ nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e em área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4) de abril a outubro de 2005	76
Figura 36 – Teores máximo, mínimo, desvio padrão e média de cálcio (mg.L ⁻¹) nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (A) e pasto (B)	77
Figura 37 – Teores de bicarbonato em mg.L ⁻¹ nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e em área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4) de abril a outubro de 2005	78
Figura 38 – Teores máximo, mínimo, desvio padrão e média de bicarbonato (mg.L ⁻¹) nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (A) e pasto (B)	79

Figura 39 – Teores de cloreto em mg.L^{-1} nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e em área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4), de abril a outubro de 2005	81
Figura 40 – Teores máximo, mínimo, desvio padrão e média de cloreto (mg.L^{-1}) nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (A) e pasto (B)	82
Figura 41 – Teores de alcalinidade em mg.L^{-1} nas amostras das parcelas de escoamento superficial instaladas em área de mata ciliar (PJ3-E1 a ST4-E4) e em área de pasto (PJ3-E3 a ST6-E4) em maio I e maio II de 2005	83
Figura 42 – Medidas de pH nas amostras das parcelas de escoamento superficial instaladas em área de mata ciliar (PJ3-E1 a ST4-E4) e em área de pasto (PJ3-E3 a ST6-E4) em maio I e maio II de 2005	84
Figura 43 – Medidas de temperatura (T) em $^{\circ}\text{C}$ nas amostras das parcelas de escoamento superficial instaladas em área de mata ciliar (PJ3-E1 a ST4-E4) e em área de pasto (PJ3-E3 a ST6-E4) em maio I e maio II de 2005	85
Figura 44 – Medidas de condutividade elétrica (CE) em $\mu\text{S.cm}^{-1}$ nas amostras das parcelas de escoamento superficial instaladas em área de mata ciliar (PJ3-E1 a ST4-E4) e em área de pasto (PJ3-E3 a ST6-E4) em maio I e maio II de 2005	86
Figura 45 – Teores de alcalinidade em mg.L^{-1} de HCO_3^- nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e em área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4) de abril a outubro de 2005	88
Figura 46 – Teores máximo, mínimo, desvio padrão e média de alcalinidade (mg.L^{-1} de HCO_3^-) nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (A) e pasto (B)	89
Figura 47 – Medidas de pH em poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e em área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4), de abril a outubro de 2005	91
Figura 48 – Medidas máxima, mínima, desvio padrão e média de pH nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (A) e pasto (B)	92
Figura 49 – Medidas de temperatura (T) em $^{\circ}\text{C}$ em poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e em área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4) de abril a outubro de 2005	93

Figura 50 – Valores de condutividade elétrica (CE) em $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ em poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e em área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4), de abril a outubro de 2005	94
Figura 51 – Teores máximo, mínimo, desvio padrão e média de CE $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (A) e pasto (B).	95
Figura 52 – Profundidade do nível freático, em metro (m), em poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e em área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4), de abril a outubro de 2005	97

RESUMO

Foram estudadas águas de aquífero freático e de parcelas de escoamento superficial nas microbacias hidrográficas dos igarapés do Sete e do Pajeú, no município de Paragominas, no nordeste paraense. Com áreas totais em torno de 150 e 45 Km², respectivamente, essas bacias são ocupadas principalmente pela pecuária. Inserem-se na bacia sedimentar do Grajaú, ocorrendo da base para o topo a Formação Itapecuru, Ipixuna, Cobertura Detrito-Laterítica Paleogênica, Cobertura Sedimentar Pleistocênica e Depósitos Aluviais. Avaliou-se o quimismo da água em áreas de pasto, com e sem preservação da mata ciliar que, mesmo estando protegida por lei, é normalmente retirada para os diversos usos do solo. Foram estudadas águas de 9 poços de monitoramento, instalados em aquífero freático, e de 13 parcelas de escoamento superficial situados em áreas de pasto e de mata ciliar. O aquífero avaliado é constituído por sedimentos da Formação Ipixuna, com arenitos caulinizados e argilitos caulíníticos. Foram realizadas 8 campanhas de amostragem, durante os períodos seco e chuvoso de 2005, analisando-se os teores de sódio, potássio, cálcio, magnésio, nitrato, amônio, sulfato, fosfato, bicarbonato e cloreto, além dos parâmetros analisados *in situ*, pH, condutividade elétrica, e temperatura. Nas águas de escoamento superficial, os resultados indicam uma significativa lixiviação do solo, evidenciada pela elevação dos teores de nutrientes. Nas águas de escoamento superficial as concentrações de sulfato, potássio, magnésio e cloreto se mostraram um pouco maiores nas áreas de pastagem. Por outro lado, os teores de amônio, nitrato, fosfato, cálcio, sódio e bicarbonato foram, em sua maioria, sensivelmente mais elevados em área de mata ciliar. Nesta, a principal fonte de nutrientes para as águas é a matéria orgânica do solo enquanto que nas pastagens provêm do calcário e dos fertilizantes aplicados para correção do pH e aumento da fertilidade do solo, havendo ainda a contribuição das cinzas, resultantes das queimadas para converter a vegetação original em pasto. Na água freática, os teores dos cátions e ânions avaliados se mostraram, de um modo geral, mais elevados em áreas de pasto, com exceção das concentrações de sódio e cloreto que foram maiores nos poços em área de mata ciliar. Entre os constituintes analisados destacaram-se, principalmente, as concentrações de amônio e bicarbonato, cujos valores máximos obtidos em poços em mata ciliar e pasto foram, respectivamente, de 0,81 e 17,6 mg.L⁻¹ (amônio), 15,98 e 109,78 mg.L⁻¹ (bicarbonato). Quando comparadas à água de escoamento superficial, verificou-se que nas águas freáticas a maioria das substâncias apresentou um aumento de seus

teores em áreas de pasto. Atribui-se esse resultado à fixação de nutrientes pela vegetação ciliar quando a água infiltrada atravessa a zona insaturada, enquanto que nas pastagens os nutrientes podem ser carreados nas águas de infiltração, atingindo o nível freático, uma vez que nessas áreas não ocorre uma retenção significativa dessas substâncias. A maioria dos cátions e ânions analisados apresentaram-se mais elevados nos poços do ponto ST6, no igarapé do Sete, onde a área é de pasto e sem faixa de mata ciliar preservada. Os íons com teores mais elevados foram o nitrato, amônio e bicarbonato obtidos no período seco. Quanto à alcalinidade, o pH e a CE foram obtidos valores mais elevados em áreas de pastagem nas águas freáticas; por outro lado, nas águas de escoamento superficial, com exceção do pH, esses parâmetros mostraram os valores mais altos nas áreas de mata ciliar. Predominaram águas ácidas com pH entre 5 e 6, embora tenham sido obtidos valores próximos e até superiores a 7, atribuídos à utilização de calcário na área e às cinzas, ricas em base, provenientes das queimadas. No que concerne à temperatura, foi verificado que a mesma reflete a média local, de 26,33°C. Na microbacia do Pajeú, os teores de cátions e ânions apresentaram-se, em geral, mais elevados durante o período chuvoso, enquanto que no ponto ST6 na bacia do Sete houve um aumento relativo nos teores da maioria dos íons analisados durante o período seco, em decorrência do rebaixamento do nível freático e da baixa recarga do aquífero. Nas áreas com vegetação ciliar esse efeito se mostrou negligenciável devido às pequenas variações nas condições hidrológicas ao longo do ano, resultando em uma menor variação anual na profundidade do nível freático.

ABSTRACT

It was studied the waters of unconfined aquifer and of portions of superficial drainage in the watersheds of the Sete and the Pajeú rivers, in the municipal district of Paragominas, in the northeast of Pará. With total areas of around 150 and 45 Km², respectively, those basins are mainly occupied by cattle areas. They are inserted in the sedimentary basin of Grajaú, occurring from the base to the top the Itapecuru formation, Ipixuna formation, Debris-Lateritic Paleogenic covering, Pleistocenic Sedimentary Covering and Alluvial Deposits. The chemistry of the water was evaluated in pasture areas, with and without preservation of the riparian forest that, although protected by law, is usually removed for several land uses. The waters of 9 monitoring wells were studied, installed in unconfined aquifer, and of 13 portions of superficial drainage placed in pasture areas and in riparian forest. The evaluated aquifer is constituted by sediments of the Ipixuna Formation, with kaolinite sandstones and mudstone kaolinic. Eight sampling campaigns were accomplished, during the dry and rainy periods in 2005. It was determined the contents of sodium, potassium, calcium, magnesium, nitrate, ammonium, sulfate, phosphate, bicarbonate and chloride, and in the Field pH, electrical conductivity, and temperature. In the waters of superficial drainage, the results indicate significant leaching of soils, evidenced by the higher the contents of nutrients. In the waters of superficial drainage concentrations of sulfate, potassium, magnesium and chloride were higher in the pasture areas. On the other hand, the contents of ammonium, nitrate, phosphate, calcium, sodium and bicarbonate were, in most case higher in an area of riparian forest, in which the main source of nutrients for the waters is the organic matter of the soil. In pastures these elements come from the either the limestone or the fertilizers used for pH correction and increasing of the soil fertility. Another source comes from the contribution of ashes, resulting from burning used to convert the original vegetation in pasture. In the freatic water, the contents of the cations and anions evaluated were, in general, higher in the pasture areas, except for the concentrations of sodium and chloride that were larger in the wells in riparian forest. Among the constituents analyzed, stood out, mainly, the concentrations of ammonium and bicarbonate, whose maximum values obtained in wells in riparian forest and pasture were, respectively, 0,81 and 17,6 mg.L⁻¹ (ammonium) and 15,98 and 109,78 mg.L⁻¹ (bicarbonate). When compared to the water of superficial drainage, it was verified that in the freatic waters most of the substances showed an increase in their contents in pasture areas. That

result is attributed to the fixation of nutrients by the riparian forest when the percolating water crosses the insaturated zone, while in the pastures the nutrients can reach the water table, once in those areas a significant retention of those substances does not happen. Most of the cations and anions analyzed showed higher concentrations in the wells of the point ST6, in the Sete river, where the area is of pasture and without riparian forest. The ions with higher contents were nitrate, ammonium and bicarbonate obtained in the dry period. For the alkalinity, pH and CE values were higher in pasture areas in the freatic waters. On the other hand, in the waters of superficial drainage, except for the pH, those parameters showed the highest values in the areas of riparian forest. Acid waters prevailed with pH between 5 and 6, although values close and even superior to 7 were obtained, attributed to the limestone used in the area and to the ashes, rich in bases, coming from the burning. In relation to the temperature, it was verified that it reflects the local average, 26,33°C. In the Pajeú watershed, the cation and anion contents were, in general, higher during the rainy period, while in the point ST6 in the basin of the Sete there was a relative increase in the contents of most of the ions analyzed during the dry period, due to the lowering of the water table and the low recharge of the aquifer. In the areas with riparian forest that effect was neglectable due to the small variations in the hydrological conditions along the year, resulting into a smaller annual variation in the depth of the water table.

1- INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

A qualidade da água em microbacias hidrográficas é influenciada, dentre outros fatores, pelo clima, geologia, solos e vegetação. A preservação das matas ciliares é, portanto, fator que proporciona equilíbrio à dinâmica do sistema de bacia hidrográfica. Porém, esse equilíbrio pode ser afetado de acordo com os diferentes usos do solo.

Estima-se que 7% das florestas da Amazônia tenham sido destruídas (World Resources, 1990) até 1991 e que o desmatamento continue a uma taxa anual de 1,7 milhão de hectares. A remoção da floresta reduz a retenção de umidade na camada superficial em até um metro de profundidade, facilita a evaporação súbita da água retida no dossel da mata e produz um novo equilíbrio da radiação na superfície, com aumento de albedo (refletividade) e de temperatura da mesma (Salati, 1985; Souza *et al.* 2003).

Em terras utilizadas para fins agrícolas há não só o problema da diminuição ou até mesmo da eliminação da cobertura vegetal, mas também outros tipos de manejo do solo que podem alterar algumas de suas propriedades físicas e/ou químicas, reduzindo a sua fertilidade, produtividade e resistência à erosão (Silva *et al.* 2004).

A vegetação ciliar foi e continua sendo degradada através da sua ocupação por cidades, pastagens, cultivos de grãos, estradas, entre outros. Segundo Oliveira Filho *et al.* (1994), a devastação das matas ciliares tem contribuído para o assoreamento, o aumento da turbidez das águas, o desequilíbrio do regime das cheias, a erosão das margens de grande número de cursos d'água, além do comprometimento da fauna silvestre. Sopper¹ (1975) *apud* Donadio *et al.* (2005) afirma que nas bacias com cobertura de floresta natural, a vegetação promove a proteção contra a erosão do solo, a sedimentação e a lixiviação excessiva de nutrientes, sendo essas áreas muito importantes para manter o abastecimento de água de boa qualidade.

Este trabalho insere-se no projeto “Agrobacias Amazônicas” tendo como Instituição executora a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) que monitora a qualidade de águas superficiais, subterrâneas e de escoamento superficial no município de Paragominas

¹ SOPPER, W.E. 1975. Effects of timber harvesting and related management practices on water quality in forested watersheds. *Journal of Environmental Quality*, Madison. 4 (1): 24-29.

(PA). Nessa área tem-se uma extensiva área de produção agrícola, pecuária e solos com baixa fertilidade decorrente da retirada ou queima da vegetação original do Bioma Amazônico².

De acordo com Bertoni (1999) as áreas de pastagem no Brasil têm sido bastante danificadas pelo excessivo pastoreio. Nessas áreas a revegetação natural é bastante lenta, especialmente quando o gado ali permanece. O autor destaca ainda fatores como o mau manejo da pastagem, a sua utilização precoce ou tardia, e a má distribuição do gado na área. O pastoreio excessivo também faz aparecer áreas sem vegetação, acelerando a erosão laminar (a superfície do solo é arrastada pela erosão), tonando a área, progressivamente, menos fértil.

Como as áreas onde ainda se tem preservação da mata ciliar oferecem as melhores condições de estudo, do ponto de vista da proteção dos recursos hídricos, o monitoramento hidrológico das microbacias com vegetação natural torna-se importante objeto de estudo para a comparação com aquelas influenciadas por atividades antrópicas.

Neste trabalho, estudou-se água de aquíferos freáticos e de parcelas de escoamento superficial nas microbacias hidrográficas dos igarapés do Sete e do Pajeú em Paragominas, onde a atividade antrópica predominante é a pecuária, com o intuito de avaliar os fluxos hidrogeoquímicos em áreas de pasto com e sem preservação da mata ciliar.

² É formado por 23 ecorregiões, representando cerca de 4,1 milhões de Km² (48,1 % do território brasileiro), abrigando riqueza de espécies e diversidade de habitats.

2- LOCALIZAÇÃO DA ÁREA E VIAS DE ACESSO

A área estudada situa-se no Município de Paragominas, pertencente à microrregião homogênea Guajarina, localizado no nordeste paraense. Paragominas abrange uma superfície de aproximadamente 19.331 Km², situada entre os paralelos 2° 38' e 3°40' de latitude Sul e os meridianos 46°27' e 48°50' de longitude a WGr (figura 1). Encontra-se limitada ao Norte pelos Municípios de Ipixuna e Nova Esperança do Piriá, ao Sul pelo Município de Ulianópolis, a Leste pelo Estado do Maranhão e a oeste pelos Municípios de Dom Elizeu e Rondon do Pará, tendo como centro geográfico a sede do município, a cidade de Paragominas, onde se encontra a maior parte da população municipal (Rodrigues *et al.* 2002 a).

A principal via de acesso é a rodovia BR-010 (figura 2), atravessando Paragominas no sentido Norte/Sul, ligando a sede do Município à cidade de Belém, capital do Estado do Pará, e ao centro e sul do país. A distância entre Belém e Paragominas é de aproximadamente 320 Km.

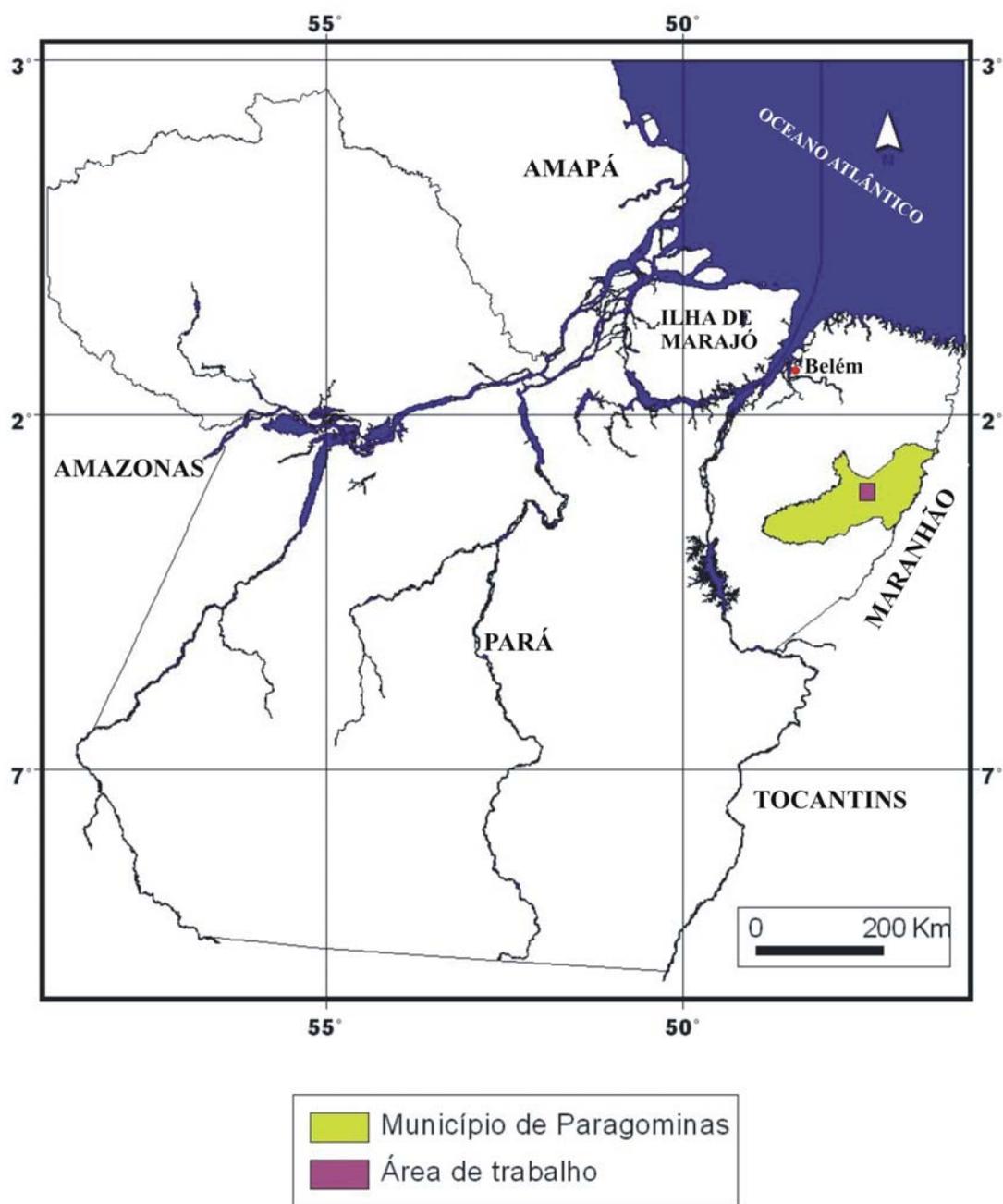


Figura 1: Localização do município de Paragominas e da área de estudo.

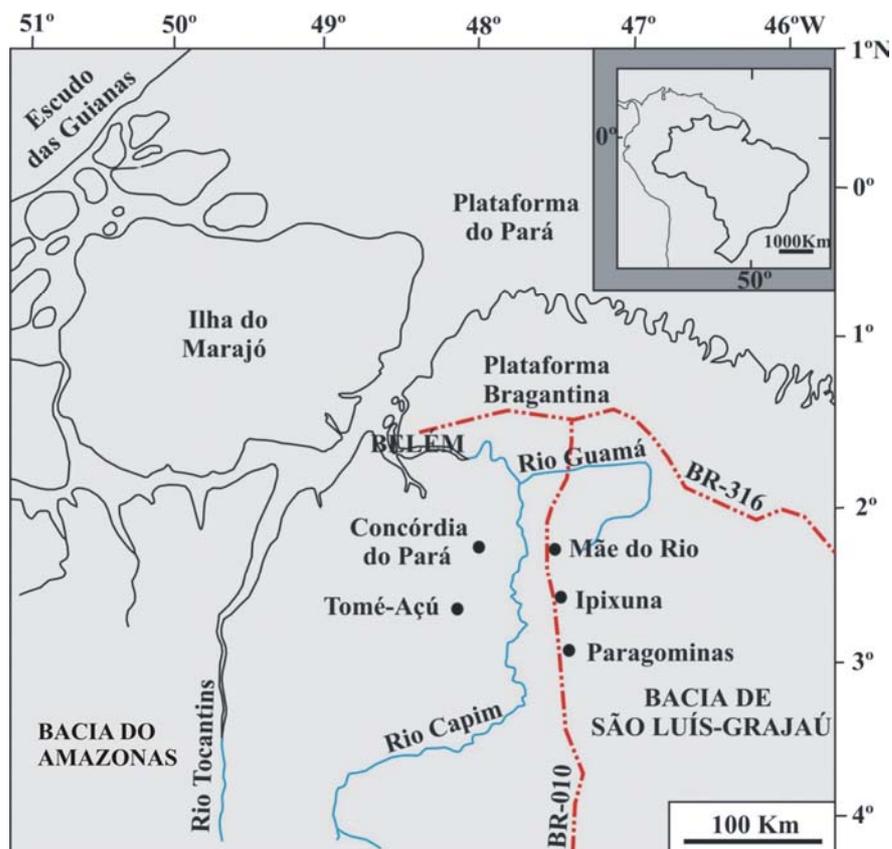


Figura 2: Vias de acesso ao município de Paragominas.

3- OBJETIVOS

Este estudo tem como objetivo principal avaliar os fluxos hidrogeoquímicos no aquífero freático e no escoamento superficial, das microbacias dos igarapés do Pajeú e Sete em áreas de pasto, com e sem preservação de mata ciliar.

Os objetivos específicos são:

- avaliar os efeitos da implantação de atividades agropecuárias em terras amazônicas, tendo em vista a importância de se conciliar o agronegócio com o uso sustentável dos recursos naturais;
- comparar a composição química da água de escoamento superficial com a da água de chuva para se avaliar as mudanças nesta última, decorrentes da lixiviação do solo;
- comparar os resultados analíticos nas duas situações estudadas (pasto e mata ciliar) a fim de se avaliar o papel da mata ciliar na absorção das substâncias analisadas;
- correlacionar a composição química da água freática e da água coletada nas parcelas de escoamento superficial para avaliar as possíveis mudanças sofridas pela água de infiltração, ao atravessar a zona insaturada;
- avaliar se as variações sazonais do nível freático interferem significativamente na composição da água subterrânea.

4- REVISÃO DE LITERATURA

4.1- MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS

A Lei Federal 9.433, de janeiro de 1997, foi um importante passo para ordenação territorial da gestão dos recursos hídricos, caracterizada por uma descentralização de ações. Essa Lei instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Dentre seus princípios está a adoção da bacia hidrográfica como unidade de planejamento. Com essa Lei, a água passou a ser considerada um bem de domínio público e um recurso natural limitado, dotado de valor econômico, que em caso de escassez, tem como uso prioritário o consumo humano e a dessedentação de animais.

Com a Lei 9.984/2000, foi criada a Agência Nacional de Águas (ANA), inserida no Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, sendo esta a entidade federal de implementação da Política e coordenação do Sistema.

No Pará, em 25 de julho de 2001, entrou em vigor a Lei nº 6.381, que dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e institui o Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

Com base na Resolução nº 30, de 11 de dezembro de 2002, e na Resolução nº 32, de 15 de outubro de 2003 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), foi definida a delimitação e codificação das bacias hidrográficas do Estado do Pará. Essa definição objetivou subsidiar o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e a gestão de recursos hídricos no âmbito nacional, em particular para a elaboração do Plano Nacional de Recursos Hídricos e do Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado (Pará, 2001). Esta proposta de delimitação e codificação se baseia nos trabalhos de Otto Pfafstetter, que utiliza dez algarismos, diretamente relacionados com a área de drenagem dos cursos d'água (Pfafstetter³ *apud* Pará, 2001).

Segundo a classificação mencionada, o município de Paragominas, objeto de estudo, está inserido na Região Hidrográfica Costa Atlântica- Nordeste (figura 3).

³ Pfafstetter, O. 1989. *Classificação de Bacias Hidrográficas*- Metodologia e Codificação. Rio de Janeiro, RJ: DNOS, p. 19.

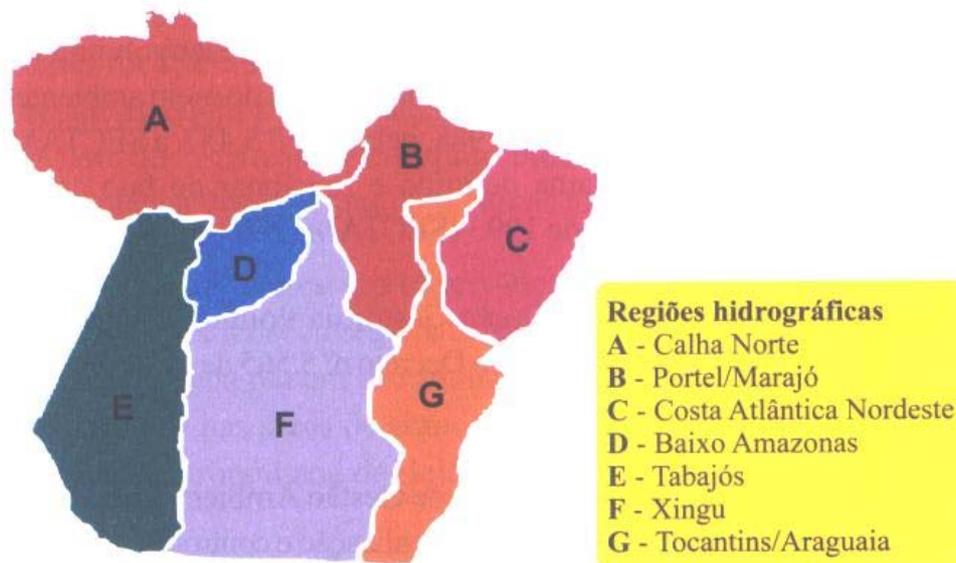


Figura 3: Divisão das regiões hidrográficas do Pará de acordo com a Lei nº 6.381/01, que dispõe sobre a Política de recursos hídricos do Estado do Pará. Fonte: Barp (2004).

Bacia hidrográfica é uma área da superfície terrestre que drena água, sedimentos e materiais dissolvidos para uma saída comum, num determinado ponto de um canal fluvial. O limite de uma bacia hidrográfica é conhecido como divisor de águas. A dimensão de uma bacia de drenagem pode variar desde milhões de Km², como a bacia do Amazonas, até bacias com poucos metros quadrados, que drenam para um pequeno canal erosivo ou vale não canalizado.

Do ponto de vista hidrológico, as bacias hidrográficas podem ser classificadas em grandes e pequenas, não com base somente em sua superfície total, mas considerando os efeitos de certos fatores dominantes na geração do deflúvio. Em microbacias, devido à sua grande sensibilidade tanto a chuvas de alta intensidade (curta duração) como também às diferenças de uso do solo, as alterações na quantidade e qualidade da água do deflúvio são detectadas com muito mais facilidade do que em grandes bacias. Nestas últimas, o efeito do armazenamento das águas pluviais ao longo dos canais de drenagem é tão pronunciado que a sensibilidade da bacia às chuvas intensas e mudanças no uso do solo é menor (Lima & Zakia, 2000).

A microbacia constitui a manifestação bem definida de um sistema natural aberto e pode ser vista como a unidade ecossistêmica da paisagem, em termos da integração dos ciclos

naturais de energia, de nutrientes e, principalmente, da água. Desta forma, ela apresenta uma condição singular e conveniente de definição espacial do ecossistema, dentro do qual é possível o estudo detalhado das interações entre uso da terra e a quantidade da água produzida pela microbacia (Lima, 1999).

4.2- MATAS CILIARES

No Bioma Amazônico, as formações florestais que acompanham o curso de pequenos rios ou córregos, formando corredores fechados (galeria) sobre o curso d'água, são denominados matas de galeria ou matas ciliares, sendo esta última a denominação utilizada neste estudo.

As matas ciliares funcionam como filtros, retendo defensivos agrícolas, poluentes e sedimentos que seriam transportados para os cursos d'água, afetando diretamente a quantidade e a qualidade da água e, conseqüentemente, a fauna aquática e a população humana. São importantes também como corredores ecológicos, ligando fragmentos florestais e, portanto, facilitando o deslocamento da fauna e o fluxo gênico entre as populações de espécies animais e vegetais. Em regiões com topografia acidentada, exercem a proteção do solo contra processos erosivos (Martins, 2001).

Levando em conta a integridade da microbacia hidrográfica, as matas ciliares ocupam as áreas mais dinâmicas da paisagem, tanto em termos hidrológicos, como ecológicos e geomorfológicos. Essas áreas têm sido chamadas de zonas ripárias (Gregory *et al.*, 1992; Bren, 1993; Lima & Zakia, 2000).

A zona ripária está intimamente ligada ao curso d'água, mas seus limites não são facilmente demarcados. Em tese, os limites laterais se estenderiam até o alcance da planície de inundação. Todavia, os processos físicos que moldam continuamente os leitos dos cursos d'água, que vão desde intervalos de recorrência curtos das cheias anuais, até fenômenos mais intensos das enchentes decenais e seculares, impõem, também, a necessidade de se considerar um padrão temporal de variação da zona ripária (Gregory *et al.*, 1992). O limite a montante, por exemplo, seria a nascente, mas durante parte do ano a zona saturada da microbacia se expande consideravelmente, o que implica na necessidade de se considerar também as áreas côncavas das cabeceiras (Lima & Zakia, 2000).

De acordo com Lima & Zakia (2000), as funções hidrológicas do ecossistema ripário são:

- contribuição para o aumento do escoamento direto em microbacias durante ou imediatamente após a ocorrência de chuva;
- contribuição para o aumento da capacidade de armazenamento da quantidade de água na microbacia, possibilitando a manutenção da vazão na estação seca do ano;
- filtragem superficial de sedimentos e diminuição significativa da concentração de herbicidas nos cursos d'água;
- retenção, pelo sistema radicular da mata ripária, de nutrientes liberados dos ecossistemas terrestres que chegam aos rios através do transporte em solução no escoamento sub-superficial (efeito tampão);
- estabilidade da ciclagem geoquímica de nutrientes pela microbacia;
- interação funcional permanente entre a vegetação ripária, os processos geomórficos e hidráulicos do canal e da biota aquática.

Lima⁴ (1996) *apud* Attanasio (2004), descreve outras funções importantes da mata ripária que incluem:

- corredor ecológico;
- criação de microhabitats favoráveis para alguns organismos aquáticos;
- abastecimento do rio com matéria orgânica que serve de fonte nutricional à biota aquática;
- favorecimento do equilíbrio térmico da água em microbacia;
- estabilização da morfologia nos leitos dos rios.

Naiman & Décamps (1997) citam que a zona ripária intercepta o escoamento dominante da água. Este, por sua vez, depende do tipo e permeabilidade do solo, do uso da terra nas demais porções da microbacia, da declividade do terreno, de áreas com potencial de geração de escoamento superficial (*runoff*) e dos sistemas de drenagem instalados. Para remoção de nutrientes, como o nitrato, é necessário que a água se movimente superficialmente ou como escoamento subsuperficial passando pelas zonas biologicamente ativas do solo; já a remoção dos sedimentos requer que o escoamento superficial não sobrecarregue a capacidade do sistema filtro da zona ripária. O crescimento da floresta ou a variação climática podem afetar o grau de

⁴ LIMA, W.P. 1996. *Hidrologia florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas*. Piracicaba. 315 p. Apostila.

saturação da zona ripária e a proximidade do lençol freático da superfície do solo, provocando alterações nesses processos de remoção.

Ainda segundo Naiman & Décamps, (1997), as áreas ripárias removem 80-90% dos sedimentos oriundos das áreas agrícolas. Sedimentos finos podem carregar altas concentrações de nutrientes lábeis e poluentes adsorvidos e sua remoção pelo escoamento superficial ocorre em consequência de processos integrados de deposição e erosão, infiltração, diluição e adsorção/desorção, reagindo com o solo florestal e a serapilheira. Além dessa ação física de filtragem de nutrientes, as zonas ripárias podem também exercer uma filtragem biológica, através de captação de nutrientes pela floresta ou pela biota microbiana (Attanasio, 2004).

As florestas são importantes para interceptar e remover os nutrientes da zona ripária advindos das áreas agrícolas (Attanasio, 2004). Elas o fazem pela acumulação desses nutrientes, através do aumento da transpiração, quando o fluxo de massa, para o sistema radicular, é estimulado, ou por meio de adaptações morfológicas e fisiológicas de muitas espécies tolerantes a encharcamento, o que possibilita a captação de nutrientes sob baixa presença de oxigênio. Essa função da floresta ripária pode ser comprometida pela restrição das plantas ao acesso à água, pela variação, nas diferentes épocas do ano, da necessidade da planta de captar e liberar nutrientes, e pela diminuição da habilidade de seqüestrar nutrientes de florestas maduras. No que concerne à captação microbiana, o seu início se dá através do processo de imobilização de nutrientes dissolvidos, seguido pelo crescimento celular, morte, decomposição, e eventual liberação de nutrientes. O nitrogênio, que tem um caminho alternativo, e envolve outros processos, como a denitrificação, é o elemento mais importante para muitas florestas ripárias (Naiman & Décamps, 1997).

Emmett *et al.* (1994) verificaram que a zona ripária ocupada com floresta reduziu em 38% a concentração de nitrogênio que chegaria ao curso d'água, em 94% o fósforo e em 42% o fósforo dissolvido. Estes autores salientaram que a redução de nitrogênio foi um pouco abaixo do esperado, alertando para um limite de imobilização deste elemento pela zona ripária.

Vale ressaltar que o Código Florestal Brasileiro, em seu artigo 2º, considera áreas de preservação permanente as florestas e demais formas de vegetação natural situadas às margens dos cursos d'água, conforme descrito no quadro 1:

Largura Mínima da Faixa	Situação
30 m em cada margem	Rios com menos de 10 m de largura
50 m em cada margem	Rios com 10 a 50 m de largura
100 m em cada margem	Rios com 50 a 200 m de largura
200 m em cada margem	Rios com 200 a 600 m de largura
500 m em cada margem	Rios com largura superior a 600 m
Raio de 50 m	Nascentes
30 m ao redor do espelho d'água	Lagos ou reservatórios em áreas urbanas
50 m ao redor do espelho d'água	Lagos ou reservatórios em zona rural, com área igual ou superior a 20 ha
100 m ao redor do espelho d'água	Lagos ou reservatórios em zona rural, ou área igual ou superior a 20 ha
100 m ao redor do espelho d'água	Represas hidrelétricas

Quadro 1: Largura mínima da faixa de mata ciliar a ser preservada de acordo com a largura do rio.

Fonte: Código florestal (Brasil, 1965).

Attanasio (2004) ressalta sobre a importância da mudança, em 1985, no texto do artigo 2º do Código Florestal Brasileiro que determinou o aumento de 5 m para 30 m a largura mínima de mata ciliar a ser preservada em casos de cursos d'água com até 10 m de largura. Entretanto Lima (2003) salienta que na definição da largura da faixa ripária, o importante a se considerar é a manutenção do serviço ambiental realizado por ela, que por sua vez depende da manutenção da integridade do ecossistema ripário.

Destaca-se que mesmo estando protegida por lei, a mata ciliar não teve destino diferente das demais coberturas vegetais nativas do Brasil, tendo sido fragmentada em diversas regiões do país, cedendo espaços para atividades agrícolas, as pastagens e as cidades.

De acordo com Bren (1993), as matas ciliares representam interesses conflitantes dentre os diversos setores de uso do solo: para o pecuarista, representam obstáculo ao livre acesso do gado à água; para a produção florestal, representam sítios bastantes produtivos, onde crescem árvores de alto valor comercial; em regiões de topografia acidentada, proporcionam a única alternativa para o traçado de estradas; para o abastecimento de água ou para geração de energia,

representam excelentes locais de armazenamento de água visando a garantia de suprimento contínuo.

4.3- OS IMPACTOS DE ATIVIDADES PECUÁRIAS

Nas últimas décadas a população da região norte do Brasil aumentou consideravelmente. A população total da Amazônia está estimada em 20 milhões de habitantes, com cerca de 68 % residindo em cidades (IBGE, 2000). No Pará, o crescimento urbano decorre tanto do aumento de população nas cidades antigas como pelo aparecimento de novas cidades (Castro, 2004).

Esse crescimento tem sido alimentado por uma elevada taxa de migração de outras regiões do Brasil para a Amazônia. A colonização da Amazônia Oriental começou em 1958 com a construção da rodovia Belém-Brasília. Este processo de colonização e desmatamento foi acelerado na década de 70 com a construção de novas rodovias (por exemplo, Transamazônica), a criação dos projetos de assentamento e os incentivos governamentais para promover a agricultura e a pecuária (Toniolo & Uhl, 1996).

De acordo com Mattos & Uhl (1996), no início da década de 60, muitos dos recém-chegados ao município de Paragominas reivindicaram a posse da terra e converteram grandes áreas de floresta em pastagens, muitas das quais foram abandonadas após dez anos de estabelecidas. Os principais fatores responsáveis pelo abandono dessas pastagens foram: 1) declínio na fertilidade do solo; 2) competição com espécies de plantas invasoras; e 3) sobrepastejo (Serrão & Toledo, 1990).

A transformação de vastas áreas de floresta em pastagens tem seus custos ecológicos, assim como ocorre em outras atividades de origem antrópicas. Segundo Mattos & Uhl (1996), quando um hectare de floresta tropical é convertido em pastagem, todo o ecossistema solo-planta-animal-ar-água é transformado, resultando num ecossistema simplificado. Ao invés de centenas de toneladas de biomassa contendo milhares de espécies espalhadas de forma complexa num espaço vertical de 40 metros, um campo é criado contendo 10 toneladas de biomassa com algumas espécies nativas e exóticas compactadas num espaço vertical de um ou dois metros. Quando florestas são convertidas em pastagens, cerca de 170 toneladas de carbono por hectare

são liberados na atmosfera durante a queima e na decomposição, contribuindo para o aquecimento global.

Em virtude de seu extenso sistema radicular, as florestas desempenham um importante papel no controle das precipitações na região. As raízes da floresta na Amazônia Oriental podem se estender a 15 metros ou mais. Essas raízes atingem águas profundas e mantêm o ecossistema da floresta em estado sempre verde, apesar dos padrões altamente sazonais das chuvas. Em contraste, os ecossistemas das pastagens têm uma evapotranspiração menor (Nepstad *et al.*, 1991). Isso, por sua vez, pode causar diminuição nos índices pluviométricos regionais, porque parte significativa das chuvas na Amazônia é derivada da evapotranspiração local (Salati, 1987). A redução nas precipitações regionais podem ocasionar secas extensas, aumento da incidência de fogo e, no final, modificações na vegetação. Além disso, devido à evapotranspiração ser menor nas pastagens, as enxurradas podem aumentar, aumentando também a probabilidade de enchentes na estação das chuvas (Mattos & Uhl 1996).

4.4- AS CONSEQUÊNCIAS DA CONVERSÃO DE FLORESTAS EM PASTAGENS

Diversos pesquisadores vêm desenvolvendo trabalhos para avaliar as mudanças ocorridas na química da água e na ciclagem biogeoquímica de nutrientes, em função da conversão de florestas em pastagens e outros tipos de uso do solo como cultivo de grãos, exploração mineral, madeireira, entre outros.

Muitos desses estudos são realizados no bioma amazônico, dentre os quais estão o de Castellano Bonilla (2005) que desenvolveu sua pesquisa no Estado de Rondônia, com o objetivo de fornecer informações sobre possíveis alterações nas formas de nitrogênio transportadas por igarapés, após a conversão de florestas em pastagens. A autora selecionou duas microbacias, uma coberta por floresta primária e outra por pasto, nas quais verificou as formas e quantidades de nitrogênio transportadas desde a precipitação até a água dos rios. Em seus resultados a autora observou um maior fluxo de água na microbacia do pasto e conseqüentemente uma maior exportação de nitrogênio; a predominância do nitrogênio orgânico dissolvido (NOD) na precipitação, escoamento superficial e igarapés, ao passo que o amônio prevaleceu nas águas subsuperficial e subterrânea; a principal forma de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) obtido

no igarapé da floresta foi o nitrato enquanto que no pasto foi amônio; o NOD no igarapé da pastagem provém do escoamento superficial, enquanto que na floresta não foi possível identificar sua principal fonte.

Neill *et al.*(2001) estudaram a alteração das concentrações das diferentes formas de nitrogênio e fósforo em solução do solo e em águas de igarapés, em função da conversão de floresta em pasto. Os autores selecionaram duas microbacias no Estado de Rondônia, uma com pastagem e outra com floresta. As coletas foram feitas nas estações seca e chuvosa. Os resultados obtidos mostraram que em solução do solo, as concentrações de nitrato foram mais elevadas na floresta do que no pasto, porém os teores de amônio e fosfato foram similares nas duas situações. Nos igarapés que drenam pasto, as concentrações de nitrato foram mais baixas do que na floresta. O NOD prevaleceu nos igarapés da floresta (53-76%) e pasto (67-84%). Os autores sugeriram que o desmatamento influencia nos processos biogeoquímicos e estequiométricos do N e P nas águas das microbacias que drenam essas áreas afetando a estrutura desses ecossistemas aquáticos.

Na Amazônia Central, Neu (2005) avaliou a influência da cobertura vegetal nos teores de nutrientes na solução do solo. Para isso, a autora tomou como referência uma floresta primária para comparação com áreas degradada, de reflorestamento e de floresta secundária. Os resultados demonstraram uma predominância sódica-potássica, com grande influência de aportes atmosféricos; no que concerne aos ânions, a predominância foi de bicarbonato e cloreto, com grande contribuição da atividade biológica nas concentrações de bicarbonato, em áreas cobertas por florestas, e do aporte atmosférico nas concentrações de cloreto, nas área sem cobertura vegetal. De acordo com a autora, a mudança da cobertura vegetal e a degradação química e física do solo ocasionam mudanças na predominância das frações de nitrogênio. Enquanto que na floresta primária o N segue as seqüências normais de nitrificação, sendo o NO_3^- a forma predominante, na área degradada o N apresenta baixos teores, em consequência da falta de cobertura vegetal, predominando o NH_4^+ .

4.5- ESTUDOS ANTERIORES NA ÁREA

Venturieri *et al.* (2005), utilizaram a combinação de produtos e técnicas de sensoriamento remoto e de geoprocessamento para subsidiar estudos da dinâmica do uso da terra

no município de Paragominas, incluindo a microbacia do igarapé Cinquenta e Quatro. De acordo com os autores, essa microbacia se encontra bastante antropizada, tendo sua ocupação iniciada sobretudo a partir do início da década de 70, para formação de pastagens em áreas de floresta ombrófila densa. Devido à baixa estabilidade dos sistemas de produção até então empregados, as pastagens sofreram um agudo processo de degradação, que, por sua vez, permitiu a formação de áreas de vegetação secundária (“juquira”), em vários estágios de sucessão. O uso principal da terra ainda hoje é baseado em atividades pecuárias, porém, nos últimos anos tem crescido o cultivo de grãos como arroz, milho e soja. A atividade de exploração madeireira, apesar de decadente, ainda apresenta um certo destaque na economia local.

A utilização de imagens de períodos distintos do processo de ocupação da microbacia possibilitou captar a conformação da paisagem em dois momentos marcantes do desenvolvimento da região. A imagem TM Landsat do ano de 1996 representa o período anterior ao início da mudança do sistema de produção dominante na região, a pecuária extensiva, para um novo, e agressivo, baseado na mecanização da terra visando a produção de grãos (arroz, milho e soja), retratado na imagem CBERS 2004 (Venturieri *et al.* 2005).

Na figura 3 pode ser observada a dinâmica na mudança do uso da terra na microbacia do igarapé Cinquenta e Quatro, cujas imagens orbitais com suas respectivas classificações temáticas para os dois períodos analisados proporcionam um maior detalhamento da legenda temática para o ano de 2004 (Venturieri *et al.* 2005). Tendo em vista a proximidade da microbacia do igarapé Cinquenta e Quatro em relação àquelas enfocadas neste trabalho, pode-se admitir que, nestes, a situação não é diferente, uma vez que no município de Paragominas os sistemas de produção agrícola tiveram uma evolução similar.

Schuler (2003) monitorou durante três anos uma microbacia com pastagem e outra com floresta, na área da fazenda Vitória, localizada em Paragominas, e com características de uso da terra e vegetação remanescente semelhantes às das áreas selecionadas para este trabalho. O objetivo da autora foi avaliar o impacto da alteração de uso da terra, iniciada há quase três décadas na região, e suas conseqüências nas propriedades físicas do solo sobre o funcionamento hidrológico da paisagem. O estudo revelou a alteração de permeabilidade em pastagens evidenciada pelas diferenças encontradas na porosidade e condutividade hidráulica do solo na camada superficial, com redução de condutividade nos primeiros 15 cm de solo da ordem de 100 para 1, da floresta para a pastagem. Também foi verificado aumento dos escoamentos laterais nas

áreas de pasto, causado pela conversão de florestas em pastagens. Nas pastagens há ocorrência tanto de fluxo Hortoniano, devido à diminuição da permeabilidade à superfície do solo, como fluxo superficial por saturação, freqüente acima da camada de impedimento a 1 metro de profundidade. A floresta possui camada de impedimento hidráulico com características similares às da pastagem. A formação de zona saturada, no entanto, é atenuada na floresta pela presença de argila estruturada do latossolo, bem como macroporos de origem biótica. Embora o volume de escoamento subsuperficial medido nas parcelas das duas áreas sejam semelhantes, a maior freqüência de saturação na pastagem em camada acima de 1,0 m de profundidade evidencia um fluxo lateral subsuperficial mais lento que na floresta, porém duradouro.

Ainda segundo Schuler (2003), o armazenamento de água no solo da pastagem não apresentou a mesma variação sazonal observada na floresta, com variação negativa em anos menos chuvosos, no primeiro caso. As características dos solos (Latosolo e Plintossolos) do ponto de vista do comportamento hidráulico, se mostraram similares nos perfis com a presença nas duas bacias de impedimento de drenagem por plintita a cerca de 1,0 m de profundidade. A camada superficial de solo compactado na pastagem, com condutividades da ordem de 1,0 a 10,0 mm h^{-1} , pode ser considerada uma área de colapso da zona das raízes, que se transformam em carvão após a estação de queima. Este processo é acelerado pelo pisoteio de gado, que exerce uma pressão de até 100 KPa na superfície, e pelo impacto da chuva no solo.

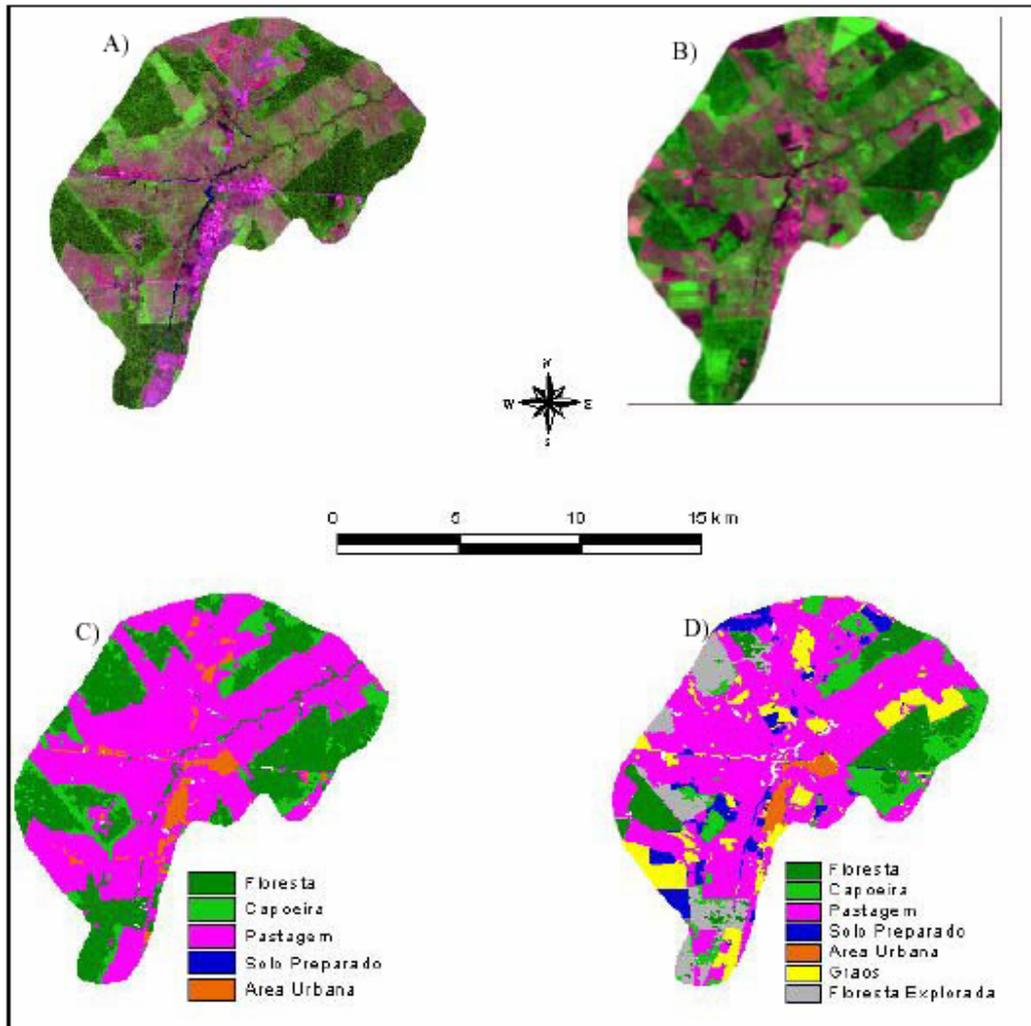


Figura 4: Dinâmica da mudança do uso da terra na microbacia hidrográfica do igarapé Cinquenta e Quatro, no período compreendido entre 1986 a 2004. A) Imagem TM Landsat 1986; B) Imagem CBERS 2004; C) Temática Landsat 1996 e; D) temática CBERS 2004. Fonte: Ventueri *et al.* 2005.

5- METODOLOGIA

5.1- TRABALHOS DE CAMPO

5.1.1 - Coleta e preservação de amostras

Os pontos de amostragens localizam-se ao longo das microbacias dos igarapés do Sete e do Pajeú, com áreas totais em torno de 150 e 45 Km² e cobertura florestal de 34 e 45%, respectivamente (figura 5). As amostras de água foram coletadas em poços de monitoramento (figura 6) e parcelas de escoamento superficial (figura 7), situadas em áreas de pasto e mata ciliar. As parcelas de escoamento consistem em lisímetros de PVC, sem tensão, com área de 1 m², posicionadas em transecto em cada situação estudada possibilitando o escoamento da água para um galão de polietileno, do qual foram retiradas as amostras. Em relação à coleta nos poços, as amostras foram obtidas através de amostrador reutilizável mini-bailer, de 41 mm de diâmetro externo e 50 cm de comprimento. Antes de cada amostragem procedia-se a lavagem do amostrador com água deionizada. Todas as amostras foram acondicionadas em frascos de polietileno de 500 ml, mantidos sob refrigeração até serem levadas ao laboratório para análises.

Tendo em vista que a Embrapa vem desenvolvendo pesquisas nas duas microbacias avaliadas, foram utilizados para este estudo poços e parcelas de escoamento existentes na área, mantendo-se a mesma terminologia que já vinha sendo adotada. Assim, no igarapé do Pajeú os pontos recebem a denominação PJ1 a PJ3, enquanto que os do Sete são designados por ST1 a ST7. As amostras referentes a poços são diferenciadas pela letra P e as referentes ao escoamento superficial são identificadas por E. Cabe destacar que em alguns locais de coleta não se tem poços e parcelas de escoamento superficial. Em consequência disto, a nomenclatura desses no presente estudo não segue uma seqüência numérica. A especificação dos pontos de amostragem nas duas microbacias estudadas é apresentada no quadro 2.

As amostras foram coletadas mensalmente, de abril a outubro de 2005, abrangendo os períodos seco e chuvoso da região, a fim de verificar a influência da variação sazonal na química da água. No segundo mês foram feitas duas amostragens, num intervalo de 15 dias, pois o período chuvoso no município de Paragominas se estende até maio e as amostras iniciaram em abril. Dessa forma, nas amostras referentes ao mês de maio foram acrescentadas da denominação maio I e maio II. Vale ressaltar que não foi possível seguir uma seqüência de amostragem em todos os pontos. Em relação ao ponto ST4, as campanhas foram feitas nos meses de abril, maio I

e outubro, pois a ponte que dava acesso a esse ponto foi retirada a partir da campanha maio II, só sendo novamente possível o acesso em outubro. Em relação às parcelas de escoamento superficial, as amostragens foram feitas somente naquelas em que foi possível coletar água, porque em algumas, mesmo no período chuvoso, a água não havia sido armazenada no galão de polietileno. No quadro 3 é apresentada a periodicidade de coletas feitas nas duas microbacias.

As técnicas de coleta e preservação das amostras seguiram as normas recomendadas pela CETESB (1977 e 1978).

Microbacias	Tipos de amostragens	Mata ciliar		Pasto	
Pajeú	E. Superficial	PJ3-E1	PJ3-E2	PJ3-E3	-
	Poço	PJ3-P1	PJ3-P2	PJ3-P3	PJ3-P4
Sete	E. Superficial	ST4-E1	ST4-E2	ST3-E1	ST3-E2
		ST4-E3	ST4-E4	ST6-E1	ST6-E2
		-	-	ST6-E3	ST6-E4
	Poço	ST4-P1	-	ST6-P1	ST6-P2
		-	-	ST6-P3	ST6-P4

Quadro 2: Especificação dos pontos de amostragem nas microbacias dos Igarapés do Pajeú e Sete.

MESES PONTOS		ABR	MAI I	MAI II	JUN	JUL	AGO	SET	OUT
		Parcelas de escoamento superficial	PJ3-E1		X	X			
PJ3-E2			X	X					
PJ3-E3			X	X					
ST3-E1			X	X					
ST3-E2				X					
ST4-E1			X						
ST4-E2			X						
ST4-E3			X						
ST4-E4			X						
ST6-E1			X						
ST6-E2			X	X					
ST6-E3			X	X					
ST6-E4			X	X					
Pocos de monitoramento	PJ3-P1	X	X	X	X	X	X	X	X
	PJ3-P2	X	X	X	X	X	X	X	X
	PJ3-P3	X	X	X	X	X	X	X	X
	PJ3-P4	X	X	X	X	X	X	X	X
	ST4-P1	X	X						X
	ST6-P1	X	X	X	X	X	X	X	X
	ST6-P2	X	X	X	X	X	X	X	X
	ST6-P3	X	X	X	X	X	X	X	X
	ST6-P4	X	X	X	X	X	X	X	X

Quadro 3: Periodicidade das coletas de água nas microbacias dos Igarapés do Pajeú e do Sete, em 2005.

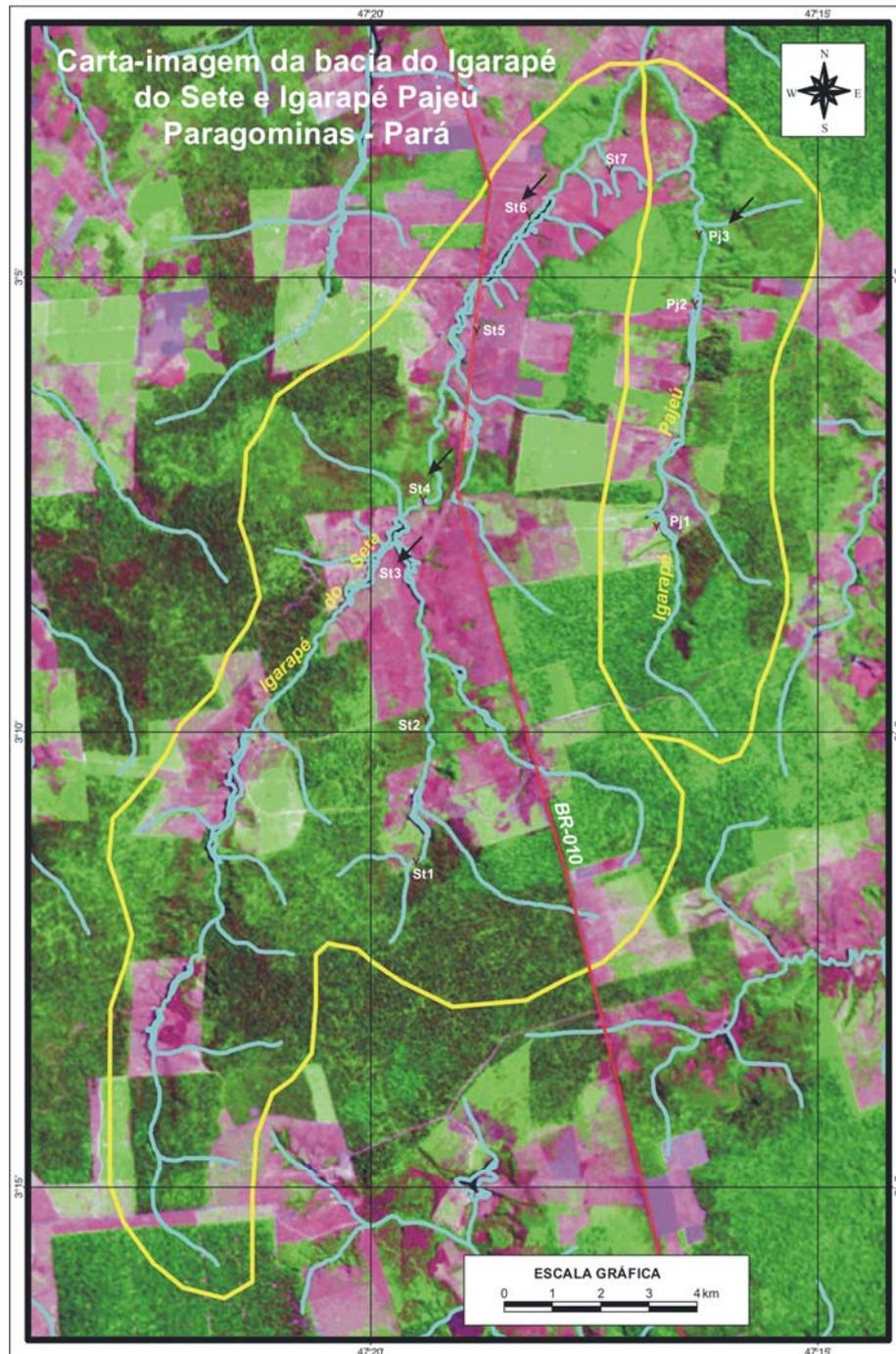


Figura 5: Microbacias hidrográficas dos igarapés do Sete e do Pajeú. Legenda: as setas correspondem aos pontos de amostragem. Fonte: Imagem de satélite Landsat 7 ETM+, WRS 222/062 composição colorida 4r5g3b de 24/07/2004.



Figura 6: Foto de um dos poços de monitoramento.



Figura 7: Foto de uma das parcelas de escoamento superficial.

5.2- MÉTODOS ANALÍTICOS

Nas águas foram determinados pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (CE), temperatura (T), nitrato (NO_3^-), amônio (NH_4^+), sulfato (SO_4^{2-}), fosfato (PO_4^{3-}), sódio (Na^+), potássio (K^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), cloreto (Cl^-) e alcalinidade.

As medidas de pH, OD, CE e T foram realizadas *in situ* com aparelho multiparamétrico MULTI 340i SET WTW. Também foram medidos o nível freático, através do medidor de nível portátil e o volume de água condicionada nos galões das parcelas de escoamento superficial, por meio de um amostrador de polietileno graduado.

Utilizou-se espectrofotômetro HACH DR/ 2010 para a determinação das concentrações de NO_3^- , NH_4^+ , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} .

Para os cátions Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} as amostras foram preservadas com ácido nítrico até um pH menor que 2. As análises foram feitas através do método de absorção atômica (sendo que para o Na^+ e K^+ foi utilizado 10 ml da amostra para 1 ml da solução padrão de Cs e para o Ca^{2+} e Mg^{2+} foi utilizado 10 ml da amostra para 1 ml da solução padrão de Sr).

Os teores de cloreto foram determinados através do método de Möhr, que consiste na adição de solução padrão de cloreto de sódio 0,0141N e solução indicadora de cromato de potássio, seguida de titulação com nitrato de mercúrio.

A alcalinidade foi determinada de acordo com o método volumétrico, com adição de fenolftaleína, indicador meril-orange e titulação com ácido sulfúrico. A partir da alcalinidade se obteve o bicarbonato seguindo a fórmula: $\text{HCO}_3^- = 1,22 \times \text{alcalinidade}$ (Custodio & Llamas, 1976).

5.3- ANÁLISE ESTATÍSTICA

Foi realizada uma análise estatística não paramétrica a fim de avaliar as diferenças obtidas na química das águas em áreas de pasto e mata ciliar. Esta representação se deu através do gráfico *box-whisker* no programa Stistica 6.0. Cabe destacar que utilizou-se esta ferramenta apenas para as águas coletadas nos poços de monitoramento, pois nas águas de escoamento superficial foram feitas apenas duas amostragens o que conseqüentemente gerou poucos dados para este tipo de análise. Também optou-se por não incluir nos gráficos os dados do poço ST4-P1 tendo em vista que neste ponto só foi possível coletar água em três campanhas.

6 – CARACTERÍSTICAS DA ÁREA DE ESTUDO

6.1- ASPECTOS SÓCIOECONÔMICOS

No município de Paragominas a população estimada em 2005 é de 86.984 habitantes. A principal atividade econômica do município que é a agropecuária. Na esfera produtiva, além da atividade madeireira e da pecuária, Paragominas desponta como um pólo produtor de grãos de milho, arroz e soja (IBGE, 2005).

6.2 ASPECTOS FISIAGRÁFICOS

6.2.1- Clima

Segundo a classificação de Köppen, a área estudada está na zona climática AW, caracterizada por um clima tropical chuvoso, sem estação fria e com temperatura média do mês menos quente superior a 18°C, com temperatura constante e precipitação elevada, com estação seca bem definida.

De acordo com Rodrigues *et al.* (2002 a), a temperatura se mantém num nível quase constante, com média anual de 26,5°C, máxima de 31,7°C e mínima em torno de 22°C.

No que concerne à precipitação pluviométrica, a região apresenta duas estações mais ou menos definidas, uma bastante chuvosa, de dezembro a maio, com total de 1533 mm, correspondendo a mais de 80% da precipitação anual, e outra menos chuvosa, de junho a dezembro, com precipitação total em torno de 269 mm de chuva, com média anual de 1.800mm (Rodrigues *et al.*, 2002 a).

Como quase toda a Amazônia, a área apresenta elevados índices de umidade relativa, geralmente superiores a 80% (Bastos, 1972; SUDAM,1984), na maioria dos meses do ano, demonstrando ser uma região permanentemente úmida (Rodrigues *et al.*, 2002 b).

Através de um balanço hídrico utilizando o método de Thornthwaite & Mather (1957), Embrapa (1999) constatou que no município de Paragominas ocorre um excedente hídrico da ordem de 682 mm observados nos meses de janeiro a maio e um déficit hídrico de 512 mm, referente aos meses de junho a dezembro, admitindo-se uma retenção hídrica de 100 mm de água pelo solo (tabela 1).

6.2.2- Vegetação

A vegetação natural do município de Paragominas foi caracterizada como floresta equatorial subperenifólia densa submontana, densa das terras baixas e densa aluvial (Rodrigues *et al.*, 2002 a).

Tabela 1: Balanço hídrico da cidade de Paragominas- PA, baseado em dados termopluviométricos, segundo Thornthwaite & Mather–1957.

Armazenamento máximo: 100 mm Índice hídrico : 23,1

Latitude : 2°59' S

Longitude: 47°28' WGr

Altitude : 70 m.

<i>Mês</i>	<i>Temp · °C</i>	<i>EP Mm</i>	<i>COR LAT.</i>	<i>EP Mês</i>	<i>P mm</i>	<i>P-EP Mm</i>	<i>NAC mm</i>	<i>ARM Mm</i>	<i>ALT mm</i>	<i>ER Mm</i>	<i>DEF Mm</i>	<i>EXD Mm</i>
<i>JAN</i>	25,8	121	1,06	128	230	102	0	100	100	128	0	2
<i>FEV</i>	25,8	121	0,95	115	331	216	00	100	0	115	0	216
<i>MAR</i>	25,8	121	1,04	126	400	274	0	100	0	126	0	274
<i>ABR</i>	26,3	130	1,00	130	311	181	0	100	0	130	0	181
<i>MAI</i>	26,2	128	1,02	130	139	9	0	100	0	130	0	9
<i>JUN</i>	26,6	135	0,99	134	64	-70	-70	50	-50	114	20	0
<i>JUL</i>	25,6	117	1,02	120	22	-98	-167	19	-31	53	67	0
<i>AGO</i>	26,0	124	1,03	128	30	-98	-265	7	-12	42	86	0
<i>SET</i>	27,3	149	1,00	149	33	-116	-381	2	-5	38	111	0
<i>OUT</i>	26,8	139	1,05	146	53	-93	-474	1	-1	54	92	0
<i>NOV</i>	27,8	159	1,03	164	67	-97	-571	0	-1	68	96	0
<i>DEZ</i>	27,5	153	1,06	162	122	-40	-611	0	0	122	40	0
<i>ANO</i>	26,5			1630	1802	172			0	1119	512	682

Fonte : Embrapa (1999).

Devido às atividades antrópicas desenvolvidas no município de Paragominas ocorre também vegetação secundária que, de acordo com SECTAM (1996) consiste em:

Floresta alterada- compreende áreas onde foi ou estão sendo exploradas as espécies florestais de valor econômico, podendo ser de maneira ordenada ou desordenada.

Capoeira- a capoeira compreende a vegetação secundária que surge com o abandono da terra, após a intervenção humana, com a finalidade mineradora, agrícola ou pecuária,

descaracterizando a vegetação primária. Na área estudada, as capoeiras são resultantes de atividade agrícola e pecuária.

Áreas em uso- são aquelas onde a vegetação existente foi derrubada e queimada, com a finalidade de se implantar agricultura ou pecuária (pastagem plantada).

A pastagem plantada é representada pela cobertura vegetal com gramíneas, plantada, onde ocorrem três tipos diferentes (Sanno *et al.*, 1988): pasto limpo, com 0 a 20 % de infestação de plantas invasoras; pasto sujo, com 20 a 50 % de infestação de plantas invasoras; e pasto muito sujo, com mais de 50 % de infestação de plantas invasoras. As espécies forrageiras mais encontradas na área foram quicuío da Amazônia (*Brachiaria humidicola*) e capim colônio (*Panicum maximum*).

6.2.3- Solos

Os principais solos mapeados no Município de Paragominas foram: Latossolos Amarelos distróficos de textura média a muito argilosa; Argissolos Amarelos distróficos de textura arenosa/média e média/argilosa; Plintossolos distróficos argilosos; Gleissolos e Neossolos distróficos (Rodrigues *et al.*, 2002 a).

Latossolos Amarelos

Os Latossolos Amarelos mapeados na região compreendem solos minerais, profundos e dissaturados, bem drenados, com horizonte B latossólico (Embrapa, 1999) de coloração amarelada, teores de óxido de ferro ($\text{Fe}_2\text{O}_3\text{-H}_2\text{SO}_4$) normalmente inferior a 7 dag/kg de solo, sob um horizonte A moderado, de textura variando de fraco arenosa a muito argilosa. A fração argila desses solos na região é de natureza essencialmente caulinitica (Silva, 1989; Rodrigues *et al* 1991), com ausência virtual de atração magnética. São solos ácidos, com valores de pH da ordem de 3,5 a 5,3, em função dos altos teores de Al^{+++} e dos baixos teores de cálcio, insuficientes para neutralizar a toxidez do alumínio. Os teores de cálcio, magnésio e potássio trocáveis são mais

elevados nos horizontes superficiais, evidenciando que a ciclagem de nutrientes entre o solo e as plantas se processa com maior intensidade na camada superficial, comparáveis aos dados obtidos em outros locais da Amazônia (Rodrigues *et al* 1974; Camargo & Rodrigues, 1979; Embrapa,1983; Silva, 1989; Rodrigues *et al* 1996). Os teores de carbono orgânico (matéria orgânica) são muito baixos e decrescentes com a profundidade, variando de 0,10 a 3,81 dag/kg de solo. Os teores de fósforo assimilável são também muito baixos (<3 mg/kg de solo). São solos de baixa fertilidade natural, em função da baixa capacidade de troca de cátions (CTC) e pela baixa reserva de nutrientes essenciais às plantas representada pelos baixos teores de soma de bases (S) e altos de alumínio extraível (Al), variando em torno de 0,2 a 7,9 cmolc/kg de solo e 0 (zero) a 2 cmolc/kg de solo, respectivamente. Os teores de fósforo disponível são também baixos.

A utilização desses solos em sistemas agrícolas sustentáveis exige a aplicação de fertilizantes e corretivos para elevar o nível de reserva de nutrientes e controlar a toxidez do alumínio, que são fatores limitantes à obtenção de boas colheitas, e minimizar o impacto ambiental resultante da derrubada e queima de novas áreas para cultivo (Rodrigues *et al.*, 2002 b).

Esses solos são encontrados em áreas com relevo plano ondulado, tendo como material de origem rochas sedimentares da Formação Ipixuna, sob vegetação de floresta, vegetação secundária (capoeira) e sob uso agrícola (Rodrigues *et al.*, 2002 a).

Argissolos Amarelos

No Município de Paragominas esses solos caracterizam-se pela textura média/argilosa, argilosa/muito argilosa e arenosa/muito argilosa e cores bruno-amarela, amarelo-brunado e vermelho amarelo. A estrutura varia de fraca a moderada, em blocos subangulares e consistência muito friável a firme. São bem drenados e muito profundos, podendo ter presença de concreções lateríticas dispersas ou formando camadas (Rodrigues *et al.*, 2002 a).

Os valores de pH-H₂O variam de 3,7 a 5,5, com as somas de bases trocáveis em todos os perfis muito baixas, porém comparáveis à da maioria dos Argissolos e Latossolos encontrados na Amazônia (Rodrigues *et al.* 1991; Santos, 1993).

O conteúdo de bases em todos os perfis varia de 0,1 a 2,9 cmolc/kg de solo, decrescendo em profundidade, parecendo originar-se da mineralização da matéria orgânica. Os conteúdos de fósforo assimilável são muito baixos em todos os perfis, com teores inferiores a 2 mg/kg de solo (Rodrigues *et al.*, 2002 a).

A utilização desses solos em atividades agrícolas intensivas requer aplicação de fertilizantes para suprir a deficiência de nutrientes essenciais às plantas e corretivos para eliminação da influência nociva do alumínio às plantas cultivadas. Também devem ser empregadas práticas de controle à erosão, em função da diferença textural entre os horizontes A e B, que favorecem os processos de erosão hídrica das camadas superficiais (Rodrigues *et al.*, 2002 b).

Plintossolo

Esses solos evidenciam coloração bastante variável, predominando cores acinzentadas ou brunadas no horizonte A e estas com mosqueados e plintitas de coloração avermelhadas até amarelo avermelhadas no horizonte B. A textura é normalmente média no horizonte A e argilosa no horizonte Bf. A estrutura é fraca pequena e média granular no horizonte A, e fraca a moderada bloco subangular ou massiva no horizonte Bf. A consistência é friável no horizonte A passando a firme no horizonte Bf, onde ocorre, também, um decréscimo em porosidade. Os valores de pH-H₂O são baixos, variando de 3,9 a 5,3 ao longo dos perfis (Rodrigues *et al.*, 2002 a).

A fertilidade natural desses solos está condicionada à soma de bases dos perfis, que são muito baixas, decrescendo com a profundidade, parecendo originar-se da mineralização da matéria orgânica. A saturação de bases trocáveis é inferior a 50%, enquadrando-os na classe dos solos distróficos (Embrapa, 1999).

O conteúdo de carbono orgânico (matéria orgânica) é muito baixo e decrescente com a profundidade do solo, variando de 0,5 a 1,45 dag/kg de solo. Dessa maneira, o conteúdo de matéria orgânica contribui muito pouco para a fertilidade dos solos. A relação C/N é baixa e decresce com a profundidade em todos os perfis (C/N<10), indicando uma alta mineralização da matéria orgânica. O baixo conteúdo de matéria orgânica pode ser reduzido pela queima da vegetação para uso da terra em atividades agrícolas em áreas florestadas (Rodrigues *et al.*, 2002 a).

Esses solos ocorrem em relevo plano e necessitam de aplicação de fertilizantes e corretivos para sanar a deficiência de nutrientes às plantas, assim como de técnicas de drenagem para eliminar o excesso de água durante o período chuvoso (Rodrigues *et al.*, 2002 b).

Gleissolos

Esses solos ocorrem nas planícies aluviais dos rios que drenam a região. São formados a partir de materiais originários estratificado ou não, sujeitos a períodos de excesso de água. Desenvolvem-se de sedimentos recentes nas proximidades dos cursos d'água e em materiais colúvio-aluviais sujeitos a condições de hidromorfismo. Vale ressaltar que as características dos Gleissolos estão intimamente relacionadas com a composição química e mineralógicas dos sedimentos que lhes dão origem. Por isso, podem apresentar-se entróficos ou distróficos, com argila de atividade alta ou baixa, como também com diferentes condições de hidromorfismo, de acordo com a dinâmica do regime de inundação a que estão sujeitas as áreas de ocorrência desses solos. As propriedades morfológicas revelaram coloração predominantemente acinzentada escura no horizonte A e acinzentada ou neutra com mosqueados amarelados e vermelho-amarelados no horizonte Bg ou Cg. A consistência é usualmente firme quando úmido e ligeiramente plástico e ligeiramente pegajosa quando molhado (Rodrigues, *et al.*, 2002 a)

São solos com capacidade de troca de cátions efetiva menor do que 4 cmolc/kg de solo, apresentando portanto baixa capacidade de reter cátions nas condições naturais de pH do solo (Lopes & Guidolin, 1989).

A fertilidade natural desses solos é baixa, considerando-se os teores baixos de soma de bases, inferior a 0,8 cmolc/kg⁻¹ de solo. A saturação de bases é normalmente inferior a 50%, enquadrando-se como distrófico. O conteúdo de carbono orgânico é muito baixo, aumentando com a profundidade e variando no perfil de 0,24 a 0,7 dag/kg de solo. O conteúdo de fósforo assimilável é muito baixo no perfil, <1 mg/kg de solo (Rodrigues, *et al.*, 2002 a).

Neossolos

Os Neossolos compreendem aqueles constituídos por material pouco espesso de natureza mineral ou orgânica, com baixa intensidade de alteração por processos pedogenéticos,

sem modificações expressivas das características do próprio material originário, devido à sua resistência ao intemperismo, composição química, ou pelo relevo, que podem impedir ou limitar a sua evolução (Embrapa, 1999).

Os Neossolos Flúvicos mapeados na área são de coloração variada indo de bruno-acinzentado muito escuro a acinzentado. A textura é normalmente massiva (Rodrigues *et al.*, 2002 a).

A distribuição das frações argila, silte e areia é muito variável entre e ao longo dos perfis, com conteúdo da ordem de 13 a 15, 8 a 12 e 73 a 79 dag/kg de solo, respectivamente (Rodrigues *et al.*, 2002 a).

São solos fortemente ácidos, com valores de pH em H₂O, de 4,6. A soma das bases trocáveis é baixa, de 0,4 cmolc/kg de solo. A capacidade de troca de cátions efetivas (CTCe) é baixa, com teores menores que 4 cmolc/kg de solo, resultando em baixa capacidade de reter nutrientes essenciais às plantas, nas condições naturais do solo (Lopes & Guidollin, 1989). A capacidade de troca de cátions da fração argila (CTC₂), com teores superiores a 40,6 cmolc/kg de argila em alguns horizontes, revela a presença de minerais de argila de atividade alta (Embrapa, 1999). A saturação de bases nesses solos com valores menor que 50% os enquadra nas classes dos solos distróficos. Os teores de ferro totais (Fe₂O₃-H₂SO₄) são inferiores a 0,3 dag/kg de solo. A relação molecular Ki varia de 2,04 a 2,4 indicando a presença de caulinita (Rodrigues *et al.*, 2002 a).

6.3- HIDROGRAFIA

A hidrografia está representada pelos rios Capim, Gurupi, Cauxi, Candiru-Açú, Portirá, Piriá e Uraim que drenam as águas do Município. Os igarapés do Pajeú e Sete, objetos de estudo deste, são afluentes do rio Uraim, que por sua vez, é afluente do rio Gurupi, que separa o Pará do Maranhão (figura 8).

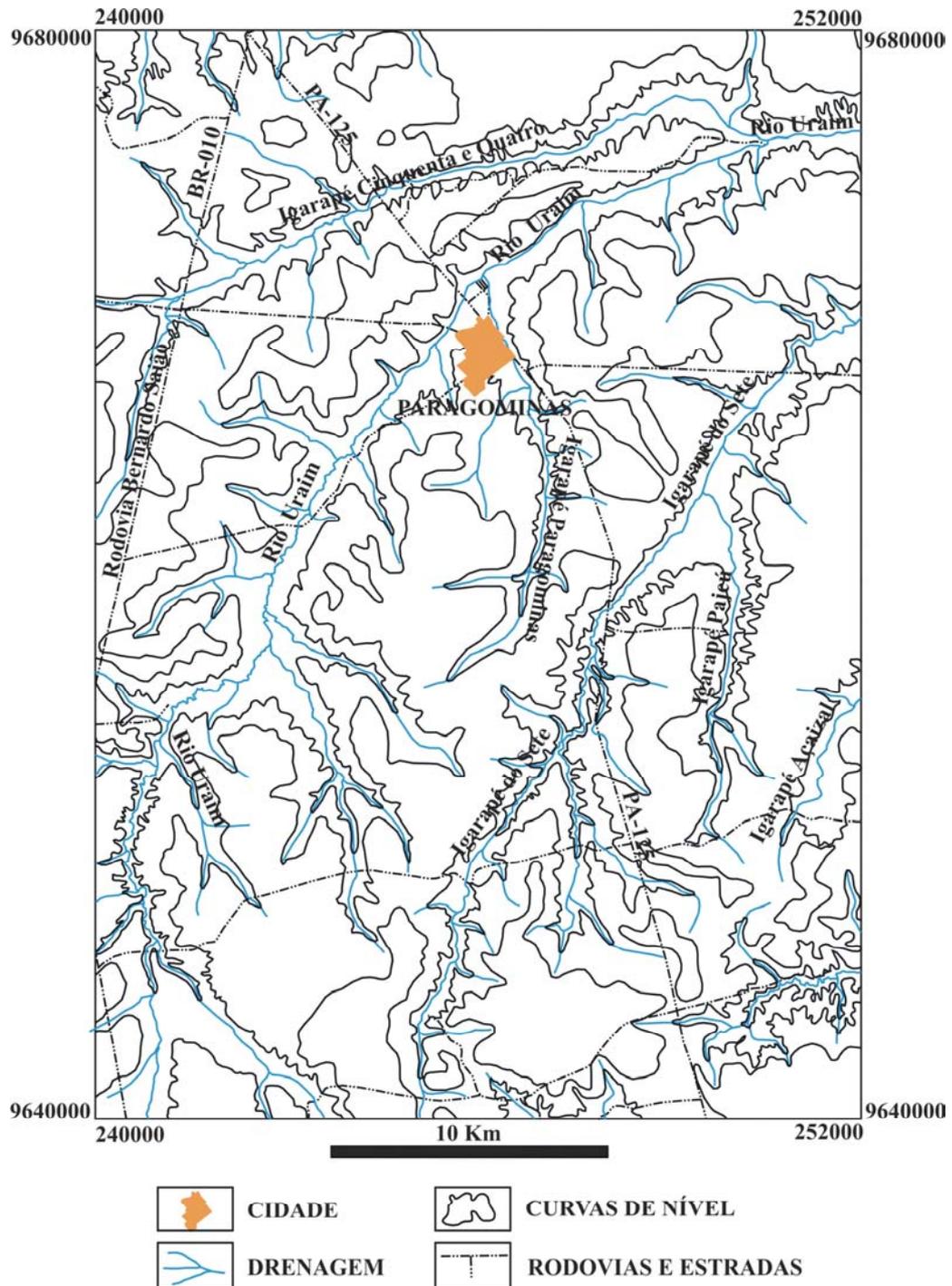


Figura 8: Hidrografia da área de estudo mostrando o principal rio da região, o Uraim, e os Igarapés do Pajeú e Sete, entre outros.

6.4- GEOMORFOLOGIA

O Município de Paragominas situa-se no Domínio Morfoestrutural dos Planaltos em Seqüência Sedimentares não Dobradas (IBGE, 1996 a), caracterizados por superfícies estruturais aplainadas, na forma de extensos chapadões, com altitudes médias em torno de 200 m. Estes são limitados por planícies aluviais (Rodrigues *et al.*, 2002 a) e por planaltos dissecados sob a forma de cristas, interflúvios tabulares, desenvolvidos em rochas sedimentares constituídas por argilitos, da Formação Ipixuna, do período Cretáceo Superior e pertencente à Bacia do Grajaú (Góes, 1981).

A área foi identificada como pertencente à região geomorfológica Planalto Setentrional Pará–Maranhão (Brasil, 1973). As unidades geomorfológicas, fruto da associação de formas de relevo recorrentes, geradas de uma evolução comum, são: Superfícies Tabulares da Serra do Tiracambu, Planalto Dissecado de Paragominas, Planos de Ulianópolis e Planícies dos rios Capim e Gurupi (Rodrigues *et al.*, 2002 a).

As Superfícies Tabulares da Serra do Tiracambu constituem restos de um pediplano degradado desenvolvido em rochas sedimentares da unidade superior da Formação Ipixuna, recoberto por sedimentos argilosos ou argilo–arenosos (Góes, 1981). Estes últimos são reconhecidos como depósitos correlativos a um extenso episódio erosivo/deposicional ou intempérico ocorrido no início do Terciário, denominado por Del'Arco & Mamede (1985) de Aplainamento Paleogênico. As condições ambientais, aliadas à relativa quietude tectônica, propiciaram o desenvolvimento de espessas crostas lateríticas que constituem o grupo das Coberturas Detrito Lateríticas Paleogênicas, as quais respondem pela preservação do relevo nos chapadões que caracterizam essa unidade geomorfológica. As altitudes descresem de Sul para Norte, com valores máximos em torno de 200 metros, às proximidades da cidade de Paragominas (Rodrigues *et al.*, 2002 a).

O Planalto Dissecado de Paragominas constitui uma unidade de relevo formada por morros em formas de cristas com vales íngremes, ou então por interflúvios tabulares com pendentes ravinadas. Esses foram modelados na unidade inferior da Formação Ipixuna constituindo o nível de dissecção do Aplainamento Paleogênico (Rodrigues *et al.*, 2002 a).

A unidade Planos de Ulianópolis representa uma outra superfície de aplainamento que rebaixou a Superfície Paleogênica ao nível altimétrico em torno de 80 metros. Apresenta-se

modelada em sedimentos da Formação Ipixuna, encontrando-se retocada por retomada de erosão e inundada pelos sedimentos quaternários que constituem o grupo das Coberturas Sedimentares Pleistocênicas, que recobrem a Formação Ipixuna.

As planícies dos rios Capim e Gurupi desenvolvem-se nos vales desses rios, com a presença de terraços e planícies aluviais de idade quaternária (Rodrigues *et al.*, 2002 a).

7- CONTEXTO GEOLÓGICO

7.1- GEOLOGIA REGIONAL

Os terrenos geológicos da região de Paragominas pertencem à Bacia do Maranhão, conforme definição de Mesner & Wooldridge (1964). Contudo, mais recentemente, Góes (1981) admitiu uma evolução policíclica, para esta extensa Província Sedimentar, possibilitando sua compartimentação em diferentes bacias, as quais foram denominadas de Parnaíba, Alpercatas, Grajaú e Espigão–Mestre. Nessa nova conceituação, a região enfocada situa-se na bacia do Grajaú, em cuja estratigrafia podem ser identificadas, da base para o topo, as unidades geológicas: Formação Itapecuru, Ipixuna, Cobertura Detrito–Laterítica Paleogênica, Cobertura Sedimentar Pleistocênica, e Depósitos Aluviais.

O Serviço Geológico do Brasil (CPRM), concluiu em 1997 um relatório de pesquisa hidrogeológica, referente aos bairros de Trecho Seco e Jardim Atlântico, na cidade de Paragominas, descrevendo em detalhe a Formação Itapecuru que apresenta uma distribuição geográfica bastante expressiva abrangendo, em subsuperfície, toda a área urbana e periurbana de Paragominas. Litologicamente, esta Formação é composta por arenitos róseos ou avermelhados, argilosos, finos e grosseiros, contendo estratos cruzados abundantes, sotopostos por um manto laterítico, rico em material ferruginoso. Os dados de sondagem elétrica vertical (SEV) mostram que a espessura desta unidade pode chegar a 450 metros (CPRM, 1997).

A formação Ipixuna é constituída por uma sucessão de arenitos e siltitos, com uma litofácies inferior, constituída por arenitos finos e siltitos ritmicamente interrelacionados, e outra superior, na qual predominam os terrenos arenosos, com abundantes estratificações cruzadas e subordinadas, com intercalações de siltitos, além de horizontes de argilas caulínicas. O ambiente de sedimentação da unidade inferior é admitido ser de águas calmas (lacustre), tendo em vista a presença de ritmitos. A unidade superior, por sua vez, foi depositada em ambiente fluvial do tipo meandrante, evidenciado pela grande incidência de estratificações cruzadas do tipo acanalada, planar e tangencial. Cita-se ainda a presença de brechas intraformacionais em siltitos e argilitos, e, tendo em vista a grande incidência de arenitos e siltitos vermelhos, admite-se que a unidade inferior tenha se formado em condições oxidantes (Góes, 1981; Silva, 1997).

A Formação Ipixuna é considerada como depositada no período Cretáceo Superior em razão do seu relacionamento estratigráfico e similaridade litológica com a formação Itapecuru.

Essa formação está diretamente relacionada com a unidade geomorfológica Planalto Dissecado de Paragominas (Rodrigues *et al*, 2002 a).

No tocante às Coberturas Detrito-Lateríticas Paleogênicas (Del’Arco & Mamede, 1985) e de acordo com o IBGE (1996 b; Silva, 1997), ocorrem nas regiões dominadas por chapadões, formando o capeamento da Formação Ipixuna. Essa unidade caracteriza-se por exibir um perfil laterítico completo, conforme descrito por Costa *et al.* (1985), ocorrendo da base para o topo os horizontes argilosos e mosqueados, culminando com uma espessa crosta laterítica aluminosa, que representam as principais jazidas de caulim e bauxita do território brasileiro. Na parte superior ocorre um nível argiloso denominado “Argila de Belterra”, que para alguns autores, é de formação *in situ*, enquanto para outros seria do Período Terciário Inferior a Médio. Estas coberturas estão diretamente relacionadas com a unidade geomorfológica Superfícies Tabulares da Serra do Tiracambu (Rodrigues *et al* 2002 a).

O desmonte dos chapadões bauxíticos pelos eventos desnudacionais ocorridos no início do Período Quaternário, propiciaram o desenvolvimento de uma extensa área aplainada recoberta por depósitos detríticos arenosos e areno-argilosos que formam a unidade Cobertura Sedimentar Pleistocênica. Esta unidade, embora esteja recobrendo a Formação Ipixuna, distingue-se das Coberturas Detrito-Lateríticas Paleogênicas, pelo seu posicionamento altimétrico, uma vez que ocupam as áreas aplainadas desniveladas, em cerca de 150 metros do topo dos chapadões, pela ausência do perfil laterítico maduro, a despeito da presença de algumas possíveis concreções sob a forma de *stone lines*, e pela sua constituição mais arenosa (IBGE, 1996 b). Estas coberturas estão diretamente relacionadas com a unidade geomorfológica Planos de Ulianópolis.

Os depósitos aluviais quaternários holocênicos, por seu turno, estão bem exemplificados no vale dos rios Capim e Gurupi, que exibem, em alguns trechos, terraços de provável idade pleistocênica (IBGE, 1996b). Estes depósitos estão diretamente relacionados com a unidade geomorfológica Planícies dos rios Capim e Gurupi (Rodrigues *et al.*, 2002 a). Na figura 9 é apresentado o mapa geológico regional onde insere-se a área de estudo.

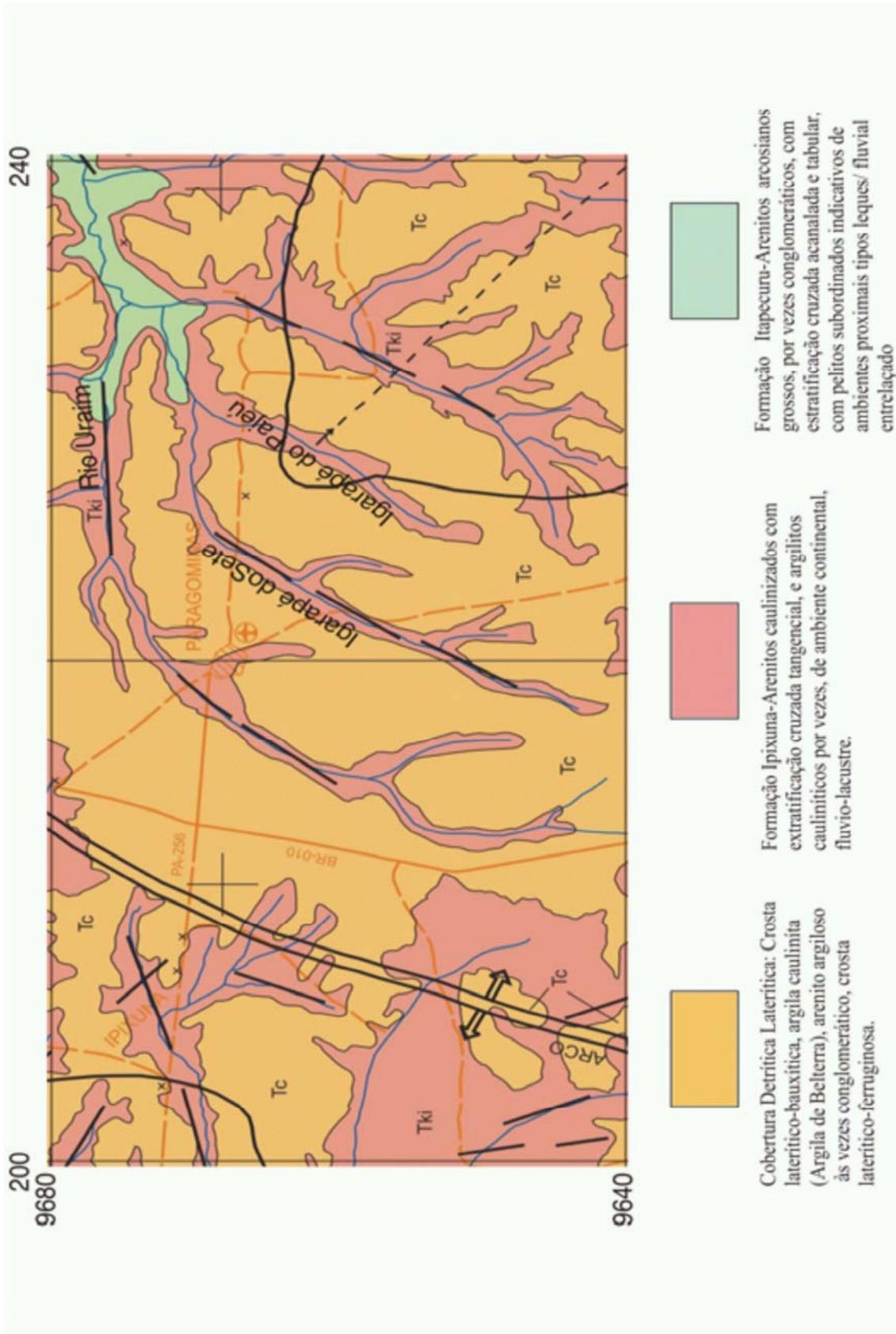


Figura 9: Mapa geológico da área do município de Paragominas. Adaptado do CPRM (2000). Folha S-A2-3Y. São Luís-SW.

8- HIDROGEOLOGIA

O estudo realizado pela CPRM (1997), na cidade de Paragominas, nas áreas Trecho Seco e Jardim Atlântico e arredores, indicou os sedimentos da Formação Itapecuru (Ki), submetidos à recarga direta, através das precipitações pluviométricas e do rio Uraim. Esse pacote sedimentar comporta o aquífero mais importante da área estudada, denominado aquífero Itapecuru, com espessura saturada da ordem de 40 a 80 m. Essa variação é controlada, aparentemente, pela topografia local. Foram mapeadas áreas constituídas por rochas sedimentares da Formação Itapecuru, composta por arenitos róseos ou avermelhados, argilosos finos e grosseiros, contendo estratos cruzados abundantes, com um capeamento de sedimentos detrítico-lateríticos, os quais alcançam em média 5 metros de espessura. O aquífero Itapecuru constitui a faixa mais promissora à captação de água subterrânea para o abastecimento público. Litologicamente é formado por arenitos de cor avermelhada a clara, finos a muito finos e argilosos. A vazão comprovada de poço tubular perfurado nesse sistema aquífero foi de 34,7 m³/h, a uma profundidade final de 80 metros. A figura 10 mostra o perfil de um poço perfurado pela Companhia de Saneamento do Pará (COSANPA) no município de Paragominas, no bairro Trecho Seco.

De acordo com o mapa geológico (figura 9) da região de estudo, as microbacias hidrográficas do Sete e do Pajeú situam-se na formação Ipixuna, constituída por arenitos caulinizados com extratificação cruzada tangencial, e argilitos caulíníticos, de ambiente continental, fluvio-lacustre. Assim, o aquífero freático estudado é constituído pelas camadas superiores dessa Formação.

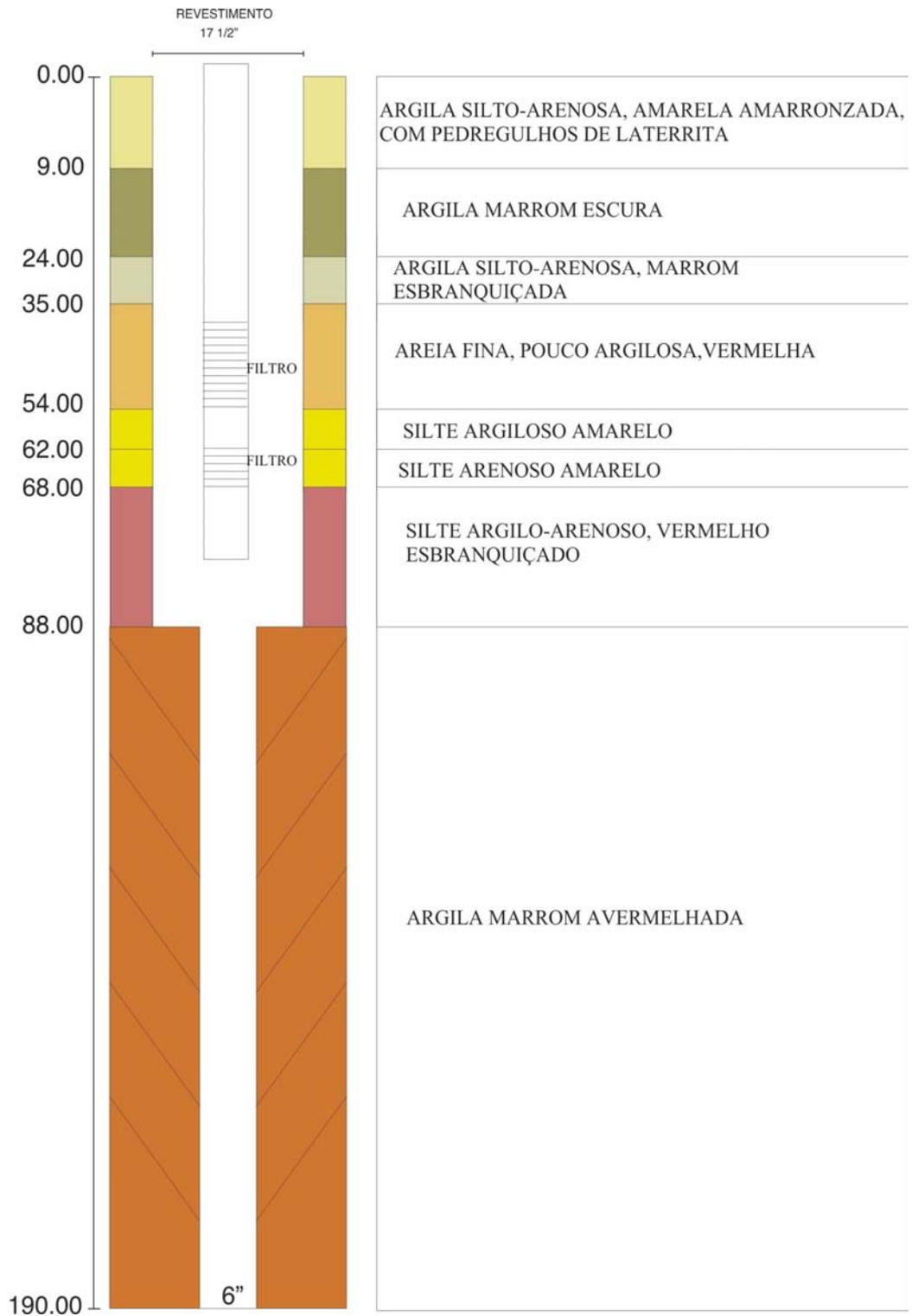


Figura 10: Perfil de um poço perfurado pela COSANPA, no bairro Trecho Seco. Adaptado de COSANPA (1992).

9- RESULTADOS E DISCUSSÃO

9.1- CONSTITUINTES QUÍMICOS

9.1.1- Água das parcelas de escoamento superficial

As coletas de água em parcelas de escoamento superficial foram feitas somente no período chuvoso, correspondendo às amostragens de maio I e maio II, de acordo com o que foi apresentado no quadro 3.

Os resultados das análises são apresentados nas figuras 11 a 20 e na tabela 2.

Nitrato e amônio

As parcelas de escoamento superficial instaladas na microbacia do igarapé do Pajeú em área de mata ciliar apresentaram concentrações de nitrato de 3 mg.L⁻¹ (PJ3-E1) e 3,70 mg.L⁻¹ (PJ3-E2) em maio I enquanto que em maio II, essa substância foi <0,01 mg.L⁻¹. Em relação ao igarapé do Sete, as parcelas de escoamento em área de mata ciliar apresentaram concentrações de nitrato de 2,3 a 6 mg.L⁻¹ sendo estes valores obtidos na única amostragem possível de ser realizada neste ponto, correspondente a maio I (figura 12 e tabela 2).

No que concerne às concentrações de amônio obtidos em área de mata ciliar, os valores apresentaram mínimo de 0,92 mg.L⁻¹ e máximo de 2,02 mg.L⁻¹, nas parcelas de escoamento superficial do igarapé do Pajeú. Por sua vez, as concentrações de amônio nas parcelas instaladas no igarapé do Sete variaram de 0,44 a 0,67 mg.L⁻¹.

Quanto às áreas de pasto, na parcela PJ3-E3, no igarapé do Pajeú, os teores de nitrato foram de 0,10 a 1,50 mg.L⁻¹, enquanto que nas parcelas instaladas na bacia do igarapé do Sete as concentrações variaram entre 2,5 mg.L⁻¹ e nd (níveis não detectáveis) (figura 12 e tabela 2). Em relação às concentrações de amônio, foram encontrados valores de 0,35 a 0,78 mg.L⁻¹ na parcela PJ3-E3, enquanto que nas parcelas instaladas no igarapé do Sete foram obtidos valores próximos de 0,40 a 0,60 mg.L⁻¹ na maioria das amostras (figura 11 e tabela 2).

Comparando os resultados obtidos para amônio e nitrato com os encontrados por Parron (2004), que estudou em uma reserva ecológica do IBGE (no Distrito Federal) a ciclagem de nutrientes, na mata de galeria, por meio de análises em água superficial, de deposição atmosférica (água de chuva) e da lixiviação da serapilheira (escoamento superficial), verifica-se que os teores

de nitrato obtidos nas parcelas de escoamento das microbacias do Pajeú e do Sete (média de 1,83 mg.L⁻¹) estão acima dos encontrados pela autora, cuja média foi de 0,2 mg.L⁻¹. Para o amônio, as concentrações médias apresentadas pela autora (0,4; 0,6 e 0,9 mg.L⁻¹) foram semelhantes às obtidas neste trabalho, cuja média foi 0,74 mg.L⁻¹.

Comparando-se os teores de amônio e nitrato na água do escoamento superficial com os obtidos na água da chuva, analisada em diversos trabalhos, se constata que as concentrações dessas substâncias são significativamente mais elevadas no primeiro caso. Esse fato mostra uma efetiva lixiviação dessas substâncias pela água da chuva, quando em contato com o solo, seja ele utilizado para pasto ou com sua vegetação natural preservada. Parron (2004) obteve para águas de chuva médias de 0,15 mg.L⁻¹ para NO₃⁻ e de 0,5 mg.L⁻¹ para NH₄⁺. Junk & Furch (1985) obtiveram em águas pluviais coletadas na Amazônia Central concentrações de N-NO₃⁻ e N-NH₄⁺ de 0,110 e 0,169 mg.L⁻¹, respectivamente. Segundo Schoeller (1962), nas águas das chuvas, a concentração do amônio varia de 0,01 a 1,0 mg.L⁻¹ enquanto que os teores de nitrato estão entre 0,25 e 0,30 mg.L⁻¹, chegando a atingir até 12 mg.L⁻¹.

Comparando os resultados obtidos em área de pasto e de mata ciliar, verifica-se que as concentrações de nitrato e amônio são mais elevadas nesta última. Esse resultado confirma a tendência natural para essas situações, já que na mata ciliar há a interação da água da chuva com os íons existentes nas folhas das árvores, e, associado a isso, ao atingir o terreno a chuva faz a lavagem da camada orgânica do solo. Essa conclusão é semelhante à obtida por Neil *et al* (2001) no Estado de Rondônia, onde foram encontradas concentrações mais elevadas de nitrato na floresta que no pasto, sugerindo que nesta última se retém mais N inorgânico.

Fosfato e Sulfato

Na microbacia do igarapé do Pajeú, as parcelas de escoamento instaladas em área de mata ciliar apresentaram teores relativamente baixos de fósforo e sulfato. Nos pontos PJ3-E1 e PJ3-E2 o teor máximo de fósforo obtido foi de 0,25 mg.L⁻¹. Quanto aos teores de sulfato, somente se detectou sua presença na amostra PJ3-E1, referente a maio I (1,0 mg.L⁻¹). Nas demais, os teores permaneceram abaixo do limite de detecção do método analítico usado (7,0 mg.L⁻¹).

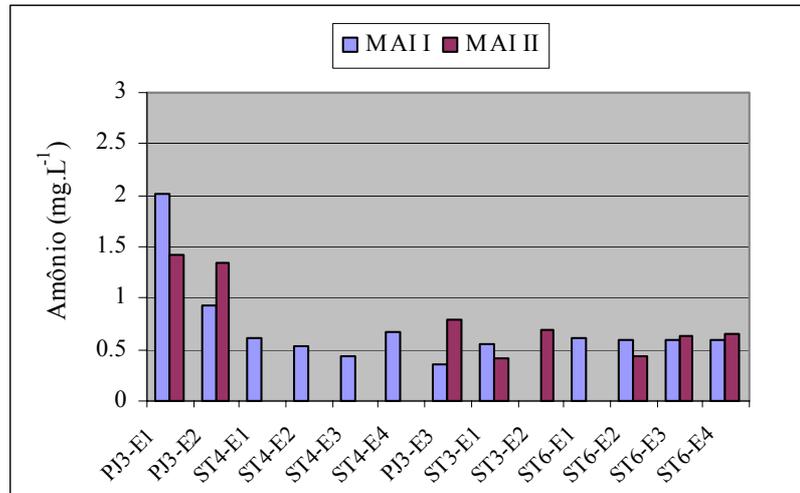


Figura 11: Teores de amônio em mg.L^{-1} nas amostras das parcelas de escoamento superficial instaladas em área de mata ciliar (PJ3-E1 a ST4-E4) e em área de pasto (PJ3-E3 a ST6-E4), em maio I e maio II de 2005.

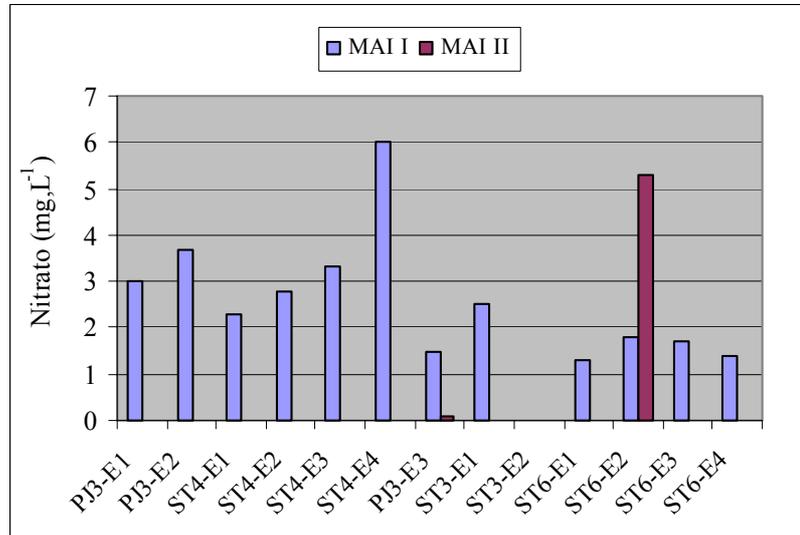


Figura 12: Teores de nitrato em mg.L^{-1} nas amostras das parcelas de escoamento superficial instaladas em área de mata ciliar (PJ3-E1 a ST4-E4) e em área de pasto (PJ3-E3 a ST6-E4), em maio I e maio II de 2005.

Na microbacia do igarapé do Sete, as concentrações de fosfato nas parcelas situadas em mata ciliar variaram entre $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ (ST4-E2) e $0,33 \text{ mg.L}^{-1}$ (ST4-E4) (figura 13 e tabela 2).

Para o sulfato, os teores obtidos na campanha de maio I foram de 2,0 mg.L⁻¹ (ST4-E3) e 1,0 mg.L⁻¹ (ST4-E4), não sendo detectado nos pontos ST4-E1 e ST4-E2 (figura 14 e tabela 2).

No que concerne às áreas de pasto, na parcela de escoamento superficial PJ3-E3 o sulfato não foi detectado nas duas coletas (maio I e II). Quanto ao fosfato, na amostragem de maio II o teor foi de 0,01 mg.L⁻¹ e nd em maio I. No igarapé do Sete, se obteve na parcela ST3-E1 um teor máximo de 0,02 mg.L⁻¹ para o fosfato e de 1,0 mg.L⁻¹ para sulfato, ambos na campanha de maio I, enquanto que na amostragem de maio II desse ponto e na parcela ST3-E2 essas substâncias ficaram abaixo do limite de detecção. Nas parcelas do ponto ST6, as concentrações de fosfato variaram de 0,01 a 0,03 mg.L⁻¹. O sulfato não foi detectado na campanha de maio I no ponto ST6-E1, o mesmo ocorrendo nas demais parcelas, na campanha de maio II. Nas amostragens de maio I, o teor máximo foi de 4,0 mg.L⁻¹ (ST6-E3) e o mínimo de 2,0 mg.L⁻¹ (ST6-E4) (Figuras 13 e 14 e tabela 2).

As concentrações de fosfato e sulfato provenientes das parcelas de escoamento superficial foram em média de 0,07 e 0,7 mg.L⁻¹, respectivamente, acima dos valores obtidos por Parron (2004) para o lixiviado de serapilheira, com média de 0,058 mg.L⁻¹ para o fosfato e de 0,4 mg.L⁻¹ para o sulfato.

Comparando os resultados obtidos nas duas situações estudadas, observa-se que os teores de fosfato foram menores em parcelas instaladas em área de pasto (médias de 0,17 mg.L⁻¹ em mata ciliar e 0,012 mg.L⁻¹ em pasto). Esse resultado pode estar relacionado ao fato de que o fosfato é o nutriente mais afetado quando há remoção da cobertura vegetal de uma área, já que este ânion origina-se principalmente de derivados de partículas biológicas, como exudado de raízes e reciclagem da serapilheira (Stallard & Edmond, 1981; Berner & Berner, 1987). Por outro lado, as concentrações de sulfato apresentaram teores mais elevados em áreas de pasto (médias de 0,50 mg.L⁻¹ em mata ciliar e 0,83 mg.L⁻¹ em pasto), podendo este resultado ser atribuído à retenção do sulfato pela vegetação ciliar. Parron (2004) encontrou concentrações mais elevadas dessa substância em água do lixiviado de dossel quando comparada à água do lixiviado de serapilheira, indicando que esse nutriente sofre redução ao passar pela serapilheira.

Os teores de fosfato e sulfato obtidos variaram de 0,01 a 0,33 mg.L⁻¹ (média de 0,078 mg.L⁻¹) e de 4,0 mg.L⁻¹ a nd (média de 0,7 mg.L⁻¹) respectivamente, apresentando-se geralmente acima dos encontrados em águas pluviais. Em água de chuva, Junk & Furch (1985) encontraram na Amazônia Central teor de 0,003 mg.L⁻¹ para fosfato enquanto que Parron (2004) obteve 0,036

mg.L⁻¹ em amostras coletadas em uma reserva ecológica no Distrito Federal. Para o sulfato, Parron (2004) obteve um teor máximo de 1,2 mg.L⁻¹, enquanto que em águas de chuva coletada no oeste da Carolina do Norte, Freeze & Cherry (1979) obtiveram 2,0 mg.L⁻¹.

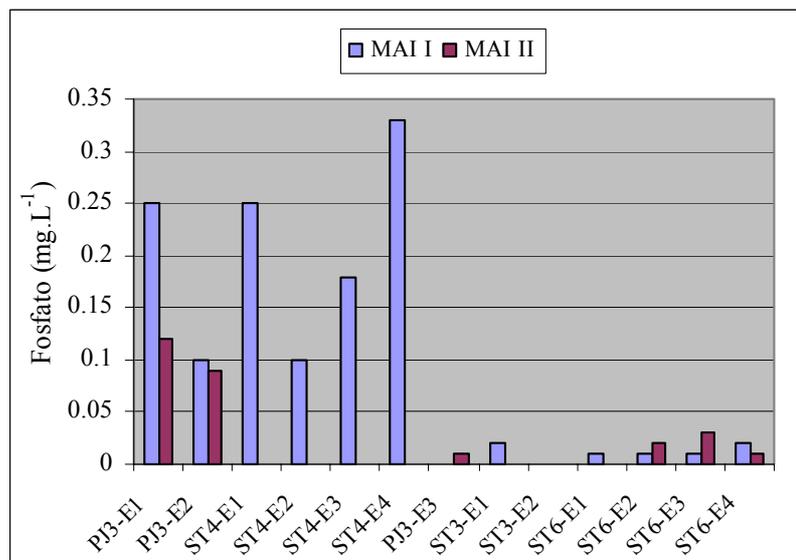


Figura 13: Teores de fosfato em mg.L⁻¹ nas amostras das parcelas de escoamento superficial instaladas em área de mata ciliar (PJ3-E1 a ST4-E4) e em área de pasto (PJ3-E3 a ST6-E4), em maio I e maio II de 2005.

Potássio

Os teores de potássio das parcelas localizadas em área de mata ciliar na microbacia do igarapé do Pajeú apresentaram concentrações de 1,50 a 1,70 mg.L⁻¹ (PJ3-E1) e de 1,00 a 1,30 mg.L⁻¹ (PJ3-E2). Na microbacia do igarapé do Sete, os valores referentes à campanha de maio I variaram de 1,60 (ST4-E2 e ST4-E3) a 3,10 mg.L⁻¹ (ST4-E1) (figura 14 e tabela 2).

Nas áreas de pasto, na microbacia do Pajeú, se obteve para o ponto PJ3-E3 teores de 2,90 (maio I) e 1,70 mg.L⁻¹ (maio II). No igarapé do Sete, na parcela de escoamento superficial ST3-E1, os teores foram de 2,60 e 3,0 mg.L⁻¹, referentes às campanhas maio I e II, respectivamente, enquanto que no ponto ST3-E2 o teor foi de 1,5 mg.L⁻¹, referente a maio II. Quanto ao ponto 6, os teores de potássio variaram de 0,44 a 3,4 mg.L⁻¹ (figura 15 e tabela 2).

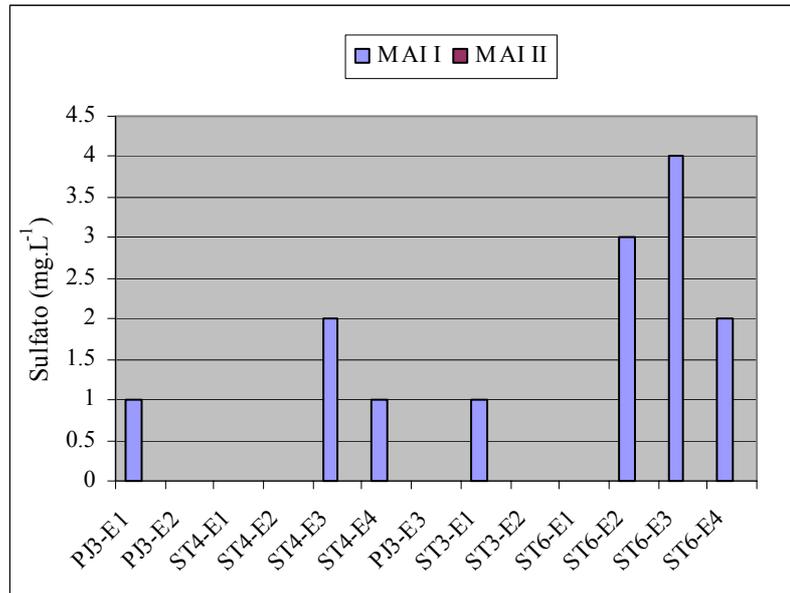


Figura 14: Teores de sulfato em mg.L^{-1} nas amostras das parcelas de escoamento superficial instaladas em área de mata ciliar (PJ3-E1 a ST4-E4) e em área de pasto (PJ3-E3 a ST6-E4), em maio I, maio II e julho de 2005.

As concentrações obtidas, com média de $1,71 \text{ mg.L}^{-1}$ nos pontos instalados em mata ciliar, e de $2,04 \text{ mg.L}^{-1}$ em parcelas localizadas em área de pasto, não apresentam diferenças significativas e estão abaixo do teor médio obtido por Parron (2004) em amostras provenientes de lixiviação de serapilheira (escoamento superficial) em mata de galeria (Distrito Federal), que foi de $6,0 \text{ mg.L}^{-1}$.

Os teores de potássio obtidos nas parcelas dos igarapés do Sete e Pajeú, demonstram um significativo aumento quando comparados aos da água da chuva. Esse resultado se deve ao fato de que o potássio tem como principal fonte de entrada a transprecipitação e a lavagem de material orgânico acumulado sobre os troncos, galhos e folhas de árvores (Arocena, 2000). Segundo Santos (2000) nas águas pluviais os teores de potássio estão geralmente no intervalo de $0,1$ a $4,0 \text{ mg.L}^{-1}$. Outros autores como Parron (2004) obtiveram teor médio de potássio de $0,4 \text{ mg.L}^{-1}$ e máximo de $2,5 \text{ mg.L}^{-1}$, enquanto que em estudos realizados em água de chuva da região nordeste do Pará, Souza (1996) obteve uma concentração de $0,078 \text{ mg.L}^{-1}$ para este elemento. Mais recentemente, Leão (2003) encontrou um teor de K^+ de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ nos períodos seco e chuvoso,

em água de chuva coletada no município de Igarapé-Açu, na Zona Bragantina, nordeste do Pará. Freeze & Cherry (1979) obtiveram $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ de potássio em água de chuva coletada no oeste da Carolina do Norte.

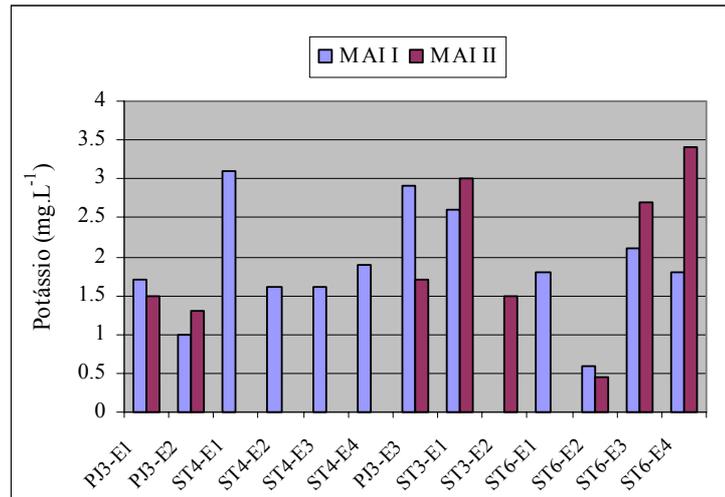


Figura 15: Teores de potássio em mg.L^{-1} nas amostras das parcelas de escoamento superficial instaladas em área de mata ciliar (PJ3-E1 a ST4-E4) e em área de pasto (PJ3-E3 a ST6-E4) em maio I e maio II de 2005.

Sódio

Na microbacia do igarapé do Pajeú, os teores de sódio obtidos em parcelas instaladas em área de vegetação ciliar apresentaram valores mínimo e máximo de $2,70$ e $3,30 \text{ mg.L}^{-1}$ no ponto PJ3-E1, e de $1,40 \text{ mg.L}^{-1}$ e $1,70 \text{ mg.L}^{-1}$ no PJ3-E2. Na microbacia do igarapé do Sete, se obteve na única coleta realizada no ponto ST4, referente à campanha maio I, teores de $1,50 \text{ mg.L}^{-1}$ (ST4-E1), $0,70 \text{ mg.L}^{-1}$ (ST4-E2) e $0,90 \text{ mg.L}^{-1}$ (ST4-E3 e ST4-E4) (Figura 16 e tabela 2).

Quanto às áreas de pasto, na parcela de escoamento superficial PJ3-E3, no igarapé do Pajeú, foram obtidos teores de Na^+ de $0,30$ e $0,40 \text{ mg.L}^{-1}$ (maio I e II). Em relação às parcelas de escoamento superficial instaladas no igarapé do Sete, as concentrações variaram de $0,2$ a $1,9 \text{ mg.L}^{-1}$. Em geral, os teores obtidos neste trabalho estão acima dos encontrados por Parron (2004) em água coletada na lixiviação de serapilheira (escoamento) com média de $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ e máximo

de $0,6 \text{ mg.L}^{-1}$. Na região amazônica Mostatti (1995), observou uma significativa influência da água da chuva como via de entrada de cátions no sistema hidrológico, sendo o sódio o elemento predominante na composição química dessa água.

As concentrações de sódio apresentadas neste trabalho em áreas de mata ciliar estão acima de valores encontrados em águas pluviais. Parron (2004) obteve média de $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ e máxima de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$, próximos aos valores de $0,68 \text{ mg.L}^{-1}$ encontrado por Souza (1996) e Leão (2003), de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ para o período seco e de $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$ para o período chuvoso no nordeste paraense. Comparando os resultados obtidos observa-se um discreto aumento do teor de sódio em áreas de mata ciliar. Como foi explicado anteriormente, esses teores resultam, além da influência de águas pluviais, da lixiviação dos solos e da cobertura vegetal.

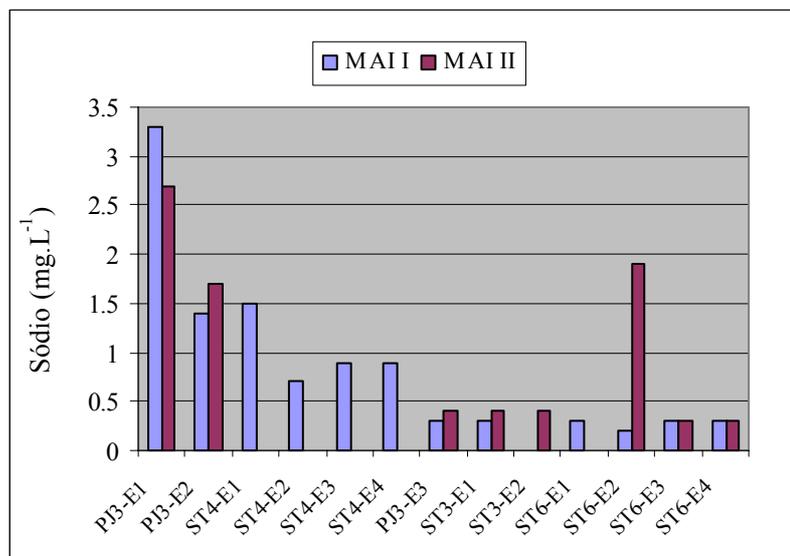


Figura 16: Teores de sódio em mg.L^{-1} nas amostras das parcelas de escoamento superficial instaladas em área de mata ciliar (PJ3-E1 a ST4-E4) e em área de pasto (PJ3-E3 a ST6-E4) em maio I e maio II de 2005.

Magnésio

Nas áreas de mata ciliar, as concentrações de magnésio nas parcelas de escoamento do igarapé Pajeú ficaram entre $0,50$ e $1,00 \text{ mg.L}^{-1}$ em PJ3-E1, enquanto que o teor permaneceu em

0,40 a 2,0 mg.L⁻¹ no ponto PJ3-E2. Já na microbacia do igarapé do Sete, os teores variaram de 1,0 mg.L⁻¹ (ST4-E4) a 1,60 mg.L⁻¹ (ST4-E2) (figura 17 e tabela 2).

Nas parcelas localizadas em área de pasto, na bacia do Pajeú (PJ3-E3) os teores de magnésio foram de 0,30 e 0,50 mg.L⁻¹, referentes às campanhas de maio I e II, respectivamente. Na microbacia do igarapé do Sete, foram obtidos teores de Mg²⁺ de 1,2 a 1,8 mg.L⁻¹ (figura 17 e tabela 2). Os valores acima apresentados estão em sua maioria dentro do intervalo de 1,3 a 2,8 mg.L⁻¹ obtido por Parron (2004) em água de lixiviação de serapilheira (escoamento).

Os teores de magnésio obtidos em área de mata ciliar e pasto são similares, o que pode ter sido influenciado pela introdução de Mg²⁺ no sistema pelos processos de corte e queima ocorridos na pastagem, assim como a lixiviação de serapilheira na vegetação ciliar.

Para os pontos PJ3, ST3, ST4 e ST6 os teores médios foram de 0,52, 1,53, 1,37 e 1,38 mg.L⁻¹, respectivamente. Esses teores apresentam-se na faixa dos encontrados em águas meteóricas, situados entre 0,4 e 1,6 mg.L⁻¹ (Santos, 2000). Parron (2004) obteve em água de chuva teor médio de magnésio predominantemente abaixo de 0,1, com máximo de 0,9 mg.L⁻¹. No nordeste Paraense, Souza (1996) e Leão (2003) obtiveram teores de 0,12 e 0,1 mg.L⁻¹, respectivamente.

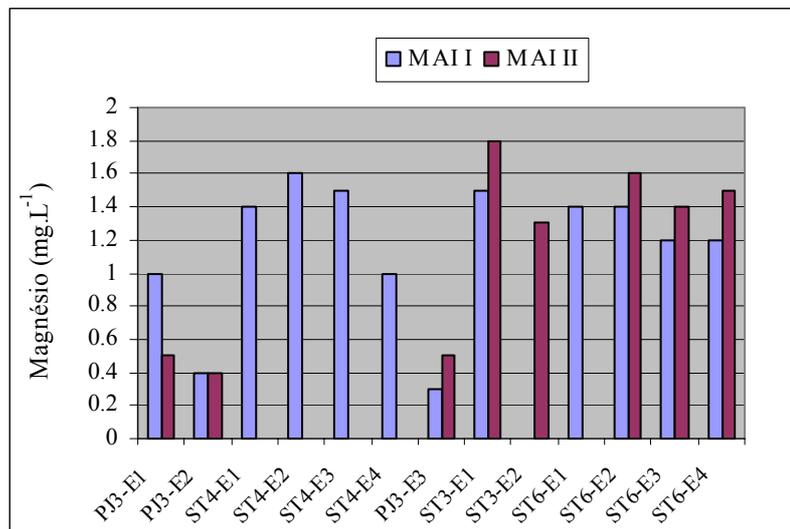


Figura 17: Teores de magnésio em mg.L⁻¹ nas amostras das parcelas de escoamento superficial instaladas em área de mata ciliar (PJ3-E1 a ST4-E4) e em área de pasto (PJ3-E3 a ST6-E4) em maio I e maio II de 2005.

Cálcio

Na microbacia do igarapé do Pajeú, as parcelas de escoamento superficial localizadas em área de mata ciliar apresentaram, para o ponto PJ3-E1, variação de 0,60 a 1,10 mg.L⁻¹, enquanto que para o ponto PJ3-E2 os teores se situaram entre 0,50 a 0,70 mg.L⁻¹. No igarapé do Sete, nas amostras referentes a maio I, os teores variaram de 1,40 mg.L⁻¹ (ST4-E4) a 2,60 mg.L⁻¹ (ST4-E2) (figura 18 e tabela 2).

No que concerne às parcelas de escoamento monitoradas em área de pasto, na bacia do igarapé do Pajeú, os teores de cálcio obtidos foram de 0,70 e 0,60 mg.L⁻¹ (PJ3-E3, maio I e II). Na bacia do igarapé do Sete, os teores variaram de 0,8 (ST6-E3 mg.L⁻¹) a 2,3 mg.L⁻¹ (ST3-E1).

Em geral, os valores obtidos nas duas microbacias estão dentro do intervalo das concentrações obtidas no lixiviado de serapilheira (escoamento) por Parron (2004) em reserva ecológica no Distrito Federal, os quais variaram de 1,5 a 6,0 mg.L⁻¹. Comparando os teores de cálcio das parcelas de escoamento de áreas de pasto e de mata ciliar verificam-se variações de 0,6 a 2,3 mg.L⁻¹ e de 0,5 a 2,7 mg.L⁻¹, respectivamente, portanto, sem significativa diferença entre as duas áreas estudadas. Em estudos desenvolvidos por Lopes (2001), nas florestas do Pilões (SP), de Igarapé-Açú (PA) e no Cerrado Moji das Guaçu (SP) foi constatado que as entradas e saídas de cálcio são quase balanceadas. Em áreas de corte e queima a tendência é aumentar a concentração de cálcio após a utilização desses métodos para implantação de atividades agropecuárias; porém com o início do período chuvoso o teor de cálcio decresce progressivamente até atingir o nível original anterior à intervenção ou equivalente ao controle (Denich & Kanashiro, 1998). Como neste trabalho só foram coletadas água de escoamento superficial em três campanhas, não se chegou a uma conclusão quanto ao comportamento do cálcio em área de pasto e de mata ciliar.

Nas águas meteóricas, os teores de cálcio variam no intervalo de 0,1 a 10 mg.L⁻¹ (Santos, 2000). Na América do Norte, Freeze & Cherry (1979) obtiveram 0,9 mg.L⁻¹. Parron (2004), obteve para água de chuva na região centro-oeste do Brasil teor médio de 0,6 mg.L⁻¹ e máximo de 2,8 mg.L⁻¹. Na região nordeste do Estado do Pará, Souza (1996) obteve 0,12 mg.L⁻¹ e Leão (2003) encontrou 0,5 e 0,4 mg.L⁻¹ nos períodos seco e chuvoso. Apesar de a água de escoamento ter atravessado o dossel da mata ciliar observou-se que os teores obtidos nas águas de

escoamento superficial permaneceram, em geral, dentro do intervalo de valores característicos de águas de chuva.

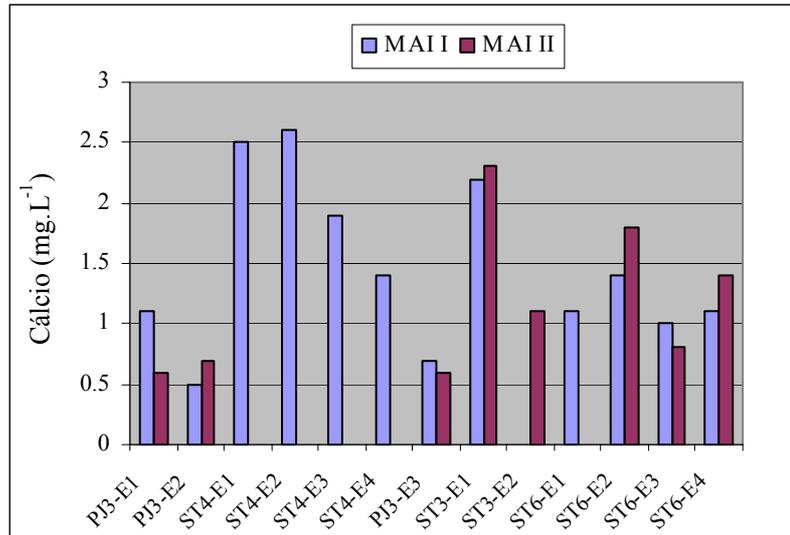


Figura 18: Teores de cálcio em mg.L⁻¹ nas amostras das parcelas de escoamento superficial instaladas em área de mata ciliar (PJ3-E1 a ST4-E4) e em área de pasto (PJ3-E3 a ST6-E4) em maio I e maio II de 2005.

Bicarbonato

Em áreas de mata ciliar nas parcelas de escoamento do igarapé do Pajeú, os teores de bicarbonato variaram de 2,45 mg.L⁻¹ a nd (figura 19 e tabela 2). Nas parcelas instaladas na microbacia do igarapé do Sete, os teores de bicarbonato obtidos ficaram entre 11,06 mg.L⁻¹ e nd.

Em relação às áreas de pasto, no igarapé do Pajeú o teor de bicarbonato ficou entre 1,23 mg.L⁻¹ e nd (PJ3-E3), enquanto que as parcelas da bacia do igarapé do Sete apresentaram teores de bicarbonato variando de 1,22 a 10,45 m.L⁻¹ (figura 19 e tabela 2).

Os teores de bicarbonato apresentados são significativamente mais elevados do que os encontrados em água de chuva, no Nordeste do Pará, onde Souza (1996) obteve 0,61 mg.L⁻¹, enquanto que Leão não detectou a presença dessa substância nas águas amostradas durante os períodos seco e chuvoso da região. Freeze & Cherry (1979) obtiveram 2,0 mg.L⁻¹ em água de chuva coletada na Carolina do Norte, enquanto que na Austrália o teor apresentou-se nulo. O

aumento no teor de bicarbonato em área de mata ciliar pode ser devido à lixiviação do solo, como foi observado por Neu (2005) em área com cobertura vegetal de floresta primária (Manaus, AM), onde a autora identificou que a oxidação da matéria orgânica, assim como a intensa atividade biológica como respiração de raízes e microorganismos do solo, tendem a elevar a concentração deste ânion. Em relação às áreas de pastagem, o aumento no teor de bicarbonato pode estar associado ao uso de calcário nessas áreas pelos agricultores para a correção do pH.

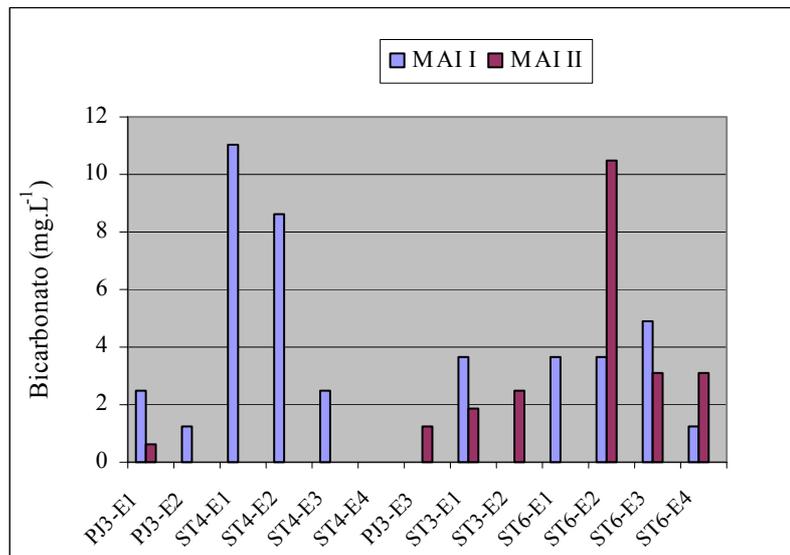


Figura 19: Teores de bicarbonato em mg.L^{-1} nas amostras das parcelas de escoamento superficial instaladas em área de mata ciliar (PJ3-E1 a ST4-E4) e em área de pasto (PJ3-E3 a ST6-E4), em maio I e maio II de 2005.

Cloreto

Na microbacia do igarapé do Pajeú, nas parcelas de escoamento superficial localizadas em área de mata ciliar foram obtidos teores de cloreto de 3,08 a 5,13 mg.L^{-1} na parcela PJ3-E1 e de 0,80 mg.L^{-1} a nd no ponto PJ3-E2. Os pontos do igarapé do Sete apresentaram teores de 5,69 mg.L^{-1} (ST4-E1), 6,10 mg.L^{-1} (ST4-E2), 6,66 mg.L^{-1} (ST4-E3) e 5,38 mg.L^{-1} (ST4-E4) (figura 20 e tabela 2).

Nas áreas de pasto, os teores de cloreto na parcela de escoamento superficial da microbacia do Pajeú variaram entre 3,52 e 4,10 mg.L⁻¹. Nas parcelas da microbacia do Igarapé do Sete as concentrações variaram de 3,15 a 7,21 mg.L⁻¹ (figuras 20 e tabela 2). Parron (2004) obteve média de 4,0 mg.L⁻¹ em água de escoamento superficial, valor próximo aos da maioria das amostras analisadas nas bacias dos Igarapés do Sete e Pajeú.

Os resultados obtidos revelaram que as parcelas instaladas em pasto e mata ciliar não apresentaram diferenças significativas.

Em águas de chuvas, Parron (2004) obteve teores de cloreto predominantemente abaixo de 0,3 mg.L⁻¹ e máximo teor de 0,6 mg.L⁻¹. No nordeste paraense Souza (1996) obteve 1,06 mg.L⁻¹, enquanto que Leão (2003) encontrou 1,2 e 0,5 mg.L⁻¹ para os períodos seco e chuvoso, respectivamente. Freeze & Cherry (1979) obtiveram teores de 0,2 e 4,43 mg.L⁻¹, no oeste da Carolina do Norte e sudoeste da Austrália, respectivamente. Durante o período seco ocorre a deposição deste elemento sobre a vegetação e com o início das chuvas ocorre a lavagem da biomassa e entrada significativa de cloreto no sistema solo (Neu, 2005).

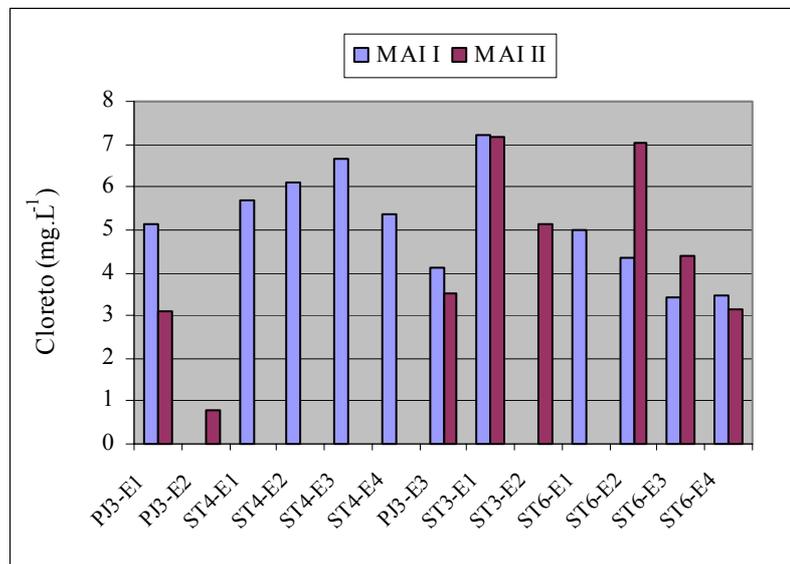


Figura 20: Teores de cloreto em mg.L⁻¹ nas amostras das parcelas de escoamento superficial instaladas em área de mata ciliar (PJ3-E1 a ST4-E4) e em área de pasto (PJ3-E3 a ST6-E4) em maio I e maio II de 2005.

9.1.2- Poços de monitoramento

Para o estudo da água do aquífero freático as coletas foram realizadas de abril a outubro, compreendendo os períodos chuvoso e seco da região. Os resultados das análises realizadas na água dos poços de monitoramento são apresentados nas figuras 21 a 40 e tabela 3.

Nitrato e amônio

Na microbacia do igarapé do Pajeú, nas campanhas referentes ao período chuvoso, os poços de monitoramento localizados nas áreas de vegetação ciliar apresentaram teores de 0,3 a 2,9 mg.L⁻¹ para o NO₃⁻ e de 0,07 a, 0,81 mg.L⁻¹ para o amônio. Durante o período seco, as concentrações de NO₃⁻ variaram de 0,2 a 2,4 mg.L⁻¹ e as do NH₄⁺ de 0,15 a 0,73 mg.L⁻¹.

No único poço de monitoramento instalado em mata ciliar na microbacia do igarapé do Sete, foram obtidas concentrações de NO₃⁻ de 10,4 e 4,2 mg.L⁻¹ (período chuvoso) e de 4,7 mg.L⁻¹ no período seco (figura 23 e tabela 3). Em relação ao amônio, os valores obtidos para os períodos chuvoso e seco foram de 0,04 a 0,21 mg.L⁻¹ e 0,41 mg.L⁻¹, respectivamente (figura 21 e tabela 3).

No que concerne aos poços localizados na microbacia do igarapé do Pajeú em áreas de pasto, durante o período chuvoso as concentrações de NO₃⁻ oscilaram entre 3,2 mg.L⁻¹ a nd, enquanto que os tores de NH₄⁺ variaram entre 0,01 a 0,22 mg.L⁻¹. Para o período seco, os teores de NO₃⁻ permaneceram entre 1,8 a 2,2 mg.L⁻¹ enquanto que os de NH₄⁺ variaram de 0,12 e 0,18 mg.L⁻¹ (figura 21, 23 e tabela 3).

Na microbacia do igarapé do Sete, nos poços instalados em pasto foram obtidos, no período chuvoso, teores de NO₃⁻ de 6,8 a nd, enquanto que o NH₄⁺ variou de 0,02 a 2,54 mg.L⁻¹; no período de estiagem as concentrações de nitrato apresentaram-se, em algumas amostras, abaixo do limite de detecção do método analítico usado (<0.01 mg.L⁻¹), com um teor máximo de 9,5 mg.L⁻¹. Para o amônio o intervalo dos teores ficou entre 0,16 a 17,6 mg.L⁻¹ (figura 21 e tabela 3).

Os teores de nitrato e amônio obtidos neste trabalho estão predominantemente acima das concentrações indicativas de contaminação. Segundo Custodio & Llamas (1976), nas águas

subterrâneas, a presença de amônio em concentrações acima de $0,06 \text{ mg.L}^{-1}$ já indica contaminação. O nitrato representa o estágio final da oxidação da matéria orgânica e teores acima de 5 mg.L^{-1} podem ser indicativos de contaminação da água subterrânea por atividade humana (Santos, 2000). No entanto, Custodio & Llamas (1976) descrevem que normalmente se encontram concentrações entre $0,1$ e 10 mg.L^{-1} , teores semelhantes aos descritos por Freeze & Cherry (1979) que variam entre $0,01$ e 10 mg.L^{-1} . Furch *et al* (1989) obtiveram em água de poços localizados em área de várzea da floresta amazônica teores de $0,04 \text{ mg.L}^{-1}$ para amônio e de $1,17 \text{ mg.L}^{-1}$ para nitrato. Em análises de água realizadas em nove poços na formação Itapecuru, no município de Paragominas, CPRM (1997) obteve teores de nitrato com média de $0,04 \text{ mg.L}^{-1}$; quanto ao nitrogênio amoniacal, foi detectado em apenas um desses poços, com teor de $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$. Diante do exposto, se verifica que, em geral, os teores de amônio obtidos neste estudo estão acima dos indicativos de contaminação, apresentando uma brusca elevação nas campanhas de setembro e outubro de 2005, no poço ST6-P2, e em setembro, no poço ST6-P4, cujos teores se mostraram próximos a 16 mg.L^{-1} .

Os resultados mostram que as concentrações mais elevadas de nitrato e amônio se referem aos poços localizados em área de pasto, diferente do que aconteceu nas águas das parcelas de escoamento superficial (item 9.1.1), o que pode ser associado à absorção desses elementos pelas plantas, fazendo com que a água infiltrada alcance o nível freático com baixos teores dessas substâncias. Os estudos feitos por Lopes (2001) apontaram para um decréscimo dos fluxos de nitrato com a profundidade nas amostras de solução do solo, na floresta de Pilões, em Cubatão-Estado de São Paulo, indicando que a maior parte de nitrogênio que entra no ecossistema é absorvido pelas raízes juntamente com o nitrogênio solubilizado pela mineralização da matéria orgânica. Por outro lado, as concentrações de nitrato e amônio obtidas nas microbacias do Sete e Pajeú divergem das apresentadas por Castellanos Bonilla (2005) que encontrou teores mais elevados dessas espécies químicas em água subterrânea de áreas de floresta em relação ao pasto, no Estado de Rondônia, e por McClain *et al* (1994) que obtiveram maior teor de NH_4^+ na água subterrânea próximo da zona ripária, na Amazônia Central.

Uma das prováveis causas que influenciaram nos resultados obtidos é o fato de que os proprietários das fazendas onde estão situadas as microbacias dos igarapés do Sete e Pajeú utilizaram o fogo para a conversão da floresta em pastagem, gerando cinzas que acrescentam

nutrientes ao solo. Somado a este fator, há também a utilização do fertilizante NPK nas áreas das pastagens que foram estudadas, pois antes do uso pecuário nestas áreas eram cultivados grãos.

De acordo com a figura 22, observa-se que as médias dos teores de amônio em mata ciliar variaram de 0,23 (desvio padrão= $\pm 0,17$) a 0,48 mg.L^{-1} (desvio padrão= $\pm 0,33$) enquanto que nas áreas de pasto apresentaram-se entre 0,60 (desvio padrão= $\pm 0,43$) e 5,68 mg.L^{-1} (desvio padrão= $\pm 7,55$).

Para o nitrato, a média variou de 0,2 (desvio padrão= 0) a 2,7 mg.L^{-1} (desvio padrão= $\pm 0,20$) nos poços em mata ciliar, em relação às áreas de pasto a média foi de 0,05 (desvio padrão= $\pm 0,08$) a 4,48 mg.L^{-1} (desvio padrão= $\pm 3,01$) (figura 24).

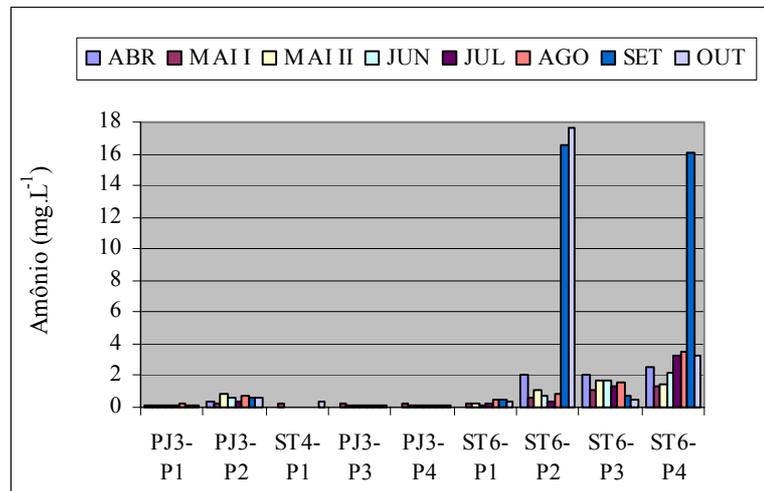
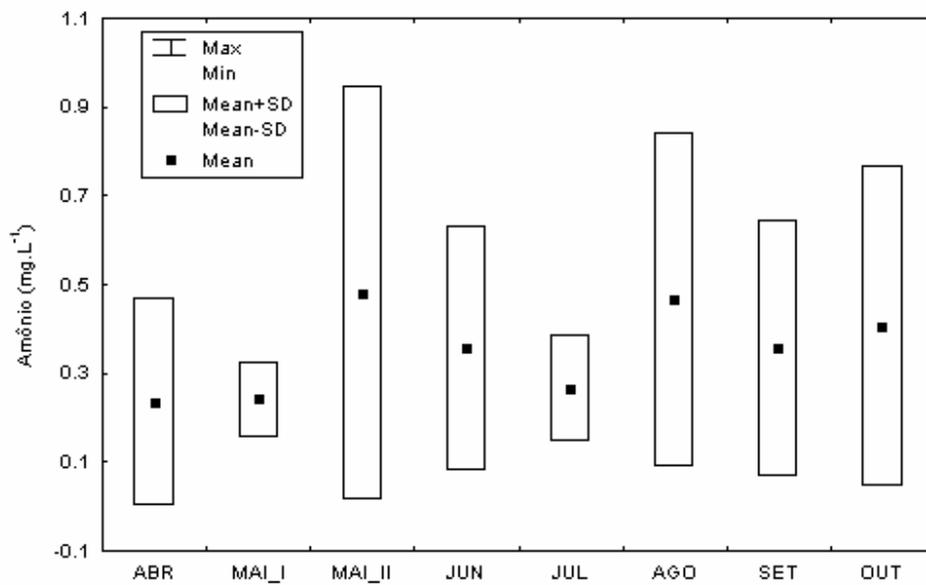
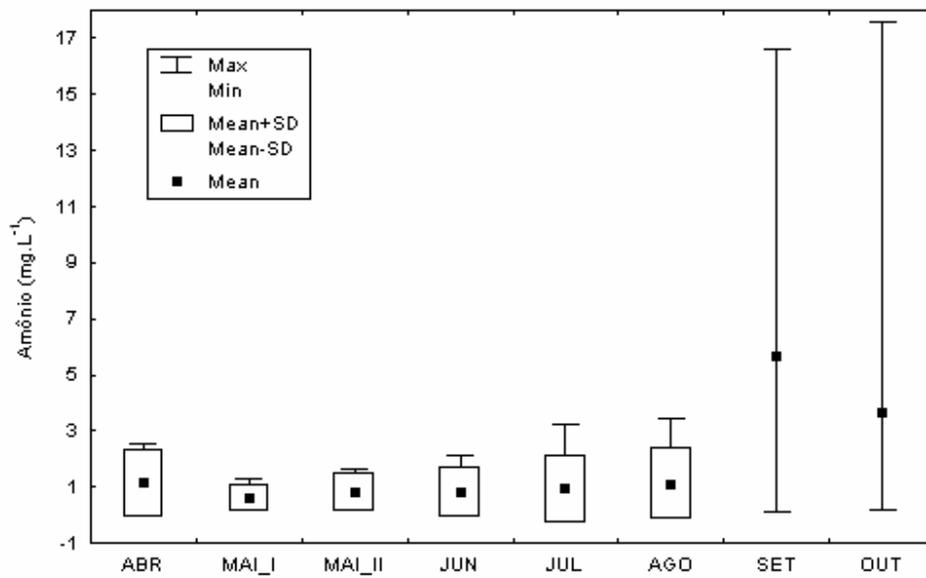


Figura 21: Teores de amônio em mg.L^{-1} nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4) de abril a outubro de 2005.



(A)



(B)

Figura 22: Teores máximo, mínimo, desvio padrão e média de amônio (mg.L^{-1}) nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (A) e pasto (B).

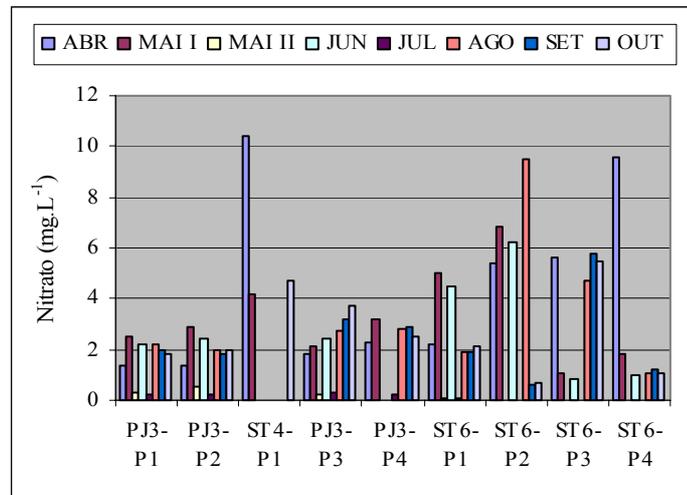
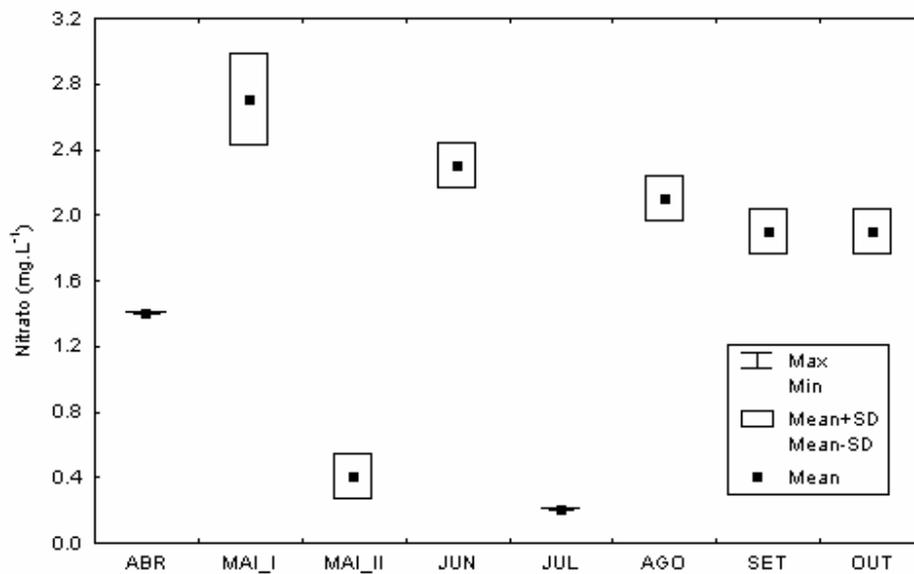
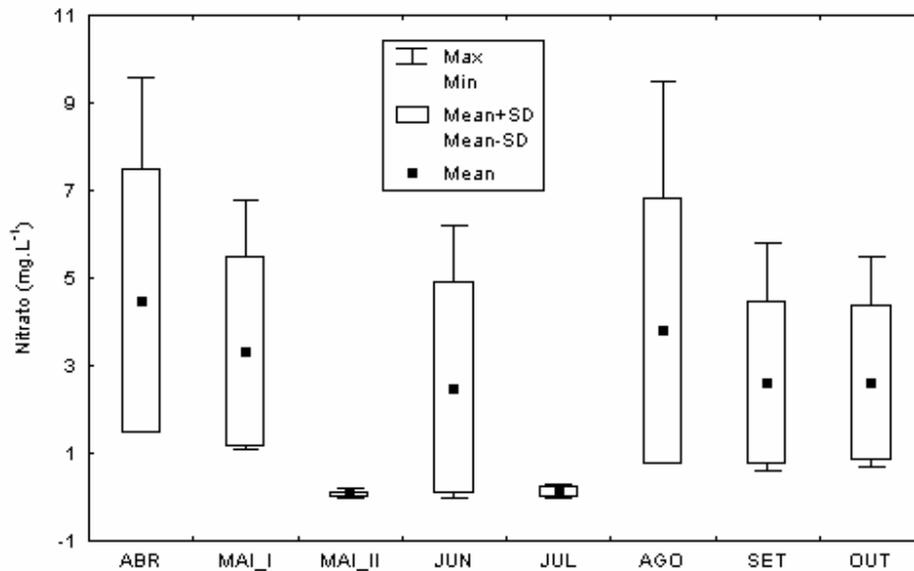


Figura 23: Teores de nitrato em mg.L⁻¹ nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4) de abril a outubro de 2005.



(A)



(B)

Figura 24: Teores máximo, mínimo, desvio padrão e média de nitrato (mg.L^{-1}) nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (A) e pasto (B).

Fosfato e sulfato

Na microbacia do igarapé do Pajeú, os poços de monitoramento em áreas de mata ciliar apresentaram teores de fosfato de $0,01$ a $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$, nos períodos chuvoso e seco, respectivamente. No que concerne aos teores de sulfato, os valores para os períodos chuvoso e seco foram, respectivamente, de $2,5 \text{ mg.L}^{-1}$ a nd e $2,2 \text{ mg.L}^{-1}$ a nd. No poço monitorado em mata ciliar no igarapé do Sete, as concentrações de fosfato e sulfato foram de $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ no período chuvoso e de $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$ durante a estiagem (figura 25, 27 e tabela 3).

Para os poços situados em áreas de pastagem na microbacia do igarapé Pajeú, foram obtidos teores de fosfato próximos a $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ nos períodos chuvoso e seco, com um único teor mais elevado, proveniente do poço PJ3-P4, em julho ($0,37 \text{ mg.L}^{-1}$). Em relação ao sulfato, o teor permaneceu em níveis não detectáveis na maioria das campanhas, com máximo de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$. Na microbacia do igarapé do Sete, em área de pastagem, as concentrações de fosfato obtidas na água freática, no período chuvoso, foram de $0,73 \text{ mg.L}^{-1}$ a nd, e de $0,01$ a $1,94 \text{ mg.L}^{-1}$ na época seca.

Para o sulfato, os poços do igarapé do Sete apresentaram teores inferiores a 7 mg.L^{-1} em quase todas as amostras estudadas, com máximo de $8,0 \text{ mg.L}^{-1}$ (figura 25, 27 e tabela 3).

As concentrações de fosfato permaneceram predominantemente abaixo dos teores indicativos de contaminação, com exceção das campanhas de setembro e outubro no poço ST6-P2 ($1,42$ e $1,94 \text{ mg.L}^{-1}$). De acordo com Mathess & Harvey (1982), devido à ação dos microorganismos, a concentração de fosfato deve ser baixa ($<0,5 \text{ mL/L}$) em águas naturais. Valores acima de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$, geralmente são indicativos de águas poluídas (Santos, 2000). Em relação aos teores de sulfato, pode-se observar que os mesmos foram relativamente baixos, pois a maior concentração encontrada foi de $8,0 \text{ mg.L}^{-1}$ referente à campanha de agosto, no poço ST6-P4. Em águas subterrâneas geralmente os teores de sulfato são inferiores a 100 mg.L^{-1} , principalmente na forma de SO_4^{2-} e HSO_4^- , este último predominando em águas com pH menor que 2. De acordo com Custodio & Llamas (1976), as concentrações de sulfato estão entre 2 e 150 mg.L^{-1} . Freeze & Cherry (1979) descrevem que o sulfato normalmente ocorre nas águas subterrâneas em teor superior a 5 mg.L^{-1} .

Os teores de fosfato na água freática apresentaram-se mais elevados nas áreas de pastagem na microbacia do igarapé do Sete, o que pode ser devido à utilização do fertilizante NPK nas pastagens, pelos pecuaristas. Neu (2005) obteve em amostras de solução do solo em Manaus (AM) concentrações similares em áreas de floresta primária e com maior degradação, sendo o resultado desta última atribuído pela autora ao uso de fertilizantes na área.

De um modo geral, os teores de fosfato obtidos neste trabalho em água freática foram mais elevados em áreas de pasto do que em vegetação ciliar. Entretanto nas águas de escoamento superficial esse ânion foi encontrado em maior concentração nas áreas de mata ciliar. Esse resultado pode estar relacionado ao fato de que na mata ciliar a água ao percolar verticalmente, tem seus nutrientes fixados pelas plantas (raízes) no seu processo de metabolismo. Estudos realizados por Lopes (2001) em três ecossistemas, no sudeste do Brasil, demonstraram que ocorre adsorção aniônica de fosfato, bem como reações de fixação de fósforo no solo.

No que concerne ao sulfato, observa-se que na área de pasto os níveis foram sensivelmente mais elevados que os de mata ciliar, o mesmo ocorrendo nas águas de escoamento superficial, porém com pouca variação. Neu (2005) observou em amostras de solução do solo a predominância de bicarbonato, mas também percebeu forte influência de sulfato em área reflorestada e de floresta primária. Mortatti (1995) demonstrou que o ânion sulfato tem como

uma de suas principais vias de entrada as emissões terrestres que retornam ao solo via precipitação no sistema amazônico.

Na figura 26 são apresentados os valores médios, máximo, mínimo e o desvio padrão dos teores obtidos para o fosfato, a média permaneceu entre 0,01 (desvio padrão= 0) e 0,015 mg.L⁻¹ (desvio padrão= 0,01) nas áreas de mata ciliar. Para os poços instalados em áreas de pasto a variação foi de 0,12 (desvio padrão= ± 0,17) a 0,36 mg.L⁻¹ (desvio padrão= ± 0,78).

Em relação ao sulfato a média variou de 0,1 (desvio padrão= ± 0,10) a 2,6 mg.L⁻¹ (desvio padrão= ± 0,40) nos poços em mata ciliar. Para os poços de áreas de pasto a maior média foi de 1,83 mg.L⁻¹ (desvio padrão= ± 3,06) (figura 28).

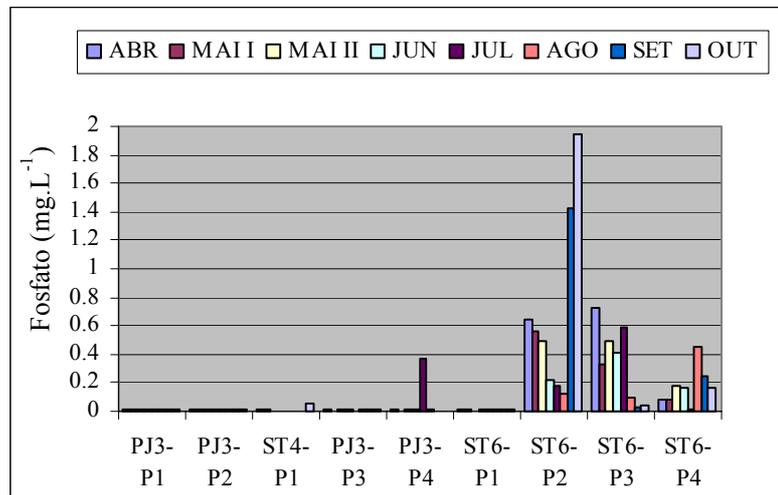
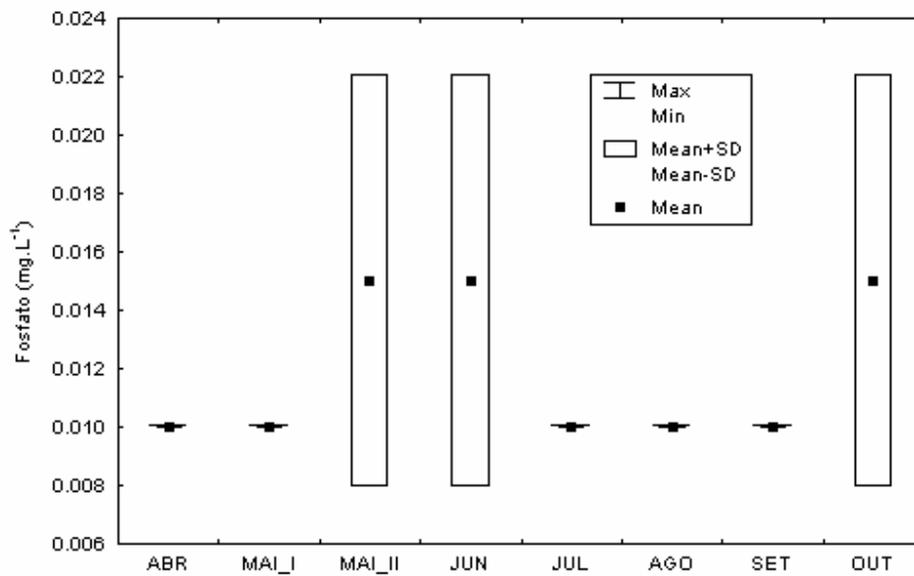
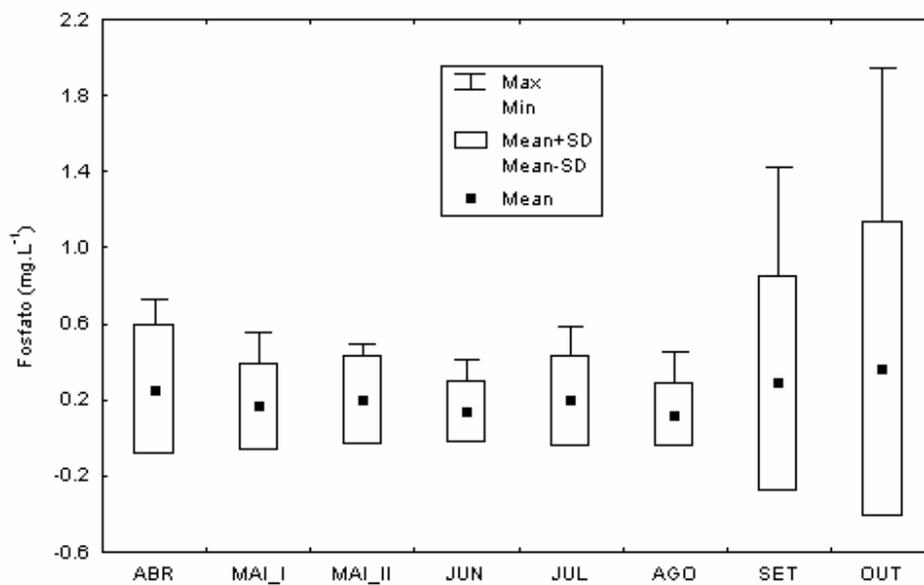


Figura 25: Teores de fosfato em mg.L⁻¹ nos poços instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e em área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4) de abril a outubro de 2005.



(A)



(B)

Figura 26: Teores máximo, mínimo, desvio padrão e média de fosfato (mg.L⁻¹) nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (A) e pasto (B).

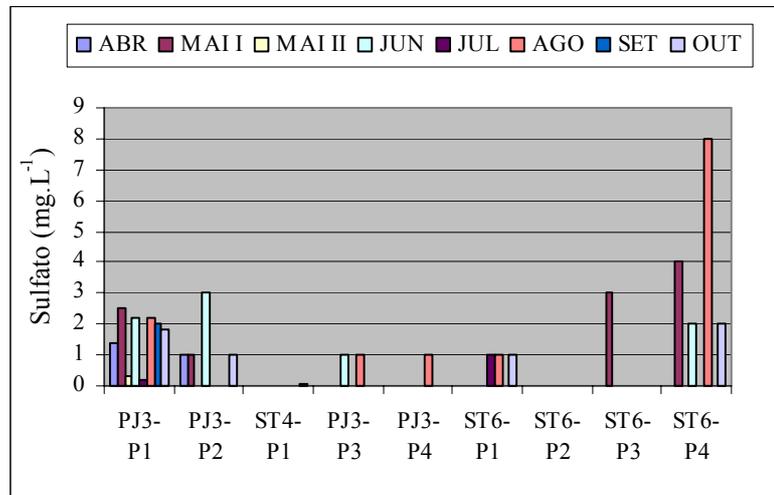
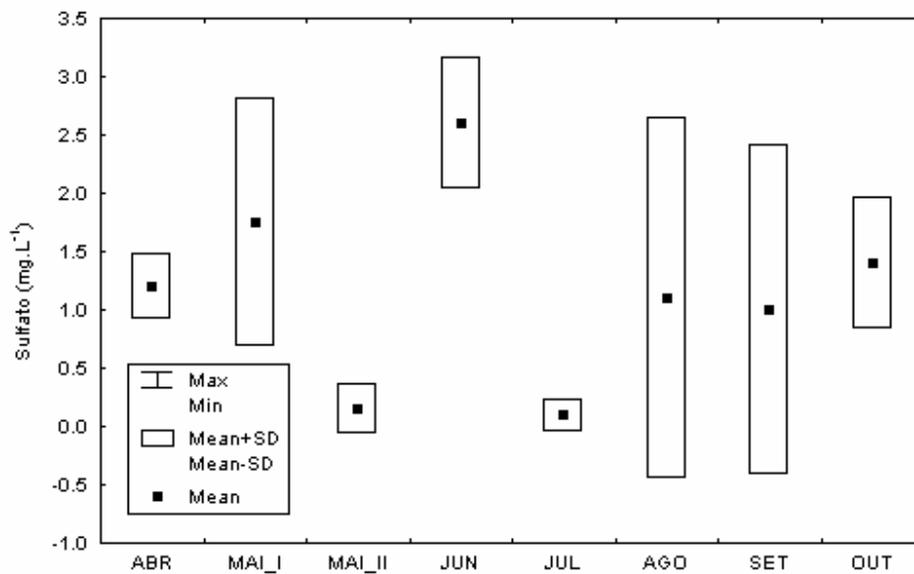
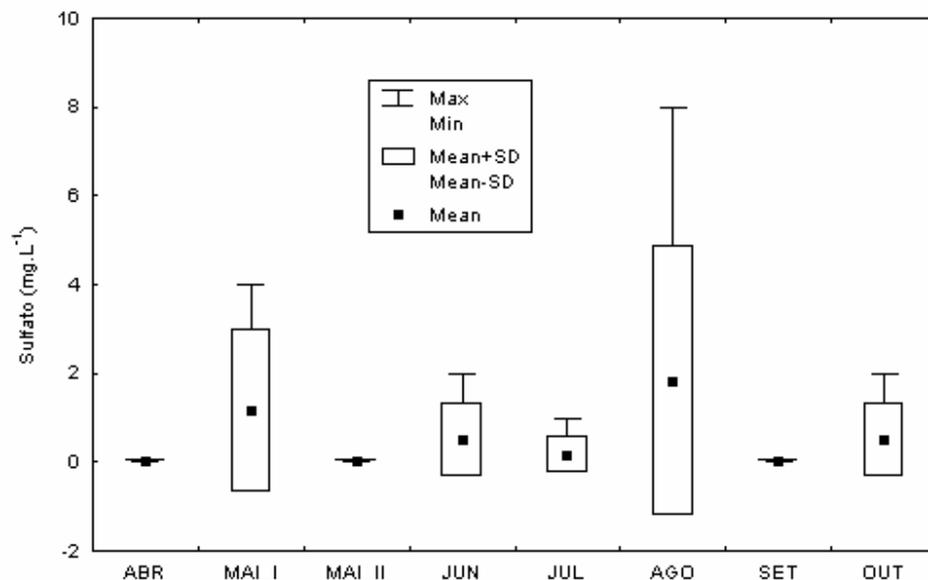


Figura 27: Teores de sulfato em mg.L⁻¹ nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e em área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4) de abril a outubro de 2005.



(A)



(B)

Figura 28: Teores máximo, mínimo, desvio padrão e média de sulfato⁻ (mg.L⁻¹) nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (A) e pasto (B).

Potássio

Nos poços monitorados em mata ciliar, no igarapé do Pajeú, os teores de potássio obtidos no período avaliado permaneceram, na maioria das amostras, com variações entre 0,3 e 0,8 mg.L⁻¹, apresentando-se elevado somente no poço PJ3-P1 (2,7 mg.L⁻¹, em abril). Na bacia do Sete, as concentrações de potássio variaram de 0,4 a 1,1 mg.L⁻¹ no período chuvoso, enquanto que no período seco o teor foi de 0,5 mg.L⁻¹ (figura 29 e tabela 3).

Em relação aos poços localizados em pastagem, no igarapé do Pajeú os teores apresentaram-se no intervalo de 0,1 a 0,8 mg.L⁻¹, com exceção do obtido na campanha de maio I no poço PJ3-P4 (1,4 mg.L⁻¹). No que concerne aos teores de potássio oriundos dos poços monitorados na bacia do Sete, obteve-se para o período chuvoso variações de 0,4 a 5,7 mg.L⁻¹ e no período de estiagem 0,21 a 8,75 mg.L⁻¹. Os teores mais elevados de potássio são provenientes das áreas de pasto, principalmente nos poços ST6-P3 e ST6-P4.

Em geral os poços apresentaram teores de potássio abaixo de 10 mg.L⁻¹, dentro do que se espera encontrar em águas subterrâneas (Custodio & Llamas, 1976; Freeze & Cherry, 1979),

embora sejam freqüentes valores entre 1 e 5 mg.L⁻¹ (Santos, 2000). No entanto, os teores obtidos neste trabalho foram mais elevados do que os obtidos por Leão (2003) em águas do aquífero livre da microbacia do Cumaru em Igarapé-Açu (PA), cujas médias de valores foram para os períodos seco e chuvoso de 0,7 e 0,32 mg.L⁻¹.

Os valores de potássio foram mais elevados nas áreas de pasto do que os obtidos na área de mata ciliar, o que provavelmente está relacionado às cinzas provenientes das queimadas para a transformação da floresta em pastagem. Segundo McGrath *et al* (2001) há um aumento substancial da concentração de cátions logo após a queima, que permanecem elevados por cerca de uma década, após corte, queima e a conversão para outros sistemas como agricultura e pastagem. Associado a isto, o potássio também é proveniente da utilização do fertilizante NPK pelos agricultores tendo em vista que as áreas antes de virar pasto eram usadas para o plantio de grãos.

De acordo com a figura 30, as médias dos teores de potássio em mata ciliar variaram de 0,4 (desvio padrão= ± 0,10) a 1,85 mg.L⁻¹ (desvio padrão= ± 0,85) enquanto que nas áreas de pasto apresentaram-se entre 1,30 (desvio padrão= ± 1,14) a 2,88 mg.L⁻¹ (desvio padrão= ± 3,52).

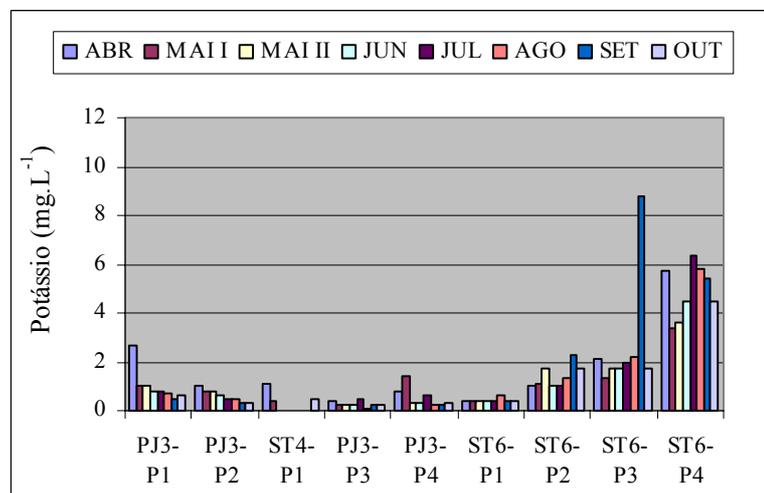
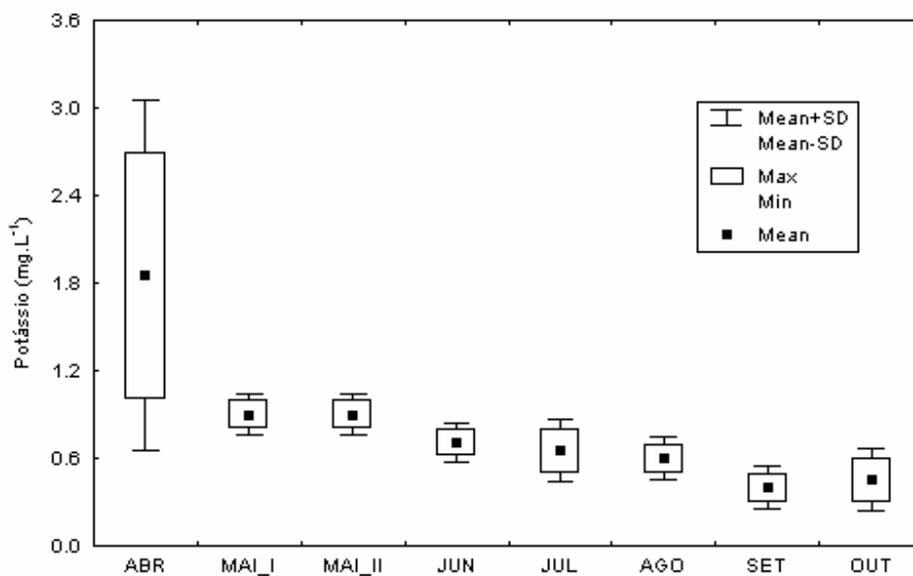
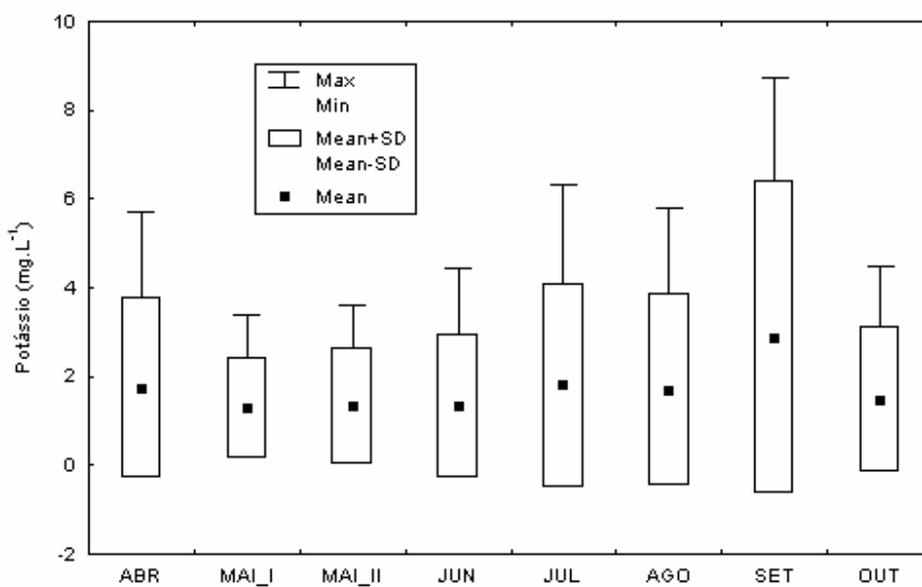


Figura 29: Teores de potássio em mg.L⁻¹ nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e em área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4), de abril a outubro de 2005.



(A)



(B)

Figura 30: Teores máximo, mínimo, desvio padrão e média de potássio (mg.L⁻¹) nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (A) e pasto (B).

Sódio

Na microbacia do igarapé do Pajeú, os teores de sódio provenientes dos poços em área de mata ciliar apresentaram variações de 4,1 a 11,5 mg.L⁻¹ no período chuvoso e de 1,0 a 15 mg.L⁻¹ na época seca. Na microbacia do Sete, as concentrações foram de 2,2 e 13,0 mg.L⁻¹, nos períodos chuvoso e seco, respectivamente (figura 31 e tabela 3).

Nas áreas de pasto, os teores obtidos nos poços monitorados na microbacia do Pajeú nos períodos chuvoso e seco variaram de 2,4 a 3,8 mg.L⁻¹ e 1,9 a 12 mg.L⁻¹, respectivamente. Para os poços instalados na microbacia do Sete as concentrações variaram de 0,4 a 1,2 mg.L⁻¹ durante a época chuvosa e de 0,4 a 13 mg.L⁻¹ na estiagem.

Os teores de sódio obtidos foram todos menores que 14 mg.L⁻¹, permanecendo dentro do esperado para águas subterrâneas, cujos teores variam de 0,1 a 100 mg.L⁻¹ (Santos, 2000). De acordo com Freeze & Cherry (1979) os teores de sódio normalmente encontrados apresentam-se maiores que 5 mg.L⁻¹. Para Custodio & Llamas (1976) é comum se obter teores entre 1 e 150 mg.L⁻¹. No entanto, as concentrações de sódio obtidas neste trabalho estão predominantemente acima das encontradas por Leão (2003), na bacia do igarapé Cumarú, nordeste do Estado do Pará, onde os valores oscilaram de 1,5 a 4,2 mg.L⁻¹ (período seco) e de 1,5 a 2,8 mg.L⁻¹ (período chuvoso).

Os teores de sódio em áreas de mata ciliar se apresentaram mais elevados do que em áreas de pasto, semelhante aos resultados obtidos por Neu (2005) que encontrou em soluções do solo maiores concentrações de sódio na floresta primária do que em área reflorestada, degradada e muito degradada, em Manaus (AM).

Foi observado que os teores de sódio foram mais elevados nas amostragens de setembro e outubro. Este comportamento pode ser atribuído ao fato de que o sódio é um dos elementos mais dinâmicos na ciclagem de nutrientes. Durante o período seco, o sódio originário da ciclagem de aerossóis marinhos, se deposita sobre a vegetação, e com o início do período chuvoso ocorre a lavagem da vegetação e uma entrada significativa deste cátion via transprecipitação e também pela água da chuva (Likens & Bormann, 1977; Mortatti, 1995; Grimaldi, *et al* 2004). Entretanto, neste estudo as coletas de água tiveram início no mês de abril e o período chuvoso da região tem início no mês de janeiro. Assim, quando se iniciaram as campanhas o sódio lixiviado apresentava

teores mais baixos, em decorrência da recarga do aquífero e conseqüente diluição das águas nos meses de chuvas mais intensas.

Segundo a figura 32, os teores médios de sódio variaram de 2,75 (desvio padrão= $\pm 1,75$) a 15,5 mg.L^{-1} (desvio padrão= $\pm 0,50$) nas áreas de mata ciliar, enquanto que nas áreas de pasto apresentaram-se entre 1,18 (desvio padrão= $\pm 0,82$) a 12,33 mg.L^{-1} (desvio padrão= $\pm 1,03$).

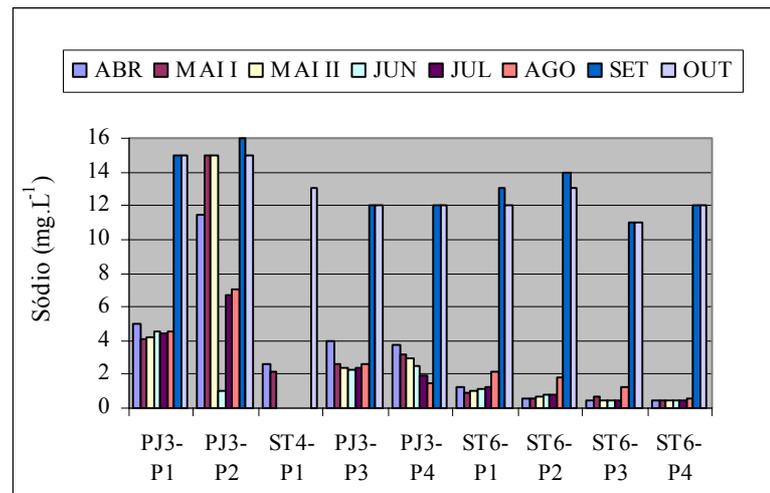
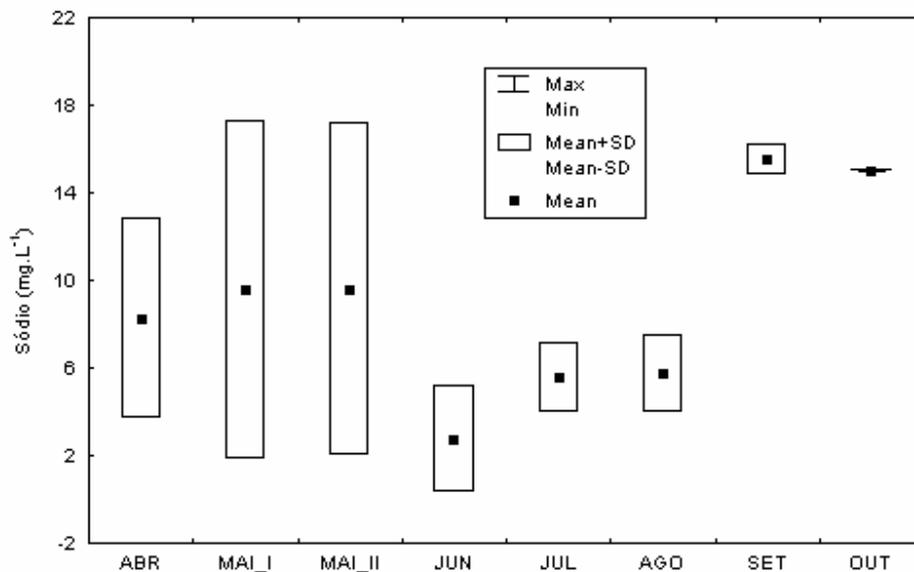
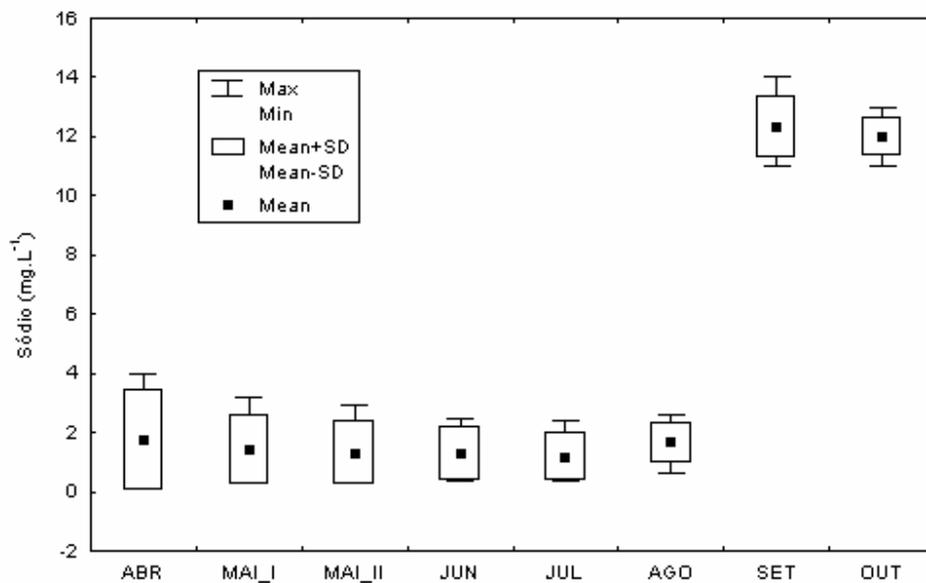


Figura 31: Teores de sódio em mg.L^{-1} nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e em área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4) de abril a outubro de 2005.



(A)



(B)

Figura 32: Teores máximo, mínimo, desvio padrão e média de sódio (mg.L^{-1}) nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (A) e pasto (B).

Magnésio

Na microbacia do igarapé do Pajeú, em área de mata ciliar, os teores de magnésio na água freática apresentaram variações de $0,4$ a $0,9 \text{ mg.L}^{-1}$ no período chuvoso e de $0,2$ a $0,4 \text{ mg.L}^{-1}$ no período seco. Na microbacia do Sete, os teores variaram de $0,4$ a $0,7 \text{ mg.L}^{-1}$ durante as campanhas de coleta (figura 33 e tabela 3).

Em área de pastagem, nos poços monitorados na bacia do Pajeú, as concentrações de magnésio oscilaram entre $0,2$ e $0,8 \text{ mg.L}^{-1}$ durante o período chuvoso e de $0,2$ a $0,9 \text{ mg.L}^{-1}$ na estiagem. Na microbacia do Sete, foram observados os teores mais elevados de magnésio, entre $0,3$ e $2,1 \text{ mg.L}^{-1}$ no período chuvoso e de $0,1$ a $2,7 \text{ mg.L}^{-1}$ na época seca (figura 33 e tabela 3). Esses teores mais elevados de magnésio nas áreas de pastagem podem ser provenientes das queimadas que introduzem nutrientes ao sistema, dentre os quais o magnésio. Foi observado que os teores de magnésio apresentaram comportamento distinto nos poços das bacias do Pajeú e Sete durante a variação sazonal. Nos poços em mata ciliar (PJ3-P1 e ST4-P1) ocorreram poucas variações durante os meses amostrados; no poço ST6-P2 em área de pasto, as concentrações

foram mais elevadas no período seco enquanto que nos poços PJ3-P2 e ST6-P1, em mata ciliar, e PJ3-P4, em pasto, os teores foram mais elevados no período chuvoso (figura 33 e tabela 3).

A maioria dos teores encontrados nas duas microbacias avaliadas são semelhantes aos obtidos por Leão (2003), no nordeste do Estado do (PA) em poços captando aquíferos freáticos na microbacia do igarapé Cumaru, cujas médias para o período seco e chuvoso foram $0,68 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,22 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Nas águas subterrâneas os teores de magnésio podem variar de 1 a 40 mg.L^{-1} (Santos, 2000). Também é comum encontrar teores maiores que 5 mg.L^{-1} e de 1 a 100 mg.L^{-1} (Freeze & Cherry, 1979 e Custódio e Llamas, 1976).

Os teores médios de magnésio variaram de 0,2 (desvio padrão= 0) a $0,65 \text{ mg.L}^{-1}$ (desvio padrão= $\pm 0,25$) nos poços instalados em mata ciliar, enquanto que os poços em áreas de pasto apresentaram médias de 0,95 (desvio padrão= $\pm 0,89$) a $1,47 \text{ mg.L}^{-1}$ (desvio padrão= $\pm 1,41$) (figura 34).

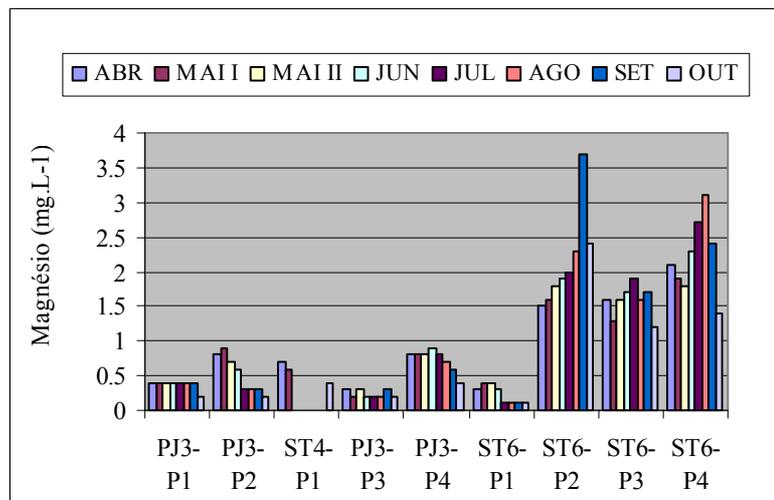
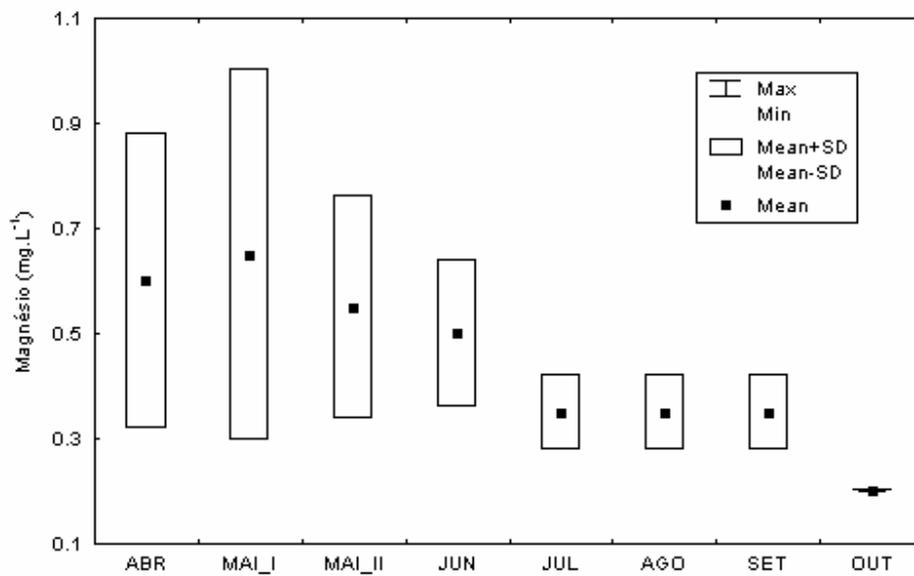
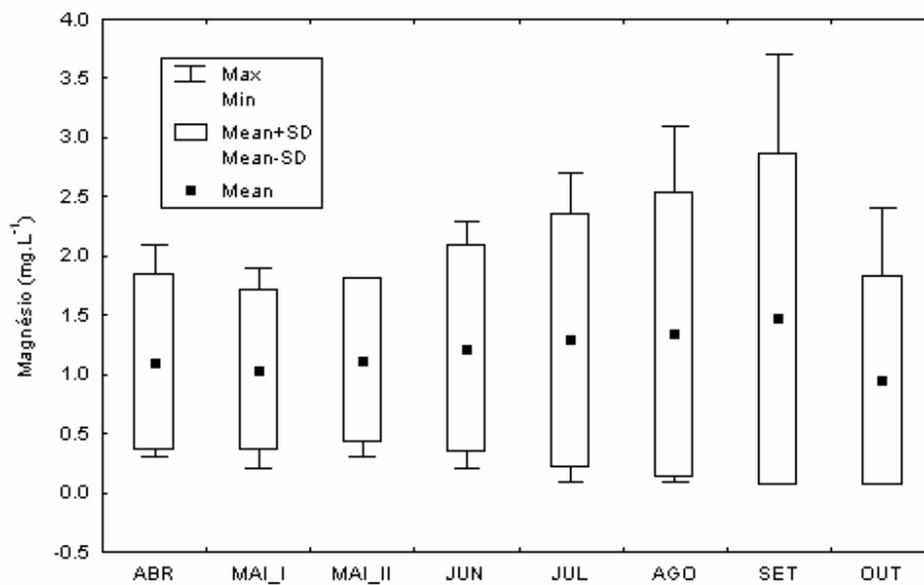


Figura 33: Teores de magnésio em mg.L^{-1} nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e em área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4) de abril a outubro de 2005.



(A)



(B)

Figura 34: Teores máximo, mínimo, desvio padrão e média de magnésio (mg.L⁻¹) nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (A) e pasto (B).

Cálcio

Nos poços monitorados em mata ciliar, no igarapé do Pajeú, os teores de cálcio obtidos nos poços PJ3-P1 e PJ3-P2 variaram de 0,4 a 4,15 mg.L⁻¹, no período chuvoso, e de 0,03 a 1,2 mg.L⁻¹, no período seco. No poço ST4-P1 (microbacia do igarapé do Sete), as concentrações variaram de 0,3 a 0,9 mg.L⁻¹ (figura 35 e tabela 3).

Os poços monitorados em área de pasto revelaram uma maior concentração deste elemento. As amostras coletadas nos poços da microbacia do igarapé do Pajeú apresentaram teores de 1,2 a 2,6 mg.L⁻¹, na época chuvosa, e de 0,8 a 2,2 mg.L⁻¹, no período seco. Os poços do igarapé do Sete apresentaram teores de 1,7 a 2,7 mg.L⁻¹ no período chuvoso e de 0,2 a 9,96 mg.L⁻¹ na estiagem, sendo que os teores mais elevados são provenientes do poço ST6-P2, nas campanhas de setembro e outubro (figura 35 e tabela 3).

Na microbacia do Pajeú, o cálcio manteve-se mais elevado no início do período chuvoso, tanto para a área de pasto como para a mata ciliar. Nesta última, o cálcio provavelmente origina-se da lixiviação da serapilheira. Brinckmann & Nascimento (1973) descrevem que em florestas na região de Manaus, o cálcio solúvel provém, principalmente, da decomposição da serapilheira e da transprecipitação. No entanto, observou-se que nas áreas de pasto, especialmente na bacia do igarapé do Sete, houve uma forte influência das cinzas nas concentrações de cálcio provenientes das queimadas.

Nas águas subterrâneas os teores de cálcio variam, em geral, entre 10 e 100 mg.L⁻¹ (Santos, 2000). Segundo Custodio & Llamas (1976) as concentrações podem variar de 10 a 250 mg.L⁻¹. Para Freezer & Cherry (1979) é comum se obter teores maiores que 5 mg.L⁻¹. Leão (2003) obteve, no município de Igarapé-Açú (NE paraense), teores entre 0,2 a 9,5 mg.L⁻¹, para o período seco, e de 0,3 a 0,6 mg.L⁻¹, no período chuvoso, predominantemente mais baixos aos encontrados nas bacias do Pajeú e do Sete.

De acordo com a figura 36, os teores médios de cálcio variaram de 0,25 (desvio padrão= ± 0,05) a 2,27 mg.L⁻¹ (desvio padrão= ± 1,88) nos poços instalados em mata ciliar, enquanto que os poços em áreas de pasto apresentaram médias de 2,0 (desvio padrão= ± 0,64) a 3,03 mg.L⁻¹ (desvio padrão= ± 3,61).

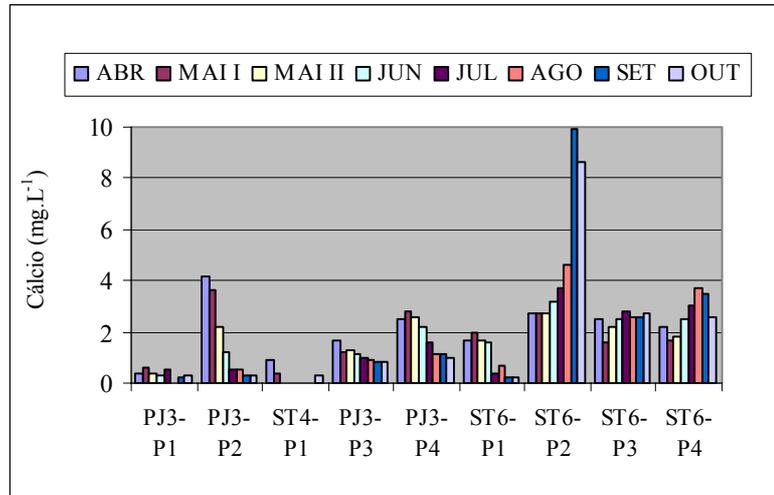
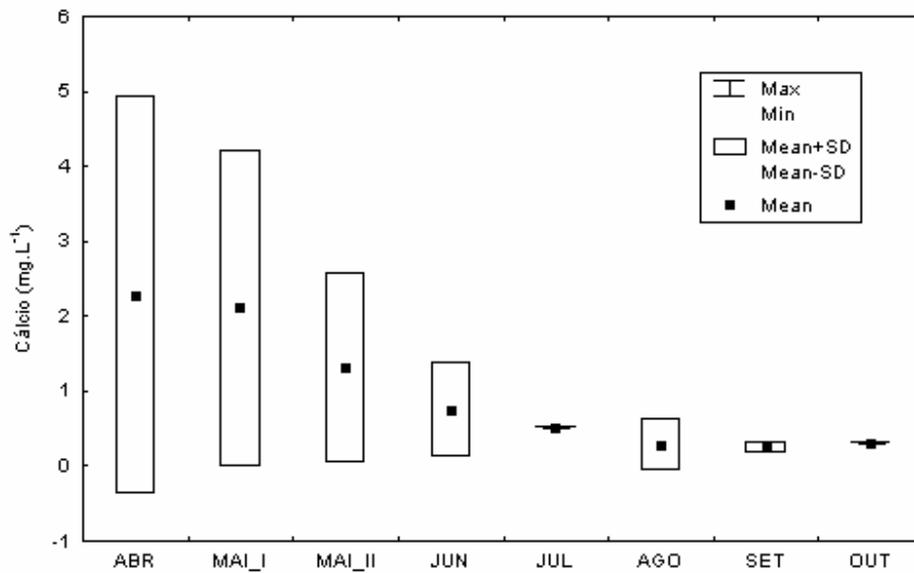
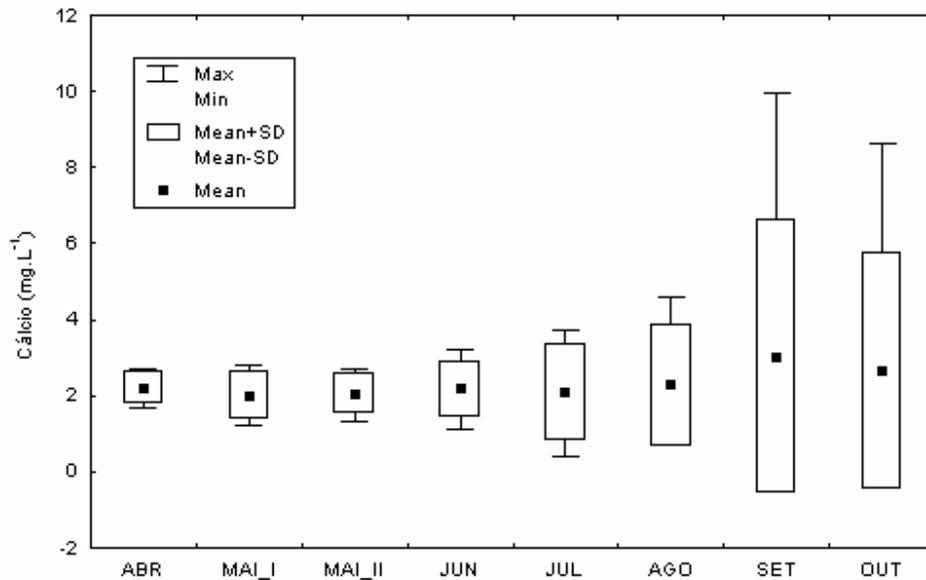


Figura 35: Teores de cálcio em mg.L^{-1} nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e em área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4) de abril a outubro de 2005.



(A)



(B)

Figura 36: Teores máximo, mínimo, desvio padrão e média de cálcio (mg.L^{-1}) nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (A) e pasto (B).

Bicarbonato

Nas áreas de mata ciliar, as águas dos poços da microbacia do Pajeú apresentaram teores de bicarbonato variando de $15,98 \text{ mg.L}^{-1}$ a nd no período chuvoso e de $5,39 \text{ mg.L}^{-1}$ a nd na estiagem. No igarapé do Sete, os teores obtidos para a água freática variaram de $1,19 \text{ mg.L}^{-1}$ a nd (figura 37 e tabela 3).

Nos poços monitorados em área de pasto, na microbacia do Pajeú, os teores variaram de $13,52 \text{ mg.L}^{-1}$ a nd na época chuvosa, e de $7,18 \text{ mg.L}^{-1}$ a nd no período seco. Na microbacia do igarapé do Sete, os teores de bicarbonato variaram de $1,22 \text{ mg.L}^{-1}$ (ST6-P1) a $19,68 \text{ mg.L}^{-1}$ (ST6-P3) durante o período chuvoso e de $0,64 \text{ mg.L}^{-1}$ (ST6-P1) a $109,78 \text{ mg.L}^{-1}$ (ST6-P2) na época seca (figura 37 e tabela 3).

Nas áreas de pastagem os teores foram mais elevados do que em áreas de mata ciliar, em decorrência da aplicação de calcário no solo na área de pastagem. Cabe destacar que nos poços onde foram encontrados os teores mais elevados de bicarbonato, também foram obtidas as concentrações mais elevadas da maioria dos outros ânions e cátions analisados neste trabalho.

Nos poços localizados em mata ciliar o ânion predominante foi o cloreto, enquanto que no pasto foi o bicarbonato. Para os cátions, a predominância foi do cálcio em relação ao magnésio. Observou-se que nas parcelas de escoamento superficial os teores de bicarbonato foram sensivelmente mais elevados nas áreas de mata ciliar (item 9.1.1), indicando que na pastagem o bicarbonato provavelmente está sendo lixiviado pelas águas de infiltração, tendo a sua origem relacionada com o calcário utilizado no pasto para corrigir o pH do solo, sendo esta também uma fonte de Ca^{2+} e Mg^{2+} para as águas freáticas. Além dessa contribuição, destaca-se ainda a lixiviação das cinzas, resultantes das queimadas, frequentes nas áreas de pastagens.

De acordo com a figura 38, a maior média obtida para os teores de bicarbonato em mata ciliar foi de $11,06 \text{ mg.L}^{-1}$ (desvio padrão= $\pm 4,92$) sendo a menor igual a zero. Em relação às áreas de pasto, a maior média foi de $24,72$ (desvio padrão= $\pm 43,21$) e a menor foi de $7,17 \text{ mg.L}^{-1}$ (desvio padrão= $\pm 5,0$).

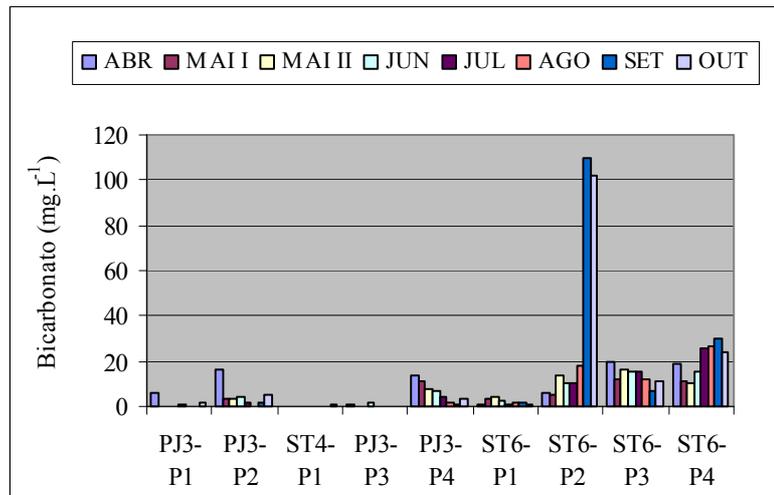
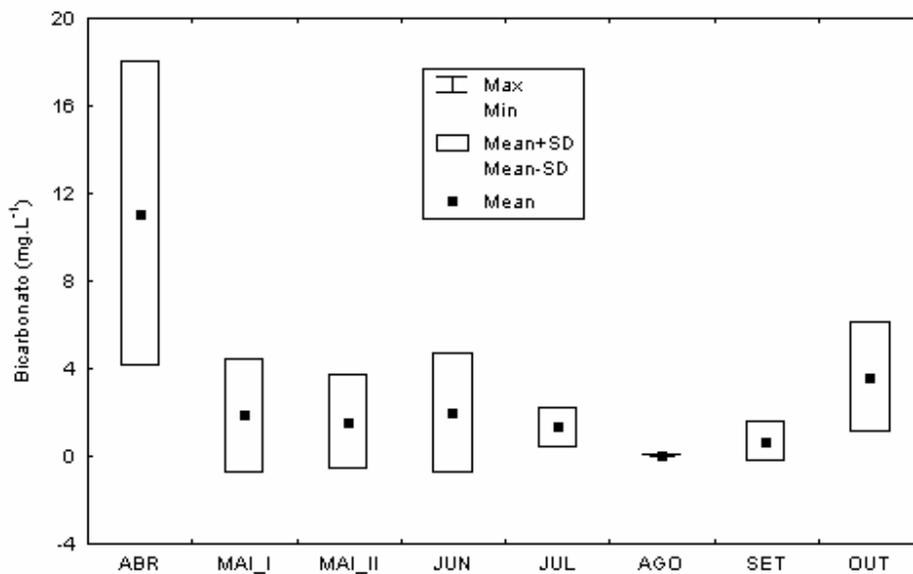
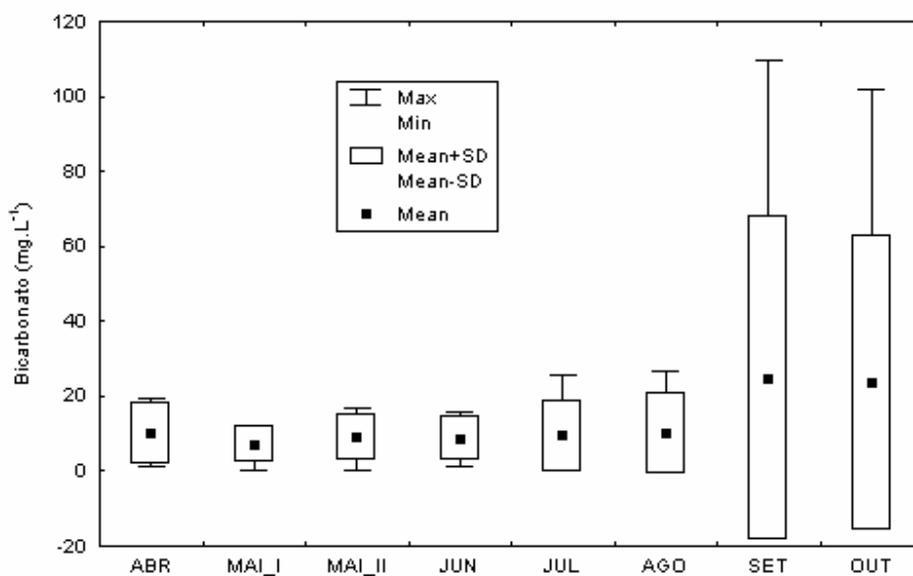


Figura 37: Teores de bicarbonato em mg.L^{-1} nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e em área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4) de abril a outubro de 2005.



(A)



(B)

Figura 38: Teores máximo, mínimo, desvio padrão e média de bicarbonato (mg.L^{-1}) nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (A) e pasto (B).

Cloreto

Em área de mata ciliar, na microbacia do Pajeú, foram obtidos teores de cloreto de 9,48 a 37,77 mg.L⁻¹, no período chuvoso, e de 8,2 a 26,66 mg.L⁻¹, na estiagem. Em relação ao poço monitorado no igarapé do Sete, as concentrações permaneceram entre 5,12 e 5,36 mg.L⁻¹ (figura 39 e tabela 3).

Nas áreas de pastagem, na microbacia do Pajeú, os teores de cloreto foram de 6,86 a 8,71 mg.L⁻¹, no período chuvoso e de 2,05 a 7,69 mg.L⁻¹, na época seca. Na bacia do igarapé do Sete, as concentrações foram de 1,54 a 5,64 mg.L⁻¹, durante o período chuvoso e de 0,51 a 7,69 mg.L⁻¹, na estiagem (figura 39 e tabela 3).

Em águas subterrâneas é comum se obter concentrações entre 10 e 250 mg.L⁻¹ (Custodio & Llamas, 1976). Para Freezer & Cherry (1979), os teores de cloreto são sempre maiores que 5 mg.L⁻¹, semelhante aos resultados obtidos nas microbacias do Sete e do Pajeú.

Os teores de cloreto se mostraram mais elevados durante o período chuvoso e em área de mata ciliar, apresentando dessa forma, correlação com a pluviosidade. De acordo com Mortatti (1995), o cloreto tem como principal via de entrada a precipitação, pela reciclagem de sais marinhos. Neu (2005) observou que na floresta primária as concentrações de cloreto são mais elevadas, devido à fonte de contribuição biótica, via exudado de raízes.

Em relação à figura 40, as médias obtidas para os teores de cloreto variaram de 10,25 (desvio padrão= 0) a 24,66 mg.L⁻¹ (desvio padrão= ± 13,11) nos poços instalados em mata ciliar, enquanto que os poços em áreas de pasto apresentaram médias de 2,73 (desvio padrão= ± 1,51) a 5,21 mg.L⁻¹ (desvio padrão= ± 2,92).

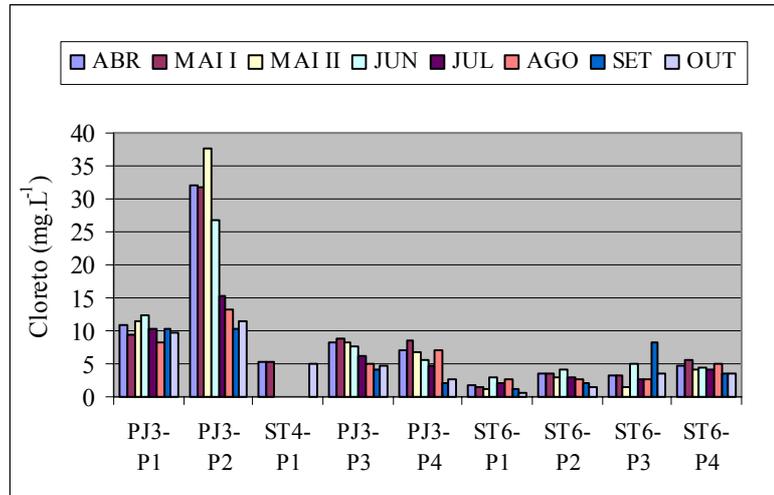
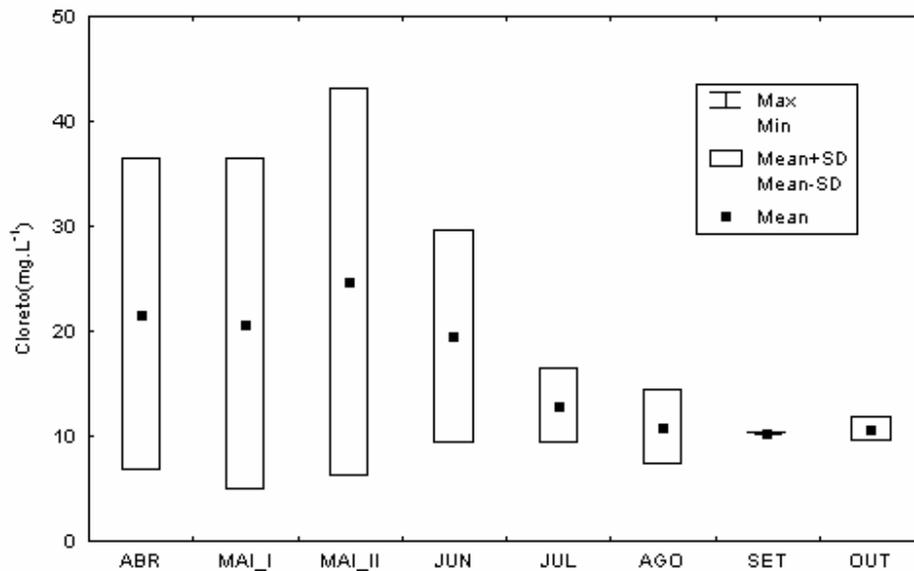
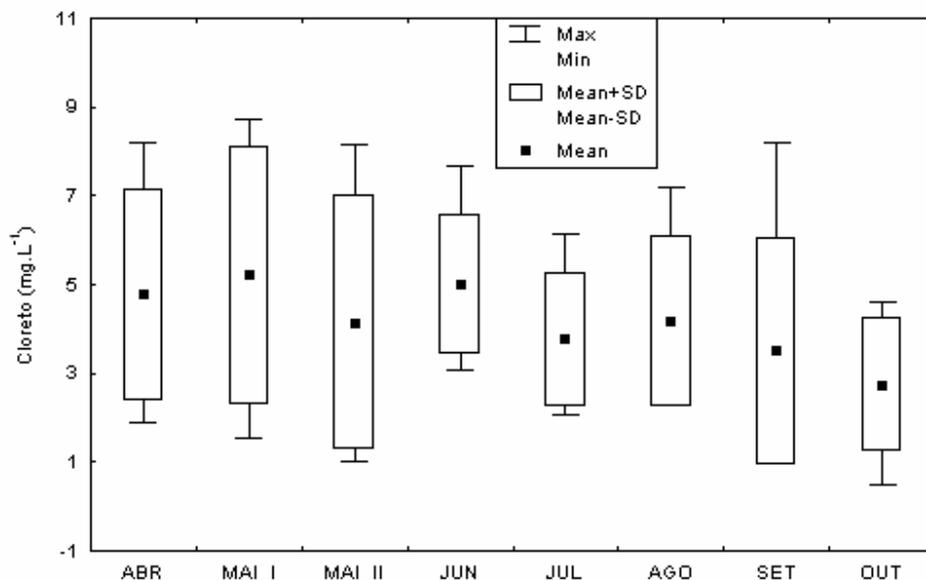


Figura 39: Teores de cloreto em mg.L⁻¹ nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e em área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4), de abril a outubro de 2005.



(A)



(B)

Figura 40: Teores máximo, mínimo, desvio padrão e média de cloreto (mg.L^{-1}) nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (A) e pasto (B).

9.2- ALCALINIDADE, pH, TEMPERATURA E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

9.2.1 Água das parcelas de escoamento superficial

Os resultados obtidos para alcalinidade, pH, temperatura e condutividade elétrica nas parcelas de escoamento superficial são apresentados nas figuras 41 a 44 e na tabela 2.

Alcalinidade

Nas áreas de mata ciliar, as parcelas da microbacia do Pajeú indicaram valores de alcalinidade de $2,01 \text{ mg.L}^{-1}$ de HCO_3^- a nd. Na bacia do igarapé do Sete, os valores foram mais elevados, chegando a $9,07 \text{ mg.L}^{-1}$ de HCO_3^- , no ponto ST4-E1, e a $7,05 \text{ mg.L}^{-1}$ de HCO_3^- , no ST4-E2; nas parcelas ST4-E3 e ST4-E4 decresceram para $2,01$ a nd, respectivamente (figura 41 e tabela 2).

Na parcela instalada em área de pasto na bacia do Pajeú o teor variou de 1,01 mg.L⁻¹ de HCO₃⁻ a não detectado (PJ3-E3), enquanto que na bacia do Sete as concentrações variaram de 1 a 8,56 mg.L⁻¹ de HCO₃⁻ (figura 41 e tabela 2).

Comparando os valores de alcalinidade obtidos entre si, observa-se que durante o período amostrado não houve diferenças significativas em áreas de pasto, onde o teor médio foi de 2,68 mg.L⁻¹ de HCO₃, enquanto que em áreas de mata ciliar a média foi de 2,71 mg.L⁻¹ de HCO₃⁻. Como a alcalinidade reflete os valores de bicarbonato, o comportamento foi similar aos descritos no item 9.1.1.

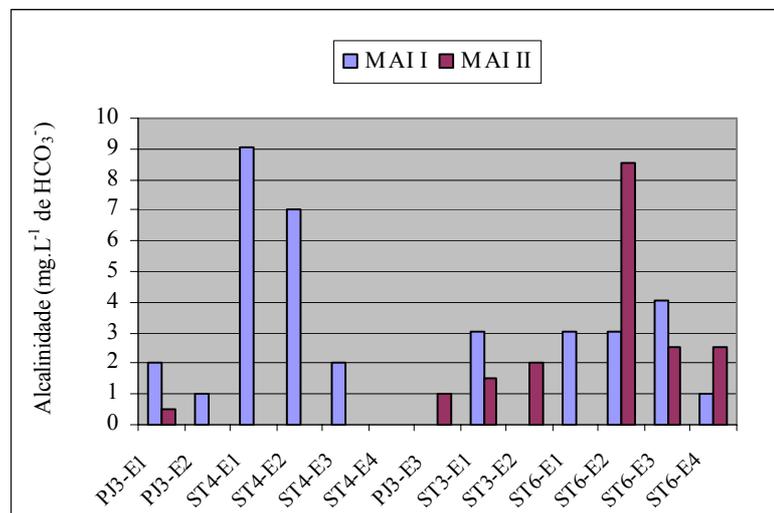


Figura 41: Teores de alcalinidade em mg.L⁻¹ nas amostras das parcelas de escoamento superficial instaladas em área de mata ciliar (PJ3-E1 a ST4-E4) e em área de pasto (PJ3-E3 a ST6-E4) em maio I e maio II de 2005.

pH

Nas áreas de mata ciliar, na microbacia do igarapé do Pajeú, os valores de pH das parcelas de escoamento superficial apresentaram valores entre 5,50 e 5,68. Na microbacia do Sete, as concentrações ficaram entre 4,96 a 6,46 (figura 42 e tabela 2). O pH dessas águas está predominantemente abaixo dos encontrados por Castellanos Bonila (2005) em água de escoamento superficial em área de floresta no Estado de Rondônia, de 6,59 a 7,35.

Em áreas de pasto, nas microbacias do Pajeú e do Sete, o pH variou de 5,84 a 7,28 e de 4,71 a 6,85, respectivamente (figura 42 e tabela 2). Esses valores, em sua maioria, são semelhantes aos obtidos por Castellanos Bonilla (2005) em amostras de água de escoamento superficial coletadas em pastagem, onde o pH variou entre 6,37 e 7,68.

Comparando-se os valores de pH obtidos observa-se que, em geral, o pH das parcelas de escoamento superficial instaladas em áreas de mata ciliar são inferiores aos da área de pasto. Isto provavelmente deve-se à utilização de calcário pelos proprietários nas áreas de pastagem estudadas para corrigir o pH do solo e dos efeitos das cinzas ricas em base que são incorporadas ao sistema. No que se refere às área de mata ciliar, a decomposição da serapilheira e conseqüente produção de ácidos orgânicos influenciam no decréscimo do pH.

Quando se comparam as medidas de pH com os de águas de chuva obtidas Souza (1996) e Leão (2003) no nordeste do Pará (5,5 e 5,3, respectivamente) observa-se que em contato com o solo o pH aumenta consideravelmente. No entanto, Castellanos Bonilla (2005), em trabalho realizado em Rondônia obteve para água de chuva valores de 5,29 a 6,48 em área de pastagem e pH de 5,47 a 7,32 nas águas de chuva coletadas em área de floresta, valores mais próximos aos encontrados neste trabalho.

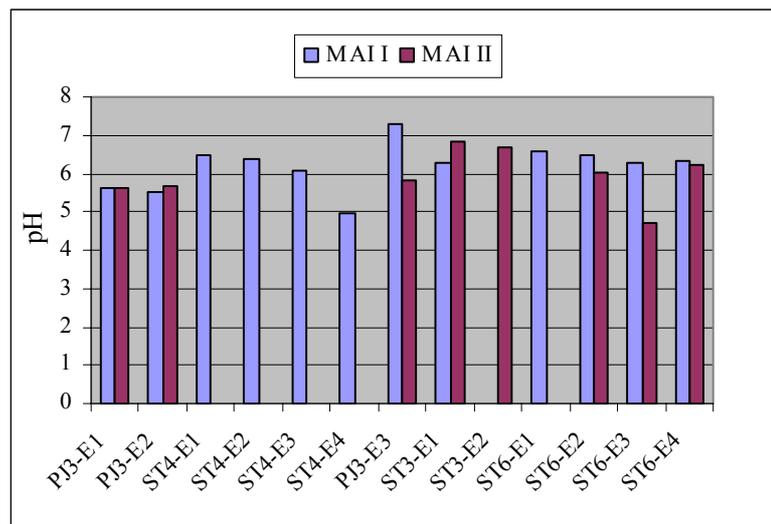


Figura 42: Medidas de pH nas amostras das parcelas de escoamento superficial instaladas em área de mata ciliar (PJ3-E1 a ST4-E4) e em área de pasto (PJ3-E3 a ST6-E4) em maio I e maio II de 2005.

Temperatura (T)

Nas parcelas situadas em mata ciliar, na microbacia do Pajeú, a temperatura variou de 24,5 a 28,3 °C. Em relação ao igarapé do Sete a variação foi de 26,2 a 27,8 °C (figura 43 e tabela 2).

Em área de pastagem, se obteve na parcela de escoamento superficial na microbacia do Pajeú valores de 25,8 e 26,4 °C. Em relação as parcelas do Sete, as temperaturas variaram de 21 a 28,8 °C. Esses resultados indicam que as temperaturas medidas refletem a temperatura média local, com pouca variação entre os meses de amostragem e as diferentes áreas estudadas.

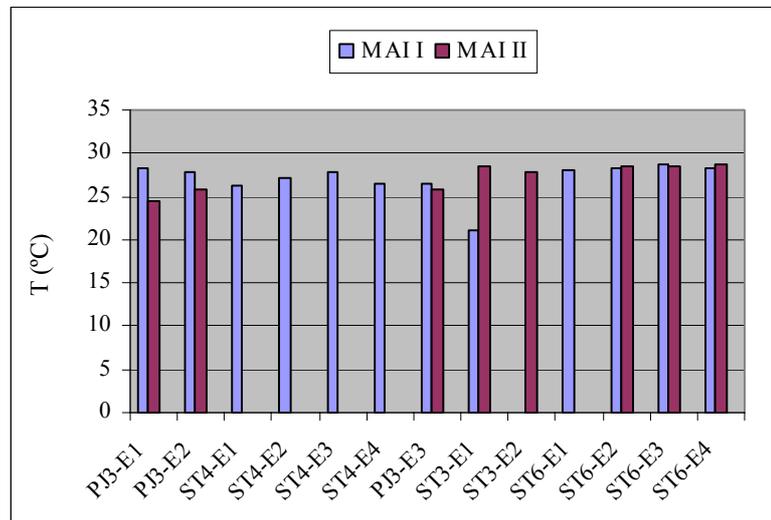


Figura 43: Medidas de temperatura (T) em °C nas amostras das parcelas de escoamento superficial instaladas em área de mata ciliar (PJ3-E1 a ST4-E4) e em área de pasto (PJ3-E3 a ST6-E4) em maio I e maio II de 2005.

Condutividade elétrica

Em área de mata ciliar na microbacia do igarapé do Pajeú, os valores de condutividade elétrica nas águas das parcelas de escoamento superficial foram de 25,3 e 37,2 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (PJ3-E1) e 17,9 e 20,7 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (PJ3-E2). Nas parcelas do ponto ST4 não houve variação significativa, sendo que a média obtida ficou em 40,92 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ com máximo de 44 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (figura 44 e tabela

2). Em geral os valores de condutividade elétrica obtidos nas parcelas de escoamento superficial estão na faixa dos encontrados por Castellanos Bonilla (2005) na água de escoamento superficial coletada em microbacia de floresta (Rondônia), situados entre de 38,5 e 85,2 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Na parcela instalada em áreas de pasto, os valores de condutividade elétrica permaneceram entre 17,5 e 18,2 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. No igarapé do Sete, os resultados obtidos ficaram entre 21,8 e 31,5 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (figura 44 e tabela 2). Esses valores estão em sua maioria abaixo dos encontradas por Castellanos Bonilla (2005) em água de escoamento superficial em microbacia situada em área de pasto, com valores entre 21,8 a 102 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Se comparadas à água de chuva, somente os valores obtidos nos pontos PJ3-E2 e PJ3-E3 se aproximam dos obtidos por Leão (2003) que obteve 18,9 e 14,3 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (períodos seco e chuvoso), porém em nenhuma parcela a CE se aproximou da medida obtida por Souza (1996), de 5,2 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

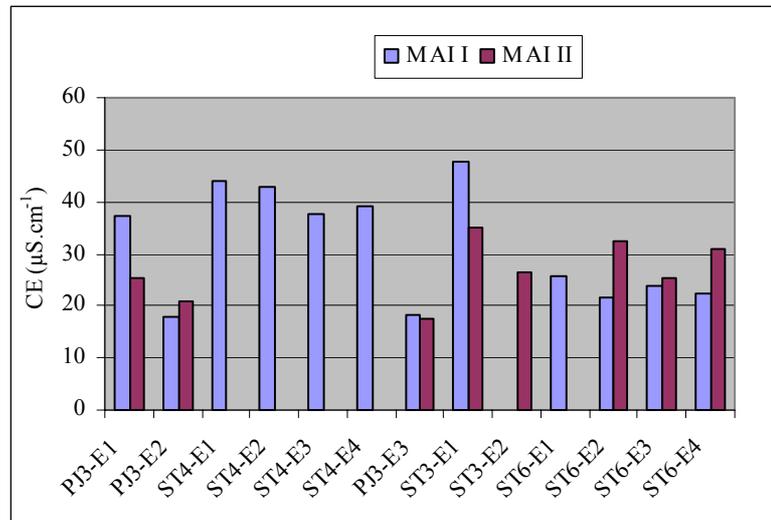


Figura 44: Medidas de condutividade elétrica (CE) em $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ nas amostras das parcelas de escoamento superficial instaladas em área de mata ciliar (PJ3-E1 a ST4-E4) e em área de pasto (PJ3-E3 a ST6-E4) em maio I e maio II de 2005.

9.2.2- Água dos poços de monitoramento

Os resultados de alcalinidade e os parâmetros medidos *in situ* (pH, temperatura e condutividade elétrica), além do nível freático dos poços de monitoramento são apresentados nas figuras 45 a 51 e tabela 3.

Alcalinidade

Nos poços monitorados em área de mata ciliar, na microbacia do Pajeú, a alcalinidade variou de 13,10 mg.L⁻¹ de HCO₃⁻ a nd no período chuvoso e de 4,42 mg.L⁻¹ de HCO₃⁻ a nd na época de estiagem. No poço situado na microbacia do igarapé do Sete variou de 0,98 mg.L⁻¹ de HCO₃⁻ a nd (figura 45 e tabela 3).

No que se refere aos poços em áreas de pasto, na microbacia do Pajeú, no período chuvoso foram obtidos valores de 11,08 mg.L⁻¹ de HCO₃⁻ a nd, e de 5,89 mg.L⁻¹ de HCO₃⁻ a nd na época seca. Nos poços da microbacia do igarapé do Sete, os valores durante o período chuvoso foram de 1 a 18,45 mg.L⁻¹ de HCO₃⁻ e de 0,53 a 89,99 mg.L⁻¹ de HCO₃⁻ na estiagem (figura 45 e tabela 3).

A alcalinidade apresentou os maiores valores em áreas de pasto, onde também foram encontradas concentrações mais elevadas da maioria de cátions e ânions analisados. Para os cátions a predominância foi de cálcio em relação ao magnésio nas duas situações estudadas; em relação aos ânions, o cloreto predominou nas amostragens feitas em mata ciliar enquanto que na pastagem foi o bicarbonato. Assim como observado para o bicarbonato, os valores de alcalinidade apresentaram-se sensivelmente mais elevados nas parcelas de escoamento superficial em áreas de mata ciliar, sendo válida a mesma relação discutida para o bicarbonato.

Segundo a figura 46, a maior média obtida para os valores de alcalinidade em mata ciliar foi de 9,07 mg.L⁻¹ de HCO₃⁻ (desvio padrão= ± 4,03) sendo a menor igual a zero. Em relação às áreas de pasto, a maior média foi de 21,17 (desvio padrão= ± 35,62) e a menor foi de 6,21 mg.L⁻¹ de HCO₃⁻ (desvio padrão= ± 4,48).

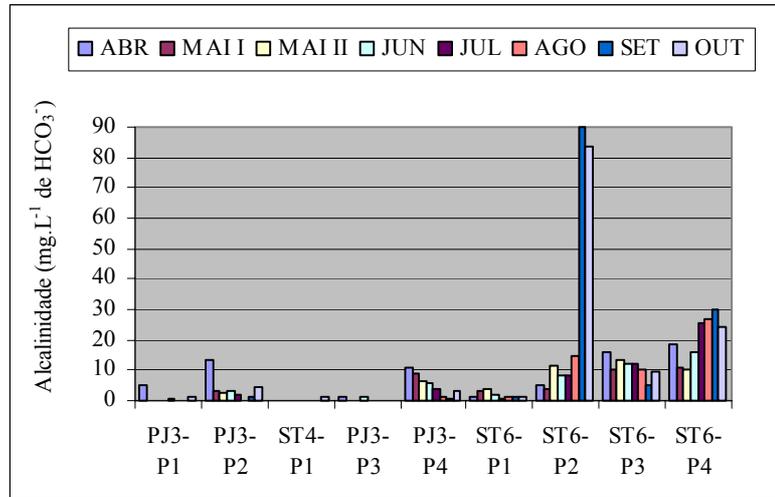
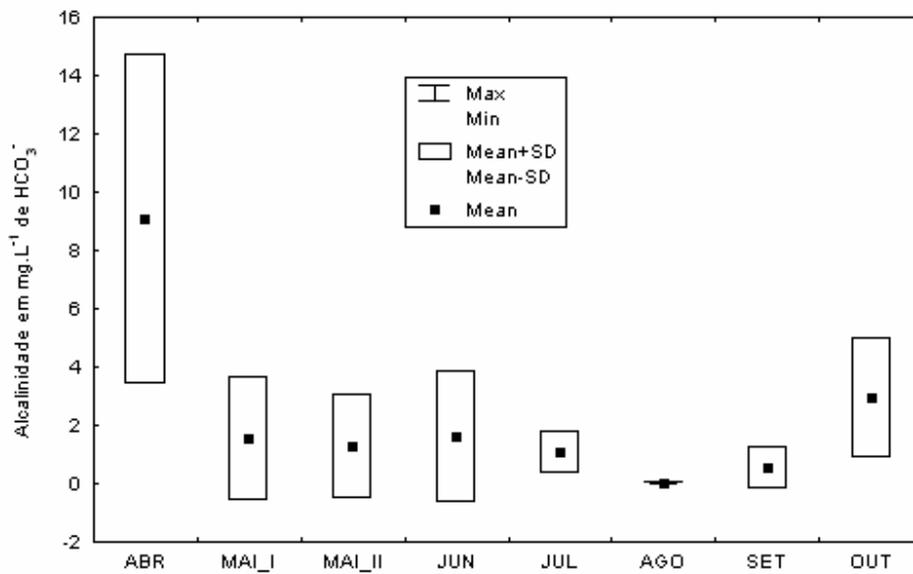
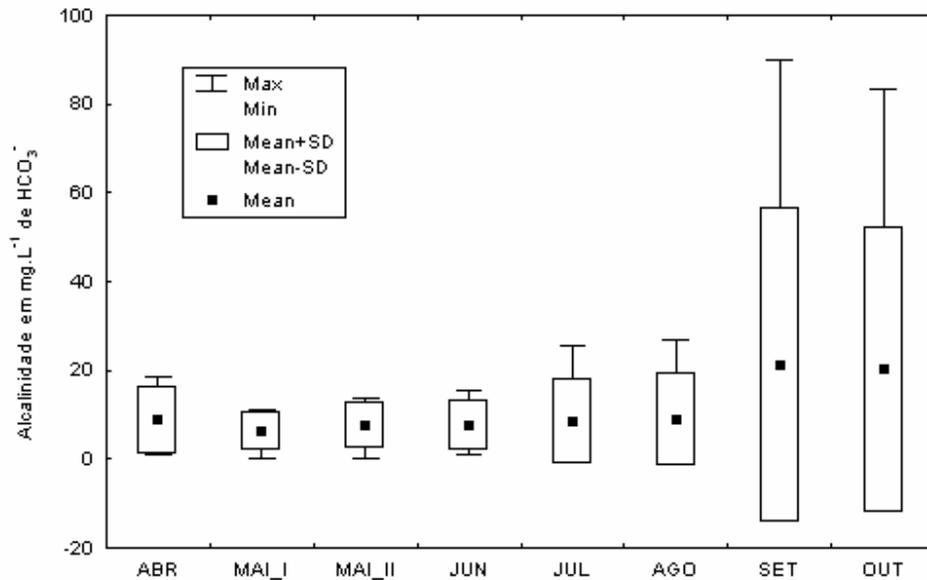


Figura 45: Teores de alcalinidade em mg.L⁻¹ de HCO₃⁻ nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e em área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4) de abril a outubro de 2005.



(A)



(B)

Figura 46: Teores máximo, mínimo, desvio padrão e média de alcalinidade (mg.L^{-1} de HCO_3^-) nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (A) e pasto (B).

pH

Em área de mata ciliar, na época chuvosa, os valores de pH obtidos na microbacia do igarapé Pajeú variaram de 4,53 a 7,20. No período seco os valores ficaram entre 4,29 e 6,29 (figura 47 e tabela 3). No igarapé do Sete, nas duas coletas feitas no poço ST4-P1, durante o período chuvoso, os valores variaram de 4,57 a 6,45, e na única amostragem feita no período seco o pH foi de 4,51 (outubro). Os valores de pH obtidos são semelhantes aos encontrados por Castellanos Bonilla (2005) na água subterrânea em microbacia de floresta em Rondônia, onde o pH variou de 4,45 a 6,54.

No que concerne às áreas de pasto, os poços monitorados na microbacia do Pajeú apresentaram pH de 5,09 a 7,76, no período chuvoso, e de 4,95 a 6,55 durante a época seca. Nos poços da bacia do Sete, durante o período chuvoso os valores de pH ficaram entre 5,45 e 6,98 e entre 4,75 e 6,38 no período seco (figura 47 e tabela 3). Esses resultados são superiores aos obtidos por Castellanos Bonilla (2005) na água subterrânea em microbacia com pasto, onde o pH variou de 4,0 a 5,92.

Os valores de pH obtidos estão na faixa dos normalmente encontrados em águas subterrâneas, os quais variam de 5,5 e 8,5 (Santos, 2000). Entretanto, em águas amazônicas o pH encontrado é predominantemente ácido como os valores obtidos por Sioli, 1957; Sioli, 1960; Lima & Kobayashi, 1988; Araújo, 2001; Cortez *et al*, 2000; Piratoba-Morales, 2002, Leão, 2003. Os valores próximos ou até superiores a 7,0 encontrados nas mirobacias do Sete e do Pajeú resultam do uso de calcário pelos pecuaristas para correção do pH do solo.

Comparando os resultados de pH obtidos em áreas de mata ciliar e pasto, observa-se que os valores encontrados em área de pastagem estão em sua maioria acima dos encontrados nos poços situados em mata ciliar preservada. Os valores de pH obtidos no pasto são devidos à utilização de calcário, sendo também influenciados pelas queimadas. Quando as cinzas ricas em base são adicionadas ao solo, os íons H^+ são dissociados do complexo de troca, ocorrendo aumento do pH e da capacidade de retenção de cátions (Neu, 2005). O pH mais elevado favorece a taxa de troca de cátions e aumenta os teores de P, K, Mg e Ca, como foi observado no item 9.1.2. Em relação às áreas de mata ciliar, os resultados encontrados para o pH indicam o que foi observado em estudos feitos por Hedin (2003) demonstrando que a intensa produção de ácidos orgânicos nos ecossistemas Amazônicos favorece o aumento da acidez na solução do solo e uma redução na disponibilidade de fósforo, potássio, cálcio e magnésio. Também deve-se levar em consideração as funções da mata ciliar que atua na filtragem superficial de sedimentos e retenção pelo sistema radicular dos nutrientes liberados do ecossistema terrestre.

Em relação à figura 48, as médias obtidas para o pH variaram de 4,62 (desvio padrão= \pm 0,33) a 6,94 (desvio padrão= \pm 0,26) nos poços instalados em mata ciliar, enquanto que os poços em áreas de pasto apresentaram médias de 5,07 (desvio padrão= \pm 0,12) a 7,03 (desvio padrão= \pm 0,45).

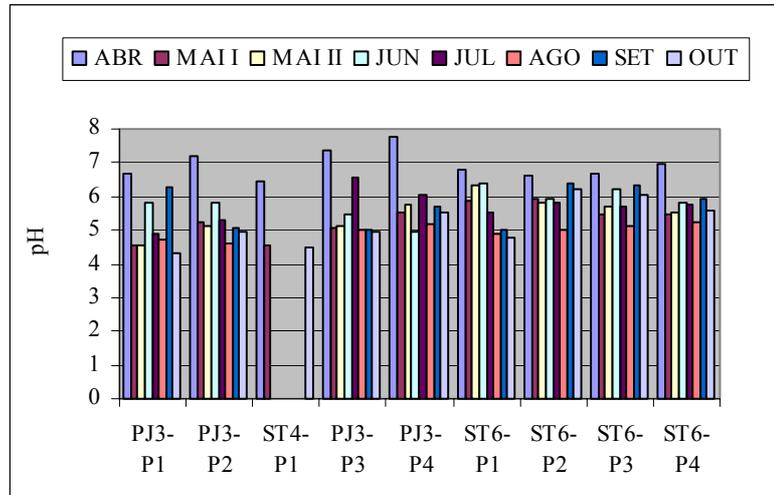
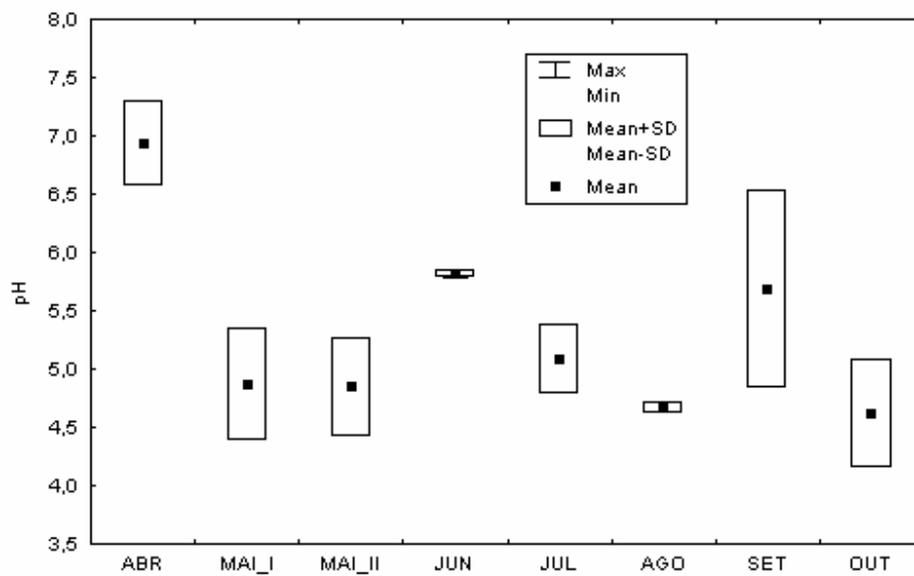


Figura 47: Medidas de pH em poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e em área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4), de abril a outubro de 2005.



(A)

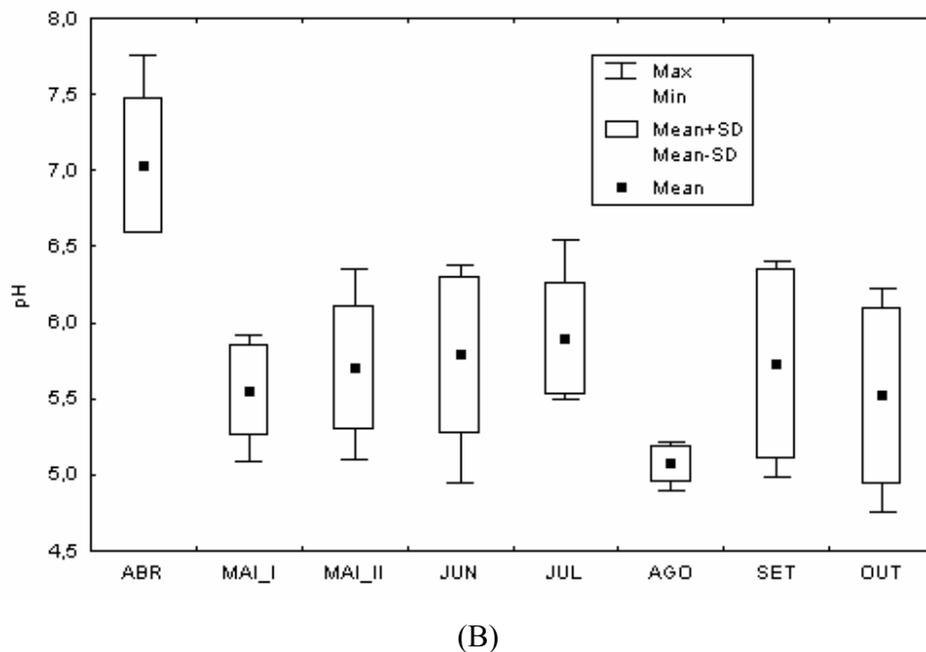


Figura 48: Medidas máxima, mínima, desvio padrão e média de pH nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (A) e pasto (B).

Temperatura (T)

Na microbacia do igarapé do Pajeú, durante o período chuvoso, os poços situados em mata ciliar apresentaram temperaturas variando de 26 a 28,1 °C; na estiagem, os valores ficaram entre 22 a 29 °C. No poço instalado na microbacia do Sete a temperatura variou de 27,3 a 28,7 °C, nos períodos chuvoso e seco (figura 49 e tabela 3).

No que concerne às áreas de pasto, nos poços da microbacia do Pajeú a temperatura variou de 26,3 a 28,5 °C, na época mais chuvosa; no período seco os valores ficaram entre 25,4 a 30,6 °C. Na microbacia do igarapé do Sete foram obtidos valores de temperatura de 24,1 a 28,6 °C, no período chuvoso e de 25,4 a 33 °C, na estiagem (figura 49 e tabela 3).

Diante do exposto, se verifica que as temperatura das águas subterrâneas oscilam entre 22 e 33 °C nos períodos seco e chuvoso, semelhantes às variações encontradas em outros estudos feitos no nordeste paraense, como os de Araújo (2001), que obteve temperaturas variando de 22,5 a 27,3 °C e as apresentadas por Leão (2003), que oscilaram entre 26,5 e 32,4 °C. Portanto, as temperaturas medidas nas microbacias do Sete e Pajeú refletem a temperatura média local.

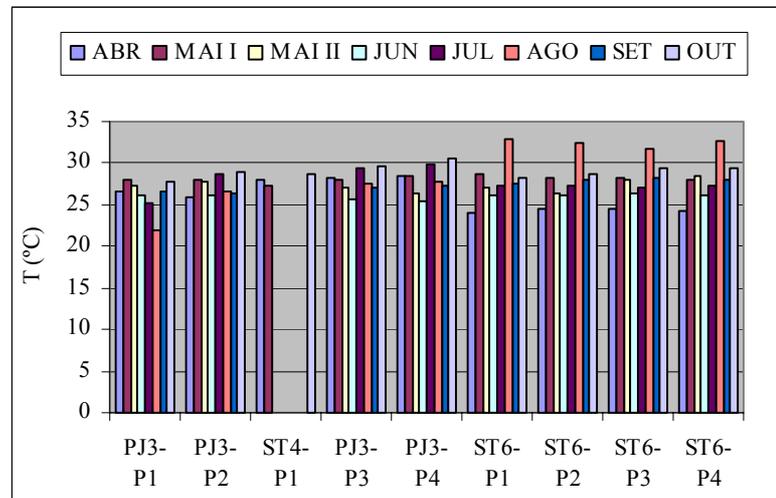


Figura 49: Medidas de temperatura (T) em $^{\circ}\text{C}$ em poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e em área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4) de abril a outubro de 2005.

Condutividade elétrica (CE)

Na microbacia do igarapé Pajeú, em área de mata ciliar, nos períodos chuvoso e seco, a CE permaneceu entre $50,8$ e $52 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ no poço PJ3-P1. No poço PJ3-P2 os valores obtidos durante o período chuvoso variaram de 113 a $128,6 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. No período seco, o valor em junho foi de $101 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, diminuindo nos meses subsequentes, chegando a $50 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, em outubro (figura 50 e tabela 3). Na microbacia do igarapé do Sete, a CE variou de $38,2$ a $68 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Castellanos Bonilla (2005) obteve valores relativamente mais baixos em água de poços em microbacia situada em área de floresta, no Estado de Rondônia, os quais variaram de $14,7$ a $25,9 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Em relação às áreas de pasto, na microbacia do igarapé Pajeú foram obtidos valores de $27,6$ a $48 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, no período chuvoso, e de 23 a $35 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, no seco. Nos poços da microbacia do Sete, durante o período chuvoso a CE variou de $22,2$ a $52,5 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (figura 50 e tabela 3). No período seco, os poços apresentaram CE de 15 a $98 \mu\text{S}/\text{cm}$, excetuando-se o poço ST6-P2 onde foram obtidos valores de 46 a $239 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, sendo os mais elevados encontrados nas 2 últimas campanhas. Nestas, o aumento da CE deveu-se às maiores concentrações de íons, também

observadas neste período. A maioria dos valores de CE obtidas está acima dos encontrados por Castellanos Bonilla na água subterrânea em microbacia com pasto, em Rondônia, os quais variaram de 4,85 a 28 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

A CE manteve-se predominantemente mais elevada em área de pasto, onde também foram obtidos os teores mais elevados da maioria dos cátions e ânions analisados.

De acordo com a figura 51, a média de valores para a condutividade elétrica variou de 50,5 (desvio padrão= $\pm 0,5$) a 89,7 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (desvio padrão= $\pm 38,9$) nos poços instalados em mata ciliar, enquanto que os poços em áreas de pasto, apresentaram médias de 36,23 (desvio padrão= $\pm 9,12$) a 78,67 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (desvio padrão= $\pm 84,43$).

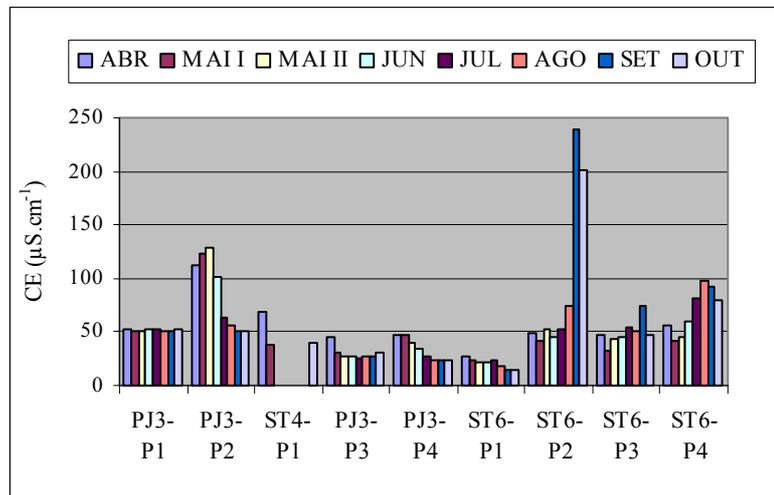
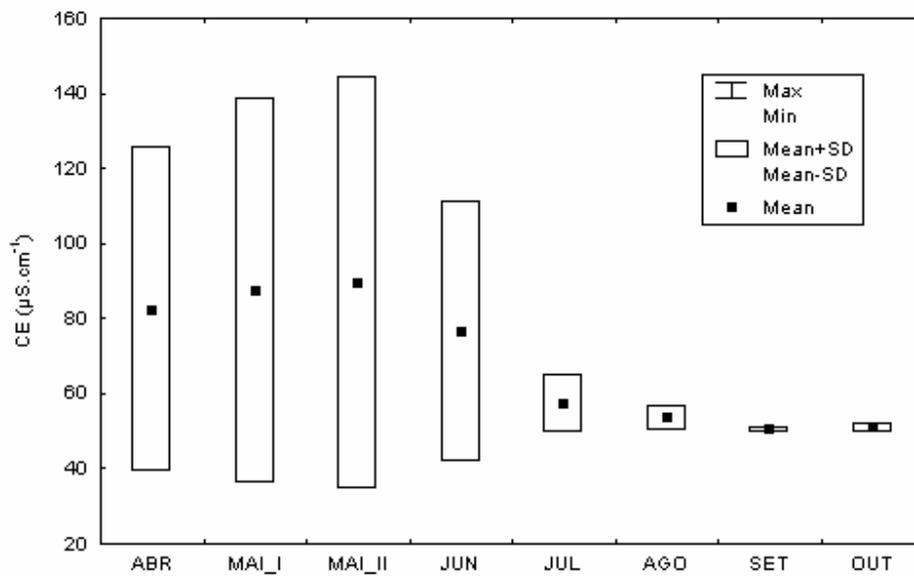
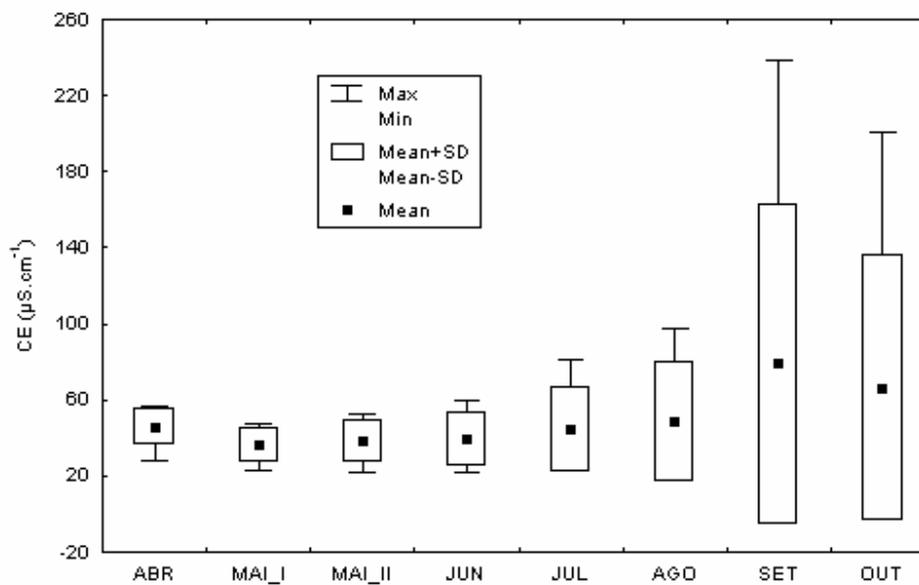


Figura 50: Valores de condutividade elétrica (CE) em $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ em poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e em área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4), de abril a outubro de 2005.



(A)



(B)

Figura 51: Teores máximo, mínimo, desvio padrão e média de CE $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ nos poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (A) e pasto (B).

9.3- NÍVEL FREÁTICO

O nível freático segue a topografia do terreno, apresentando-se em menores profundidades nas proximidades dos igarapés. Também se verifica que o nível freático apresenta correlação com a sazonalidade, com as menores profundidades correspondendo ao período chuvoso (figura 52 e tabela 3). De acordo com essa tabela os valores obtidos na mata ciliar variam de 0,26 a 1,94m, com uma variação máxima anual de 0,85m. Por sua vez, nos poços situados no pasto a menor profundidade foi de 0,41m e a máxima de 6,26m, com a maior variação anual de 1,50m. Apesar do maior valor obtido na área de pasto, verifica-se que nas duas situações a variação sazonal é relativamente pequena devido ao fato dos poços estarem situados próximo dos igarapés, onde a variação anual esperada é normalmente baixa, se comparada à registrada nas áreas de maior cota.

Comparando as medidas de nível freático com os teores das substâncias analisadas percebe-se que na microbacia do Pajeú, tanto os poços monitorados em mata ciliar quanto os situados em área de pasto, apresentaram, em sua maioria, concentrações de íons mais elevadas durante o período chuvoso. Entretanto, nos poços monitorados em área de pasto na microbacia do Sete no ponto ST6, os teores da maioria dos íons elevaram-se à medida que o nível freático rebaixava, durante o período seco. Neste caso, trata-se de um aumento relativo dos teores, decorrente da baixa recarga do aquífero, tendo em vista que esta ocorre essencialmente na época chuvosa, pela infiltração das águas pluviais. Nas áreas com vegetação ciliar esse efeito é menos acentuado, provavelmente devido à menor variação anual na profundidade do nível freático, uma vez que nessas áreas a vegetação desempenha um papel fundamental no balanço de energia e no fluxo de água, evitando mudanças significativas nas condições hidrológicas ao longo do ano.

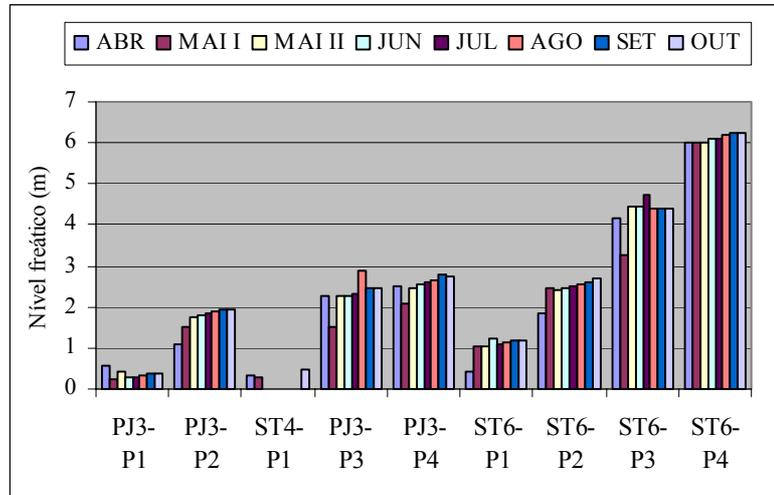


Figura 52: Profundidade do nível freático, em metro (m), em poços de monitoramento instalados em área de mata ciliar (PJ3-P1 a ST4-P1) e em área de pasto (PJ3-P3 a ST6-P4), de abril a outubro de 2005.

10- CONCLUSÕES

A caracterização dos fluxos hidrogeoquímicos no aquífero freático e no escoamento superficial em áreas de pastagem e de mata ciliar permitiu identificar diferenças significativas, destacando-se:

- Nas áreas de mata ciliar a principal fonte de nutrientes para as águas é a matéria orgânica do solo, enquanto que nas pastagens estes provêm do calcário e dos fertilizantes aplicados para correção do pH e aumento da fertilidade do solo, havendo ainda e contribuição das cinzas, resultantes das queimadas para converter a vegetação original em pasto.
- Em águas de escoamento, as concentrações de sulfato, potássio, magnésio e cloreto foram ligeiramente mais elevadas nas áreas de pastagem enquanto que em mata ciliar amônio, nitrato, fosfato, cálcio, sódio e bicarbonato mostraram teores um pouco acima dos obtidos no pasto.
- Na água freática, as substâncias analisadas se mostraram em teores mais elevados nos poços das pastagens, com exceção de sódio e cloreto, mais altos nos poços em área de mata ciliar. Esse resultado indica que na pastagem não ocorre uma retenção significativa dos cátions e ânions presentes nas águas de infiltração, possibilitando que atinjam o nível freático.
- A maioria dos cátions e ânions analisados apresentou teores mais elevados nos poços do ponto ST6, no igarapé do Sete, onde a área é de pasto e sem faixa de mata ciliar preservada. Nessa área, no período seco foram obtidos as maiores concentrações de nitrato, amônio e bicarbonato.
- Predominaram águas ácidas com pH entre 5 e 6, embora tenham ocorrido valores próximos e até superiores a 7, atribuídos à utilização de calcário, para a correção do pH do solo nas pastagens, e às cinzas, ricas em base, provenientes das queimadas.
- Na microbacia do Pajeú, nos poços em áreas de mata ciliar e de pasto as concentrações de íons apresentaram-se, em geral, mais elevadas durante o período chuvoso; na microbacia do Sete, houve um aumento relativo nos teores da maioria dos íons analisados durante o período seco, em decorrência do

rebaixamento do nível freático e da baixa recarga do aquífero. Nas áreas com vegetação ciliar esse efeito se mostrou negligenciável devido à menor variação anual na profundidade do nível freático, uma vez que nessas áreas a vegetação desempenha um papel fundamental no balanço de energia e no fluxo de água, evitando mudanças significativas nas condições hidrológicas ao longo do ano.

REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, P. P. 2001. Variações sazonais dos componentes nitrogenados, em aquífero livre na zona urbana de Santa Izabel do Pará, nordeste do Estado do Pará. Belém, Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências, 120p. (Dissertação de Mestrado).
- AROCENA, J.M. 2000. Cations in solution from forest soils subjected to forest floor removal and compactions treatments. *Forest Ecology and Management*. v. 113, n.1/2, p. 71-80.
- ATTANASIO, C. M. 2004. Planos de manejo integrado de microbacias hidrográficas com uso agrícola: uma abordagem ecológica na busca da sustentabilidade. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo. 193 p. (Tese de Doutorado).
- BARP, A.R.B. 2004. A água doce na Amazônia ontem e hoje: o caso do Pará. *In*: Steven Uhly e Eliene L. de Souza (orgs). A questão da água na grande Belém. Casa de estudos Germânicos, Fundação Heinriche Böll, Belém, 13 – 37p.
- BASTOS, T. X. 1972. *O estado atual do conhecimento das condições climáticas da Amazônia brasileira* In: Zoneamento Agrícola da Amazônia. Belém. IPEAN. 1972. P 68-122.(IPEAN-Boletim Técnico, 54).
- BERNER, E.K.; BERNER, R.A. 1987. *The Global Water Cycle*. New Jersey: Prentice-Hall. 397 p.
- BETONI, José. 1999. *Conservação do solo*. São Paulo: Ícone, 1999- 4^a.edição.
- BRASIL. 1973. Departamento nacional da Produção mineral. Projeto. *RADAMBRASIL. Folha SA-23- São Luiz e parte da folha SA- 24* geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro (Levantamento de Recursos Naturais, 4).
- BRASIL, Lei nº 4.771, de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal (atualizada até a Lei nº 9.985/2000, MP nº 2.166-67/ 24.08.2001 já inseridas no texto). Brasília, DF, 15 set. 1965; 144º da Independência e 77º da República
- BRASIL, Lei nº 9.433, de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 08 jan. 1997.
- BREN, L.J. 1993. Riparian zone, stream, and floodplain issues: a review. *Journal of Hydrology*, 150: 277-299.

- BRINKMANN, W.F.L.; NASCIMENTO, J.C de. 1973. The effect of slash and burn agriculture on plant nutrients in the Tertiary region of central Amazônia. Turrialba, v. 21, n.4 p. 459-465.
- CAMARGO, M. N & RODRIGUES, T. E. *Guia de excursão*. 1979. Congresso Brasileiro de Ciência do solo, 12°. SBCS. Manaus.
- CASTELLANOS BONILLA, A.L. 2005. Balanço de nitrogênio em microbacias pareadas (Floresta vs. Pastagem) no Estado de Rondônia. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo. 69 p. (Dissertação de Mestrado).
- CASTRO, E. 2004. Cidades Amazônicas na Confluência das águas. *In*: Steven Uhly e Eliene L. de Souza (orgs). A questão da água na grande Belém. Casa de estudos Germânicos, Fundação Heinriche Böll, Belém, 13 – 37p.
- CETESB 1977. Guia técnico de coleta de amostras de águas. Coordenadores : Souza, H. B. & Derísio, J. C. São Paulo. 257 p.
- CETESB 1978. Análises físico-químicas de águas. Normalização Técnica, Saneamento Ambiental- NT 07. São Paulo.
- CORTEZ, C.M.B.; TAGLIARINI, E.M.; TANCREDI, A.C.F.N.S. 2000. Utilização de águas minerais dos aquíferos do Grupo Barreiras na região metropolitana de Belém. Congresso ABAS. CD-ROM.
- COSTA, M.L. da; Angélica, R.S.; AVELAR, J.O.G. de . 1985. Outeiro e Mosqueiro: exemplos de evolução laterítica imatura. *In*: *Simpósio de Geologia da Amazônia*. Anais: Belém- Sociedade Brasileira de Geologia Núcleo Norte. V.1.p 479-494.
- COSANPA, 1992. Relatório de perfuração de poço. Divisão de perfuração de poços. Belém. 1992.
- CPRM. 1997. Paragominas: estudo de pesquisa e comprovação hidrogeológica. Programa de apoio a gestão territorial: Projeto informações geológicas do Estado do Pará. Serviço Geológico do Brasil. CPRM. 31 p.
- CPRM, 2000. Carta geológica da Folha São Luís S A2 3Y. Escala 1:500.000. CPRM.
- CUSTODIO, E. & LLAMAS, M.R. 1976. *Hidrologia Subterránea*. Barcelona: Ed. Omega. V. 2.
- DEL'ARCO, J.O.; MAMEDE, L. 1985. As formações edafoestratigráficas de Mato Grosso e Goiás. *In*: *Simpósio de Geologia da Amazônia*, Anais: Belém: Sociedade Brasileira de Geologia, Núcleo Norte. V.1 p. 376-395.

- DENICH, M. & KANASHIRO, M. 1998. Possibilidades de utilização e manejo adequado de áreas alteradas e abandonadas na Amazônia Brasileira. Brasília: MCT/ CNPq, 1998. 157p. – (Estudos dos impactos humanos nas florestas e áreas inundadas nos trópicos) Subprograma SHIFT. Convênio CNPq/ IBAMA/ DFVLR.
- DONADIO, N.M.M.; GALBIATTI, J.A.; PAULA, R.C.de. 2005. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos de solo na Bacia Hidrográfica do córrego Rico, São Paulo, Brasil. Eng. Agric., Jaboticabal, v. 25, n.1, p.115-125. jan/abr. 2005. Disponível em: <<http://www.sbea.org.br>> Acesso em: 02/12/2005.
- EMBRAPA. 1983. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos, (Rio de Janeiro, RJ), *Levantamento de reconhecimento de média intensidade dos solos e avaliação da aptidão agrícola das terras da área do Polo Tapajós*. Rio de Janeiro, 1983. 284p. (Embrapa, SNLCS, Boletim de pesquisa, 20).
- EMBRAPA. 1999. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de solos. Rio de Janeiro, 1999. 412 p.
- EMMETT, B.A.; HUDSON, J.A.; COWARO, P.A.; REYNOLDS, B. 1994. The impact of a riparian wetland on streamwater quality in a recently afforester upland catchment. *Journal of Hydrology*. v. 162, p. 337-353.
- FREEZE, R. A. & CHERRY, J. A. 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall, New Jersey. 604p. (117-124p.).
- FURCH, K., WOLFGANG, J.J., CAMPOS, Z.E.S. 1989. Nutrient dynamics of decomposing leaves from Amazonia floodplain forest species in water. Da cooperação entre Max-Planck-Institute for Limnologie, Arbeitsgruppe Tropenökologie, Plon, Alemanha Oc., e Instituto de Pesquisas da Amazônia, Manaus-Amazonas, Brasil.
- GOÉS, A M. 1981. *Estudos sedimentalógicos dos sedimentos Barreiras, Ipixuna e Itapecuru no Nordeste Paraense e Noroeste do Maranhão*. Belém: UFPa/NCGGG, 55P. Dissertação (Mestrado em Geologia) – UFPa/NCGG, 1981).
- GREGORY, S.V.; SWANSON, F.J.; McKEE, W.A.; CUMMINS, K.W. 1992. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience*, V. 41, n.8, p 540-551.
- GRIMALDI, C.; GRIMALDI, M.; MILLET, A.; BARIAC, T.; BOULEGUE, J. 2004. Behaviour of chemical solutes during a storm in a rainforested Headwater catchment. *Hydrological Processes*, v.18, n.1, p.93-106.

- HEDIN, L.O.; VITOUSEK, P.M.; MATSON, P.A. 2003. Nutrient losses over four million years of tropical forest development. *Ecology*, v.84, n.9, p.2231-2251.
- IBGE – Censos demográficos de 2000.
- IBGE – Censos 2005 Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>> Acesso em: 26/06/2006.
- IBGE. Divisão de Geociências do Norte. *Mapa geológico das folhas SA 23. YA e SA 23Y-C*. Belém, 1996a (Submetido a publicação)
- IBGE. Divisão de Geociências do Norte. *Mapa Geomorfológico das Folhas SA. 23 Y-A e S A 23 Y-C*. Belém, 1996b (Submetido a publicação).
- JUNK & FURCH, 1985. Composição Química das águas dos igarapés comparativamente à das chuvas, à interceptada pelas copas das árvores e à escorrida diretamente pelos troncos na Amazônia Central. In: Os recursos hídricos disponíveis. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/bacias/amazonas/caracgeral/recursos>>. Acessado em: 15/01/2003.
- LEÃO, L. M. de 2003. Caracterização hidrogeológica em área de agricultura intensiva, na microbacia do Igarapé Cumaru, nordeste do Estado do Pará. Belém, Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências, 105p. (Dissertação de Mestrado).
- LIKENS, G.E.; BORMANN, F.H. Nutrient cycles. 1977. *Biogeochemistry of a forested ecosystem*. New York: Springer-Verlag. 159 p.
- LIMA, W. N. & KOBAYASHI, C. N. 1988. Sobre o quimismo predominante nas águas do sistema flúvio- estuário de Barcarena, PA. *Geochimica Brasiliensis*, v.2, n. 1, p. 53-71.
- Lima, W.P. 1999. A microbacia e o desenvolvimento sustentável. *Ação Ambiental*. V. 1, n. 3, p.20-22, dez/1998-jan/1999.
- LIMA, W.P. 2003. Relações hidrológicas em matas ciliares. In: Henry, R.(Ed.) *Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos*. São Carlos: Rima Editora. p.301-312.
- LIMA, W. P. & ZAKIA, M.J.B. 2000. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: EDUSP/Fapesp. cap. 3, p.33-44.
- LOPES, A S & GUIDOLIN, J. 1989. A Interpretação de análise de solo, conceitos e aplicações. Associação Nacional para Difusão de Adubos e Corretivos Agrícolas. São Paulo. 5p.
- LOPES, M.I.M.S. 2001. Fluxo de água, balanço químico e alterações no solo da Floresta Atlântica atingida pela poluição aérea de Cubatão, SP, Brasil. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia Geral. 188 p. Tese (Doutorado).

- MARTINS, S. V. 2001. *Recuperação de matas ciliares*. Editora: Aprenda Fácil. Viçosa-MG. 2001. Disponível em: <<http://www.ambientebrasil.com.br>> Acesso em: 02/12/2005.
- MATHESS, G.; HARVEY, A. 1982. The properties of groundwater. 1 ed.
- MATTOS, M. & UHL, C. 1996. Perspectivas econômicas e ecológicas da pecuária na Amazônia Oriental na década de 90: o caso de Paragominas. In: A evolução da fronteira Amazônica: oportunidades para um desenvolvimento sustentável. 1996. Imazon. p: 39-62.
- MCCLAIN, M.E.; RICHEY, J.E.; PIMENTEL, T.P. 1994. Groundwater nitrogen dynamics at the terrestrial – lotic interface of a small catchment in the Central Amazon Basin. *Biogeochemistry*, v.00, p. 1-15.
- MCGRATH, D.A.; SMITH, C.K.; GHOLZ, H.L.; OLIVEIRA, F.D. 2001. Effects of land-use change on soil nutrient dynamics in Amazonia. *Ecosystem*. v.4, n.7, p.625-645.
- MESNER, J. C. & WOOLRIDGE L. CP. 1964. Maranhão Paleozoic Basin END Cretaceous Coastal Basin, North Brazil. **Bull. Am. Ass. Petro. Geol.**, v.48, n 9, p.1475-1512.
- MORTATTI, J. 1995. Erosão na Amazônia: processos, modelos e balanço. Piracicaba, 1995. 127 p- Tese (Livre Docência) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.
- NAIMAN, R.J. & DÉCAMPS, H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review Ecological system*, v. 28, p. 621-658.
- NEILL, C.; DEEGAN, L.A.; THOMAS, S.M.; CERRI, C.C. 2001. Deforestation for pasture alters nitrogen and phosphorus in small Amazonian streams. *Ecological Applications*, 11 (6) pp. 1817-1828.
- NEPSTAD, D.; UHL, C.; SERRÃO, E.A.S. 1991. Recuperation of a degraded Amazonian landscape: forest recovery and agricultural restoration. *Ambio* v. 20, p. 248-255.
- NEU, VÂNIA. 2005. Influência da cobertura vegetal na ciclagem de nutrientes via solução do solo na região de Manaus - AM. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo. 93 p. (Dissertação de Mestrado).
- OLIVEIRA FILHO, A.T.; ALMEIDA, R.J. de; MELLO, J.M. de; GAVILANES, M.L. 1994. Estrutura fitossociológica e variáveis ambientais em um trecho de mata cliliar do córrego Vilas Boas, Reserva Biológica do Poço Bonito, Lavras (MG). *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 17, n.1, p.67-85.

- PARÁ, Lei nº 6.381, de julho de 2001. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, institui o Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos e dá outras providências. **Diário Oficial Edição nº 029507 de 27/07/2001**. Belém, PA, 25 jul. 2001.
- PARRON, L. M. 2004. Aspectos da ciclagem de nutrientes em função do gradiente topográfico, em uma mata de galeria no Distrito Federal. Universidade de Brasília. Departamento de Ecologia. 199 p. (Tese de Doutorado).
- PIRATOBA MORALES, G. 2002. Avaliação Ambiental dos Recursos, Solos e Sedimentos na Área de Abrangência do Depósito de Resíduos Sólidos do Aurá. Centro de Geociências. Universidade Federal do Pará. Tese de Doutorado. 240p.
- RODRIGUES, T. E., Solos da Amazônia In ALVARES, V. V.H.; FONTES, L.E.F.& FONTES, M.P.F. 1996. O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado. Viçosa. SBCS. VVV. p.19-60.
- RODRIGUES, T.E.; OLIVEIRA JUNIOR, R.C. de ; SILVA, J.M.L. da; VALENTE, M.^a & CAPECHE, C.L. 1991. *Caracterização físico hídrica dos principais solos da Amazônia legal*. I. Estado do Pará. Belém. 228p. (Embrapa/SNLCS-FAO. Relatório técnico).
- RODRIGUES, T.E.; SILVA, B.N.R. da FALESI, I.C.; REIS, R.S. dos; MORIKAWA, I.K. & ARAUJO, J. V. 1974. Solos da rodovia PA-70. Trecho Belém- Brasília-Marabá. Belém. IPEAN. P. 1- 192 (IPEAN- Boletim técnico, 60).
- RODRIGUES, *et al.* , 2002 a. Caracterização e avaliação da potencialidade dos solos e zoneamento agroecológico do município de Paragominas do Estado do Pará. Embrapa. 47 p.
- RODRIGUES, *et al.* , 2002 b. Zoneamento agroecológico do município de Paragominas, Estado do Pará. Embrapa. 62 p.
- SALATI, E. 1985. A floresta e as águas. *Ciência Hoje*, Vol.3, Nº 16.
- SALATI, E. 1987. The forest and the hydrological cycle. In: DICKISON, R.E (Ed). *The Geophisiology of Amazonia: vegetation and climate interactions*. New York. Wiley. p. 273-296.
- SANNO, E. E. *et al.* 1988. Levantamento do uso atual da terra através das imagens de LANDSAT 5 TM na microrregião homogênea de Tomé-Açu e alguns municípios das microrregiões do Baixo Tocantins e Guajarina no Estado do Pará. Belém: SUDAM, 67P.
- SANTOS, A. C. 2000. In: Hidrogeologia: conceitos e aplicações. 2º edição/ (Coordenado por) A. C. Feitosa e M. Manoel Filho. Fortaleza: CPRM/ REFO, LABHID-UFPE. 391p.

- SANTOS, P.L. 1993. dos. *Zoneamento Agroedafoclimático da Bacia do Rio Candiru – Açú, Pará*. Belém. FCAP (Tese de Mestrado).
- SCHOELLER, H. 1962. *Les eaux souterraines*. Paris. Masson. 642 p.
- SCHULER, A. E. 2003. Fluxos hidrológicos em microbacias com floresta e pastagem na Amazônia Oriental, Paragominas, Pará. Universidade de São Paulo. Centro de Energia Nuclear na Agricultura. 120 p. (Tese de Doutorado).
- SECTAM- SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA E MEIO AMBIENTE DO PARÁ- SECTAM. 1996. Mapa de uso atual da terra do Município de Paragominas, Belém.
- SERRÃO, E.A.; TOLEDO, J.M. 1990. The search for sustainability in Amazonian pastures. In: Anderson, A.S. (Ed) *Alternatives to Deforestation: Steps Toward Sustainable Use of the Amazon Rain Forest*, New York: Columbia University Press. p. 183-214.
- SILVA, A.M.; SCHULZ, H.E.; CAMARGO, P.B. 2004. *Erosão e hidrossedimentação em bacias hidrográficas*. São Carlos: RIMA, 2003, 2004. 140p.
- SILVA, J.M.L. da. 1989. Caracterização e classificação de solos do Terciário do nordeste do Estado do Pará. UFRJ. 190p. (Tese de mestrado).
- SILVA, R. das C. 1997. Contribuições do levantamento de solos à caracterização dos sistemas naturais e ambientais na região de Paragominas-Estado do Pará. Belém. Faculdade de Ciências Agrárias do Pará. 107p. (Dissertação de mestrado em Agronomia FCAP- 1997).
- SIOLI, H. 1957. Valores de pH em águas amazônicas – Belém: Boletim Técnico do Museu Paraense Emílio Goeld, n. 1.
- SIOLI, H. 1960. Pesquisas limnológicas na região da estrada de ferro de Bragança, Estado do Pará, Brasil. – Belém: Boletim Técnico do Instituto Agrônomo do Norte, n. 37.
- SOUZA, E. L. 1996. Fatores controladores do quimismo de águas subterrâneas da região Nordeste do Pará. Belém, Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 189 p. Tese (Doutorado em Geoquímica e Petrologia).
- SOUZA, J.R.; ROCHA, E.J.; COHEN, J.C. 2003. Avaliação dos impactos antropogênicos no ciclo da água na Amazônia. In: Seminário Internacional: Problemática do uso local e global da água da Amazônia. 69-94p.

- STALLARD, R.F.; EDMOND, J.M. 1981. Geochemistry of the Amazon. 1. Precipitation chemistry and the marine contribution to the dissolved-load at the time of peak discharge. *Journal Of Geophysical Research-Oceans And Atmospheres*, v. 86, n.10, p.9844-9858.
- SUDAM. Projeto de Hidrologia e Climatologia da Amazônia. *Atlas climatológico da Amazônia Brasileira*. Belém, 1984. 125p. (Brasil, SUDAM. Publicação, 39).
- THORNTHWAITE, C.W. MATHER, J.R. 1957. *Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance*. Centerton, Drexel Institute of Technology - Laboratory of Climatology; 1957. 311p. (Publications in Climatology, v.10, n. 3).
- TONIOLO, A. & UHL, C. 1996. Perspectivas econômicas e ecológicas da agricultura na Amazônia Oriental. In: *A evolução da fronteira Amazônica: oportunidades para um desenvolvimento sustentável*. Imazon. p: 67-95.
- VENTURIEI, A.; FIGUEIREDO, R.O.; WATRIN, O.S.; MARKEWITZ, D. 2005. Utilização de imagens Landsat e CBERS na avaliação da mudança do uso e cobertura da terra e seus reflexos na qualidade da água em microbacia hidrográfica do município de Paragominas, Pará. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Goiânia, Brasil, 2005. INPE, p 1127-1134.
- WORLD RESOURCES. *A Report by the World Resources Institute, in collaboration with UNEP and UNDP*. New York, Oxford: Oxford University Press, 1990-1991.

ANEXO

Tabela 2: Resultados das análises de NH_3^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , K^+ , Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , HCO_3^- , Cl^- e alcalinidade em mg.L^{-1} e das medidas de, pH, temperatura (T) em $^\circ\text{C}$ e condutividade elétrica (CE) em $\mu\text{S/cm}$ em água de escoamento superficial.

Mês	Ponto	NH_4^+	NO_3^-	PO_4^{3-}	SO_4^{2-}	K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	HCO_3^-	Cl^-	Alcalinidade	pH	T	CE	
MAIO I	PJ3-E1	2,02	3,0	0,25	1,0	1,7	3,3	1,0	1,1	2,45	5,13	2,01	5,6	28,3	37,2	
	PJ3-E2	0,92	3,7	0,1	-	1,0	1,4	0,4	0,5	1,22	-	1,0	5,5	27,8	17,9	
	ST4-E1	0,62	2,3	0,25	-	3,1	1,5	1,4	2,5	11,06	5,69	9,07	6,46	26,2	44,0	
	ST4-E2	0,53	2,8	0,1	-	1,6	0,7	1,6	2,6	8,6	6,1	7,05	6,37	27,1	43,0	
	ST4-E3	0,44	3,3	0,18	2,0	1,6	0,9	1,5	1,9	2,45	6,66	2,01	6,1	27,8	37,7	
	ST4-E4	0,67	6,0	0,33	1,0	1,9	0,9	1,0	1,4	-	5,38	-	4,96	26,5	39,0	
	PJ3-E3	0,35	1,5	-	-	2,9	0,3	0,3	0,7	-	4,1	-	7,28	26,4	18,2	
	ST3-E1	0,55	2,5	0,02	1,0	2,6	0,3	1,5	2,2	3,68	7,21	3,02	6,3	21,0	47,7	
	ST3-E2	NC	NC	NC	NC	NC	-	NC	NC	-	NC	NC	NC	NC	NC	NC
	ST6-E1	0,62	1,3	0,01	-	1,8	0,3	1,4	1,1	3,68	5,0	3,02	6,6	28,1	25,8	
	ST6-E2	0,6	1,8	0,01	3,0	0,6	0,2	1,4	1,4	3,68	4,34	3,02	6,47	28,3	21,8	
	ST6-E3	0,6	1,7	0,01	4,0	2,1	0,3	1,2	1,0	4,92	3,42	4,03	6,29	28,8	24,0	
	ST6-E4	0,6	1,4	0,02	2,0	1,8	0,3	1,2	1,1	1,22	3,47	1,0	6,32	28,3	22,5	
	MAIO II	PJ3-E1	1,42	-	0,12	-	1,5	2,7	0,5	0,6	0,61	3,08	0,5	5,62	24,5	25,3
PJ3-E2		1,34	-	0,09	-	1,3	1,7	0,4	0,7	-	0,8	-	5,68	25,7	20,7	
ST4-E1		NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	
ST4-E2		NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	
ST4-E3		NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	
ST4-E4		NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	
PJ3-E3		0,78	0,1	0,01	-	1,7	0,4	0,5	0,6	1,23	3,52	1,01	5,84	25,8	17,5	
ST3-E1		0,41	-	-	-	3,0	0,4	1,8	2,3	1,84	7,18	1,51	6,85	28,6	35,0	
ST3-E2		0,7	-	-	-	1,5	0,4	1,3	1,1	2,46	5,13	2,02	6,68	27,9	26,4	
ST6-E1		NC	NC	NC	NC	-	-	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	
ST6-E2		0,44	5,3	0,02	-	0,44	1,9	1,6	1,8	10,45	7,05	8,56	6,05	28,4	32,5	
ST6-E3		0,64	-	0,03	-	2,7	0,3	1,4	0,8	3,07	4,39	2,52	4,71	28,5	25,2	
ST6-E4		0,66	-	0,01	-	3,4	0,3	1,5	1,4	3,07	3,15	2,52	6,25	28,8	31,1	

* NC= não coletado

** Colunas preenchidas em verde= pontos em mata ciliar

***Colunas preenchidas em amarelo= pontos em área de pasto

Tabela 3: Resultados das análises de NH_3^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , K^+ , Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , HCO_3^- , Cl^- e alcalinidade em mg.L^{-1} e das medidas de, pH, temperatura (T) em $^\circ\text{C}$, condutividade elétrica (CE) em $\mu\text{S/cm}$ e nível freático (NF) em metro em água freática.

Mês	Ponto	NH_4^+	NO_3^-	PO_4^{3-}	SO_4^{2-}	K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	HCO_3^-	Cl^-	Alcalinidade	pH	T	CE	NF
ABRIL	PJ3-P1	0,07	1,4	0,01	1,4	2,7	5,0	0,4	0,4	6,15	11,0	5,04	6,68	26,7	52	0,57
	PJ3-P2	0,4	1,4	0,01	1,0	1,0	11,5	0,8	4,15	15,98	32,07	13,1	7,2	26,0	113	1,11
	ST4-P1	0,04	10,4	0,01	0,01	1,1	2,6	0,7	0,9	-	5,24	-	6,45	28,1	68	0,34
	PJ3-P3	0,01	1,8	0,01	-	0,4	4,0	0,3	1,7	1,23	8,18	1,01	7,36	28,3	45	2,26
	PJ3-P4	0,01	2,3	0,01	-	0,8	3,8	0,8	2,5	13,52	6,98	11,08	7,76	28,5	48	2,53
	ST6-P1	0,02	2,2	0,02	-	0,4	1,2	0,3	1,7	1,22	1,88	1,0	6,77	24,1	28	0,42
	ST6-P2	2,1	5,4	0,65	-	1,0	0,6	1,5	2,7	6,15	3,59	5,04	6,62	24,4	49	1,83
	ST6-P3	2,09	5,6	0,73	-	2,1	0,4	1,6	2,5	19,68	3,3	16,13	6,67	24,4	47	4,17
	ST6-P4	2,54	9,6	0,08	-	5,7	0,5	2,1	2,2	18,45	4,72	18,45	6,98	24,3	57	6,02
MAIO I	PJ3-P1	0,18	2,5	0,01	2,5	1,0	4,1	0,4	0,6	-	9,48	-	4,53	28,0	51,1	0,26
	PJ3-P2	0,3	2,9	0,01	1,0	0,8	15,0	0,9	3,6	3,68	31,78	3,02	5,21	28,0	123,8	1,49
	ST4-P1	0,21	4,2	0,01	0,01	0,4	2,2	0,6	0,4	-	5,36	-	4,57	27,3	38,2	0,28
	PJ3-P3	0,21	2,1	-	-	0,2	2,6	0,2	1,2	-	8,71	-	5,09	28,0	30	1,5
	PJ3-P4	0,22	3,2	-	-	1,4	3,2	0,8	2,8	11,06	8,46	9,07	5,55	28,4	47,1	2,1
	ST6-P1	0,22	5,0	0,02	-	0,4	0,9	0,4	2,0	3,68	1,54	3,02	5,85	28,6	23,1	1,04
	ST6-P2	0,58	6,8	0,56	-	1,1	0,6	1,6	2,7	4,92	3,59	4,03	5,92	28,3	42,1	2,44
	ST6-P3	1,06	1,1	0,33	3,0	1,3	0,7	1,3	1,6	12,29	3,33	10,08	5,45	28,2	32,6	3,24
	ST6-P4	1,29	1,8	0,08	4,0	3,4	0,4	1,9	1,7	11,06	5,64	11,06	5,46	27,9	42,5	6,03

(continua)

Mês	Ponto	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	K ⁺	Na ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	Alcalinidade	pH	T	CE	NF
MAIO II	PJ3-P1	0,15	0,3	0,02	0,3	1,0	4,2	0,4	0,4	-	11,56	-	4,55	27,4	50,8	0,42
	PJ3-P2	0,81	0,5	0,01	-	0,8	15,0	0,7	2,2	3,07	37,77	2,52	5,15	27,8	128,6	1,74
	ST4-P1	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
	PJ3-P3	0,16	0,2	0,01	-	0,2	2,4	0,3	1,3	-	8,16	-	5,1	27,1	27,6	2,27
	PJ3-P4	0,15	-	0,01	-	0,3	2,9	0,8	2,6	7,99	6,86	6,55	5,75	26,3	39,9	2,47
	ST6-P1	0,19	0,1	-	-	0,4	1,0	0,4	1,7	4,3	1,03	3,53	6,35	27,0	22,2	1,02
	ST6-P2	1,12	-	0,49	-	1,7	0,7	1,8	2,7	14,14	3,08	11,59	5,81	26,4	52,5	2,42
	ST6-P3	1,65	-	0,49	-	1,7	0,5	1,6	2,2	16,6	1,54	13,6	5,68	28,0	43,2	4,45
	ST6-P4	1,47	-	0,18	-	3,6	0,4	1,8	1,8	1,045	4,1	10,45	5,5	28,4	45,3	6,03
JUNHO	PJ3-P1	0,16	2,2	0,02	2,2	0,8	4,5	0,4	0,3	-	12,3	-	5,84	26,1	52	0,27
	PJ3-P2	0,55	2,4	0,01	3,0	11,5	1,0	0,6	1,2	3,91	26,66	2,52	5,79	26,1	101	1,8
	ST4-P1	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
	PJ3-P3	0,12	2,4	0,01	1,0	0,2	2,3	0,2	1,1	1,3	7,69	1,07	5,46	25,7	27	2,28
	PJ3-P4	0,12	-	0,01	-	0,3	2,5	0,9	2,2	7,18	5,64	5,89	4,95	25,4	35	2,55
	ST6-P1	0,16	4,5	0,01	-	0,4	1,1	0,3	1,6	2,61	3,07	2,14	6,38	26,1	22	1,24
	ST6-P2	0,67	6,2	0,22	-	1,0	0,8	1,9	3,2	10,45	4,1	8,57	5,91	26,1	46	2,48
	ST6-P3	1,67	0,8	0,41	-	1,7	0,5	1,7	2,5	15,03	5,13	12,32	6,2	26,4	45	4,44
	ST6-P4	2,13	1,0	0,17	2,0	4,45	0,4	2,3	2,5	15,67	4,44	15,67	5,81	26,1	60	6,08
JULHO	PJ3-P1	0,18	0,2	0,01	0,2	0,8	4,4	0,4	0,5	0,64	10,25	0,53	4,87	25,3	52	0,3
	PJ3-P2	0,35	0,2	0,01	-	0,5	6,66	0,3	0,5	1,95	15,37	1,6	5,3	28,8	63	1,83
	ST4-P1	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
	PJ3-P3	0,18	0,3	-	-	0,5	2,4	0,2	1,0	-	6,15	-	6,55	29,4	26	2,33
	PJ3-P4	0,17	0,2	0,37	-	0,6	1,9	0,8	1,6	4,56	4,61	3,74	6,06	29,9	28	2,6
	ST6-P1	0,19	0,1	0,01	1,0	0,4	1,2	0,1	0,4	0,64	2,05	0,53	5,5	27,3	23	1,09
	ST6-P2	0,41	-	0,18	-	1,0	0,8	2,0	3,7	10,45	3,07	8,57	5,8	27,3	52	2,52
	ST6-P3	1,29	-	0,59	-	2,0	0,4	1,9	2,8	15,06	2,56	12,32	5,67	27,1	55	4,74
	ST6-P4	3,25	-	0,01	-	6,33	0,4	2,7	3,0	25,45	4,1	25,45	5,78	27,4	81	6,12

(conclusão)																
Mês	Ponto	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	K ⁺	Na ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	Alcalinidade	pH	T	CE	NF
AGOSTO	PJ3-P1	0,2	2,2	0,01	2,2	0,7	4,5	0,4	0,03	-	8,2	-	4,7	22,0	51	0,35
	PJ3-P2	0,73	2,0	0,01	-	0,5	7,0	0,3	0,53	-	13,32	-	4,63	26,7	56	1,89
	ST4-P1	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
	PJ3-P3	0,16	2,7	0,01	1,0	0,1	2,6	0,2	0,93	-	5,12	-	4,98	27,6	27	2,9
	PJ3-P4	0,18	2,8	0,01	1,0	0,2	1,5	0,7	1,1	1,3	7,17	1,07	5,16	27,8	24	2,65
	ST6-P1	0,51	1,9	0,01	1,0	0,6	2,2	0,1	0,7	1,3	2,56	1,07	4,9	33,0	18	1,12
	ST6-P2	0,8	9,5	0,13	-	1,3	1,8	2,3	4,6	17,64	2,56	14,46	5,03	32,5	74	2,57
	ST6-P3	1,6	4,7	0,1	-	2,2	1,2	1,6	2,6	12,4	2,56	10,17	5,14	31,7	50	4,4
ST6-P4	3,45	1,1	0,45	8,0	5,8	0,6	3,1	3,7	26,79	5,12	26,79	5,22	32,6	98	6,19	
SETEMBRO	PJ3-P1	0,15	2,0	0,01	2,0	0,5	15,0	0,4	0,2	-	10,25	-	6,29	26,5	51	0,36
	PJ3-P2	0,56	1,8	0,01	-	0,3	16,0	0,3	0,3	1,3	10,25	1,07	5,08	26,4	50	1,94
	ST4-P1	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
	PJ3-P3	0,12	3,2	0,01	-	0,2	12,0	0,3	0,8	-	4,1	-	4,98	27,1	27	2,46
	PJ3-P4	0,14	2,9	-	-	0,2	12,0	0,6	1,1	0,65	2,05	0,54	5,72	27,3	24	2,77
	ST6-P1	0,46	1,9	0,01	-	0,4	13,0	0,1	0,2	1,3	1,03	1,07	5,01	27,6	15	1,18
	ST6-P2	16,6	0,6	1,42	-	2,3	14,0	3,7	9,96	109,78	2,05	89,99	6,4	27,9	239	2,62
	ST6-P3	0,67	5,8	0,03	-	8,75	11,0	1,7	2,6	6,53	8,2	5,36	6,33	28,3	74	4,4
ST6-P4	16,1	1,2	0,24	-	5,45	12,0	2,4	3,5	30,06	3,59	30,06	5,92	27,9	93	6,24	
OUTUBRO	PJ3-P1	0,15	1,8	0,02	1,8	0,6	15,0	0,2	0,3	1,79	9,74	1,47	4,29	27,8	52	0,38
	PJ3-P2	0,66	2,0	0,01	1,0	0,3	15,0	0,2	0,3	5,39	11,49	4,42	4,95	29,0	50	1,93
	ST4-P1	0,41	4,7	0,05	0,05	0,5	13,0	0,4	0,3	1,19	5,12	0,98	4,51	28,7	39	0,49
	PJ3-P3	0,17	3,7	0,01	-	0,2	12,0	0,2	0,8	-	4,61	-	4,95	29,7	31	2,45
	PJ3-P4	0,15	2,5	-	-	0,3	12,0	0,4	1,0	3,59	2,56	2,94	5,55	30,6	23	2,72
	ST6-P1	0,42	2,1	0,01	1,0	0,4	12,0	0,1	0,2	1,19	0,51	0,98	4,75	28,2	15	1,17
	ST6-P2	17,6	0,7	1,94	-	1,7	13,0	2,4	8,65	101,86	1,54	83,49	6,23	28,7	201	2,68
	ST6-P3	0,51	5,5	0,04	-	1,7	11,0	1,2	2,7	11,38	3,58	9,33	6,02	29,3	47	4,41
ST6-P4	3,25	1,1	0,17	2,0	4,5	12,0	1,4	2,6	23,96	3,58	23,96	5,6	29,5	79	6,26	

* NC= não coletado

** Colunas preenchidas em verde= pontos em mata ciliar

*** Colunas preenchidas em amarelo= pontos em área de pasto