UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA - CENA

MARCOS ALEXANDRE BOLSON

A biogeoquímica do rio Urupá, Rondônia

PIRACICABA
Estado de São Paulo – Brasil
2006

MARCOS ALEXANDRE BOLSON

A biogeoquímica do rio Urupá, Rondônia

Dissertação apresentada ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, para obtenção do título de Mestre em Química na Agricultura e no Ambiente

Orientador: Prof. Dr. Reynaldo Luiz Victoria

PIRACICABA
Estado de São Paulo – Brasil
2006

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Bolson, Marcos Alexandre
A biogeoquímica do rio Urupá, Rondônia / Marcos Alexandre Bolson; orientador Reynaldo Luiz Victória. - - Piracicaba, 2006.
60 f. : fig.

Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo.

1. Bacia hidrográfica 2. Carbono 13 3. Ciclos biogeoquímicos 4. Desmatamento 5. Impactos ambientais 6. Pastagens I. Título

CDU 550.47:556.531

BOLSON, M.A. **A biogeoquímica do rio Urupá, Rondônia.** 2006. 60 f. Dissertação (Mestrado em Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

ERRATA

Folha	Linha	Onde se lê	Leia-se
2	1	Bonilla (2005)	Castellanos Bonilla (2005)
6	6	(BALLESTER et al., 2002)	(BALLESTER et al., 2003)
6	10	Ballester (2002)	Ballester et al (2003)
6	10	Krusche et al (2003)	Krusche et al (2005)
31	8	(BONILLA, 2005)	(CASTELLANOS BONILLA, 2005)

Adicionar em Referências

DREVER, J.I. **The geochemistry of natural waters**. 1. ed. New Jersey: Prentice-Hall, 1982. 368 p.

KRUSCHE, A.V.; BALLESTER, M.V.R.; VICTORIA, R.L.; BERNARDES, M.C.; LEITE, N.K.; HANADA, L.; MARCONDES, R.; VICTORIA, D.C.; TOLEDO, M.A.; OMETTO, J.P.H.B.; MOREIRA, M.Z.; GOMES, B.M.; BOLSON, M.A.; NETO, S.G.; BONELLI, N.; DEEGAN, L; NEILL, C.; THOMAS, S.; AUFDENKAMPE, A.; RICHEY, J.E. As mudanças no uso da terra e a biogeoquímica dos corpos d'água na mazônia. **Acta Amazônica**, Manaus, v.35, n.2, p.197-205, 2005.

OMETTO, J.P.H.B.; NOBRE, A.D.; ROCHA, H.R.; ARTAXO, P.; MARTINELLI, L.A. Amazonia and the modern carbon cycle: lessons learned. **Oecologia**, Berlin/Heidelberg, v.143, n.4, p.483-500, 2005.

STALLARD, R.F.; EDMOND, J.M. Geochemistry of the Amazon .2. The Influence of Geology and Weathering Environment on the Dissolved-Load. **Journal of Geophysical Research-Oceans and Atmospheres**, Washington, v.88, n.Nc14, p.9671-9688, 1983.

TUCCI, C.E.M. **Regionalização de vazões**. 1. ed. Porto Alegre: Editora da Universidade/UFRGS, 2002. 256p.

Aos meus pais Jorge e Arlinda e meus irmãos Carlos e Jorge Jr. pela educação, dedicação, apoio, incentivo e amizade a mim investidos

Dedico

Aos meus familiares e amigos pelo companherismo e amizade

Ofereço

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Reynaldo Luiz Victória pela orientação e revisão deste trabalho;

Ao Prof. Dr. Alex Vladimir Krusche pelas revisões e contribuições;

A Prof.ª Dra. Maria Victória Ramos Ballester e ao aluno de Doutorado Daniel de Castro Victória, pela amizade, confiança e contribuições voltadas ao processamento de imagens aqui utilizadas;

Ao CNPq pela concessão de bolsa de estudos, a qual foi indispensável para a realização deste trabalho;

A Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP, que com apoio financeiro através do projeto "Alterações na dinâmica da matéria orgânica em rios de micro e meso escala do estado de Rondônia, em função de mudanças no uso da terra" (Processo FAPESP N. 99/01159-4), foi indispensável à idealização e execução deste trabalho;

Ao CENA/USP, através do programa de Pós-Graduação em Química na Agricultura e no Ambiente pela oportunidade de aprendizado;

Aos pesquisadores: Dr. Marcelo, Dr. Jorge, Dr. Jean Ometto e aos estagiários: Adriane (Dri), Bethe, Daiana, Fernando, Luciana (Lu), Maíra, Nathalia, Robson, Simoni (Si), pela amizade, companherismo e momentos de alegria;

A Universidade Federal de Rondônia – UNIR, Campus de Ji-Paraná, LBA-ECO e ao Laboratório de Ecologia Isotópica e todos seus funcionários: Toninha, Geraldo, Xanda, Gustavo, Fabiana, Neuza, pelo apoio logístico;

A Nei Kavaguichi Leite, Nilton Bonelle e Sergio Candido de Gouveia Neto pela colaboração com as coletas de campo;

Aos professores Beatriz M. Gomes, Aparecida Augusta, Fernando, Theobalde, Marlos Vicente, e demais professores do Campus da UNIR em Ji-Paraná, pela oportunidade e apoio a realização deste trabalho;

A República Blue House: Boi, Camarão, CPI, Dênis, Douglas, Farol, Fininho, Flavião, Maicon, Mura, Murruga, Nei, Oráculo, Pelé, Presidente, Rodrigo (X), Rodrigo (Y), Samir, Sandal, Serjão (Póss), Véio e agregados: Caroli, Dani Talora, General, pelo companherismo, amizade, força e por tão bem terem me acolhido;

Aos amigos e colegas Pós-graduandos: Adriana Castellanos, Ana, Carlão, Carolina, Cátia, Edmar, Eduardo, Eráklito, Dani, Daniel, Erich, Maria de Fátima, Gabriela, Jadson, Janaína, Joba, José Mauro, Laís, Michele Cogo, Michella, André (Mineiro), Ricardo Borba, Santiago, Simone, Tatiana, Vânia Neu, Yoko, pela amizade e momentos de descontração;

E às inesquecíveis turmas das disciplinas de Fisica Atômica e Neclear I e Espectrometria de Absorção Atômica e seus respectivos ministrantes Prof. Dr. Elias Ayres G. Zagatto e Prof. Dr. Francisco J. Krug, pelo fascinante aprendizado do mundo atômico;

E por fim, a tantos outros que direto ou idiretamente colaboraram com a realização desse trabalho, meu sincero obrigado.

SUMÁRIO

Página

LISTA DE FIGURAS VIII

LISTA DE TABELAS XI

RESUMO XII

ABSTRACT XIV

1. INTRODUÇÃO 1

2. MATERIAIS E MÉTODOS 5

2.1. Área de Estudo 5

2.1.1. Histórico da ocupação de Rondônia 5

2.1.2. Localização da área de estudo 6

2.1.3. Clima e Solo 9

2.2. Métodos de Amostragens 12

2.3. Estimativa da descarga do Urupá nas unidades de drenagens 14

2.4. Procedimentos Analíticos 17

2.5. Análise Estatística 19

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO 21

3.1. Comportamento hidrológico da bacia do rio Urupá 21

3.2. Classificação das águas superficiais do Urupá: Características gerais 23

3.3. Variações espaciais 27

3.3.1. Íons maiores 27

3.3.2. Carbono orgânico e inorgânico dissolvidos – COD e CID 32

3.3.3. Composição Isotópica ($\delta^{13}C$) do Carbono Inorgânico Dissolvido (CID) 34

3.4. Sazonalidade 37

3.4.1. Íons maiores e nutrientes 37

3.4.2. Carbono orgânico dissolvido – COD 43

3.4.3. $\delta^{13}C$ do CID 44

4. CONCLUSÕES 46

ANEXOS 48

REFERÊNCIAS 54

LISTA DE FIGURAS

Página

Figura 1. Mapa de uso e cobertura do solo da bacia do rio Urupá com a identificação dos 6 pontos de amostragem ao longo do canal principal (círculos vermelhos), bem como a localização das principais cidades situada na bacia (círculos amarelos). Fonte: Laboratório de Geoprocessamento do CENA – USP 8

Figura 2. Mapa de unidades de solos da bacia do rio Urupá, modificado para o novo sistema de classificação (EMBRAPA, 2005) e gráfico de distribuição de classes de solos nas Unidades de Drenagem da bacia. Fonte: Laboratório de Geoprocessamento do CENA - USP 11

Figura 3. Dados de médias diárias de vazão ($m^3.s^{-1}$) do rio Jarú na cidade de Jarú para o período estudado, bem como os dias que as amostragens foram realizadas no rio Urupá (setas vermelhas) 13

Figura 4. Comparação dos dois modelos para o calculo de volume médio anual drenado pelo rio Urupá. Linha pontilhada indica a relação ideal 1:1. A diferença entre as duas linhas indica um erro de 4,5% 16

Figura 5. Descarga estimada no rio Urupá para as unidades de drenagem estudadas para todo o período coletado. No eixo horizontal estão representados os dias de coletas em cada ano do período de estudo. Dados no ANEXO ? 16

Figura 6. Dispersão do somatório de cargas ($Tz^+ + Tz^-$) *vs* Condutividade Elétrica 18

Figura 7. Hidrograma do rio Jaru (Azul) para o período de Janeiro de 2001 à Dezembro de 2002 e pluviosidade média (pontos e regressão escuros) nas bacias dos rios Jaru e Urupá, em base quinzenal para o período de 1991 a 1992. Fonte: Agência Nacional de Águas – ANA 22

Figura 8. Distribuição espacial do somatório de cargas positivas (TZ+) nas águas do rio Urupá, ilustrando a classificação em grupos segundo Stalard & Edmond (1983) 24

Figura 9. Diagramas ternários de caracterização das águas do rio Urupá, elaborado a partir das concentrações relativas dos íons dissolvidos, demonstrando em (a) maior predominância de carbonatos ao fim da bacia em UD3, UD4 e UD5 em (b) a característica de sódica em UD1 e tendência a cálcica na porção final em UD5. 26

Figura 10. Variação espacial da condutividade elétrica das águas do rio Urupá, nos pontos de amostragem U-1 a U-5, e correspondentes percentuais de pastagens nas suas unidades de drenagem (UD1 a UD5). Letras diferentes entre os pontos indicam diferenças estatisticamente significativa para o teste de Mann-Whitney ($p < 0,05$) 28

Figura 11. Variação das concentrações, em µM, de (a) Mg^{2+}, (b) K^{+}, (c) Na^{+} e (d) Ca^{2+} nas águas do rio Urupá durante o período estudado. Letras diferentes representam diferenças significativas ($p < 0,05$). O asterisco indica ser altamente significativa ($p < 0,01$). Dados no ANEXO B 29

Figura 12. Variação das concentrações, em µM, de (a) Cl^{-}, (b) CO_3^{-}, (c), HCO_3^{-}, e (d) e SO_4^{2-} nas águas do rio Urupá durante o período estudado. Letras diferentes representam diferenças significativas ($p < 0,05$). O asterisco indica ser altamente significativa ($p < 0,01$). Dados no ANEXO C 30

Figura 13. Valores médios da CETC nas unidades de drenagem da bacia do rio Urupá 31

Figura 14. Variação espacial das concentrações, em µM, de carbono orgânico dissolvido no rio Urupá. Dados no ANEXO D 34

Figura 15. Modelo teórico de mistura de fontes distintas para a formação do CID dos rios (adaptado de BRUNET et al. 2005)..... 35

Figura 16. Razão isotópica dos locais amostrados formando grupos pelas unidades de drenagem que não apresentaram diferenças estatisticas significativas. Letras diferentes nas barras indicam diferença estatística significativa ($p < 0,05$) e o asterisco indica $p < 0,01$ (Diferença altamente significativa no teste U). Dados no ANEXO D 36

Figura 17. Variação sazonal dos cátions maiores dissolvidos no rio Urupá 39

Figura 18. Variação sazonal dos ânions maiores dissolvidos no rio Urupá 40

Figura 19. a - Razão $Na^{+}/(Na^{+}+Ca^{2+})$ para os seis pontos amostrados e b - CETC nas unidades de drenagem da bacia do rio Urupá..... 42

Figura 20. Variação sazonal do COD no rio Urupá em cada um dos grupos formados pelos pontos de coletas segundo classificação de Satalard & Edmond (1983) 43

Figura 21. Variação sazonal do $\delta^{13}C$ do CID no rio Urupá em cada um dos grupos formados pelos pontos de coletas segundo classificação de Satalard & Edmond (1983). Dados no ANEXO E 45

LISTA DE TABELAS

Página

Tabela 1 – Localização dos locais de coleta, ordem de grandeza do rio e número de coletas 7

Tabela 2 – Área de cada Unidade de drenagem e grau impacto causado pela implantação de pastagens (SB=Saturação de Bases nos Solos) 9

Tabela 3 – Identificação das estações da Agencia Nacional de Águas 15

Tabela 4 – Localização das estações fluviométricas e pluviométricas da Agência Nacional de Águas 22

Tabela 5 – Valores médios, mínimos, máximos e devio padrão para a CETC nas unidades de drenagem 31

RESUMO

BOLSON, M.A. **A biogeoquímica do rio Urupá, Rondônia.** 2006. 60 f. Dissertação (Mestrado em Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

O estado de Rondônia possui hoje o 8º maior rebanho bovino do país. Essa característica o torna um estado essencialmente pecuarista, muito embora já se perceba um avanço na atividade agrícola. Em termos de impacto ambiental, a pecuária é extremamente agressiva, pois nas práticas antigas de manejo do gado era comum a conversão direta da floresta em pastagem e consecutivas queimas nos primeiros anos para a limpeza da biomassa remanescente da floresta. Este trabalho tem por objetivo avaliar possíveis alterações na biogeoquímica das águas do rio Urupá mediante esse cenário de contraste entre áreas que preservam as características naturais e áreas com elevado grau de perturbação. Com este intuito, foram realizadas amostragens em seis pontos ao longo do rio Urupá, de forma a termos um gradativo cenário de perturbação no uso do solo. O primeiro ponto refere-se ao setor da nascente, e é o mais preservado da bacia, com praticamente 100% de suas características naturais, ao passo que o último, que abrange toda a bacia de drenagem, mantém aproximadamente 51% de floresta. Para essas unidades de drenagens foram analisadas as concentrações de íons maiores (Na^+, K^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}, HCO_3^-, Cl^- e SO_4^{2-}), de carbono orgânico dissolvido (COD), e a razão isotópica do carbono inorgânico dissolvido ($\delta^{13}C$ do CID). Em geral, os resultados mostraram que, apesar da quantidade de pastagem aumentar de uma unidade de drenagem para outra, e as concentrações de íons dissolvidos aumentarem consideravelmente, as diferenças nas concentrações apresentam melhor relação com a distribuição da Capacidade Efetiva de Troca de Cátions, característica inerente dos solos. Portanto, em termos das concentrações de íons maiores, apesar do extenso desmatamento, não há

indícios de que os processos naturais tenham sido suplantados por antropogênicos como principais fatores determinantes da dinâmica neste sistema. Contudo, a distribuição espacial e temporal das concentrações de carbono orgânico dissolvido demonstram que o aumento do percentual de pastagens relaciona-se com concentrações significativamente maiores desta forma de C nas águas do canal principal. A composição isotópica ($\delta^{13}C$) do carbono inorgânico dissolvido demonstrou que, nos setores mais à juzante da bacia do rio Urupá, a química das águas é predominantemente determinada por processos de intemperismo de rochas carbonatadas.

Palavras-chave: Bacia hidrográfica. Carbono 13. Ciclos biogeoquímicos. Desmatamento Impactos ambientais. Pastagens

ABSTRACT

BOLSON, M.A. **The biogeochemistry of Urupá river, Rondônia.** 2006. 60 f. Dissertação (Mestrado em Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

The state of Rondonia has the 8th largest cow herd of the country. This characteristic makes it a state where cattle raising dominates the landscape, although other agricultural uses are becoming noticeable. In terms of environmental impacts cattle raising is extremely aggressive, since early practices were based on slash and burn techniques. This study intends to evaluate changes in the biogeochemistry of the Urupá river waters in such a scenario of remaining pristine areas and heavily impacted ones. In order to understand that, 6 sampling stations were established along the river, at different degrees of land use changes. The first station refers to the headwaters and is the most pristine reach, with almost 100% of its original vegetation, whereas the the last corresponds to the whole basin and has only 51% or remaining forests. The waters where analyzed for the concentrations of major ions (Na^+, K^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}, HCO_3^-, Cl^- e SO_4^{2-}), dissolved organic carbon (DOC) and the isotopic composition ($\delta^{13}C$) of dissolved inorganic carbon (DIC). Generally, the results show that, although the percentages of pasture and major ion concentrations increase significantly along the basin, the latter relates better with a natural characteristic of the soils, which is the effective cation exchange capacity. Consequently, in terms of the ionic concentration of these waters, even with the extensive deforestation observed in the basin, it is not possible to conclude that anthropogenic processes have overcome natural ones as main forces driving the dynamics of this system. However spatial and temporal DOC distributions show that pastures are directly related to increases of this form of C in these waters. DIC isotopic composition ($\delta^{13}C$)

shows that the chemistry of the Urupá river lower reaches is controlled by the weathering of carbonate rocks.

Keywords: Hydrographic basin. Carbon 13. Biogeochemical cycles. Deforestation. Environmental impacts. Cattle

1. INTRODUÇÃO

A Amazônia é foco de grande interesse científico internacional, pois suas dimensões continentais encerram a maior floresta tropical úmida contígua, e ainda intacta, do planeta, e recursos hídricos que correspondem a mais de 30% de todo o volume de água drenado dos continentes para os oceanos (RICHEY et al., 1991). Ao mesmo tempo, impressiona a velocidade na qual este sistema é alterado pela pressão antrópica. Segundo o INPE (2003) as taxas de desmatamento têm variado entre aproximadamente 10 a 30 mil km^2 por ano nas últimas décadas. Tais fatos associados estendem a preocupação com a Amazônia para além do meio acadêmico, tornando-a objeto de debates muita vezes dissociados de conhecimento científico. Mais preocupante ainda é a constatação que muitos processos ecológicos básicos, como o balanço de carbono, possam estar sendo alterados sem que ainda os compreendamos plenamente (OMETTO et al., 2005).

A pressão antrópica na região se dá, inicialmente, pelo desmatamento em larga escala (corte e queima) e, até mesmo, pelo corte seletivo de madeiras de maior valor econômico (NEPSTAD et al., 1999). Posteriormente, via de regra, são estabelecidas pastagens e, mais recentemente, cultivos anuais. Um efeito conhecido da remoção de florestas é a alteração do ciclo hidrológico, com redução da evapotranspiração (MARENGO & NOBRE, 2001) e possível aumento da amplitude das variações nas descargas dos rios. Com a infiltração diminuída pela compactação dos solos nas pastagens, o aumento do escoamento superficial pode resultar em

taxas erosivas maiores, como observado por Kauffmann et al. (1998). Bonilla (2005), ao comparar uma bacia de drenagem de primeira ordem florestada com outra similar com pastagem, observou um aumento de até 5 vezes no escoamento superficial na última. Tais alterações nas vias hidrológicas podem influenciar de forma significativa os processos naturais, modificando a estrutura e funções destes ecossistemas.

Bonilla (2005) demonstrou que, na micro-escala (bacias de primeira ordem), a substituição de florestas por pastagens, com suas conseqüências nas vias hidrológicas, também resulta em alterações drásticas no ciclo do nitrogênio. Enquanto nas primeiras o transporte de N nos rios se dá, em grande parte, nas formas particuladas (de 19 a 68% do total de N), nas últimas praticamente todo o N (99 a 100%) é exportado nas formas dissolvidas. Em termos do balanço deste elemento, na microbacia do pasto a exportação de N pelas vias fluviais chega a ser 32 vezes maior que na da floresta. Thomas et al. (2004) também constataram mudanças significativas na ciclagem, tanto de N, quanto de P, em pequenos rios de primeira a quarta ordem no estado de Rondônia, em função destas alterações antrópicas. Segundo estes autores, mudanças nas condições redox, resultantes do desenvolvimento acelerado de gramíneas nos canais de rios das pastagens, provocam variações nas concentrações relativas de nitrato, amônio e fosfato solúvel reativo, alterando também a limitação da produtividade por estes dois elementos nutrientes, N e P.

Porém, nas escalas de ordem superior (meso-escala), como no caso do rio Ji-Paraná (RO), tais mudanças não são tão evidentes. Segundo Ballester et al. (2003), nesta bacia de drenagem de aproximadamente 76 mil Km^2, a presença de pastagens apresenta estreita correlação com as características dos solos, sendo mais comuns naqueles que apresentam maior fertilidade. Nestes setores da bacia, localizam-se também os rios com águas mais ricas em sais dissolvidos. Portanto, apesar das pastagens serem potencializadoras das erosões, e conseqüente transporte de sais para

os rios de suas bacias de drenagem, segundo Krusche et al. (2005), no caso deste rio tais variáveis não foram totalmente isoladas, ainda que Leite (2004) tenha demonstrado que há indícios de que tais mudanças já começam a ser mais perceptíveis mesmo nesta escala. Ainda nesta bacia de drenagem, o material orgânico sendo transportado pelos rios não apresenta, segundo Bernardes et al. (2004) indícios de que sua origem em florestas (com predomínio de plantas C3) tenha sido substituída por pastagens (com predomínio de plantas C4), fato observado em outros sistemas onde o grau de degradação das condições naturais é mais elevado, como no rio Piracicaba, SP (MARTINELLI et al., 1999).

Os resultados destes estudos, apesar de aparentemente contraditórios em alguns aspectos, podem indicar distintas respostas dos sistemas fluviais, em função da importância relativa dos processos de interação terra-água, das zonas ribeirinhas e do processamento interno aos canais, além das fontes específicas das águas na descarga (por exemplo, águas subterrâneas *vs* águas das chuvas).

Nesse contexto, apesar de ser um rio de uma ordem imediatamente inferior à do rio Ji-Paraná, as mudanças no uso/cobertura do solo na bacia do rio Urupá são de magnitude tal que já podem ter afetado a dinâmica (variações espaços-temporais) de solutos em suas águas. Dessa forma, uma compreensão mais detalhada e abrangente destes processos pode fornecer as informações para preencher esta lacuna de nosso conhecimento sobre os efeitos dos impactos antropogênicos nos sistemas fluviais amazônicos.

Distintamente da maioria dos estudos já realizados em Rondônia, nos quais são comparadas bacias similares, mas com cobertura vegetal distintas (floresta *vs* pastagem), neste estudo são analisados os efeitos da alteração (degradação) da paisagem natural na composição das águas superficiais ao longo do percurso do rio Urupá, tendo em vista o aumento do percentual de pastagens neste sentido. Tendo em vista que este rio apresenta florestas intactas em suas

cabeceiras e áreas quase que totalmente ocupadas por pastagens próximo a sua desembocadura, formulamos a hipótese que:

"Devido ao grau de alteração da cobertura vegetal em seu setor mais à jusante, a biogeoquímica de suas águas neste trecho apresenta sinais claros dos efeitos antrópicos em sua bacia de drenagem"

Para testar esta hipótese, nossos objetivos consistiram em:

- Analisar as variações espaço-temporais dos solutos nas águas superficiais do rio Urupá;
- Analisar as variações espaço-temporais da composição isotópica do carbono inorgânico dissolvido nestas águas.
- Correlacionar tais variações às características naturais e gradual alteração nos usos e cobertura do solo ao longo desta bacia de drenagem

Este estudo é parte de um esforço maior para compreender os efeitos das mudanças dos usos da terra na biogeoquímica de rios da Amazônia, no qual estudos prévios analisaram escalas menores ou maiores que a da bacia de drenagem do rio Urupá, mas todos no mesmo contexto que este, em um projeto mais amplo intitulado "Alterações na dinâmica da matéria orgânica em rios de micro e meso escala do estado de Rondônia, em função de mudanças no uso da terra" (Processo FAPESP N. 99/01159-4).

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de Estudo

2.1.1. Histórico da ocupação de Rondônia

Algumas décadas atrás, o estado de Rondônia passou por transformações radicais, principalmente com relação à cobertura vegetal nativa que compunha a paisagem da região. Estas transformações tiveram início por volta de 1970 quando o processo de colonização da região atingiu seu auge. Intimamente relacionado com os projetos de colonização do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária – INCRA, o desmatamento de grandes áreas para a implantação de pastagens teve grande expansão com a migração de milhares de famílias procedentes principalmente do Sul e Sudeste do Brasil, atraídas pela vasta quantidade de terras devolutas a serem exploradas.

A partir da década de 70 do século XX, o INCRA implantou vários projetos de assentamentos rurais – PIC's Ouro Preto, Sidney Girão, Gy-Paraná, Paulo de Assis Ribeiro, Adolpho Rhol, e os PAD's Marechal Dutra e Burareiro – os quais foram responsáveis pelo assentamento de mais de 23.000 famílias em lotes que variavam entre 100 e 250 hectares (OLIVEIRA, 2003).

Com esses assentamentos, a região teve um rápido desenvolvimento acompanhado de altas taxas de desmatamento. A área total desmatada em Rondônia em 1978 era de 4.200 km^2.

Em 1988 aumentou para 30.000 km^2, em 1998 para 53.300 km^2 e para o ano de 2003 já havia atingido a expressiva marca dos 67.764 km^2 ou 28,5% (PEDLOWSKI et al., 2005).

2.1.2. Localização da área de estudo

Localizada na porção Centro-Leste do estado de Rondônia, a bacia do rio Urupá drena uma área de 4.209 Km^2, desde sua nascente na reserva indígena de Pacaás Novos até sua desembocadura no rio Ji-Paraná (BALLESTER et al., 2002). Esta bacia possui setores relativamente bem preservados (cerca de 50% do total), próximos à sua nascente, onde se localiza a Reserva Indígena de Pacaás Novos, e apresenta crescente predomínio de pastagens em direção à sua foz, nos arredores do município de Ji-Paraná (Figura 1). Para que melhor compreendamos o avanço do uso do solo nessa bacia, a classificação proposta por Ballester et al. (2002) e Krusche et al. (2003) foi aplicada a essa área de estudo, sendo o impacto antropogênico definido pelo percentual da área de estudo que contém pastagens, ou seja:

- Baixo impacto – 0 a 15% da área delimitada é de pastagens;
- Médio impacto – 15 a 30% da área;
- Alto impacto – 30 a 50 % da área e;
- Muito Alto – 50 a 75% da área.

Com o auxílio de modelos digitais de elevação do terreno e do pacote de ferramentas *Spatial Analyst Tools* do programa ArcGIS 9.0, foi possível dividir bacia de drenagem em cinco unidade de drenagem de caráter acumulativo (após o primeiro, os demais setores incorporam as características dos setores anteriores) (Figura 2), para então definir a área, o grau de impacto causado pela implantação de pastagens, o tipo de solo predominante e determinar a ordem de grandeza do rio na vertente de cada unidade de drenagem. Essas cinco unidades foram

determinadas a partir das coordenadas geográficas de seis pontos de coletas de água no rio, U1, U2, U3, U4, U5 e U6 (Figura 2 e Tabela 1), sendo o ponto U5 um controle para o U6, pois sua proximidade tem função de isolar toda e qualquer influência da cidade de Ji-Paraná, e dessa forma não convém formar unidade de drenagem.

O primeiro setor, denominado de UD1 (primeira unidade de drenagem), é determinado pelo ponto de coleta U1 e representa a parte mais preservada da bacia, com 99% de suas características naturais intactas (Figura 1, Tabela 2), além de possuir a nascente do rio. À medida que o rio evolui passando pelos demais pontos de amostragens, novas unidades de drenagens são formadas, UD2, UD3, UD4, e UD5, respectivamente. Sendo que esta ultima representa praticamente 100% da área total da bacia de drenagem do rio Urupá.

O Urupá se apresenta como de 4ª ordem em UD1, UD2, UD3 e de 5ª ordem em UD4 e UD5 (Anexo A). O método de determinação da ordem de grandeza segue o proposto por Strahler (1963) e considera aumento de ordem apenas a intersecção de rios de mesma ordem.

Tabela 1 – Localização dos locais de coleta, ordem de grandeza do rio e número de coletas

Local de coleta	Coordenada geográfica		Ordem de grandeza	Número de amostras coletadas				Total de coletas
	Latitude	Longitude		Enchente	Cheia	Vazante	Seca	
U1	-11,1954	-62,8503	4ª	18	16	8	8	50
U2	-11,0820	-62,6101	4ª	18	16	8	8	50
U3	-11,1448	-62,3633	4ª	18	16	8	8	50
U4	-11,0019	-62,1178	5ª	18	16	8	8	50
U5	-10,9102	-61,9640	5ª	18	16	8	8	50
U6	-10,8899	-61,9524	5ª	18	16	8	8	50
Total	---------	---------	---------	108	96	48	48	300

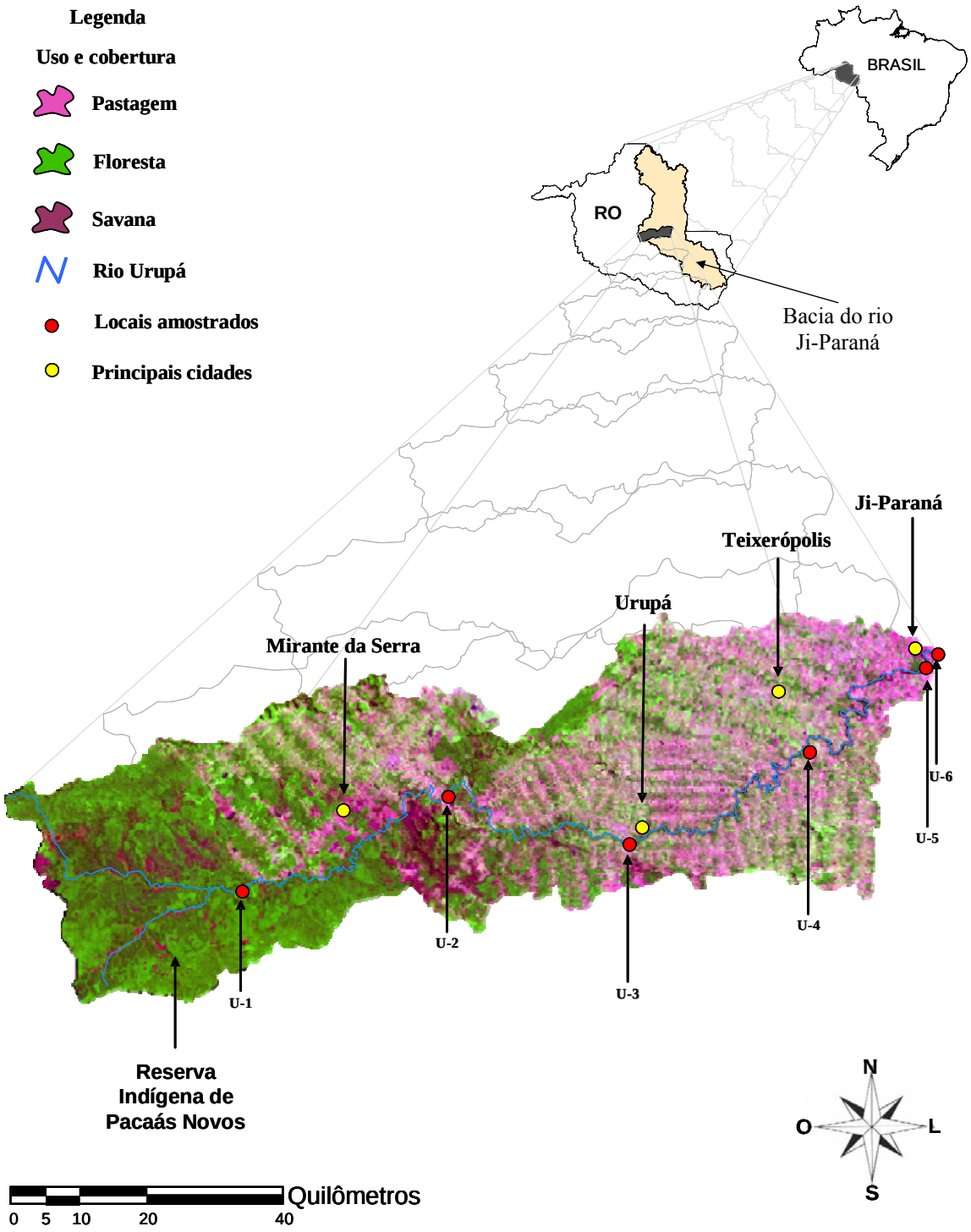


Figura 1. Mapa de uso e cobertura do solo da bacia do rio Urupá com a identificação dos 6 pontos de amostragem ao longo do canal principal (círculos vermelhos), bem como a localização das principais cidades situada na bacia (círculos amarelos). Fonte: Laboratório de Geoprocessamento do CENA – USP

Tabela 2 – Área de cada Unidade de drenagem e grau impacto causado pela implantação de pastagens (SB=Saturação de Bases nos Solos)

Unidade de Drenagem	Área (km²)	Pastagem (%)	SB (%)	Área de solo Eutrófico (%)	Grau de Impacto
UD1	899	1,0	71,82 (±5,49)	100,0	Baixo
UD2	1851	17,7	78,51 (±7,42)	100,0	Médio
UD3	2534	24,7	82,63 (±9,30)	100,0	Médio
UD4	3621	37,0	87,01 (±10,33)	100,0	Alto
UD5	4205	42,4	88,57 (±10,27)	100,0	Alto

2.1.3. Clima e Solo

O clima da região, segundo a classificação de Köppen para o estado de Rondônia, é do tipo Aw (Clima Tropical Chuvoso) (BASTOS & DINIZ, 1982). As condições climáticas dividem o ano em duas estações bem definidas, sendo uma chuvosa e mais quente, entre os meses de Dezembro e Março e outra seca e mais fria, de Abril a Novembro. De acordo com dados da ANA (2004), as médias mensais históricas para o período de 1976 a 1996 indicam o mês de Janeiro como o de maior precipitação (307 mm) e o mês de Julho como o mais seco (9 mm).

Os solos predominantes na bacia do rio Urupá pertencem às classes dos Argissolos, Latossolos e Neossolos, com aproximadamente 47%, 44% e 9%, respectivamente. Estão distribuídos de forma que os Neossolos predominam na porção inicial, os Argissolos na porção final e os Latossolos na porção central da bacia (Figura 2). Estes solos apresentam composição média de 57,9% de areia, 32,8% de argila e 9,3% de silte para os primeiros 15 a 20 cm de profundidade (BALLESTER et al., 2003).

Em termos de fertilidade, a CETC (Capacidade Efetiva de Troca de Cátions) é uma propriedade importante dos solos que pode afetar a química das águas dos rios pois, sendo uma habilidade do solo em reter cátions trocáveis, é um parâmetro indicativo da disponibilidade de

nutrientes para o ambiente e da fertilidade (VIEIRA, 1988). De modo geral, os solos da bacia do Urupá são, em sua totalidade, eutróficos, com saturação de bases (SB – Obtida pela razão entre a CETC e a soma de bases) superior a 50%. Os maiores valores de SB ocorrem na região da cidade de Ji-Paraná e os menores na porção referente à UD1 (Tabela 2).

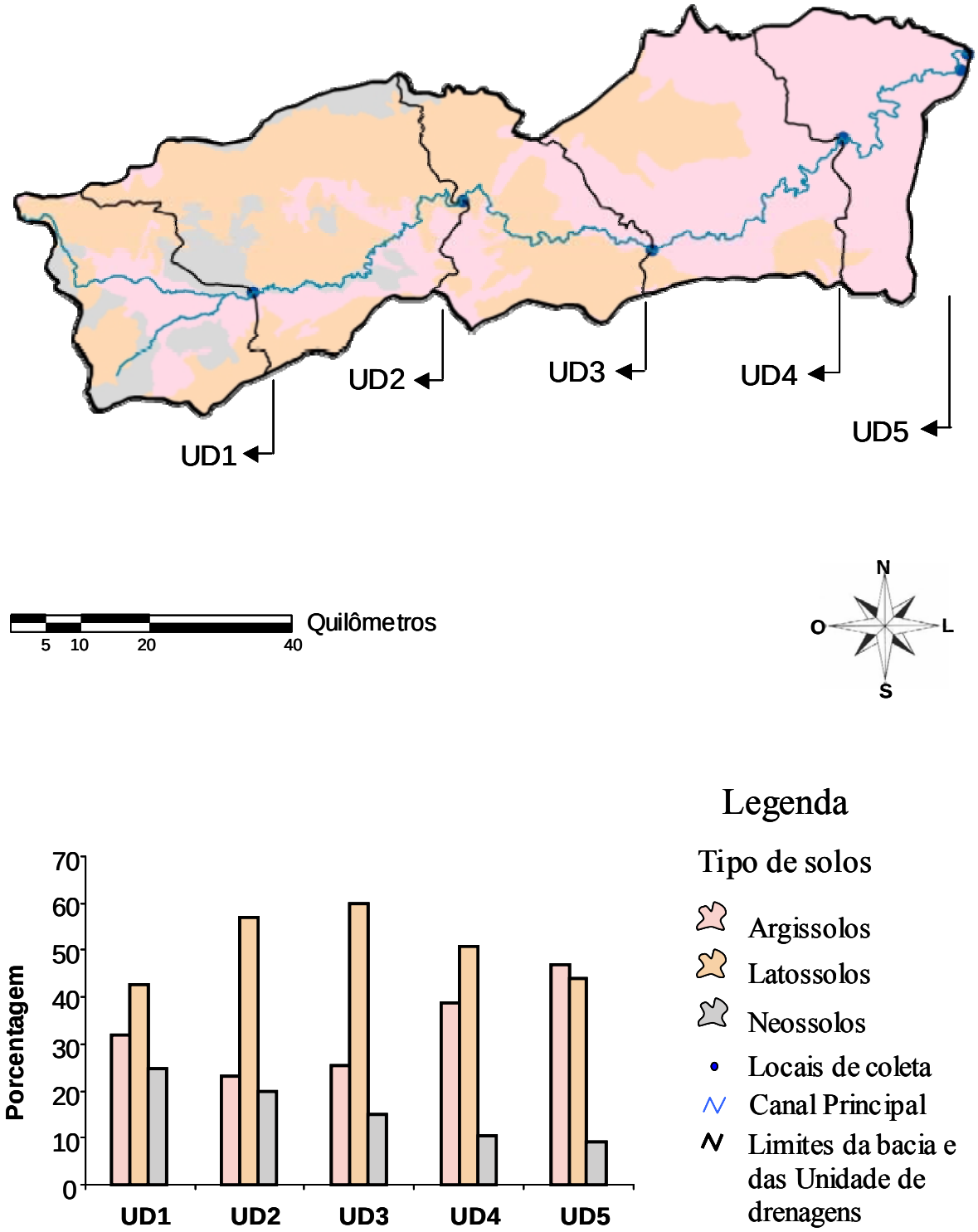


Figura 2. Mapa de unidades de solos da bacia do rio Urupá, modificado para o novo sistema de classificação (EMBRAPA, 2005) e gráfico de distribuição de classes de solos nas Unidades de Drenagem da bacia. Fonte: Laboratório de Geoprocessamento do CENA - USP

2.2. Métodos de Amostragens

Para atingir os objetivos propostos, procurou-se efetuar amostragens semanalmente no período de novembro de 2001 e maio de 2003. Por não possuirmos dados reais de vazão para o rio Urupá, foi utilizada a hidrógrafa do rio Jarú (disponível através da ANA) para representar a sazonalidade (Figura 3). Além de adjacentes, estas duas bacias apresentam nascentes na mesma região e drenam paralelamente para o rio Ji-Paraná, o que faz pressupor que seus regimes hidrológicos sejam muitos semelhantes (BERNARDES et al., 2004; LEITE, 2004; RASERA, 2005).

As amostras foram retiradas a partir de pontes existentes ao longo canal principal do rio, empregando uma garrafa de Niskin de 5L, submersa no meio do canal, à aproximadamente 60% da profundidade total (HAUER & LAMBERTI, 1996). A partir desta amostra, foram retiradas alíquotas distintas para a determinação dos parâmetros de interesse.

Para a determinação do Carbono Orgânico Dissolvido (COD), foram retiradas alíquotas em triplicatas. Estas foram filtradas em campo, utilizando filtros de fibra de vidro pré-calcinados (Whatman GFF, porosidade nominal de 0,7 μm) e, em seguida, armazenadas em frascos de vidro de 25mL pré-calcinados e com tampas revestidas internamente com teflon. Imediatamente após a filtragem, foram preservadas com cloreto de mercúrio, a uma concentração final de Hg na amostra de 300 μM.

Uma alíquota para a determinação da concentração de Cátions (Na^+, K^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}, NH_4^+), Ânions (Cl^-, SO_4^{2-}, PO_4^{3-}, NO_3^-, NO_2^-) e Carbono Inorgânico Dissolvido (CID) foi obtida a partir da filtragem com filtros de acetato de celulose (com porosidade de 0,45 µm) e armazenamento em frascos de polietileno de alta densidade de 60 mL. A preservação foi feita empregando Thymol a uma concentração final de 100 mg/L.

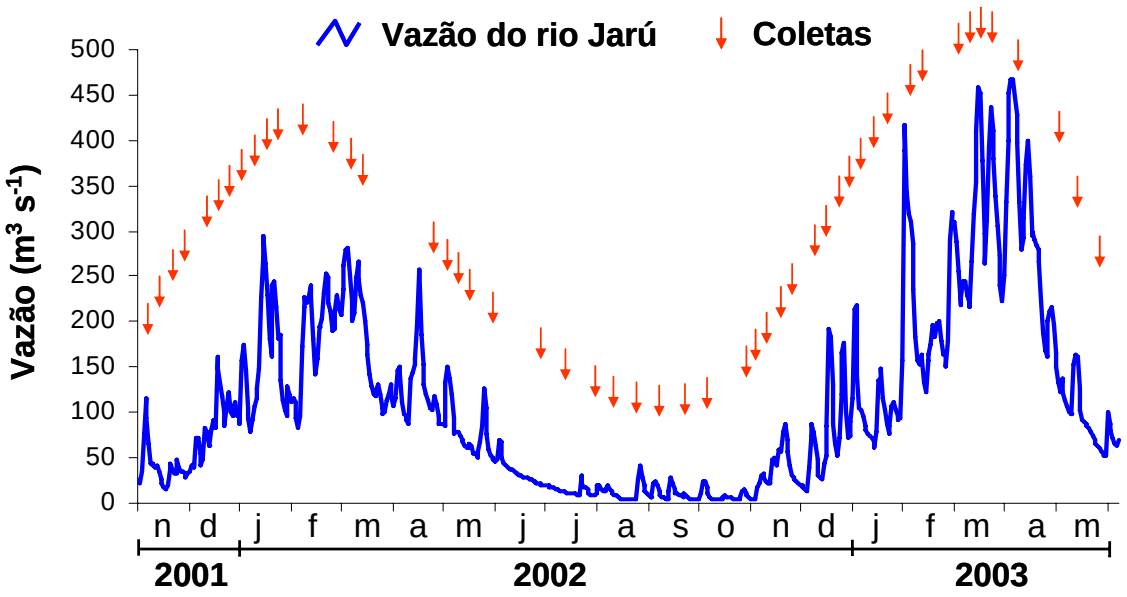


Figura 3. Dados de médias diárias de vazão ($m^3.s^{-1}$) do rio Jarú na cidade de Jarú para o período estudado, bem como os dias que as amostragens foram realizadas no rio Urupá (setas vermelhas)

Uma alíquota de 200 mL sem filtrar e preservada com 200 µL de Cloreto de Mercúrio (concentração final de Hg na amostra de 300 µM) foi destinada à análise da composição isotópica do DIC, armazenadas em frascos de mesmo volume e lacradas com Batoque (com a finalidade de não deixar bolhas de ar na amostra).

Todas as amostras foram refrigeradas após a coleta e posteriormente encaminhadas para o Laboratório de Ecologia Isotópica – CENA - USP para serem analisadas.

2.3. Estimativa da descarga do Urupá nas unidades de drenagens

Nesse contexto de comparação entre bacias de drenagem, um estudo comparativo entre bacias de drenagem de rios próximos ao Urupá foi elaborado com a finalidade de estimar a descarga em cada ponto para cada dia coletado.

O princípio de determinação baseou-se na relação entre área de drenagem e descarga, utilizando a seguinte equação de potência (TUCCI, 2002):

$$\mathbf{Q = c.A^b} \qquad (1)$$

Onde Q é a descarga, A é a área de drenagem e c e b são parâmetros determinados para cada dia de coleta a partir da regressão de potência das descargas média semanal em torno deste dia. Para tal, foram escolhidos sete rios do estado de Rondônia que possuem estações fluviométricas controladas pela ANA (Tabela 3) e que suas respectivas áreas de drenagem pudessem abranger as áreas das unidades de drenagem na bacia do rio Urupá. Destas, foram utilizadas médias diárias de uma série de quatro anos incluindo o período de em que as coletas foram realizadas (2001 á 2004) ou o mais próximo possível quando não dispúnhamos de descarga nesse período (Tabela 3).

Tabela 3 – Identificação das estações da Agencia Nacional de Águas

Rio	Código da estação	Localização		Período	Area de drenagem (km^2)
		Latitude	Longitude		
Branco	15170000	-11:55:50	-62:09:10	1999-2002	826
Jacunda	15590000	-09:10:44	-62:57:80	2001-2004	1125
Machadinho	15572000	-09:44:00	-62:14:57	1984-1988	2112
Pimenta Bueno	15553500	-12:29:16	-61:02:47	1991-1998	3686
Jarú	15565000	-10:26:45	-62:27:56	2001-2004	3965
Comemoração	15552600	-11:44:56	-60:52:40	1999-2003	4230
Piratininga	15575000	-09:23:40	-61:56:56	1999-2003	4854

Ainda, assumindo que a precipitação anual seja uniforme na região e que o volume anual drenado pelos rios seja uma função de suas áreas de drenagem, uma função de correlação entre a área de drenagem destes rios e seus respectivos volumes médios anuais drenados foi determinada. Assim:

$$\mathbf{V = 2x10^6 A^{0,897}\ ;\ r^2 = 0,9724} \qquad (2)$$

Onde V é o volume anual médio drenado e A é a área de drenagem. Com base nesta equação, foi estimado o volume anual drenado para cada unidade de drenagem no rio Urupá. Esses valores foram confrontados com resultados obtidos a partir da integração dos valores obtidos através da equação 1 e o erro obtido foi de 4,5% (Figura4).

Dessa forma, as descargas estimadas (Figura 5) para o Urupá são representativas do regime hidrológico da região e será proposto para identificar sua sazonalidade. Estas determinações de descargas, embora sejam coerentes, serão usadas tão somente para fins qualitativos. Dessa forma, mesmo assumindo que tenhamos erros, os mesmos se anulam de uma unidade de drenagem para outra em um mesmo rio.

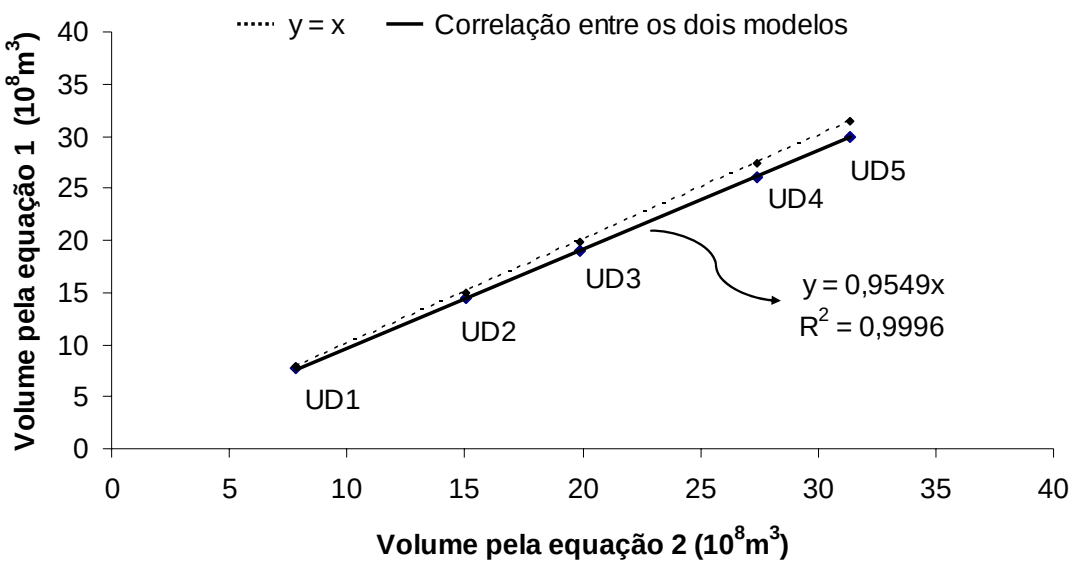


Figura 4. Comparação dos dois modelos para o calculo de volume médio anual drenado pelo rio Urupá. Linha pontilhada indica a relação ideal 1:1. A diferença entre as duas linhas indica um erro de 4,5%.

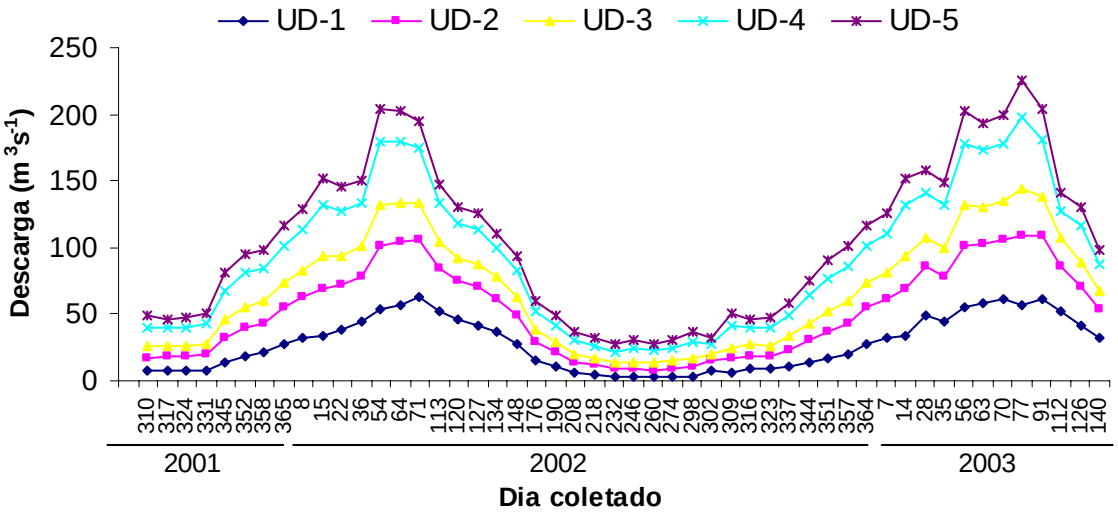


Figura 5. Descarga estimada no rio Urupá para as unidades de drenagem estudadas para todo o período coletado. No eixo horizontal estão representados os dias de coletas em cada ano do período de estudo.

2.4. Procedimentos Analíticos

As concentrações de carbono orgânico e inorgânico dissolvidos foram determinadas em equipamento específico para isto, um analisador de carbono orgânico total da marca Shimadzu, modelo TOC 5000A. Neste, o princípio analítico é baseado na absorção do comprimento de onda do infravermelho. A alíquota para a determinação do carbono orgânico é previamente acidificada até pH 1.0, borbulhada com ar sintético para a remoção da fração inorgânica do carbono (convertida a CO_2 pela acidificação), e então injetada no equipamento, onde é queimada à 680 °C e carreada para o detector na forma de CO_2. As concentrações são determinadas por comparação com padrões externos. No caso do carbono inorgânico dissolvido, não há pré-acidificação, e nem queima, e a amostra injetada é carreada para dentro de um recipiente com ácido e o CO_2 gerado é carreado para o detector.

As concentrações dos íons dissolvidos (ânions e cátions) foram determinadas por cromatografia líquida em um equipamento da marca DIONEX, modelo DX500. A detecção foi feita por condutivimetria com colunas analíticas distintas para ânions e cátions, IonPac AS11HC (4mm) e CS12A (4mm), respectivamente. Para o método de detecção de ânions foi empregada uma solução eluente de carbonato de sódio (0,3mM) e bicarbonato de sódio (2,7mM). Para o método de detecção de cátions foi utilizada uma solução eluente de ácido metanosulfônico a uma concentração de 2,6mM. As análises foram gerenciadas automaticamente por computador com o auxílio do software Peaknet 6.0, e os resultados foram obtidos através de uma curva de calibração com padrões externos. O controle de qualidade da quantificação dos resultados foi feito com o uso da amostra certificada Tróis-94. A fim de verificar a qualidade dos resultados analíticos, os resultados foram dispostos em um gráfico de dispersão do somatório das cargas dos íons maiores ($Tz^+ + Tz^-$) *vs* condutividade elétrica (Figura 6) sendo obtido uma correlação $r^2 = 0,8846$.

A determinação das razões entre os isótopos estáveis do carbono (^{13}C:^{12}C, ou $\delta^{13}C$) foi feita por espectrometria de massas, em equipamento da marca Finnigan, modelo

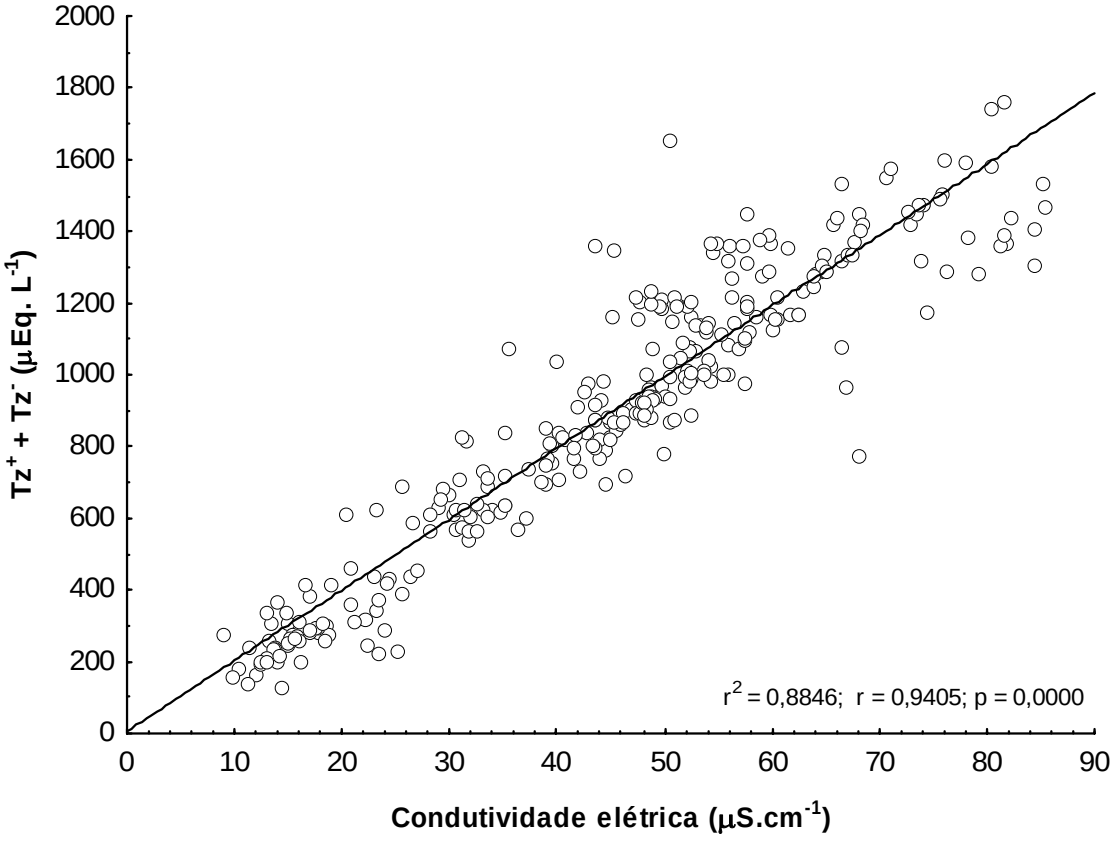


Figura 6. Dispersão do somatório de cargas ($Tz^+ + Tz^-$) *vs* Condutividade Elétrica

DeltaPlus. A determinação do $\delta^{13}C$ do CID na amostra foi obtida a partir de sua acidificação dentro de uma linha de alto vácuo. O CO_2 liberado é então purificado em armadilhas de nitrogênio líquido e então é injetada no espectrômetro de massas. A quantificação foi feita em relação a padrões certificados externos.

Ainda em campo, foram feitas medições dos parâmetros físico-químicos como pH, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica. As medições de pH foram realizadas com medidor de pH da marca *Orion modelo 250A* e eletrodo *Thermo Orion pH Triode 9107BN*, sendo este

equipamento previamente calibrado com padrões externos de valores de pH de 4,01 e 7,00. Os valores para a concentração do oxigênio dissolvido foram obtidos a partir de um equipamento portátil da marca *YSI modelo 58* e eletrodo *ISY 5739* com agitador acoplável. Finalmente, a determinação da condutividade elétrica foi realizada utilizando um equipamento da marca *Amber Science modelo 2052* e eletrodo *Cell P/N 525 (Pt)*. Essas medições em campo foram realizadas com a imersão do eletrodo diretamente na garrafa de Ninskin contendo amostra coletada da água do rio, sendo que primeiro efetuou-se as medições de pH e condutividade e, em seguida, a de oxigênio dissolvido.

2.5. Análise Estatística

Apesar da grande quantidade de amostragens para cada setor (~50 em cada ponto de coleta, 296 no total), o teste estatístico não-paramétrico foi adotado por se tratar de um teste robusto e também devido ao fato de nem todas as variáveis estudadas apresentarem distribuição normal satisfatória. No entanto, para as variáveis que apresentaram distribuição normal, os testes estatísticos não paramétricos ainda se mostram poderosos, pois contam com artifícios de aproximação normal para grandes volumes de dados, normalmente $n > 20$ entradas para cada variável (CAMPOS, 1983). Dessa forma, a aplicação dos testes não-paramétricos torna a interpretação mais simples e não tira a credibilidade dos resultados, tão pouco há perda de informação na parametrização de um conjunto de dados.

Para avaliar se há diferenças estatísticas significativas entre os pontos de coletas e entre os períodos da hidgrágrafa foi aplicado o teste de Mann-Whitney (Teste-U). O teste de correlação de Spearman foi usado para avaliar possíveis correlações entre variáveis. Foram consideradas correlatas variáveis que apresentaram $p < 0,05$.

Esses testes fazem parte do pacote “STATISTICA 6.1” e foram consideradas diferenças altamente significativa, significativa e sem diferença estatística significativa, aquelas que apresentaram nível mínimo de significância de, respectivamente $p < 0, 01$, $p < 0,05$ e $p > 0, 05$.

3. Resultados e Discussão

3.1. Comportamento hidrológico da bacia do rio Urupá

Os dados obtidos neste estudo foram agrupados em quatro grupos, de acordo com as fases da hidrógrafa, quais sejam, enchente, cheia, vazante e seca. Por não dispormos de dados reais de descarga para o rio Urupá, a determinação desses períodos baseou-se também na observação empírica da hidrógrafa do rio Jaru (Figura 7) e das médias da pluviosidade, em bases quinzenais, de cinco estações pluviométricas, abrangendo as bacias dos rios Jaru e Urupá. Como podemos verificar, a Figura 5 e a Figura 7 tem a mesma sazonalidade e é mais um indicativo de que nossos cálculos de descarga para o Urupá são coerentes e significativos para o regime hidrológico do mesmo.

Os dados pluviométricos utilizados compreendem o período de Janeiro de 1991 a Dezembro de 1996, tendo em vista que no mesmo há informações coincidentes para as cinco estações e é o que mais se aproxima do período das coletas. Tanto a vazão quanto a pluviosidade, utilizadas neste estudo, foram obtidas a partir de dados observacionais da Agência Nacional de Águas (ANA, 2005). Maiores detalhes sobre as estações podem ser encontrados na Tabela 4.

Tabela 4 – Localização das estações fluviométricas e pluviométricas da Agência Nacional de Águas

Código da estação	Rio	Tipo de Estação	Município	Estado	Latitude	Longitude
1062001	Jaru	pluviométrica	Jaru	RO	-10:26:45	-62:27:56
1062002	Jaru	pluviométrica	Jaru	RO	-10:14:11	-62:37:38
1062000	Boa Vista	pluviométrica	Ouro Preto D'Oeste	RO	-10:43:36	-62:14:14
1062003	Urupá	pluviométrica	Mirante da serra	RO	-11:00:13	-62:39:22
1061001	Ji-Paraná	pluviométrica	Ji-Paraná	RO	-10:50:58	-61:55:50

Embora estas cinco estações pluviométricas não sejam representativas para que se faça uma descrição detalhada do clima em uma área de mais de 11.481 Km^2 (Soma das áreas das bacias dos rios Jarú e Urupá), os resultados das mesmas são utilizados aqui somente para verificar o regime de chuvas da região. Com base nas informações contidas na Figura 7, foram determinados os seguintes períodos:

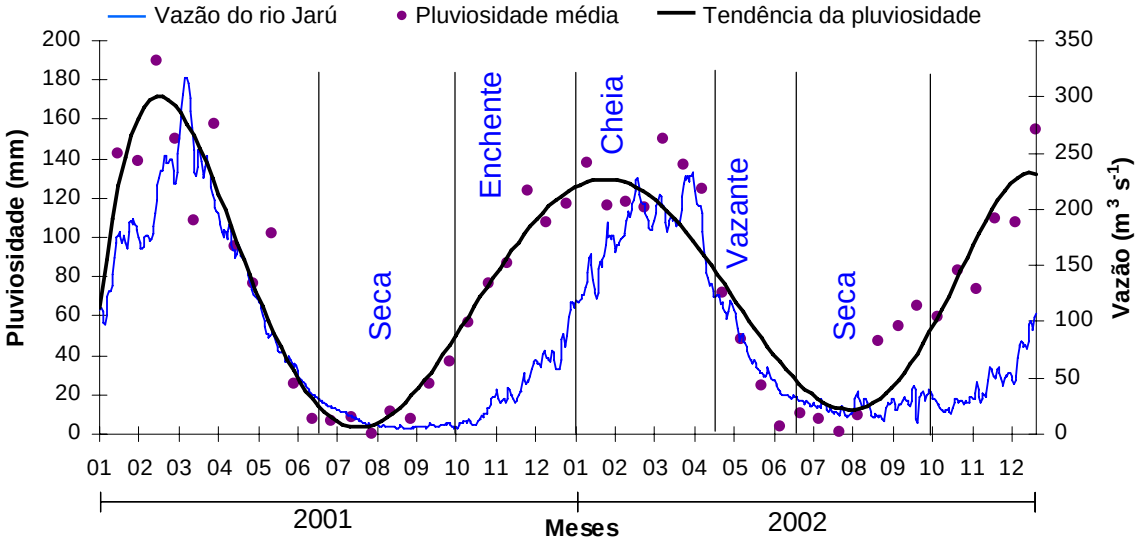


Figura 7. Hidrograma do rio Jaru (Azul) para o período de Janeiro de 2001 à Dezembro de 2002 e pluviosidade média (pontos e regressão escuros) nas bacias dos rios Jaru e Urupá, em base quinzenal para o período de 1991 a 1992. Fonte: Agência Nacional de Águas – ANA

- **Seca:** Compreendido entre 15 de Junho e 30 de Setembro, onde a pluviosidade média é mínima (<90 mm), com pouca ou nenhuma contribuição do escoamento superficial para a química da água do rio. Esse período se inicia com o encerramento do período chuvoso na região;
- **Enchente:** Período compreendido entre 1 de Outubro e 30 de Dezembro, no qual o aumento da pluviosidade na região começa a aumentar a vazão do rio, com consequente incremento da contribuição do aporte superficial na química da água do rio;
- **Cheia:** Compreendido entre 1 de Janeiro e 15 de Abril, quando a pluviosidade média (≈1123 mm), e a contribuição do escoamento superficial para a química da água do rio são máximas;
- **Vazante –**Período compreendido entre 16 de Abril e 14 de Junho, onde a diminuição da pluviosidade minimiza o escoamento superficial, e o rio volta a ter gradativa influência das águas subterrâneas em sua composição química. Esse período encerra-se com o final do período chuvoso.

3.2. Classificação das águas superficiais do Urupá: Características gerais

A classificação das águas superficiais da bacia Amazônica, de acordo com o somatório de cargas positivas (TZ+), proposta por Stalard & Edmond (1983), tem fundamentação geoquímica e objetiva determinar os tipos de rochas drenadas pelas mesmas. De acordo com esta classificação, estas águas podem ser divididas em 3 grandes grupos: 1) rios com águas apresentando TZ+ < 200 $\mu Eq.L^{-1}$ drenam terrenos mais intemperizados; 2) rios com águas contendo 200 < TZ+ < 450 $\mu Eq.L^{-1}$ drenam terrenos ricos em silicatos e; 3) rios com águas com

450 < TZ+ < 3000 μEq.L^{-1} drenam terrenos dominados por carbonatos, apresentando elevadas concentrações de Ca^{2+}, Mg^{2+} e $SO4^{2+}$.

Ao aplicarmos tal classificação às águas do rio Urupá, observamos que os distintos setores do mesmo se enquadram em grupos diferentes, indicando a presença de rochas com características distintas ao longo de sua bacia. Em U1, o Urupá pode ser classificado como um rio do grupo 1, apresentando valor mediano de TZ+ de 124,4 μEq.L^{-1}. Em U2 e U3, suas águas caracterizam-se como pertencentes a rios do grupo 2, com valores medianos de TZ+ de 308,2 e 421,5 μEq.L^{-1}, respectivamente. Nos demais pontos, U4, U5 e U6, os valores medianos de TZ+ de 539,7 561,63 e 564,79 μEq.L^{-1}, respectivamente, permitem classificar estas águas no grupo 3 (Figura 8).

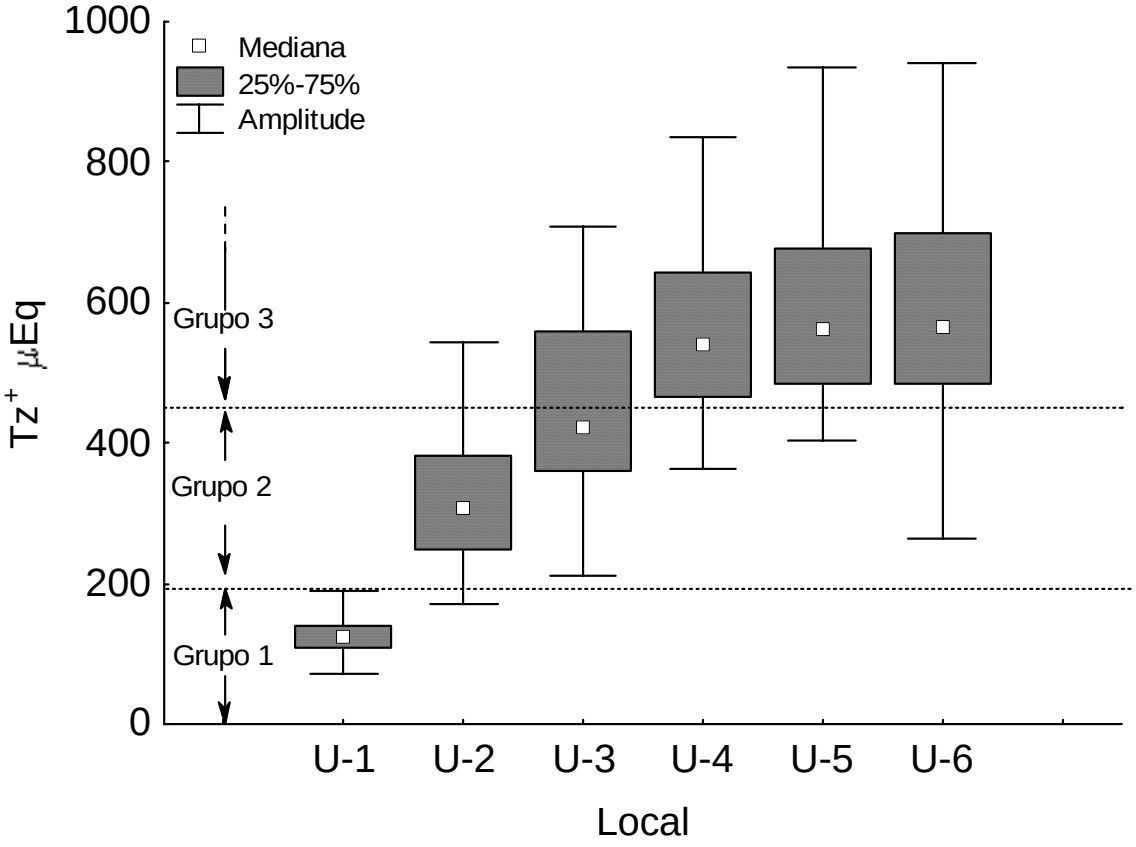


Figura 8. Distribuição espacial do somatório de cargas positivas (TZ+) nas águas do rio Urupá, ilustrando a classificação em grupos segundo Stalard & Edmond (1983)

Uma análise mais detalhada, através do emprego de diagramas ternários, permite identificar as proporções relativas dos diferentes íons maiores na composição química destas águas, fornecendo mais informações sobre os processos predominantes de intemperismo que ocorrem a cada setor do rio. Ao mesmo tempo, segundo Drever (1997), esta ferramenta pode auxiliar na compreensão dos mecanismos de misturas de fontes de águas de origens distintas.

Em termos da composição aniônica (Figura 9a), à exceção daquelas pertencentes à unidade de drenagem UD1, todas as demais águas apresentam uma distribuição evidente no campo de predominância de bicarbonatos. Apesar das águas da unidade UD2 apresentarem raros eventos de deslocamento do campo dos bicarbonatos para aquele onde predominam os cloretos, somente nas águas da unidade UD1 esta distribuição é evidente. Este resultado é extremamente importante, tendo em vista que concentrações mais elevadas de cloreto em águas superficiais têm sido associadas à presença humana em sistemas fluviais do hemisfério Norte (HERLIHY et al., 1998), e mesmo em rios do estado de Rondônia (BIGGS et al., 2004). Como a unidade de drenagem UD1 do rio Urupá preserva intacta 99% de sua floresta nativa, tais diferenças nas concentrações de cloreto não podem ser atribuídas a impactos antropogênicos mas, isto sim, a possíveis diferenças nas origens e/ou substratos geológicos com os quais tais águas interagem. Portanto, é possível que o emprego das concentrações de cloreto nas águas superficiais da Amazônia não constitua um traçador inequívoco de alterações decorrentes da presença humana.

Em relação aos cátions (Figura 9b), a análise do diagrama ternário, indica que as águas do rio Urupá apresentam uma predominância de $Na^+ + K^+$, com um aumento na proporção de Ca^{2+} nos pontos mais à jusante. A formação de uma linha central vertical descendente indica uma tendência de mudança na composição catiônica, mas que não afeta a predominância de $Na^+ + K^+$. Dessa forma, à exceção daquele ponto de amostragem correspondente à área de drenagem UD5,

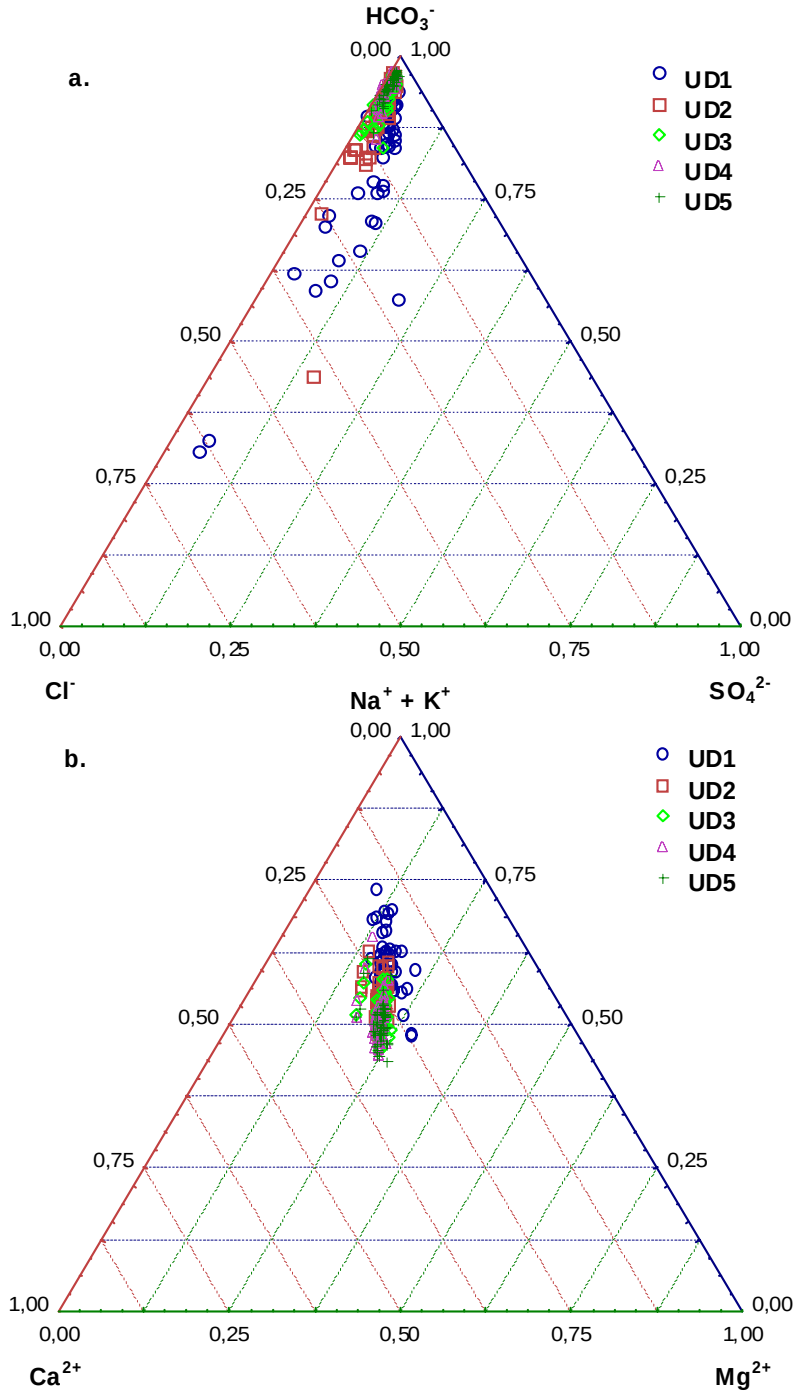


Figura 9. Diagramas ternários de caracterização das águas do rio Urupá, elaborado a partir das concentrações relativas dos íons dissolvidos, demonstrando em (a) maior predominância de carbonatos ao fim da bacia em UD3, UD4 e UD5 em (b) a característica de sódica em UD1 e tendência a cálcica na porção final em UD5.

que apresenta águas com características mais cálcicas, em todos os demais predominam águas sódicas ou potásicas (Figura 9b). Assim, reproduz-se nesta escala bem menor o que fora observado por Leite (2004) para a bacia do rio Ji-Paraná, do qual este é um dos principais afluentes, e onde a composição química das águas superficiais é resultado da mistura relativa de águas que drenam substratos geológicos muito distintos.

3.3. Variações espaciais

3.3.1. Íons maiores

Os valores de condutividade elétrica das águas do rio Urupá (Figura 10) constituem um indicativo da variabilidade da sua composição química, tendo em vista que a mesma é produto do conteúdo iônico total e, portanto, determinada primariamente pela concentração dos íons maiores dissolvidos. Analisados individualmente, os principais íons dissolvidos, Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Cl^-, CO^{3-}, SO_4^{2-} e HCO_3^- (íons maiores) também apresentaram ampla variação espacial, geralmente com as menores concentrações na cabeceira (referente à UD1) e as maiores na confluência com o rio Ji-Paraná (referente à UD6, que engloba toda a bacia) (Figuras 11 e 12).

Da mesma maneira que antes documentado para a bacia do rio Ji-Paraná (BALLESTER et al., 2003; LEITE, 2004; KRUSCHE et al. 2005), neste tributário também se observa um paralelismo entre o aumento do percentual de pastagens e da condutividade elétrica das águas (Figura 10). Entretanto, uma análise mais detalhada das variações espaciais nas concentrações destes íons individualmente mostra um padrão ligeiramente distinto daquele observado no rio Ji-Paraná.

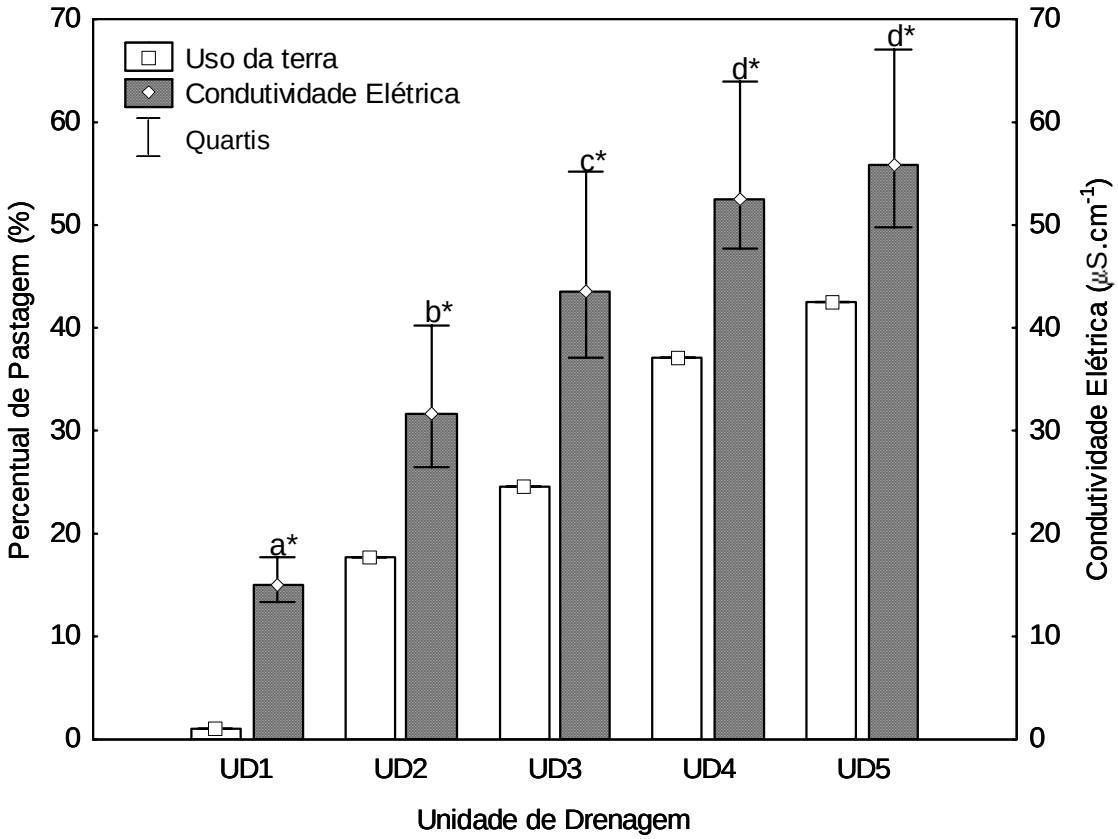


Figura 10. Variação espacial da condutividade elétrica das águas do rio Urupá, nos pontos de amostragem U-1 a U-5, e correspondentes percentuais de pastagens nas suas unidades de drenagem (UD1 a UD5). Letras diferentes entre os pontos indicam diferenças estatisticamente significativa para o teste de Mann-Whitney ($p < 0,05$)

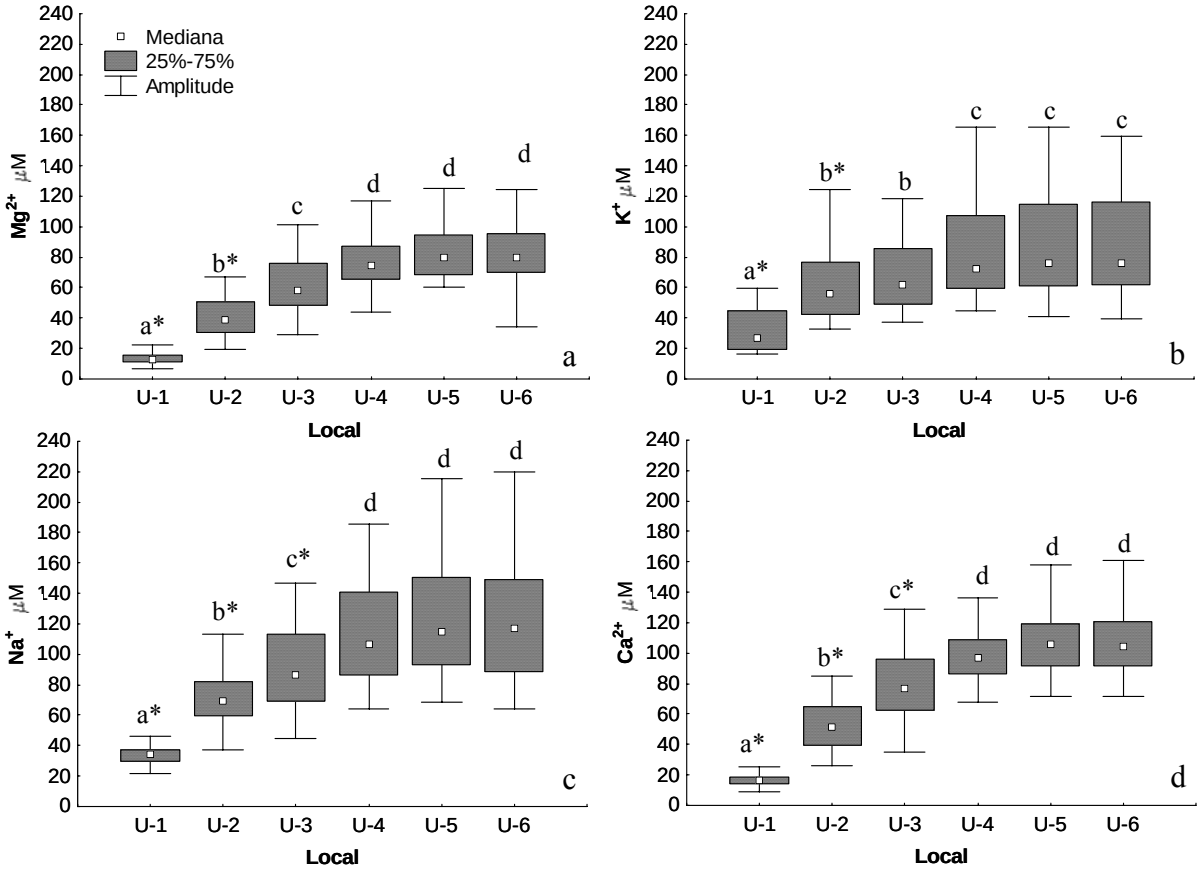


Figura 11. Variação das concentrações, em µM, de (a) Mg^{2+}, (b) K^{+}, (c) Na^{+} e (d) Ca^{2+} nas águas do rio Urupá durante o período estudado. Letras diferentes representam diferenças significativas ($p < 0,05$). O asterisco indica ser altamente significativa ($p < 0,01$). Dados no ANEXO B

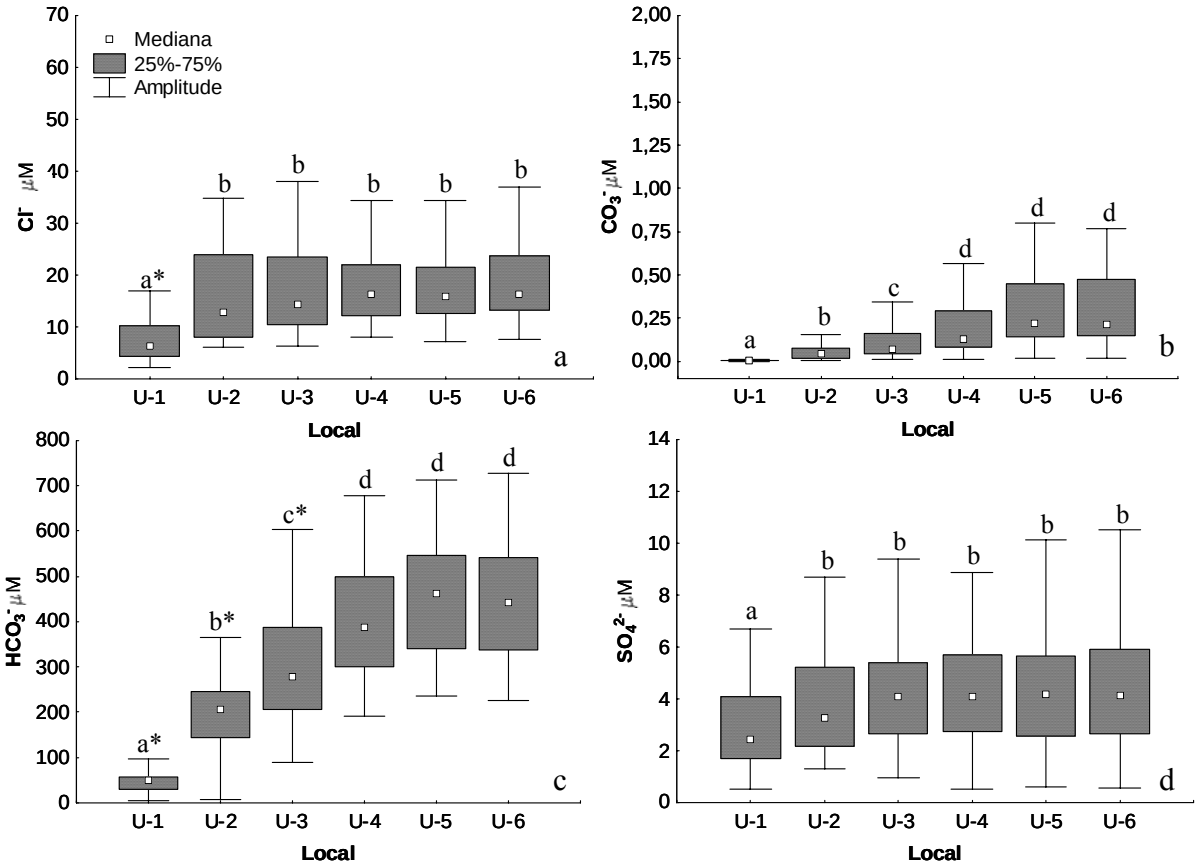


Figura 12. Variação das concentrações, em µM, de (a) Cl^-, (b) CO_3^-, (c), HCO_3^-, e (d) e SO_4^{2-} nas águas do rio Urupá durante o período estudado. Letras diferentes representam diferenças significativas ($p < 0,05$). O asterisco indica ser altamente significativa ($p < 0,01$). Dados no ANEXO C

Através das Figuras 11 e 12, evidencia-se que, à exceção dos íons K^+, Cl^- e SO_4^{2-}, todos os demais apresentam concentrações estatisticamente distintas entre os pontos de amostragem U-1, U-2, U-3 e U-4, mas não entre os pontos U-4, U-5 e U-6. Isto contrasta com o fato do percentual de pastagens ser progressivamente maior da unidade de drenagem UD-1 à UD-6. (Figura 8). Por outro lado, uma característica natural dos solos da bacia do rio Urupá, a Capacidade Efetiva de Troca de Cátions (CETC), apresenta um padrão de distribuição espacial (Tabela 5, Figura 13) praticamente idêntico aquele observado para as concentrações dos íons

maiores dissolvidos nestas águas, com valores de CETC muito distintos entre as unidades UD-1 a UD-3 e similares entre esta última e as demais.

Tabela 5 – Valores médios, mínimos, máximos e devio padrão para a CETC nas unidades de drenagem

Unidade de drenagem	CETC (cMolc kg^{-1})			
	Min	Máx	Média	Desv. Pad.
UD-1	1,7	2,5	2,0	0,2
UD-2	1,7	9,0	3,0	1,4
UD-3	1,7	10,1	4,3	2,4
UD-4	1,7	10,1	4,5	2,1
UD-5	1,7	10,1	4,4	2,0

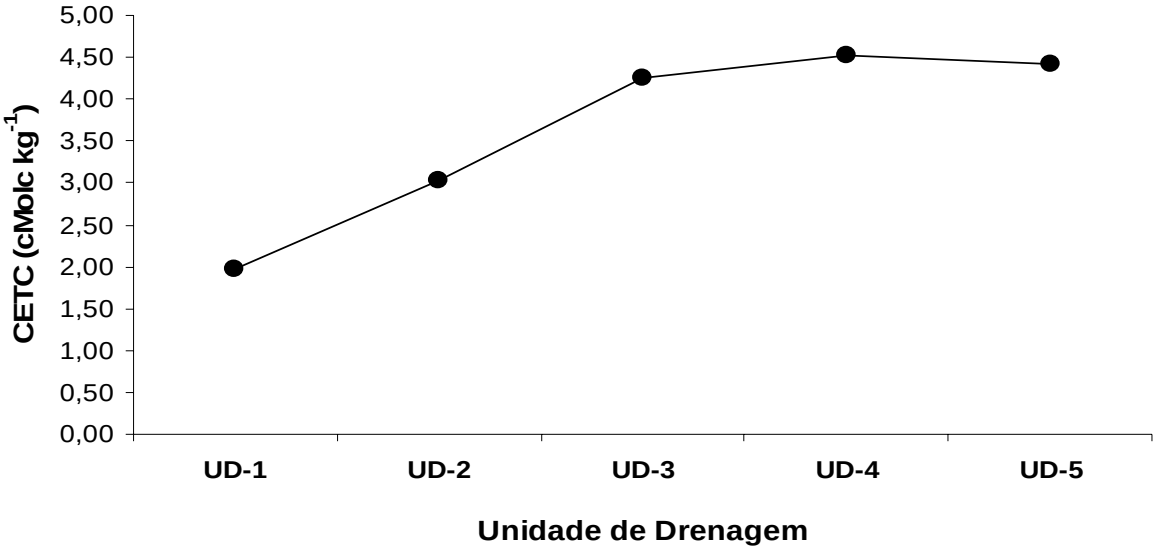


Figura 13. Valores médios da CETC nas unidades de drenagem da bacia do rio Urupá

Estes resultados demonstram que, apesar de já ter sido documentado um aumento da exportação de íons dos ambientes terrestres para os aquáticos após a conversão de florestas em pastagens em Rondônia (BONILLA, 2005), no caso da bacia do rio Urupá o fator predominante na determinação da composição iônica de suas águas, aparentemente, é uma característica natural

dos solos da região, a capacidade efetiva de troca de cátions. Evidentemente, estes dois fatores podem estar atuando em conjunto, mas se este fosse o caso do rio Urupá, seriam esperados aumentos significativos nas concentrações dos íons maiores também entre os pontos U-4, U-5 e U-6.

É importante ressaltar também que a presença da cidade de Ji-Paraná, com uma população aproximada de 112.439 habitantes (IBGE, 2005), parte dela à margem esquerda do rio Urupá, entre os pontos de amostragem U-5 e U-6, não acarreta em alterações significativas na composição iônica destas águas. Estes resultados novamente apontam para a inviabilidade do emprego das concentrações de íons, como o cloreto, por exemplo, como indicador inequívoco de influências antropogênicas na qualidade das águas desta região.

3.3.2. Carbono orgânico e inorgânico dissolvidos – COD e CID

Ao contrário do que foi observado para as concentrações de íons maiores, a distribuição espacial do COD não apresentou grandes variações entre os pontos de amostragem, à exceção de U1, no qual as concentrações foram significativamente menores ($p<0,05$) que os demais locais (Figura 14). Tais resultados são surpreendentes, tendo em vista que, geralmente, rios que drenam solos mais arenosos, como é o caso da área de drenagem UD-1, apresentam maiores concentrações de COD que aqueles que drenam solos mais argilosos (como é o caso das demais áreas de drenagem do rio Urupá) (AITKENHEAD-PETERSON et al., 2003).

De fato, Neu (2005), em um estudo realizado em uma topo-seqüência na Estação de Manejo Florestal ZF-2, em Manaus – AM, observou correlação positiva entre as concentrações de COD na solução do solo e o teor de areia dos mesmo. Em tal estudo, solos mais argilosos

(Platô) apresentaram menores concentrações de COD na solução do solo, enquanto que em solos mais arenosos (baixio) maiores concentrações foram encontradas. No entanto, o oposto foi observado na bacia do rio Ji-Paraná, onde as maiores concentrações de COD foram encontradas em rios que drenam solos com maior teor de argila (LEITE, 2004).

Na bacia do rio Urupá as menores concentrações de COD em U-1 estão também associadas ao maior percentual de areia nos solos da área de drenagem UD-1, ao passo que os valores maiores, observados nos demais pontos de amostragem se relacionam a áreas de drenagem cujos solos são mais argilosos (apesar de não dispormos de informações quantitativas sobre estes valores, foi possível observar no campo as claras distinções entre estes tipos de solos). A aparente contradição destes dados pode ser explicada, em parte, pelas alterações resultantes da implantação das pastagens ao longo desta bacia, que ocupam apenas 1% da área de drenagem em UD-1 e chegam a 42% em UD-6. Estudos recentes realizados nesta região (ZIMMERMANN et al., 2006) demonstraram que a conversão de florestas em pastagens provoca a compactação do solo e o aumento do escoamento das águas da chuva sobre os mesmos. Como resultado, a exportação líquida de COD, dos ambientes terrestres para os aquáticos, tende a ser maior em pastagens do que em florestas (CASSIOLATO, 2002; GOUVEIA NETO, 2006).

Outro fator que pode estar influênciando as concentrações de COD nestas águas, e que está associado à conversão de florestas em pastagens em Rondônia, é a colonização de pequenos rios por gramíneas nativas do gênero *Paspallum* nas pastagens. Krusche (dados não publicados) demonstrou que as concentrações de COD aumentam significativamente nos rios onde o crescimento desta gramínea atinge inclusive o leito dos mesmos, na Fazenda Nova Vida. Este padrão de mudanças na composição da vegetação ribeirinha e aquática é visível em praticamente todos os pequenos rios que drenam pastagens na região e, portanto, é comum também aos pequenos tributários que drenam pastagens na bacia do rio Urupá.

Assim, ao contrário do que se observa em relação à composição iônica, o aumento das concentrações de COD nas águas do rio Urupá pode ser um indício de que as mudanças no uso da terra nesta bacia já tenham alterado suas características naturais.

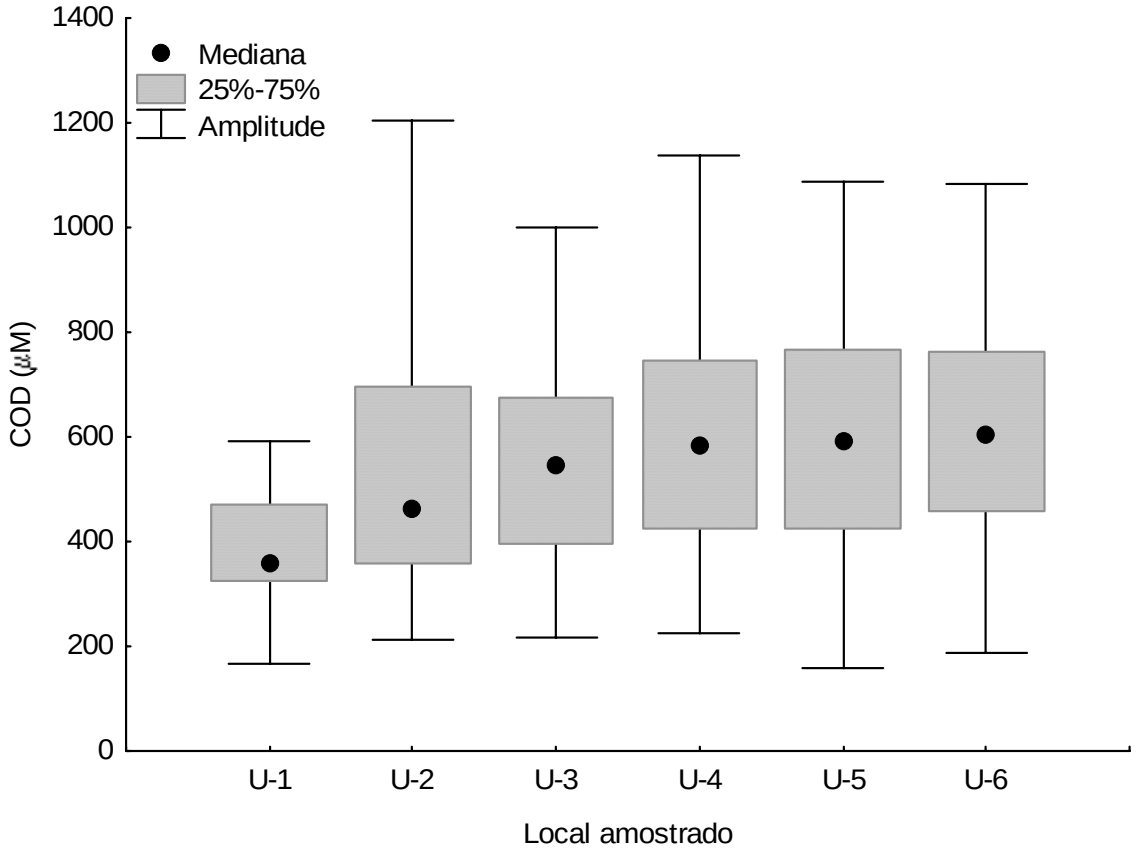


Figura 14. Variação espacial das concentrações, em µM, de carbono orgânico dissolvido no rio Urupá. Dados no ANEXO D

3.3.3. Composição Isotópica ($\delta^{13}C$) do Carbono Inorgânico Dissolvido (CID)

A análise da composição isotópica ($\delta^{13}C$) do CID constitui uma importante ferramenta para a identificação da origem desta fração do carbono dissolvido nas águas e dos processos que controlam sua distribuição. Segundo Brunet el al. (2005) a formação do CID pode ter origem em

três principais fontes ou na mistura entre elas (Figura 15). O CO_2 oriundo do solo – composto principalmente da oxidação da matéria orgânica de plantas C3 e/ou C4 – possui um sinal isotópico variando entre -26 e -9‰ (MARTINELLI et al.,1991). O CO_2 proveniente da atmosfera varia entre -8 e -6‰ (CERLING et al., 1991), e aquele oriundo do intemperismo de rochas carbonatadas possui um sinal isotópico próximo de 0‰ (STUMM & MORGAN, 1996).

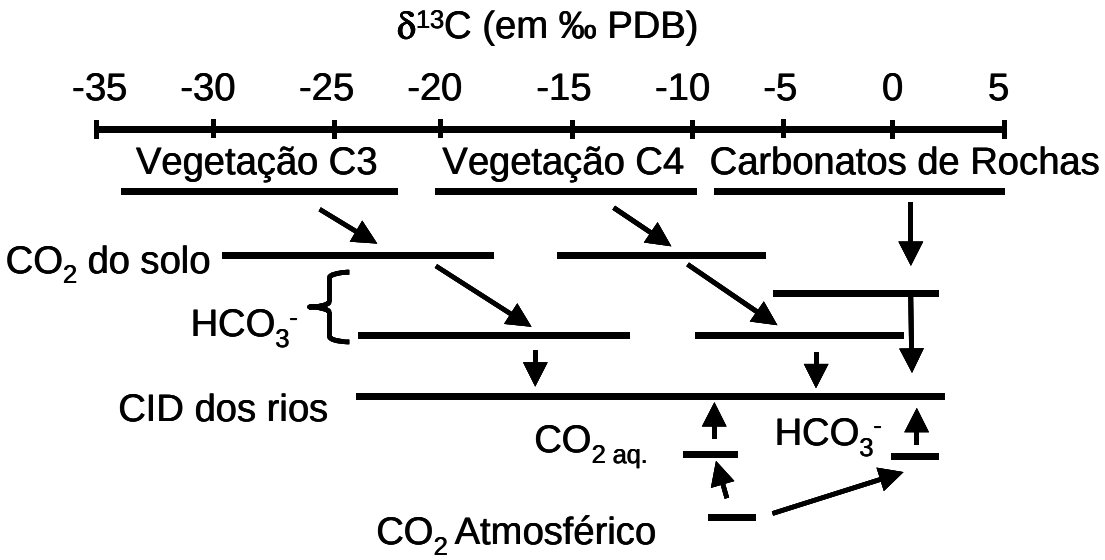


Figura 15. Modelo teórico de mistura de fontes distintas para a formação do CID dos rios (adaptado de BRUNET et al. 2005)

Em termos espaciais, a composição isotópica do CID nas águas do rio Urupá apresentou ampla variação, com os os menores valores em U1 (valor mediano de -16,93 ‰) e os maiores valores em U6 (valor mediano de -7,61 ‰). Estatisticamente, U1 difere dos demais locais de amostragem, ao passo que U2 e U3 constituem um segundo grupo e U4, U5 e U6 um terceiro ($p > 0,05$) (Figura 16). Estes resultados são coerentes tanto com os padrões observados para a distribuição dos produtos do intemperismo, os íons maiores dissolvidos na água, quanto para os tipos de uso da terra. Na cabeceira, a ausência de rochas carbonatadas e uma presença quase que exclusiva de vegetação do tipo C3, resulta em um CID com valores de $\delta^{13}C$ mais negativos, ao

passo que na desembocadura do rio Urupá no rio Ji-Paraná, os resultados mais positivos indicam a presença de rochas calcáreas e vegetação do tipo C4. O grupo intermediário, constituído pelos pontos U2 e U3, parecem indicar apenas a mudança na contribuição do tipo de vegetação, que passa a ser predominantemente do tipo C4, com menor influência do intemperismo de carbonatos.

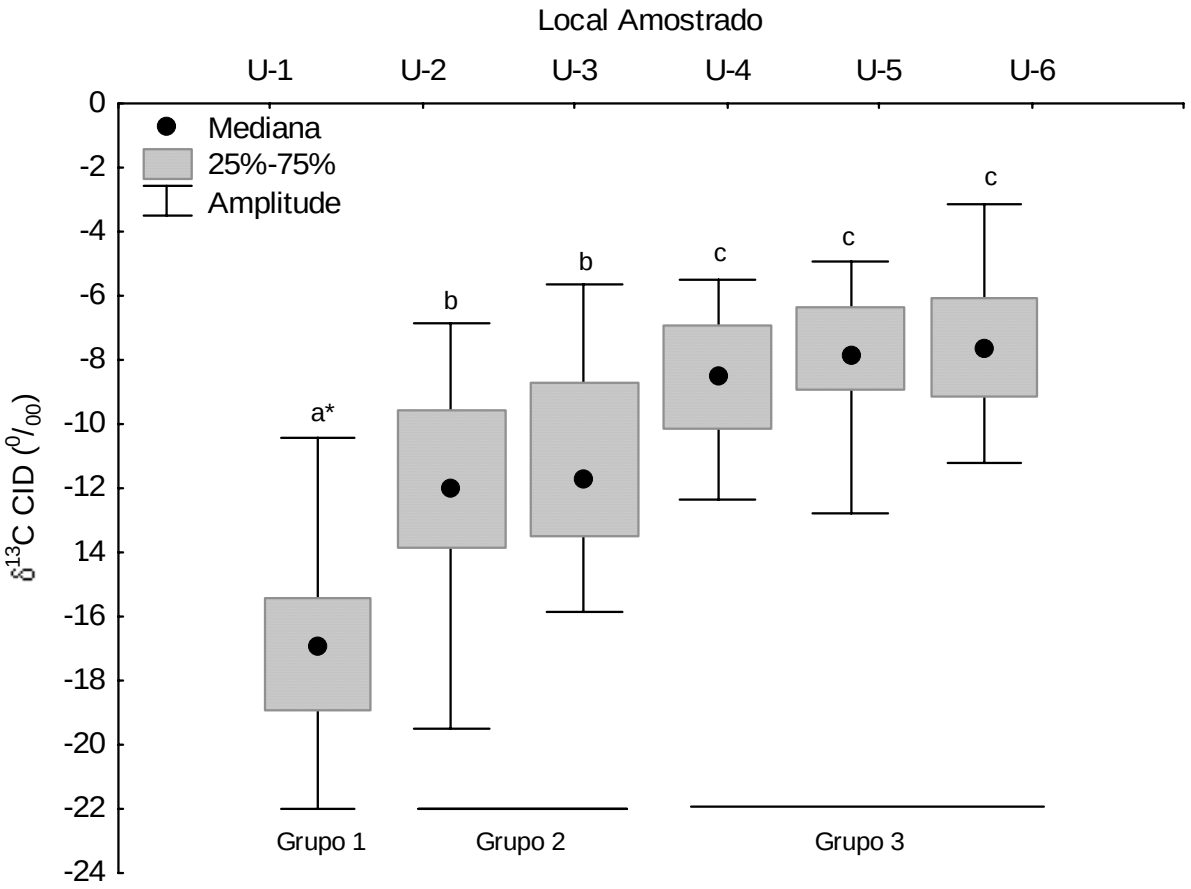


Figura 16. Razão isotópica dos locais amostrados formando grupos pelas unidades de drenagem que não apresentaram diferenças estatisticas significativas. Letras diferentes nas barras indicam diferença estatística significativa ($p < 0,05$) e o asterisco indica $p < 0,01$ (Diferença altamente significativa no teste U). Dados no ANEXO D

3.4. Sazonalidade

3.4.1. Íons maiores e nutrientes

O conceito tradicional, em relação aos fatores que determinam as variações temporais da composição iônica das águas de sistemas fluviais, é baseado nos processos geoquímicos que ocorrem entre estas e as rochas das respectivas bacias de drenagem (DREVER, 1982). Segundo este modelo, nos períodos de estiagem, o fluxo de base permite um contato mais longo da solução com as rochas, favorecendo o intemperismo químico e o "enriquecimento" da mesma em íons. Nos períodos de maiores precipitações, a água da chuva, menos "rica" em sais, provoca uma diluição destas águas, e as concentrações dos íons maiores diminuem.

Entretanto, Markewitz et al., (2001), ao analisar as variações temporais das concentrações de íons maiores nas águas de um igarapé no leste da Amazônia, observou um padrão oposto, com as maiores concentrações no período mais chuvoso e as menores no período de estiagem. Este autor atribuiu este comportamento ao grau elevado de intemperização das rochas da região, postulando que o estoque de cátions neste tipo de bacia de drenagem encontra-se nos solos. Desta forma, a lixiviação dos solos pelas águas da chuva tende a carrear uma solução mais rica em sais do que aquela presente durante o fluxo de base, pois mesmo que o tempo de contato com as rochas seja maior, estas não possuem quantidade significativa de sais intemperizáveis.

No caso do rio Urupá, uma análise inicial da distribuição sazonal das concentrações dos íons maiores indica um padrão similar ao modelo mais "clássico" (Figuras 17 e 18). Durante o período de estiagem, onde apenas o fluxo de base está presente, são observadas as maiores concentrações de Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Cl^-, CO^{3-}, SO_4^{2-} e HCO_3^- (íons maiores). No perído chuvoso, o aporte de águas mais "diluídas" faz com que estas concentrações diminuam

progressivamente, até atingirem os menores valores no período de cheia. Assim que o nível das águas começa a baixar, estas concentrações voltam a aumentar, encerrando este ciclo ao atigirem novamente os maiores valores na estiagem seguinte.

Entretanto, de acordo com Drever (1982), e conforme discutido por Markewitz et al., (2001), a origem das águas na descarga pode ser melhor entendida a partir da razão entre as concentrações de Na^{+} e Ca^{2+}, uma vez que o primeiro apresenta concentrações relativamente muito mais elevadas nas águas da chuva e o segundo nas águas subterrâneas (nos casos onde as rochas possuem carbonatos de cálcio). Assim, se a razão $Na^{+}/(Na^{+}+Ca^{2+})$ aproxima-se de 1, predominam na descarga as fontes atmosféricas e, à medida que esta razão diminui, aumenta a influência das fontes subterrâneas.

Analisando-se o comportamento desta razão ao longo da bacia do rio Urupá, um padrão distinto pode ser observado entre os diferentes pontos de amostragem (Figura 19a). Em U1, os maiores valores ocorrem nos períodos de maior precipitação, ao passo que o mesmo ocorre nos pontos U4 a U6 nos períodos de estiagem. O ponto U2 assemelha-se mais a U1 e o ponto U3 não tem um padrão sazonal evidente. Associando-se estes resultados à análise da distribuição espacial da capacidade efetiva de troca de cátions dos solos - CETC (Figura 19b), empregada aqui como indicativo do tipo de rocha subjacente aos mesmos, tornam-se evidentes os processos determinantes da geoquímica das águas do rio Urupá.

Em U1 e U2, predominam as interações da precipitação com os solos, tendo em vista que os valores mínimos de CETC indicam a presença de rochas muito intemperizadas e os valores da razão $Na^{+}/(Na^{+}+Ca^{2+})$ são mais próximos de 1 no período chuvoso (Figura 19a). Em U3, a quase totalidade da área de drenagem apresenta solos com os maiores valores de CETC da bacia, indicando a presença de rochas recentes e ricas em sais (Figura 19b). Assim, os tributários originando-se neste setor, provavelmente, têm sua química determinada pelo intemperismo de

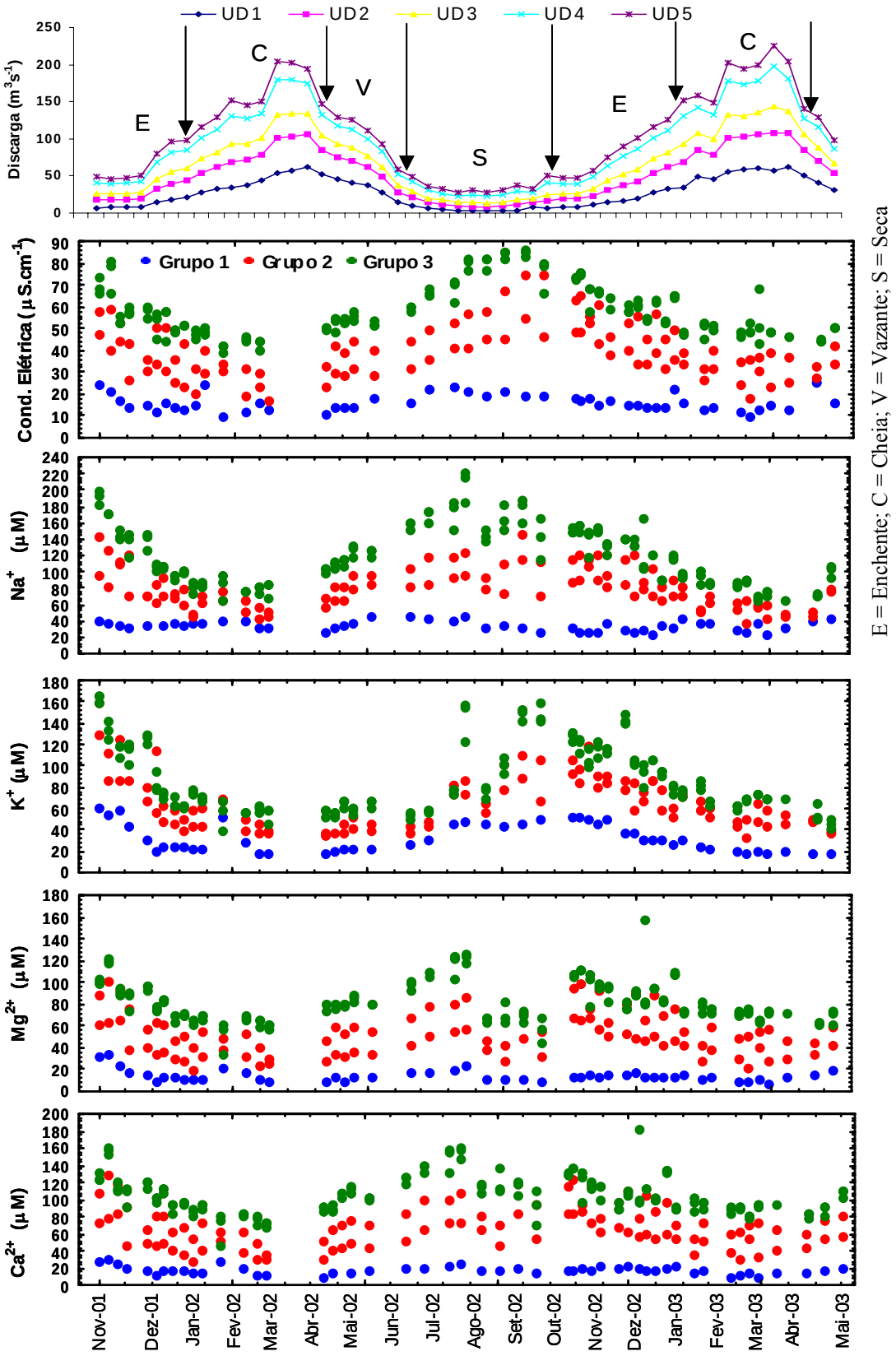


Figura 17. Variação sazonal dos cátions maiores dissolvidos no rio Urupá

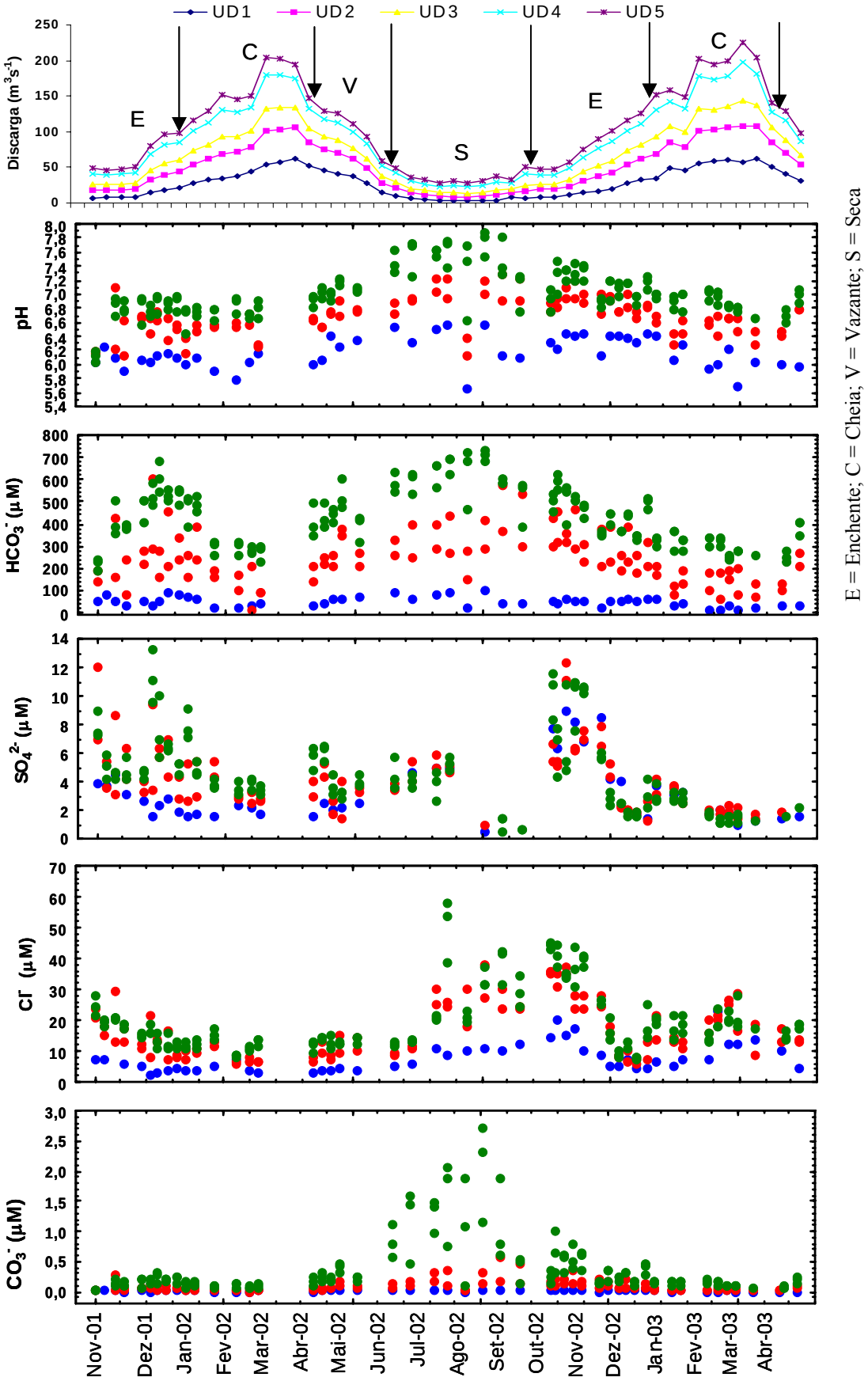


Figura 18. Variação sazonal dos ânions maiores dissolvidos no rio Urupá

rochas, gerando um sinal geoquímico capaz de sobrepor-se aquele oriundo dos setores à montante, o que é evidenciado pela ausência de sazonalidade nos valores da razão $Na^{+}/(Na^{+}+Ca^{2+})$. A contribuição dos tributários deste setor, e talvez de outros nos setores U4 e U5, imprime uma tendência oposta à razão $Na^{+}/(Na^{+}+Ca^{2+})$ nos pontos U4, U5 e U6. Tais resultados, associados aqueles obtidos para a composição isotópica do carbono inorgânico dissolvido, demonstram inequivocamente que, nestes setores finais da bacia do rio Urupá, a química das suas águas é controlada pelo intemperismo de rochas carbonatadas.

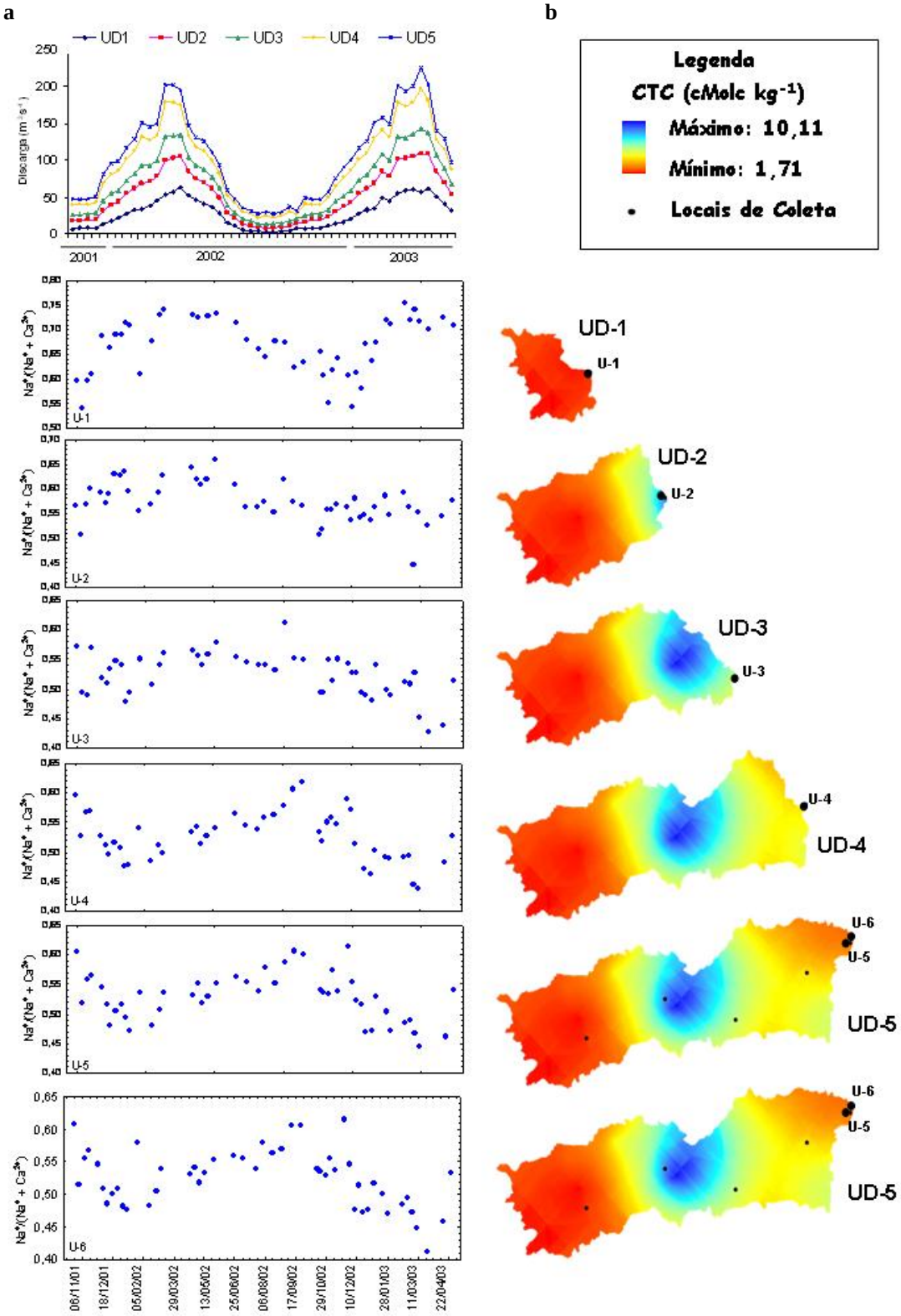


Figura 19. a - Razão $Na^{+}/(Na^{+}+Ca^{2+})$ para os seis pontos amostrados e b - CETC nas unidades de drenagem da bacia do rio Urupá

3.4.2. Carbono orgânico dissolvido – COD

A distribuição sazonal das concentrações de COD no rio Urupá segue o mesmo padrão já observado em outros rios da Amazônia (DEVOL & HEDGES, 2001; LEITE, 2004), com os maiores valores nos períodos de enchente e cheia (Figura 20) Contudo, no caso do rio Urupá, é podssível observar também uma amplitude maior de variação, entre os períodos seco e chuvoso, nos pontos mais à jusante, onde o percentual de pastagem é maior. Estes resultados corroboram as afirmações anteriores, de que a implantação de pastagens acarreta em uma uma maior exportação de COD dos ambientes terrestres para os aquáticos, através do escoamento superficial.

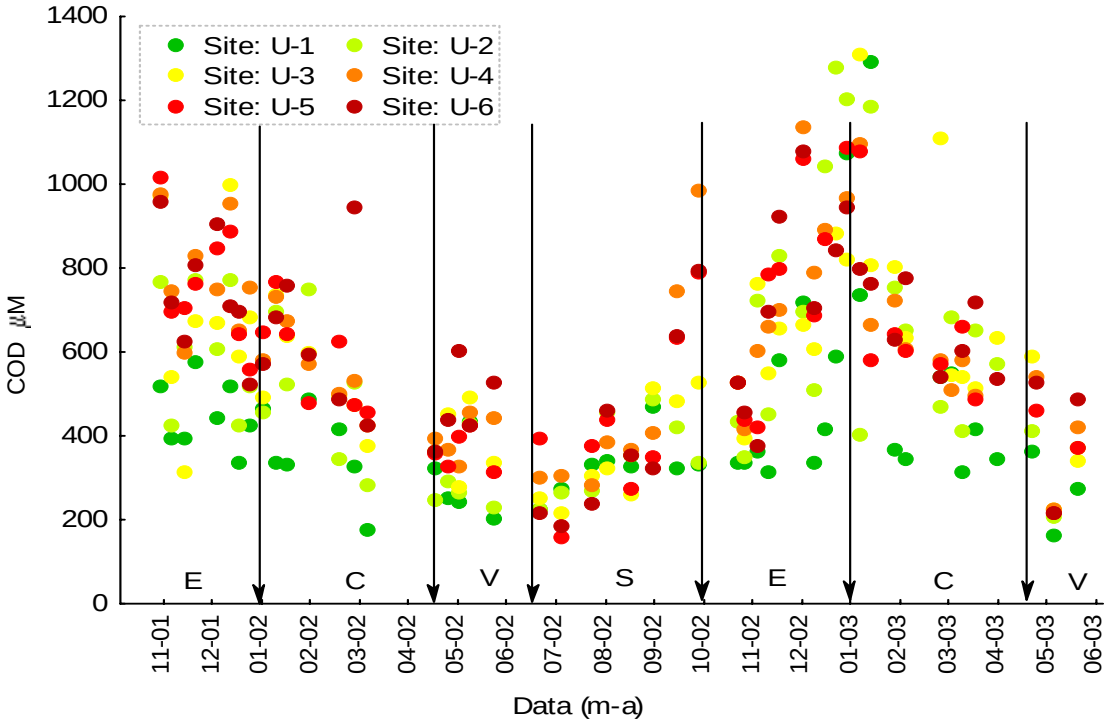


Figura 20. Variação sazonal do COD no rio Urupá em cada um dos grupos formados pelos pontos de coletas segundo classificação de Satalard & Edmond (1983)

3.4.3. $\delta^{13}C$ do CID

Conforme pode ser visto na Figura 13, a composição isotópica ($\delta^{13}C$) do CID é resultado da mistura relativa das fontes de CO_2 para o sistema aquoso. Assim, variações sazonais nos valores desta razão podem indicar mudanças nos processos de troca de carbono na fase inorgânica entre o sistema água-terra-ar. No período de estiagem, quando a aporte de água provém do fluxo de base, o "sinal" isotópico do CID resulta da interação da água subterrânea com as rochas, solos e atmosfera. Nos períodos de maiores vazão, a predominância de escoamento superficial acrescenta ao sinal isotópico do fluxo de base valores que dependem também do tipo de vegetação (plantas C3 ou C4) que compõe a paisagem (MARTINELLI et al., 1991).

No rio Urupá, no período de estiagem, os valores da razão isotópica ($\delta^{13}C$) do CID são mais elevados em todos os pontos de amostragem (Figura 21), ao passo que o período de cheia apresenta os menores valores. Entretanto, a magnitude destas variações é bastante distinta entre estes pontos. Enquanto U1 apresenta as maiores variações ao longo do ano, os pontos U4 e U5 apresentam as menores. Isto está de acordo com o observado em termos da distribuição espacial dos substratos geológicos nesta bacia e dos processos biogeoquímicos resultantes.

Nas suas cabeceiras (U1), o rio Urupá não drena rochas calcáreas e o CO_2 dissolvido nas águas é produto das trocas com o CO_2 da respiração nos solos e aquele da atmosfera, com um forte sinal do último, tendo em vista que nesta área de drenagem predomina a vegetação C3 e os valores de ($\delta^{13}C$) do CID se assemelham àqueles de vegetação C4. Com o aumento das chuvas, estes valores passam a ser mais similares àqueles de vegetação C3, evidenciando a influência dos aportes provenientes pelo ecoamento superficial sobre os solos.

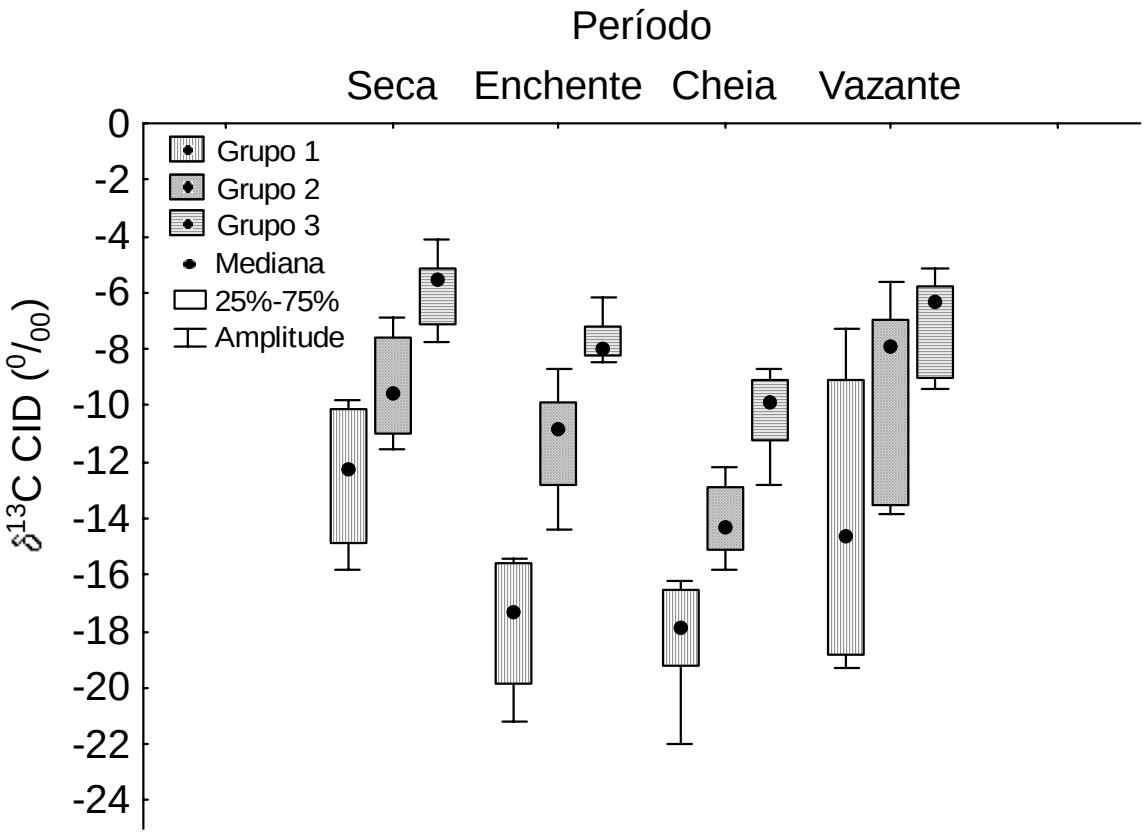


Figura 21. Variação sazonal do $\delta^{13}C$ do CID no rio Urupá em cada um dos grupos formados pelos pontos de coletas segundo classificação de Satalard & Edmond (1983). Dados no ANEXO E

Nos setores mais à juzante do rio Urupá, U4 a U6, onde predominam processos de intemperismo de rochas calcáreas e vegetação C4, aparentemente as trocas com a atmosfera são menos significativas na determinação do sinal isotópico observado no período mais seco, mas a vegetação C4 pode estar influenciando estes valores no período chuvoso.

4. Conclusões

As distribuições espacial e temporal da química das águas do rio Urupá apresentaram ampla variabilidade, sendo que:

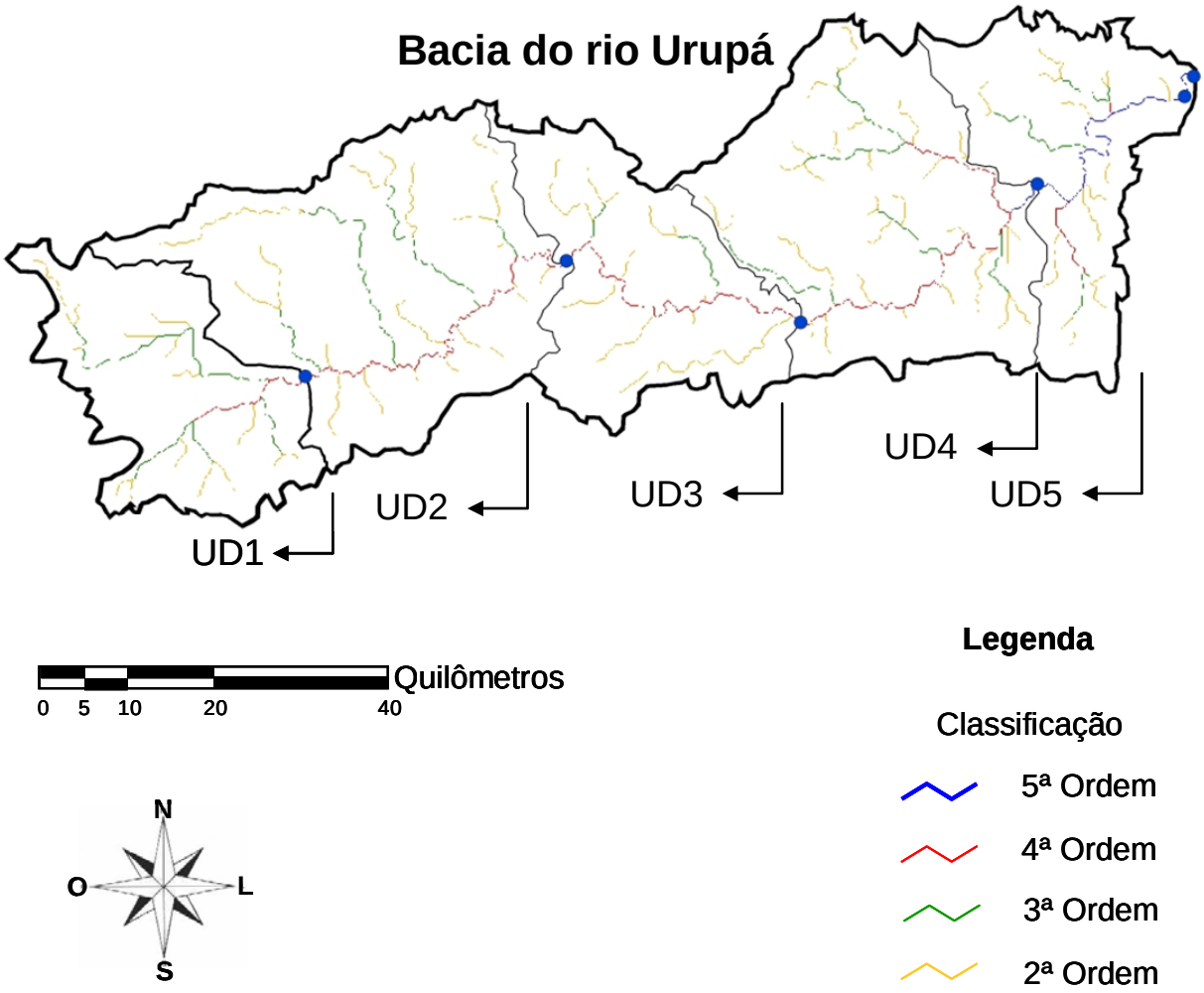
- Foram observados indícios de que o fator controlador da concentração dos íons maiores seja predominantemente de origem natural, resultante da interação das águas com as rochas e solos da sua bacia de drenagem;
- O emprego das concentrações de íons maiores como indicadores inequívocos da presença humana não se aplica nesta bacia, conforme exemplificado pelas proporções de cloreto, que são maiores em áreas preservadas do que em áreas de pastagem;
- Ao contrário dos íons maiores, as alterações antropogênicas são mais claras em relação às concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD). Neste caso, nos setores onde os solos mais argilosos deveriam favorecer a retenção desta forma de C, observam-se concentração mais elevadas, resultantes do aumento da erosão nas pastagens.

Portanto, os solos mais férteis e as rochas carbonatadas nos setores mais desmatados da bacia de drenagem do rio Urupá imprimem um sinal biogeoquímico que se sobrepõe de tal modo ao da presença antrópica, que fica inviável atribuir a variabilidade espacial dos ions maiores à influência humana. Por outro lado, há indícios claros que o ciclo do carbono tenha sido alterado,

em decorrência da transformação de florestas em pastagens, e do aumento da exportação na forma de carbono orgânico dissolvido.

ANEXOS

ANEXO A – Classificação de Strahler (1963) para o Urupá e seus tributários



ANEXO B – Valores medianos, mínimos e máximos para os cátions maiores

Período	Local Amostrado	Concentração Mediana (min - máx) em μM			
		Mg^{2+}	K^{+}	Na^{+}	Ca^{2+}
Total					
n = 50	**U1**	12,90 (7,01 - 34,25)	27,07 (16,39 - 59,52)	34,13 (21,76 - 45,86)	16,50 (8,59 - 30,59)
	U2	38,62 (19,01 - 67,21)	55,98 (32,55 - 129,07)	69,61 (36,93 - 113,19)	51,54 (25,88 - 84,89)
	U3	58,49 (29,14 - 101,41)	61,61 (37,42 - 158,44)	86,45 (44,84 - 146,55)	76,66 (35,09 - 129,01)
	U4	74,39 (44,00 - 117,08)	72,00 (44,45 - 165,16)	106,89 (64,28 - 185,59)	97,22 (68,05 - 153,16)
	U5	79,77 (60,21 - 125,36)	76,08 (40,79 - 165,53)	114,61 (68,32 - 215,55)	105,58 (71,73 - 157,71)
	U6	79,82 (34,47 - 156,96)	76,23 (39,64 - 159,15)	117,12 (63,89 - 219,58)	104,05 (46,28 - 181,82)
Enchente					
n = 18	**U1**	13,70 (7,54 - 34,25)	40,12 (19,25 - 59,52)	29,96 (23,02 - 38,49)	17,41 (11,91 - 30,59)
	U2	50,14 (29,11 - 67,21)	81,60 (44,22 - 129,07)	78,64 (60,23 - 109,15)	61,86 (39,84 - 84,89)
	U3	77,61 (46,00 - 101,41)	88,11 (56,94 - 158,44)	112,90 (69,32 - 141,53)	94,85 (60,76 - 129,01)
	U4	82,30 (62,87 - 117,08)	107,44 (68,63 - 165,16)	125,72 (88,75 - 182,82)	103,58 (83,38 - 153,16)
	U5	93,98 (68,97 - 119,60)	115,43 (62,47 - 165,53)	139,79 (89,34 - 197,79)	112,85 (87,52 - 157,71)
	U6	94,24 (69,65 - 156,96)	116,79 (62,28 - 159,15)	142,13 (89,24 - 191,66)	113,78 (87,55 - 181,82)
Cheia					
n = 16	**U1**	11,26 (7,01 - 20,11)	21,21 (16,39 - 50,64)	34,67 (21,76 - 41,59)	13,96 (8,59 - 25,84)
	U2	29,31 (19,01 - 53,68)	43,07 (32,55 - 73,07)	51,52 (36,93 - 70,29)	37,03 (25,88 - 68,16)
	U3	49,20 (29,14 - 76,28)	55,02 (38,09 - 69,92)	62,93 (44,84 - 89,12)	62,40 (35,09 - 95,95)
	U4	69,04 (55,67 - 105,82)	66,91 (44,45 - 77,35)	81,74 (64,28 - 113,56)	86,70 (68,05 - 131,32)
	U5	68,89 (60,21 - 107,36)	68,66 (56,39 - 86,04)	85,31 (68,32 - 118,39)	89,25 (71,73 - 132,27)
	U6	70,28 (34,47 - 107,84)	68,60 (39,64 - 81,91)	84,06 (63,89 - 121,25)	91,53 (46,28 - 133,83)
Vazante					
n = 8	**U1**	12,97 (8,90 - 20,04)	17,99 (16,97 - 21,58)	38,12 (25,48 - 43,38)	14,60 (9,35 - 17,60)
	U2	34,16 (26,96 - 43,90)	37,78 (34,75 - 47,92)	68,52 (51,41 - 83,81)	43,19 (30,31 - 54,93)
	U3	56,92 (43,86 - 63,77)	47,38 (37,42 - 54,70)	80,91 (45,61 - 95,43)	68,94 (51,86 - 79,65)
	U4	75,93 (59,82 - 81,48)	52,65 (45,80 - 63,78)	104,31 (72,58 - 117,65)	95,63 (77,84 - 105,90)
	U5	79,41 (61,46 - 86,35)	56,27 (40,79 - 66,58)	111,01 (71,09 - 127,23)	97,01 (79,29 - 112,86)
	U6	79,82 (63,61 - 87,36)	58,45 (49,82 - 66,74)	112,4 (71,06 - 129,91)	97,45 (84,02 - 113,90)
Seca					
n = 8	**U1**	13,75 (8,44 - 22,22)	44,57 (25,70 - 49,58)	37,33 (25,14 - 45,86)	18,08 (14,58 - 25,38)
	U2	45,44 (27,70 - 56,91)	70,09 (37,41 - 88,52)	82,40 (68,96 - 113,19)	64,34 (45,03 - 83,42)
	U3	68,91 (41,00 - 84,83)	83,52 (43,35 - 108,49)	115,13 (91,92 - 146,55)	95,32 (68,49 - 118,69)
	U4	77,89 (44,00 - 117,07)	82,57 (50,33 - 143,47)	152,00 (113,60 - 185,59)	112,85 (69,98 - 146,91)
	U5	85,74 (66,09 - 125,36)	89,48 (53,37 - 159,48)	167,85 (142,99 - 215,55)	122,90 (109,09 - 157,06)
	U6	90,68 (55,55 - 124,51)	92,81 (54,73 - 155,46)	176,45 (142,95 - 219,58)	130,94 (92,83 - 159,07)

n = número de amostragens em cada período

ANEXO C – Valores medianos, mínimos e máximos para os ânions maiores

Período	Local Amostrado	Concentração Mediana (min - máx) em µM			
		Cl^-	CO_3^{-2}	HCO_3^-	SO_4^{2-}
Total					
	U1	6,31 (2,14 - 23,02)	0,01 (0,01 - 0,02)	48,77 (5,84 - 97,36)	2,44 (0,54 - 8,93)
	U2	12,94 (6,09 - 34,83)	0,05 (0,01 - 0,16)	206,18 (6,88 - 364,55)	3,28 (1,31 - 11,07)
n = 50	**U3**	14,46 (6,30 - 38,13)	0,08 (0,01 - 0,58)	279,29 (88,22 - 602,67)	4,08 (0,97 - 12,38)
	U4	16,39 (7,94 - 44,39)	0,13 (0,02 - 1,87)	386,80 (190,08 - 679,09)	4,10 (0,54 - 13,19)
	U5	15,90 (7,27 - 53,40)	0,23 (0,02 - 2,30)	462,34 (236,50 - 713,16)	4,18 (0,62 - 10,84)
	U6	16,32 (7,58 - 57,98)	0,22 (0,02 - 2,70)	442,34 (226,86 - 727,71)	4,12 (0,56 - 11,52)
Enchente					
	U1	6,97 (2,14 - 19,70)	0,01 (0,01 - 0,01)	52,21 (22,92 - 93,36)	4,08 (1,57 - 8,93)
	U2	16,47 (6,09 - 34,83)	0,06 (0,01 - 0,14)	214,75 (78,36 - 320,97)	5,33 (1,63 - 11,07)
n = 18	**U3**	17,42 (7,31 - 37,02)	0,16 (0,02 - 0,37)	373,24 (185,03 - 602,67)	5,52 (1,81 - 12,38)
	U4	19,95 (8,10 - 44,39)	0,15 (0,02 - 0,40)	399,88 (190,08 - 557,53)	5,70 (1,89 - 13,19)
	U5	17,46 (7,27 - 45,36)	0,22 (0,02 - 1,00)	478,11 (236,50 - 620,68)	5,53 (1,50 - 10,84)
	U6	18,94 (7,58 - 42,65)	0,26 (0,02 - 0,77)	483,36 (226,86 - 676,94)	5,97 (1,59 - 11,52)
Cheia					
	U1	5,65 (3,17 - 23,02)	0,01 (0,01 - 0,01)	30,83 (5,84 - 75,59)	1,80 (0,94 - 3,74)
	U2	10,31 (6,11 - 26,74)	0,02 (0,01 - 0,07)	113,68 (6,88 - 238,81)	2,52 (1,31 - 5,46)
n = 16	**U3**	12,96 (6,30 - 28,75)	0,04 (0,01 - 0,12)	189,00 (88,22 - 382,23)	2,90 (1,66 - 5,36)
	U4	13,82 (7,94 - 22,89)	0,08 (0,05 - 0,28)	276,43 (227,51 - 482,81)	3,11 (1,10 - 7,15)
	U5	13,89 (8,62 - 25,22)	0,14 (0,08 - 0,42)	324,85 (244,90 - 550,89)	3,27 (1,10 - 9,14)
	U6	16,22 (8,94 - 27,78)	0,16 (0,06 - 0,47)	331,67 (256,98 - 541,03)	2,88 (1,25 - 7,61)
Vazante					
	U1	4,12 (2,77 - 9,76)	0,01 (0,01 - 0,01)	36,63 (26,49 - 67,05)	2,00 (1,34 - 2,44)
	U2	9,28 (6,83 - 17,30)	0,05 (0,02 - 0,08)	207,59 (98,63 - 343,58)	1,93 (1,41 - 5,21)
n = 8	**U3**	11,19 (6,77 - 14,91)	0,08 (0,02 - 0,16)	257,68 (131,11 - 373,89)	3,78 (1,78 - 4,30)
	U4	12,34 (9,54 - 17,28)	0,16 (0,05 - 0,32)	363,01 (223,34 - 478,24)	3,42 (1,58 - 6,40)
	U5	12,91 (9,79 - 18,89)	0,24 (0,07 - 0,41)	422,08 (251,48 - 500,95)	4,03 (1,61 - 6,26)
	U6	14,06 (10,34 - 18,6)	0,24 (0,09 - 0,48)	409,82 (274,57 - 600,23)	4,19 (2,18 - 6,27)
Seca					
	U1	10,04 (5,03 - 11,93)	0,01 (0,01 - 0,02)	72,60 (25,19 - 97,36)	4,57 (0,54 - 4,99)
	U2	24,96 (8,41 - 29,82)	0,12 (0,01 - 0,16)	277,26 (144,20 - 364,55)	4,31 (3,42 - 4,90)
n = 8	**U3**	23,85 (9,08 - 38,13)	0,32 (0,04 - 0,58)	407,05 (281,33 - 570,80)	5,06 (0,97 - 5,80)
	U4	22,85 (12,44 - 38,77)	0,66 (0,10 - 1,87)	569,00 (386,80 - 679,09)	4,61 (0,54 - 5,71)
	U5	26,96 (11,16 - 53,40)	1,26 (0,48 - 2,30)	645,49 (561,82 - 713,16)	3,27 (0,62 - 5,23)
	U6	24,64 (12,77 - 57,98)	1,51 (0,54 - 2,70)	642,41 (547,38 - 727,71)	3,77 (0,56 - 5,67)

n = número de amostragens em cada período

ANEXO D – Valores medianos, mínimos e máximos para concentrações das formas de carbono e valores de $\delta^{13}C$ do CID

Período	Local Amostrado	Mediana (min - máx)			
		COD (μM)	CID (μM)	CO_2 (μM)	$\delta^{13}C$ do CID ($^0/_{00}$)
Total					
n = 50	**U1**	356,69 (166,20 - 1292,09)	107,00 (33,44 - 238,87)	60,89 (27,6 - 149,96)	-16,93 (-22,01 - -7,28)
	U2	464,57 (211,25 - 1279,17)	294,32 (9,85 - 502,96)	81,96 (2,97 - 353,19)	-12,01 (-19,51 - -6,86)
	U3	544,68 (216,25 - 2078,75)	414,10 (189,00 - 1105,23)	98,47 (53,22 - 502,49)	-11,74 (-15,85 - -5,63)
	U4	584,11 (225,14 - 1137,50)	509,32 (324,10 - 771,82)	106,34 (19,36 - 380,15)	-8,48 (-12,36 - -5,50)
	U5	591,75 (159,50 - 1686,25)	561,37 (324,32 - 770,69)	82,73 (23,88 - 334,17)	-7,86 (-12,78 - -4,90)
	U6	604,50 (187,17 - 2004,59)	532,39 (344,32 - 830,46)	80,3 (21,2 - 360,41)	-7,61 (-11,25 - -3,11)
Enchente					
n = 18	**U1**	421,61 (314,17 - 1075,42)	105,58 (61,14 - 238,87)	58,14 (38,23 - 145,51)	-17,34 (-21,17 - -15,45)
	U2	656,94 (350,14 - 1279,17)	330,57 (207,44 - 432,73)	89,9 (63,21 - 353,19)	-10,46 (-13,89 - -9,46)
	U3	669,00 (317,17 - 2078,75)	465,69 (354,10 - 1105,23)	109,73 (64,37 - 502,49)	-11,00 (-14,41 - -8,72)
	U4	752,13 (419,78 - 1137,50)	569,10 (433,87 - 771,82)	120,99 (56,7 - 380,15)	-8,33 (-10,49 - -6,17)
	U5	776,68 (422,39 - 1686,25)	584,44 (431,37 - 770,69)	91,72 (42,67 - 334,17)	-7,86 (-8,46 - -4,90)
	U6	714,46 (377,48 - 2004,59)	577,85 (418,87 - 830,46)	85,9 (39,67 - 360,41)	-7,38 (-8,32 - -3,11)
Cheia					
n = 16	**U1**	393,27 (178,59 - 1292,09)	81,58 (33,44 - 216,53)	51,99 (27,60 - 149,96)	-17,92 (-22,01 - -16,24)
	U2	552,44 (285,30 - 1188,34)	206,80 (9,85 - 414,55)	83,79 (2,97 - 253,19)	-14,11 (-19,51 - -12,2)
	U3	616,36 (375,80 - 1311,25)	292,05 (189,00 - 619,10)	97,53 (83,54 - 250,68)	-14,72 (-15,85 - -12,91)
	U4	584,05 (426,59 - 1097,09)	389,78 (324,10 - 688,41)	106,23 (71,14 - 306,34)	-10,86 (-12,36 - -9,09)
	U5	614,11 (455,75 - 1080,00)	405,69 (324,32 - 702,73)	86,13 (68,14 - 198,13)	-9,64 (-12,78 - -8,69)
	U6	631,70 (429,05 - 947,50)	403,64 (344,32 - 710,69)	95,38 (60,62 - 184,62)	-9,93 (-11,25 - -8,82)
Vazante					
n = 8	**U1**	264,82 (166,20 - 436,84)	110,54 (89,14 - 137,30)	70,49 (50,85 - 83,62)	-14,67 (-19,30 - -7,28)
	U2	280,78 (211,25 - 430,75)	285,23 (175,21 - 502,96)	81,96 (72,06 - 159,31)	-7,81 (-13,82 - -6,94)
	U3	353,48 (225,00 - 592,20)	362,62 (245,46 - 472,50)	101,03 (80,74 - 157,35)	-8,05 (-13,52 - -5,63)
	U4	409,37 (225,14 - 541,75)	452,16 (347,73 - 557,05)	96,08 (53,72 - 124,35)	-6,49 (-9,28 - -5,55)
	U5	367,66 (219,48 - 463,55)	505,91 (362,28 - 607,28)	85,95 (39,55 - 112,23)	-6,12 (-8,95 - -5,57)
	U6	464,46 (216,75 - 604,50)	486,82 (370,69 - 682,73)	83,81 (39,3 - 97,28)	-7,59 (-9,40 - -5,12)
Seca					
n = 8	**U1**	329,78 (228,13 - 471,17)	139,25 (105,44 - 158,98)	64,29 (53,22 - 130,50)	-12,24 (-15,79 - -9,78)
	U2	347,73 (228,75 - 487,39)	359,55 (318,87 - 459,32)	74,07 (57,46 - 238,52)	-9,58 (-11,53 - -6,86)
	U3	316,00 (216,25 - 529,53)	496,03 (421,14 - 633,41)	66,09 (53,22 - 251,60)	-9,20 (-11,03 - -7,62)
	U4	376,56 (285,63 - 985,28)	621,14 (530,23 - 723,87)	59,79 (19,36 - 243,18)	-7,16 (-7,72 - -5,50)
	U5	387,61 (159,50 - 791,20)	689,21 (635,23 - 739,32)	40,08 (23,88 - 72,94)	-6,03 (-7,24 - -5,13)
	U6	340,45 (187,17 - 794,87)	673,87 (577,50 - 751,60)	29,72 (21,20 - 68,23)	-5,19 (-6,25 - -4,14)

n = número de amostragens em cada período

ANEXO E – Distribuição sazonal do COD, CO_2 e $\delta^{13}C$ do CID no rio Urupá

Período	Arranjo	n	Concentração Mediana (min - máx) em μM		
			COD (μM)	CO_2 (μM)	$\delta^{13}C$ do CID ($^0/_{00}$)
Enchente					
	Grupo 1	18	421,61 (314,17 - 1075,42)	58,14 (38,23 - 145,51)	-17,34 (-21,17 - -15,45)
	Grupo 2	36	669,00 (317,17 - 2078,75)	98,68 (63,21 - 502,49)	-10,83 (-14,41 - -8,72)
	Grupo 3	54	752,13 (377,48 - 2004,59)	107,92 (39,67 - 380,15)	-7,98 (-10,49 - -3,11)
Cheia					
	Grupo 1	16	393,27 (178,59 - 1292,09)	51,99 (27,60 - 149,96)	-17,92 (-22,01 - -16,24)
	Grupo 2	32	586,75 (285,3 - 1311,25)	96,37 (2,97 - 253,19)	-14,32 (-19,51 - -12,20)
	Grupo 3	48	603,59 (426,59 - 1097,09)	95,41 (60,62 - 306,34)	-9,90 (-12,78 - -8,69)
Vazante					
	Grupo 1	8	264,82 (166,20 - 436,84)	70,49 (50,85 - 83,62)	-14,67 (-19,30 - -7,28)
	Grupo 2	16	338,14 (211,25 - 592,20)	97,91 (72,06 - 159,31)	-7,93 (-13,82 - -5,63)
	Grupo 3	24	411,19 (216,75 - 604,50)	86,78 (39,30 - 124,35)	-6,31 (-9,40 - -5,12)
Seca					
	Grupo 1	8	329,78 (228,13 - 471,17)	64,29 (53,22 - 130,50)	-12,24 (-15,79 - -9,78)
	Grupo 2	16	330,76 (216,25 - 529,53)	71,10 (53,22 - 251,60)	-9,58 (-11,53 - -6,86)
	Grupo 3	24	372,66 (159,50 - 985,28)	39,66 (19,36 - 243,18)	-5,50 (-7,72 - -4,14)

n = Número de coletas em cada grupo

REFERÊNCIAS

AGENCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Banco de dados**. Disponível em: <http://hidroweb.ana.gov.br>. Acesso em: 1° ago. 2005.

AITKENHEAD-PETERSON, J.A.; H.MCDOWELL, W.; NEFF, J.C. Sources, production and regulation of allochthonous dissolved organic matter. In: FINDLAY, S.E.G. e SINSABAUGH, R.L. (Ed.). **Aquatic Ecosystems:** Interactivity of Dissolved Organic Matter. New York: Acadimic Press, 2003. p.26-70.

BALLESTER, M.V.R.; VICTORIA, D.D.; KRUSCHE, A.V.; COBURN, R.; VICTORIA, R.L.; RICHEY, J.E.; LOGSDON, M.G.; MAYORGA, E.; MATRICARDI, E. A remote sensing/GIS-based physical template to understand the biogeochemistry of the Ji-Paraná river basin (Western Amazonia). **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 87, n. 4, p. 429-445, 2003.

BASTOS, T.X.; DINIZ, T. **Avaliação do clima do Estado de Rondônia para desenvolvimento agrícola**. Belém: EMBRAPA, CPATU, 1982. 28 p. **(**Boletim de Pesquisa, 44).

BERNARDES, M.C.; MARTINELLI, L.A.; KRUSCHE, A.V.; GUDEMAN, J.; MOREIRA, M.; VICTORIA, R.L.; OMETTO, J.P.H.B.; BALLESTER, M.V.R.; AUFDENKAMPE, A.K.; RICHEY, J.E.; HEDGES, J.I. Riverine organic matter composition as a function of land use changes, Southwest Amazon. **Ecological Applications**, Washington, v. 14, n. 4, p. S263-S279, 2004.

BERTISSON, S.; JEREMY, B.; JONES, J. Supply of dissolved organic carbon matter to aquatic ecosystems: Autochthonous sources. In: FINDLAY, S.E.G. e SINSABAUGH, R.L. (Ed.). **Aquatic ecosystems:** interactivity of dissolved organic matter. New York: Academic Press, 2002. p. 3-24.

BIGGS, T.W.; DUNNE, T.; MARTINELLI, L.A. Natural controls and human impacts on stream nutrient concentrations in a deforested region of the Brazilian Amazon basin. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v.68, n.2, p.227-257, 2004.

BRUNET, F.; GAIERO, D.; PROBST, J.L.; DEPETRIS, P.J.; LAFAYE, F.G.; STILLE, P. Delta C-13 tracing of dissolved inorganic carbon sources in Patagonian rivers (Argentina). **Hydrological Processes**, Chichester, v. 19, n. 17, p. 3321-3344, 2005.

CAMPOS, H. de. **Estatística experimental não-paramétrica.** 4. ed. Piracicaba: S.N. 1983. 349 p.

CASSIOLATO, M.E. **Carbono orgânico dissolvido na solução do solo sob floresta e pastagem em Rondônia.** 2002. 70 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

CASTELLANOS BONILLA, A.L. **Balanço de nitrogênio em bacias pareadas (Floresta x Pastagem) no Estado de Rondônia.** 2005. 69 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

CERLING, T.E.; SOLOMON, D.K.; QUADE, J.; BOWMAN, J.R. On the isotopic composition of carbon in soil carbon-dioxide. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, New York, v. 55, n. 11, p. 3403-3405, 1991.

COLE, J.J.; CARACO, N.F. Carbon in catchments: connecting terrestrial carbon losses with aquatic metabolism. **Marine and Freshwater Research**, Melbourne, v. 52, n. 1, p. 101-110, 2001.

DEVOL, A.H.; HEDGES, J.I. Organic matter and nutrients in the mainstem Amazon river. In: MCCLAIN, M.E.; VICTORIA, R.L. e RICHEY, J.E. (Ed.). **The biogeochemistry of the Amazon Basin**. New York: Oxford University Press, 2001. p. 15-41.

DREVER, J.I. **The geochemistry of natural waters**. 3. ed. New Jersey: Prentice-Hall, 1997. 436 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** Brasília: Embrapa Solos, 2005. 388 p.

FORTI, M.C.; BOULET, R.; MELFI, A.J.; NEAL, C. Hydrogeochemistry of a small catchment in Northeastern Amazonia: A comparison between natural with deforested parts of the catchment (Serra do Navio, Amapa State, Brazil). **Water Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 118, n. 3-4, p. 263-279, 2000.

GIBBS, R.J. Mechanisms controlling world water chemistry. **Science**, Washington, v. 170, n. 3962, p. 1088-1090, 1970.

GOUVEIA NETO, S. C. **Concentrações e balanços de Carbono Orgânico Dissolvido em duas bacias do estado de Rondônia: Uma comparação entre floresta e pastagem.** 2006. 55 f. Dissertação (Mestrado em Energia Nuclear na Agricultura) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

HAUER, F.R.; LAMBERTI, G.A. (Ed.). **Methods in stream ecology**. New York: Academic Press, 1996. 674 p.

HERLIHY, A.T.; STODDARD, J.L.; JOHNSON, C.B. The relationship between stream chemistry and watershed land cover data in the mid-Atlantic region, US. **Water Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v.105, n.1-2, p.377-386, 1998.

HUNSAKER, C.T.; LEVINE, D.A. Hierarchical approaches to the study of water-quality in rivers. **Bioscience**, Washington, v. 45, n. 3, p. 193-203, 1995.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Banco de dados**. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em 20 Ago. 2006.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **Monitoramento da floresta**. São José dos Campos: INPE, 2003.

KAUFFMAN, J.B.; CUMMINGS, D.L.; WARD, D.E. Fire in the Brazilian Amazon 2. Biomass, nutrient pools and losses in cattle pastures. **Oecologia**, Berlin, v. 113, n. 3, p. 415-427, 1998.

LEITE, N.K. **A biogeoquímica do rio Ji-Paraná, Rondônia**. 2004. 44 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

LESACK, L.F.W.; HECKY, R.E.; MELACK, J.M. Transport of carbon, nitrogen, phosphorus, and major solutes in the Gambia River, West-Africa. **Limnology and Oceanography**, Grafton, v. 29, n. 4, p. 816-830, 1984.

LIKENS, G.E.; BORMANN, F.H.; JOHNSON, N.M.; FISHER, D.W.; PIERCE, R.S. Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in Hubbard Brook watershed-ecosystem. **Ecological Monographs**, Durham, v. 40, n. 1, p. 23-47, 1970.

MARENGO, J.A.; NOBRE, C.A. General characteristics and variability of climate in the Amazon Basin and its links to the global climate system. In: MCCLAIN, M.E.; VICTORIA, R.L. e RICHEY, J.E. (Ed.). **The biogeochemistry of the Amazon Basin**. New York: Oxford University Press, 2001. p. 15-41.

MARKEWITZ, D.; DAVIDSON, E.A.; FIGUEIREDO, R.D.O.; VICTORIA, R.L.; KRUSCHE, A.V. Control of cation concentrations in stream waters by surface soil processes in an Amazonian watershed. **Nature**, London, v. 410, n. 6830, p. 802-805, 2001.

MARTINELLI, L.A.; DEVOL, A.H.; VICTORIA, R.L.; RICHEY, J.E. Stable carbon isotope variation in C3 and C4 plants along the Amazon River. **Nature**, London, v. 353, n. 6339, p. 57-59, 1991.

MARTINELLI, L.A.; BALLESTER, M.V.; KRUSCHE, A.V.; VICTORIA, R.L.; DE CAMARGO, P.B.; BERNARDES, M.; OMETTO, J.P.H.B. Landcover changes and delta C-13 composition of riverine particulate organic matter in the Piracicaba River Basin (southeast region of Brazil). **Limnology and Oceanography**, Grafton, v. 44, n. 7, p. 1826-1833, 1999.

MELACK, J.M. Transport and transformations of P in fluvial and lacustrine ecosystems. In: TIESSEN, H. (Ed.). **Phosphorus in the global environment**. Chichester: J. Wiley, 1995. p. 245-254. (SCOPE, 54).

MEYER, J.L.; MCDOWELL, W.H.; BOTT, T.L.; ELWOOD, J.W.; ISHIZAKI, C.; MELACK, J.M.; PECKARSKY, B.L.; PETERSON, B.J.; RUBLEE, P.A. Elemental dynamics in streams. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 7, n. 4, p. 410-432, 1988.

MORTATTI, J.; PROBST, J.L. Silicate rock weathering and atmospheric/soil CO2 uptake in the Amazon basin estimated from river water geochemistry: seasonal and spatial variations. **Chemical Geology**, Amsterdam, v. 197, n. 1-4, p. 177-196, 2003.

NEFF, J.C.; ASNER, G.P. Dissolved organic carbon in terrestrial ecosystems: Synthesis and a model. **Ecosystems**, New York, v. 4, n. 1, p. 29-48, 2001.

NEPSTAD, D.C.; VERISSIMO, A.; ALENCAR, A.; NOBRE, C.; LIMA, E.; LEFEBVRE, P.; SCHLESINGER, P.; POTTER, C.; MOUTINHO, P.; MENDOZA, E.; COCHRANE, M.; BROOKS, V. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature**, London, v. 398, n. 6727, p. 505-508, 1999.

NEU, V. **Influência da cobertura vegetal na ciclagem de nutrientes via solução do solo na região de Manuas-AM.** 2005. 93 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

OLIVEIRA, O. A. de. **Geografia de Rondônia Espaço & Produção.** 2. ed. Porto Velho: Dinâmica Editora e Distribuidora LTDA, 2003. 186 p

PARKER, A.; ERA, J.E. **Environmental interactions of clays**. Berlin: Springer-Verlag, 1998. 271 p.

PEDLOWSKI, M.A.; MATRICARDI, E.A.T.; SKOLE, D.; CAMERON, S.R.; CHOMENTOWSKI, W.; FERNANDES, C.; LISBOA, A. Conservation units: a new deforestation frontier in the Amazonian state of Rondonia, Brazil. **Environmental Conservation**, Lausanne, v. 32, n. 2, p. 149-155, 2005.

RASERA, M.F.F.L. **O papel das emissões de CO2 para a atmosfera, em rios da bacia do Ji-Paraná (RO), no ciclo do carbono**. 2005. 69 f. Dissertação (Mestrado em Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

RICHEY, J.E.; VICTORIA, R.L.; SALATI, E.; FORSBERG, B.R. The biogeochemistry of a major river system: The Amazon case study. In: DEGENS, E.T.; KEMPE, S. e RICHEY, J.E. (Ed.). **Biogeochemistry of major world rivers**. New York: John Wiley & Sons, 1991. p. 57-74.

RICHEY, J. E.; WILHELM, S.R.; MCCLAIN, M.E.; VICTORIA, R.L.; MELACK, J.M.; ARAUJO-LIMA, C.A.R.M. Organic matter and nutrient dynamics in river corridors of the Amazon Basin and their response to anthropogenic change. **Ciência e Cultura,** São Paulo, v. 49, p. 98-110, 1997.

RICHEY, J.E.; MELACK, J.M.; AUFDENKAMPE, A.K.; BALLESTER, V.M.; HESS, L.L. Outgassing from Amazonian rivers and wetlands as a large tropical source of atmospheric CO2. **Nature**, London, v. 416, n. 6881, p. 617-620, 2002.

SHARPLEY, A. N. et al. Phosphorus transfers from terrestrial to aquatic systems. In: TIESSEN , H. (Ed.). **Phosphorus in the global environment.** Chichester: John Wiley, 1995. p. 171-200. (SCOPE, 54).

STRAHLER, A.N. **The earth sciences**. New York: Harper and Row, 1963. 681 p.

STUMM, W.; MORGAN, J.J. **Aquatic chemistry**: Chemical equilibria and rates in natural waters. New York: John Wiley & Sons, 1996. 1022 p.

THOMAS, S.M.; NEILL, C.; DEEGAN, L.A.; KRUSCHE, A.V.; BALLESTER, V.M.; VICTORIA, R.L. Influences of land use and stream size on particulate and dissolved materials in a small Amazonian stream network. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 68, n. 2, p. 135-151, 2004.

VIEIRA, L.S. **Manual da ciência e do solo**: com ênfase aos solos tropicais. São Paulo: Editora Agronômica Ceres, 1988. 464 p.

VITOUSEK, P.M.; GOSZ, J.R.; GRIER, C.C.; MELILLO, J.M.; REINERS, W.A.; TODD, R.L. Nitrate losses from disturbed ecosystems. **Science**, Washington, v. 204, n. 4392, p. 469-474, 1979.

ZIMMERMANN, B.; ELSENBEER, H.; DE MORAES, J.M. The influence of land-use changes on soil hydraulic properties: Implications for runoff generation. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.222, n.1-3, p.29-38, 2006.