

Impactos de diferentes usos da terra sobre os recursos hídricos em microbacias no Nordeste Paraense na Amazônia Oriental

Daniel Fernandes Rodrigues Barroso, Ricardo de Oliveira Figueiredo,
Camila da Silva Pires & Fabíola Fernandes Costa

RESUMO

Este estudo avaliou os impactos de diferentes usos da terra sobre os recursos hídricos em 18 microbacias do Nordeste Paraense a partir da análise da concentração de cátions e ânions inorgânicos dissolvidos: cálcio, magnésio, sódio, potássio, cloreto, sulfato, fosfato, nitrato e amônio. O estudo foi realizado no Nordeste Paraense, em dezoito microbacias com diferentes usos da terra situadas nos municípios de Marapanim e Igarapé-Açu, pertencentes a bacia do rio Marapanim, e em Mãe do Rio e Irituia, pertencentes na Bacia do Rio Guamá. Quatro dessas microbacias situam-se em fragmentos florestais em bom estado de conservação, sendo então definidas como bacias de referência para comparação com as demais bacias mais antropizadas. O estudo demonstrou a forte influência dos sistemas agropecuários sobre os recursos hídricos, especialmente do sistema de corte e queima e das pastagens no aporte de cálcio, magnésio e potássio. Tais influências foram confirmadas pelas análises estatísticas que mostraram fortes correlações diretas entre o percentual de cultura agrícola e pastagem e as concentrações de cálcio, magnésio e potássio. Da mesma forma, as pastagens também influenciaram na dinâmica de nitrogênio, especialmente a forma orgânica (nitrogênio amoniacal), que ocorreu em maiores concentrações nas microbacias de pastagens, enquanto que na microbacia com uso de sistemas de irrigação e uso de defensivos a base de nitrogênio, o nitrato foi mais elevado. Por outro lado, as florestas são muito importantes para o aporte de nitrato, cloreto e sódio para os recursos hídricos. Assim, a mudança de uso da terra em escala de microbacia causa impactos na dinâmica de nutrientes, pois altera a composição química das águas naturais, podendo assim interferir na qualidade das águas dessas microbacias para os diferentes usos.

Palavras-chave: Bacias antropizadas, conservação, rio Marapanim.

Introdução

O bioma amazônico é caracterizado por uma densa floresta tropical úmida que possui uma enorme biodiversidade, abundância de águas fluviais e muitas riquezas minerais no seu subsolo. Grande parte da floresta amazônica brasileira permaneceu praticamente intacta até o início da era “moderna” do desmatamento, que foi intensificado com a inauguração da rodovia Transamazônica, em 1970 (FEARNSIDE, 2005).

Atualmente a cobertura do solo na Amazônia é dominada por três tipos de paisagem: floresta primária, floresta secundária (capoeiras em diversos estágios de sucessão) e pastagem (SALIMON, 2003). Localizada na Amazônia oriental, a mesorregião Nordeste Paraense representa um importante pólo agropecuário da economia paraense (REBELLO et al., 2011), principalmente a agricultura itinerante de derruba e queima da vegetação secundária ou de pousio (localmente denominada como capoeira) e o estabelecimento de amplas pastagens. Por exemplo, em três microbacias hidrográficas no Nordeste Paraense avaliadas por Watrin et al. (2009), áreas de floresta secundária em estágios sucessionais iniciais foram mais representativas em duas das três microbacias, e pastagens representaram o padrão dominante de uso da terra em todas as três microbacias, com predominâncias da classe pasto sujo.

As atividades agropecuárias podem causar vários impactos sobre o meio ambiente e para os recursos hídricos. Os impactos ambientais de atividades agropecuárias decorrem principalmente de fatores, segundo Sambuichi et al. (2012): da mudança do uso do solo, resultante do desmatamento e da conversão de ecossistemas naturais em áreas cultivadas, e da degradação das áreas cultivadas, causada por práticas de manejo inadequadas. Vários autores citam diferentes impactos sobre os recursos hídricos provenientes de atividades agropecuárias. Markewitz et al. (2001) citam que o desmatamento, a queima da floresta e as atividades agropecuárias alteram os fluxos de nutrientes nos ecossistemas amazônicos, refletindo em impactos sobre a qualidade das águas superficiais e subterrâneas. Os efeitos das mudanças de usos da terra para a implantação de atividades agropecuárias são

mais evidentes quando avaliados os rios menores (de 1ª e 2ª ordem), segundo Krusche et al. (2005). As atividades agrícolas são importantes fontes de poluição das águas, pois os sedimentos oriundos da erosão de solos e sobrepastejo (MILLER-JUNIOR, 2008), aliados ao uso de pesticidas e fertilizantes, contribuem para a contaminação das fontes de águas. A contribuição das atividades agropecuárias como fonte de nutrientes, poluentes e sedimentos para os igarapés pode ocorrer também, via escoamento superficial de água da chuva em solos de pastagens (TELES; DOMINGUES, 2006). As atividades agrícolas também estão associadas à salinização da água superficial, eutrofização de corpos hídricos, contaminação por agrotóxicos nos compartimentos solo e água, e alterações dos padrões de erosão e sedimentação nas bacias (BRASIL, 2011).

Neste contexto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar os impactos de diferentes usos da terra sobre os recursos hídricos em microbacias localizadas no Nordeste Paraense a partir de análise da concentração de cátions e ânions inorgânicos dissolvidos.

Material e métodos

Caracterização das mesobacias

A localização da área de estudo no Nordeste Paraense está apresentada na Figura 1. A Área 1 é a mesobacia dos igarapés contíguos Buiúna e Timboteua e pertence a Bacia Hidrográfica do Rio Marapanim. A mesobacia fica localizada nos municípios de Marapanim e Igarapé-Açu. Já a Área 3 é a mesobacia do Igarapé Peripindeua, que pertence a Bacia Hidrográfica do Rio Guamá, localizada nos municípios de Mãe do Rio e Irituia. Nas Áreas 2 e 4, localizadas em São Francisco e Capitão Poço, respectivamente, predominam remanescentes florestais, que representam área superior a 85% da área de cada uma dessas microbacias, sendo assim escolhidas como microbacias de referência para o presente estudo. A Área 2 pertence a Bacia de Marapanim e a Área 4 pertence a Bacia do Guamá.

Neste estudo, foram avaliadas dezoito microbacias localizadas nessas quatro áreas. Nove dessas microbacias situam-se na bacia do Rio Marapanim, sendo que sete localizam-se na área da mesobacia dos igarapés contíguos Buiúna e Timboteua (Área 1), e as outras duas microbacias pertencem a mesobacia do Rio Inhaga (Área 2); estas serviram de referências por estarem concentradas em fragmentos de florestas em bom estado de conservação. As demais nove microbacias estão na Bacia do Rio Guamá, sendo sete localizadas na área da mesobacia do Igarapé Peripindeua (Área 3), enquanto que as outras duas microbacias pertencem a mesobacia do Rio Arauaí (Área 4) e serviram de referências por estarem localizadas em fragmento florestal em bom estado de conservação.

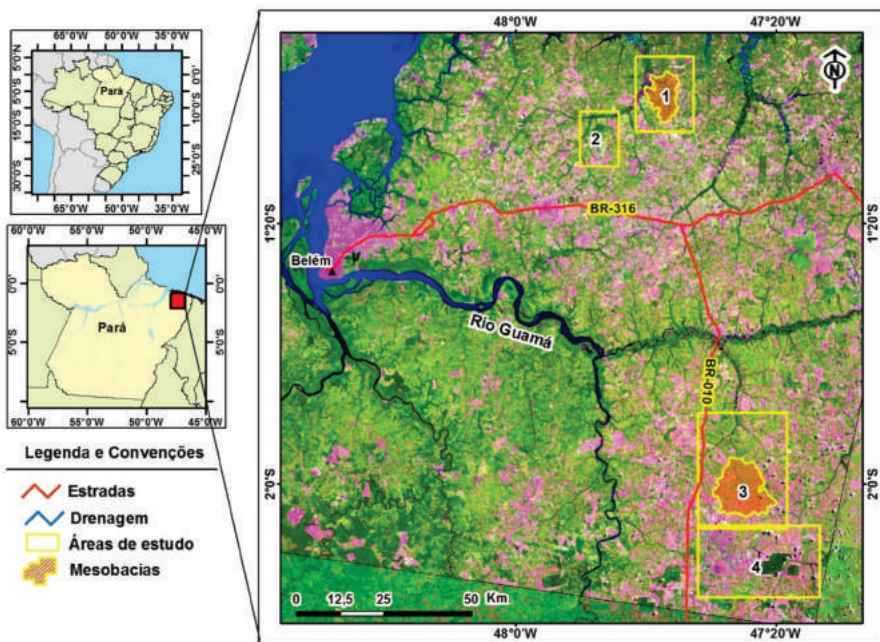


Figura 1. Localização das quatro áreas alvos deste estudo: 1 (Mesobacia dos igarapés contíguos Buiúna e Timboteua); 2 (Área de referência que contém duas microbacias contribuintes do Rio Inhaga); 3 (Mesobacia do Igarapé Peripindeua); e 4 (Área de referência que contém duas microbacias contribuintes do Rio Arauaí).

As mesobacias dos igarapés contíguos Buiúna e Timboteua (Área 2), tributários da margem esquerda do rio Marapanim, localizam-se ao sul do município de Marapanim e representam uma pequena parcela do território do município de Igarapé-Açu. O município de Marapanim integra a Microrregião do Salgado e, assim como o município de Igarapé-Açu, que pertence a Microrregião Bragantina, é uma antiga área de colonização da Amazônia (SÁ et al., 2007).

A mesobacia do Igarapé Peripindeua (Área 3) situa-se nos municípios de Mãe do Rio e Irituia, e pertence à Microrregião Guamá. Os acidentes hidrográficos mais importantes destes municípios são os rios Mãe do Rio e Irituia, afluentes da margem esquerda do Rio Guamá. A mesobacia do Igarapé Peripindeua refere-se a área drenada por tributário da margem direita do Rio Irituia.

A seleção das microbacias para avaliação pelo presente estudo ocorreu entre junho e agosto de 2009. Durante as campanhas de campo para seleção das microbacias, os seguintes aspectos foram observados: (a) acesso para facilitar a logística dos trabalhos de campo, (b) características físicas do ambiente, como a área de drenagem de cada microbacia, (c) os usos da terra predominantes em cada uma delas e (d) análise preliminar de parâmetros físico-químicos (temperatura, pH, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica) nas águas desses riachos.

Baseados nos critérios descritos acima, foram selecionadas 18 microbacias com diversos usos agropecuários e florestais. As microbacias pertencentes a Marapanim receberam os códigos de M1 a M7 (na mesobacia dos igarapés Buiúna e Timboteua) e as referências foram codificadas como MR1 e MR2. Já as microbacias do Guamá foram codificadas de G1 a G7 (na mesobacia do Igarapé Peripindeua) e as referências receberam os códigos GR1 e GR2. Os códigos das microbacias, o nome dos igarapés, as coordenadas geográficas, a área de cada microbacia e o uso predominante em de cada microbacia do presente estudo estão descritos na Tabela 1.

Tabela 1. Código das microbacias, nome do igarapé, coordenadas geográficas, área da microbacia e uso da terra predominante nas microbacias das áreas de estudadas.

Código das microbacias	Igarapé	Latitude	Longitude	Área (ha)	Uso da terra predominante
M1	Sem nome	01°03'16.19"S	47°36'30.86"W	37,55	Agropecuária
M2	Buiúna	01°01'30.20"S	47°38'22.95"W	42,49	Agropecuária
M3	Pachibá	01°00'24.20"S	47°37'58.08"W	63,79	Agropecuária
M4	Pirape- ma	00°57'40.61"S	47°35'15.86"W	48,67	Agropecuária
M5	Breu	01°00'44.32"S	47°39'01.82"W	113,80	Agropecuária
M6	Ubim	00°59'36.08"S	47°38'42.59"W	29,61	Agropecuária
M7	Passa- gem	01°00'11.79"S	47°37'35.23"W	140,72	Agropecuária
MR1	Sem nome	01°06'31,12"S	47°47'43,33"W	21,76	Floresta
MR2	Sem nome	01°05'34,48"S	47°48'20,57"W	105,75	Floresta
G1	Seringa	02°03'03,62"S	47°21'57,11"W	59,42	Agropecuária
G2	Tributá- rio do Areia	02°03'00,76"S	47°24'04,97"W	113,81	Agropecuária
G3	Divisa	02°04'06,25"S	47°23'55,30"W	63,79	Agropecuária
G4	Areia	02°04'08,41"S	47°24'27,55"W	114,15	Agropecuária
G5	Muquém	02°02'48,15"S	47°28'06,62"W	149,16	Agropecuária
G6	Chico Lopes	02°02'26,98"S	47°26'55,56"W	33,78	Agropecuária
G7	Puraquê	01°58'05,47"S	47°26'22,83"W	29,79	Agropecuária
GR1	Golpe	02°12'33,77"S	47°17'40,81"W	334,47	Floresta
GR2	Água Fria	02°11'53,66"S	47°19'57,29"W	229,35	Floresta

Para a análise das características ambientais das áreas estudadas, as duas mesobacias correspondentes às áreas 1 e 3 foram segmentadas em microbacias, com a utilização da ferramenta SWAT2000 (DI LUZIO et al. (2002), tendo como base a hidrografia digitalizada de cartas topográficas em escala 1:100.000. Esta delimitação foi baseada em um Modelo Digital de Elevação do Terreno (MDT) determinado a partir de dados da Shuttle Radar Topography Mission - SRTM. As análises foram feitas de modo a delimitar microbacias com áreas entre dezenas e poucas centenas de hectares (entre 20-350 hectares). O predomínio de uma classe de uso da terra foi determinado a partir da inspeção visual de limite das microbacias sobreposto a composições coloridas (baseadas em imagens de Satélite Landsat, sensor TM, RGB345) sobre as áreas das mesobacias, além da checagem de campo.

Procedimentos de campo e de laboratório

As campanhas de campo foram realizadas mensalmente de outubro de 2009 a setembro de 2010, totalizando 216 coletas de amostras de água fluvial, as quais que se referiram a doze coletas em cada ponto de amostragem representativo de cada um dos dezoito igarapés das microbacias avaliadas.

As coletas de água fluvial para análise de cátions - cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), sódio (Na^+), potássio (K^+) e amônio (NH_4^+) - e de ânions - cloreto (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}), nitrato (NO_3^-) e fosfato (PO_4^{3-}) - foram realizadas por meio da imersão, a 20-25 cm da coluna d'água, de frascos de polipropileno de boca larga (capacidade de 250 mL), previamente lavados com solução ácida (HCl 10%) e água deionizada ultra-pura (Milli-Q). Estes frascos foram totalmente preenchidos com amostras de água dos igarapés visando minimizar a presença de ar no interior do frasco e, em seguida, conservados sob refrigeração a 4°C até o momento das análises laboratoriais (Cetesb, 1978).

Após cada coleta, as amostras eram trazidas ao Laboratório de Ecofisiologia da EMBRAPA Amazônia Oriental, em Belém (PA), onde

eram filtradas através de membranas de polycarbonato (diâmetro do poro = 0,4 μm ; diâmetro da membrana = 47 mm; marca Millipore) em kit de filtração de polipropileno (Sterifil Aseptic System, da Millipore), utilizando uma bomba a vácuo livre de óleo lubrificante (marca Gast), sendo estocadas a 4°C em refrigerador até as análises no cromatógrafo iônico (Dionex DX-120, acoplado ao amostrador automático Dionex AS-40). Neste equipamento, as espécies químicas, após interação com coluna analítica específica (Ion Pac AS 22, para ânions, e Ion Pac CS 12, para cátions), foram medidas por um detector de condutividade.

Análise estatística

Para a verificação da relação entre a hidrogeoquímica fluvial e o uso e a cobertura da terra nas microbacias foi aplicada o teste de correlação de Spearman. Dessa maneira, foi avaliada a correlação entre as concentrações iônicas medidas nas águas fluviais e os percentuais de uso e cobertura da terra observados nas microbacias de drenagens.

Resultados e discussão

Concentração de cátions: Cálcio, Magnésio, Sódio e Potássio

As concentrações de cátions e ânions estão apresentados na Tabela 2:

✓ **Cálcio**

Na Bacia de Marapanim, as maiores concentrações médias de cálcio (Ca^{2+}) ocorreram nos igarapés das microbacias M6, M4 e M5 (Figura 2a). Na M6 e na M5 (ambas com influência da agricultura de derruba e queima), as concentrações médias (\pm erro padrão) foram respectivamente de 41,92 ($\pm 3,97$) $\mu\text{E L}^{-1}$ e 33,92 ($\pm 1,36$) $\mu\text{E L}^{-1}$. Na M4 (com ampla área de pastagem) a concentração de Ca^{2+} foi de 37,27 ($\pm 2,38$) $\mu\text{E L}^{-1}$. Essas concentrações estão acima das concentrações encontradas nas referências (MR1 e MR2), que apresentaram valores de 13,82 ($\pm 0,61$) $\mu\text{E L}^{-1}$ e 13,29 ($\pm 0,67$) $\mu\text{E L}^{-1}$.

As maiores concentrações de Ca^{2+} em M6 ocorreram provavelmente devido à queima de uma área para o plantio de mandioca, durante o mês de novembro de 2009. Durante o processo de queima, o fogo se espalhou e queimou parte da vegetação ripária dessa microbacia, conforme Barroso et al (2015). Da mesma forma que em M6, as altas concentrações em M5 podem ter resultado da mesma prática agrícola. Já em M4, a concentração elevada de cálcio também pode ter sido oriunda da queimada que comumente se faz para o preparo e renovação de pastagens, ou ainda pela imobilização de Ca^{2+} pelos compostos orgânicos do esterco do gado, como constataram Freitas et al. (2007).

O aporte de cálcio nas águas de igarapé devido à agricultura de derruba e queima foi atribuído por Wickel (2004) às cinzas da vegetação queimada, que são ricas nesse soluto e alcançam as águas fluviais via escoamento superficial. Isso A perda de cálcio por escoamento superficial em sistema de agrícola de derruba e queima da vegetação também foi constatado por Silva et al. (2005) em seu trabalho sobre transferências de nutrientes por escoamento superficial para igarapés em áreas agrícolas sob diferentes sistemas de preparo de área para plantio no Nordeste Paraense.

O teste de correlação entre as classes de uso da terra e a concentração de cálcio na bacia do rio Marapanim indicou uma correlação direta com o percentual de pastagem ($r_s = 0,683$ e $\rho = 0,000$), com o percentual de cultura agrícola ($r_s = 0,424$ e $\rho = 0,000$) e correlação inversa com o percentual de floresta ($r_s = -0,551$ e $\rho = 0,000$) e com o percentual de capoeira baixa ($r_s = -0,457$ e $\rho = 0,000$). A análise estatística está coerente com resultados obtidos neste estudo e indica que as atividades agropecuárias são fontes importantes de cálcio para os igarapés nessa região. É notável também a ocorrência de menores concentrações de Ca^{2+} nas bacias florestadas em relação às bacias cujas terras são ocupadas por cultivos agrícolas e pastagem.

Tabela 2. Médias e erros-padrão das concentrações de cátions e ânions nas águas das microbacias avaliadas.

Parâmetros	CÁTIONS			
	Ca ²⁺ ($\mu\text{E L}^{-1}$)	Mg ²⁺ ($\mu\text{E L}^{-1}$)	Na ⁺ ($\mu\text{E L}^{-1}$)	K ⁺ ($\mu\text{E L}^{-1}$)
M1	18,20 ($\pm 1,66$)	29,93 ($\pm 2,09$)	71,63 ($\pm 2,68$)	10,32 ($\pm 0,70$)
M2	9,69 ($\pm 0,50$)	19,32 ($\pm 0,36$)	73,10 ($\pm 0,82$)	4,39 ($\pm 0,36$)
M3	15,64 ($\pm 0,60$)	26,92 ($\pm 0,38$)	78,17 ($\pm 0,99$)	3,72 ($\pm 0,28$)
M4	37,37 ($\pm 2,38$)	37,96 ($\pm 1,74$)	68,63 ($\pm 2,28$)	17,89 ($\pm 2,42$)
M5	33,92 ($\pm 1,36$)	35,88 ($\pm 0,91$)	69,15 ($\pm 1,15$)	6,53 ($\pm 0,63$)
M6	41,92 ($\pm 3,97$)	54,23 ($\pm 0,89$)	64,82 ($\pm 1,19$)	10,63 ($\pm 0,65$)
M7	18,52 ($\pm 1,95$)	27,98 ($\pm 1,07$)	78,85 ($\pm 0,85$)	5,03 ($\pm 0,46$)
MR1	13,83 ($\pm 0,61$)	29,95 ($\pm 0,45$)	95,32 ($\pm 1,45$)	5,33 ($\pm 0,42$)
MR2	13,29 ($\pm 0,67$)	23,52 ($\pm 0,72$)	82,93 ($\pm 2,56$)	6,70 ($\pm 0,55$)
G1	29,92 ($\pm 3,56$)	36,84 ($\pm 1,12$)	132,20 ($\pm 12,60$)	9,06 ($\pm 1,32$)
G2	38,75 ($\pm 2,04$)	36,73 ($\pm 2,10$)	129,70 ($\pm 13,20$)	20,16 ($\pm 5,12$)
G3	30,77 ($\pm 1,53$)	34,87 ($\pm 1,62$)	89,67 ($\pm 3,06$)	14,45 ($\pm 3,50$)
G4	25,55 ($\pm 6,01$)	31,72 ($\pm 2,13$)	105,4 ($\pm 13,00$)	8,04 ($\pm 2,63$)
G5	272,00 ($\pm 19,50$)	43,07 ($\pm 3,35$)	67,46 ($\pm 4,45$)	9,76 ($\pm 2,49$)
G6	58,59 ($\pm 1,95$)	37,51 ($\pm 1,94$)	109,98 ($\pm 5,88$)	19,56 ($\pm 1,96$)
G7	82,03 ($\pm 4,95$)	34,52 ($\pm 2,28$)	85,87 ($\pm 3,19$)	10,61 ($\pm 3,38$)
GR1	22,69 ($\pm 1,22$)	37,99 ($\pm 1,37$)	109,61 ($\pm 3,82$)	10,43 ($\pm 0,74$)
GR2	20,51 ($\pm 1,79$)	38,81 ($\pm 1,33$)	112,10 ($\pm 11,00$)	12,51 ($\pm 1,12$)

Tabela 2 (Cont). Médias e erros-padrão das concentrações de cátions e ânions nas águas das microbacias avaliadas.

Parâmetros Microbacia	ÂNIONS				
	Cl ⁻ ($\mu\text{E L}^{-1}$)	SO ₄ ²⁻ ($\mu\text{E L}^{-1}$)	N_NO ₃ ⁻ ($\mu\text{E L}^{-1}$)	P_PO ₄ ³⁻ ($\mu\text{E L}^{-1}$)	N_NH ₄ ⁺ ($\mu\text{E L}^{-1}$)
M1	84,32 (\pm 4,52)	17,74 (\pm 0,26)	11,03 (\pm 0,41)	0,055 (\pm 0,017)	1,71 (\pm 0,61)
M2	83,41 (\pm 2,61)	31,02 (\pm 1,06)	1,56 (\pm 0,31)	0,075 (\pm 0,017)	2,11 (\pm 0,44)
M3	79,50 (\pm 0,82)	16,03 (\pm 0,28)	6,31 (\pm 0,29)	0,096 (\pm 0,031)	1,88 (\pm 0,72)
M4	86,83 (\pm 1,99)	13,61 (\pm 0,92)	1,11 (\pm 0,25)	0,054 (\pm 0,017)	9,23 (\pm 1,45)
M5	79,22 (\pm 1,28)	16,78 (\pm 0,54)	1,72 (\pm 0,27)	0,055 (\pm 0,016)	2,80 (\pm 0,78)
M6	79,14 (\pm 0,72)	7,12 (\pm 0,24)	21,90 (\pm 1,13)	0,160 (\pm 0,090)	1,12 (\pm 0,30)
M7	81,61 (\pm 1,11)	10,99 (\pm 0,43)	2,55 (\pm 0,18)	0,064 (\pm 0,017)	2,28 (\pm 0,64)
MR1	109,78 (\pm 6,73)	10,88 (\pm 0,25)	17,22 (\pm 0,54)	0,088 (\pm 0,020)	1,73 (\pm 0,44)
MR2	106,05 (\pm 2,39)	13,28 (\pm 0,27)	7,56 (\pm 0,51)	0,049 (\pm 0,011)	2,35 (\pm 0,74)
G1	101,88 (\pm 5,06)	10,84 (\pm 1,22)	1,45 (\pm 0,41)	0,092 (\pm 0,041)	0,93 (\pm 0,42)
G2	98,30 (\pm 10,20)	7,55 (\pm 1,14)	0,83 (\pm 0,24)	0,091 (\pm 0,033)	1,82 (\pm 0,46)
G3	93,47 (\pm 9,81)	16,19 (\pm 4,96)	0,85 (\pm 0,24)	0,039 (\pm 0,010)	1,59 (\pm 0,47)
G4	85,62 (\pm 5,90)	16,43 (\pm 1,33)	3,81 (\pm 0,42)	0,048 (\pm 0,011)	0,86 (\pm 0,18)
G5	84,70 (\pm 11,50)	8,62 (\pm 1,44)	1,06 (\pm 0,43)	0,033 (\pm 0,013)	2,84 (\pm 0,76)
G6	90,85 (\pm 5,60)	15,53 (\pm 0,77)	0,51 (\pm 0,11)	0,625 (\pm 0,524)	4,60 (\pm 1,52)
G7	88,91 (\pm 9,36)	18,25 (\pm 2,10)	2,88 (\pm 0,33)	0,291 (\pm 0,144)	1,74 (\pm 0,73)
GR1	102,55 (\pm 5,46)	11,59 (\pm 0,73)	5,11 (\pm 0,24)	0,039 (\pm 0,013)	1,73 (\pm 0,46)
GR2	118,95 (\pm 7,92)	14,53 (\pm 2,79)	7,09 (\pm 2,29)	0,105 (\pm 0,038)	3,86 (\pm 1,51)

Na Figura 2b estão apresentadas as concentrações médias de Ca^{2+} nas águas dos igarapés das microbacias avaliadas na bacia do rio Guamá. Destaca-se a concentração (média \pm erro padrão) bem mais elevada no igarapé Muquém (G5), com valores de $272,00 (\pm 19,50) \mu\text{E L}^{-1}$. A concentração de Ca^{2+} neste igarapé foi quase 12 vezes mais elevada que em GR1 com $22,69 (\pm 1,22) \mu\text{E L}^{-1}$ e mais de 13 vezes que a GR2 com $20,51 (\pm 1,79) \mu\text{E L}^{-1}$. Mesmo a microbacia agrícola G7, que apresentou a segunda maior concentração média de cálcio ($82,03 \pm 4,95 \mu\text{E L}^{-1}$), ficou em um patamar três vezes menor que o de G5.

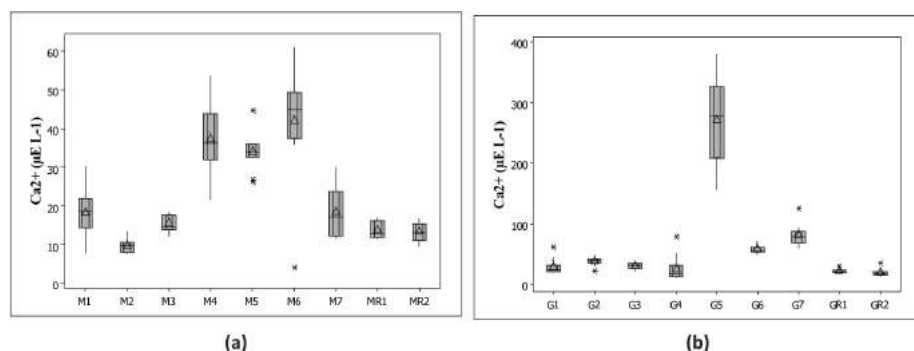


Figura 2. Gráficos do tipo boxplot dos valores de Ca^{2+} das microbacias de Marapanim (a) e Guamá (b), contendo mediana (linha que corta a caixa), média (triângulo), interquartil com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais) e valores extremos (outliers, representados por asterisco), $n=12$, exceto na G6 ($n=11$).

Provavelmente a principal fonte natural desse íon para a água fluvial de G5 é o solo originado da dissociação de rochas carbonatadas, uma vez que a região onde está situada a bacia do Peripindeua ocorre a formação Ipixuna, a qual apresenta afloramento de caulim (VALENTE, et al., 2011). Todas as demais microbacias apresentaram maiores teores de cálcio, quando comparadas com as referências. É comum, nesses igarapés da região, a queima de pasto durante a estação seca para a sua renovação durante o período chuvoso, como constatado em campo, o que pode também ocasionar altas concentrações na G5. Em estradas não pavimentadas (características da G5 e da G2) com solos ricos em cálcio e potássio, o movimento de veículos ocasiona a ressuspensão para o ar de partículas de solos ricas nesses elementos, que consequentemente atingem os corpos d'água (CAMPOS, 2010).

A análise de correlação entre classes de uso da terra e a concentração de cálcio na bacia do rio Guamá mostrou uma correlação fraca e direta com pastagem ($r_s = 0,349$ e $\rho = 0,000$), capoeira baixa ($r_s = 0,419$ e $\rho = 0,000$), solo exposto ($r_s = 0,349$ e $\rho = 0,000$) e mata de várzea ($r_s = 0,379$ e $\rho = 0,000$), e uma correlação inversa com floresta ($r_s = -0,459$ e $\rho = 0,000$). Apesar de não ser forte, as correlações demonstraram que a mudança de uso da terra para a implantação de atividade agropecuárias pode provocar maiores entradas de cálcio para os igarapés do Guamá, da mesma forma como observado para a bacia do rio Marapanim.

✓ Magnésio

As concentrações de magnésio (Mg^{2+}) nos igarapés das microbacias da bacia do Marapanim (a) da bacia do Guamá (b) estão apresentadas na Figura 3. As maiores concentrações de Mg^{2+} ocorreram em M6, M4 e M5, assemelhando-se ao cálcio. Na M6, a concentração média (\pm erro padrão) foi de $54,23 (\pm 0,89) \mu E L^{-1}$, enquanto que na M4 foi de $37,96 (\pm 1,74) \mu E L^{-1}$ e na M5 foi de $35,88 (\pm 0,91) \mu E L^{-1}$. Enquanto que nas microbacias de referências, os valores médios foram de $29,95 (\pm 0,45)$ e $23,52 (\pm 0,72) \mu E L^{-1}$ em MR1 e MR2, respectivamente.

Outra razão que pode explicar as altas concentrações de magnésio e de cálcio nas águas fluviais dos igarapés sob influência de pastagem de gado bovino (M4 e G5) é a imobilização desses elementos no solo. Freitas et al. (2007) relataram que o esterco bovino provoca a imobilização desses nutrientes nas camadas mais superficiais do solo, o que os tornam mais suscetíveis a maiores perdas pelos diferentes caminhos hidrológicos.

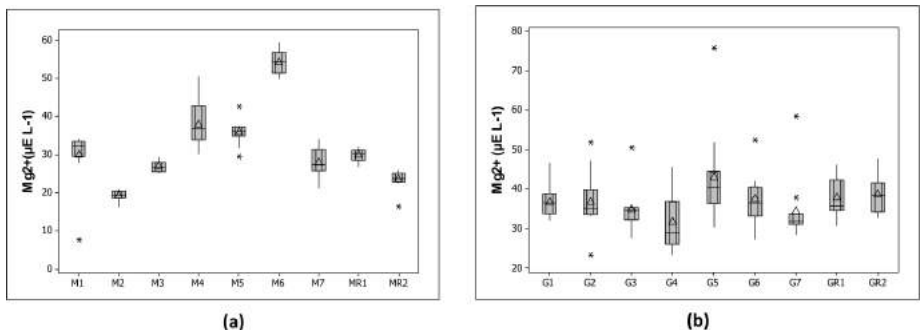


Figura 3. Gráficos do tipo boxplot dos valores de Mg^{2+} das microbacias de Marapanim (a) e Guamá (b), contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (triângulo), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais) e valores extremos (asterístico- outliers), $n = 12$, exceto na G6 ($n = 11$).

Ressalta-se que a maior concentração média de Mg no igarapé Ubim (M6) pode estar relacionada a queima de sua vegetação ripária que ocorreu em dezembro de 2009 durante o preparo de área para cultivo agrícola nas suas proximidades. O risco de incêndio da vegetação durante as queimadas para preparo de área na Amazônia já havia sido reportado por Uhl, Bezerra e Martini (1997). A queima da vegetação ripária dessa microbacia pode ter sido determinante para aumentar as concentrações de cálcio e magnésio (e mesmo potássio) nesse igarapé.

Durante o mês de dezembro, com a incidência das primeiras chuvas, ocorreu aumento nas concentrações de cálcio e magnésio nas águas fluviais dessa microbacia. O volume de chuvas naquele mês foi de 154,30 mm, de acordo com dados da estação pluviométrica da Universidade Federal Rural da Amazônia em Igarapé-Açu (BARROSO, et al., 2015). A roça queimada, preparada à montante do ponto de coleta, influenciou determinantemente na dinâmica desses nutrientes, pois situa-se em cota topográfica superior ao ponto de coleta no igarapé e a ação das primeiras chuvas na região provocou arraste de magnésio via escoamento superficial para as águas dessa microbacia. Wickel (2004) constatou também a entrada de cálcio e magnésio num igarapé de uma microbacia nessa mesma região onde o uso do fogo era adotado para o preparo de área de cultivo.

Figueiredo (2007) também analisou aspectos hidrológicos e hidroquímicos em uma microbacia com presença de agricultura de derruba e queima no Nordeste Paraense e observou que os principais íons transferidos do solo para a água do igarapé foram justamente o cálcio e o magnésio. As altas concentrações de magnésio, juntamente com as de o cálcio, podem ser decisivas para aumentar a condutividade elétrica nesse igarapé, embora a análise de correlação não demonstre essa tendência.

Na bacia de Marapanim, houve correlação significativa e direta entre as concentrações de Mg e o percentual de pastagem ($r_s=0,615$ e $\rho=0,000$) e o de cultura agrícola ($r_s=0,410$ e $\rho=0,000$), porém a correlação foi significativa e indireta entre Mg e floresta ($r_s=-0,593$ e $\rho=0,000$) e capoeira baixa ($r_s=0,677$ e $\rho=0,000$). Por outro lado, na bacia do Guamá, não observou-se correlação significativa entre as concentrações de Mg com

quaisquer classes de uso e cobertura da terra. Os resultados estatísticos encontrados para a bacia do rio Marapanim ressaltam a importância dos maiores valores de concentrações de solutos encontrados na M4 (pastagem) e na M6 (cultura de mandioca e preparo de área com uso de fogo), quando comparados com os medidos nas bacias florestadas.

✓ **Sódio**

Dentre as microbacias de Marapanim, a maior concentração média (\pm erro padrão) sódio (Na^+) ocorreu na M7 com $78,85 (\pm 0,99) \mu\text{E L}^{-1}$, enquanto que M6 apresentou a menor concentração com $64,82 (\pm 1,19) \mu\text{E L}^{-1}$ (Figura 4a). Essas concentrações de Na^+ são menores que as das microbacias de referência, cujos valores foram $95,32 (\pm 1,45) \mu\text{E L}^{-1}$ e $82,93 (\pm 2,56) \mu\text{E L}^{-1}$ em MR1 e MR2, respectivamente. Também em Guamá, há indicativo que as microbacias florestadas apresentaram maiores concentrações médias de sódio (Figura 4b), sugerindo que os ecossistemas florestais são importantes fontes desse nutriente para os rios e que, com a mudança de uso da terra para a implantação de atividades agropecuárias, esse elemento é transferido em menores taxas para os rios.

As florestas parecem ser, portanto, determinantes para as concentrações de sódio nas águas fluviais da região. Tal fato decorre da lavagem da parte aérea das árvores pela água da chuva, que assim contribuem decisivamente para o conteúdo de sódio na composição química das águas de igarapés. Melo e Sá (2002) estudaram a água do “throughfall” em floresta primária no Nordeste Paraense e concluíram que o sódio foi o segundo elemento em termos de contribuição do dossel para a química da água. Isto ocorre porque a deposição seca concentra este elemento no dossel da floresta e a água da chuva, ao passar pelo dossel florestal, é enriquecida com este elemento. Wickel (2004), estudando a química de água de chuva na bacia do igarapé Cumarú, no município de Igarapé-Açu (PA), verificou que o sódio é o cátion mais abundante na chuva, o que indica que a principal fonte de sódio nas águas dos igarapés pode decorrer da interação da água da precipitação com o dossel florestal.

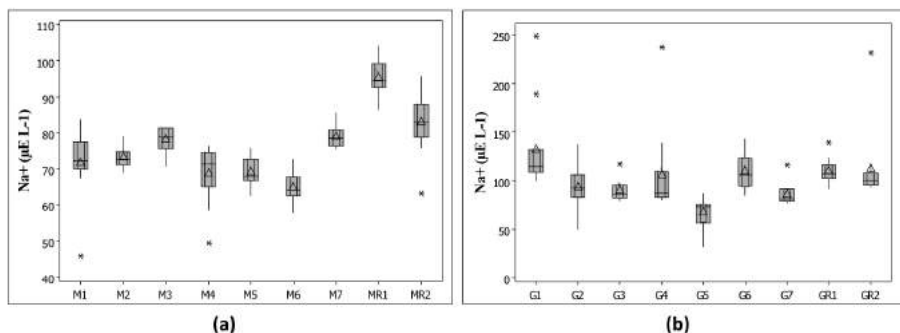


Figura 4. Gráficos do tipo boxplot dos valores de Na^+ das microbacias de Marapanim (a) e Guamá (b), contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (triângulo), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais) e valores extremos (asterístico- outliers), $n=12$, exceto na G6 ($n=11$).

O teste de correlação entre concentração de Na e uso da terra na bacia de Marapanim, apresentou resultados semelhantes com os obtidos para as suas microbacias. Observou-se para Marapanim uma correlação significativa e direta de Na com o percentual de floresta ($r_s = 0,697$ e $\rho=0,000$) e correlação negativa com pastagem ($r_s = -0,678$ e $\rho=0,000$), capoeira alta ($r_s = -0,462$ e $\rho=0,000$) e cultura agrícola ($r_s = -0,354$ e $\rho=0,000$). Tal fato confirma a hipótese de que as florestas são determinantes para as concentrações de sódio nas águas fluviais da região dessa mesobacia.

Por outro lado, na bacia do Guamá, observou-se correlação fraca e/ou inversa entre a concentração de Na e as classes de uso da terra, a saber: pastagem ($r_s = -0,324$ e $\rho=0,000$) e floresta ($r_s=0,339$ e $\rho=0,000$) e cultura agrícola ($r_s=0,302$ e $\rho=0,001$).

✓ Potássio

A Figura 5 apresenta as concentrações de potássio (K^+) nos igarapés das microbacias da bacia do Marapanim (a) e Guamá (b). A maior concentração média de K^+ ocorreu na M4, que possui alto percentual de área de pastagem, seguida da M6, onde a prática de derruba e queima na agricultura foi observada, as quais apresentaram valores de $17,89 (\pm 2,42) \mu\text{E L}^{-1}$ e $10,63 (\pm 0,65) \mu\text{E L}^{-1}$, respectivamente. Destaca-se

também a M1 com média de $10,32 (\pm 0,70) \mu\text{E L}^{-1}$, enquanto que nas microbacias de referência as concentrações de K^+ foram $5,03 (\pm 0,46) \mu\text{E L}^{-1}$ em MR1 e $5,33 (\pm 0,42) \mu\text{E L}^{-1}$ em MR2. As maiores concentrações de potássio (K^+) nos igarapés das microbacias da bacia do Guamá ocorreram na G2 com média (\pm erro padrão) de $20,16 (\pm 5,12) \mu\text{E L}^{-1}$ e na G6 com média (\pm erro padrão) de $19,56 (\pm 1,96) \mu\text{E L}^{-1}$. Esses valores estão acima das concentrações nos igarapés das microbacias de referência, que apresentaram valores de $10,43 (\pm 0,74) \mu\text{E L}^{-1}$ na GR1 e $12,51 (\pm 1,12) \mu\text{E L}^{-1}$ na GR2.

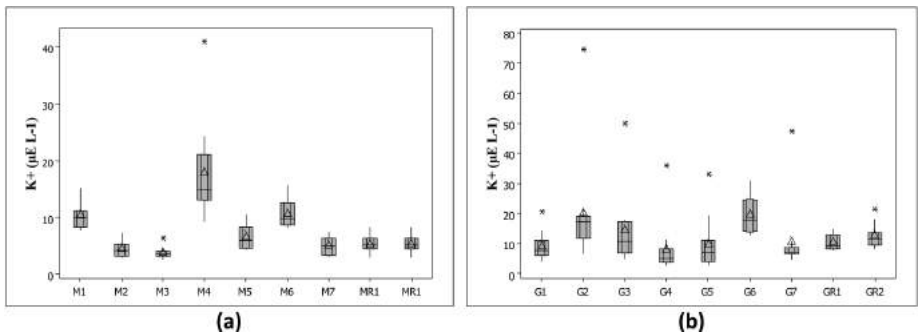


Figura 5. Gráficos do tipo boxplot dos valores de K^+ das microbacias de Marapanim (a) e Guamá (b), contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (triângulo), interquartil com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais) e valores extremos (asterístico- outliers), $n=12$, exceto na G6 ($n=11$).

O igarapé Pirapema da microbacia M4 em Marapanim, assim como o igarapé G2 no Guamá, que apresentaram maiores concentrações de K^+ , servem de bebedouro para os gados, que entram em suas águas e assim promovem aporte de material rico em K^+ , como a urina. Estudo de Germer et al. (2009) também concluiu que as pastagens (devido a urina dos bovinos) são fontes desse soluto para os cursos d'água.

A queima da biomassa vegetal para a renovação das pastagens (M4 e G2) e da roça e da vegetação ripária no caso da M6 pode também contribuir para o aumento da concentração de potássio nessas águas. Já na M1, os sistemas de produção agropecuários, incluindo sistemas agroflorestais, com sistemas de irrigação e uso de fertilizantes químicos

(NPK), parecem ser determinantes para as altas concentrações desse soluto no igarapé. Campos (2010) cita o uso de fertilizantes e a queima da biomassa como importantes fontes de K^+ para a água e que este cátion encontrado na água da chuva pode ser um marcador da queima da biomassa.

Na bacia do Marapanim, houve correlação direta entre a concentração de K e o percentual de pastagem ($r_s = 0,329$ e $\rho=0,000$) e o percentual de cultura agrícola ($r_s = 0,451$ e $\rho=0,000$). No entanto, a concentração de K apresentou correlação inversa com o percentual de floresta ($r_s = -0,466$ e $\rho=0,000$) e o de capoeira baixa ($r_s = -0,541$ e $\rho=0,000$). Por sua vez, na bacia de Guamá não observou-se correlação significativa entre as classes de uso da terra e as concentrações de K.

Concentração de ânions: Cloreto, sulfato, fosfato, nitrato e amônio

✓ **Cloreto**

Na bacia do Marapanim, as maiores concentrações de Cl^- ocorreram nas duas microbacias florestadas (MR1 e MR2) com concentração média (\pm erro padrão) de $109,78 (\pm 6,73) \mu E L^{-1}$ na MR1 e de $106,05 (\pm 2,39) \mu E L^{-1}$ na MR2 (Figura 6a). Em M4 (pastagem), a concentração média foi $86,83 (\pm 1,99) \mu E L^{-1}$, sendo esta a microbacia que apresentou a maior concentração média dentre as microbacias com uso agropecuário, e pode ser explicada pela entrada de cloreto nas águas desse igarapé provenientes de sal mineral, que faz parte da dieta do gado (BIGGS et al., 2002). A análise de correlação de Spearman na bacia de Marapanim indica uma correlação direta entre cloreto e floresta ($r_s = 0,582$ e $\rho=0,000$), e correlação inversa com as demais classes de uso com destaque para pastagem ($r_s = -0,437$ e $\rho=0,000$), capoeira alta ($r_s = -0,661$ e $\rho=0,000$), cultura agrícola ($r_s = -0,412$ e $\rho=0,000$) e solo exposto ($r_s = -0,484$ e $\rho=0,000$). Estes resultados estatísticos são coerentes com os resultados já discutidos, ou seja, as maiores concentrações de Cl^- ocorreram em microbacias florestadas e as menores nas bacias com uso agropecuário.

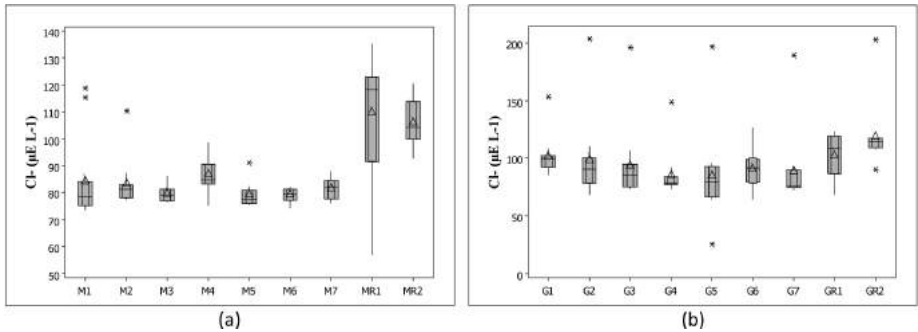


Figura 6. Gráficos do tipo boxplot dos valores de Cl^- das microbacias do Marapanim (a) e Guamá (b), contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (triângulo), Interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais), valores extremos (asterístico- outliers), $n=12$.

Da mesma forma que nas microbacias de Marapanim, as microbacias florestadas do Guamá apresentaram maiores concentrações de Cl^- do que as microbacias com uso agropecuário. Nas microbacias florestadas GR1 e GR2, as concentrações de Cl^- foram $102,55 (\pm 5,46) \mu\text{E L}^{-1}$ e $118,95 (\pm 7,92) \mu\text{E L}^{-1}$, respectivamente (figura 35). Houve correlação fraca e direta entre-cloreto e floresta ($r_s=0,424$ e $\rho=0,000$), e correlação inversa com as demais classes de uso, com destaque para a pastagem ($r_s=-0,418$ e $\rho=0,000$), o que indica que as florestas contribuem para o aporte de cloreto para as águas fluviais.

Germer et al. (2007) estudaram a dinâmica sazonal da composição química da água chuva e do throughfall nos períodos seco e chuvoso e encontraram maior entrada de cloreto e sódio durante a estação chuvosa, o que indica que a maior fonte desses solutos nas microbacias é a chuva e que a concentração de cloreto é enriquecida quando interage com o dossel da floresta (Germer et al., 2007; Germer et al., 2009; Zimmermann et al., 2008). Este fato explica as maiores concentrações de cloreto nas microbacias florestadas.

✓ Sulfato

Nas microbacias de Marapanim, a maior concentração média de sulfato (SO_4^{2-}) ocorreu na M2, com $31,01 \mu\text{E L}^{-1}$ (Figura 7a). As microbacias de referência (MR1 e MR2) apresentaram concentrações médias (\pm erros

padrão) de $10,99 (\pm 0,43) \mu\text{E L}^{-1}$ e $10,88 (\pm 0,25) \mu\text{E L}^{-1}$, respectivamente. Os igarapés M1, M3 e M5 também apresentaram valores acima das referências, enquanto que M6 apresentou valores abaixo das microbacias de referência. Na bacia do Guamá, destaca-se a G7 por apresentar a maior concentração média ($18,25 (2,10) \mu\text{E L}^{-1}$). Esse valor está relativamente próximo aos encontrados nas microbacias de referência, que foram $11,59 (\pm 0,73) \mu\text{E L}^{-1}$ na GR1 e $14,53 (\pm 2,79) \mu\text{E L}^{-1}$ na GR2. As microbacias com maiores percentuais de área de pastagem (G2 e G5) tiveram as menores concentrações de SO_4^{2-} , enquanto as demais microbacias apresentaram concentração na mesma faixa das microbacias de referência.

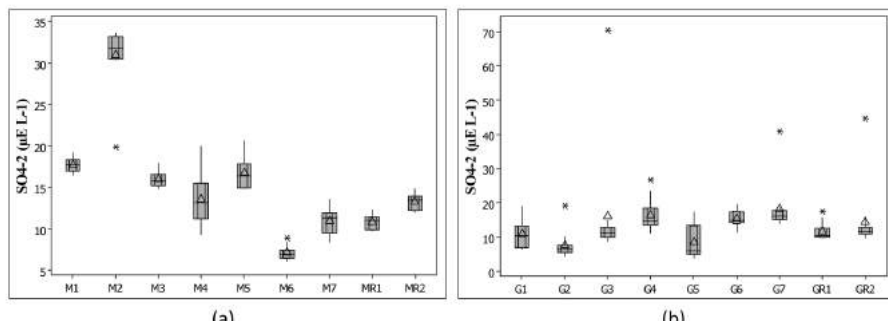


Figura 7. Gráficos do tipo boxplot dos valores de SO_4^{2-} das microbacias do Marapanim (a) e Guamá (b), contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (triângulo), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais) e valores extremos (asterístico- outliers), $n=12$.

A análise estatística entre a concentração de SO_4^{2-} com o uso da terra nas microbacias de Marapanim revelou correlação direta deste íon com o percentual de capoeira alta ($r_s = 0,604$ e $\rho=0,000$) e de capoeira baixa ($r_s=0,513$ e $\rho=0,000$). Já no Guamá, observou-se correlação direta das concentrações de SO_4^{2-} com o percentual de floresta ($r_s=0,416$ e $\rho=0,000$). Outras correlações diretas, mas fracas, ocorreram com as classes solo exposto ($r_s=0,397$ e $\rho=0,000$) e habitações ($r_s=0,398$ e $\rho=0,000$). Por outro lado, houve correlação inversa entre o percentual de várzea e a concentração de sulfato ($r_s = -0,347$ e $\rho=0,000$).

O enxofre (S) pode se apresentar sob várias formas no ambiente aquático, sendo as mais frequentes o íon sulfato (SO_4^{2-}) e o gás sulfídrico. O enxofre é liberado na forma de sulfeto pela decomposição orgânica e é rapidamente transformado a sulfato (MCCLAIN et al.,

1998). O íon SO_4^{2-} , no entanto, é a forma mais importante nos estudos hidrobiogeoquímicos, pois participa da produtividade do ecossistema aquático (ESTEVES, 1998). As principais fontes desse soluto nas águas naturais são provenientes da decomposição de rochas, das chuvas que lavam a atmosfera ou ainda de adubos agrícolas a base de enxofre (VITOUSEK, 1983). Por conta de sua diversidade de fontes não é tarefa fácil relacionar o sulfato com fontes antrópicas difusas para o meio fluvial.

✓ Nitrato

Em Marapanim, a maior concentração média de nitrato (N-NO_3^-) ocorreu em M6 ($21,89 \pm 1,13 \mu\text{E L}^{-1}$), ficando próxima da MR1, que apresentou valores de $17,22 (\pm 0,54) \mu\text{E L}^{-1}$ (Figura 8a). Já o igarapé na microbacia M1 apresentou a segunda maior concentração de N-NO_3^- ($11,03 (\pm 0,41) \mu\text{E L}^{-1}$), ficando próximo da concentração em MR2 ($7,53 (\pm 0,51) \mu\text{E L}^{-1}$). Por outro lado, as menores concentrações de N-NO_3^- ocorreram nas microbacias M2 e M4, essa última com predominância de pastagem.

Nas águas fluviais das microbacias com uso agropecuário no Guamá (Figura 8b), os maiores valores de nitrato (N-NO_3^-) ocorreram na G4 ($3,81 (\pm 0,42) \mu\text{E L}^{-1}$) e na G7 ($2,88 (\pm 0,33) \mu\text{E L}^{-1}$). Essas concentrações foram menores do que as das microbacias de referência (GR1 e GR2), as quais, em consequência de aportes do ecossistema florestal, tiveram as maiores concentrações de N-NO_3^- ($5,11 \mu\text{E L}^{-1}$ e $7,08 \mu\text{E L}^{-1}$, respectivamente).

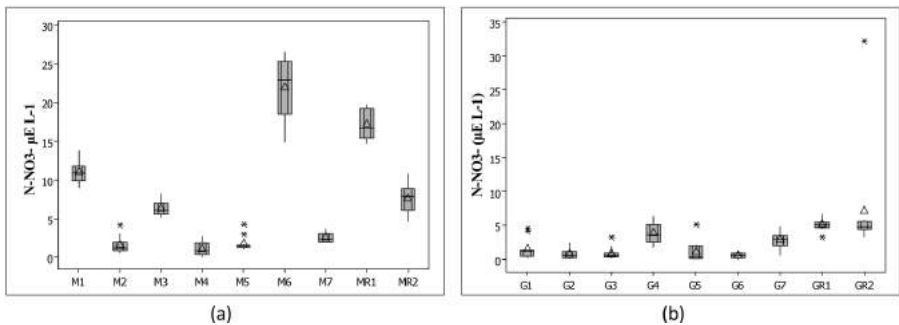


Figura 8. Gráficos do tipo boxplot dos valores de N-NO_3^- das microbacias do Marapanim (a) e Guamá (b), contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (triângulo), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais), valores extremos (asterístico- outliers), $n=12$.

Os valores mais elevados de N-NO_3^- em M6 pode ser a razão do crescimento de macrófitas aquáticas nesse igarapé, conforme observado in loco, e pode também refletir importantes taxas de nitrificação ocasionando a queda de oxigênio dissolvido (FIORUCCI; BENEDETTI-FILHO, 2005) nessas águas. Por sua vez, as concentrações altas de nitrato em M1 possivelmente resultam da influência da agricultura praticada em suas margens: sistema de cultivo consorciado de hortaliças e frutíferas com utilização de fertilizantes químicos. Estes nutrientes chegam à água do igarapé provavelmente pela chuva, via escoamento superficial, que é potencializado pelo relevo íngreme nessa microbacia.

Durante as campanhas foram encontradas na M1 embalagens de fertilizantes foliares a base de nitrogênio, fósforo e potássio. Fertilizantes e defensivos agrícolas são frequentemente utilizados sem preocupação com a qualidade do meio ambiente e dos recursos hídricos na bacia do Cumaru em Igarapé-Açu, e que fica próxima à área deste estudo (LIMA et al., 2007). Nas microbacias florestadas, principalmente em MR1, os valores de nitrato mais altos devem-se provavelmente à vegetação de igapó, por meio da degradação e mineralização de sua matéria orgânica.

O processo de nitrificação no canal do igarapé (MCCLAIN et al., 1994) poderia ser fonte de N-NO_3^- nas águas de pequenos igarapés florestados (THOMAS et al., 2004). Em M3, que ainda preserva parte de mata ciliar, o nitrato apresentou concentração comparável a MR2 e pode ser atribuído em parte, as mesmas razões apresentadas para os igarapés de referência. Em igarapés de pastagens, como o igarapé Pirapema (M4), que apresentou as menores concentrações de nitrato dentre os igarapés de Marapanim ($1,11 (\pm 0,25) \mu\text{E L}^{-1}$), pode ser consequência do desmatamento que afeta a lixiviação de nitrogênio (RICHEY et al., 1997), das baixas concentrações na solução do solo de pastagens (NEILL et al., 1995), ou do consumo de nitrato associados com baixas concentrações de OD (THOMAS et al., 2004).

O teste de correlação para a bacia de Marapanim revelou uma correlação inversa entre a concentração de nitrato e a capoeira baixa ($r_s = -0,559$ e $\rho = 0,000$) e o solo exposto ($r_s = -0,465$ e $\rho = 0,000$), mas uma correlação direta do nitrato com o cultivo agrícola ($r_s = 0,326$ e $\rho = 0,000$). Isto fortalece a hipótese de que as concentrações de nitrato são mais altas nas microbacias com predomínio agrícola.

Neill et al. (2001) estudaram bacias pareadas na Amazônia Central - uma com floresta e outra com pastagem - e observaram também maiores concentrações de nitrato na microbacia de floresta. Figueiredo et al. (2010) também observaram esta tendência em estudos no Nordeste Paraense. A análise de correlação entre as concentrações de nitrato e os percentuais de uso da terra na bacia do Guamá revelou uma correlação direta muito significativa com o percentual de floresta ($r_s=0,749$ e $\rho=0,000$) e correlação inversa com as classes pastagem ($r_s= -0,600$ e $\rho=0,000$), capoeira alta ($r_s= -0,512$ e $\rho=0,000$), capoeira baixa ($r_s=0,569$ e $\rho=0,000$), cultura agrícola ($r_s= -0,435$ e $\rho=0,000$), solo exposto ($r_s= -0,450$ e $\rho=0,000$) e várzea ($r_s= -0,627$ e $\rho=0,000$). Estes resultados confirmam que a conversão de áreas de floresta para implantação de atividades agropecuárias provoca a perda de nitrato dos solos e confirmam os estudos de Neill et al. (2001) e Figueiredo et al. (2010).

O nitrogênio é um elemento muito importante para o metabolismo de organismos aquáticos e é limitante quando presente em baixa concentração (GUNDERSEN; BASKIN, 1994; ESTEVES, 1998). O nitrogênio na forma de nitrato ($N-NO_3^-$) é o principal nutriente para os organismos produtores. As principais fontes naturais desse íon para o ecossistema aquático são a chuva, o material orgânico e inorgânico de origem alóctone e a fixação do nitrogênio molecular dentro do próprio meio aquático (ESTEVES, 1998).

Por outro lado, o uso de fertilizantes agrícolas é destacado como a principal fonte antropogênica de nitrogênio para os rios em áreas agrícolas (REZENDE, 2002). Yoshikawa et al. (2008) estudaram o balanço de nitrogênio em bacias sob uso agrícola em região tropical e concluíram que a maior fonte de nitrogênio para os rios é a aplicação de fertilizantes na agricultura, contribuindo com $31,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ou 71% do total que entra na bacia. Outra de perda de nitrogênio ocorre em áreas desmatadas para a implantação de atividades agropecuárias, onde este elemento é perdido por lixiviação para águas subterrâneas ou pela mobilidade na solução do solo via escoamento superficial (GUNDERSEN; BASHKIN, 1994) ou ainda por volatilização resultante da queima de pastagens ou para implantação de roças (MCCLAIN et al., 1998).

✓ Fosfato

No igarapé Ubim (microbacia M6) ocorreram os maiores valores de concentração média de fosfato (P-PO_4^{3-}) ($0,16 \pm 0,09 \mu\text{E L}^{-1}$) (Figura 9a). Este igarapé também apresentou valores mais altos de nitrato e potássio, nutrientes estes que promovem crescimento excessivo de macrófitas aquáticas, conforme já reportado anteriormente. Nas demais microbacias, as concentrações estão na mesma faixa das microbacias de referência, as quais apresentaram concentrações de P-PO_4^{3-} de $0,08 (\pm 0,02) \mu\text{E L}^{-1}$ e $0,04 (\pm 0,01) \mu\text{E L}^{-1}$ em MR1 e MR2, respectivamente. Para os igarapés da microbacia do Guamá (Figura 9b), as concentrações mais altas de P-PO_4^{3-} foram observadas em G6 e G7: $0,625 (\pm 0,524) \mu\text{E L}^{-1}$ e $0,291 (\pm 0,144) \mu\text{E L}^{-1}$, respectivamente. Essas concentrações foram maiores que as das microbacias de referência (GR1: $0,039 (\pm 0,013) \mu\text{E L}^{-1}$; GR2: $0,105 (\pm 0,038) \mu\text{E L}^{-1}$).

Na bacia do rio Marapanim, o fosfato não apresentou correlação com nenhuma das classes de uso e cobertura da terra. Porém, na bacia do rio Guamá, houve correlação direta entre as concentrações de fosfato com floresta ($r_s = 0,746$ e $\rho = 0,000$) e correlação inversa com mata de várzea ($r_s = -0,627$ e $\rho = 0,000$), pastagem ($r_s = -0,600$ e $\rho = 0,000$), capoeira baixa ($r_s = -0,569$ e $\rho = 0,000$), capoeira alta ($r_s = -0,512$ e $\rho = 0,000$), cultura agrícola ($r_s = -0,435$ e $\rho = 0,000$) e solo exposto ($r_s = -0,450$ e $\rho = 0,000$).

A baixa mobilidade de fosfato na solução do solo e sua rápida absorção pelas plantas podem ser a causa das baixas concentrações nas águas superficiais dessas microbacias (Rezende, 2002). O maior problema ecológico do excesso de fósforo, juntamente com o de nitrogênio, nos ambientes aquáticos é a eutrofização, que consiste no crescimento excessivo de algas, e que pode acarretar mortandade de peixes devido a redução do OD em águas eutrofizadas (ESTEVES, 1998; BRAGA et al., 2002; TELES; DOMINGUES, 2006; MILLER-JUNIOR, 2008).

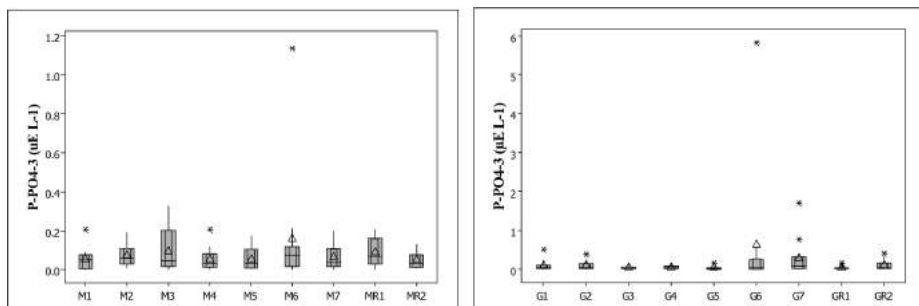


Figura 9. Gráficos do tipo boxplot dos valores de $P-PO_4^{3-}$ de microbacias do Marapanim (a) e Guamá (b), contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (triângulo), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais), valores extremos (asterístico- outliers), $n=12$.

O fósforo assim como o nitrogênio desempenha importante papel no metabolismo animal e vegetal, e sua presença em água natural resulta de um processo cíclico no qual as formas combinadas de fósforo estão continuamente sofrendo decomposição e síntese (ESTEVES, 1998). Tanto as formas orgânica como inorgânica de P em águas naturais resultam da lixiviação do solo, decomposição de rochas fosfatadas e decomposição da matéria orgânica de origem alóctone, assim como de atividades antrópicas como aplicação de adubos na agricultura e despejo de esgoto industrial e doméstico (LIMA, 2008). ESTEVES (1998) afirma que a liberação de fosfato em água ocorre mais facilmente em ambientes com condição de baixa concentração de OD, o que poderia explicar as maiores concentrações de fosfato na M6 e na G6, já que essas microbacias foram as que apresentaram baixos percentuais de saturação de OD (BARROSO et al., 2015).

✓ Amônio

Dentre as microbacias de uso agropecuário, aquela com maior percentual de pastagem (M4) apresentou a concentração mais alta de amônio ($N-NH_4^+$) ($9,23 (\pm 1,45) \mu E L^{-1}$) (Figura 10a). Por outro lado, M6 apresentou a menor concentração ($1,12 (\pm 0,30) \mu E L^{-1}$), enquanto que nos igarapés das microbacias de referência, as concentrações foram $1,73 (\pm 0,44) \mu E L^{-1}$ na MR1 e $2,35 (\pm 0,74) \mu E L^{-1}$ na MR2. As maiores concentrações de amônio em microbacia de pastagem estão de acordo com Neill et al. (2011),

que analisando as formas de nitrogênio em microbacias pareadas de floresta e de pastagem, observaram predomínio do íon amônio nas águas fluviais das microbacias com pastagem. Da mesma forma, Neill et al (1995; 1999) analisaram também a dinâmica de nitrogênio em solos florestados e em solos de pastagens e observaram a predominância de amônio nas pastagens.

Nos igarapés das microbacias da bacia do Guamá (Figura 10b), destacam-se com as maiores concentrações de N-NH_4^+ a G6, seguida da G5 (pastagem), com valores de $4,60 (\pm 1,52) \mu\text{E L}^{-1}$ e $2,84 (\pm 0,76) \mu\text{E L}^{-1}$, respectivamente. A menor concentração dentre as microbacias com uso agropecuário ocorreu na G4 ($0,86 (\pm 0,18) \mu\text{E L}^{-1}$). As microbacias de referência apresentaram valores médios de $1,73 \mu\text{E L}^{-1}$ na GR1 e $3,86 \mu\text{E L}^{-1}$ na GR2.

As maiores concentrações de N-NH_4^+ na M4 e na G5 em relação às outras microbacias pode ser explicada pela presença de excremento de gado na água fluvial, fato observado com frequência durante as campanhas em trecho do igarapé que serve como bebedouro dos bovinos. Segundo Campos (2010), o excremento de gado em áreas de pastagem, o uso de fertilizantes a base de ureia e a queima da biomassa estão entre as principais fontes de amônio para esses ambientes. A mesma autora afirma que o amônio contribui para elevar o pH da água, o que pode explicar os valores mais elevados de pH nessas microbacias (BARROSO et al., 2015).

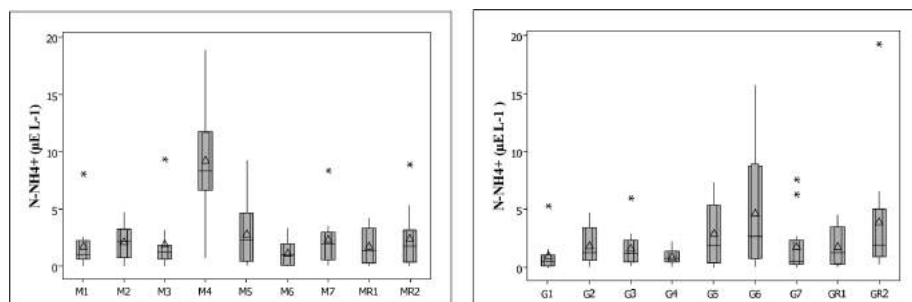


Figura 10. Gráficos do tipo boxplot dos valores de N-NH_4^+ das microbacias do Marapanim (a) e Guamá (b), contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (triângulo), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais) e valores extremos (asterístico- outliers), com $n=12$.

Além disso, as altas concentrações do íon amônio nas águas dos igarapés G5 e G6 podem estar influenciando os baixos teores de OD nessas águas. De acordo com Esteves (1998), altas concentrações de amônio podem ter grandes implicações ecológicas, pois influenciam fortemente na dinâmica de OD do meio aquático, uma vez que, para oxidar 1,0 mg desse íon no processo de nitrificação são necessários 4,3 mg de oxigênio, podendo diminuir a disponibilidade de OD para os organismos aquáticos, especialmente peixes.

Nas microbacias florestadas, como na MR2 e na GR2, onde as concentrações do íon amônio foram consideravelmente altas, bem como as de nitrato, os processos de nitrificação e desnitrificação são constantes na dinâmica de nitrogênio, decorrentes da decomposição aeróbia e anaeróbia da matéria orgânica de origem alóctone (RICHEY, 1983). Estes processos resultam em compostos nitrogenados reduzidos, como amônio e nitrito, ou oxidados, como nitrato (Esteves, 1998) e atingem os igarapés geralmente via escoamento superficial, conforme reportado por Richey (1983). Os constantes períodos de inundações e secas das áreas marginais dos rios amazônicos contribuem para estes processos (RICHEY et al., 1997).

Conclusões

Este estudo revela que a composição química das águas fluviais de pequenos igarapés nas regiões estudadas está sendo influenciada pelas práticas agrícolas adotadas em suas áreas de drenagem. Isto ficou demonstrado pelos sinais hidrogeoquímicos diferenciados ocasionados por prática agrícola de derruba e queima, fertirrigação, utilização de fertilizantes químicos, conversão de florestas em pastagem e uso das águas fluviais pelos bovinos.

Tais respostas hidrogeoquímicas nas águas fluviais das microbacias avaliadas foram mais claras no tocante ao aumento nas concentrações de cálcio, magnésio e potássio nas microbacias cujas áreas estavam mais ocupadas por sistemas agrícolas de corte-e-queima da vegetação e por pastagens. Ainda nas microbacias de pastagem observou-se também aumento de amônio, enquanto que nas microbacias com influência de agricultura de fertirrigação observou-se aumento de nitrato. Além disso, detectou-se a importância das florestas como fonte de nitrato, cloreto e sódio para os ecossistemas fluviais.

Pelos resultados do presente estudo infere-se que a presença da vegetação ripária é de grande importância para minimizar os impactos dos sistemas agrícolas sobre os recursos hídricos, e assim contribuir para a manutenção da qualidade da água e seus usos múltiplos.

Agradecimentos

Agradecemos a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária pelo apoio financeiro do Projeto "Gestabacias". Ao CNPq/CT-Hidro pelo financiamento do Projeto "Agricultura familiar e qualidade de água no Nordeste Paraense: Conservação de serviços agro-ecossistêmicos em escala de bacia hidrográfica". A Vale/FAPESPA pela concessão de bolsa de mestrado. A CAPES pela concessão de bolsa de mestrado e doutorado. Ao Reginaldo Frazão, técnico da EMBRAPA, pelo apoio ao trabalho de campo.

Referências

- BARROSO, D.F.R.; FIGUEIREDO, R.O.; PIRES, C.S.; COSTA, F.F. Avaliação da sustentabilidade ambiental de sistemas agropecuários em microbacias do Nordeste Paraense a partir de parâmetros físico-químicos. **Revista do Instituto Histórico e Geográfico do Pará**, v. 2, n.º 2, p: 56-68, 2015.
- BIGGS, T.W.I.; DUNNE, T.; DOMINGUES, T.F.; MARTINELLI, L.A. Relative influence of natural watershed properties and human disturbance on stream solute concentrations in the southwestern Brazilian Amazon basin. **Water Resources Research**, v. 38, n. 8, 1150p., 2002.
- BRAGA, B.; HESPANHOL, E.; CONEJO, J.G.L; MLERZWA, J.C.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; ELGER, S. **Introdução à engenharia ambiental**, São Paulo: Prentice Hall, 2002, 291p.
- BRASIL - Agência Nacional de Águas. **Cuidando das águas: soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos**. Brasília, DF: Agência Nacional de Águas; Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente- ANA, 2011.
- CAMPOS, M. L. A. M. **Introdução à biogeoquímica de ambientes aquáticos**. Campinas-SP: Átomos, 2010, 212p.
- CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Guia Nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. BRANDÃO, C. J.; BOTELHO, M. J. C.; SATO, M. I. Z.; LAMPARELLI, M. C. (Org.). São Paulo: CETESB; Brasília: ANA. 326 p., 2011.

- DI LUZIO, M.; SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J.; NEITSCH, S.L. **ArcView interface for SWAT2000: user's guide**. Texas Water Resources Institute Report TR-193, Temple, 2002, 351p.
- ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998, 602 p.
- FEARNSIDE, P.M. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates and consequences. **Conservation Biology**, n. 3, v. 19, p: 680-688, 2005.
- FIGUEIREDO, R.O. Efeitos do uso da terra sobre processos hidrológicos e hidroquímicos em pequenas bacias na Amazônia. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8, Caxambu-MG. Anais. São Paulo: SEB, 2007.
- FIGUEIREDO, R. O.; MARKEWITZ, D.; DAVIDSON, E.A.; SCHULER, A. E.; WATRIN, O. S.; SILVA, P. S. Land-use effects on the chemical attributes of low-order streams in the eastern Amazon. **Journal of Geophysical Research**, v.115, p.01-14, 2010.
- FIORUCCI, A. R.; BENEDETTI-FILHO, E. A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. **Química e Sociedade**, n. 22, p: 10-16, 2005.
- FREITAS, M. S.; ARAÚJO, C. A. S. Mineralização de cálcio e magnésio de esterco em função da profundidade e do tempo de incorporação. In: CONGRESSO DE PESQUISA E INOVAÇÃO DA REDE NORTE NORDESTE DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA, 2. João Pessoa, PB. Anais... João Pessoa-PB: [s.n.]. p.25., 2007.
- GERMER, S.; NEILL, C.; KRUSCHE, A. V.; GOUVEA-NETO, S.C.; ELSENBEER, H. Seasonal and within-event dynamics of rainfall and throughfall chemistry in an open tropical rainforest in Rondônia, Brazil. **Biogeochemistry**, 86, p: 155-174., 2007.
- GERMER, S.; NEILL, C.; VETTER, T.; CHAVES, J.; KRUSCHE, A.V.; ELSENBEER, H. Implications of long-term land-use change for the hydrology and solute budgets of small catchments in Amazonia. **Journal of Hydrological**, v. 364, p: 349-363, 2009.
- GUNDERSEN, P.; BASHKIN, V. N. Nitrogen cycling. In: MOLDAN, B.; CERNY, J. (Ed.). **Biogeochemistry of small catchments: a tool for environmental research**. SCOPE, p.255-283, New York: John Wiley and Sons. Cap.11, n. 51., 1994.
- KRUSCHE, A. V.; BALESTTER, M. V. R.; VICTORIA, R. L.; BERNARDES, M. C.; LEITE, N. K.; HANADA, L.; VICTORIA, D. C.; TOLEDO, A. M.; OMETTO, J. P.; ZACARIAS, M. M. et al. Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica da Bacia do rio Ji-Paraná, Rondônia. **Acta Amazonica**, n. 2, v. 35.p: 197-205, 2005.
- LIMA, L. M.; LOPES, E. S.; FIGUEIREDO, R. O. Retenção do dimetoato e sua relação com pH e teores de argila e matéria orgânica nos sedimentos da zona não saturada de uma microbacia no nordeste paraense. **Acta Amazônica**, n. 2, v. 37, p: 187-194, 2007.
- LIMA, W. P. **Hidrologia florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas**. Piracicaba-SP: USP, ESALQ, 2008, 246p.
- MARKEWITZ, D.; DAVIDSON, E. A; FIGUEIREDO, R. O.; VICTORIA, R. L.; KRUSCHE, A. V. Control of cation concentrations in stream waters by surface soil processes in an Amazonian watershed. **Nature**, v. 410, p: 802-805, 2001.

MCCCLAIN, M. E.; BILBY, R. E.; TRISKA, F. J. Nutrient Cycles and Responses to Disturbance. (Cap.14). In: NAIMAN, R.J. e BILDY, R.E. (ed.) **River Ecologic and Management: lessons from Pacific Coastal Ecoregion**. Springer, p. 347-367, 1998.

MCCCLAIN, M. E.; RICHEY, J. E.; PIMENTEL, T. P. Groundwater nitrogen dynamics at the terrestrial lotic interface of a small catchment in the Central Amazon Basin. **Biogeochemistry**, n. 27: p.113-127, 1994.

MELO, V. S.; SÁ, T. D. A. Variação temporal de nutrientes na água escorrida pelo caule em floresta primária explorada no Nordeste Paraense. **Acta Amazonica**, n. 4, v.32, p: 605-612, 2002.

MILLER-JUNIOR, G. T. **Ciência Ambiental**. São Paulo: Cengage Learning., 2008, 592p.

NEILL, C.; DEEGAN, L.A.; THOMAS, S.M.; CERRI, C.C. Deforestation for pastures alters nitrogen and phosphorus in small Amazonian streams. **Ecological Applications**, v.11, n.6, p: 1817-1826, 2001.

NEILL, C.; PICCOLO, M. C.; MELILLO, J. M.; STEUDLER, P. A.; CERRI, C. C. Nitrogen dynamics in Amazon forest and pasture soils measured by ¹⁵N pool dilution. **Soil Biology and Biochemistry**, v.31, p: 567-572, 1999.

NEILL, C.; PICCOLO, M. C.; STEUDLER, P. A.; MELILLO, J. M.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. C. Nitrogen dynamics in soils of forests and active pastures in the western Brazilian Amazon Basin. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 27. p: 1167-1175, 1995.

REBELLO, F. K.; SANTOS, M. A. S.; HOMMA, A. K. O. Modernização da agricultura nos municípios do Nordeste Paraense: determinantes e hierarquização no ano de 2006. **Revista de Economia e Agronegócios**, n. 2, v. 9, p: 209-232, 2011.

REZENDE, A. V. **Agricultura e qualidade da água: contaminação por nitrato**. Planaltina-DF, Embrapa Cerrados. n. 57. p.29, 2002.

RICHEY, J. E. Organic matter and nutrient dynamics in river corridors of the Amazon basin and their response to anthropogenic change. **Ciência e Cultura**, v. 49, p: 98-110, 1997.

RICHEY, J. E. The Amazon river system: a biogeochemical model. In.: BOLIM, B.; COOK, R.B. (ed.). **The Major Biogeochemical Cycles and Their Interactions**, SCOPE, p. 365-378, Hamburg: John Wiley & Sons. Cap. 01, n. 52. 1983.

SÁ, T. D. A.; KATO, O. R.; CARVALHO, C. J. R.; FIGUEIREDO, R. O. Queimar ou não queimar: de como produzir na Amazônia sem queimar. **Revista USP**, n. 72, p: 90-97, São Paulo, 2007.

SALIMON, C. I.; VICTORIA, R. L.; BROWN, I. F.; STONE, T.; DAVIDSON, E. A. Mudança de cobertura da terra e fluxo de CO₂ do solo para a atmosfera na Amazônia Sul Oriental. In. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 11, Belo Horizonte-MG, Anais. São José dos Campos: SP: INPE, p: 699-705, 2003.

- SAMBUICHI, R. H. R.; OLIVEIRA, M. A. C.; SILVA, A. P. M.; LUEDEMANN, G. **A sustentabilidade ambiental da agropecuária brasileira: impactos, políticas públicas e desafios.** Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada-Brasília: Rio de Janeiro: IPEA, 52p. 2012.
- SILVA, M. G. M.; FIGUEIREDO, R. O.; COSTA, F. F.; PACHECO-JUNIOR, A. C.; LIMA, L. M.; CUNHA, E. S.; KATO, O. R. Transferências de nutrientes e carbono por escoamento superficial para igarapés em áreas agrícolas sob diferentes sistemas de preparo de área para plantio (derruba-e-queima e corte-e-trituração) no nordeste paraense. In: CONGRESSO DE ESTUDANTES E BOLSISTAS DO EXPERIMENTO LBA, 2, Manaus-AM, Resumos... Manaus-AM, p: 88-88, 2005.
- TELES, D. D.; DOMINGUES, A. F. Água na agricultura e pecuária. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Ed.). *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação.* São Paulo: Escritoras Editora, p: 325-364, 2006.
- 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**, v. 68, p: 135-151, 2004.
- UHL, C.; BEZERRA, O.; MARTINI, A. **Ameaça à biodiversidade na Amazônia Oriental.** Belém: IMAZON, n. 6, 34 p., 1997.
- VALENTE, M. A.; SILVA, L. G. T.; OLIVEIRA, R. R. S.; PIMENTEL, G. M.; NASCIMENTO, D. L. O. **Mapeamento de solos das áreas de duas mesobacias hidrográficas no Nordeste Paraense.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 33, 2011, Uberlândia. Solos nos biomas brasileiros: sustentabilidade e mudanças climáticas: anais. [Uberlândia]: SBCS: UFU, ICIAG, 2011.
- VITOUSEK, P. M. The effects of deforestation on air, soil, and water. In: Bolim, B.; Cook, R.B. (ed.). **The major biogeochemical cycles and their interactions.** Chichester: John Wiley & Sons, Cap. 7, n. 21, p. 223-245, 1983.
- WATRIN, O. S.; GERHARD, P.; MACIEL, M. N. M. Dinâmica de uso da terra e configuração da paisagem em antigas áreas de colonização de base familiar, no Nordeste do Estado do Pará. **Geografia**, v. 34, n. 3, p: 455-472, 2009.
- WICKEL, B.A.J. **Water and nutrient dynamics of a humid tropical watershed in Eastern Amazonia.** Bonn: Center of Development Research-University of Bonn. n. 21, 2004, 135p.
- YOSHIKAWA, N.; SHIOZAWA, S.; SYAH, A. Nitrogen budget and gaseous nitrogen loss in a tropical agricultural watershed. **Biogeochemistry**, n. 1, v. 87, p: 1-15, 2008.
- ZIMMERMANN, A.; GERMER, S.; NEILL, C.; KRUSCHE, A.V.; ELSENBEEER, H. Spatio-temporal patterns of throughfall and solute deposition in an open tropical rain forest. **Journal of Hydrology**, v. 360, p: 87-102, 2008.

NEU, V. et al. Dissolved Organic and Inorganic Carbon Flow Paths in Amazonian Transitional Forest. **Frontiers in Marine Science**, v. 3, 2016.

PARTON, W. J. et al. Analysis of factors controlling soil organic-matter levels in great-plains grasslands. **Soil Science Society of America Journal**, v. 51, p. 1173-1179, 1987.

PARTON, W. J. et al. Observations and modeling of biomass and soil organic-matter dynamics for the grassland biome worldwide. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 7, p. 785-809, 1993.

POST, W. M. et al. Global patterns of soil-nitrogen storage. **Nature**, v. 317, p. 613-616, 1985.

RANZINI, G. Identificação e caracterização de alguns solos da Estação de Silvicultura Tropical do INPA. **Acta Amazonica**, v.10, p. 7-41, 1980.

SALIMON, C. I. et al. CO₂ flux from soil in pastures and forests in southwestern Amazonia. **Global Change Biology**, v. 10 p. 833-843, 2004.

SCHIMMEL, D. S. et al. Climatic, edaphic, and biotic controls over storage and turnover of carbon in soils. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 8, p. 279-293, 1994.

SCHIMMEL, D. S. Terrestrial ecosystems and the carbon-cycle. **Global Change Biology**, v. 1, p. 77-91, 1995.

SCHWESIG, D.; KALBITZ, K.; MATZNER, E. Mineralization of dissolved organic carbon in mineral soil solution of two forest soils. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde**, Weinheim. v. 166, p. 585-593, 2003.

SIOLI, H. **Amazônia: Fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais**. 3 ed. Vozes, Petrópolis, RJ. 1991. 72p.

SILVA, C. J. da et al. Contribuição de folhas na formação da serrapilheira e no retorno de nutrientes em floresta de transição no norte de Mato Grosso. **Acta Amazonica**, v. 39, p. 591-600, 2009.

TELLES, E. C. C. **Dinâmica do carbono no solo influenciado pela textura, drenagem, mineralogia e carvões em florestas primárias na região centro-oriental da Amazônia**. 2002. 92f. Tese (Doutorado), Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

TELLES, E. C. C. et al. Influence of soil texture on carbon dynamics and storage potential in tropical forest soils of Amazonia. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 17, p. 1040-1051, 2003.

THURMAN, E. M. **Organic geochemistry of natural waters**. Martinus Nijhoff. Junk Publishers, Dordrecht, 1985. 497p.

VELDKAMP, E. Organic-carbon turnover in 3 tropical soils under pasture after deforestation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 58, p. 175-180, 1994.