

2.4.2. Solução freática

A coleta da solução freática era realizada em duas etapas (dois dias), sendo no primeiro dia anotada a profundidade da lâmina d'água, e em seguida o poço era esgotado, com o auxílio de um *bailer* de aproximadamente 1 metro de comprimento. No dia seguinte a amostra era coletada com um *bailer* menor (aproximadamente 50 cm), tendo-se o cuidado do mesmo ser lavado com água deionizada entre as coletas para evitar possíveis contaminações. Uma alíquota de 280 ml era armazenada em frasco de polietileno e conduzida ao laboratório conservada em gelo para análise.

2.4.3. Procedimento de coleta e análises de amostras de solos

Os solos das áreas sob vegetação nativa preservada (matas dos córregos Pitoco e Taquara da Reserva Ecológica do IBGE) e rurais (matas dos córregos Estanislau e Barreiro do Mato da zona rural de Planaltina) foram caracterizados quanto à textura e à química para as profundidades 0-5, 5-10, 10-20, 20-50, 50-100 e 100-200 cm durante o período chuvoso. Foram amostradas duas porções de cada mata, sendo uma amostra mais próxima ao córrego e outra mais intermediária. As amostras foram coletadas em triplicata com trado (5 cm de diâmetro e 25 cm de comprimento) colocadas em sacos plásticos para o acondicionamento e transporte. No laboratório as amostras permaneceram separadas e foram postas para secar ao ar, sendo em seguida peneiradas numa malha de 2 mm de diâmetro. Em seguida as triplicatas foram então misturadas para a extração de uma amostra composta. Os parâmetros analisados foram: textura, pH, carbono orgânico, nitrogênio total, fósforo disponível, K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2} e Fe. O pH foi determinado no Laboratório de Ecologia da Universidade de Brasília, enquanto as demais análises foram conduzidas no Laboratório de Solos da Universidade de Viçosa.

O pH das amostras de solo foi determinado em suspensão em água e em solução de KCl, 1M. Determinou-se o teor de carbono orgânico através da técnica Walkley-Black. O nitrogênio total foi determinado utilizando-se do método Kjeldahl. A extração do fósforo, potássio, cálcio, magnésio e ferro foi feita com solução Mehlich (H_2SO_4 , 0,025M + HCl, 0,05M). A leitura do fósforo foi feita com espectrofotômetro de absorção molecular, enquanto que para o K foi o de emissão de chama. Para Ca, Mg e Fe foi usada a absorção atômica (Allen, 1989).

2.4.4.. Cálculo dos fluxos de nutrientes

O cálculo do fluxo do escoamento superficial foi realizado multiplicando-se o volume de água recebido pela concentração média ponderada pelo volume para uma determinada área (Biggs *et al.* 2006). Os valores de precipitação utilizados para o cálculo dos fluxos das áreas da RECOR-IBGE foram os da estação meteorológica desta reserva, enquanto que para as áreas rurais na bacia do Rio Jardim foram utilizados dos dados da estação meteorológica da EMBRAPA-CPAC.

$$F_c = V_r \times C_m \times A$$

Onde F_c é o fluxo da componente, V_r é o volume recebido, C_m é a concentração média (ponderada) da componente e A (área).

Para o cálculo dos fluxos de escoamento superficial foi utilizada a fração da precipitação (3,6%) observada na microbacia do córrego Capetinga no Distrito Federal por Alencar *et al.* (2006).

2.4.5. Quantificação da importância relativa das diferentes componentes na composição da água dos córregos

Utilizou-se análise multivariada de componentes principais, baseada no modelo End-Member Mixing Analysis (EMMA) para inferir e quantificar as contribuições relativas das diferentes fontes para a composição da água dos córregos (Christophersen & Hooper, 1992; Christophersen *et al.*, 1990). Esse modelo assume que a química da água do córrego é o produto de uma mistura de diferentes fontes, sendo que neste trabalho foram estudadas as seguintes: deposição atmosférica, solução de escoamento superficial, solução do solo (50 cm de profundidade) e solução freática (Figura 43).

O modelo EMMA segue as seguintes premissas:

- 1 – os traçadores (solutos) não devem participar de reações químicas e,
- 2 – as concentrações dos traçadores das componentes do fluxo devem ser diferentes;

Dentre os traçadores testados, utilizou-se os valores máximos e mínimos dos íons Ca^{+2} e K^{+} , em função dessa combinação ter sido a que melhor proveu a separação nos diagramas bi-dimensionais.

Todas as concentrações de Ca^{+2} e K^{+} das amostras de água do córrego foram plotadas num gráfico, enquanto que para as componentes foram plotados apenas os valores mínimos e máximos. Foram traçados triângulos a partir dos pontos representando as componentes, para avaliar qual dos mesmos iria abranger a maior parte dos valores dos córregos.

Para determinar qual era a contribuição relativa de cada componente para a determinação da composição da água dos córregos foram utilizadas as seguintes equações:

$$1 = x + y + z$$

$$AG_{E1} = xEM_{1E1} + yEM_{2E1} + zEM_{3E1}$$

$$AG_{E2} = xEM_{1E2} + yEM_{2E2} + zEM_{3E2}$$

$$AG_{E3} = xEM_{1E3} + yEM_{2E3} + zEM_{3E3}$$

$$AG_{E4} = xEM_{1E4} + yEM_{2E4} + zEM_{3E4}$$

Onde x, y e z são as proporções desconhecidas de cada componente;

AG = Água do córrego

E = Espaço (triângulo formado pelas componentes)

AG_{E1} , AG_{E2} , AG_{E3} e AG_{E4} são os coeficientes nas coordenadas no espaço E; E1, E2,

E3 e E4 são as observações para a água do córrego.

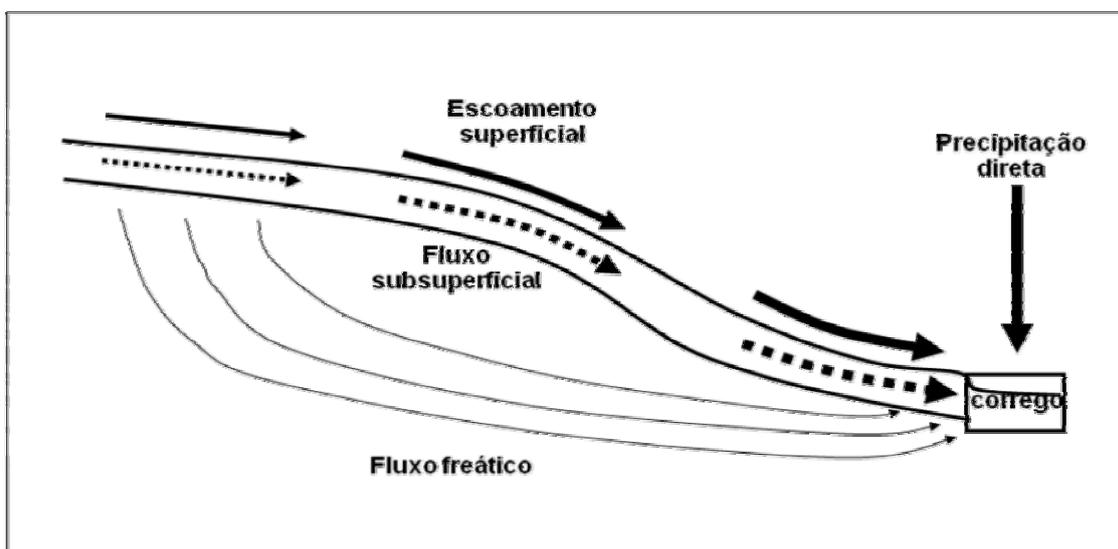


Figura 43. Componentes do fluxo.

2.4.6. Procedimentos de análise das amostras

2.4.6.1. Determinação de H⁺ e condutividade elétrica

Ainda em campo foram realizadas determinações de H⁺ e condutividade elétrica diretamente na água do córrego, enquanto que a determinação das demais amostras foi feita em laboratório.

Os valores de H⁺ e condutividade elétrica foram obtidos com o eletrodo combinado OAKTON 10 series, enquanto o oxigênio dissolvido foi determinado com o medidor AP 64 (Fisher Scientific).

2.4.6.2. Determinação da alcalinidade total e turbidez

As amostras foram tituladas com uma solução de ácido sulfúrico 0,002 N no mesmo dia da coleta. Determinou-se também a turbidez das amostras em estado bruto com o auxílio de um turbidímetro (HACH 2001 NA) e expressa em UNT (unidade nefelométrica de turbidez).

2.5. Análises elementares

Entre setembro de 2004 a abril de 2005 as amostras foram filtradas em membrana de nitrato de celulose (porosidade de 0,45µm) e acidificadas com uma solução de ácido sulfúrico 4 M. A partir desse período o procedimento foi alterado, sendo uma alíquota de 60 ml filtrada e outra preservada com uma solução de ácido sulfúrico 4 M. Quando necessário, algumas amostras de água freática foram centrifugadas para facilitar o processo de filtração. Ambas as alíquotas foram congeladas, para posterior determinação de nitrogênio total dissolvido (NTD), carbono orgânico dissolvido (COD), cátions (sódio, cálcio, magnésio, potássio e amônio) e ânions (cloreto, sulfato, fosfato, nitrito e nitrato). As análises de NTD e COD foram realizadas apenas nas amostras de precipitação.

Para as amostras filtradas foi utilizada a cromatografia líquida com supressão de íons, com o equipamento Dionex-500, enquanto que para as amostras acidificadas foram utilizadas as técnicas colorimétricas em um sistema de injeção de fluxo com o espectrofotômetro (FIA-STAR, Foss Tecator – 5000 A) para nitrito, nitrato, amônio e cloreto, e de um ICP de plasma acoplado para o potássio, cálcio, magnésio e sódio. As análises de nitrogênio total dissolvido foram feitas através de

digestão com persulfato (Koroleff, 1983) e o carbono orgânico dissolvido (COD) com o analisador de carbono (Shimadzu TOC 5000, Columbia, MD).

Segundo Mosello *et al.* (2005) a maior parte do cloreto tem como origem o spray marinho, e a contribuição de íons marinhos na deposição atmosférica está na mesma proporção que na água do mar, sendo que esses pressupostos são utilizados para eliminar as fontes de variabilidade. A proporção Na/Cl na água do mar é 0,86, e ainda segundo esses autores, se forem levados em conta outras fontes possíveis, a aceitação da variação dessa proporção deve ser de 0,5 a 1,5 para que as medidas sejam consideradas confiáveis. A partir dessa premissa, as amostras que possuíam proporções Na/Cl fora desse intervalo foram eliminadas.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Caracterização das amostras de solo

As concentrações de N total nos solos das áreas naturais variaram de 0,2 (100 a 200 cm) a 3,1g/dm³ (0 a 5 cm), enquanto que nas áreas rurais a variação foi de 0,2 (100 a 200 cm) a 4,0 g/dm³ (0 a 5 cm) (Figura 44). Nas áreas naturais as concentrações decresceram com o aumento da profundidade, sendo que até 50 cm os valores eram próximos, e a partir daí os solos dos locais distantes do córrego apresentaram menores valores (entre duas e quatro vezes).

A concentração de C orgânico nas áreas naturais teve menor valor (5,3 g/dm³) na área distante do córrego Taquara, entre 100 e 200 cm, enquanto que o maior valor (164,5 g/dm³) também foi encontrado na mata do córrego Taquara (próximo ao córrego) entre 100 e 200 cm, cujo horizonte era hístico. As áreas rurais apresentaram menor valor (6 g/dm³) entre 100 e 200 cm na área do córrego Estanislau (distante do córrego), assim como o maior valor (158,9 g/dm³) próximo ao mesmo córrego entre 0 e 5 cm de profundidade (Figura 44). De forma geral os teores de C orgânico apresentaram redução com a profundidade, e a partir de 50 cm nas áreas naturais os locais próximos ao córrego exibiram maiores teores devido ao motivo destes locais estarem sob Gleissolos.

A proporção C/N nos solos das áreas naturais exibiu menor valor (27) entre 100 e 200 cm na mata do córrego Taquara (distante do córrego), enquanto que o maior valor (82) também foi encontrado na mata do Taquara (próximo ao córrego), entre 100 e 200 cm (Figura 45). Nas áreas rurais o menor valor da razão C/N (7) foi encontrado entre 100 e 200 cm de profundidade na área da fazenda Dimas, distante do córrego, enquanto que o maior valor (51) foi encontrado na Chácara, próximo ao córrego, entre 100 e 200 cm. No uso natural, os locais próximos ao córrego exibiram um aumento dessa relação com o aumento da profundidade, devido aos maiores teores de matéria orgânica nessas profundidades característico dos Gleissolos. Para o Pitoco a camada entre 0 e 50 cm apresentou redução seguido de aumento dos valores.

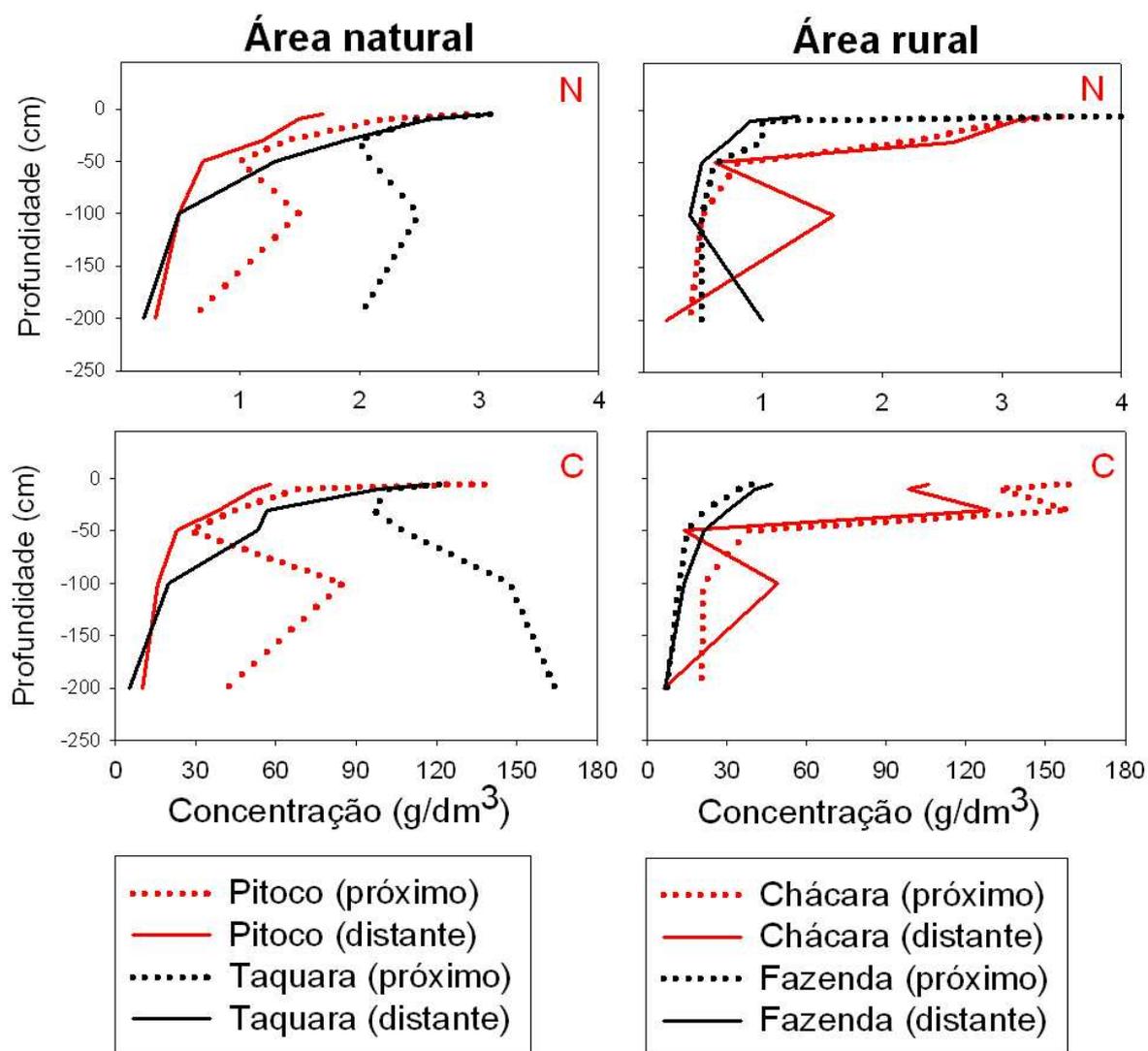


Figura 44 – Variação das concentrações de N e C_{org} , com a profundidade, em matas de galeria de áreas naturais e rurais, coletadas próximas e afastadas do córrego.

A menor concentração de P disponível dos solos das áreas naturais ($0,30 \text{ mg/dm}^3$) foi encontrada nas maiores profundidades (100-200 cm), enquanto que o maior valor ($6,60 \text{ mg/dm}^3$) estava na camada superficial (0-5 cm) (Figura 45). Nas áreas rurais, a menor concentração ($0,40 \text{ mg/dm}^3$) também foi encontrada nas maiores profundidade (100-200 cm), ao passo que o valor máximo estava na camada superficial do solo (5-10 cm). P disponível também apresentou redução dos seus valores no uso natural e rural, sendo que a partir de 50 cm nas áreas naturais os locais próximos ao córrego tenderam a apresentar maiores concentrações em relação aos distantes.

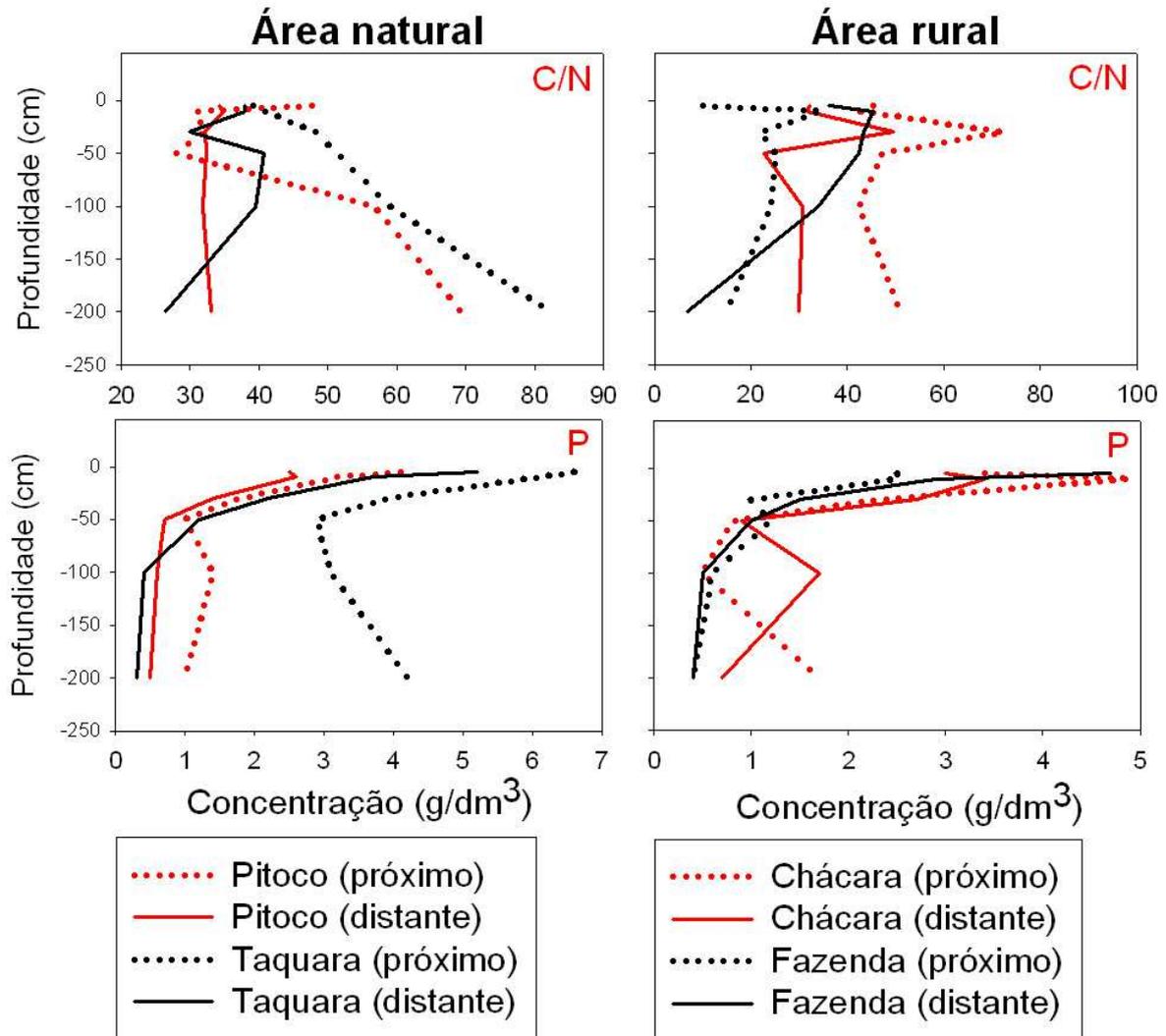


Figura 45 – Variação das proporções C/N e das concentrações de P disponível, com a profundidade, em matas de galeria de áreas naturais e rurais, coletadas próximas e afastadas do córrego.

As áreas naturais apresentaram valor máximo de concentração de Ca disponível ($3,20 \text{ cmol/dm}^3$) e mínimo ($0,09 \text{ cmol/dm}^3$) nas maiores profundidades (100-200 cm), enquanto que nas áreas rurais o menor valor foi encontrado na camada de 30 a 50 cm, e maior valor na camada superficial (0-5 cm) (Figura 46). De uma forma geral, as áreas apresentaram uma redução com o aumento da profundidade, exceto para os locais próximos ao córrego Taquara. Nas áreas sob uso rural, os locais distantes ao córrego na fazenda Dimas apresentaram-se marcadamente distintos em relação aos demais locais.

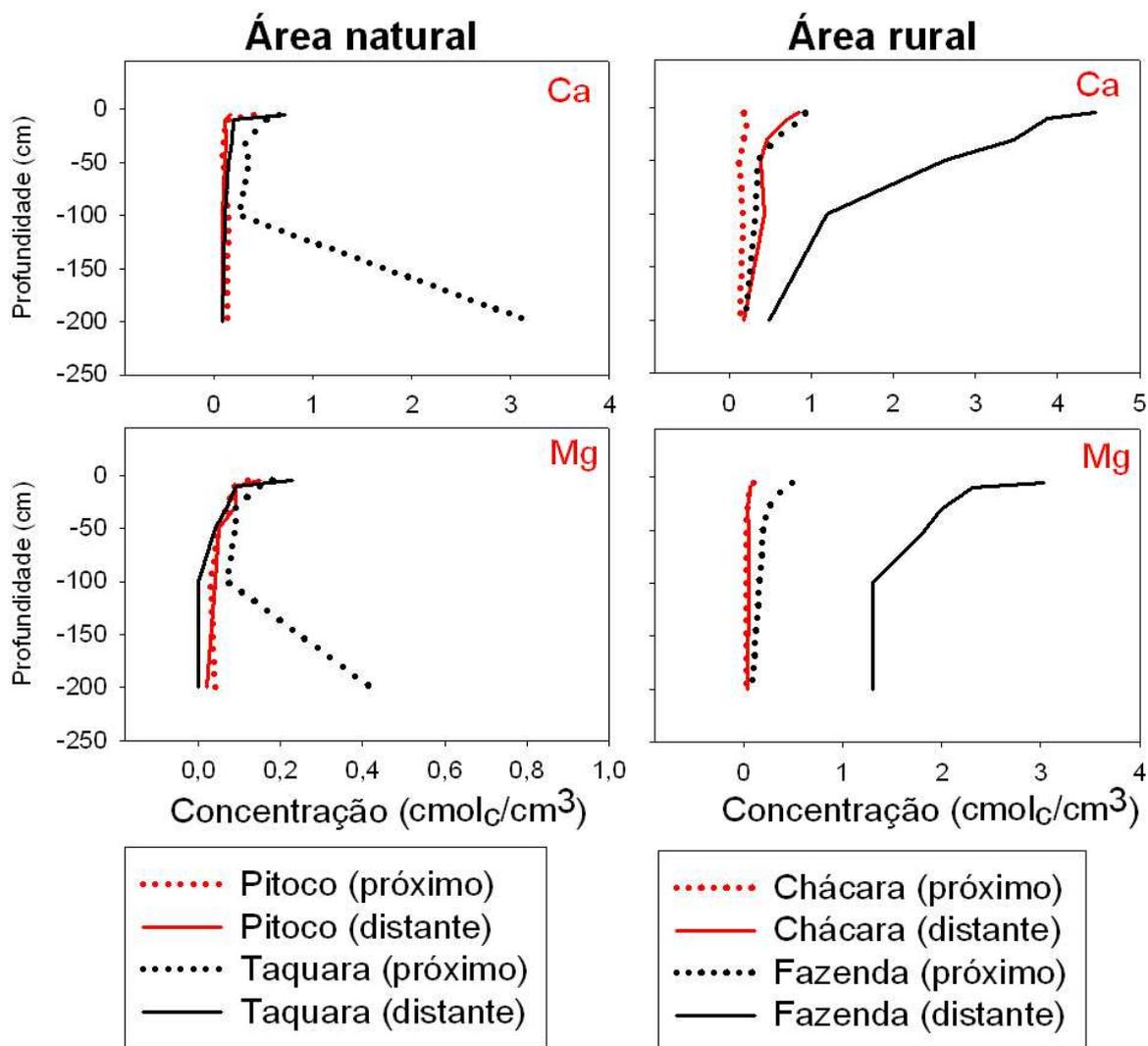


Figura 46 – Variação das concentrações de Ca e Mg, com a profundidade, em matas de galeria de áreas naturais e rurais, coletadas próximas e afastadas do córrego.

A camada mais profunda das áreas naturais (100-200 cm) exibiu a menor concentração de Mg disponível ($0,02 \text{ cmol/dm}^3$) assim como o maior valor ($0,42 \text{ cmol/dm}^3$) (Figura 46). Nas áreas rurais a menor concentração ($0,02 \text{ cmol/dm}^3$) foi encontrada na camada mais profunda, enquanto que o maior valor ($3,03 \text{ cmol/dm}^3$) estava na camada superficial (0-5 cm). Nas áreas naturais, até a profundidade de 50 cm, todos os locais exibiram uma redução no perfil, sendo que a partir de 100 cm os solos próximos ao córrego tiveram aumentados os seus valores. No uso rural houve uma diferença marcante entre as áreas (Chácara x Fazenda) e entre os locais (próximo x distante), sendo que os maiores valores foram encontrados tanto na Fazenda quanto na Chácara nos locais distantes do córrego (exceto nas profundidades entre 0 e 30 cm da Chácara) podendo ser resultado das adubações realizadas nessas propriedades.

A concentração de K disponível nas áreas naturais seguiu o mesmo padrão da concentração de P disponível com menor concentração (4 mg/dm^3) nas maiores profundidades (100-200 cm), enquanto que o maior valor (73 mg/cm^3) foi encontrado na camada de 0 a 5 cm (Figura 47). As áreas rurais exibiram valor mínimo (11 mg/cm^3) na camada mais profunda (100-200 cm), ao passo que o valor máximo (916 mg/cm^3) estava numa camada entre 30 e 50 cm. No uso rural houve uma diferença marcante entre as áreas, sendo que na fazenda Dimas foram encontrados os maiores valores. Neste local as amostras coletadas afastadas do córrego exibiram maiores concentrações.

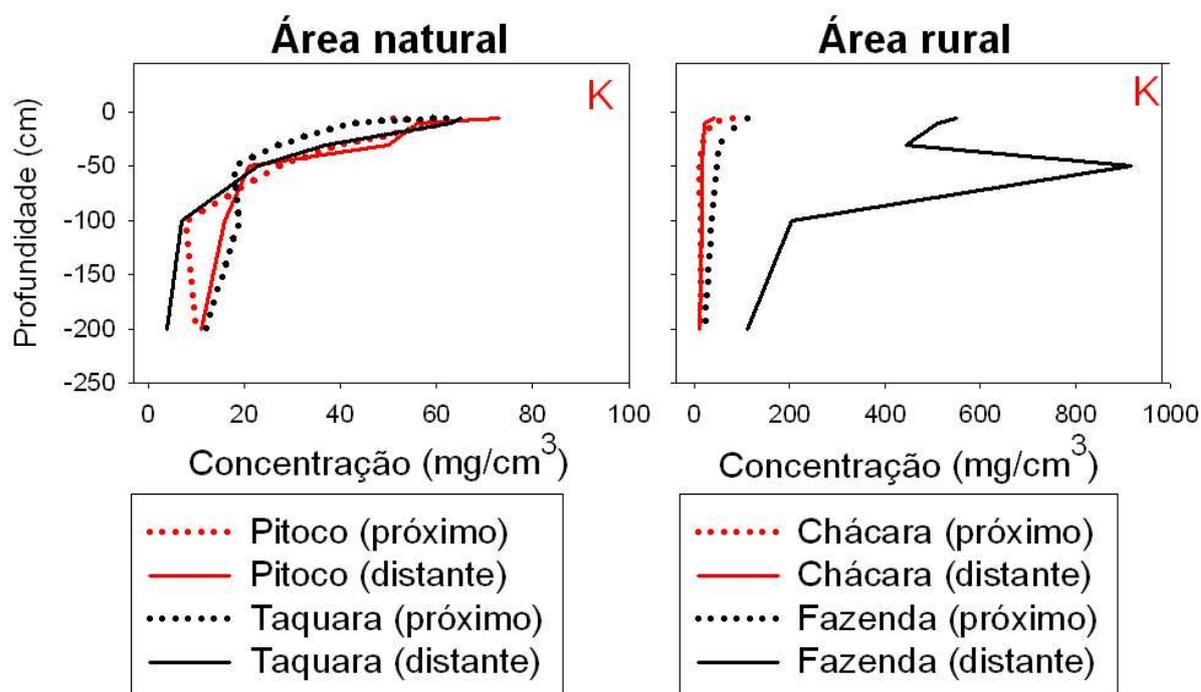


Figura 47 – Variação das concentrações de K, com a profundidade, em matas de galeria de áreas naturais e rurais, coletadas próximas e afastadas do córrego.

As concentrações de Fe das áreas naturais exibiram maior valor (79 mg/cm^3) na camada superficial (0-5 cm), enquanto que os menores valores ($3,40 \text{ mg/cm}^3$) foram encontrados na camada mais profunda (100-200 cm) (Figura 48). Nas áreas rurais as concentrações variaram de $2,50 \text{ mg/cm}^3$ (100-200) a 210 mg/cm^3 (50-100 cm). Os locais próximos ao córrego da Fazenda apresentaram os maiores valores de Fe.

O pH das áreas naturais apresentou menor valor (3,49) entre as profundidades 30 e 50 cm, enquanto que o maior valor (5,01) foi encontrado na

camada de 100 a 200 cm (Figura 48). O menor valor encontrado nas áreas rurais estava na camada de 10 a 30 cm, ao passo que o maior pH (5,18) foi exibido na camada de 5 a 10 cm. Nos locais próximos ao córrego da Fazenda foram encontrados os maiores valores de pH.

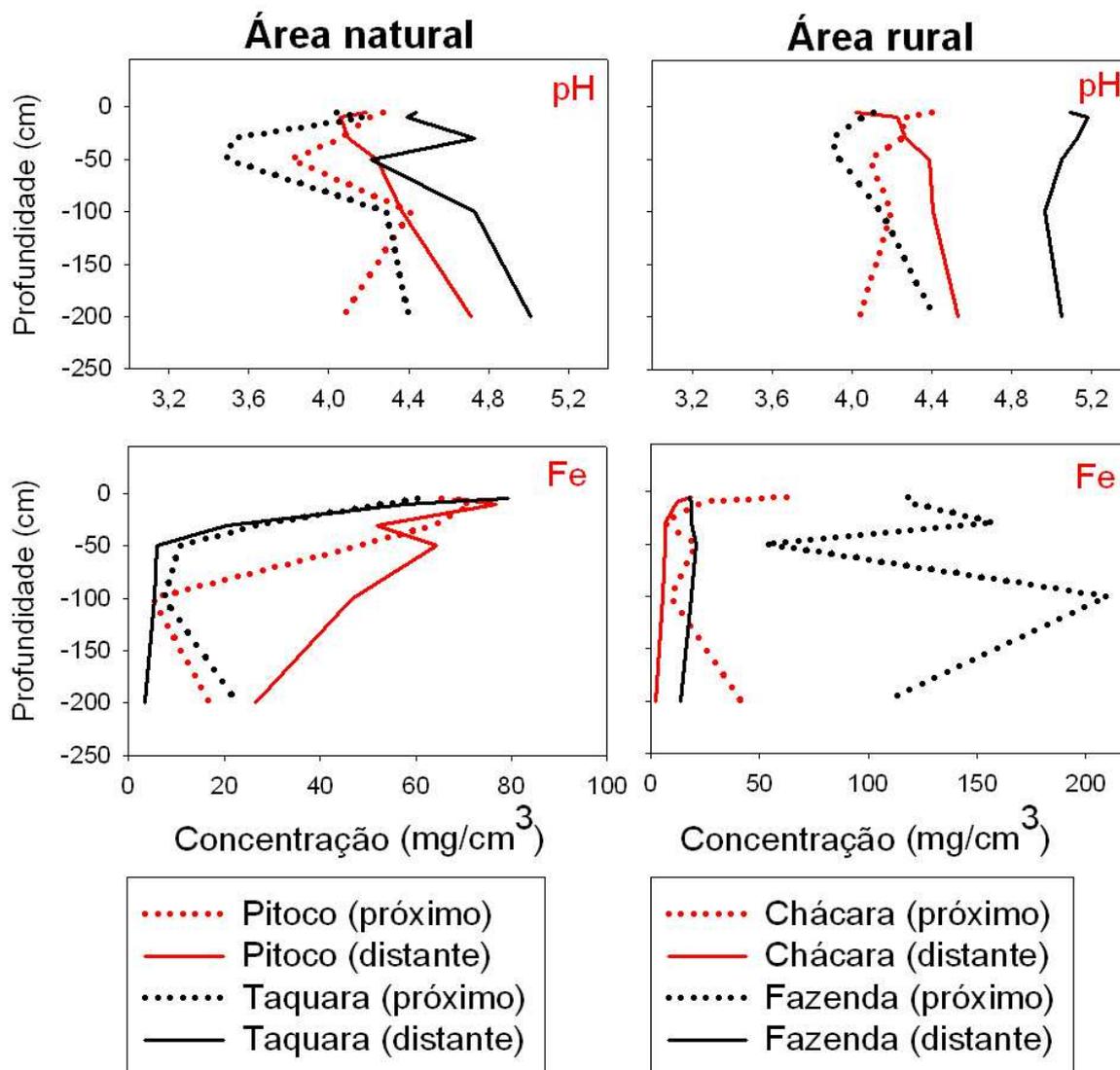


Figura 48 – Variação dos valores de pH e concentrações de Fe, com a profundidade, em matas de galeria de áreas naturais e rurais, coletadas próximas e afastadas do córrego.

A partir da classificação granulométrica dos solos das matas de galeria dos córregos Pitoco e Taquara (áreas naturais), das áreas ripárias do córrego Estansláu assim como da mata de galeria do córrego Barreiro do Mato foi possível determinar a textura dos mesmos como muito argilosos (Figuras 49 e 50).

Tabela 5. Caracterização química dos solos de área ripárias (próximas ao córrego e afastadas do córrego) na Reserva Ecológica do IBGE (matas de galeria dos córregos Pitoco e Taquara) e zona rural de Planaltina (mata de galeria do córrego Barreiro da Mata e zona ripária do córrego Estanslau). Profundidades entre 0 e 200 cm. . Amostras coletadas em novembro de 2007.

Área	Local	Profundidade (cm)	pH em água	N g/dm ³	P mg/dm ³	K mg/dm ³	Ca cmol /dm ³	Mg mg/dm ³	Fe mg/dm ³	C _{org} g/dm ³	Razão C/N
Pitoco	Próximo ao córrego	0-5	4,27	2,9	4,10	51	0,40	0,12	65,40	138	48
		5-10	4,20	2,2	3,20	62	0,12	0,09	71,50	68,1	31
		10-30	4,06	1,4	1,80	40	0,10	0,07	63,80	44,7	32
		30-50	3,81	1,0	1,00	27	0,09	0,05	48,30	28	28
		50-100	4,41	1,5	1,40	8	0,15	0,03	5,10	85,1	57
	100-200	4,07	0,6	1,00	10	0,13	0,04	17,00	41,6	69	
	Distante do córrego	0-5	4,19	1,7	2,50	73	0,17	0,15	68,50	58,2	34
		5-10	4,06	1,5	2,60	56	0,11	0,09	76,90	52,2	35
		10-30	4,10	1,2	1,40	50	0,12	0,09	51,90	38,6	32
		30-50	4,24	0,7	0,70	21	0,11	0,05	64,40	22,7	32
50-100		4,37	0,5	0,60	16	0,09	0,04	46,80	15,9	32	
100-200	4,71	0,3	0,50	11	0,09	0,02	26,60	9,9	33		
Taquara	Próximo ao córrego	0-5	4,04	3,1	6,60	62	0,66	0,18	60,40	121	39
		5-10	4,17	2,5	6,10	42	0,52	0,15	53,80	102,1	41
		10-30	3,52	2,0	3,90	27	0,32	0,09	27,00	96,5	48
		30-50	3,49	2,1	2,90	18	0,35	0,09	10,80	107,8	51
		50-100	4,29	2,5	3,10	19	0,26	0,07	7,50	147,5	59
	100-200	4,40	2	4,20	12	3,20	0,42	22,80	164,5	82	
	Distante do córrego	0-5	4,44	3,1	5,20	65	0,72	0,23	79,40	117,3	38
		5-10	4,39	2,6	3,70	63	0,20	0,09	57,60	98,4	38
		10-30	4,73	1,9	2,20	37	0,18	0,07	20,60	56,7	30
		30-50	4,21	1,3	1,20	23	0,15	0,04	6,00	53	41
50-100		4,73	0,5	0,40	7	0,11	0,00	5,50	19,7	39	
100-200	5,01	0,2	0,30	4	0,09	0,00	3,40	5,3	27		

...cont...

Continuação

Área	Local	Profundidade (cm)	pH em água	N g/dm ³	P mg/dm ³	K mg/dm ³	Ca cmol/dm ³	Mg mg/dm ³	Fe mg/dm ³	C _{org} g/dm ³	Razão C/N
Chácara 117	Próximo ao córrego	0-5	4,40	3,5	3,40	79	0,18	0,10	62,30	158,9	45
		5-10	4,26	3,1	4,90	36	0,23	0,06	23,80	132,4	43
		10-30	4,25	2,2	2,30	16	0,18	0,04	6,00	158,9	72
		30-50	4,09	0,8	0,80	11	0,12	0,02	21,00	37,8	47
		50-100	4,20	0,5	0,50	12	0,17	0,02	9,40	21,2	42
	100-200	4,04	0,4	1,70	12	0,13	0,02	41,40	20,4	51	
	Distante do córrego	0-5	4,02	3,3	3,00	41	0,85	0,10	18,60	105,9	32
		5-10	4,23	3,1	3,40	21	0,72	0,06	12,00	98,4	32
		10-30	4,27	2,6	2,70	18	0,46	0,04	6,60	128,6	49
		30-50	4,39	0,6	0,90	16	0,39	0,05	6,70	13,6	23
50-100		4,41	1,6	1,70	16	0,43	0,05	5,40	49,2	31	
100-200	4,53	0,2	0,70	11	0,18	0,04	2,50	6	30		
Fazenda Dimas	Próximo ao córrego	0-5	4,11	4,0	2,50	110	0,93	0,49	118,10	39,3	10
		5-10	4,05	1,0	2,50	94	0,88	0,41	118,10	34,8	35
		10-30	3,90	1,0	1,00	50	0,56	0,24	157,80	21,9	22
		30-50	3,94	0,6	1,20	46	0,35	0,20	52,50	15,1	25
		50-100	4,15	0,5	0,60	36	0,32	0,16	210,00	12,1	24
	100-200	4,41	0,5	0,40	21	0,19	0,08	108,20	7,5	15	
	Distante do córrego	0-5	5,09	1,3	4,70	549	4,46	3,03	17,70	46,9	36
		5-10	5,18	0,9	2,90	511	3,88	2,31	19,00	40,8	45
		10-30	5,13	0,7	1,50	444	3,47	2,00	18,70	30,3	43
		30-50	5,05	0,5	1,00	916	2,63	1,83	21,00	21,2	42
50-100		4,97	0,4	0,50	204	1,19	1,30	18,60	13,6	34	
100-200	5,05	1,0	0,40	112	0,48	1,30	13,80	6,8	7		

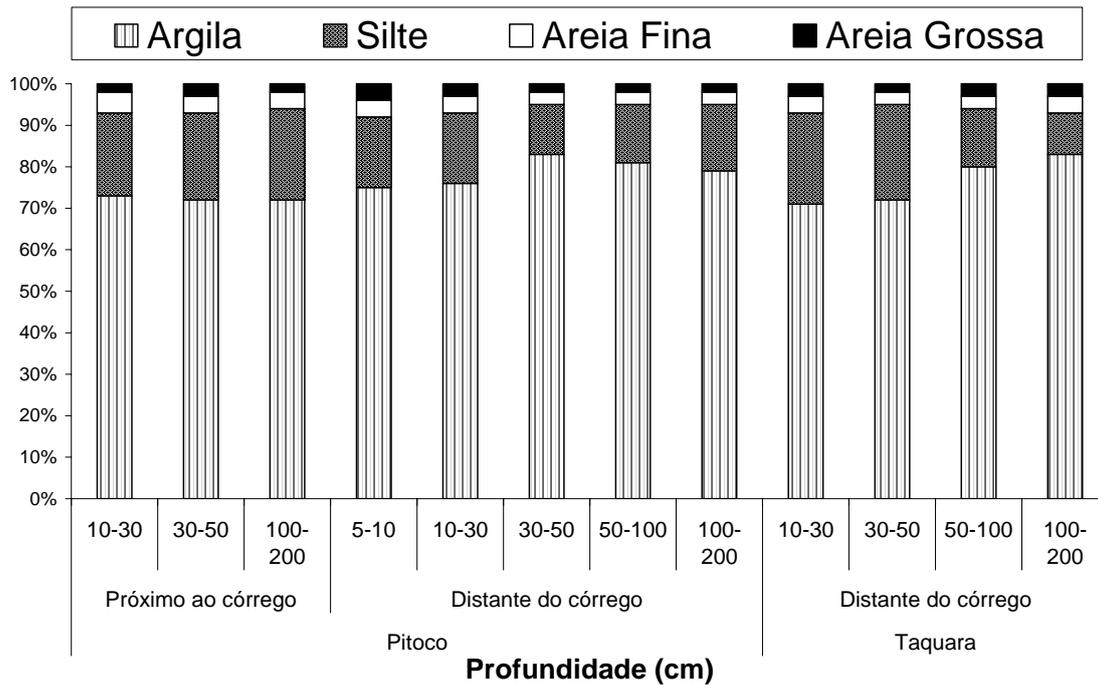


Figura 49 – Composição granulométrica dos solos das matas de galeria dos córregos Pitoco e Taquara (áreas naturais).

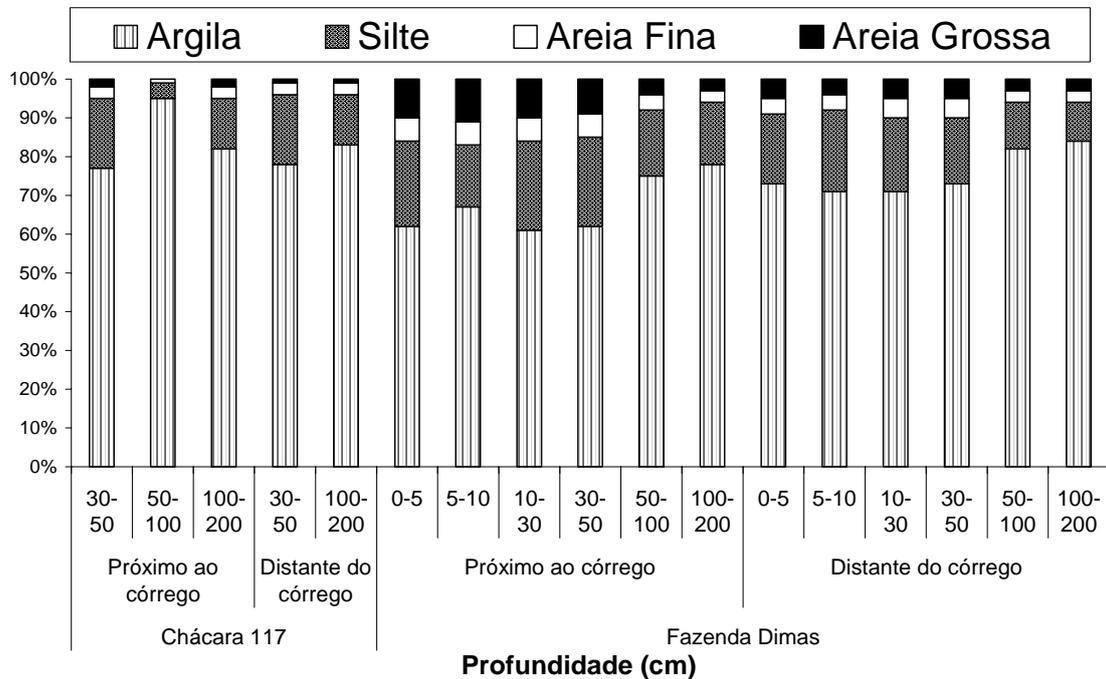


Figura 50 – Composição granulométrica dos solos da zona ripária do córrego Estanislau e da mata de galeria do córrego Barreiro da Mata (áreas rurais).

3.2. Componentes do fluxo

3.2.1. Parâmetros químicos (H^+ , alcalinidade e condutividade elétrica)

Os valores medianos de H^+ , alcalinidade e condutividade elétrica dos diferentes componentes do fluxo (deposição atmosférica, solução de escoamento superficial, solução do solo a 50 cm de profundidade e solução freática), assim como dos córregos sob cobertura natural e rural são apresentados nas figuras 51, 52 e 53. Na figura 51 é possível constatar que as áreas rurais apresentaram menores valores de H^+ na deposição atmosférica e escoamento superficial, ao contrário da solução freática onde foram encontrados maiores valores em relação às áreas naturais. Nas figuras 52 e 53 percebe-se que as áreas rurais exibiram menores valores de alcalinidade na solução freática, assim como valores inferiores de condutividade elétrica na solução de escoamento superficial.

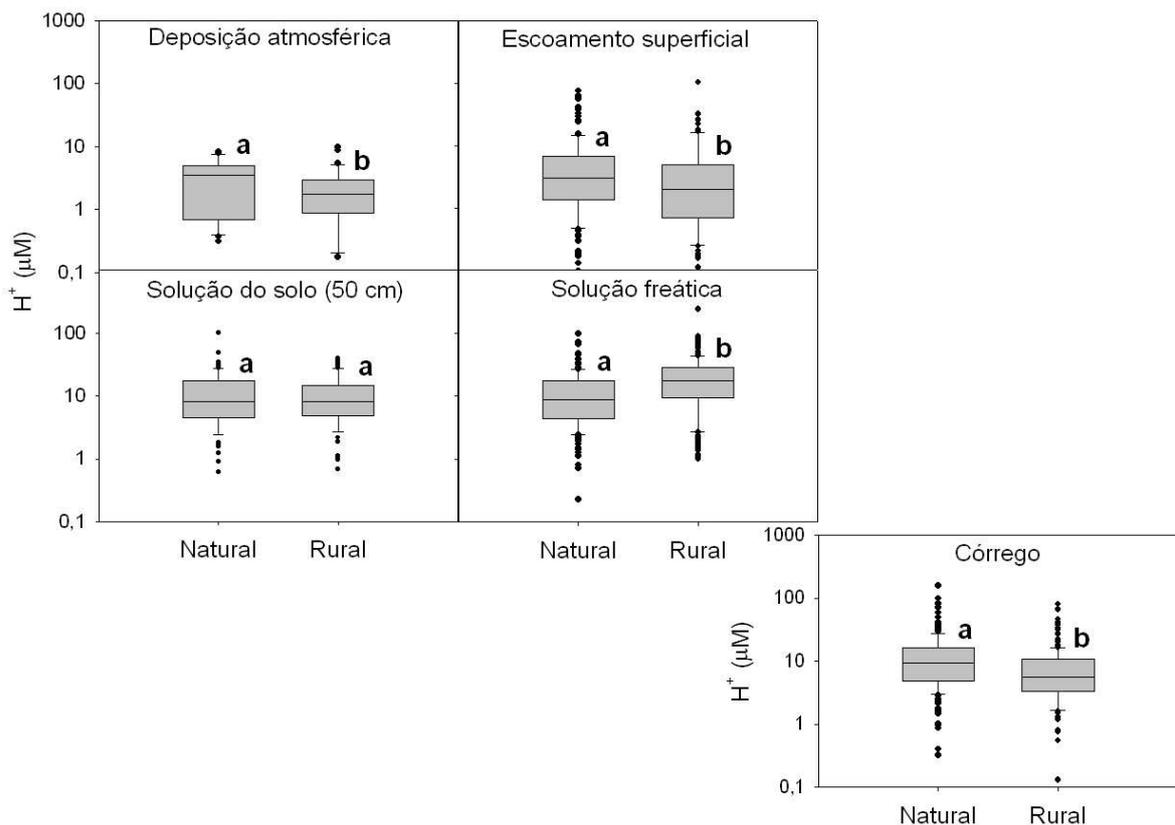


Figura 51 - Valores medianos de H^+ dos componentes de fluxo e de córregos em áreas sob cobertura/uso natural e rural (setembro de 2004 a dezembro de 2006) (Letras diferentes indicam diferenças entre as áreas $\alpha = 0,05$).

É possível constatar ainda que a solução de escoamento superficial apresentou o maior valor mediano de condutividade elétrica dentre os componentes analisados (Figura 53), e esses maiores valores podem ser devido à lavagem da camada de serapilheira, assim como da camada superficial do solo que é a que possui as maiores concentrações de nutrientes, como observado nos resultados de solo.

Em função da água dos córregos das áreas rurais terem apresentado menores concentrações de H^+ e maiores valores de alcalinidade e condutividade elétrica em relação às áreas naturais, era de se esperar que os componentes do fluxo das áreas com cobertura rural também exibissem o mesmo padrão, sendo que foi observado o contrário para H^+ e alcalinidade da solução freática, assim como para condutividade elétrica da solução de escoamento superficial. Os menores valores de H^+ encontrados nos córregos das áreas rurais podem estar sendo influenciados pela deposição atmosférica e pela solução de escoamento superficial, ao contrário dos maiores valores de alcalinidade e condutividade elétrica, que podem estar sendo gerados por algum componente do fluxo não coletado nesse estudo, possivelmente na porção entre os coletores de solução do solo (50 cm) e os de solução freática. Pode ser também que a vegetação das áreas naturais esteja sendo mais eficiente na retenção de solutos que compõem esses parâmetros químicos, evitando que uma parte dos mesmos alcance o canal do córrego.

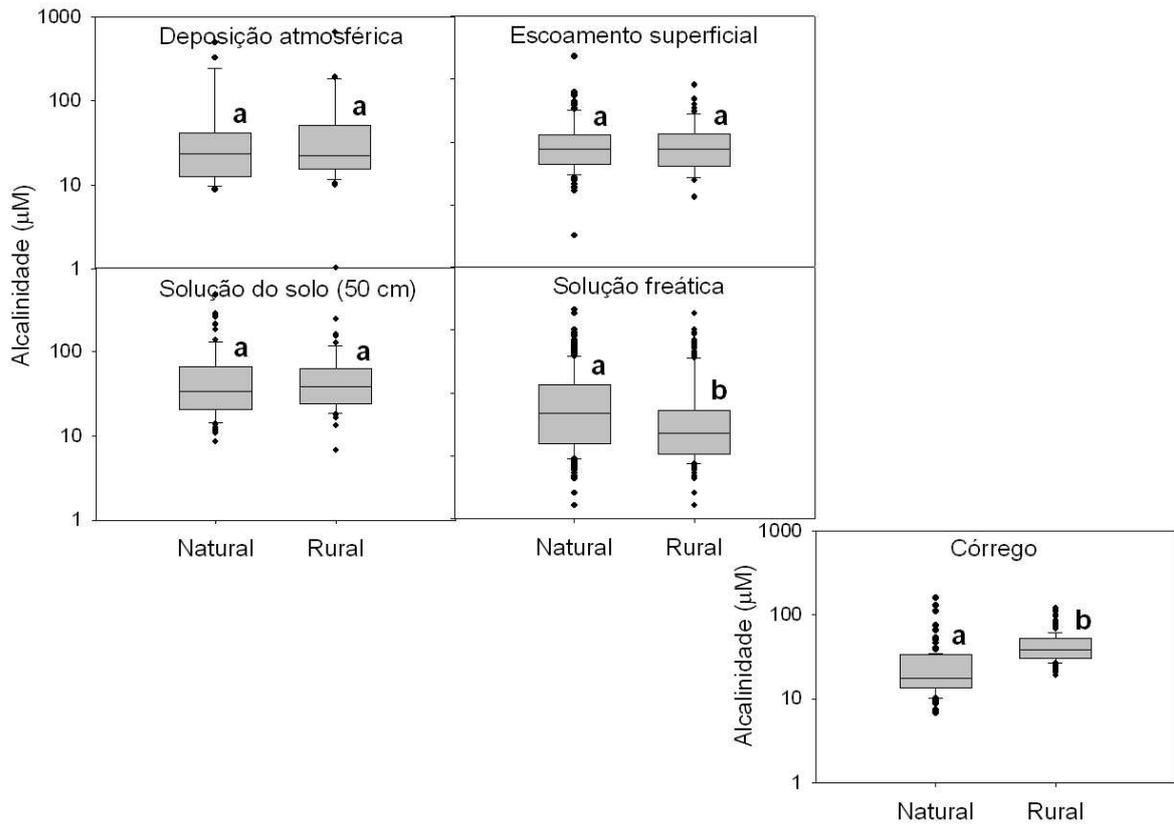


Figura 52 - Valores medianos de alcalinidade dos componentes de fluxo e de córregos em áreas sob cobertura/uso natural e rural (setembro de 2004 a dezembro de 2006) (Letras diferentes indicam diferenças entre as áreas $\alpha = 0,05$).

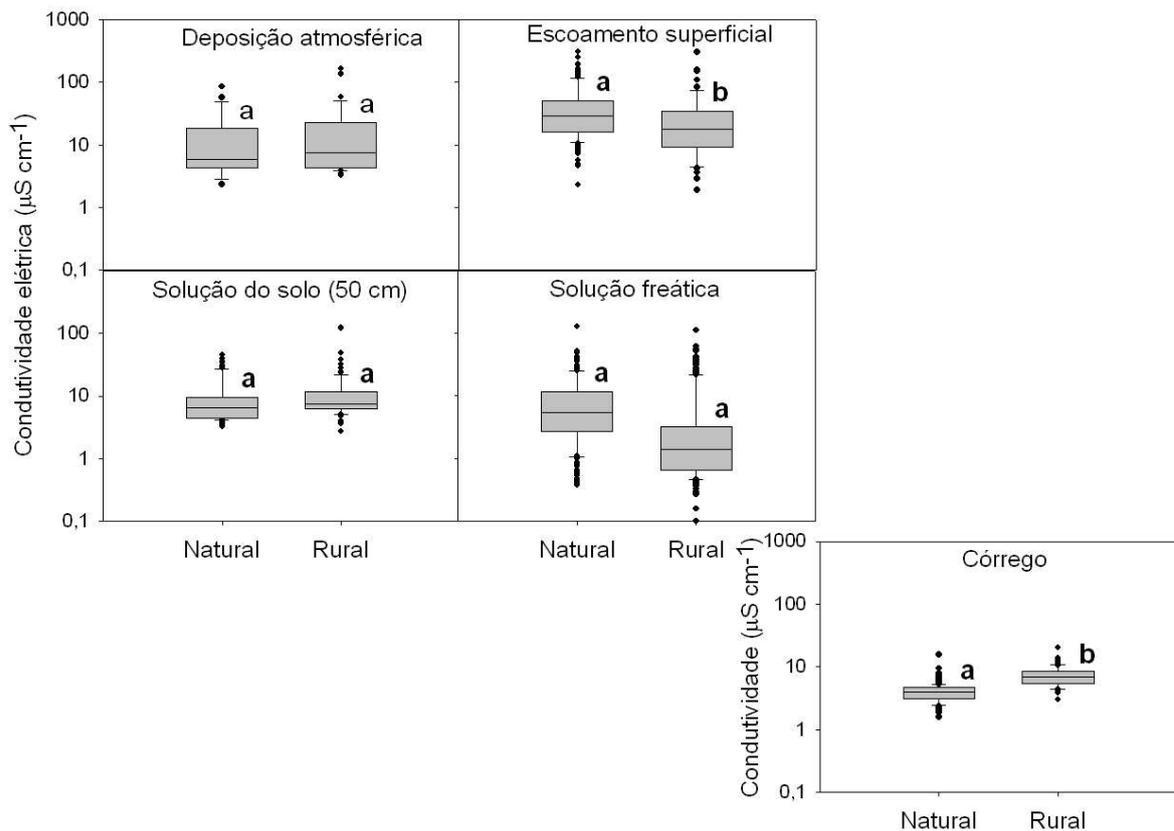


Figura 53 - Valores medianos de condutividade elétrica dos componentes de fluxo e de córregos em áreas sob cobertura/uso natural e rural (setembro de 2004 a dezembro de 2006) (Letras diferentes indicam diferenças entre as áreas $\alpha = 0,05$).

3.2.1.1. Comparações quanto à sazonalidade e ao posicionamento dos coletores

Deposição atmosférica

Os valores de H^+ e condutividade elétrica apresentaram diferenças nas comparações entre as estações de seca e chuva para deposição atmosférica tanto nas áreas naturais quanto nas rurais, ao passo que alcalinidade diferiu somente nas áreas naturais (Figura 54). Os maiores valores de alcalinidade e condutividade elétrica foram encontrados durante o período seco, enquanto que os de H^+ no chuvoso.

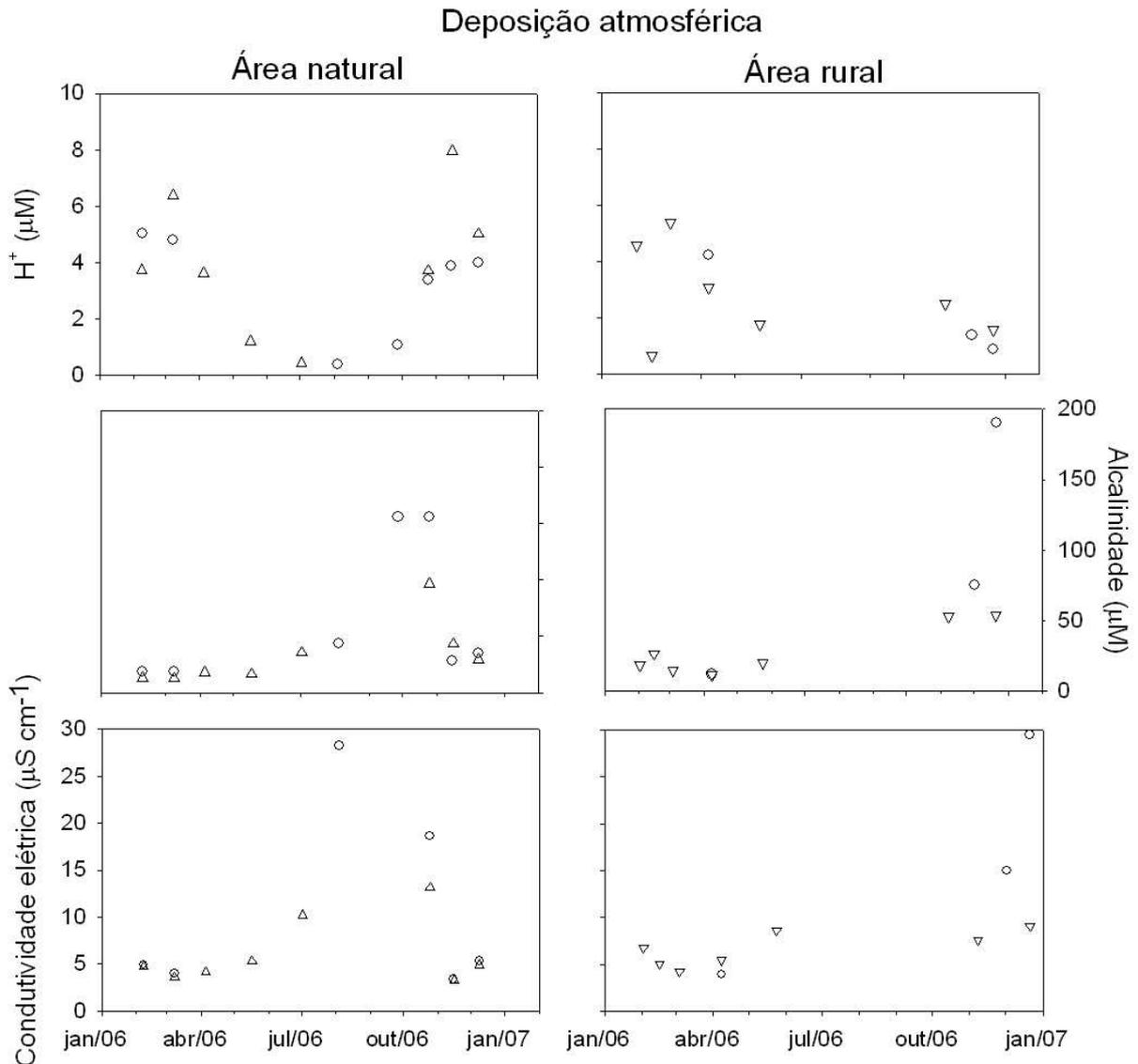


Figura 54. Variação temporal dos valores de H⁺, alcalinidade e condutividade elétrica da deposição atmosférica em áreas naturais e rurais (janeiro de 2006 a janeiro de 2007). Área natural (○ – Pitoco e △ - Taquara) e Área rural (○ – Fazenda Dimas e ▽ - Chácara 117).

Os menores valores de H⁺ e maiores valores de condutividade elétrica e alcalinidade encontrados nas áreas naturais durante a estação seca podem ser resultado das primeiras chuvas que carregam da atmosfera o material particulado acumulado durante a época de seca, em especial as partículas de cinza geradas por incêndios, que são freqüentes no Cerrado durante o período de seca (Pivello & Coutinho 1992, Kauffman *et al.* 1994). Forti & Neal (1992) encontraram valores similares ao do presente trabalho, estudando a bacia amazônica, e atribuíram os menores valores de pH ao equilíbrio com o CO₂ atmosférico, além de outros ácidos orgânicos.

Grande parte dos estudos de deposição atmosférica tem sido realizada em áreas densamente povoadas (Parker 1983), focando especialmente sobre os efeitos negativos nos ecossistemas florestais. Por outro lado, poucos estudos são conduzidos em áreas remotas onde a deposição atmosférica menos poluída teria um papel importante na nutrição florestal. Isto é particularmente importante em sistemas como o Cerrado, onde os solos são deficientes em nutrientes (Nardoto 2005). Segundo Markewitz *et al.* (2006) a entrada de nutrientes através da precipitação em áreas de Cerrado compreende uma larga porção do estoque de nutrientes disponíveis nesse ecossistema, em função da natureza extremamente pobre de seus solos, em especial os Latossolos.

Solução de escoamento superficial

Nas comparações sazonais as áreas naturais apresentaram menores concentrações de H^+ , e maiores valores de condutividade elétrica e alcalinidade durante a transição seca-chuva, enquanto que nas rurais apenas a condutividade se mostrou diferente entre os períodos estudados, com maiores valores também na transição (Figuras 55 e 56). Certamente o efeito concentrador da estação seca juntamente com as primeiras chuvas durante o período transicional provocaram o aumento dos valores desses parâmetros devido aos processos de entrada de nutrientes via deposição atmosférica, além do arraste de solutos a partir da passagem da precipitação pela mata (*throughfall* e *stemflow*), assim como pela serapilheira.

Nas comparações feitas quanto ao posicionamento dos coletores (próximos ao córrego x distantes do córrego) foram observadas diferenças apenas na fazenda Dimas (área rural), para alcalinidade e condutividade elétrica, com maiores valores observados nas amostras coletadas nos equipamentos localizados próximos ao córrego (Figuras 55 e 56). Esse resultado pode ter sido causado devido ao fato dos coletores de escoamento superficial instalados distantes do córrego estarem fora da mata, e dentro de áreas cultivadas, onde durante o período seco não foram coletadas amostras, ao contrário dos equipamentos dentro da mata, além de ser no período seco onde eram encontrados os maiores valores.

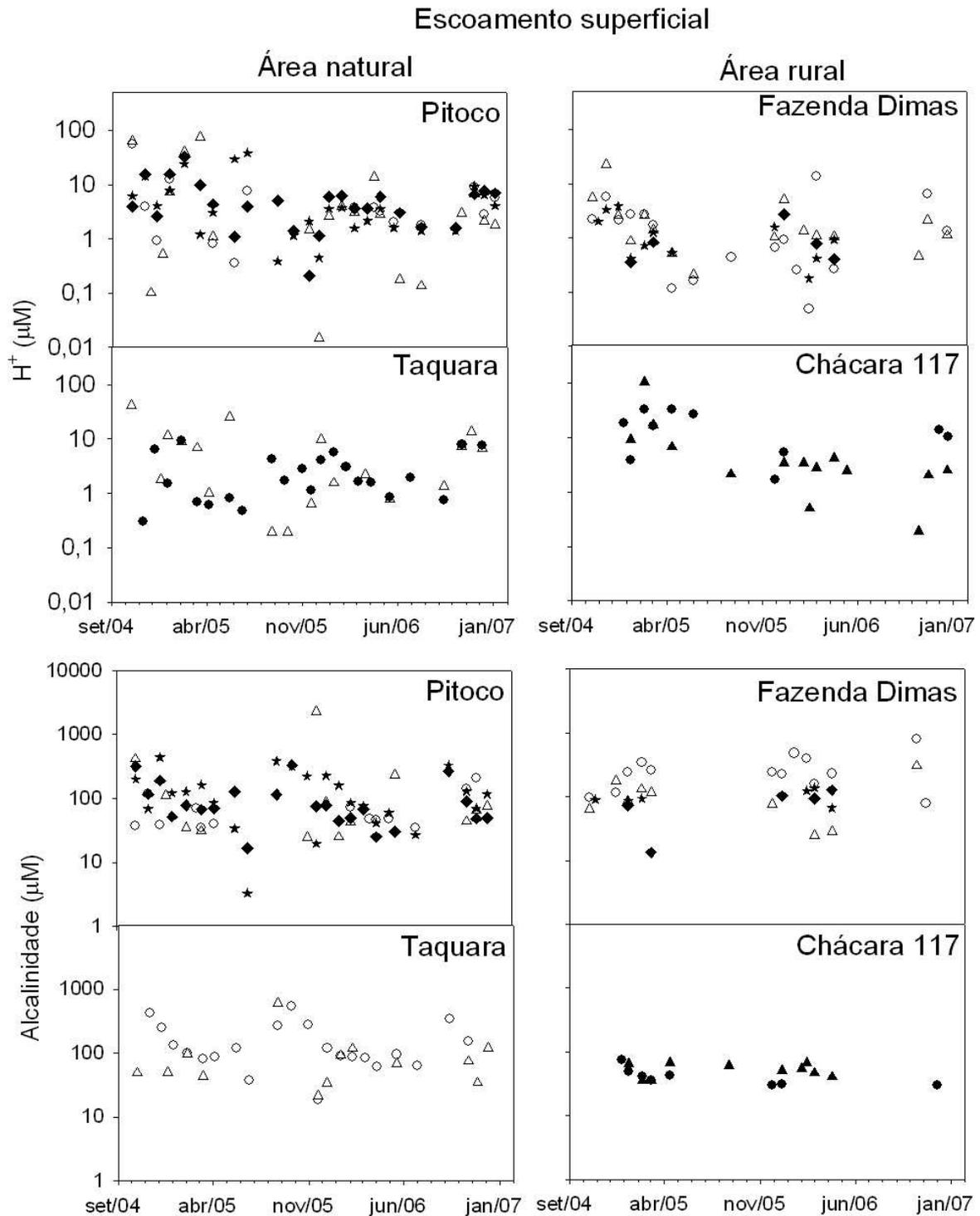


Figura 55. Variação temporal dos valores de H^+ e alcalinidade da solução de escoamento superficial em áreas naturais e rurais (setembro de 2004 a janeiro de 2007). Coletores próximos ao córrego (símbolos vazios), e coletores distantes do córrego (símbolos cheios).

Escoamento superficial

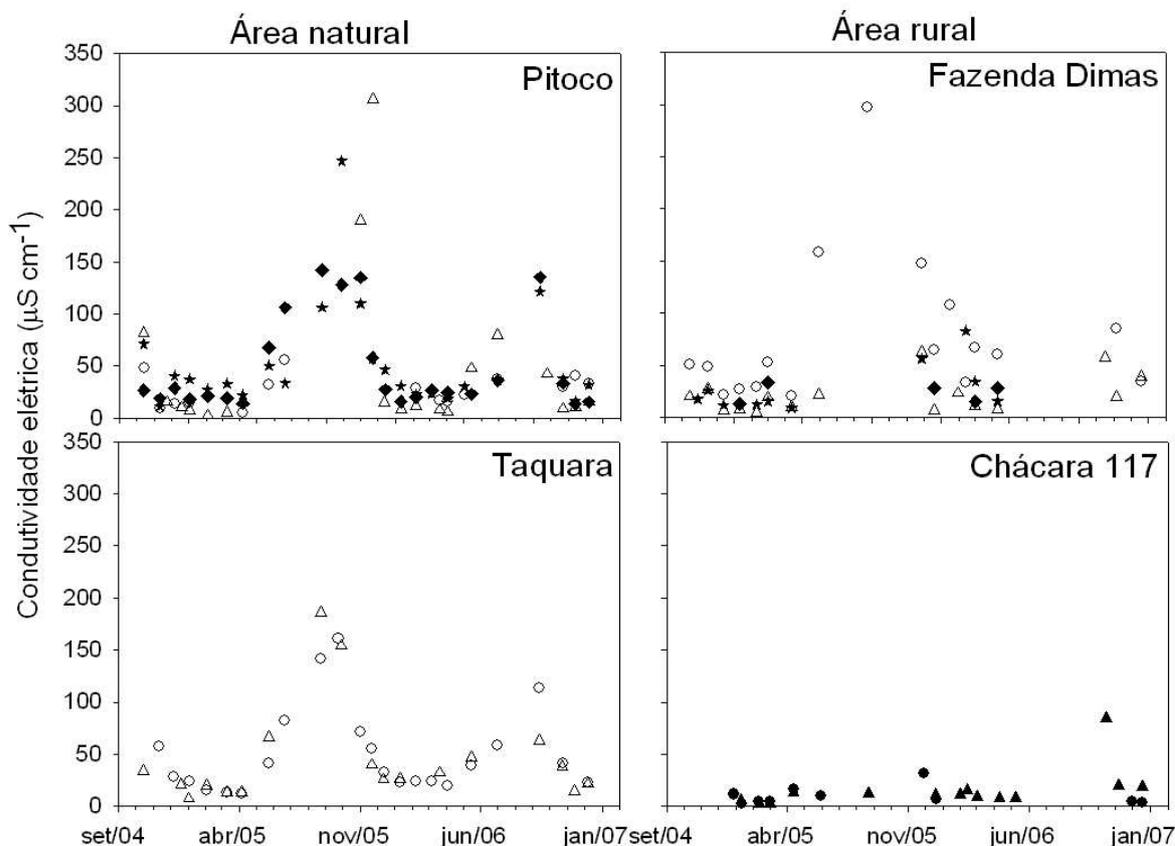


Figura 56. Variação temporal dos valores de condutividade elétrica da solução de escoamento superficial em áreas naturais e rurais (setembro de 2004 a janeiro de 2007). Coletores próximos ao córrego (símbolos vazios), e coletores distantes do córrego (símbolos cheios).

Solução do solo (50 cm de profundidade)

Os valores de alcalinidade apresentaram diferenças nas comparações entre seca e chuva apenas nas áreas naturais, com maiores valores durante a estação chuvosa (Figura 57). Nas comparações entre os períodos chuvoso, seco e transição seca-chuva as áreas rurais exibiram diferenças para H^+ , condutividade elétrica e alcalinidade, com maiores valores na estação chuvosa (Figuras 57 e 58). Esses maiores valores observados durante o período chuvoso ocorre possivelmente em função do carreamento de solutos tanto da serapilheira quanto da camada superficial dos solos.

Solução do solo (50 cm)

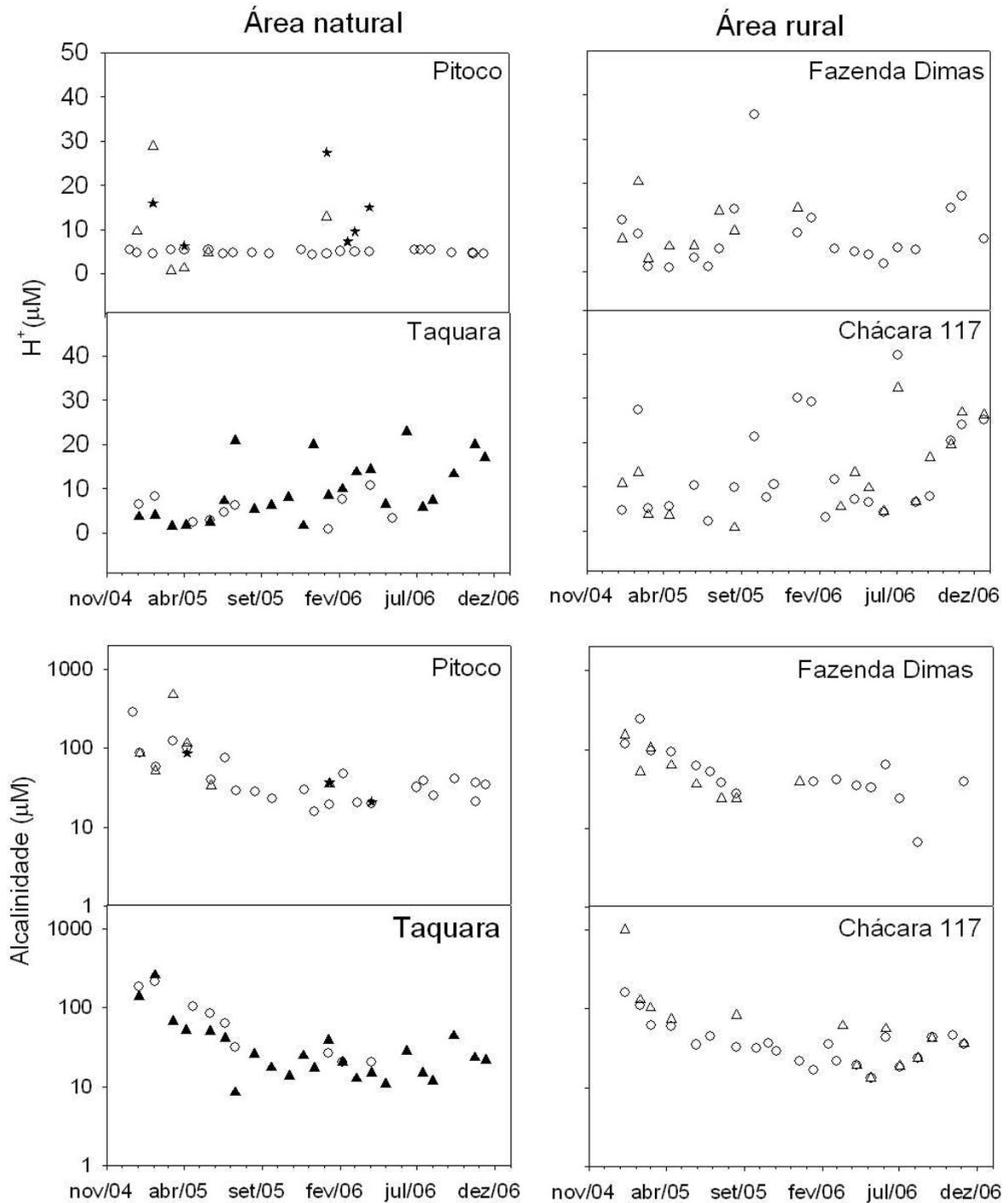


Figura 57. Variação temporal dos valores de H⁺ e alcalinidade da solução do solo a 50 cm de profundidade em áreas naturais e rurais (novembro de 2004 a dezembro de 2006). Coletores próximos ao córrego (símbolos vazios), e coletores distantes do córrego (símbolos cheios).

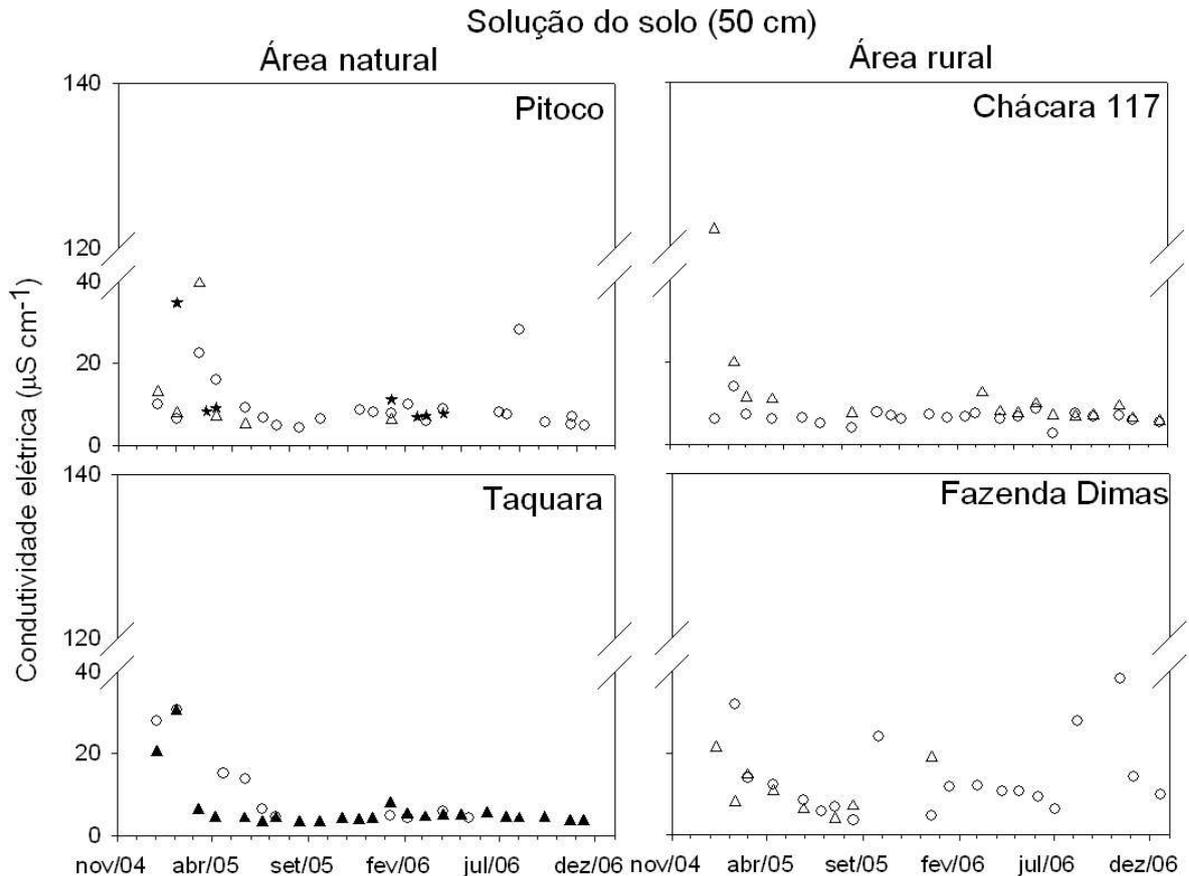


Figura 58. Variação temporal dos valores de condutividade elétrica da solução do solo a 50 cm de profundidade em áreas naturais e rurais (novembro de 2004 a dezembro de 2006). Coletores próximos ao córrego (símbolos vazios), e coletores distantes do córrego (símbolos cheios).

Solução freática

Dentre os parâmetros químicos analisados na solução freática foi observado que H^+ e alcalinidade diferiram entre os períodos de seca e chuva, com maiores valores observados na estação seca (Figura 59). Por outro lado a alcalinidade apresentou diferença quanto à sazonalidade apenas nas áreas rurais, com maiores valores durante a estação chuvosa.

A solução freática da mata do córrego Taquara (área natural), coletada nos poços instalados próximos ao córrego, apresentou maiores valores de alcalinidade e condutividade elétrica em relação às amostras coletadas nos poços distantes do córrego (Figuras 59 e 60), padrão esse divergente do observado na mata do córrego Barreiro do Mato (área rural), uma vez que os maiores valores foram encontrados no poço instalado próximo à borda da mata, talvez nesse caso podendo ser um reflexo

das práticas de calagem realizadas nos frequentes plantios feitos nessa propriedade.

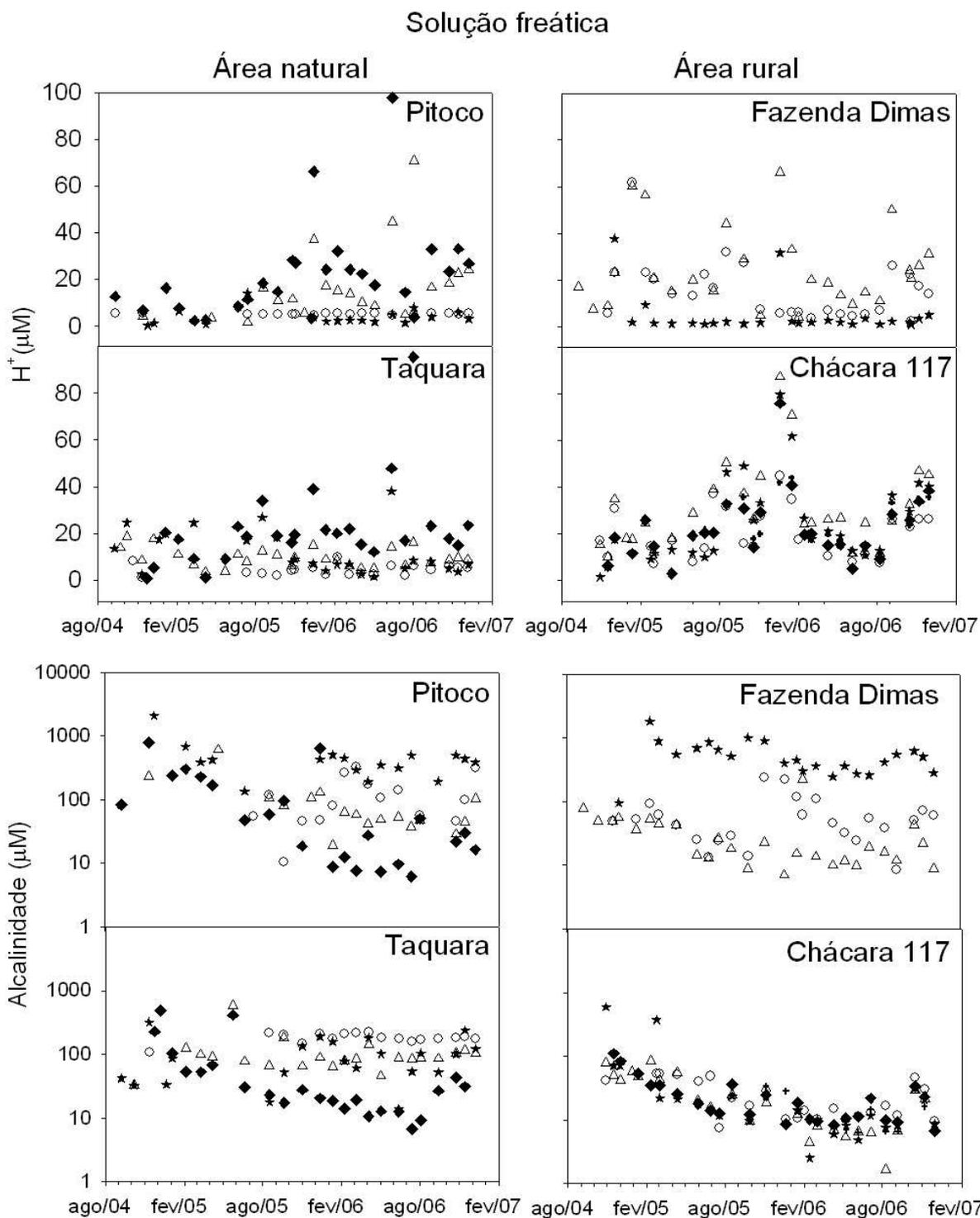


Figura 59. Variação temporal dos valores de H^+ e alcalinidade da solução freática em áreas naturais e rurais (agosto de 2004 a janeiro de 2007). Coletores próximos ao córrego (símbolos vazios), e coletores distantes do córrego (símbolos cheios).

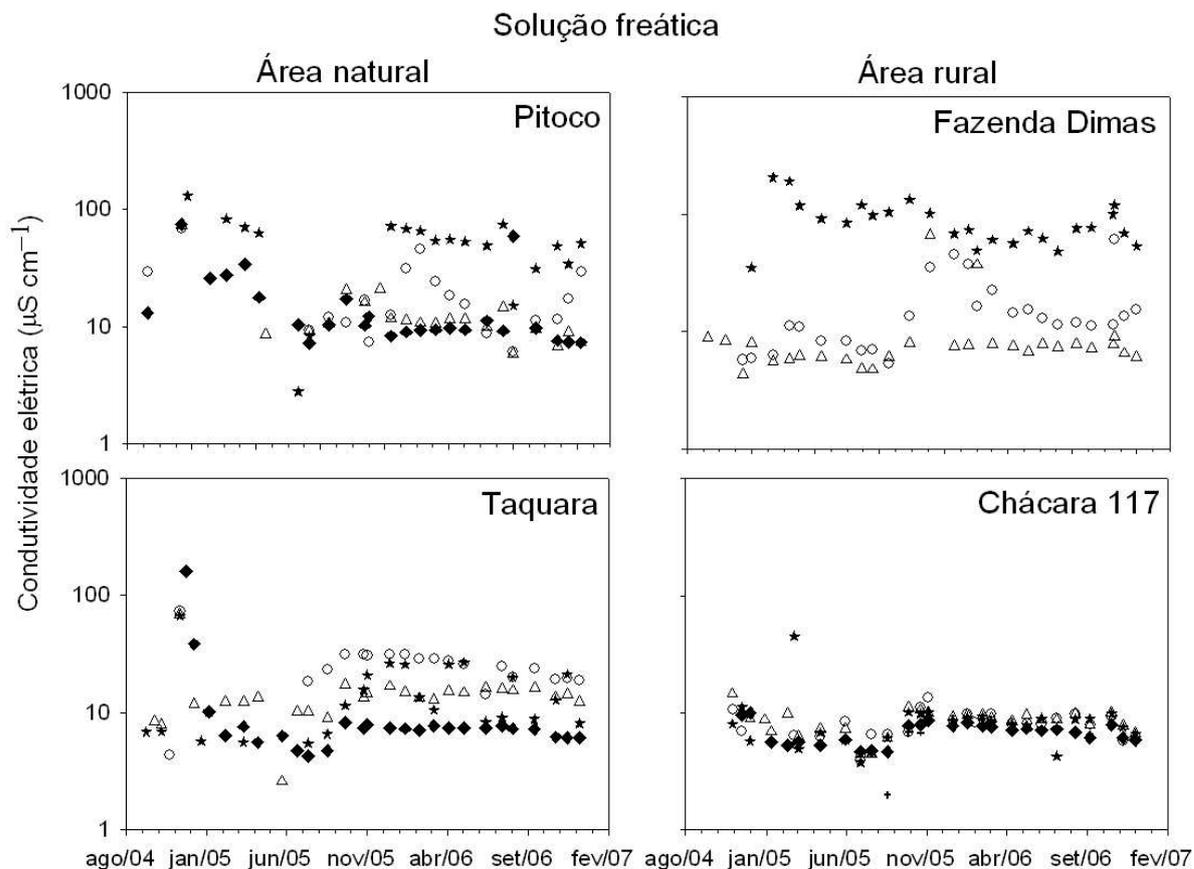


Figura 60. Variação temporal dos valores de condutividade elétrica da solução freática em áreas naturais e rurais (agosto de 2004 a janeiro de 2007). Coletores próximos ao córrego (símbolos vazios), e coletores distantes do córrego (símbolos cheios).

3.2.2. Carbono orgânico dissolvido

Dentre as componentes estudadas apenas a deposição atmosférica teve as concentrações de carbono orgânico dissolvido analisadas, não apresentando diferenças entre as áreas naturais e rurais, com valores medianos similares aos observados para as amostras de água dos córregos (Figura 61).

Quanto à sazonalidade observou-se variação apenas nas áreas com cobertura natural, que repetiram o padrão observado para alcalinidade e condutividade elétrica, com maiores concentrações durante o período de seca (Figura 62), e como naqueles casos podendo ser resultado das primeiras chuvas que carregam as partículas que são acumuladas na atmosfera durante a estação seca.

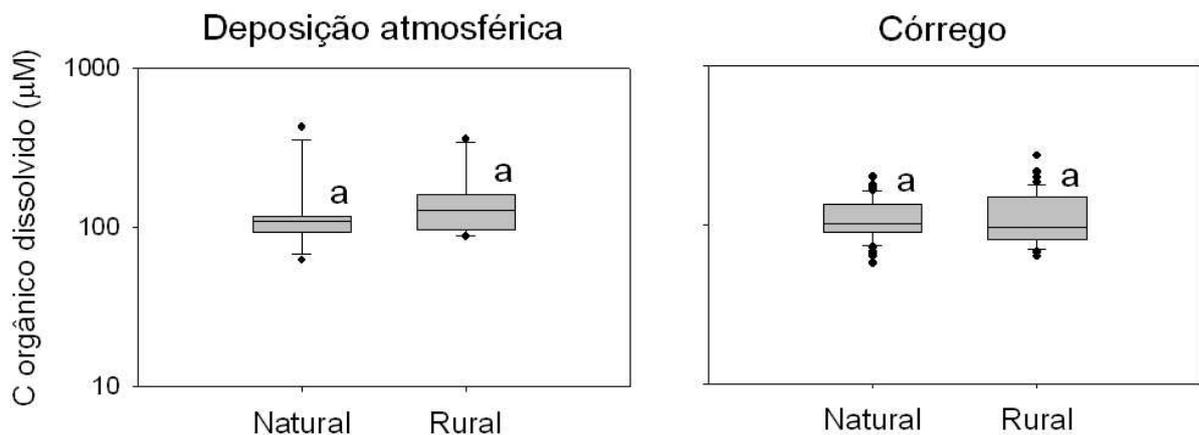


Figura 61 - Valores medianos de carbono orgânico dissolvido da deposição atmosférica e córregos em áreas sob cobertura/uso natural e rural (setembro de 2004 a dezembro de 2006) (Letras diferentes indicam diferenças entre as áreas $\alpha = 0,05$).

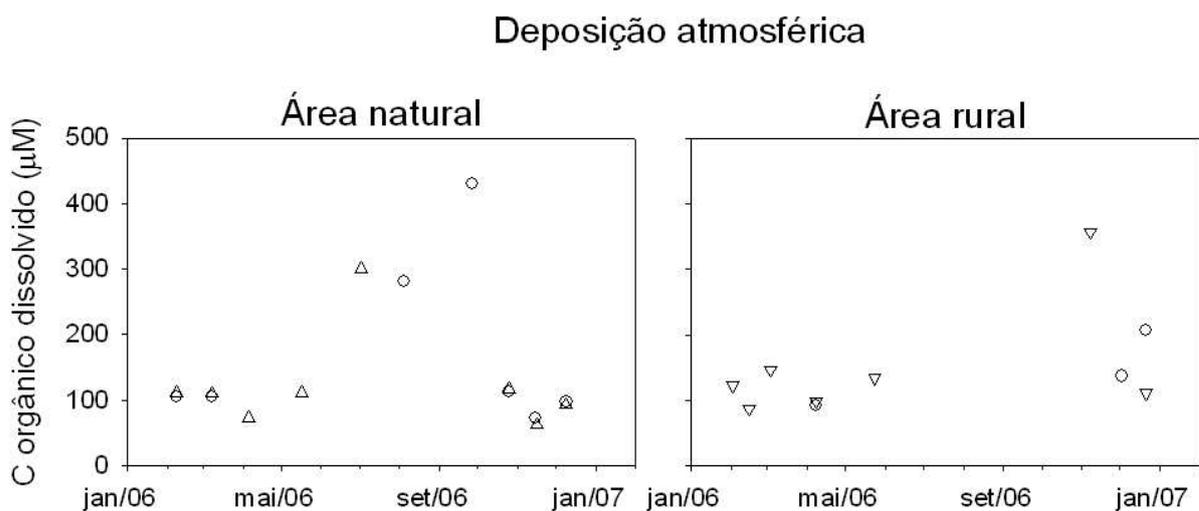


Figura 62. Variação temporal dos valores de carbono orgânico dissolvido da deposição atmosférica em áreas naturais e rurais (janeiro de 2006 a janeiro de 2007). Área natural (\circ – Pitoco e \triangle - Taquara) e Área rural (\circ – Fazenda Dimas e ∇ - Chácara 117).

3.2.3. Nitrogênio total dissolvido, NH_4^+ , NO_2^- e NO_3^-

As concentrações de nitrogênio total dissolvido das amostras de deposição atmosférica e dos córregos seguiram padrão similar ao observado para C orgânico dissolvido, uma vez que não houve diferenças entre as áreas estudadas (área com cobertura natural x área com cobertura rural) figura 63. Os menores valores

medianos observados nos córregos em relação à deposição atmosférica podem ser devido à retenção desse soluto pela mata.

As figuras 64 a 66 mostram as concentrações medianas das formas nitrogenadas inorgânicas NH_4^+ , NO_2^- e NO_3^- nas componentes do fluxo assim como nos córregos das áreas naturais e rurais. É possível constatar que as áreas naturais exibiram maiores concentrações de NH_4^+ na deposição atmosférica e solução de escoamento superficial, enquanto que a solução freática foi a única componente a apresentar padrão similar ao córrego, com maiores concentrações nas áreas rurais (Figura 64). Pode-se perceber também que a solução de escoamento superficial foi a componente do fluxo que apresentou as maiores concentrações medianas de NH_4^+ , sendo que os demais componentes exibiram valores medianos com mesma ordem de grandeza que os observados nos córregos.

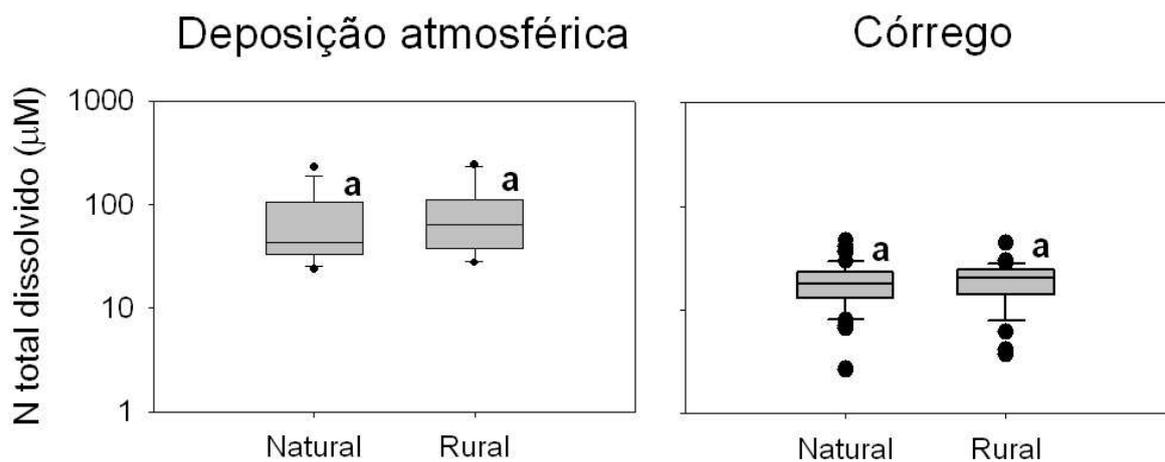


Figura 63 - Valores medianos de nitrogênio total dissolvido da deposição atmosférica e córregos em áreas sob cobertura/uso natural e rural (setembro de 2004 a dezembro de 2006) (Letras diferentes indicam diferenças entre as áreas $\alpha = 0,05$).

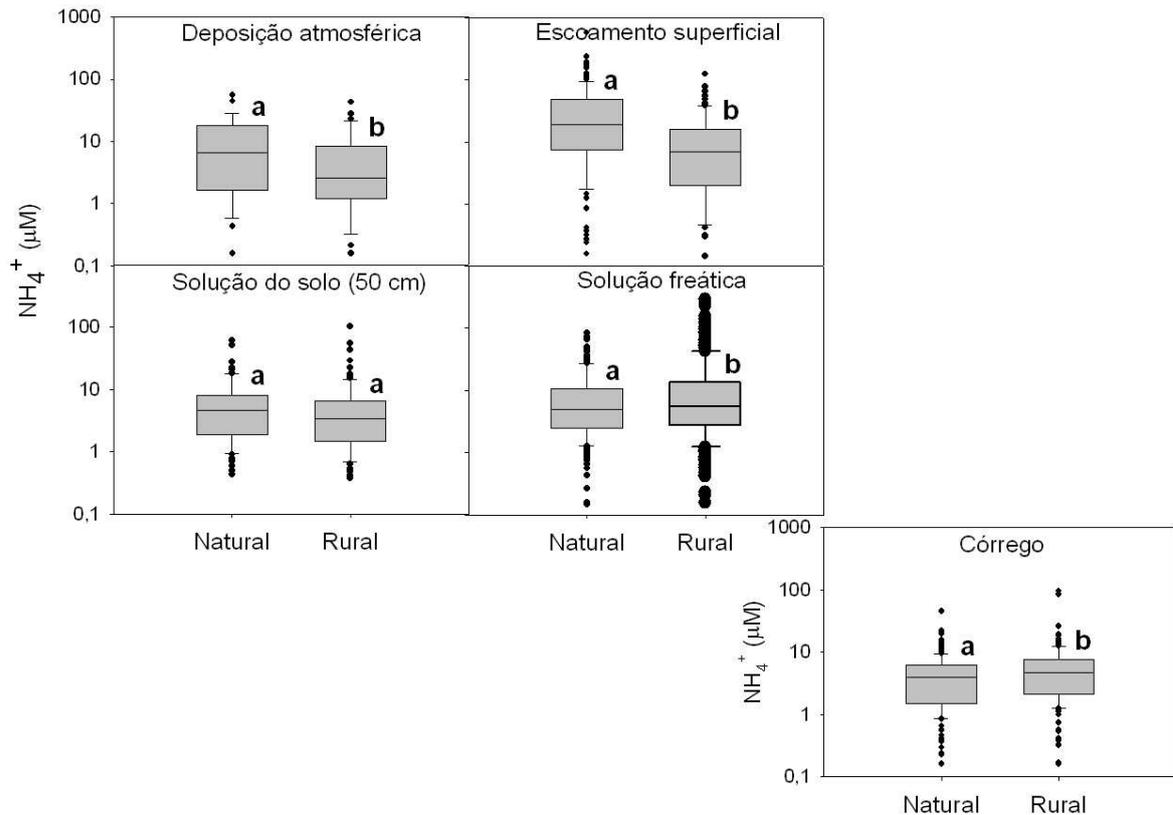


Figura 64 - Valores medianos de NH_4^+ dos componentes de fluxo e de córregos em áreas sob cobertura/uso natural e rural (setembro de 2004 a dezembro de 2006) (Letras diferentes indicam diferenças entre as áreas $\alpha = 0,05$).

Os resultados das concentrações medianas de NO_2^- das componentes do fluxo e córregos (Figura 65), mostram que apenas a solução de escoamento superficial apresentou padrão semelhante aos córregos, com maiores concentrações nas áreas com cobertura rural. Essas maiores concentrações observadas na solução de escoamento superficial das áreas rurais podem ser reflexo da adubação realizada nestas propriedades, o que pode ser observado nos resultados de solos, que exibiram maiores concentrações de N total nas áreas rurais (camada superficial – 0 a 30 cm), e que podem estar refletindo também na água dos córregos.

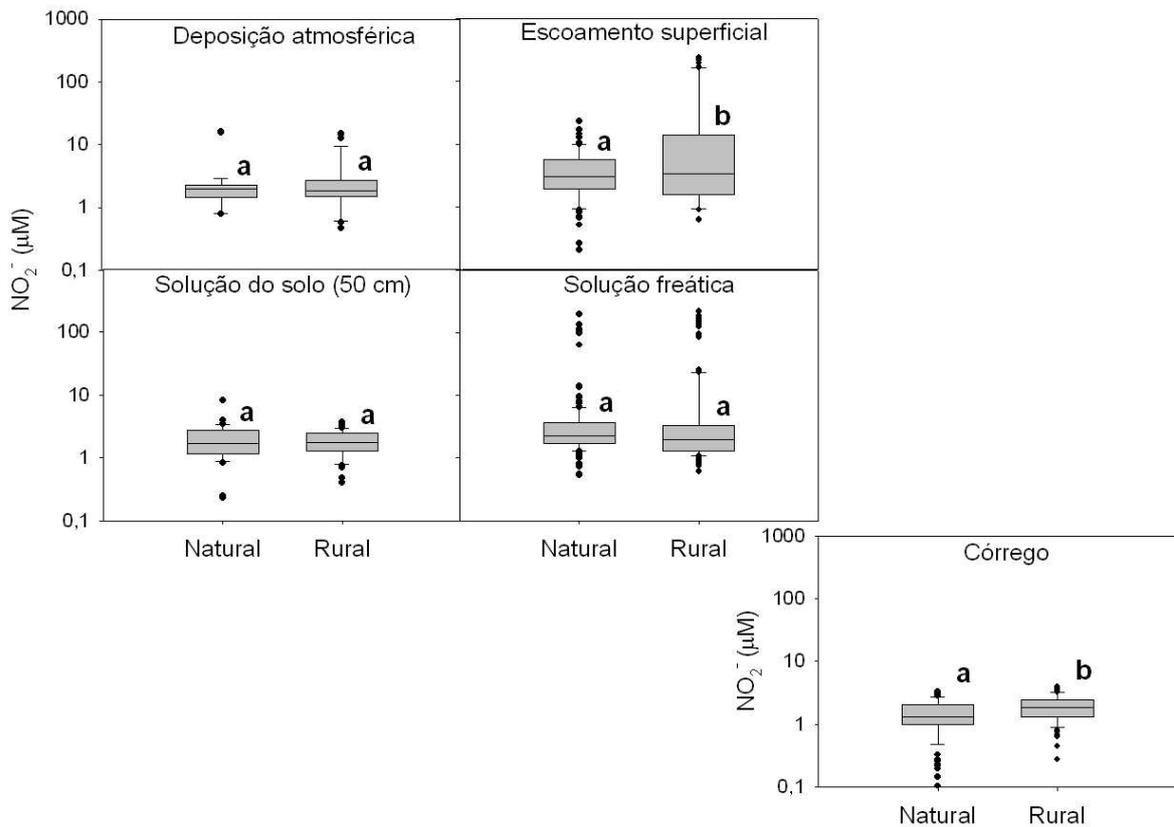


Figura 65 - Valores medianos de NO_2^- dos componentes de fluxo e de córregos em áreas sob cobertura/uso natural e rural (setembro de 2004 a dezembro de 2006) (Letras diferentes indicam diferenças entre as áreas $\alpha = 0,05$).

As componentes do fluxo solução do solo (50 cm de profundidade) e solução freática foram as únicas a exibirem o mesmo padrão observado para os córregos quanto às concentrações de NO_3^- , uma vez que as das áreas com cobertura rural apresentaram maiores valores em relação às com cobertura natural (Figura 66). É possível perceber também que essas concentrações seguiram um padrão similar ao apresentado por NH_4^+ , uma vez que os maiores valores medianos foram encontrados na solução de escoamento superficial, ao passo que as demais componentes mantiveram as suas concentrações na mesma ordem de grandeza da água dos córregos (Figura 66). A partir de tais observações pode-se observar o como o uso rural vem alterando as concentrações desse composto na água dos córregos, principalmente por influência das soluções do solo (50 cm de profundidade) e freática.

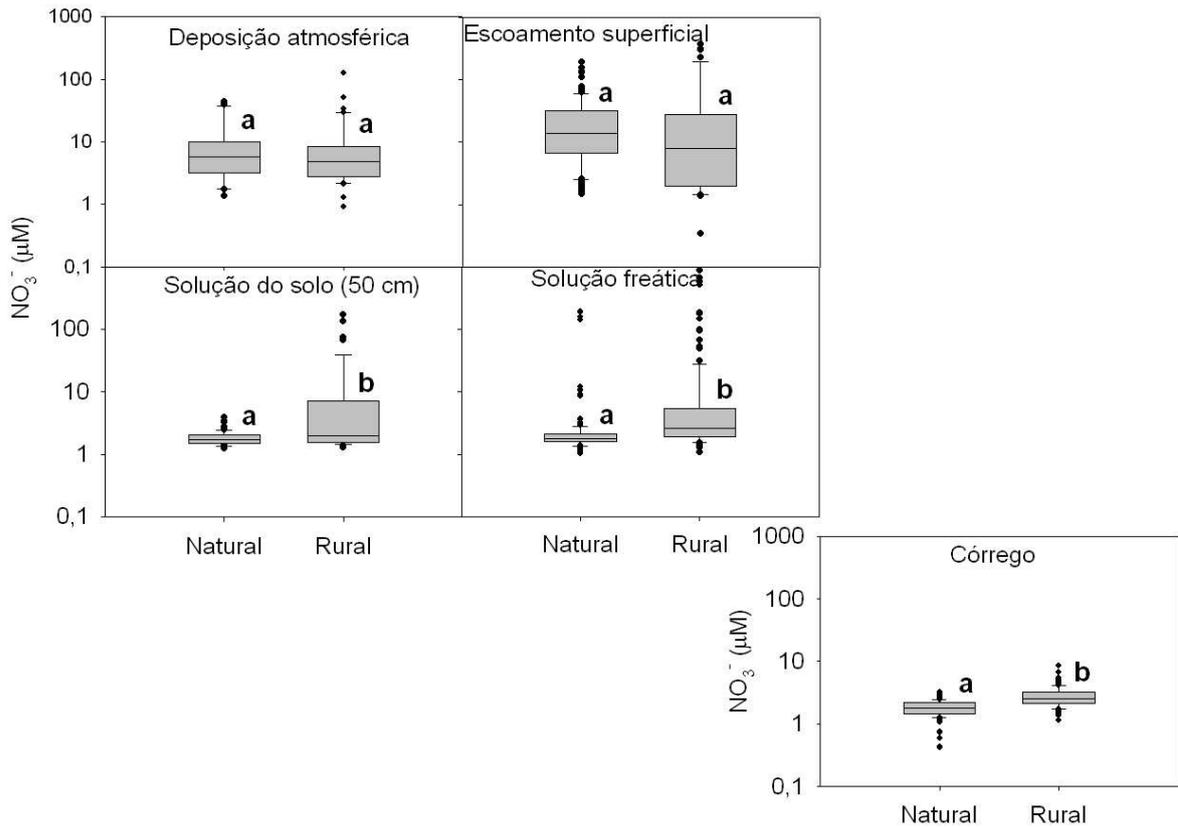
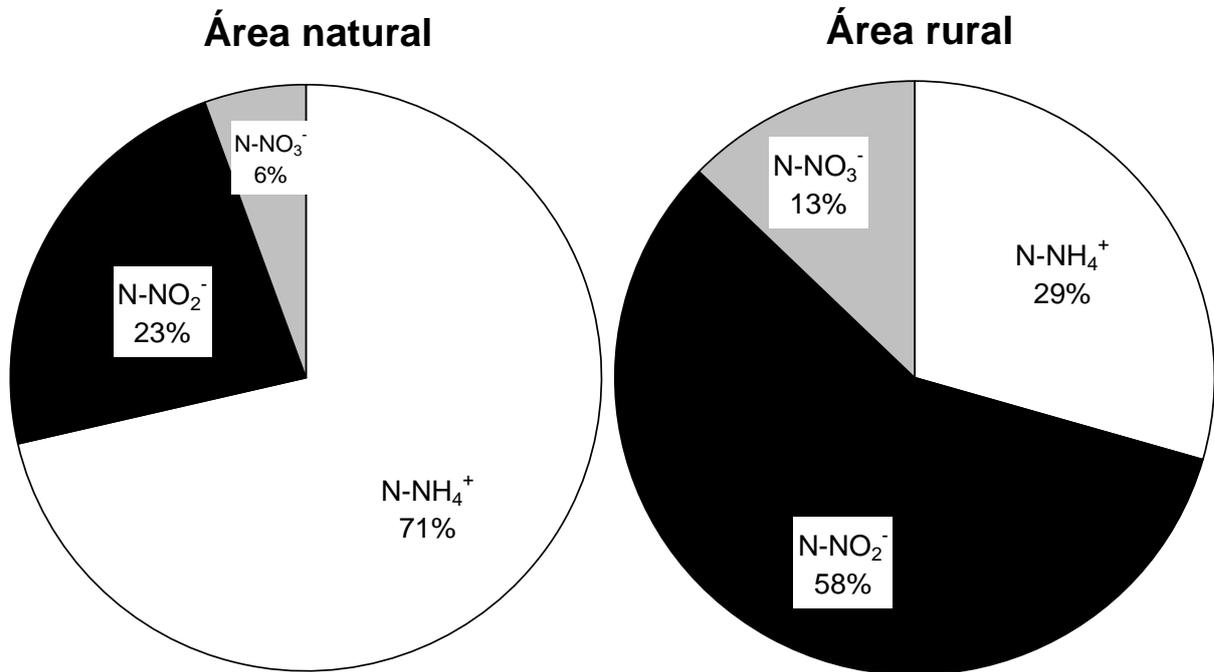


Figura 66 - Valores medianos de NO_3^- dos componentes de fluxo e de córregos em áreas sob cobertura/uso natural e rural (setembro de 2004 a dezembro de 2006) (Letras diferentes indicam diferenças entre as áreas $\alpha = 0,05$).

As menores concentrações de NH_4^+ e NO_3^- encontradas na solução freática das áreas naturais podem ser um indicativo de que a vegetação preservada dessa bacia pode estar retendo esses compostos, ao contrário das áreas rurais que não possuem a mesma eficiência devido à ausência da maior parte da vegetação natural, bem como a um maior aporte de nutrientes oriundo das práticas de fertilização pertinentes aos cultivos agrícolas.

Foi observado que tanto nas áreas naturais quanto nas rurais o N-NH_4^+ predominou dentre os demais compostos ($> 70\%$) na maioria das componentes estudadas, exceto na deposição atmosférica coletada nas áreas rurais onde o N-NO_2^- dominou a fração inorgânica do nitrogênio (Figuras 67 e 68).

Deposição atmosférica



Escoamento superficial

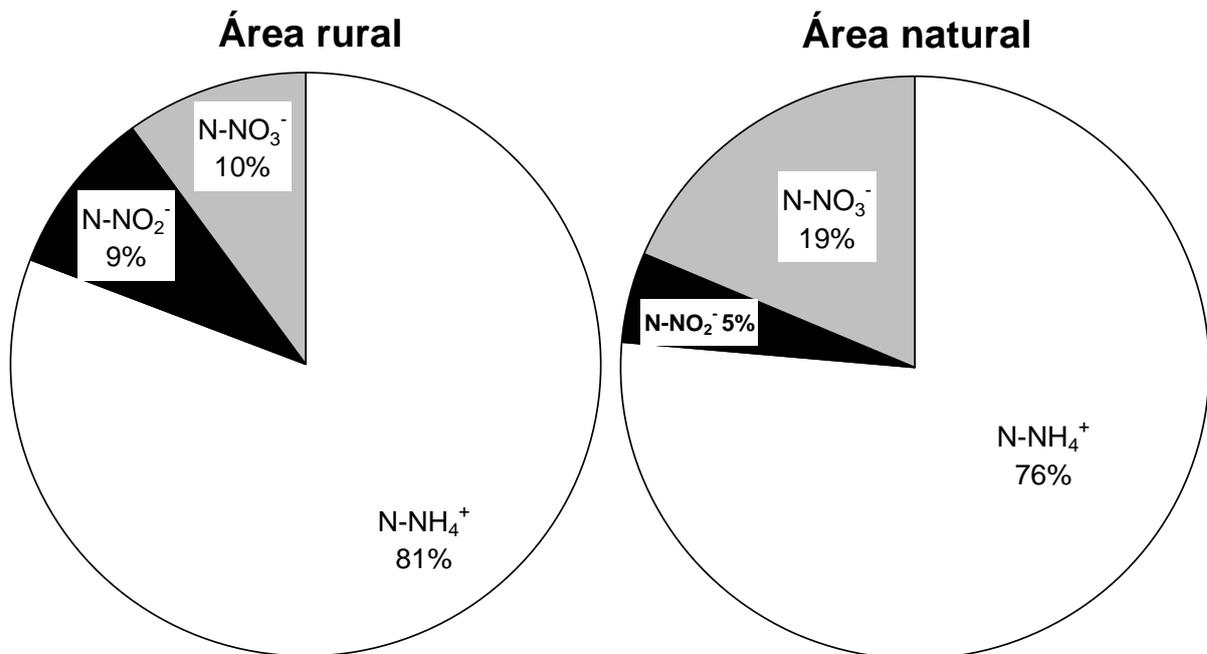
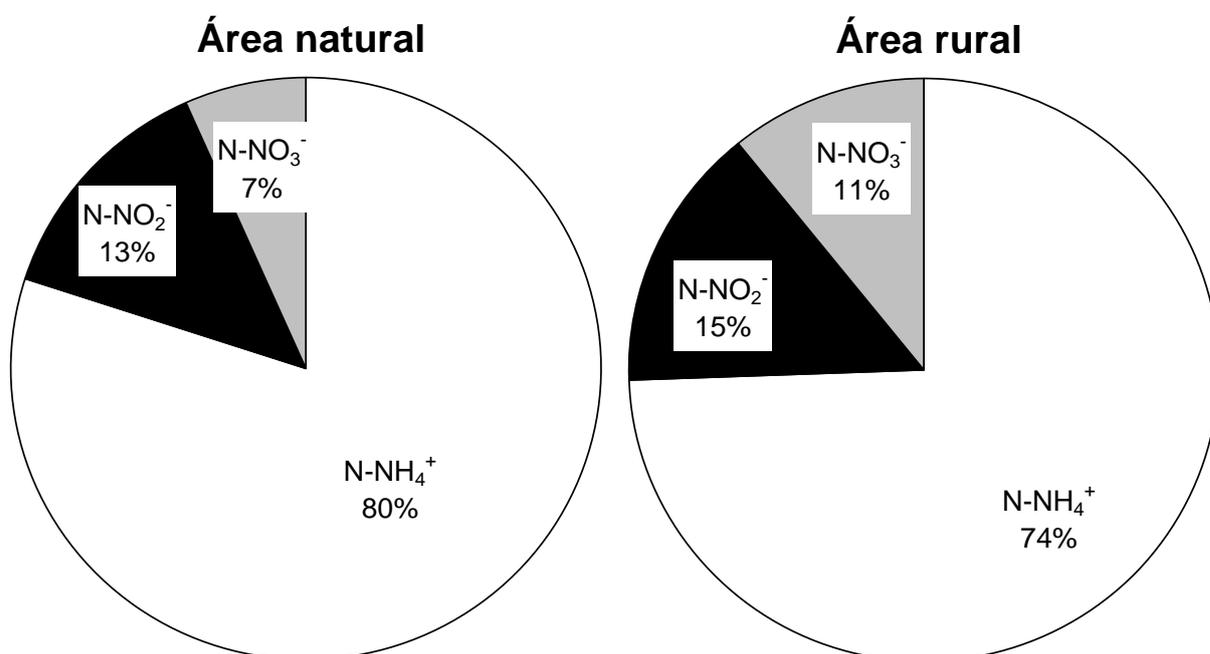


Figura 67 – Porcentagem mediana das frações inorgânicas nitrogenadas na deposição atmosférica e solução de escoamento superficial de áreas com cobertura natural e rural.

Solução do solo (50 cm prof.)



Solução freática

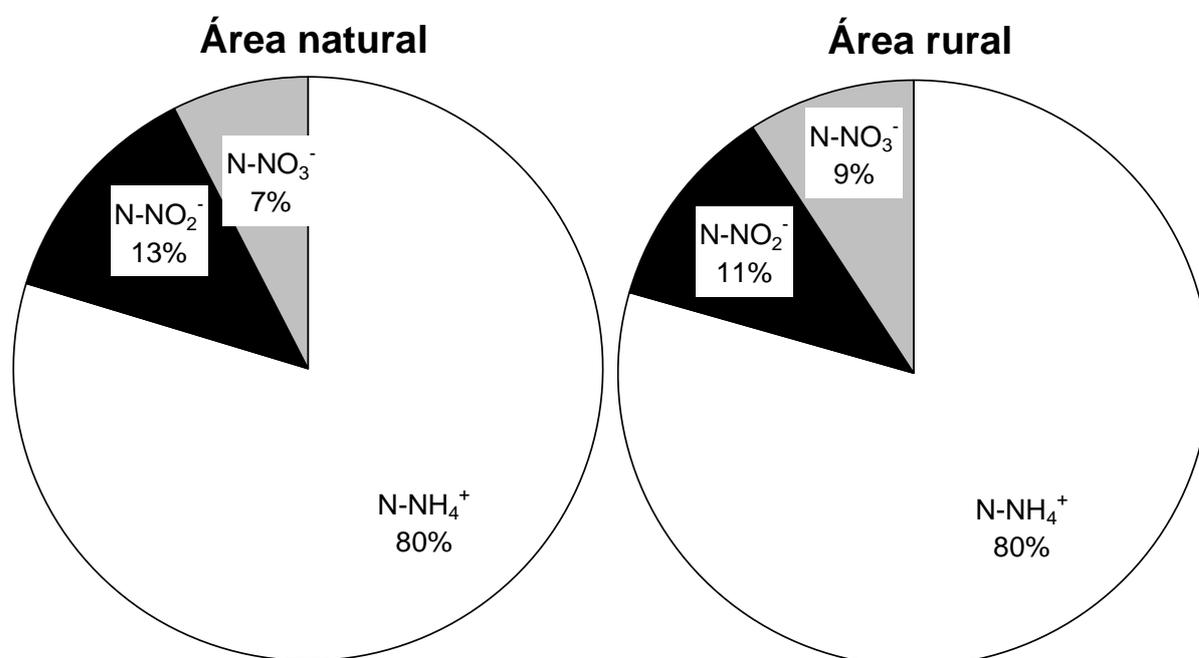


Figura 68 – Porcentagem mediana das frações inorgânicas nitrogenadas na solução do solo (50 cm de profundidade) e solução freática de áreas com cobertura natural e rural.

Essas maiores proporções podem ser devido aos processos de denitrificação, ou mesmo às remoções de nitrato pela mata. Neto (2006) encontrou maiores proporções de nitrato (60-70%) na camada superficial (0-10 cm) em solos tanto de áreas cultivadas quanto naturais no bioma Cerrado, indicando com isso uma maior atividade nitrificante. Fernandes (2008) por outro lado encontrou maiores proporções de NH_4^+ ao estudar solos cultivados com milho em áreas de Cerrado. Lehmann *et al.* (2004), estudando a dinâmica do nitrogênio em áreas agrícolas no bioma Cerrado, encontraram maiores concentrações de nitrato adsorvido em profundidade superiores a 1,2 m. Wilcke & Lilienfein (2005) encontraram maiores valores de fluxo descendente de NO_3^- nas camadas mais profundas (0,8 e 2 m de profundidade) sob solo de cerrado, enquanto que Oliveira *et al.* (2000), estudando em áreas de cerrado no Distrito Federal, encontraram maiores concentrações de nitrato nas camadas mais profundas devido à baixa adsorção desse íon à matéria orgânica, que está em maiores concentrações nas camadas superficiais do solo.

Resende (2001), ao realizar estudos sobre ciclagem de nutrientes em áreas de cerrado na RECOR-IBGE (Distrito Federal), encontrou valores médios similares ao deste trabalho para NH_4^+ e NO_3^- da deposição atmosférica, enquanto que Parron (2004), trabalhando na mata de galeria do córrego do Pitoco na RECOR-IBGE, encontrou maiores concentrações de NH_4^+ .

Sardinha (2006), ao estudar a química da solução de escoamento superficial sob áreas de mata ciliar e de pastagem na amazônia observou que as concentrações de NO_3^- e NH_4^+ foram superiores nas áreas florestadas em relação aos locais com pastagem. Trabalhos conduzidos por Bonilla (2005), comparando áreas florestadas e de pastagem no estado de Rondônia, encontraram maiores valores de NO_3^- em solução de escoamento superficial nas áreas com floresta. Esses maiores valores encontrados nas áreas de floresta podem ser devido à maior quantidade de nutrientes na Amazônia (Rugani, 1997) que faz com que a ciclagem de nutrientes nesse bioma seja menos conservativa quando comparada com a do cerrado (Bustamante *et al.* 2004) que é um ambiente limitado por nutrientes.

Os valores médios de NH_4^+ e NO_3^- na solução do solo da mata do Pitoco, encontrados por Parron (2004), foram inferiores ao do presente trabalho, sendo que a diferença encontrada entre os respectivos estudos, que tiveram áreas comuns, pode ser devido às entradas anuais de nutrientes, causadas pela deposição

atmosférica, bem como por queimadas ocorridas na área dessa reserva, inclusive nessa mata em setembro de 2005.

Ao comparar a química da solução freática de pastagens e florestas, Sardinha (2006) observou um padrão semelhante ao do presente estudo, ao encontrar maiores concentrações de NO_3^- e NH_4^+ nas áreas alteradas, o que segundo a autora se deve às aplicações de fertilizantes, que provavelmente deve estar ocorrendo neste trabalho.

3.2.3.1. Comparações quanto à sazonalidade e ao posicionamento dos coletores

As concentrações de nitrogênio total dissolvido apresentaram diferenças apenas nas áreas naturais, com maiores valores durante a estação seca. Nas áreas rurais não foi possível comparar as concentrações entre as estações seca e chuvosa, devido à insuficiência de amostras da estação seca, já que houve descarte de algumas amostras que apresentaram razão Na/Cl fora da faixa aceitável. NH_4^+ ao contrário se mostrou diferente apenas nas áreas rurais (Figura 69), ao passo que as concentrações de NO_3^- exibiram diferenças sazonais tanto nas áreas naturais e rurais (Figura 69).

Deposição atmosférica

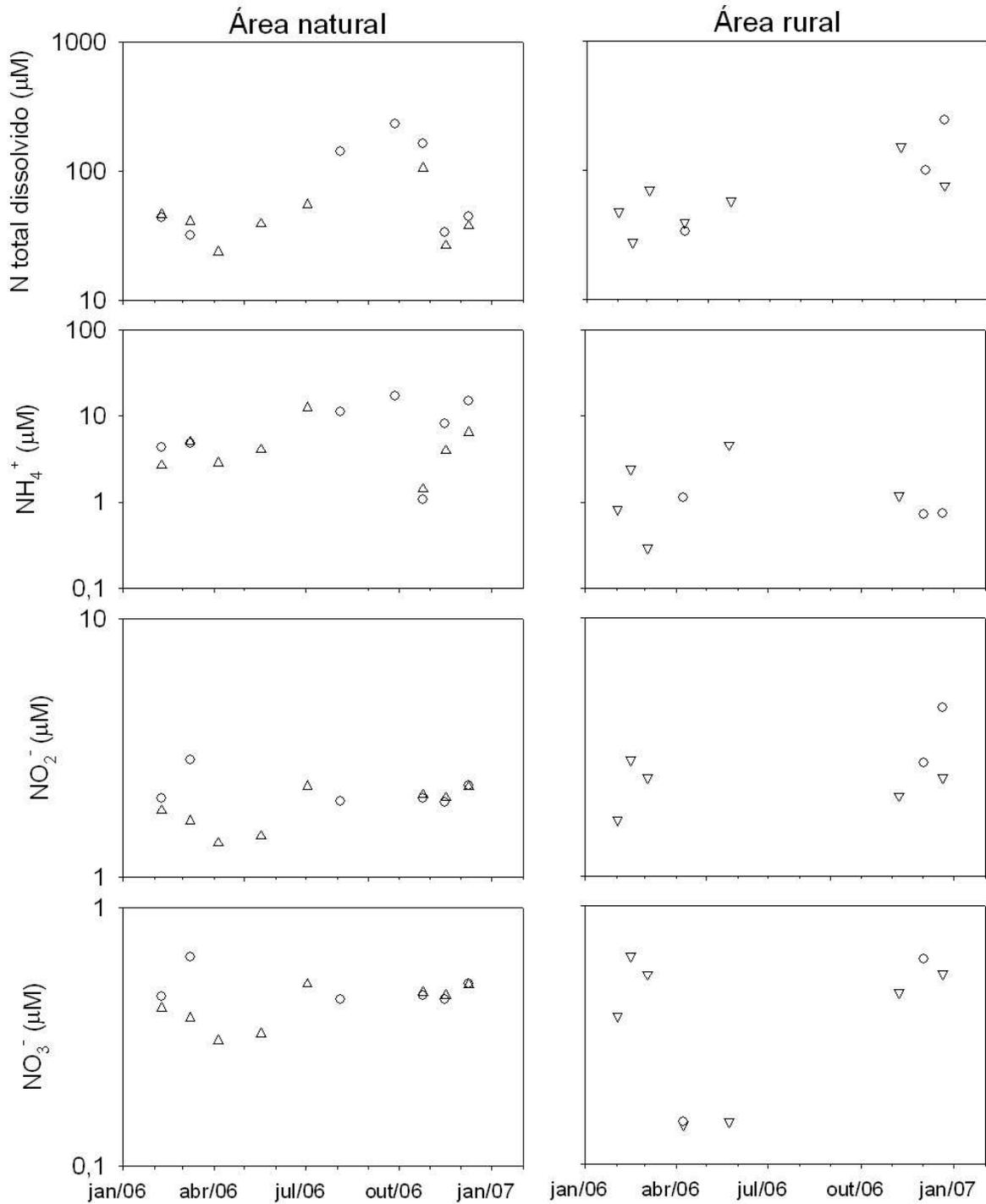


Figura 69. Variação temporal das concentrações de nitrogênio total dissolvido, NH₄⁺, NO₂⁻ e NO₃⁻ da deposição atmosférica em áreas naturais e rurais (janeiro de 2006 a janeiro de 2007). Área natural (○ – Pitoco e △ - Taquara) e Área rural (○ – Fazenda Dimas e ▽ - Chácara 117).

Solução de escoamento superficial

Quanto aos padrões sazonais foi observado que o único composto nitrogenado a exibir diferenças entre seca e chuva foi NO_3^- , e somente nas áreas naturais, com maiores valores durante a seca (Figura 70).

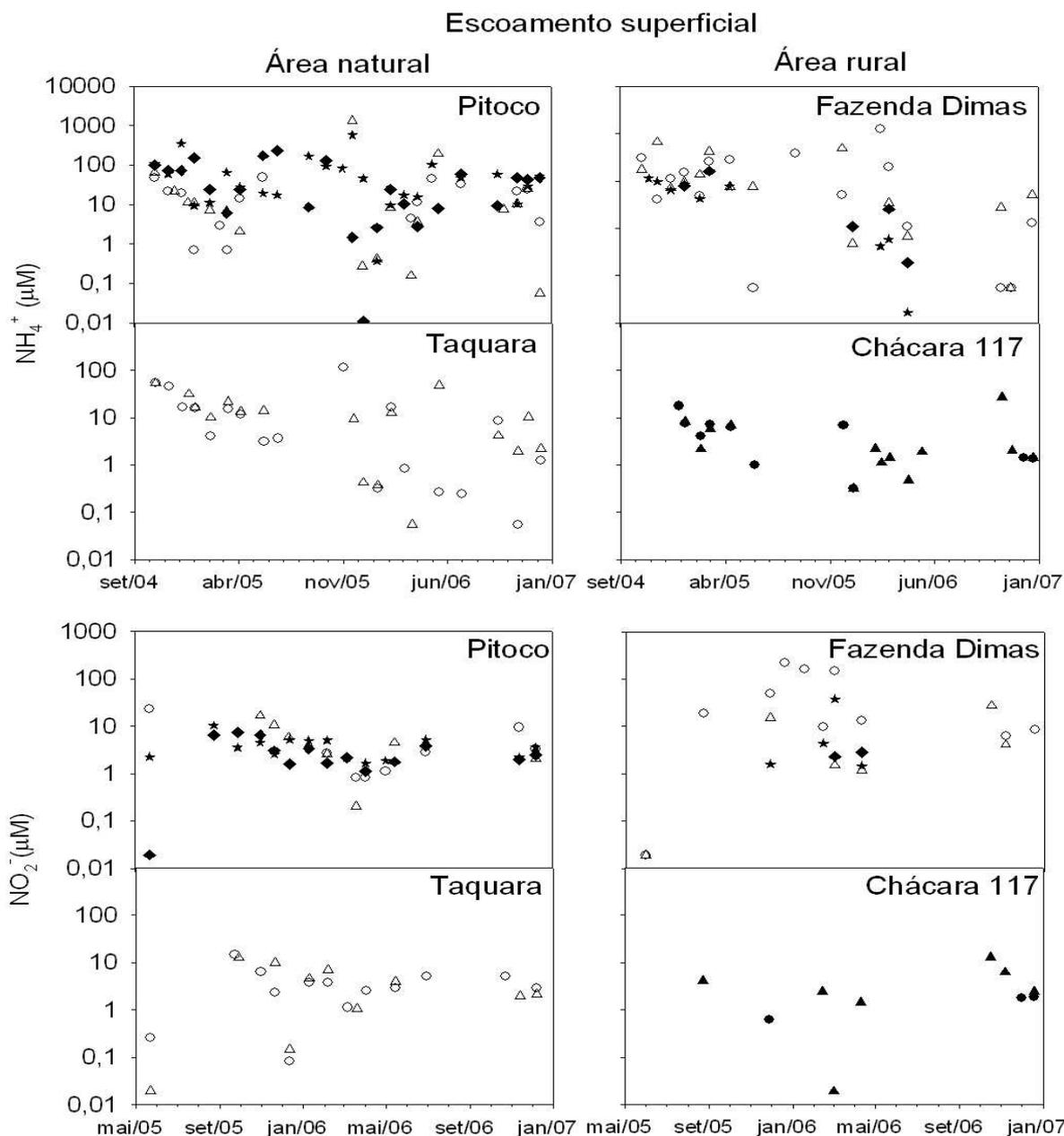


Figura 70. Variação temporal das concentrações de NH_4^+ e NO_2^- da solução de escoamento superficial em áreas naturais e rurais (setembro de 2004 a janeiro de 2007). Coletores próximos ao córrego (símbolos vazios), e coletores distantes do córrego (símbolos cheios).

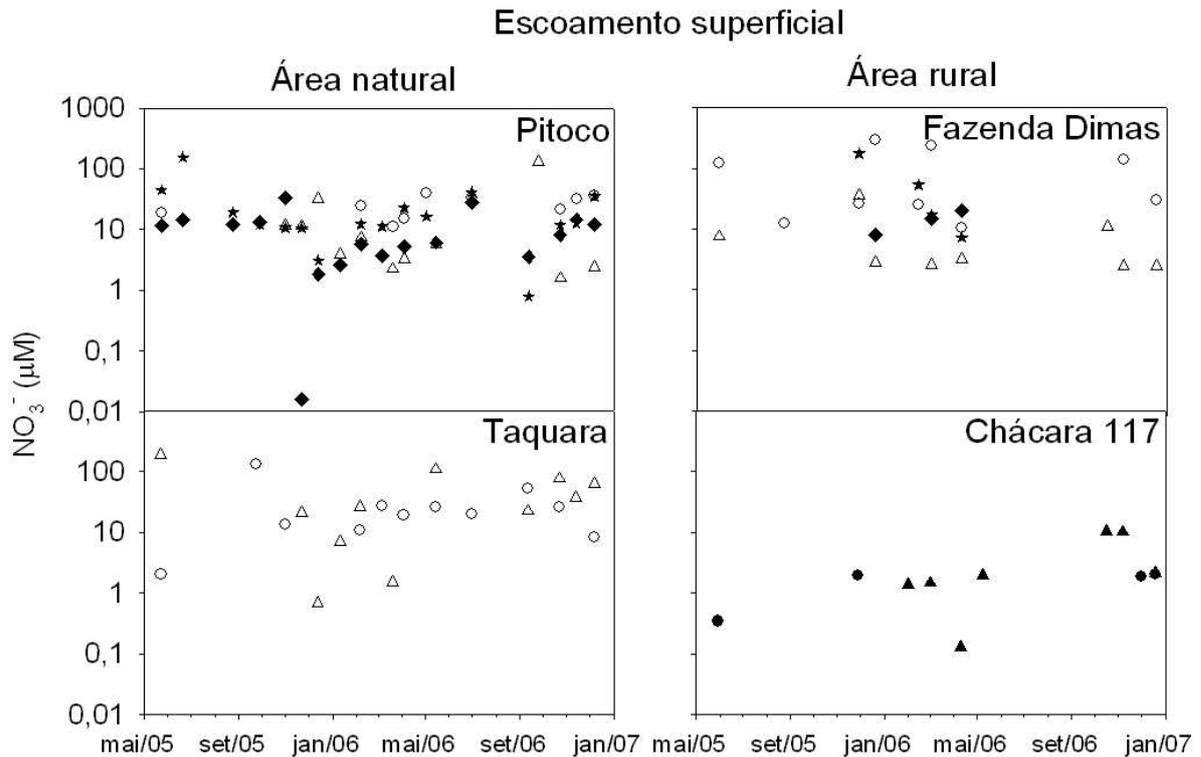


Figura 71. Variação temporal das concentrações de NO_3^- da solução de escoamento superficial em áreas naturais e rurais (janeiro de 2006 a janeiro de 2007). Coletores próximos ao córrego (símbolos vazios), e coletores distantes do córrego (símbolos cheios).

Solução do solo a 50 cm de profundidade

As comparações entre os períodos de seca, chuva e transição seca-chuva mostraram que os maiores valores de NO_2^- foram encontrados durante o período chuvoso (Figura 72), enquanto que NO_3^- exibiu maiores concentrações na estação seca (Figura 73). Os maiores valores encontrados durante a época chuvosa pode ser em razão do arraste de íons do horizonte superficial do solo pela chuva, bem como da lixiviação a partir da camada de serapilheira.

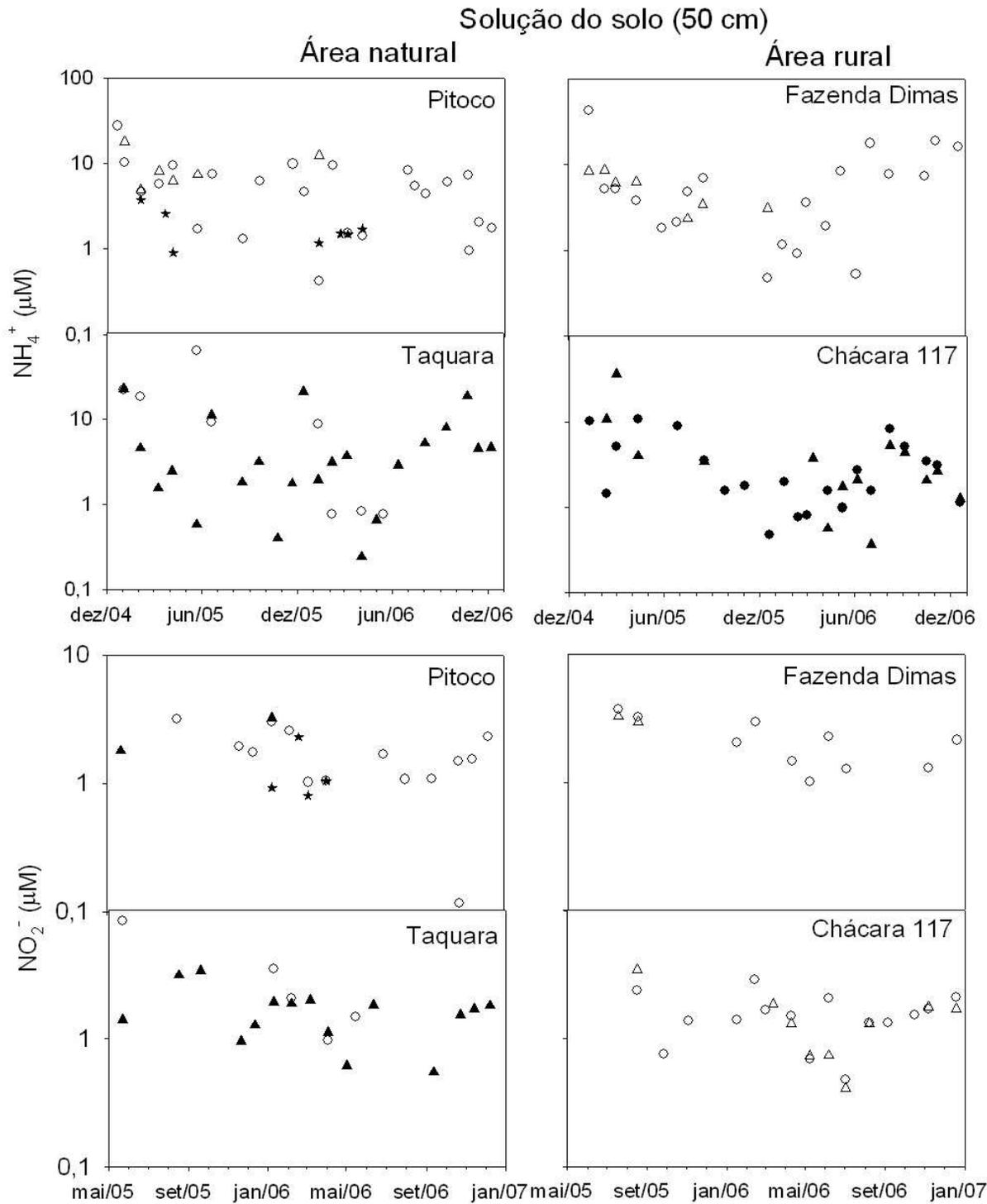


Figura 72. Variação temporal das concentrações de NH_4^+ e NO_2^- da solução do solo a 50 cm de profundidade em áreas naturais e rurais (dezembro de 2004 a janeiro de 2007). Coletores próximos ao córrego (símbolos vazios), e coletores distantes do córrego (símbolos cheios).

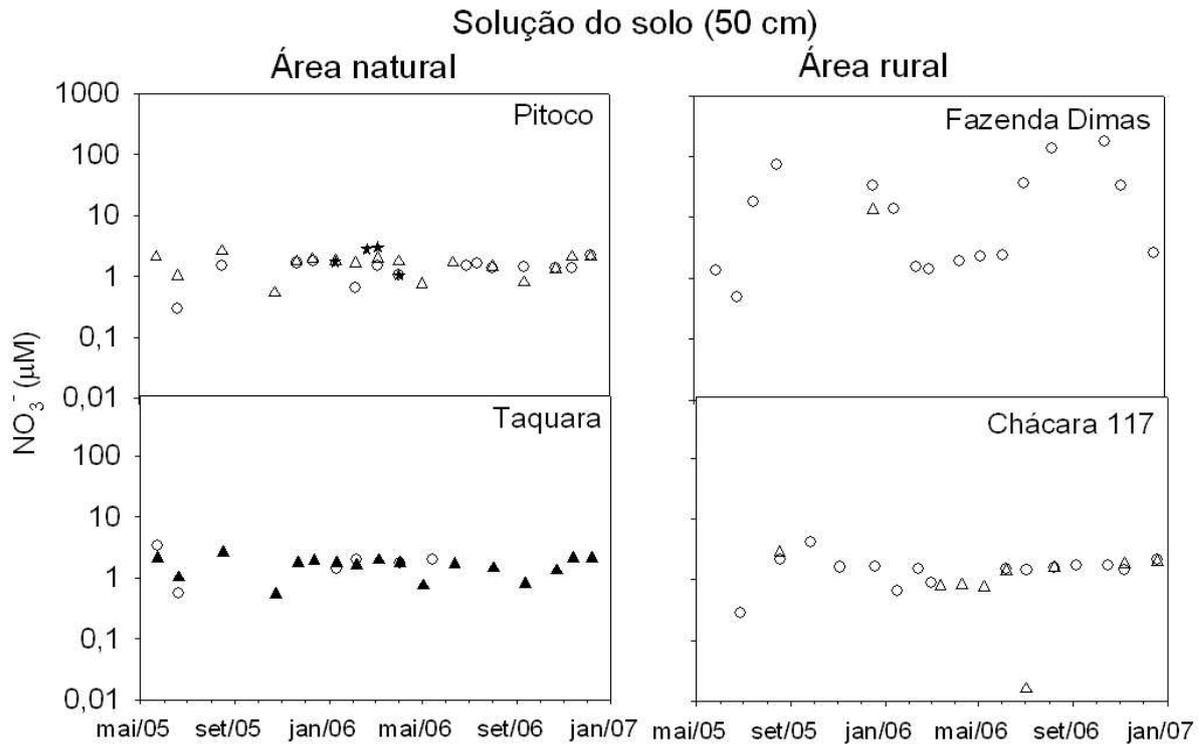


Figura 73. Variação temporal das concentrações de NO_3^- da solução do solo a 50 cm de profundidade em áreas naturais e rurais (janeiro de 2006 a janeiro de 2007) Coletores próximos ao córrego (símbolos vazios), e coletores distantes do córrego (símbolos cheios).

Solução freática

Nas comparações entre poços instalados próximos ao córrego e poços distantes do córrego foi observado que as maiores concentrações de NH_4^+ , NO_2^- e NO_3^- foram encontradas nas amostras de solução freática dos poços instalados distantes dos córregos, tanto na mata do córrego Pitoco (área natural) quanto na do Barreiro do Mato (Figuras 74 e 75). Os menores valores encontrados nos poços mais próximos aos córregos indicam uma diminuição gradual das concentrações desses compostos desde a porção mais distal da mata até o córrego, possivelmente em função da “absorção” desses compostos pela mata antes que os mesmos cheguem ao canal de drenagem.

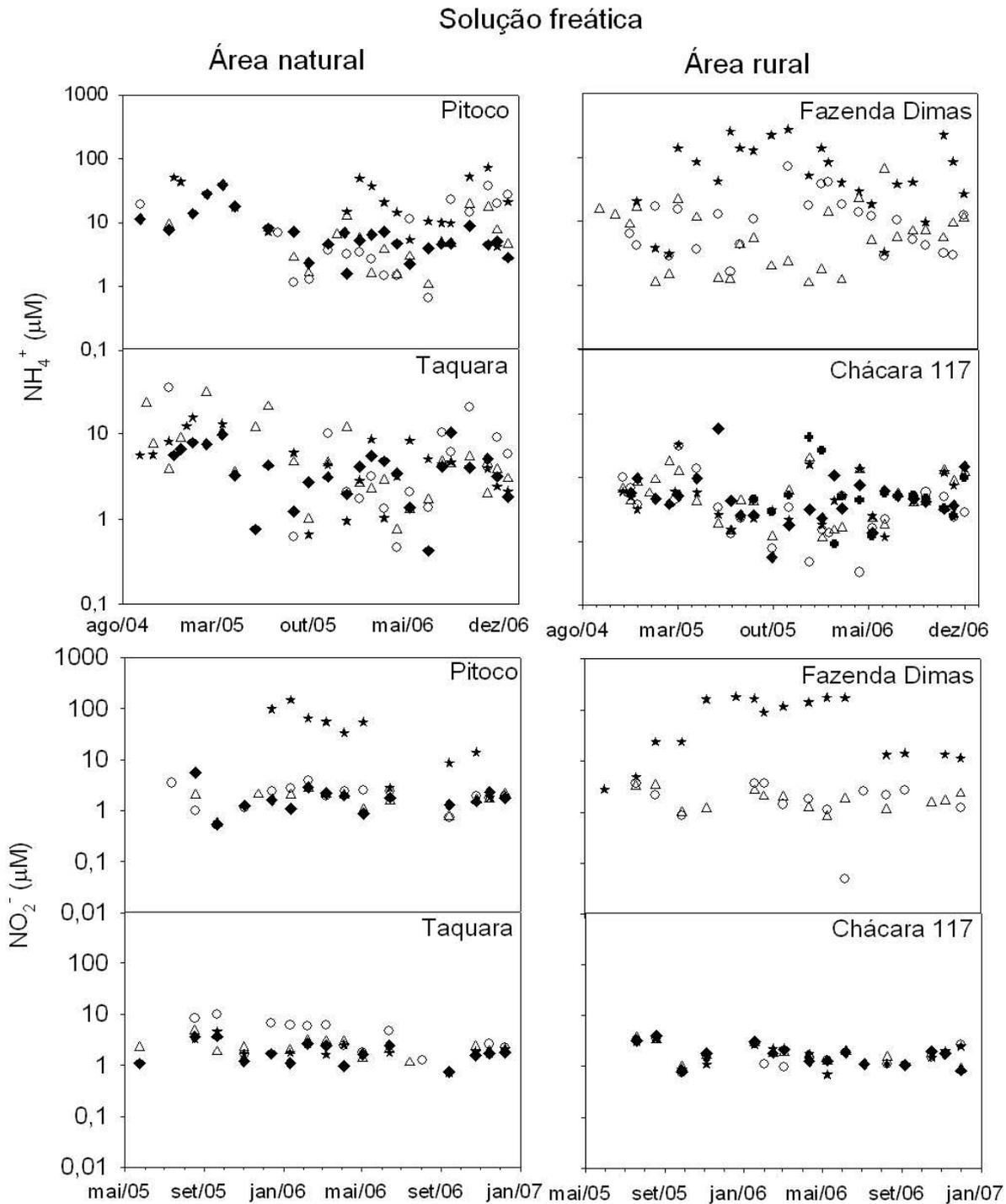


Figura 74. Variação temporal das concentrações de NH_4^+ e NO_2^- da solução freática em áreas naturais e rurais (janeiro de 2006 a janeiro de 2007). Coletores próximos ao córrego (símbolos vazios), e coletores distantes do córrego (símbolos cheios).

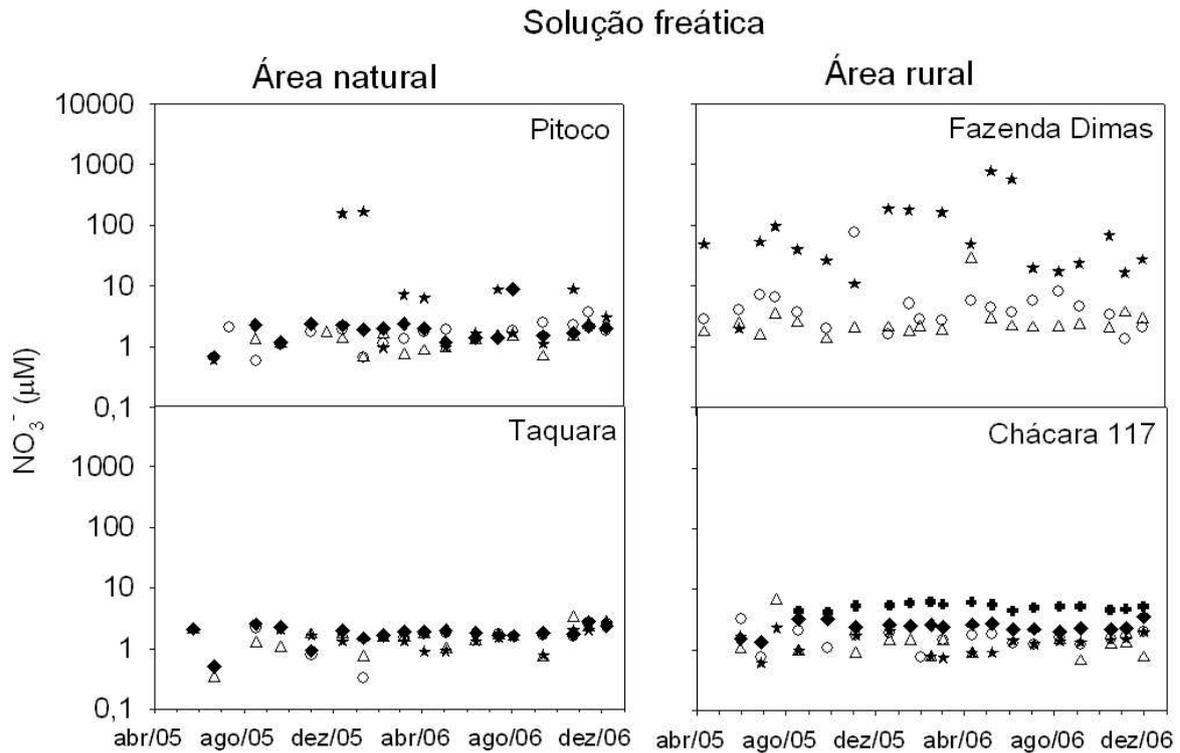


Figura 75. Variação temporal das concentrações de NO_3^- da solução freática em áreas naturais e rurais (janeiro de 2006 a janeiro de 2007) Coletores próximos ao córrego (símbolos vazios), e coletores distantes do córrego (símbolos cheios).

3.2.4.. Cátions (Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ e Na^+)

As figuras 76 a 78 mostram as concentrações de Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ e Na^+ das componentes deposição atmosférica, soluções de escoamento superficial, do solo a 50 cm de profundidade e freática, assim como dos córregos em áreas naturais e rurais. É possível perceber diferenças entre as concentrações de Ca^{+2} e Mg^{+2} nas amostras de solução de escoamento superficial, com maiores valores verificados nas áreas naturais (Figuras 76 e 77), ao contrário do Na^+ que apresentou maiores valores na solução do solo (50 cm de profundidade) das áreas rurais (Figura 78). Nas figuras pode-se observar também que a solução de escoamento superficial apresentou maiores concentrações de Ca^{+2} , Mg^{+2} e K^+ em relação às demais componentes, sendo que as mesmas exibiram valores medianos com ordem de grandeza similar à dos córregos.

Devido ao fato das concentrações medianas observadas nos córregos das áreas rurais terem sido superiores em relação às das áreas naturais, era esperado que as componentes também apresentassem o mesmo padrão, o que não foi observado. Em alguns casos ocorreu o oposto, com maiores valores de Ca^{+2} e Mg^{+2}

na solução de escoamento superficial, assim como para o Na^+ que foi maior na solução do solo (50 cm de profundidade) nas áreas naturais.

Os maiores valores de Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ e Na^+ encontrados nos córregos das áreas rurais podem estar sendo gerados por algum componente do fluxo não coletado nesse estudo, possivelmente na porção entre os coletores de solução do solo a 50 cm de profundidade e os de solução freática. Pode ser também que a vegetação das áreas naturais esteja sendo mais eficiente na retenção desses íons, evitando que uma parte dos mesmos alcance o canal do córrego.

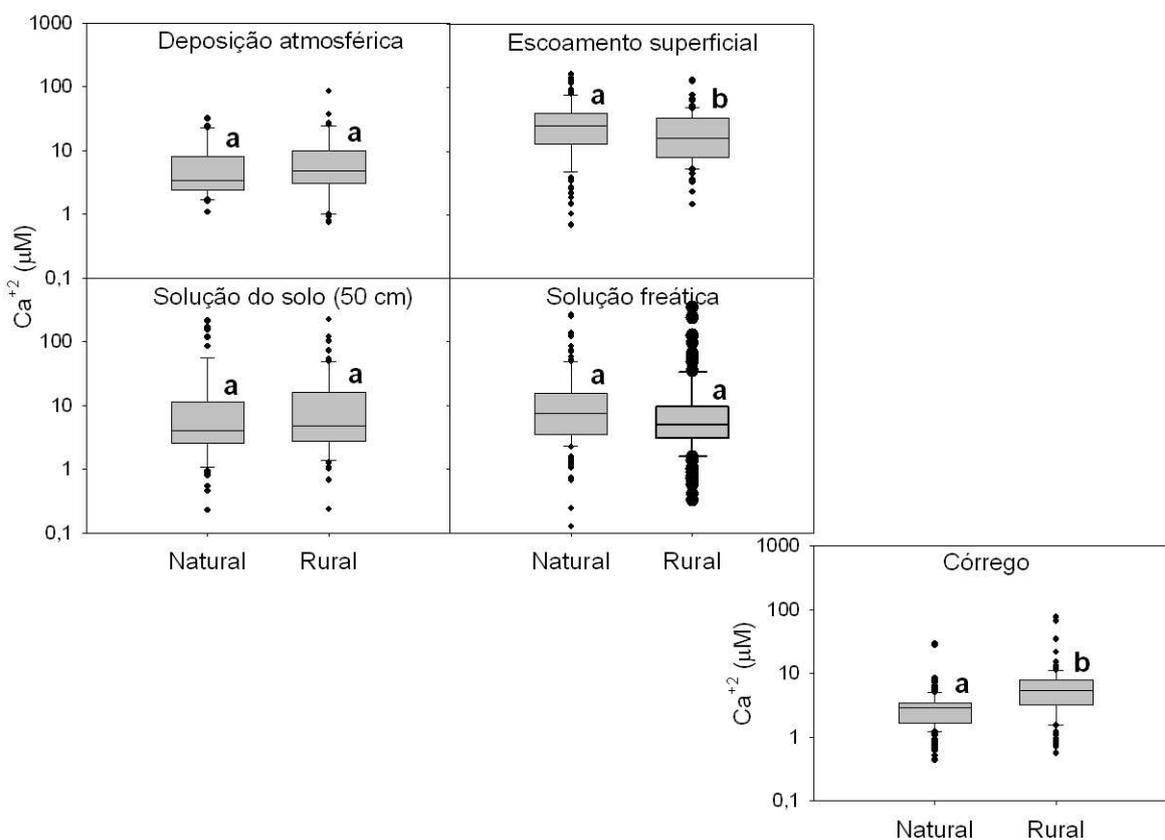


Figura 76 - Valores medianos de Ca^{+2} dos componentes de fluxo e de córregos em áreas sob cobertura/uso natural e rural (setembro de 2004 a dezembro de 2006) (Letras diferentes indicam diferenças entre as áreas $\alpha = 0,05$).

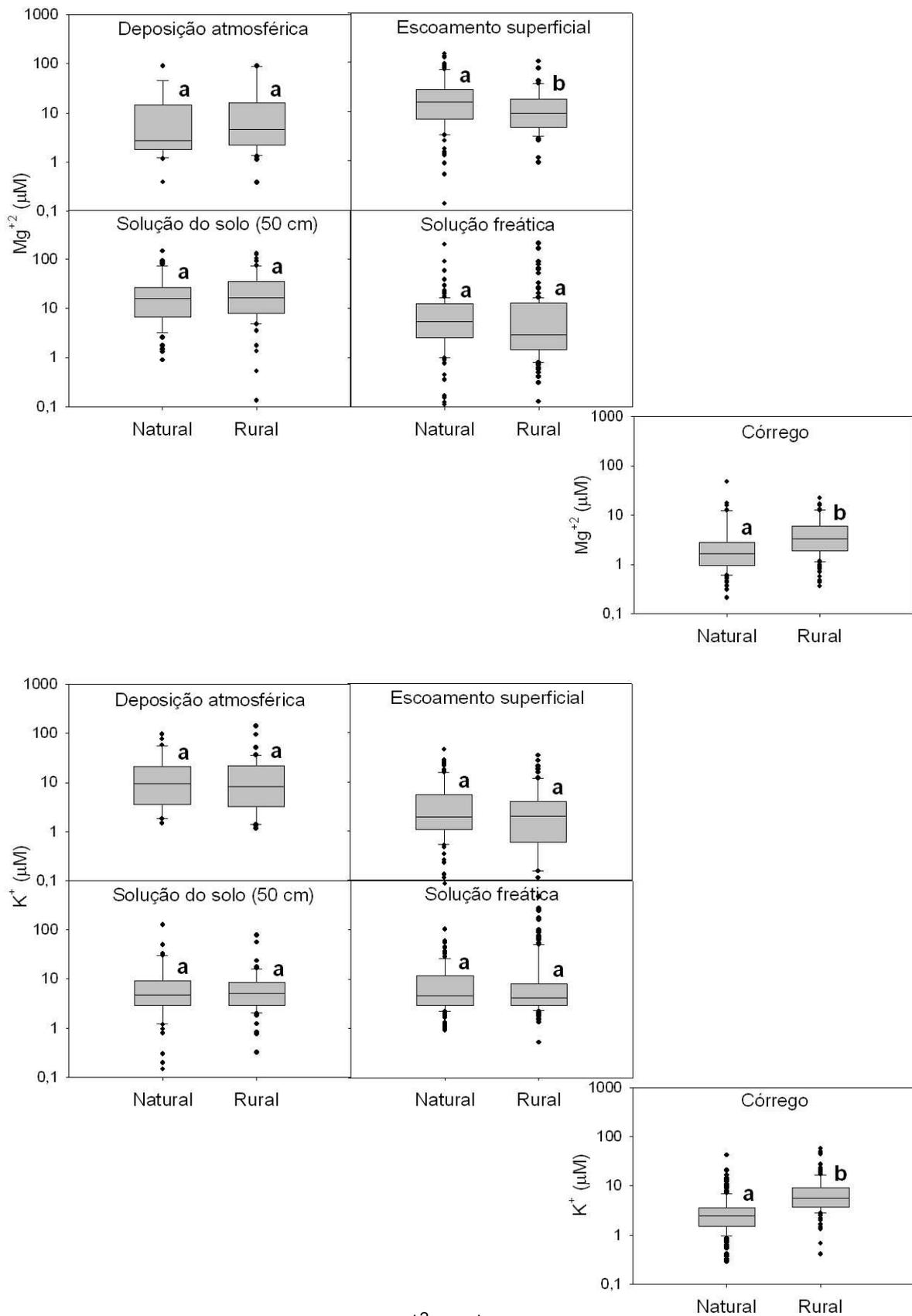


Figura 77 - Valores medianos de Mg^{+2} e K^+ dos componentes de fluxo e de córregos em áreas sob cobertura/uso natural e rural (setembro de 2004 a dezembro de 2006) (Letras diferentes indicam diferenças entre as áreas $\alpha = 0,05$).

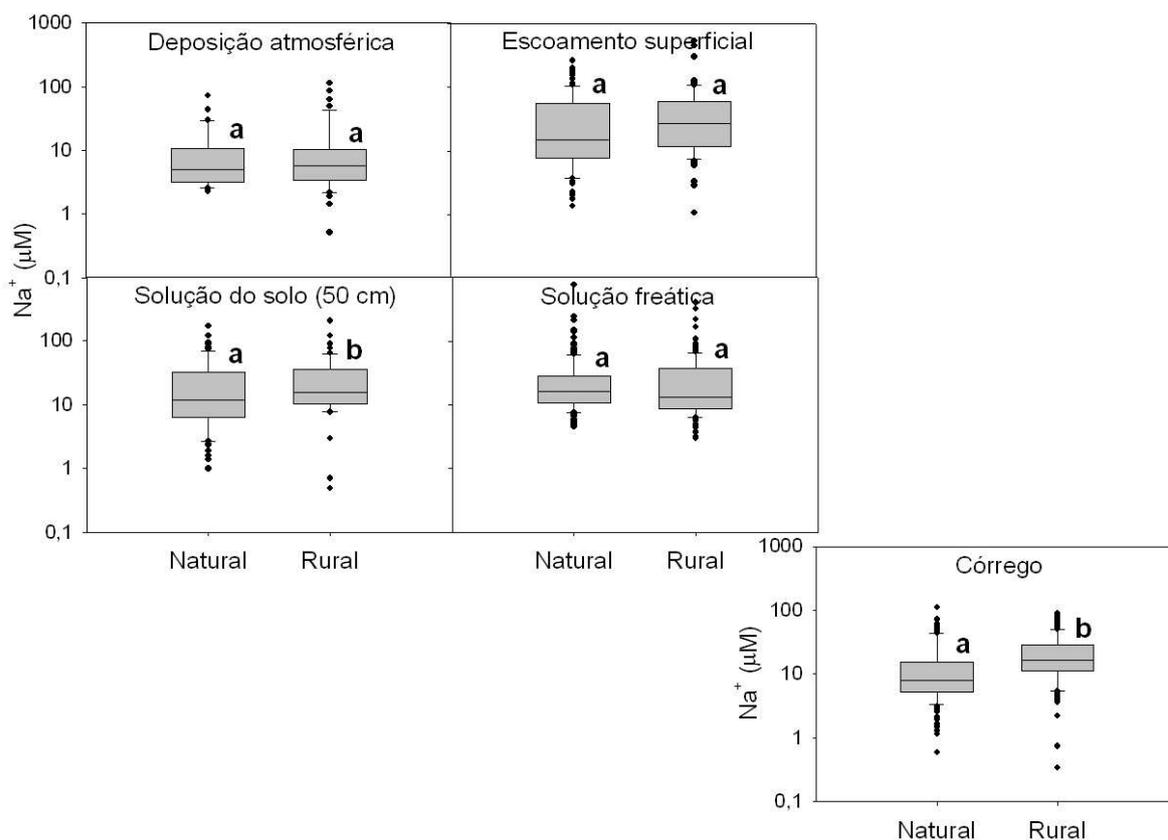


Figura 78 - Valores medianos de Na⁺ dos componentes de fluxo e de córregos em áreas sob cobertura/uso natural e rural (setembro de 2004 a dezembro de 2006) (Letras diferentes indicam diferenças entre as áreas $\alpha = 0,05$).

Ao estudar a ciclagem biogeoquímica de nutrientes em mata do córrego Pitoco na RECOR-IBGE, Parron (2004) encontrou menores valores médios de K⁺ e Mg⁺² na solução do solo em relação ao deste trabalho, igualmente ao observado para NH₄⁺ e NO₃⁻, sendo que as maiores concentrações observadas no presente trabalho podem também ser devido às entradas de nutrientes como as observadas para essas formas nitrogenadas.

Neu (2005), ao comparar o balanço de nitrogênio entre duas microbacias pareadas submetidas a diferentes usos (área com floresta primária, e área convertida em pastagem desde 1980) em Rondônia, observou que as concentrações de Ca⁺², Mg⁺², e Na⁺ eram maiores concentrações nas áreas com floresta em relação às áreas com pastagem. Essas menores concentrações em áreas desmatadas e ocupadas com pastagem atualmente podem ser resultado do longo tempo desde o corte e queima dessa vegetação, o que fez com que os nutrientes que estavam no solo assim como os que foram liberados pela queima da biomassa

fossem perdidos, resultando em solos com menores quantidades de nutrientes em relação aos da floresta.

3.2.4.1. Comparações quanto à sazonalidade e ao posicionamento dos coletores

Deposição atmosférica

As áreas naturais apresentaram diferenças entre as estações seca e chuvosa para Ca^{+2} , Mg^{+2} e Na^{+} , enquanto nas rurais além de Ca^{+2} e Mg^{+2} o K^{+} também diferiu sazonalmente, com maiores valores ocorrendo na seca (Figura 79). Quando ocorrem as primeiras chuvas na estação seca, há um arraste das partículas que são acumuladas durante esse período provavelmente gerando esses maiores valores.

Resende (2001), ao realizar estudos sobre ciclagem de nutrientes em áreas de cerrado na RECOR-IBGE (Distrito Federal), encontrou concentrações médias inferiores de K^{+} e Mg^{+2} . Estudos realizados por Parron (2004), em áreas na mata de galeria do córrego do Pitoco na RECOR-IBGE, também encontraram menores concentrações de K^{+} .

As comparações entre os trabalhos acima citados, que foram realizados na mesma área (RECOR-IBGE), e o presente estudo demonstram que nutrientes como Mg^{+2} e principalmente K^{+} tiveram aumentadas as suas concentrações, possivelmente devido aos freqüentes incêndios que ocorrem durante a estação, a exemplo dos ocorridos no Parque Nacional de Brasília, distante aproximadamente 20 km da RECOR-IBGE, no ano de 2006.

Deposição atmosférica

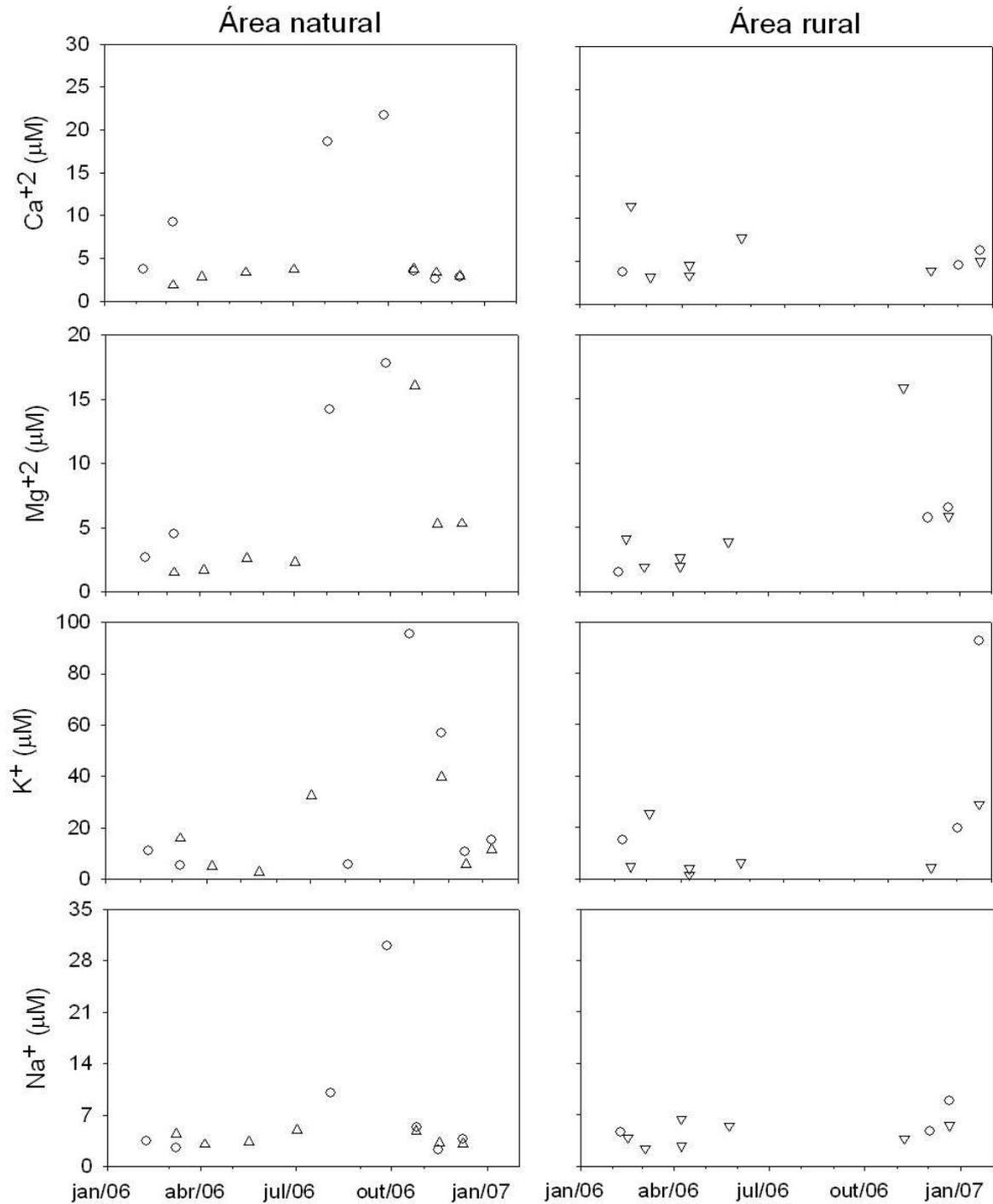


Figura 79. Variação temporal das concentrações de Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^{+} e Na^{+} da deposição atmosférica em áreas naturais e rurais (janeiro de 2006 a janeiro de 2007). Área natural (\circ – Pitoco e \triangle - Taquara) e Área rural (\circ – Fazenda Dimas e ∇ - Chácara 117).

Solução de escoamento superficial

Foram encontradas diferenças sazonais quanto aos valores de Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ e Na^{+2} nas áreas naturais, com maiores concentrações observadas durante a transição seca-chuva (Figuras 80 e 81). As áreas com cobertura rural exibiram diferenças somente para Ca^{+2} e K^+ , com maiores valores encontrados também durante o período de transição.

Quanto ao posicionamento dos coletores de escoamento superficial (próximo ao córrego x distante do córrego), apenas na mata do córrego Pitoco foram observadas diferenças, com maiores concentrações de K^+ , Ca^{+2} , e Mg^{+2} nas amostras coletadas nos equipamentos instalados distantes da drenagem (Figuras 80 e 81).

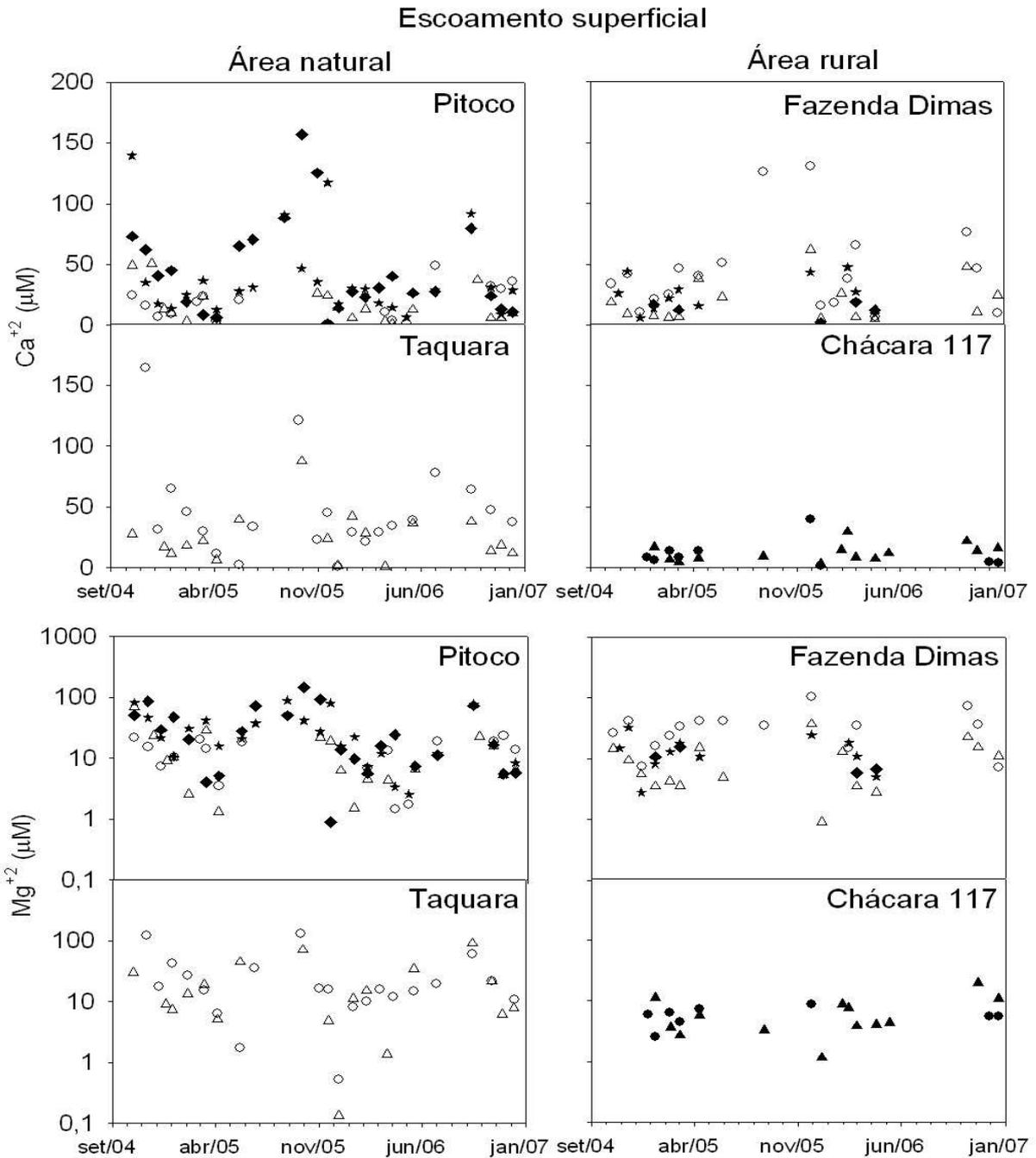


Figura 80. Variação temporal das concentrações de Ca^{+2} e Mg^{+2} da solução de escoamento superficial em áreas naturais e rurais (janeiro de 2006 a janeiro de 2007). Coletores próximos ao córrego (símbolos vazios), e coletores distantes do córrego (símbolos cheios).

Escoamento superficial

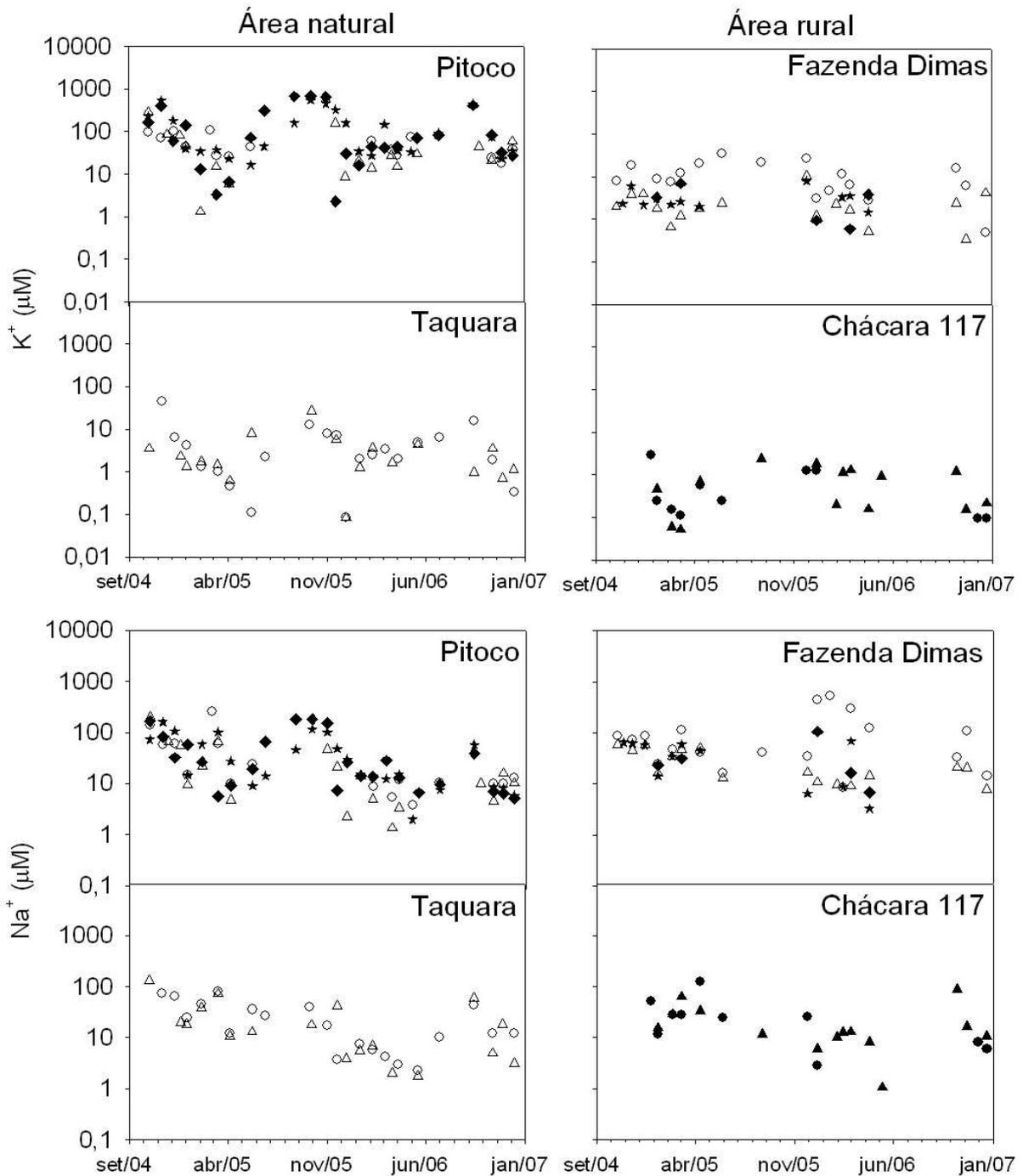


Figura 81. Variação temporal das concentrações de K^+ e Na^+ da solução de escoamento superficial em áreas naturais e rurais (janeiro de 2006 a janeiro de 2007). Coletores próximos ao córrego (símbolos vazios), e coletores distantes do córrego (símbolos cheios).

Solução do solo a 50 cm de profundidade

As comparações sazonais mostraram que apenas as áreas rurais apresentaram diferenças, com maiores valores de Ca^{+2} e Mg^{+2} observados durante a transição seca-chuva (Figuras 82 e 83).

Apenas as amostras dos lisímetros instalados na mata do córrego Taquara apresentaram diferenças quanto ao posicionamento (próximo ao córrego x distante do córrego), com maiores concentrações de Mg^{+2} no equipamento próximo ao córrego (Figuras 82 e 83).

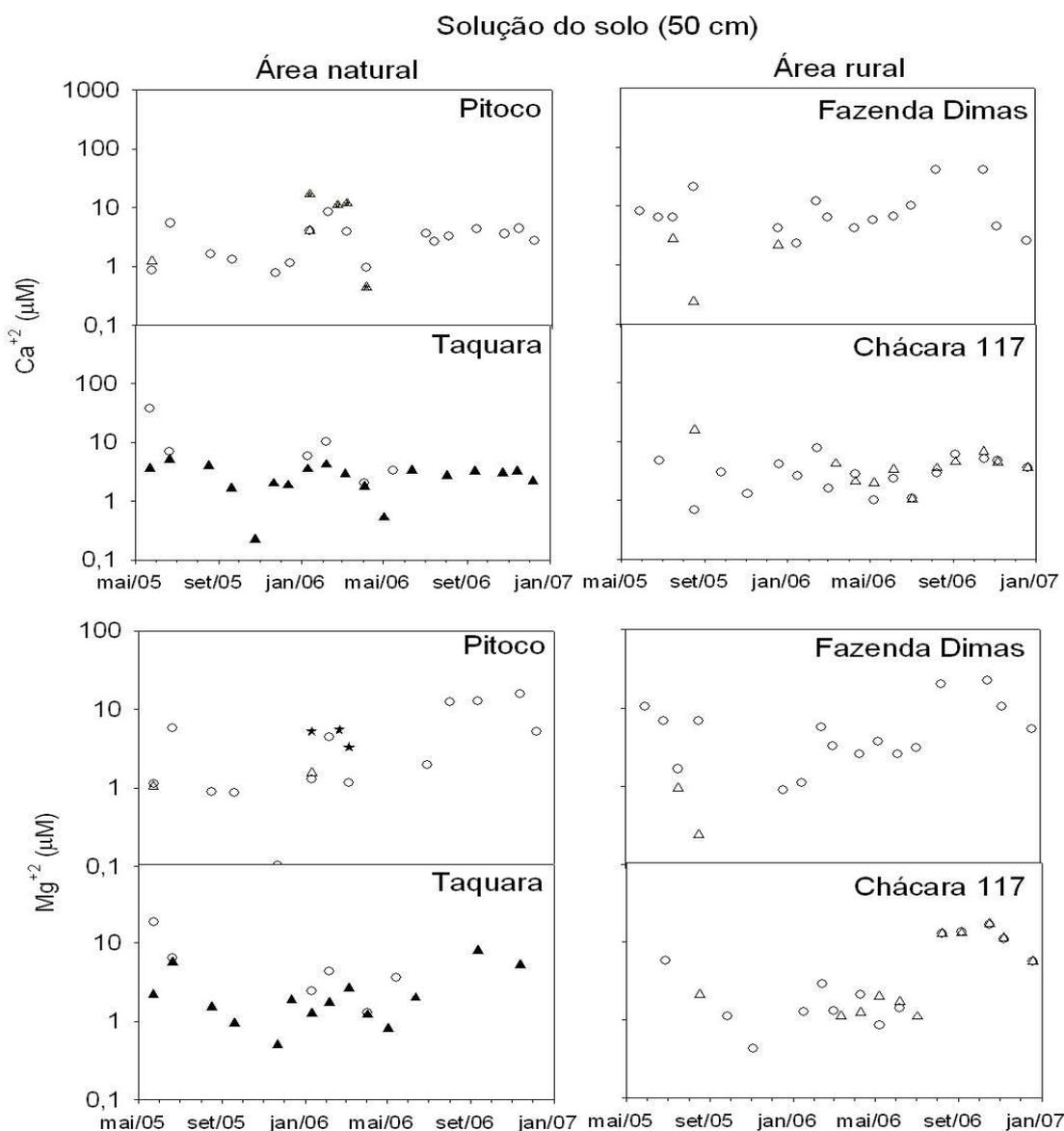


Figura 82. Variação temporal das concentrações de Ca^{+2} e Mg^{+2} da solução do solo a 50 cm de profundidade em áreas naturais e rurais (janeiro de 2006 a janeiro de 2007). Coletores próximos ao córrego (símbolos vazios), e coletores distantes do córrego (símbolos cheios).

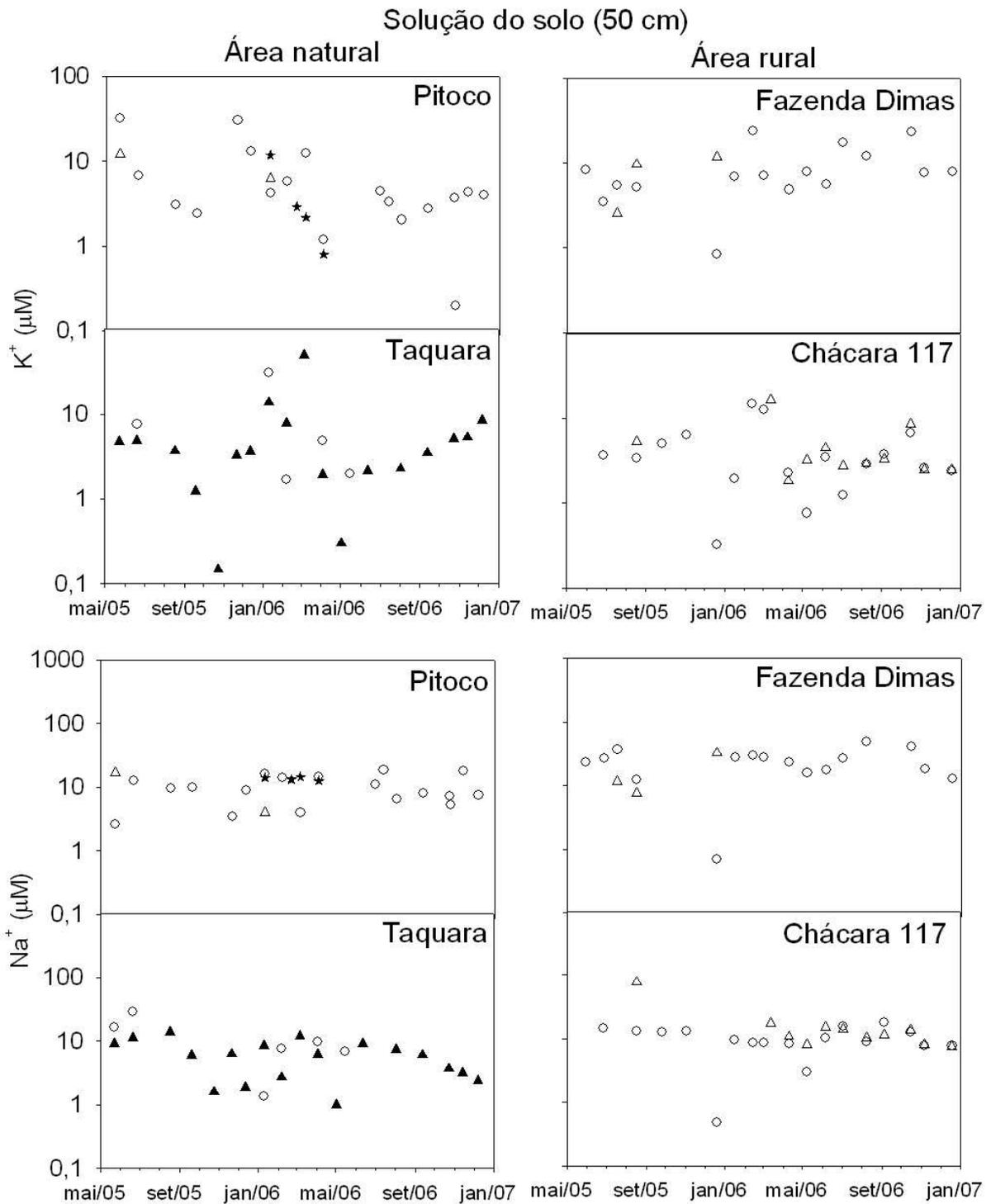


Figura 83. Variação temporal das concentrações de K^+ e Na^+ da solução do solo a 50 cm de profundidade em áreas naturais e rurais (janeiro de 2006 a janeiro de 2007). Coletores próximos ao córrego (símbolos vazios), e coletores distantes do córrego (símbolos cheios).

Solução freática

Apenas as concentrações de Ca^{+2} e Na^{+2} diferiram nas comparações entre seca e chuva, com maiores valores ocorrendo na estação seca tanto nas áreas com cobertura natural quanto nas áreas sob uso agrícola (Figuras 84 e 85).

O poço instalado próximo da borda mata do córrego Barreiro do Mato (área rural) foi o que apresentou as maiores concentrações de Ca^{+2} , Mg^{+2} e K^{+} , possivelmente em razão de ser o mais próximo das áreas usadas para fins agrícolas (Figuras 84 e 85).

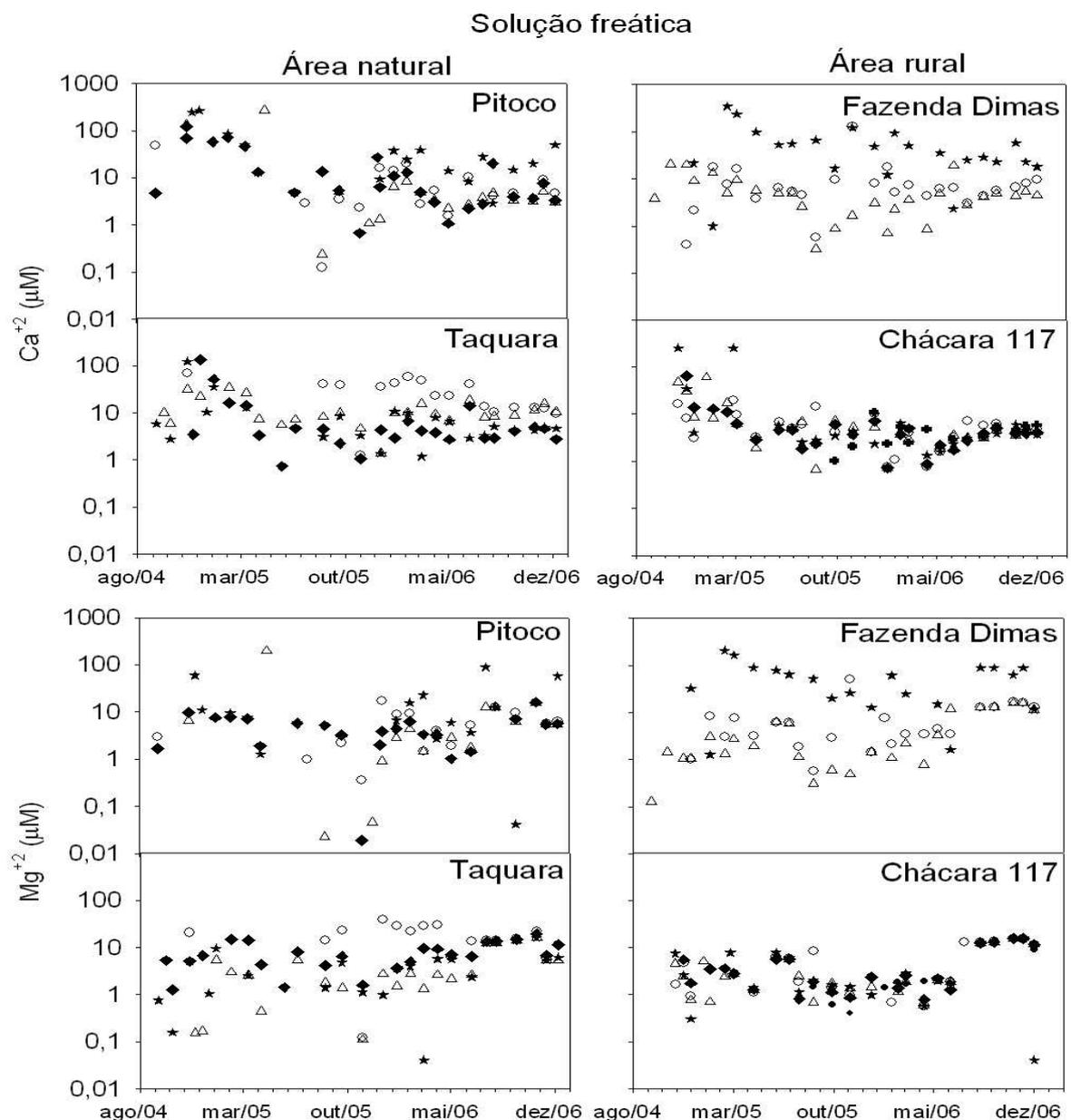


Figura 84. Variação temporal das concentrações de Ca^{+2} e Mg^{+2} da solução freática em áreas naturais e rurais (janeiro de 2006 a janeiro de 2007). Coletores próximos ao córrego (símbolos vazios), e coletores distantes do córrego (símbolos cheios).

Solução freática

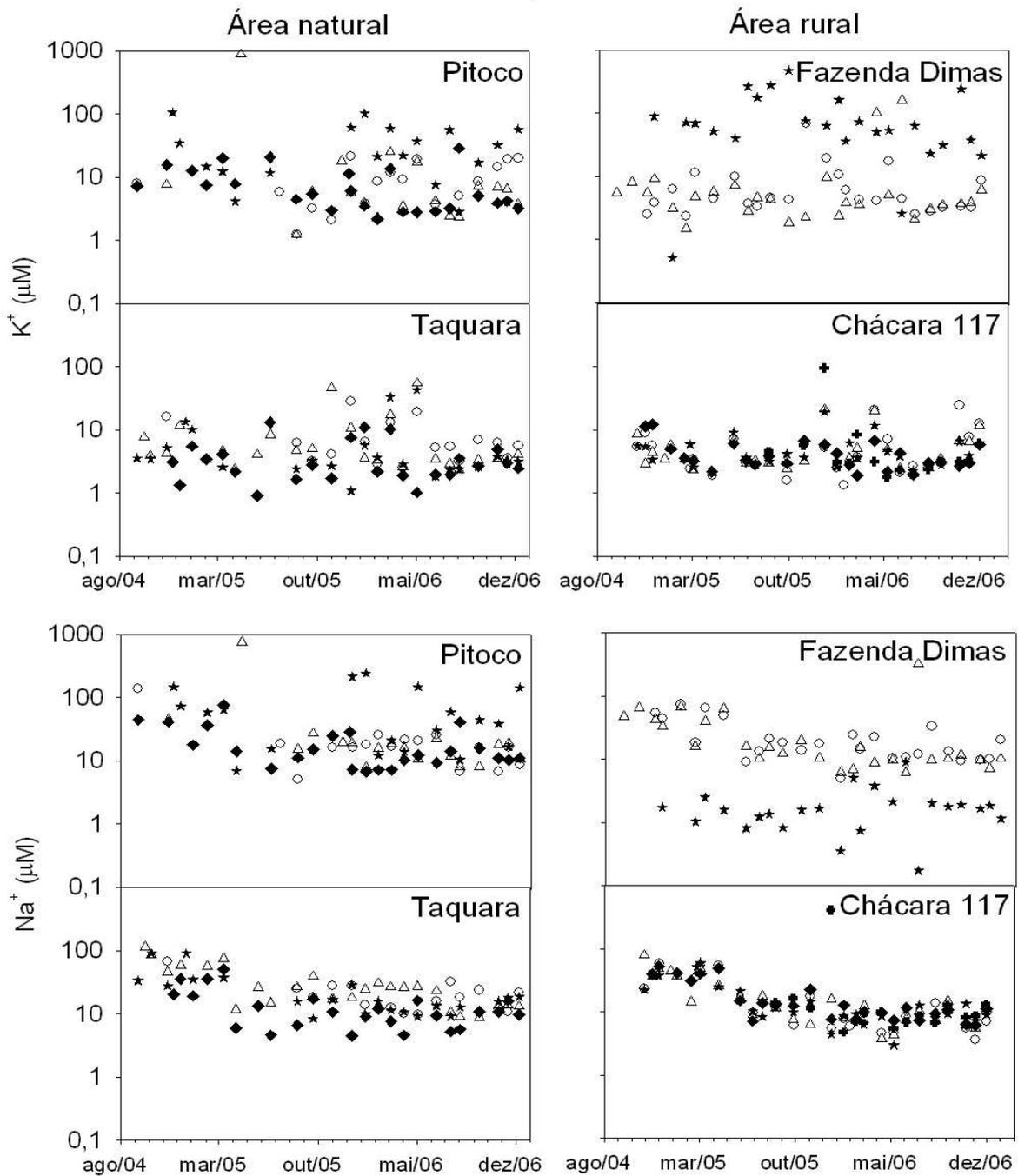


Figura 85. Variação temporal das concentrações de K^+ e Na^+ da solução freática em áreas naturais e rurais (janeiro de 2006 a janeiro de 2007). Coletores próximos ao córrego (símbolos vazios), e coletores distantes do córrego (símbolos cheios).

3.2.5. Ânions (Cl^- , SO_4^- e PO_4^-)

As concentrações de Cl^- , SO_4^- e PO_4^- das componentes analisadas não apresentaram diferenças, ao serem comparadas áreas naturais e rurais (Figuras 86 e 87), sendo que apenas as concentrações de Cl^- seguiram o padrão observado para os demais íons, com maiores valores medianos na solução de escoamento superficial.

Em função das componentes não terem exibido diferenças nas comparações entre as áreas (cobertura natural x cobertura rural), os maiores valores de Cl^- e SO_4^- observados nos córregos rurais podem ser devido às áreas naturais estarem retendo de forma mais eficiente esses íons, ou que alguma componente não tenha sido coletada, sendo essa a responsável pelas maiores concentrações observadas nos córregos rurais.

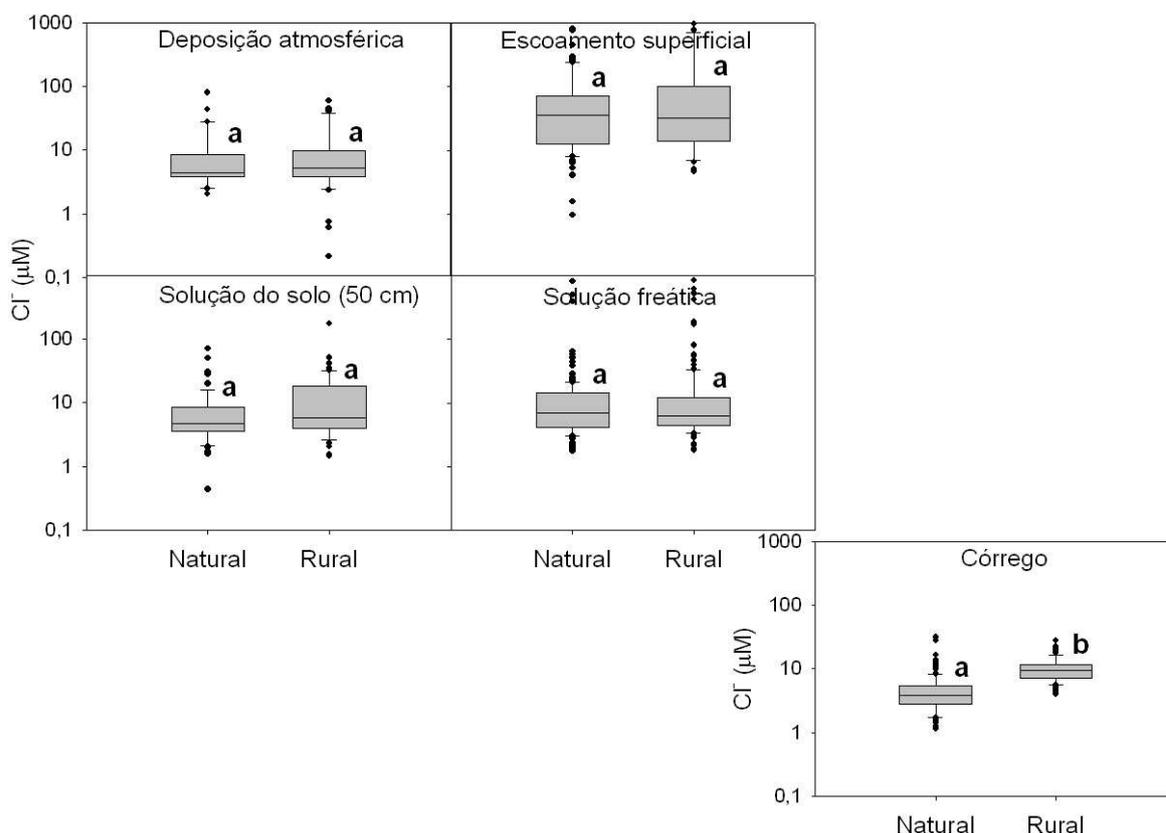


Figura 86 - Valores medianos de Cl^- dos componentes de fluxo e de córregos em áreas sob cobertura/uso natural e rural (setembro de 2004 a dezembro de 2006) (Letras diferentes indicam diferenças entre as áreas $\alpha = 0,05$).

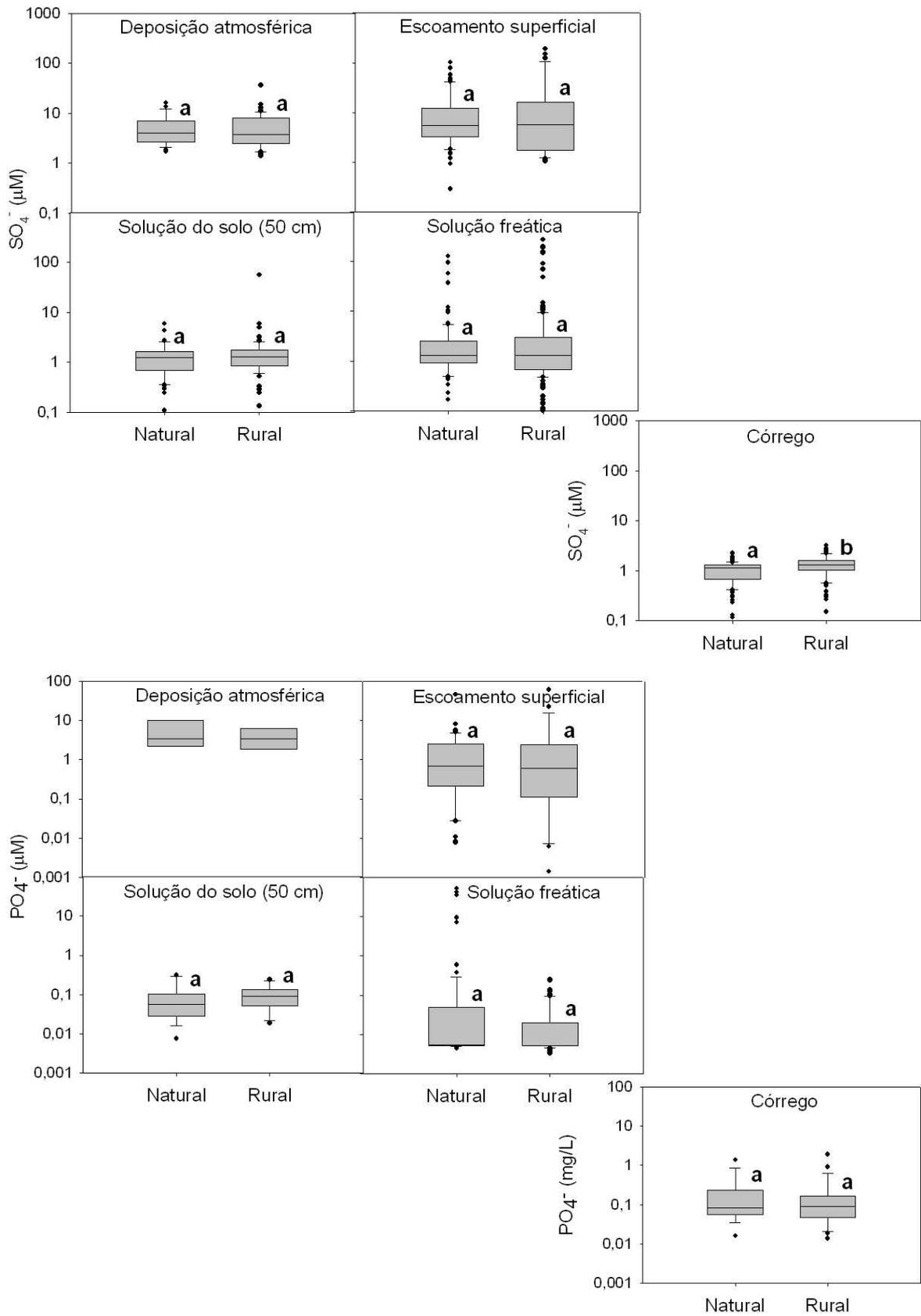


Figura 87 - Valores medianos de SO_4^{2-} e PO_4^{3-} dos componentes de fluxo e de córregos em áreas sob cobertura/uso natural e rural (setembro de 2004 a dezembro de 2006) (Letras diferentes indicam diferenças entre as áreas $\alpha = 0,05$).

3.2.5.1. Comparações quanto à sazonalidade e ao posicionamento dos coletores

Deposição atmosférica

As concentrações de Cl^- e SO_4^- diferiram sazonalmente, apenas nas áreas naturais, com maiores valores verificados durante o período seco (Figura 88). Como observado para os demais solutos, esses maiores valores podem ser devido às primeiras chuvas que arrastam partículas acumuladas na atmosfera durante essa época seca.

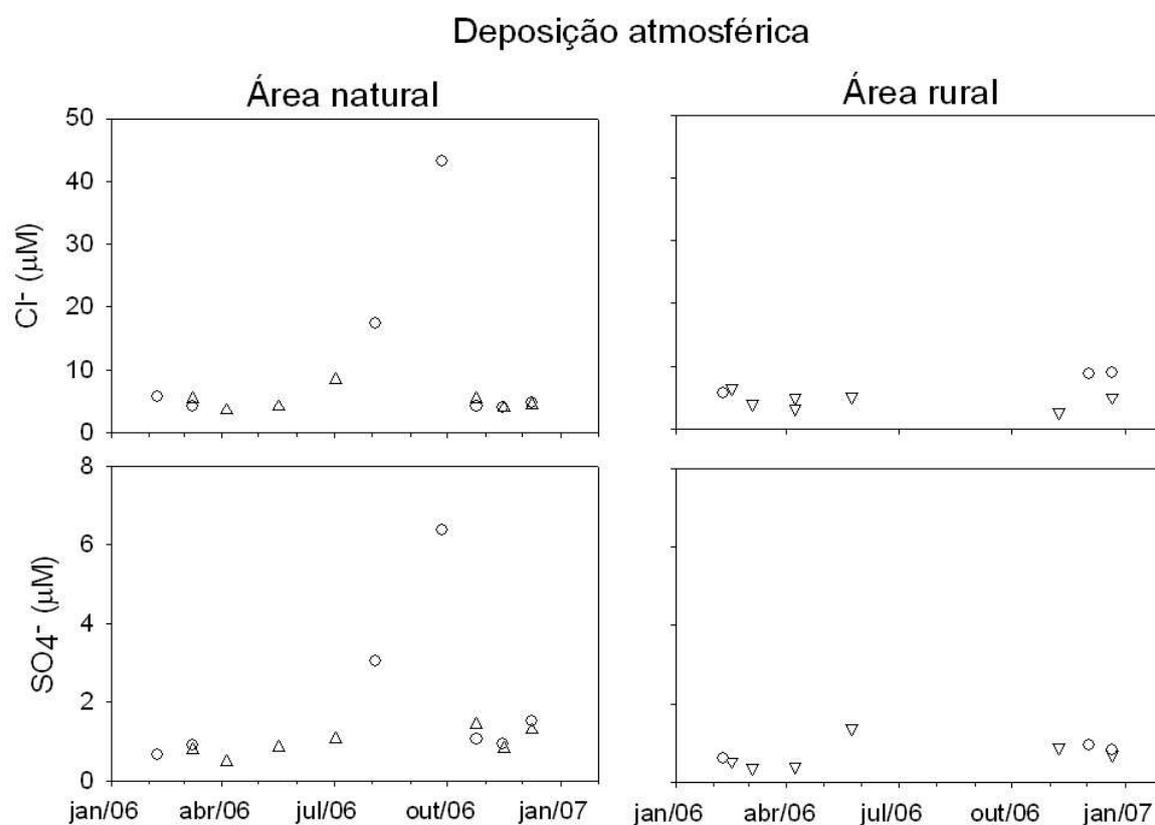


Figura 88. Variação temporal dos valores de Cl^- e SO_4^- da deposição atmosférica em áreas naturais e rurais (janeiro de 2006 a janeiro de 2007). Área natural (\circ – Pitoco e \triangle - Taquara) e Área rural (\circ – Fazenda Dimas e ∇ - Chácara 117).

Solução de escoamento superficial

Ao serem comparados os períodos de seca, chuva e transição seca-chuva foi observado que apenas as áreas naturais exibiram diferenças, com maiores concentrações de Cl^- e SO_4^- no período de transição (Figura 89).

Apenas na mata do córrego Pitoco ocorreram diferenças nas concentrações de Cl^- , com maiores valores nas amostras dos coletores instalados distantes do córrego (Figura 89).

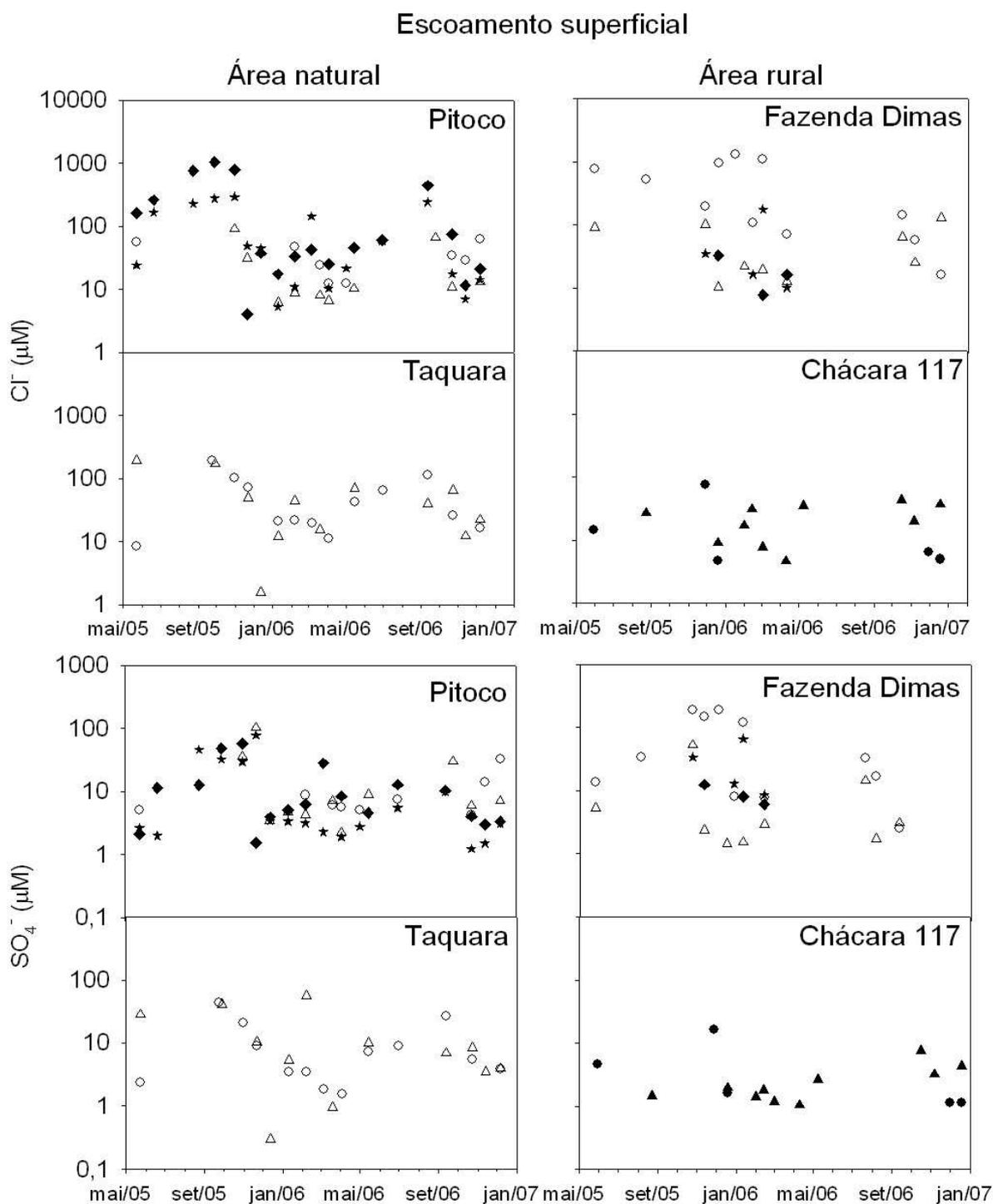


Figura 89. Variação temporal dos valores de Cl^- e SO_4^{2-} da solução de escoamento superficial em áreas naturais e rurais (setembro de 2004 a janeiro de 2007). Coletores próximos ao córrego (símbolos vazios), e coletores distantes do córrego (símbolos cheios).

Solução do solo a 50 cm de profundidade

As amostras de solução do solo não apresentaram variação sazonal para as concentrações de Cl^- e SO_4^- , e quanto ao posicionamento dos coletores, apenas as amostras dos lisímetros instalados na mata do córrego Taquara exibiram diferenças, com maiores concentrações de SO_4^- nas amostras coletadas próximas ao córrego (Figura 90).

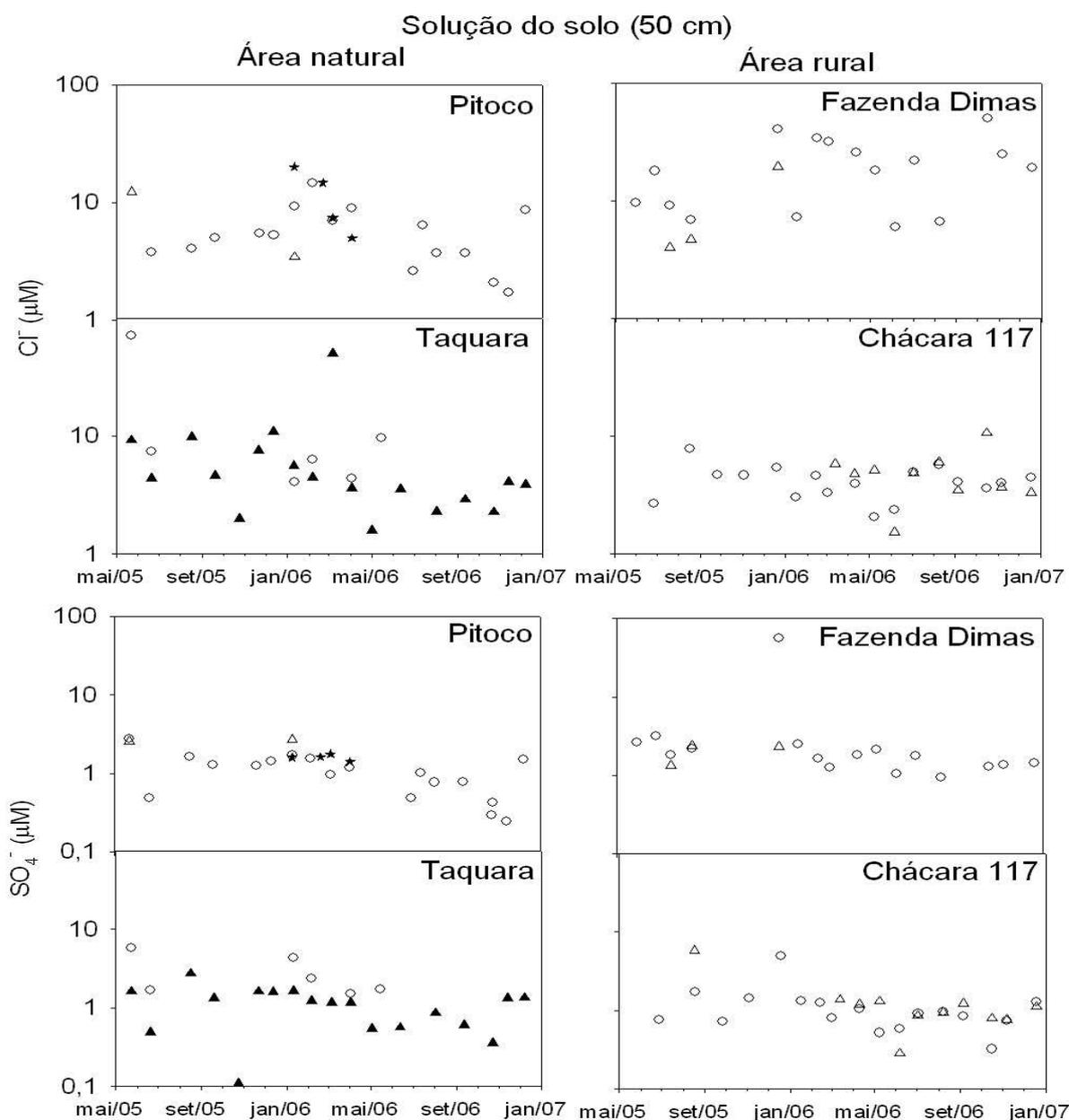


Figura 90. Variação temporal dos valores de Cl^- e SO_4^- da solução do solo a 50 cm de profundidade em áreas naturais e rurais (novembro de 2004 a dezembro de 2006). Coletores próximos ao córrego (símbolos vazios), e coletores distantes do córrego (símbolos cheios).

Solução freática

As amostras de solução freática exibiram diferenças sazonais apenas para as concentrações de Cl^- , com maiores valores na estação seca, e somente na Chácara 117 (Figura 91). Quanto ao posicionamento dos poços, os maiores valores de Cl^- e SO_4^- foram encontrados nos equipamentos instalados próximos ao córrego Taquara, ao contrário da Fazenda Dimas, que exibiu maiores valores no poço próximo à borda da mata, possivelmente como resultado das adubações realizadas nas adjacências.

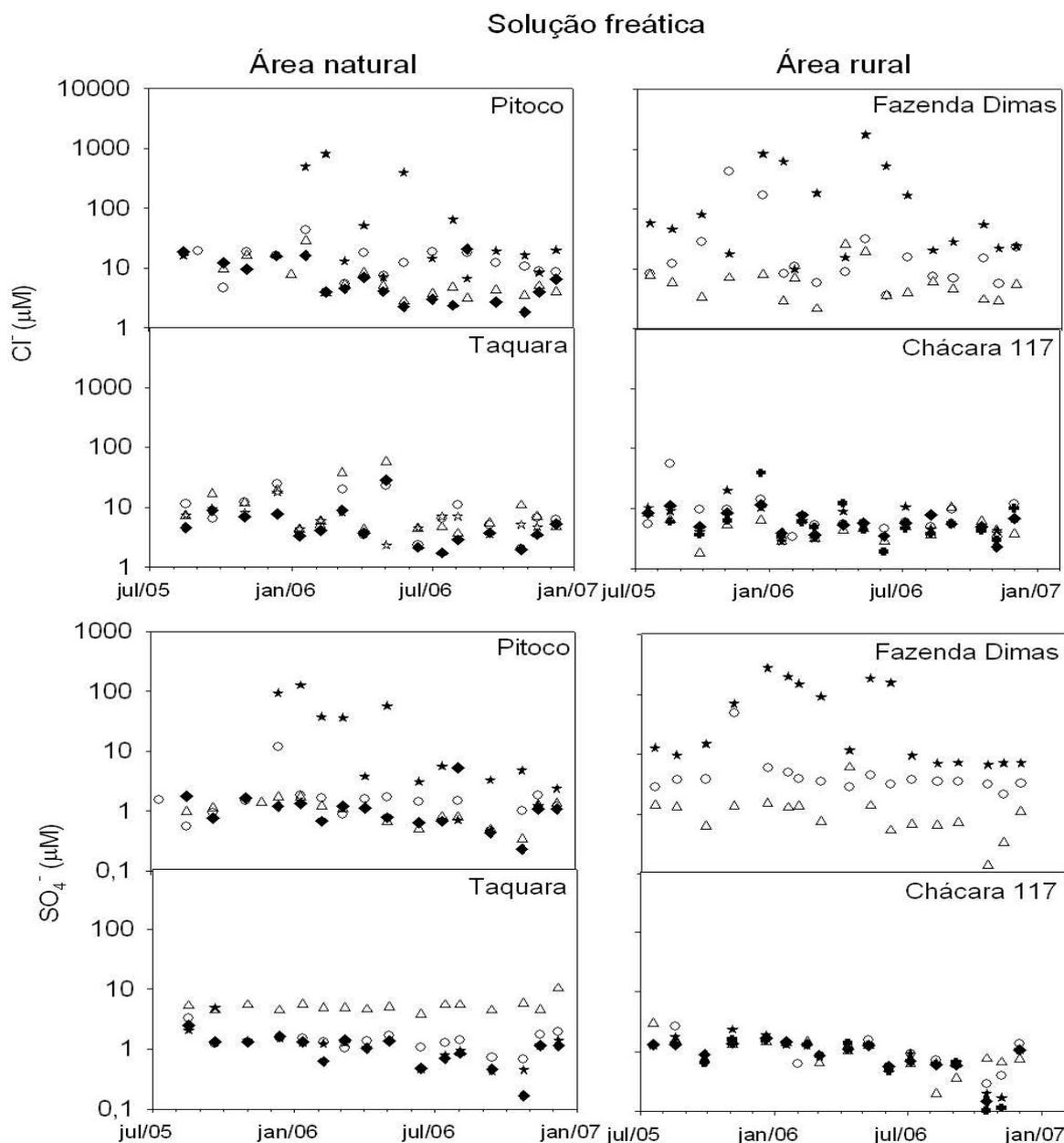


Figura 91. Variação temporal dos valores de Cl^- e SO_4^- da solução freática em áreas naturais e rurais (agosto de 2004 a janeiro de 2007). Coletores próximos ao córrego (símbolos vazios), e coletores distantes do córrego (símbolos cheios).

3.3. Balanço iônico

Segundo Schlesinger (1997) a solução do solo normalmente apresenta nutrientes com predominância de íons de carga negativa. Apenas a deposição atmosférica e a solução de escoamento superficial coletada próxima ao córrego nas áreas naturais assim como as soluções de escoamento superficial e do solo a 50 cm de profundidade das áreas rurais também coletadas próximas ao córrego exibiram equilíbrio de cargas (Tabelas 6 e 7).

Para as demais componentes houve predominância de desbalanço em favor das cargas positivas, sendo para as áreas naturais: solução de escoamento superficial coletada distante do córrego e solução do solo coletada próxima; e áreas rurais: deposição atmosférica e soluções freáticas coletadas próximas assim como distantes do córrego (Tabelas 6 e 7). As contribuições do pH, através do íon H^+ , e do K^+ foram cruciais para esse desequilíbrio positivo, enquanto que para o desbalanço negativo o íon decisivo foi o HCO_3^- .

3.4. Fluxo de nutrientes nas diferentes componentes

3.4.1. Deposição atmosférica

A entrada de carbono orgânico dissolvido através da deposição atmosfera nas áreas naturais e rurais apresentou valores similares (21,7 e 21,3 $kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ respectivamente), além de ser superior dentre os demais elementos (Figura 92). O fluxo de $N-NH_4^+$ no uso natural foi de 3,1 $kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$, enquanto que os de $N-NO_2^-$ e $N-NO_3^-$ foram respectivamente 1,6 e 0,6 $kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$, perfazendo um total de 5,3 kg de N inorgânico (Figura 93). O uso rural por outro lado exibiu valores inferiores ($N-NH_4^+ = 0,4\ kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$; $N-NO_2^- = 1,1\ kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$; e $N-NO_3^- = 0,3\ kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$), com um total de 1,8 kg de N inorgânico (Tabela 8). A quantidade anual de nitrogênio total que entra nas áreas naturais (14,3 $kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) foi superior em relação às rurais (13,1 $kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$), e foram a segunda maior entrada quando comparada com os demais elementos. Considerando a camada de solo entre 0 e 5 cm na mata do córrego Pitoco, as entradas de nitrogênio total representam 1,3% do estoque desse elemento.

Tabela 6. Balanço entre cátions e ânions (μEq) na deposição atmosférica, solução de escoamento superficial, solução do solo a 50 cm de profundidade e água freática em áreas naturais (mata de galeria dos córregos Pitoco e Taquara – RECOR-IBGE). Próximo ao córrego (P) e distante do córrego (D).

Soluto	Deposição atmosférica	Solução de escoamento superficial		Solução do solo (50 cm prof.)		Solução freática	
		P	D	P	D	P	D
H ⁺	2,51	2,82	3,56	5,31	5,37	6,31	14,79
NH ₄ ⁺	1,26	3,63	26,56	4,56	2,86	3,98	4,59
Ca ⁺²	9,09	48,09	58,70	7,05	14,04	16,31	9,30
Mg ⁺²	8,25	27,52	32,67	4,00	10,64	12,40	10,48
K ⁺	4,85	46,61	72,29	3,94	7,06	5,01	3,52
Na ⁺	4,78	9,20	14,17	9,06	23,50	17,31	11,86
HCO ₃ ⁻	19,82	62,33	72,21	29,11	27,87	87,21	49,10
NO ₂ ⁻	2,05	2,86	2,78	1,62	1,58	2,05	1,80
NO ₃ ⁻	0,46	20,27	12,08	1,54	1,97	1,57	1,80
Cl ⁻	5,14	27,42	44,95	4,12	12,19	6,64	6,97
SO ₄ ⁻	1,39	12,93	8,64	2,16	3,40	2,97	2,42
Soma de cátions	30,74	137,87	207,95	33,92	63,47	61,32	54,54
Soma de ânions	28,86	125,81	140,66	38,55	47,01	100,44	62,09
Balanço iônico	3,2	4,6	19,3	-6,4	14,9	-24,2	-6,5

Balanço iônico (%) = (soma de cátions – soma de ânions) / (soma de cátions + soma de ânions) x 100.

Valores acima de 5% são considerados em desequilíbrio.

Tabela 7. Balanço entre cátions e ânions (μEq) na deposição atmosférica, solução de escoamento superficial, solução do solo a 50 cm de profundidade e solução freática em áreas rurais (mata de galeria do córrego Barreiro do Mato e zona ripária do córrego Estanislau). Próximo ao córrego (P) e distante do córrego (D).

Solutos	Deposição atmosférica		Solução de escoamento superficial		Solução do solo (50 cm prof.)		Solução freática	
	P	D	P	D	P	D	P	D
H ⁺	3,72	2,30	1,02	2,30	10,12	18,94	22,39	18,94
NH ₄ ⁺	5,89	1,11	1,19	1,11	2,90	5,10	4,28	5,10
Ca ⁺²	7,23	24,27	51,26	24,27	7,10	8,91	9,12	8,91
Mg ⁺²	9,04	12,68	30,95	12,68	5,51	11,28	6,94	11,28
K ⁺	13,28	29,50	92,46	29,50	3,55	4,30	3,89	4,30
Na ⁺	4,12	10,33	18,64	10,33	12,67	8,07	10,17	8,07
HCO ₃ ⁻	25,56	43,69	52,64	43,69	35,61	17,30	15,90	17,30
NO ₂ ⁻	2,02	2,38	11,25	2,38	1,48	2,02	1,67	2,02
NO ₃ ⁻	0,46	4,70	12,29	4,70	1,58	3,27	1,97	3,27
Cl ⁻	5,09	16,69	94,32	16,69	4,68	7,25	6,02	7,25
SO ₄ ⁻	1,85	7,54	21,74	7,54	1,92	2,58	2,60	2,58
Soma de cátions	43,28	80,19	195,52	80,19	41,85	56,6	56,79	56,6
Soma de ânions	34,98	75	192,24	75	45,27	32,42	28,16	32,42
Balanço iônico	10,6	3,3	0,8	3,3	-3,9	27,2	33,7	27,2

Balanço iônico (%) = (soma de cátions – soma de ânions) / (soma de cátions + soma de ânions) x 100.

Valores acima de 5% são considerados em desequilíbrio.

Os fluxos de K^+ e Na^+ das áreas naturais (13,8 e 3,0 $kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ respectivamente) foram aproximadamente duas vezes superiores aos das rurais (7,4 e 1,1 $kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$, figura 94). Ca^{+2} e Mg^{+2} , por outro lado, apresentaram entradas similares quando comparadas áreas naturais e rurais, com 3,0 e 2,8 $kg\ de\ Ca^{+2}\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ e 1,7 e 1,6 $kg\ de\ Mg^{+2}\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ respectivamente (Figura 94). As entradas de K^+ , Ca^{+2} e Mg^{+2} equivalem a 58, 8 e 21% respectivamente do estoque disponível desses elementos no solo entre 0 e 5 cm da mata do córrego Pitoco. Devido aos baixos estoques de nutrientes observados nos solos do Cerrado, percebe-se o quanto é representativa a entrada desses elementos via deposição atmosférica.

Os fluxos de Cl^- e SO_4^- foram aproximadamente duas vezes maiores nas áreas naturais (Figura 95), enquanto que a entrada de PO_4^- foi similar (áreas naturais: $Cl^- = 3,9\ kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$; $SO_4^- = 1,9\ kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ e $PO_4^- = 1,4\ kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$; áreas rurais: $Cl^- = 2,1\ kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$; $SO_4^- = 0,8\ kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ e $PO_4^- = 1,7\ kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$).

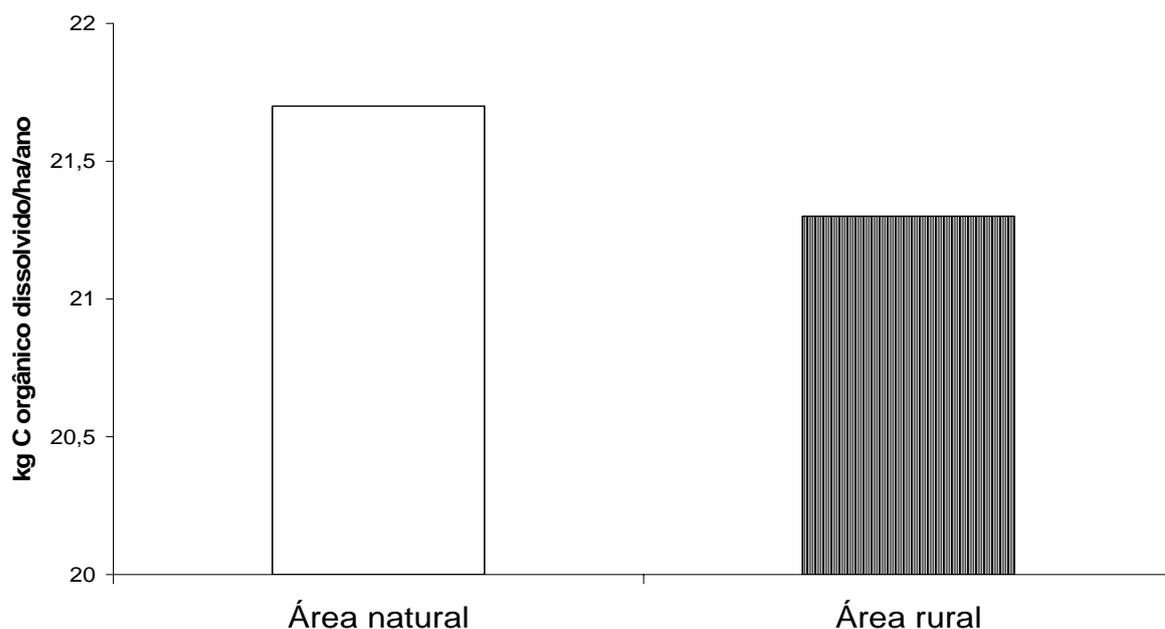


Figura 92. Fluxos de carbono orgânico dissolvido na deposição atmosférica em áreas com cobertura natural (Reserva Ecológica do IBGE) e rural (Rio Jardim). Janeiro de 2006 a janeiro de 2007.

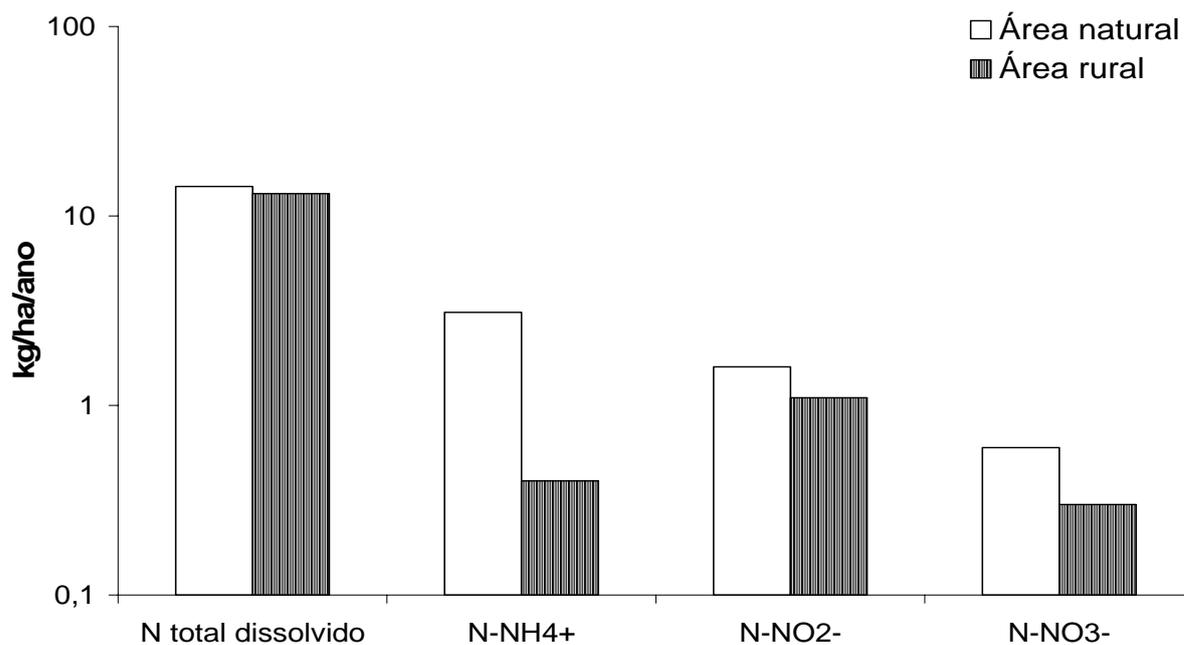


Figura 93. Fluxos de N total dissolvido, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, e N-NO₃⁻ na deposição atmosférica em áreas com cobertura natural (Reserva Ecológica do IBGE) e rural (Rio Jardim). Janeiro de 2006 a janeiro de 2007.

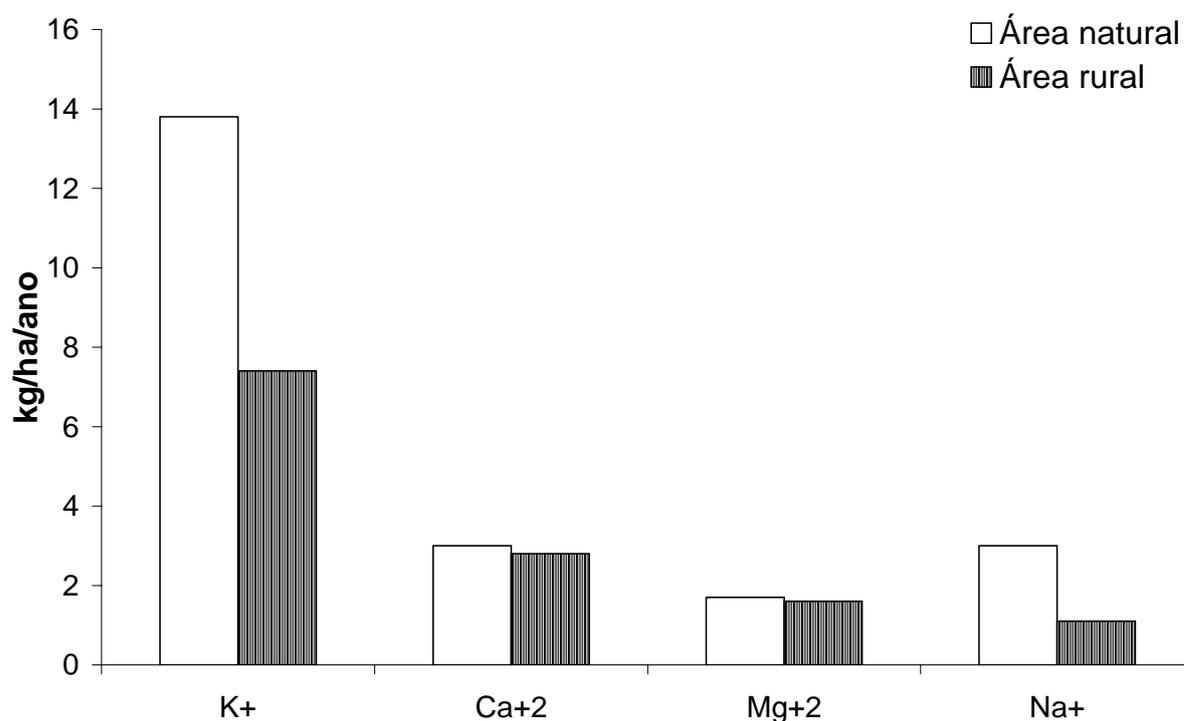


Figura 94. Fluxos de nutrientes (K⁺, Ca⁺², Mg⁺² e Na⁺) na deposição em áreas com cobertura natural (Reserva Ecológica do IBGE) e rural (Rio Jardim). Janeiro de 2006 a janeiro de 2007.

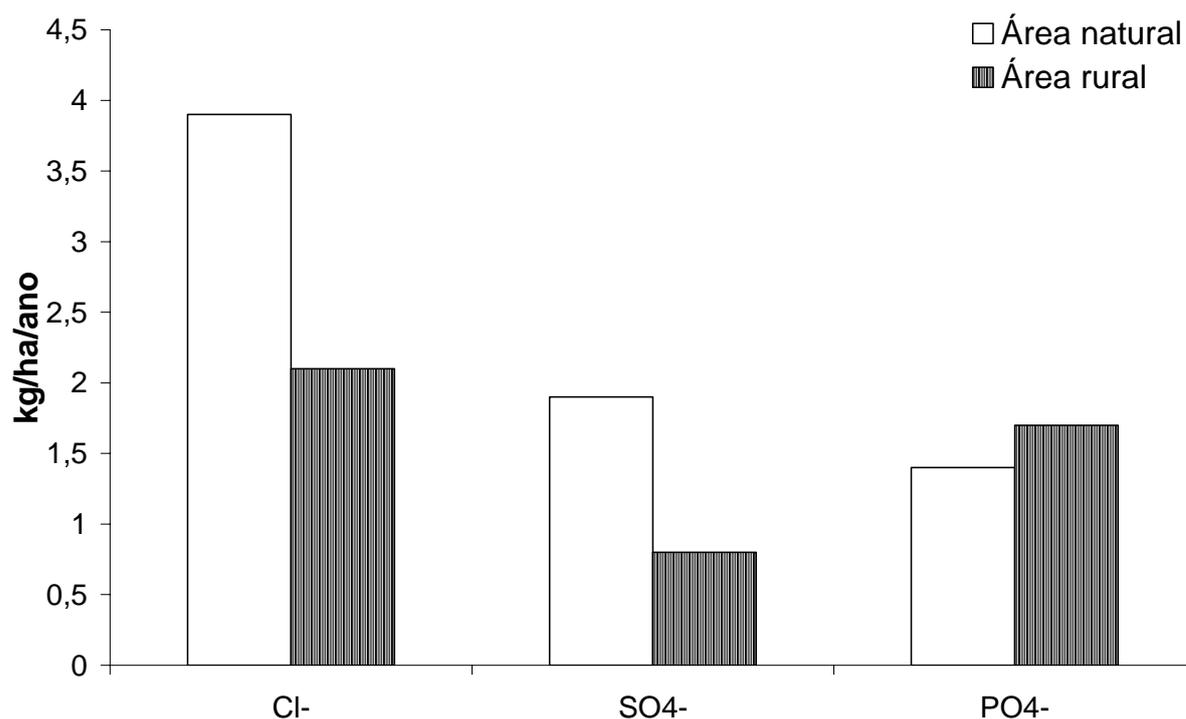


Figura 95. Fluxos de nutrientes (Cl⁻, SO₄⁻ e PO₄⁻) na: deposição em áreas com cobertura natural (Reserva Ecológica do IBGE) e rural (Rio Jardim). Janeiro de 2006 a janeiro de 2007.

Tabela 8. Fluxos de nutrientes em amostras de deposição atmosférica em zonas ripárias de áreas naturais e rurais do Distrito Federal (novembro de 2004 a dezembro de 2006).

Solutos	Área natural	Área rural
	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	
C orgânico dissolvido	21,7	21,3
N total dissolvido	14,3	13,1
N inorgânico	4,7	1,0
N orgânico	8,6	6,4
N-NH ₄ ⁺	3,1	0,4
N-NO ₂ ⁻	1,6	1,1
N-NO ₃ ⁻	0,6	0,3
K ⁺	13,8	7,4
Ca ⁺²	3,0	2,8
Mg ⁺²	1,7	1,6
Na ⁺	3,0	1,1
Cl ⁻	3,9	2,1
SO ₄ ⁻	1,9	0,8
PO ₄ ⁻	1,4	1,7

3.4.2. Solução de escoamento superficial

Dentre os solutos analisados na solução de escoamento superficial o único a apresentar diferenças nas comparações entre áreas com cobertura natural e rural foi N-NO₂⁻, com maiores valores nas áreas rurais (Figura 96).

As áreas naturais apresentaram um fluxo anual de nitrogênio inorgânico de 7,50 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 9), enquanto que para as frações nitrogenadas N-NH₄⁺, N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻ foram respectivamente 3,6 kg ha⁻¹ ano⁻¹, 0,5 kg ha⁻¹ ano⁻¹ e 4,3 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (Figura 96). Os fluxos de K⁺, Ca⁺², Mg⁺² e Na⁺ das áreas naturais foram de 37,2 kg ha⁻¹ ano⁻¹, 15,1 kg ha⁻¹ ano⁻¹, 5 kg ha⁻¹ ano⁻¹ e 4,1 kg ha⁻¹ ano⁻¹ respectivamente (Figura 97). Os ânions Cl⁻, SO₄⁻ e PO₄⁻ por sua vez exibiram fluxos de 21,5 kg ha⁻¹ ano⁻¹, 12,9 kg ha⁻¹ ano⁻¹ e 0,6 kg ha⁻¹ ano⁻¹ nas áreas rurais (Figura 98).

O escoamento superficial exibiu maiores fluxos em relação à deposição atmosférica para os íons K⁺, Ca⁺², Mg⁺², Na⁺, Cl⁻ e SO₄⁻, mostrando com isso um enriquecimento o qual a precipitação sofre ao passar através de componentes da mata de galeria (mata, serapilheira e camada superficial do solo).

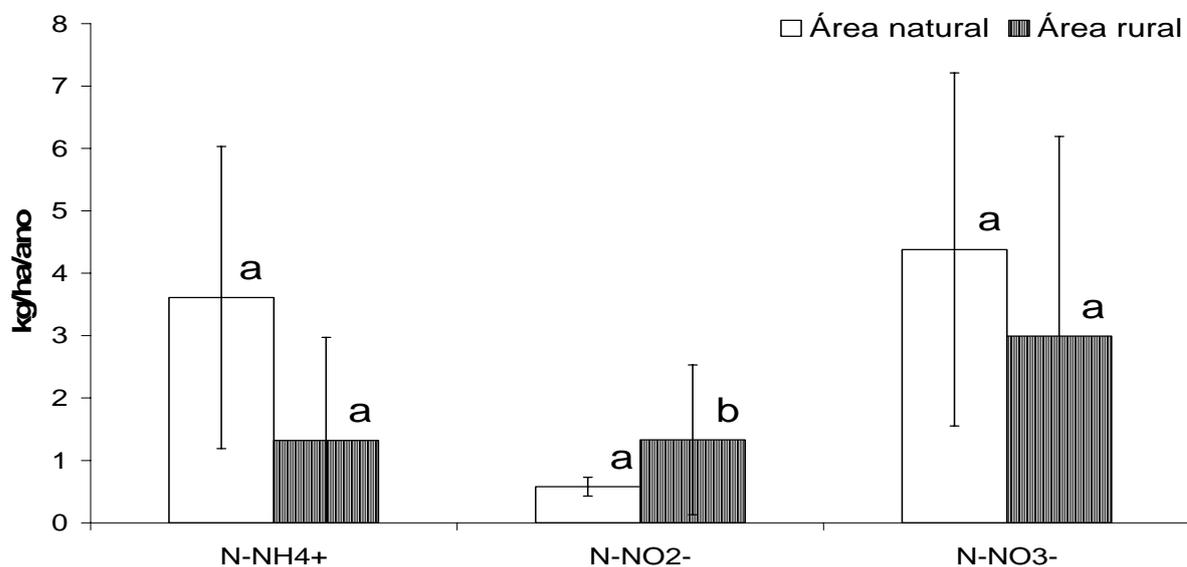


Figura 96. Fluxos de N total dissolvido, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, e N-NO₃⁻ na deposição atmosférica em áreas com cobertura natural (Reserva Ecológica do IBGE) e rural (Rio Jardim). Barras indicam desvio padrão, e letras diferentes indicam diferenças entre as áreas $\alpha = 0,05$.

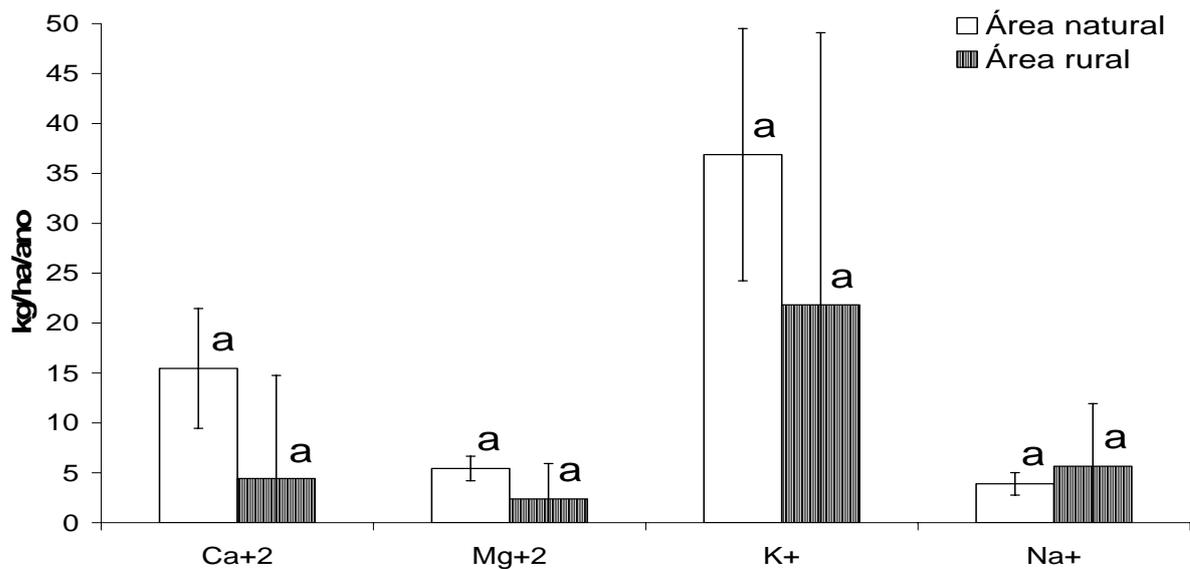


Figura 97. Fluxos de nutrientes (K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2} e Na^+) da deposição atmosférica em áreas com cobertura natural (Reserva Ecológica do IBGE) e rural (Rio Jardim). Barras indicam desvio padrão, e letras diferentes indicam diferenças entre as áreas $\alpha = 0,05$.

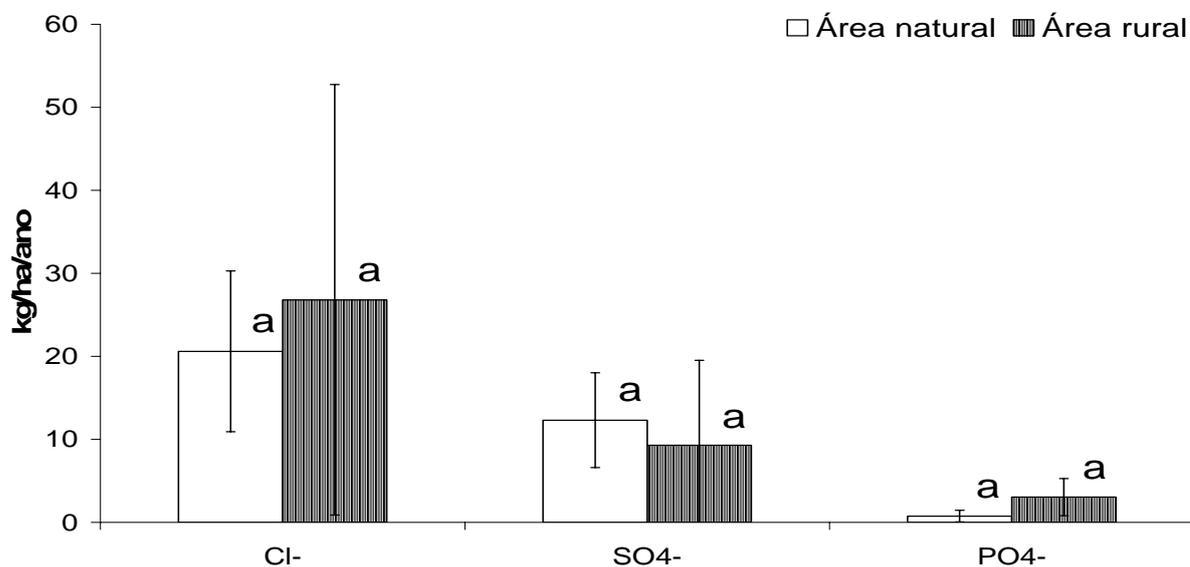


Figura 98. Fluxos de nutrientes (Cl^- , SO_4^- e PO_4^-) na: deposição em áreas com cobertura natural (Reserva Ecológica do IBGE) e rural (Rio Jardim). Barras indicam desvio padrão, e letras diferentes indicam diferenças entre as áreas $\alpha = 0,05$.

Tabela 9. Fluxos de nutrientes em amostras de escoamento superficial em zonas ripárias de áreas naturais e rurais do Distrito Federal (novembro de 2004 a dezembro de 2006).

Soluto	Natural	Rural
	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	
N-NH ₄ ⁺	3,6	1,3
N-NO ₂ ⁻	0,5	1,3
N-NO ₃ ⁻	4,3	3,0
N inorgânico	7,5	2,9
K ⁺	37,2	23,4
Ca ⁺²	15,1	4,4
Mg ⁺²	5,0	2,5
Na ⁺	4,1	5,2
Cl ⁻	21,5	27,4
SO ₄ ⁻	12,9	9,8
PO ₄ ⁻	0,6	3,2

3.5. Composição da água dos córregos

Foram utilizadas as soluções de escoamento superficial (coletadas próximas ao córrego), do solo a 50 cm de profundidade (coletadas próximas ao córrego), assim como a solução freática (coletadas distantes do córrego) como as componentes explicativas no EMMA, uma vez que a partir dos diagramas (Figuras 99 a 102) foi observado que estas vias foram as que melhor explicaram a composição da água dos córregos estudados.

A partir das equações EMMA foi observado que a solução freática apresentou a maior contribuição relativa dentre as componentes analisadas, sendo que na mata do córrego Pitoco a mesma era responsável por aproximadamente 96% da composição da água do córrego, enquanto que a solução de escoamento superficial contribuía com apenas 4%. Nas zonas ripárias dos córregos Taquara e Barreiro do Mato observou-se que a solução freática era responsável por 100% da água dos córregos, enquanto que na Chácara 117 o percentual era de 87%, com o escoamento superficial contribuindo com 13%.

Estudos conduzidos por Chavez *et al.* (2007), comparando as componentes do fluxo de áreas florestadas e pastagens, encontraram que em áreas de pastagem a principal componente responsável pelo fluxo era o escoamento superficial, sendo

que esta via tem o potencial de conduzir soluções com maiores concentrações de solutos gerada pela erosão ou pela passagem por locais de retenção de solutos. Nas áreas florestadas por sua vez, a solução freática tinha uma maior contribuição em relação ao escoamento superficial como observado no presente estudo. Ainda de acordo com os autores, devido ao fato das fontes de água e estrutura das vias de fluxo terem uma influencia importante nas transformações biogeoquímicas e material exportado da bacia, o uso do EMMA é salutar para diferenciar as águas que chegam aos córregos e como as fontes de água e vias de fluxo estão sendo alteradas pelas mudanças de cobertura.

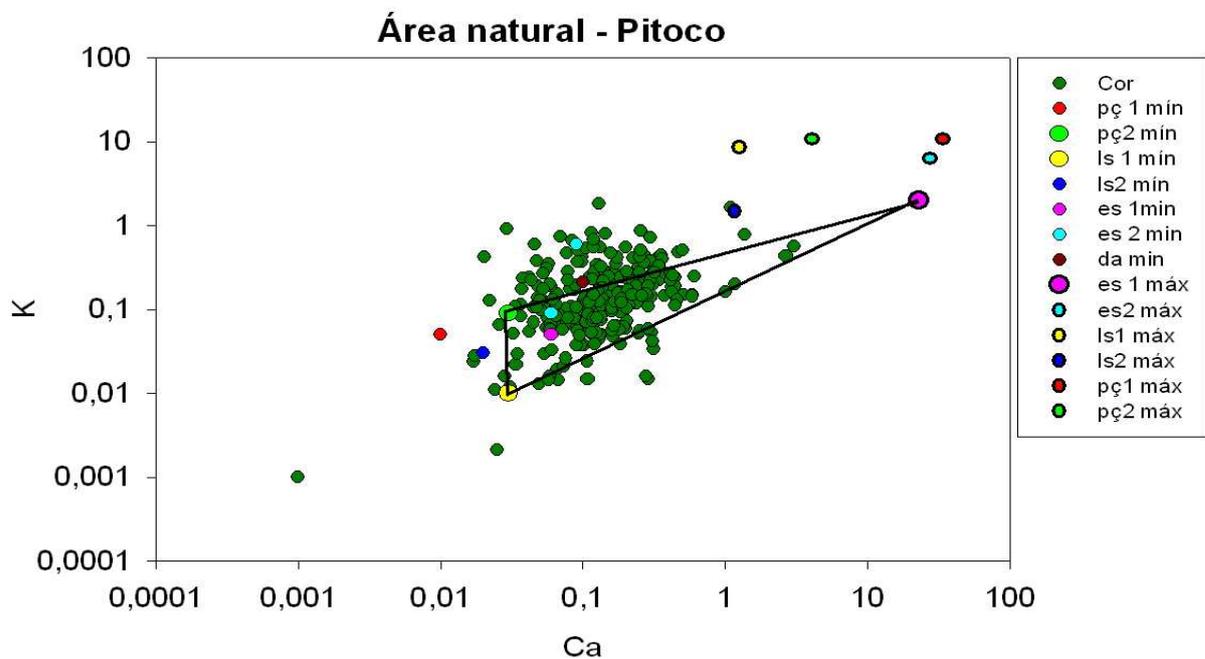


Figura 99. As componentes, expressas com valores mínimos (mín) e máximos (máx) na mata do córrego Pitoco, são solução freática (poço), solução do solo a 50 cm de profundidade (lisímetro), escoamento superficial e deposição atmosférica. Os valores 1 e 2 referem-se ao posicionamento dos coletores (1 - próximo ao córrego e 2 - distante do córrego).

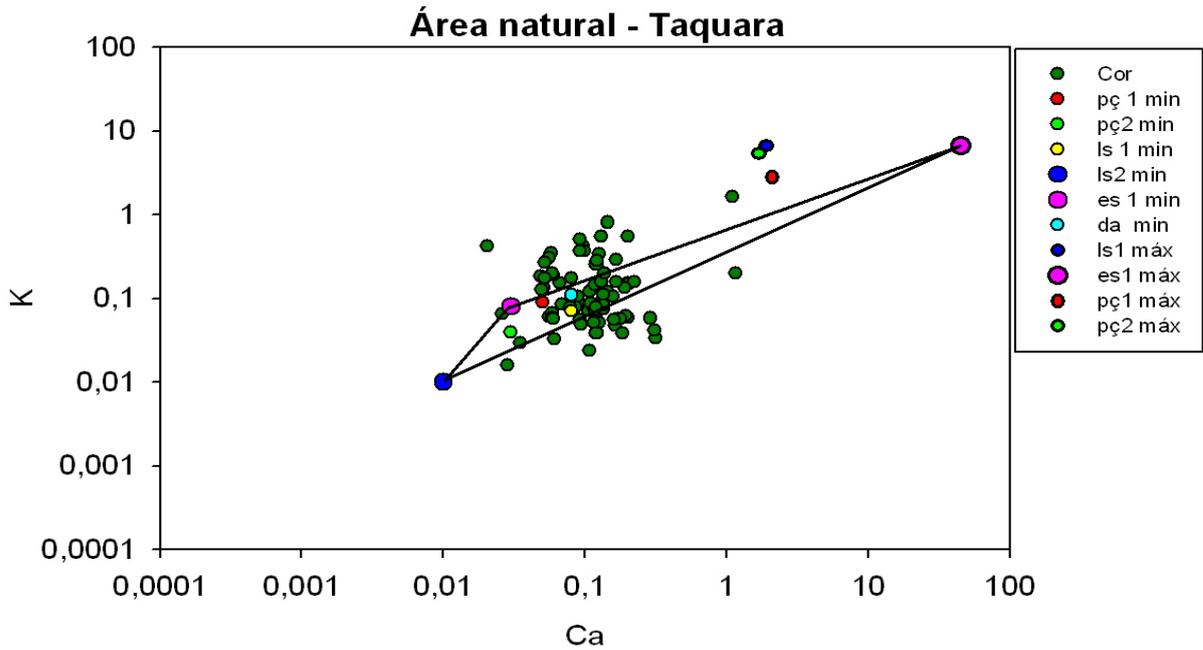


Figura 100. As componentes, expressas com valores mínimos (mín) e máximos (máx) na mata do córrego Taquara, são solução freática (poço), solução do solo a 50 cm de profundidade (lisímetro), escoamento superficial e deposição atmosférica. Os valores 1 e 2 referem-se ao posicionamento dos coletores (1 - próximo ao córrego e 2 - distante do córrego).

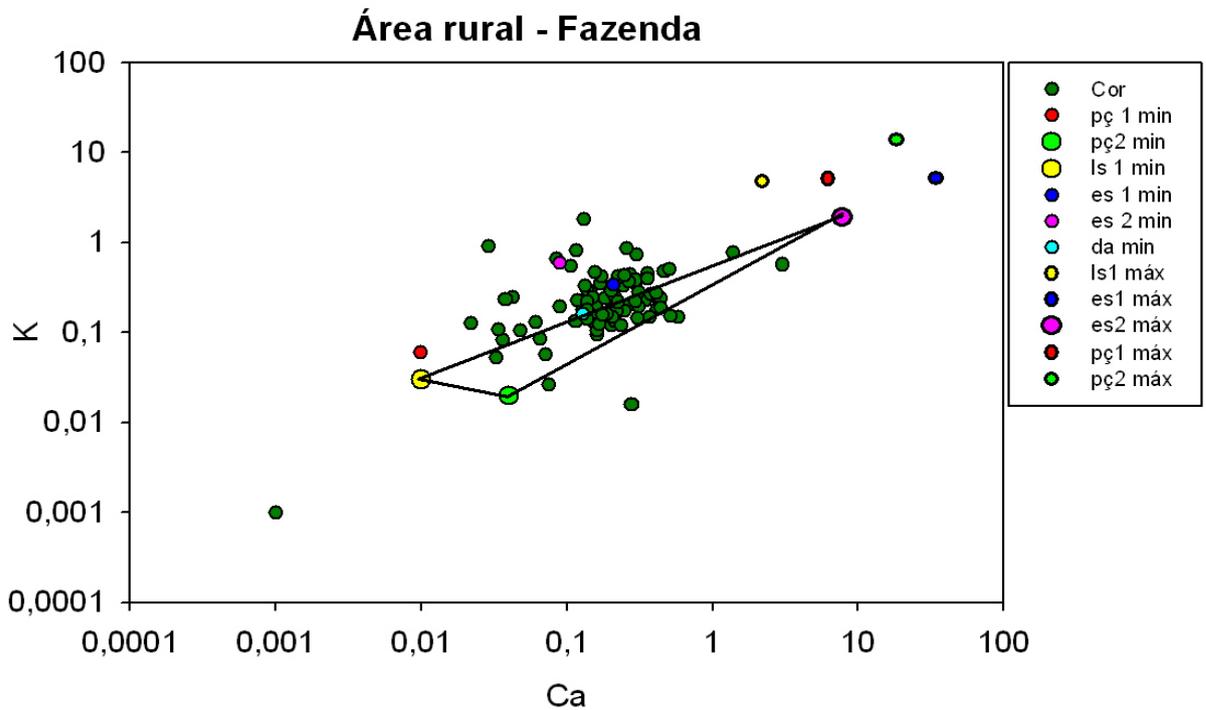


Figura 101. As componentes, expressas com valores mínimos (mín) e máximos (máx) no córrego Barreiro do Mato (fazenda Dimas), são solução freática (poço), solução do solo a 50 cm de profundidade (lisímetro), escoamento superficial e deposição atmosférica. Os valores 1 e 2 referem-se ao posicionamento dos coletores (1 - próximo ao córrego e 2 - distante do córrego).

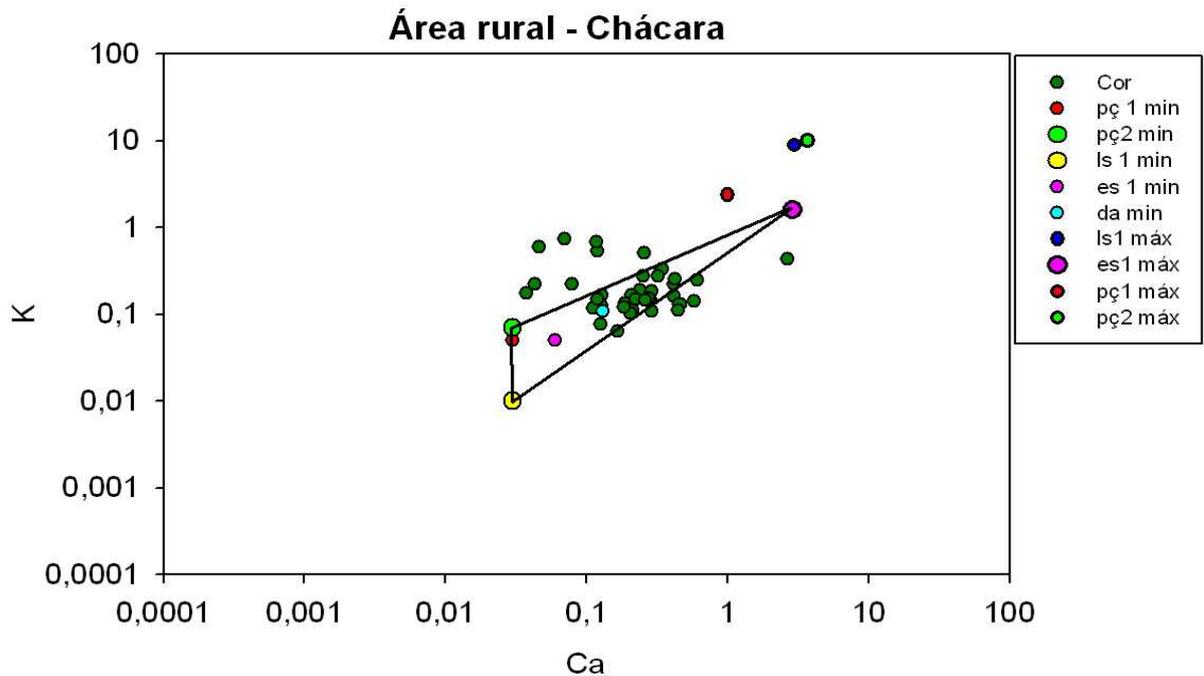


Figura 102. As componentes, expressas com valores mínimos (mín) e máximos (máx) na zona ripária do córrego Estanislau (Chácara), são solução freática (poço), solução do solo a 50 cm de profundidade (lisímetro), escoamento superficial e deposição atmosférica. Os valores 1 e 2 referem-se ao posicionamento dos coletores (1 - próximo ao córrego e 2 - distante do córrego).

4. CONCLUSÕES

Como relação às hipóteses formuladas no início do presente trabalho, conclui-se:

1. Corroborando parcialmente a hipótese inicial, poucos íons apresentaram maiores concentrações nas áreas rurais em relação às naturais, com destaque para o aumento da concentração de N inorgânico nas soluções das áreas com cobertura rural (NO_2^- - escoamento superficial; NO_3^- - solução do solo a 50 cm; e NO_3^- e NH_4^+ - solução freática).
2. Contrariando a hipótese inicial que afirmava que maiores valores de parâmetros químicos seriam encontrados nas áreas rurais, as seguintes componentes apresentaram maiores valores nas áreas naturais: solução de escoamento superficial - H^+ , condutividade elétrica, NH_4^+ , Ca^{+2} e Mg^{+2} . Esse padrão pode ter ocorrido devido ao fato das áreas naturais apresentarem uma maior integridade das suas matas de galeria, permitindo com isso uma maior entrada de nutrientes via *throughfall* e *stemflow*.
3. Durante o período de transição seca-chuva, principalmente para a solução de escoamento superficial das áreas naturais, foram observados maiores valores de NO_3^- , K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2} e Na^+ , Cl^- e SO_4^- .
4. A deposição atmosférica das áreas naturais e rurais não exibiram diferenças, exceto para N- NH_4^+ que foi significativamente maior no uso natural, o que contraria a hipótese inicial.
5. As maiores contribuições das diferentes componentes do fluxo foram observadas durante o período de transição seca-chuva, com maiores valores nas áreas naturais.
6. Os resultados do modelo EMMA mostraram que a solução freática foi a fonte mais representativa na composição da água dos córregos tanto das áreas naturais quanto das rurais, podendo-se inferir com isso que as vias de fluxo não estão sofrendo alteração, mesmo nas áreas rurais.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALENCAR, D.B.S.; SILVA, C.L.; OLIVEIRA, C.A.S. Influência da precipitação no escoamento superficial em uma microbacia hidrográfica do Distrito Federal. **Engenharia Agrícola**. vol.26, n.1, pp. 103-112, 2006.
- ALLEN, S.E.. **Chemical analysis of ecological materials**. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 2nd ed., 368 p. 1989.
- BIGGS, T.W., DUNNE, T., MURAOKA, T. Transport of water, solutes, and nutrients from a pasture hillslope, southwestern Brazilian Amazon. **Hydrological Processes** 20, 2527-2547, 2006.
- BONILLA, A.L.C. Balanço de nitrogênio em microbacias pareadas (floresta x pastagem) no estado de Rondônia. Universidade de São Paulo. **Dissertação de Mestrado**. 87p. 2005.
- BUSTAMANTE, M.M.C. MEDINA, E.; ASNER, G.P.; NARDOTO, G.B. & GARCIA-MONTIEL, D.C. Nitrogen cycling in tropical and temperate savannas. **Biogeochemistry**. V.79, pp.209-237. 2004
- CHAVES, J.; NEILL, C.; GERMER, S.; GOUVEIA, S.; KRUSCHE, A.V.; ELSENBEEER, H. Land management impacts on runoff sources in small Amazon watersheds. **Hydrological Processes**, v. 9999, p. 1, 2007.
- CHRISTOPHERSEN, N.; HOOPER, R.P. Multivariate analysis of streamwater chemical data: The use of principal components analysis for the end-member mixing problem. **Water Resources Research**, v.28, p. 99-107. 1992.
- CHRISTOPHERSEN, N.; NEAL, C.; HOOPER, R.P.; VOGT, R.D. & ANDERSEN, S. Modelling streamwater chemistry as a mixture of soilwater end-members--a step towards second-generation acidification models. **Journal of Hydrology**, v.116, p. 307-320. 1990.
- FORTI, M.C. & NEAL, C. Hydrochemical cycles in tropical rainforests: an overview with emphasis on Central Amazonia. **Journal of Hydrology**. V. 134, pp. 103-115. 1992.
- KAUFFMAN J.B., CUMMINGS D.L. & WARD D.E. Relationships of fire, biomass, and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian Cerrado. **Journal of Ecology**, V. 82, p.519-531. 1994.
- KLINK, C.A. & MOREIRA, A.G. Past and current human occupation and land use. Pages 69-88 in P. S. Oliveira & R.J. Marquis, editors. *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna*. Columbia University Press, New York. 2002.
- KOROLEFF, F. Total & organic nitrogen. In: K. GRASSHOFF, M. EHRHARDT AND K. KREMLING, Editors, **Methods of Seawater Analysis**, Verlag Chemie, Weinheim (1983), pp. 162-173 1983.
- LEHMANN, J.; LILIENFEIN, J.; REBEL, K.; CARMO LIMA, S.; WILCKE, W. Subsoil retention of organic and inorganic nitrogen in a Brazilian savanna Oxisol. **Soil use and Management**, V. 20, pp.163-172, 2004
- MARKEWITZ, D.; RESENDE, J.C.F.; PARRON, L.; BUSTAMANTE, M.M.C.; KLINK, C.A.; FIGUEIREDO, R.O.; DAVIDSON, E.A. Dissolved rainfall inputs and

- streamwater outputs in an undisturbed watershed on highly weathered soils in the Brazilian cerrado. **Hydrological Processes**. V. 20, pp. 2615–2639. 2006
- MOSELLO, R.; AMORIELLO, M.; AMORIELLO, T.; ARISCI, S.; CARCANO, A.; CLARKE, N.; DEROME, J.; DEROME, K.; KOENIG, N.; TARTARI, G.; & ULRICH, E. Validation of chemical analyses of atmospheric depositions in forest European sites. **Journal of Liminology**, 64(2): 93-102, 2005.
- NARDOTO, G.B. Abundância natural de ¹⁵N na Amazônia e Cerrado – implicações para a ciclagem de nitrogênio. Universidade de São Paulo. **Tese de Doutorado**. 101p. 2005
- NETO, M.S. Estoque de carbono e nitrogênio do solo com diferentes usos no Cerrado em Rio Verde (GO). **Tese de Doutorado**. Universidade de São Paulo, 2006
- NEU, V. influência da cobertura vegetal na ciclagem de nutrientes via solução do solo na região de Manaus – AM. Universidade de São Paulo. **Dissertação de Mestrado**. 110p. 2005
- OLIVEIRA, J.R.A.; VILELA, L., ANGEL, M.A. Adsorção de nitrato em solos de cerrado do Distrito Federal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** v.35 n.6. pp 1199-1205. 2000
- PARKER, G.G. Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycling. **Advances in Ecological Research**. 13, pp. 58-121. 1983
- PARRON, L.M. Aspectos da ciclagem de nutrientes em função do gradiente topográfico, em uma mata de galeria no distrito federal. **Tese de Doutorado**, Universidade de Brasília, 199 p, 2004
- PIVELLO V.R. & COUTINHO L.M. Transfer of macronutrients to the atmosphere during experimental burnings in an open cerrado (Brazilian savanna). **Journal of Tropical Ecology**. V. 8, p.487–497. 1992.
- RESCK, D.V.S.; SILVA, J.E. RESENDE, A.V. Importância das Matas de Galeria no ciclo hidrológico de uma bacia hidrográfica. In: RIBEIRO, J.F. (Ed.) **Cerrado: Matas de Galeria**. Planaltina-DF, EMBRAPA-CPAC. p.29-50. 1998.
- RESENDE, J.C.F. **A ciclagem de nutrientes em áreas de Cerrado e a influencia de queimadas controladas**. Universidade de Brasília. Tese de Doutorado. 121p. 2001.
- RIBEIRO, J.F.; WALTER, B.M.T. Fitofisionomias do bioma cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P. de, ed. Cerrado: ambiente e flora. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, p.89-166, 1998
- RUGANI, C.A.; SCHLITTLER, F.H.M.; CARVALHO, J.B. Biomassa e estoque de nutrientes nos vários compartimentos de uma floresta secundária de terra firme em Manaus. **Naturalia**, V.22, pp.103-113, 1997
- SANO, E.E.; ROSA, R.; BRITO, J.L.; FERREIRA JUNIOR, L.G. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v.43, n.1, p.153-156, jan. 2008
- SARDINHA, A.L. Avaliação dos efeitos da mata ciliar sobre o quimismo da água freática em área de pastagem: caso das bacias hidrográficas dos igarapés do

Sete e do Pajeú – Paragominas (PA). **Dissertação de Mestrado**, Universidade Federal do Pará, 96 p. 2006

SCHLESINGER, W.H. **Biogeochemistry: an analysis of global change**. California, Academic Press. 588p. 1997.

THOMAS, M.S. 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.

WILCKE, W. & LILIENFEIN, J. Nutrient leaching in oxisols under native and managed vegetation in Brazil. **Soil Science Society of America Journal**. vol. 69, no4, pp. 1152-1161. 2005

ANEXOS

Anexo 1. Dimensões dos coletores de solução de escoamento superficial.

Coletor	Local	Largura (m)	Comprimento (m)	Área (m ²)
Ponto 1	Pitoco	1,10	1,99	2,19
Ponto 2	Pitoco	1,00	1,88	1,88
Ponto 3	IBGE	Pitoco	0,93	2,00
Ponto 4		Pitoco	1,01	2,01
Ponto 1	Taquara	1,00	2,05	2,05
Ponto 2	Taquara	0,94	2,00	1,88
Ponto 1	Chácara 117	1,03	2,00	2,06
Ponto 2	Rio Jardim	Chácara 117	1,05	2,00
Ponto 1		Fazenda Dimas	1,02	2,02
Ponto 2		Fazenda Dimas	1,00	2,01
Ponto 3		Fazenda Dimas	0,98	2,00
Ponto 4	Fazenda Dimas	1,05	2,05	2,15

Anexo 2. Quantidade de pontos de coleta nos córregos, número de poços, coletores de solução de escoamento superficial e lisímetros por local de coleta.

Local de coleta	Pontos de coleta	Nº de Poços	Nº de coletores superficiais	Nº de Lisímetros
Córrego Pitoco ¹	2	4	4	4
Córrego Taquara ¹	2	4	2	2
Córrego Estanslau ²	1	5	2	2
Córrego Barreiro do Mato ²	2	3	4	2
Córrego Atoleiro ³	1	-	-	-
Córrego Mestre D'Armas ³	1	-	-	-
Córrego Pulador ⁴	1	-	-	-
Córrego Capão da Onça ⁵	1	-	-	-
Águas Emendadas ⁶	1	-	-	-

¹ – IBGE; ² – Zona rural de Planaltina; ³ – Zona urbana de Planaltina; ⁴ – Perimetral urbana de Brazlândia; ⁵ – Zona rural de Brazlândia; ⁶ – Estação Ecológica de Águas Emendadas.

Anexo 3 – Profundidade dos poços nos locais de coleta.

	Local	Profundidade (metros)				
		Poço 1	Poço 2	Poço 3	Poço 4	Poço 5
RECOR-IBGE	Pitoco	3,70	4,70	6,40	7,20	-
	Taquara	4,00	2,50	4,10	-	-
Rio Jardim	Chácara 117	2,00	2,60	2,70	2,50	3,70
	Fazenda Dimas	4,00	3,40	6,80	-	-

Anexo 4. Valores médios, medianos, mínimos e máximos de variáveis químicas da deposição atmosférica sob zonas ripárias em áreas naturais e rurais. (n = 2)

Variável	Cobertura natural				Cobertura rural			
	Média	Mediana	Mín	Máx	Média	Mediana	Mín	Máx
H ⁺	2,75	3,72	0,41	7,94	2,19	2,51	0,66	5,37
Condutividade	7,62	4,94	0,61	10,27	9,54	7,20	0,72	11,62
Alcalinidade	38,36	23,44	54,10	661	64,2	23,28	647,54	481,97
COD	146	110	62,50	431	147	142	87,50	358
NT	71,43	43,57	23,57	231	101	77,86	27,14	242
NH ₄ ⁺	10,71	7,86	2,14	27,86	4,29	1,43	0,71	7,86
NO ₂ ⁻	6,43	6,43	2,14	7,14	8,57	7,14	2,14	15,00
NO ₃ ⁻	2,14	2,14	1,43	4,29	2,86	2,14	0,71	4,29
K ⁺	21,99	11,51	2,81	95,40	28,39	19,44	1,53	92,58
Ca ⁺²	5,99	3,49	2,00	21,70	5,24	5,24	3,24	11,97
Mg ⁺²	6,17	3,70	1,65	17,70	5,35	5,76	2,06	16,05
Na ⁺	6,09	3,91	2,17	30,00	5,65	4,78	2,61	8,70
Cl ⁻	8,17	4,79	3,66	24,51	7,04	7,04	2,54	9,01
SO ₄ ⁻	1,46	0,94	0,42	6,35	0,94	0,83	0,42	1,35
PO ₄ ⁻	5,16	3,37	2,11	11,89	4,11	4,11	1,89	6,21

Condutividade expressa em ($\mu\text{S cm}^{-1}$);

H⁺, alcalinidade, NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, K⁺, Ca⁺², Mg⁺², Na⁺, Cl⁻, SO₄⁻ e PO₄⁻ expressos em (μM).

Anexo 5. Valores médios, medianos, mínimos e máximos de variáveis químicas da solução de escoamento superficial sob zonas ripárias em áreas naturais e rurais. (n = 6)

Variável	Cobertura natural				Cobertura rural			
	Média	Mediana	Mín	Máx	Média	Mediana	Mín	Máx
H ⁺	2,95	3,09	0,01	1000	2,29	2,24	105	0,05
Condutividade	10,27	4,94	0,61	7,62	9,54	7,20	0,72	11,62
Alcalinidade	137	78,36	3,28	2262	84,26	76,89	13,44	796
NH ₄ ⁺	46,43	12,86	7,14	1306	7,86	5,00	0,71	124
NO ₂ ⁻	2,86	2,14	7,14	25,72	4,29	1,43	0,71	249
NO ₃ ⁻	19,29	10,71	7,14	191	11,43	2,14	0,71	300
K ⁺	125	49,62	0,26	1156	50,13	32,23	1,28	874
Ca ⁺²	33,17	25,19	0,50	164	20,20	15,21	0,75	130
Mg ⁺²	24,69	15,64	0,41	147	14,81	9,47	0,82	104
Na ⁺	37,39	14,78	0,87	258	30,43	24,35	0,87	529
Cl ⁻	75,49	21,97	0,85	1037	34,37	16,90	4,79	1304
SO ₄ ⁻	10,82	4,27	0,10	102	6,76	1,77	0,52	192
PO ₄ ⁻	1,58	0,21	0,11	45,47	0,74	0,11	0,11	60,42

Condutividade expressa em ($\mu\text{S cm}^{-1}$);

H⁺, alcalinidade, NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, K⁺, Ca⁺², Mg⁺², Na⁺, Cl⁻, SO₄⁻ e PO₄⁻ expressos em (μM).

Anexo 6. Valores médios, medianos, mínimos e máximos de variáveis químicas da solução do solo (50 cm de profundidade) sob zonas ripárias em áreas naturais e rurais. (n = 6 para áreas naturais, e n = 4 para rurais)

Variável	Cobertura natural				Cobertura rural			
	Média	Mediana	Mín	Máx	Média	Mediana	Mín	Máx
H ⁺	8,32	8,32	0,62	100	7,59	7,59	0,69	39,81
Condutividade	10,27	4,94	0,61	7,62	9,54	7,20	0,72	11,62
Alcalinidade	57,70	32,13	8,52	477	80,33	39,18	6,72	997
NH ₄ ⁺	9,29	5,00	0,71	62,14	9,29	2,86	0,71	102
NO ₂ ⁻	2,14	2,14	1,43	9,29	1,43	1,43	0,71	4,29
NO ₃ ⁻	1,43	1,43	0,71	3,57	15,71	1,43	0,71	174
K ⁺	16,37	7,16	0,26	125	18,67	9,46	0,26	77,49
Ca ⁺²	11,47	4,74	0,25	213	10,22	4,99	0,25	225
Mg ⁺²	31,69	6,58	0,41	89	31,69	8,23	0,41	89,30
Na ⁺	5,22	3,48	0,43	169	9,13	5,65	0,43	206
Cl ⁻	8,45	4,79	0,56	71,27	13,52	5,92	0,56	175
SO ₄ ⁻	1,35	1,25	0,10	5,83	2,39	1,25	0,10	56,71
PO ₄ ⁻	0,04	0,00	0,11	0,32	0,04	0,04	0,11	0,21

Condutividade expressa em ($\mu\text{S cm}^{-1}$);

H⁺, alcalinidade, NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, K⁺, Ca⁺², Mg⁺², Na⁺, Cl⁻, SO₄⁻ e PO₄⁻ expressos em (μM).

Anexo 7. Valores médios, medianos, mínimos e máximos de variáveis químicas da solução freática sob zonas ripárias em áreas naturais e rurais. (n = 8)

Variável	Cobertura natural				Cobertura rural			
	Média	Mediana	Mín	Máx	Média	Mediana	Mín	Máx
H ⁺	8,51	8,71	0,22	97,72	14,79	17,78	239,88	0,98
Condutividade	10,27	4,94	0,61	7,62	9,54	7,20	0,72	11,62
Alcalinidade	158	87,21	6,23	2069	103	22,62	1,64	1802
NH ₄ ⁺	9,24	4,82	0,42	71,86	18,14	5,10	0,33	276
NO ₂ ⁻	7,40	2,01	0,59	164	52,01	1,88	0,71	4238
NO ₃ ⁻	4,39	1,55	0,32	166	19,67	2,04	0,61	771
K ⁺	21,48	4,35	1,02	869	19,95	4,35	0,51	471
Ca ⁺²	19,70	4,99	0,25	267	19,45	5,24	2,49	344
Mg ⁺²	14,81	3,29	4,12	198	14,81	4,94	4,12	208
Na ⁺	31,74	13,48	4,35	753	31,30	14,35	3,04	403
Cl ⁻	37,75	5,92	1,69	801	37,18	5,92	0,28	1735
SO ₄ ⁻	9,26	1,25	0,21	128	8,53	1,14	0,10	275
PO ₄ ⁻	2,21	0,01	0,11	166	0,21	0,01	0,11	0,21

Condutividade expressa em ($\mu\text{S cm}^{-1}$);

H⁺, alcalinidade, NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, K⁺, Ca⁺², Mg⁺², Na⁺, Cl⁻, SO₄⁻ e PO₄⁻ expressos em (μM).

Cálculos dos estoques de nutrientes baseados nos resultados das análises químicas dos solos

Cálculo da quantidade de solo (massa) em volume:

= densidade aparente * massa de solo por volume

ex. 1 m² de solo na camada 0-5 cm de profundidade = 100 cm * 100 cm * 5 cm = 50.000 cm³ e densidade aparente na camada 0-5 cm = 0,7 g cm⁻³

= 0,7*50.000 = 35.000g m⁻² = 35 kg m⁻² de solo

Estoques de P, K e S:

ex.

Estoques de N e C:

1g/dm³ = 10000 ppm → 1 ppm = 1 mg dm³

ex. 2,9 g/dm³ N = 2900 ppm N= 2900 mg N kg⁻¹ solo

=2900 mg N kg⁻¹ * 35 kg m⁻² =101.500 mg N m⁻²

=(101.500 *10⁻⁶)/10⁻⁴ (considerando que 1 mg = 10⁻⁶ kg e 1 m² = 10⁻⁴ ha)

=1.015 kg N ha⁻¹

Estoques de Ca, Mg e Al:

O cálculo deve considerar a massa equivalente (ME= massa atômica/valência):

1 ME Ca⁺²= 40,01 g / 2 = 20,08 g 1 mEq Ca⁺²= 20,08 mg

1 ME Mg⁺²=24,31 g / 2 = 12,15 g 1 mEq Mg⁺²= 12,15 mg

1 ME Al⁺³=26,98 g / 3 = 8,99 g 1 mEq Al⁺³= 8,99 mg

ex. Ca⁺²= 0,40 cmol/dm⁻³

0,40 cmol * 20,08 mg = 8,03 mg Ca⁺² 100 cm⁻³

Conversão de medida de volume (cm⁻³) em medida de massa (g):

Considerando que a densidade padrão do solo é 1g cm⁻³

1 g de solo em 1 cm⁻³

100 g de solo em 100 cm⁻³, então,

8,03 mg Ca⁺² 100 cm⁻³ = 8,03 mg Ca⁺² em 100 g de solo

80,3 mg Ca⁺² em 1000 g de solo = 80,3 mg Ca⁺² kg⁻¹

Para converter em estoque:

80,3 mg Ca⁺² kg⁻¹ * 35 kg m⁻² = 6.817,2 mg Ca⁺².m⁻²

=(2.810,5 *10⁻⁶)/10⁻⁴ (considerando que 1 mg = 10⁻⁶ kg e 1 m² = 10⁻⁴ ha)

=28,11 kg Ca⁺² ha⁻¹

Obs. A densidade aparente utilizada nesses cálculos foi retirada do trabalho de Parron (2004), que estudou a mata do córrego Pitoco.