



CARACTERIZAÇÃO DO SEDIMENTO E DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS EM UMA ÁREA DE DEPOSIÇÃO DE SEDIMENTOS NO RIO PARAÍBA DO SUL (RJ): SUA SIMILARIDADE COM A DINÂMICA DAS ZONAS HIPORRÉICAS

*A. Pezinni Junior, **A. R. C. Ovalle

Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro – Centro de Biociências e Biotecnologia (CBB) – Laboratório de Ciências Ambientais (LCA),
Av. Alberto Lamego, 2000, Pq. Califórnia, CEP: 28.013-602, Campos dos Goytacazes, RJ, Brasil

E-mail: *ajpezzini@yahoo.com.br; **ramon@uenf.br

Recebido em 02/09, aceito para publicação em 07/09

ABSTRACT

The present work aimed to evaluate if a sedimentation area (SA), product of the siltation of the Paraíba do Sul River (PSR) – RJ, presents similar variation of the physical-chemical parameters in relation to hyporheic zones (HZ). Water and sediment samples were collected between August and September of 2006 in a SA in the PSR, aiming to compare the variations in the deep and superficial interstitial water. At the front part of the SA, water samples of the river stream were collected in order to compare the variation of its physical-chemical parameters with the interstitial water. The characterization of the sediment demonstrated predominance of rough and medium sand in the SA. The rear points presented higher percentages of C and N in the riverbed samples and higher C:N rates different from the observed in the front part of the SA, indicating a smaller participation of the phytoplanktonic biomass. The pH (5.6 – 7.5) presented the lower values at the points of the front part of the SA, where there was a clear tendency of higher pH values at the surface. The total alkalinity (0.2 – 2.6 mEq.L⁻¹) presented significant higher values in the most internal points. The Eh values (-218 – 247 mV), reflecting the availability of dissolved oxygen, were lower in the most internal and inferior points of the SA. The decomposition effects, along with the absence of production and less intense gas exchange in the most internal and inferior points, probably are the main causes of the variation in the values of these parameters. The electrical conductivity (70 – 295 $\mu\text{S.cm}^{-1}$) presented the higher values in the internal points. This reflects the soluble ions concentration, being influenced by precipitation and evaporation events. Despite the necessity of a more detailed study, this SA presented a behavior similar to the HZs.

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar se uma área de sedimentação (AS), produto do processo de assoreamento do Rio Paraíba do Sul (RPS) – RJ, apresenta variação dos parâmetros físico-químicos similar às zonas hiporréicas (ZH). Amostras de

sedimento e água foram realizadas entre agosto e setembro de 2006 em uma AS no RPS, objetivando comparar as variações entre a água intersticial de fundo e superfície. A montante da AS, amostras de água do canal fluvial foram coletadas para comparar a variação dos seus indicadores físico-químicos com os da água intersticial. A caracterização do sedimento mostrou predominância de areia grossa e média na AS. Os pontos a jusante apresentaram maiores porcentagens de C e N nas amostras de fundo e maiores razões C:N, oposto ao observado a montante, indicando uma menor participação da biomassa fitoplanctônica. O pH (5,6 – 7,5) apresentou os menores valores nos pontos a montante, e nestes, uma tendência clara com maiores valores de pH na superfície. A alcalinidade total (0,2 – 2,6 mEq.L⁻¹) apresentou valores significativamente maiores nos pontos mais internos. Os valores de Eh (-218 – 247 mV), refletindo a disponibilidade de oxigênio dissolvido, foram menores nos pontos mais internos e inferiores da AS. Os efeitos da decomposição, aliados a ausência de produção e troca gasosa menos intensa nos pontos mais internos e inferiores, provavelmente são os principais responsáveis pela variação nos valores destes parâmetros. A condutividade elétrica (70 – 295 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) apresentou os maiores valores nos pontos internos. Esta reflete a concentração dos íons em solução, sendo influenciada por eventos de precipitação e evaporação. Apesar da necessidade de um estudo mais detalhado, esta AS apresentou comportamento similar ao das ZH.

INTRODUÇÃO

Durante muito tempo acreditou-se que as modificações que se sucediam na água fluvial ou intersticial ocorriam por processos completamente distintos, onde ambos os compartimentos não se influenciavam. Entretanto, na década de 80 foi dada maior atenção à interface entre estes dois ambientes e o leito dos rios passou a ser visto como um mosaico tridimensional onde existem trocas entre a água do canal fluvial e intersticial (Malard *et al.*, 2002).

No canal fluvial a conexão com aquífero subjacente ocorre através de poros que permitem a água do rio entrar em contato com o sedimento e misturar-se com a água intersticial em uma zona de transição (Hancock & Boulton, 2005). A esta região onde ocorrem essas trocas denominou-se de zona hiporréica, que pode ser definida como um ecótono dinâmico de flutuação espacial entre a água do canal e a água intersticial. Nesta região de transição os processos ecológicos, seus produtos e as condições locais são influenciados pelo tamanho da partícula e permeabilidade do substrato, condutividade hidráulica, biota residente, tempo de residência da água intersticial e características físico-químicas da água do rio e dos aquíferos adjacentes. Entretanto não se pode afirmar que apenas a atividade nas zonas hiporréicas e a conexão com o aquífero atuam sobre as características da água do canal fluvial. Somado a isto podemos citar a composição sedimentológica que influencia os processos e características da água durante todo o percurso do rio (Boulton *et al.*, 1998).

As zonas hiporréicas apresentam um modelo de ecótono dinâmico porque a definição dos limites entre estas zonas é complexo. Estas compartilham características com ambos os ambientes, que dependem principalmente da permeabilidade para a troca entre a água do rio e a subjacente (Vanek, 1997; Vervier *et al.*, 1992). Contudo, o sentido em que ocorrem as trocas entre estes dois ambientes depende da vazão do rio. Durante os períodos de baixa vazão o sistema água do canal/água intersticial apresenta uma maior contribuição das águas mais profundas (*upwellings*) ou dos

aquíferos laterais. Mas nos períodos de alta vazão há o predomínio da entrada da água do canal fluvial no sedimento (*downwellings*) que altera o tempo de residência e as características físico-químicas da água intersticial (Stanley & Boulton, 1995).

Estas zonas são componentes essenciais de diversos processos ecológicos dos rios, tais como a ciclagem de nutrientes e o processamento da matéria orgânica. Amonificação, nitrificação e desnitrificação são processos que frequentemente ocorrem logo que a água entra no interstício (Holmes *et al.*, 1994; Jones & Holmes, 1996). Estas transformações que ocorrem no sedimento com o nitrogênio dissolvido, controladas pela disponibilidade de oxigênio, influenciam nas condições da água intersticial que entra em contato com a do canal fluvial, refletindo na sua composição química (Valett *et al.*, 1997; Valett *et al.*, 1994). A concentração dos compostos de fósforo na água intersticial também é afetada pela distribuição do oxigênio. A diminuição na concentração de oxigênio muda a condição redox do ambiente e, subsequentemente, libera o fósforo que estava ligado aos metais como ferro e manganês e o torna novamente disponível (Dahm *et al.*, 1987). Essa diversidade funcional aliada à heterogeneidade intrínseca do sedimento e do biofilme microbiológico permite que processos antagônicos ocorram paralelamente, como desnitrificação (anaeróbio) e nitrificação (aeróbio) (Gieseke *et al.*, 2001).

Menos explorados estão os processos geoquímicos que podem regular a disponibilidade de nitrogênio e fósforo. Sedimentos com alta capacidade de troca catiônica, resultado da sua composição mineralógica e do tamanho das partículas, adsorvem amônio (Triska, 1994) e fósforo inorgânico (Klotz, 1988). A diferença na quantidade da matéria orgânica particulada (MOP) encontrada entre a camada superficial e inferior do sedimento também podem estar influenciando nos processos biológicos atuantes. Redução na atividade e na abundância das bactérias, decréscimos significativos nos potenciais de nitrificação e desnitrificação foram algumas diferenças observadas entre as camadas superior e inferior do sedimento (Fischer *et al.*, 2005).

Muitos dos nutrientes gerados ou produzidos nas zonas hiporréicas promovem a formação de uma região rica em nutrientes nos locais onde a água intersticial emerge no canal fluvial, denominadas de *hotspots* (Hancock & Boulton, 2005). Desta forma, o ambiente torna-se rico em nutrientes que deixam de ser limitantes à produtividade primária (Dent *et al.*, 2000). Similarmente, as extensões laterais da zona hiporréica podem funcionar como importantes barreiras para poluentes agrícolas que possam ser incorporados pelo lençol freático, principalmente nos locais mais pobres em matéria orgânica, impedindo o carreamento excessivo do nitrogênio para os córregos e prevenindo uma eutrofização.

O Brasil apresenta estudos desenvolvidos nesta vertente desde a última década (Storey *et al.*, 1999; Mc Clain *et al.*, 1997; Mc Clain and Richey, 1996), mas estes necessitam de novos trabalhos complementares para uma maior compreensão deste sistema complexo. Isto conferiria um maior entendimento sobre a funcionalidade das zonas hiporréicas, permitindo a inclusão destas zonas nos programas de gerenciamento e estratégias de reabilitação das bacias hidrográficas, os quais ainda são lentos ou inexistentes (Boulton, 2000).

O Rio Paraíba do Sul (RPS) tem sofrido um processo de assoreamento que se intensificou nas últimas décadas o que permitiu um rápido crescimento das áreas afetadas pela sedimentação, principalmente na porção inferior da bacia. Se as áreas

de sedimentação forem locais que apresentem uma dinâmica semelhante às zonas hiporréicas estas não causariam somente alterações físicas, mas também químicas. Assim, o assoreamento causaria não só a diminuição da coluna d'água e a fragmentação do canal fluvial, mas também uma alteração na topografia da interface sedimento-água, sob um novo regime de sedimentação que terá uma importância análoga à das zonas hiporréicas anteriormente existentes, ainda que a dinâmica da área de sedimentação não seja integralmente semelhante à das zonas hiporréicas. Portanto, o objetivo principal deste trabalho foi avaliar se uma área de deposição de sedimento apresenta uma variação dos indicadores físico-químicos similar às zonas hiporréicas, podendo interferir nos processos internos de canal e na hidroquímica do RPS.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A bacia do Rio Paraíba do Sul abrange uma das mais desenvolvidas áreas industriais do país. Esta pode ser dividida em 3 macro-regiões: Alto Paraíba e Médio Paraíba, onde se concentram as maiores indústrias da bacia; e Baixo Paraíba, onde predomina agricultura extensiva, cultivo irrigado de cana de açúcar, arroz, feijão e milho, além de pecuária extensiva que propicia a criação de grandes áreas de pastagens (DNAEE & DBE, 1995).

A área de sedimentação escolhida para amostragem está situada na região do Baixo Paraíba, localizada nas coordenadas 21° 40' 28" S e 41° 07' 14" W (Figura 1). Está a cerca de 25 km da região central da cidade de Campos dos Goytacazes, já no município de São Francisco do Itabapoana. Ao iniciarem-se as coletas em Agosto de 2006 a área emersa depositada era de aproximadamente 32.000 m², sendo que ao final do período de amostragem a área estava completamente submersa devido à elevação da vazão.

Estratégia de amostragem e determinação dos parâmetros físico-químicos

O presente trabalho foi executado entre agosto e novembro de 2006, período que o RPS apresentou as menores vazões deste ano. Os dados de vazão do RPS e precipitação na região de Campos dos Goytacazes fornecidos pelos Laboratórios de Ciências Ambientais (LCA) e de Engenharia Agrícola (LEAG) estabelecidos na UENF, respectivamente, permitiram avaliar se houve associação da variabilidade dos indicadores físico-químicos com esses parâmetros.

Durante o período de amostragem foram realizadas 10 campanhas. Na área de sedimentação amostrada foram marcados dois transectos (Figura 1): no primeiro (1), sentido montante-jusante, estão inseridos oito pontos; no segundo (2), em um plano inclinado ao do transecto 1 partindo do ponto 7, há quatro pontos de coletas. Todos os pontos foram marcados utilizando o Sistema de Posicionamento Global (GPS Garmin 12), assim como a determinação da área do local de sedimentação, sendo os dados analisados pelo laboratório de Geoprocessamento da UENF.

Previamente a instalação dos coletores foi determinado o perfil topográfico utilizado o método da mangueira de nível para verificar as variações topográficas na

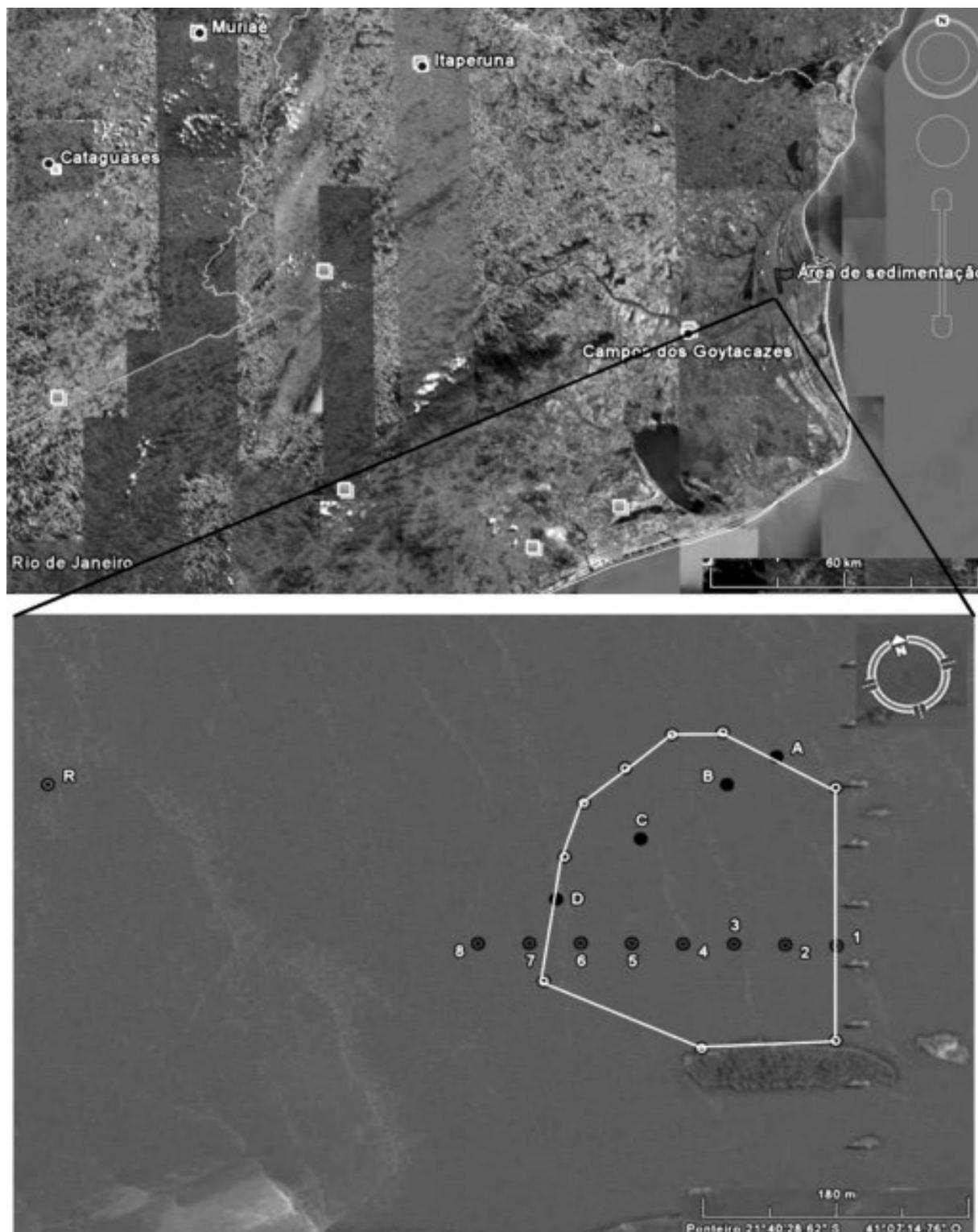


Figura 1: Localização e representação da área de sedimentação amostrada na saída da Bacia do RPS com destaque para os transectos, pontos de coleta e delimitação da área de sedimentação (polígono). No transecto 1 os pontos 1 e 8 e no transecto 2 os pontos A e D estão à jusante-montante, respectivamente. O ponto R representa o local onde foi amostrada a água do canal fluvial do RPS.

área de sedimentação e determinar o melhor tamanho dos coletores a serem instalados em cada ponto. Os coletores utilizados para a amostragem da água intersticial foram tubos de PVC ($\varnothing = 15$ mm) com orifícios ($\varnothing = 4$ mm) nas respectivas profundidades de amostragem (Figura 2). Sobre a região com os orifícios foi fixada uma tela com malha de 1 mm para conter a entrada de sedimento nos coletores. Em cada ponto de coleta

foram instalados 2 coletores objetivando comparar as variações nos indicadores físico-químicos entre a água da superfície e do fundo na área de deposição de sedimentos, e destes com a água do canal fluvial do RPS. O coletor A (horizonte A - fundo), utilizado para retirar amostras de água entre 30 e 50 cm de profundidade; o coletor B (horizonte B - superfície), para amostras de 0 a 20 cm. Nos pontos 2, 3 e 4 no transecto 1 foram instalados coletores maiores: o A para obter amostras entre 80 e 100 cm e o B para obter amostras de 50 a 70 cm. A utilização de coletores maiores foi necessário devido a elevação do perfil topográfico nos pontos acima citados, impossibilitando a obtenção das amostras utilizando os coletores menores.

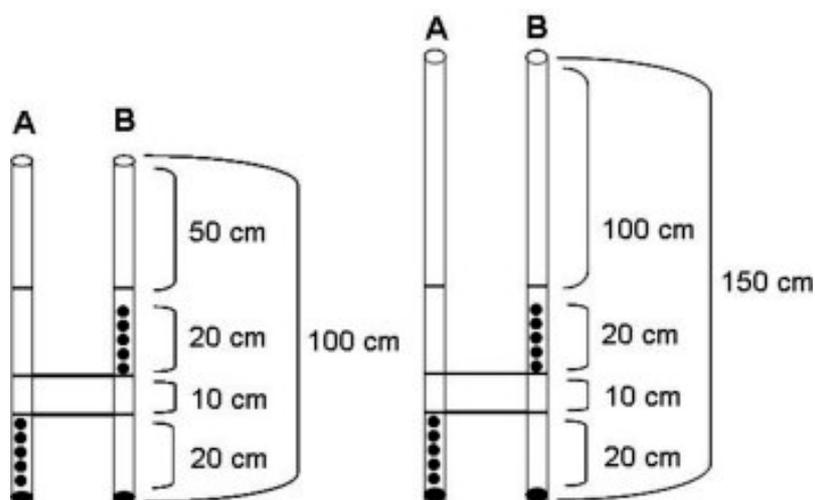


Figura 2: Esquema representativo dos coletores utilizados na área de sedimentação amostrada na saída da Bacia do RPS.

A cada amostragem foram realizadas 2 coletas da água intersticial em cada ponto, um no fundo (coletor A) e outro na superfície (coletor B), totalizando 24 amostras em cada dia de amostragem. Como foram realizadas 10 campanhas era esperada a obtenção de 240 amostras de água intersticial durante todo o período de amostragem. Contudo, com o desaparecimento de parte da área de deposição de sedimento dentro do canal fluvial do RPS com a elevação da vazão, os pontos do transecto B (A a D) não foram amostrados a partir da segunda semana de Outubro. Similarmente, os pontos de 6 a 8 também foram submersos impossibilitando a amostragem. Ainda, os pontos 5, 6 e C deixaram de ser amostrados em alguns dias devido ao nível da água estar abaixo do necessário para ser captado pelo coletor. Desta forma, apenas 195 amostras de água intersticial foram coletadas durante o período de amostragem deste trabalho. Em cada coletor foi determinada a profundidade que se encontrava a água nos pontos de amostragem, utilizando um aparato construído com uma régua estreita de bambú acoplada em uma bóia de isopor. Para amostrar a água, foram utilizadas seringas de 60 mL conectadas a uma mangueira plástica. Contudo, as primeiras 5 alíquotas foram descartadas, permitindo amostrar apenas a água que entrava no coletor naquele instante. Em cada coletor foram retiradas quatro seringas de água, totalizando 240 mL, as quais foram acondicionadas com as pontas vedadas em uma caixa de isopor com gelo até chegar ao laboratório. Finalizando os trabalhos no campo, foi coletada uma amostra de água no canal central do RPS a montante da área de deposição de sedimentos. Os resultados das amostras de água do canal fluvial do RPS foram utilizados para comparações com a intersticial, permitindo avaliar possíveis alterações.

Uma campanha extra foi realizada no mês de Outubro de 2006 com o objetivo de retirar testemunhos para caracterizar o sedimento quanto a granulometria e a

porcentagem de carbono e nitrogênio totais. Para a retirada dos sedimentos foram utilizados tubos de PVC ($\varnothing = 150$ mm). Como parte da área de sedimentação já havia desaparecido isto somente foi possível para o transecto 1. Cinco testemunhos foram retirados junto aos pontos 1, 2, 4, 6 e 8 onde estavam instalados os coletores. A profundidade de cada testemunho foi a mesma dos coletores instalados em cada ponto (1, 6 e 8 - 50 cm; 2 e 4 - 100 cm).

Em todas as coletas foram determinados os parâmetros físico-químicos nas amostras obtidas tanto nos coletores quanto no canal fluvial. *In situ*, foi determinado o Eh utilizando potenciômetro Digimed WTW 330/SET-1. No laboratório as amostras de água foram determinadas por potenciometria, para pH (Digimed WTW 330/SET-1) e condutividade (Digimed WTW LF340-A/SET), e por titulação (Carmouze, 1994), para alcalinidade total (Mettler DL 21).

Acondicionamento e determinação das amostras de sedimento

Os testemunhos foram seccionados em sub-amostras de 10 cm e estas porções foram processadas utilizando peneiras de aço inox 2 mm Granutest para retirar as partículas maiores e homogeneizar as amostras. Cerca de 10 g de cada secção foi acondicionada em saco plástico identificado, sendo estes conservados em freezer para a posterior determinação granulométrica. O restante foi peneirado a úmido com água destilada em peneiras de aço inox 63 μm Granutest. Em seguida, as sub-amostras do sedimento foram secas em estufa de fluxo a 40°C por 24h e homogeneizadas utilizando pistilo e grau e acondicionadas em frascos de polietileno.

A determinação de carbono e nitrogênio totais nas amostras do sedimento foi realizada na fração menor que 63 μm utilizando o equipamento *Series II CHNS/O Analyser 2400* da Perking Elmer, método já conhecido na literatura (Matejovic, 1996). As determinações foram feitas em duplicatas (CV <5%), sendo o resultado expresso em porcentagens de carbono e nitrogênio totais. A partir destes parâmetros também foi possível determinar a razão C:N nas sub-amostras.

A determinação granulométrica foi realizada em sedimento úmido utilizando o analisador de partículas com difração a laser Sald-3101 Shimadzu, utilizando uma escala granulométrica simplificada do *Massachusetts Institut of Technology* (MIT).

Análise dos dados

A análise estatística foi realizada utilizando o programa R-system (*The R Foundation for Statistical Computing, R Version 2.2.1, Copyright 2005*). Uma análise exploratória dos dados foi realizada utilizando *boxplot* indicando valores máximos, mínimos, quartis superior e inferior, mediana e seu limite de confiança. O limite de confiança da mediana está representado através de chanfraduras nos *boxplots*, sendo considerado um teste gráfico eficiente para determinar a significância dos resultados. O objetivo de utilizar valores medianos e seus limites de confiança para realizar a comparação entre os parâmetros físico-químicos determinados na água intersticial e no canal fluvial foi avaliar a dinâmica da área de sedimentação durante o período de amostragem como um todo. Como o volume de resultados foi elevado, comparar a flutuação das variáveis de todos os pontos com o canal fluvial do RPS a cada dia de amostragem dificultaria uma análise mais detalhada dos padrões observados neste trabalho.

RESULTADOS

A distribuição granulométrica (Figura 3) demonstrou que cerca de 70% das amostras de sedimento apresentaram como fração predominante a areia grossa (49 a 90%). Nas outras, a fração predominante foi caracterizada como areia média (50 a 82%), principalmente no ponto 4 e nas secções mais inferiores dos pontos 6 e 8. Mas, em todas as amostras as frações de areia fina (= 5%), silte (< 1% apenas em duas amostras e nd nas demais) e argila (nd) foram insignificantes se comparadas às demais frações.

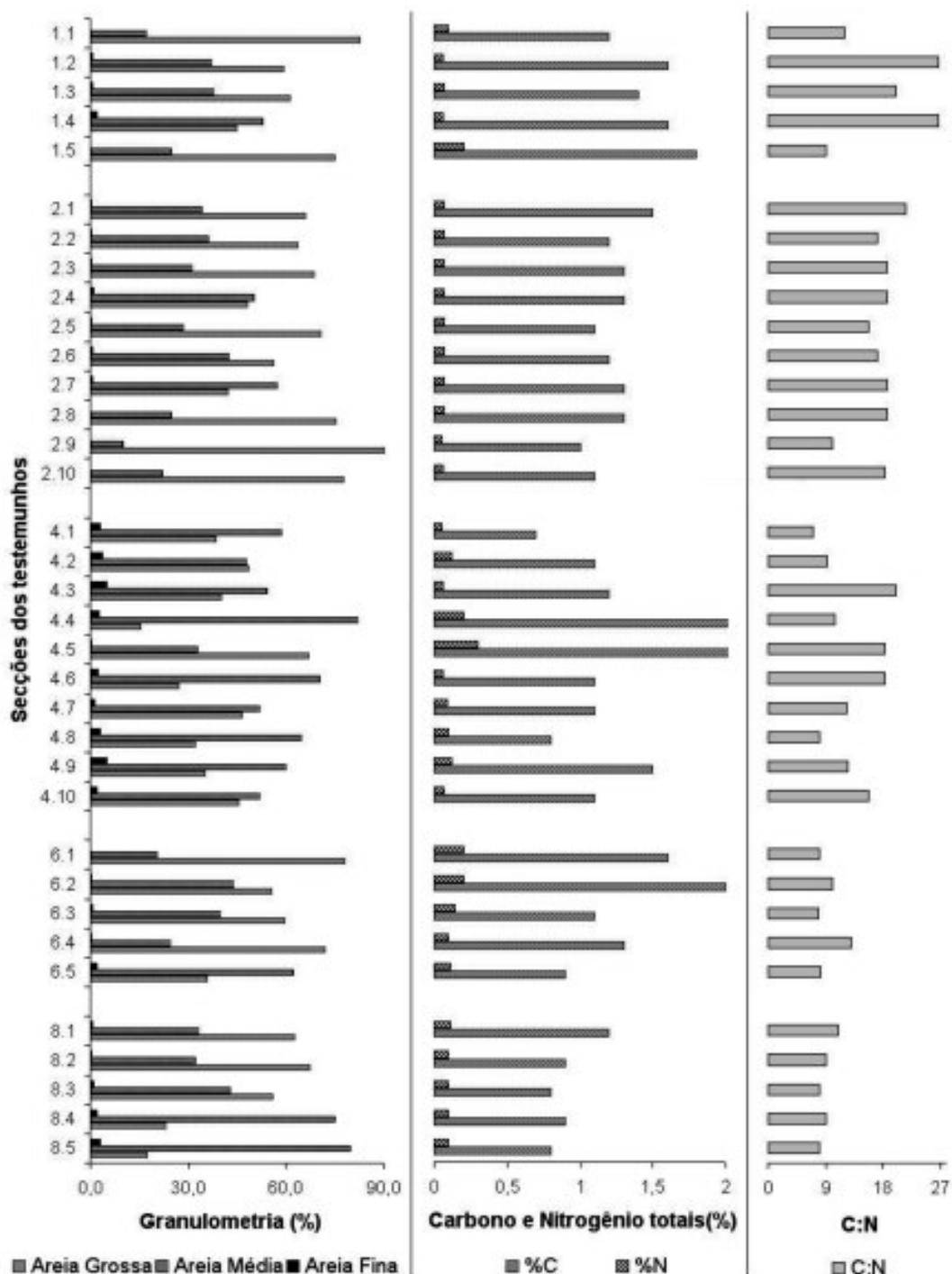


Figura 3: Distribuição granulométrica, porcentagem de carbono e nitrogênio totais e razão C:N na área de sedimentação amostrada na saída da Bacia do RPS. Os n^{os}. 1, 2, 4, 6 e 8 representam os pontos no transecto 1 onde foram retirados os testemunhos. Os n^{os}. de n.1 a n.10 representam as secções de cada testemunho (de 10 em 10 cm), onde o n^o. 1 corresponde à secção de 0-10 cm, o n^o. 5 de 40-50 cm e o n^o. 10 de 90-100 cm.

As concentrações de carbono e nitrogênio totais variaram entre 0,7 e 2,0% e = 0,2%, respectivamente, e a razão C:N entre 7,0 e 26,7. (Figura 3). Apenas a sub-amostra 4.5 apresentou uma concentração maior que todas as demais, tanto de carbono total (5,5%) quanto de nitrogênio total (0,3%), mas a razão C:N não foi a maior observada. A distribuição destes elementos também variou entre os pontos 1, a jusante, e 6 e 8, a montante. Os pontos a montante, que foram frequentemente inundados, apresentaram um aumento da composição de C e N totais nas sub-amostras superficiais. Já no ponto 1 ocorreu o oposto, houve um aumento destes compostos nas sub-amostras de fundo. Os pontos 6 e 8 também apresentaram as menores razões C:N observadas entre os pontos amostrados.

O perfil topográfico determinado no transecto 1 (Figura 4) variou de 0 a 59 cm do ponto 8 para o ponto 2, respectivamente. Nas figuras 4 e 5 pode ser observada a flutuação do nível da água dentro dos coletores (H) entre agosto e outubro. A variação foi de -70 a 40 cm, apresentando um padrão onde os pontos internos no transecto 1 apresentaram os valores mais baixos, aumentando no sentido jusante-montante. Como já mencionado anteriormente, os pontos mais externos a montante (6 a 8) estiveram por vezes submersos, não sendo possível realizar sua amostragem. Assim, os maiores níveis da água foram registrados no ponto 5, justamente nos dias em que não foi possível realizar a amostragem destes pontos. Isto também é válido para os pontos do transecto 2 os quais desapareceram, juntamente com essa parte da área de sedimentação, a partir da segunda quinzena de outubro.

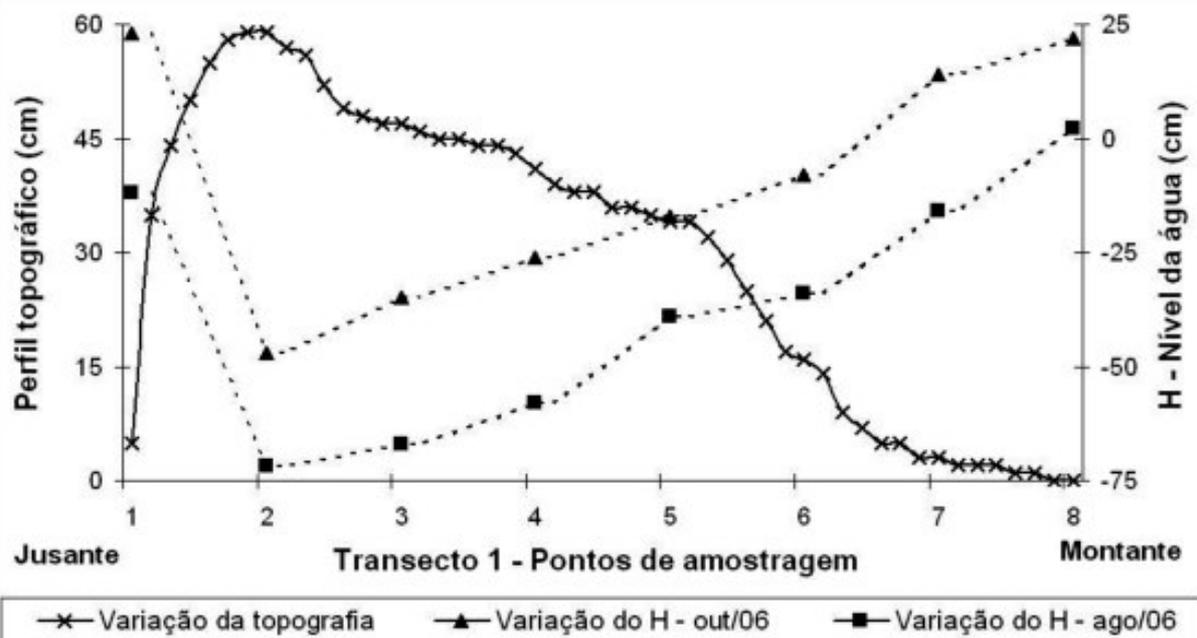


Figura 4: Esquema representativo do perfil topográfico e das variações do nível da água (H) nos pontos de amostragem do transecto 1 na área de sedimentação amostrada na saída da Bacia do RPS. Os resultados de H representam os valores mínimos (agosto/06) e máximos (outubro/06) observados nos dias em que foi possível amostrar todos os pontos.

Na tabela 1 são listados os números de observações, os valores mínimos, máximos, médios aritméticas, medianos e desvios padrões das variáveis amostradas na área de deposição de sedimento na saída da Bacia do Rio Paraíba do Sul.

Os valores de pH encontrados na água intersticiais (Figura 6) variaram entre 5,6 e 7,5 e em todos os pontos foram significativamente diferentes dos observados na água do canal do RPS. Apesar da maior parte dos valores do pH estarem próximos da

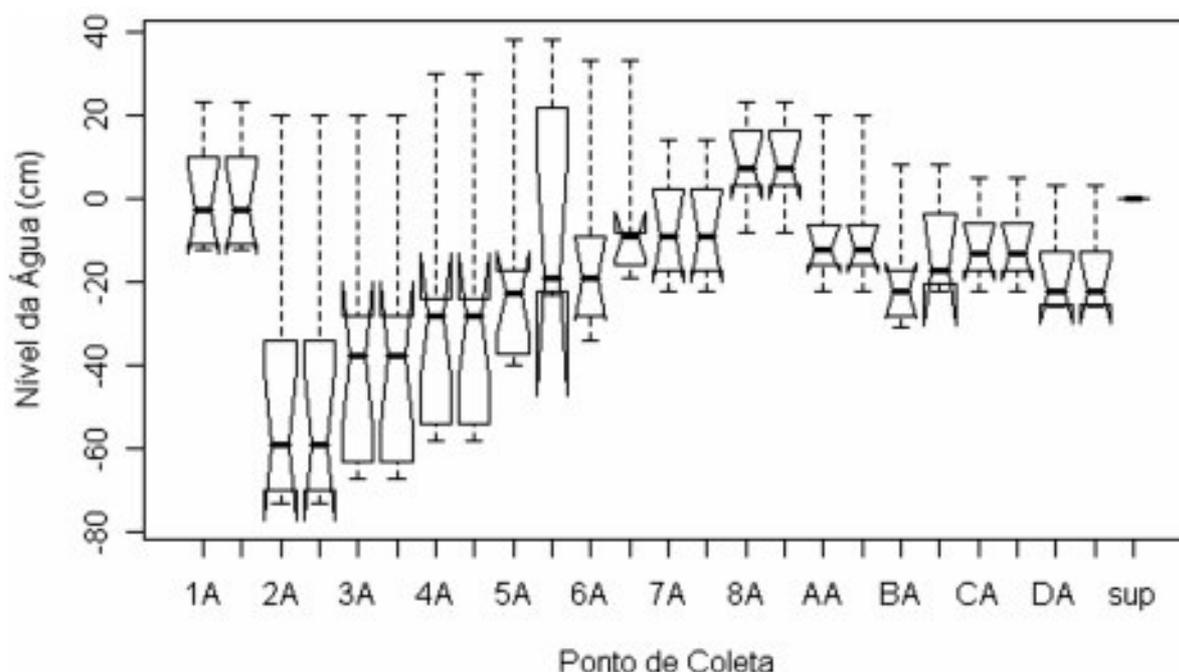


Figura 5: *Boxplot* indicando os valores máximos, mínimos, intervalo interquartil, mediana e seu limite de confiança (chanfradura) para o nível da água (H) na área de sedimentação amostrada e no canal fluvial na saída da Bacia do RPS. Os pontos de coleta (1 a 8; A a D) nas diferentes profundidades (A - 30 a 50 ou 80 a 100 cm; B - 0 a 20 ou 50 a 70 cm) comparativamente com os valores obtidos da água do canal fluvial (sup).

Tabela 1: Número de observações (n), valores mínimos (Mín.) e máximos (Máx.), médias aritméticas (MA), medianas (Med.), desvios padrão (SD) e unidades (Unid.) das variáveis determinadas na área de sedimentação amostrada na saída da Bacia do RPS, incluindo a variação para cada um destes parâmetros na água do canal fluvial do RPS.

Variáveis	n	Mín.	Máx.	MA	Med.	SD	RPS*	Unid.
pH	195	5,6	7,5	6,8	6,8	0,2	7,3 - 8,8	-
Eh	195	- 218	247	52	63	114	170 - 268	mV
Cond. elétrica	195	70	295	120	95	58	72 - 92	$\mu\text{S.cm}^{-1}$
Alcal. total	195	0,2	2,6	0,7	0,5	0,6	0,3 - 0,4	mEq.L^{-1}

*Resultados da água do canal fluvial do RPS.

neutralidade, os pontos de 5 a 8 e D apresentaram pH mais ácido que os demais. Ainda, foi possível observar que as estações 1, 5, 6, 7, 8 e D mostraram uma tendência clara com maiores níveis de pH no horizonte B, enquanto o oposto foi observado para os pontos 3, 4 e B, sendo esta diferença significativa nos pontos de 3 a 6 e B e D.

A partir das amostragens foi possível constatar o que já era esperado, os valores de Eh na área de deposição de sedimento (Figura 7) foram significativamente diferentes dos encontrados para a água do canal fluvial do RPS, apresentando uma faixa de variação entre -218 a 247 mV. Esta ainda foi a variável que apresentou o maior desvio padrão e amplitude de variação dos resultados. Também pôde ser observada uma tendência de que os valores de Eh dos pontos mais internos sejam menores que os externos, no sentido jusante-montante na área de deposição do sedimento. Outro resultado esperado foi uma tendência dos valores do Eh serem menores nos coletores A em relação à B, sendo a diferença significativa para os pontos 1, 2, 5, A e B.

A condutividade elétrica (Figura 8) variou entre 70 e 295 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ durante o período

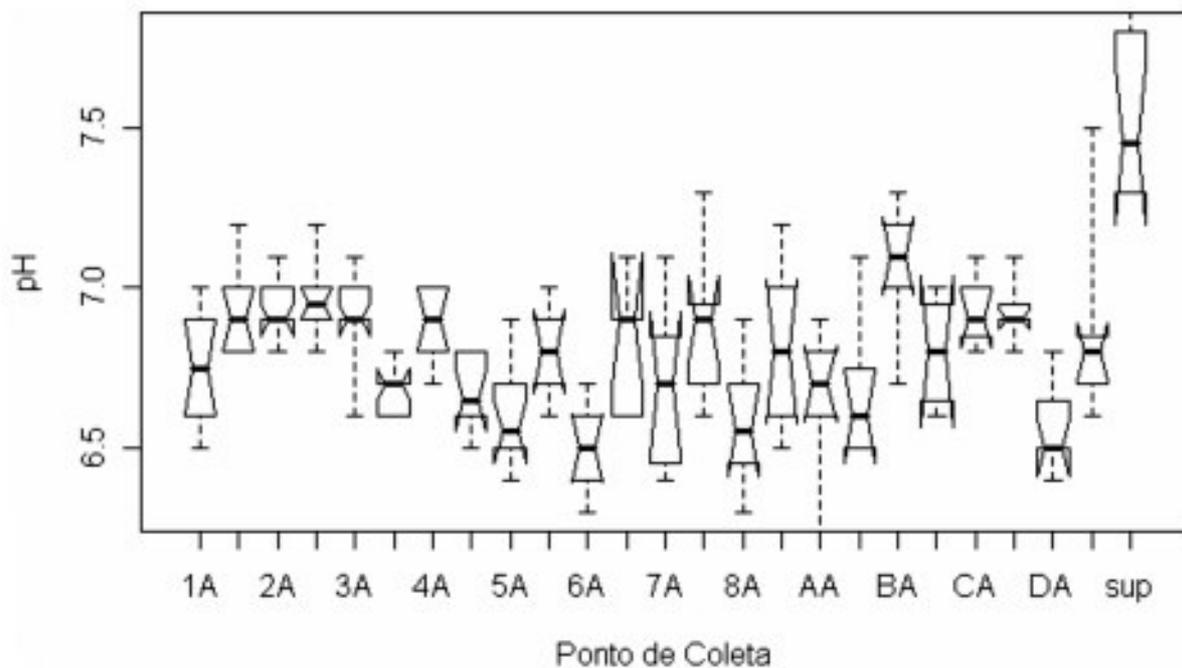


Figura 6: *Boxplot* indicando os valores máximos, mínimos, intervalo interquartil, mediana e seu limite de confiança (chanfradura) para o pH na área de sedimentação amostrada e no canal fluvial na saída da Bacia do RPS. Os pontos de coleta (1 a 8; A a D) nas diferentes profundidades (A - 30 a 50 ou 80 a 100 cm; B - 0 a 20 ou 50 a 70 cm) comparativamente com os valores obtidos da água do canal fluvial (sup).

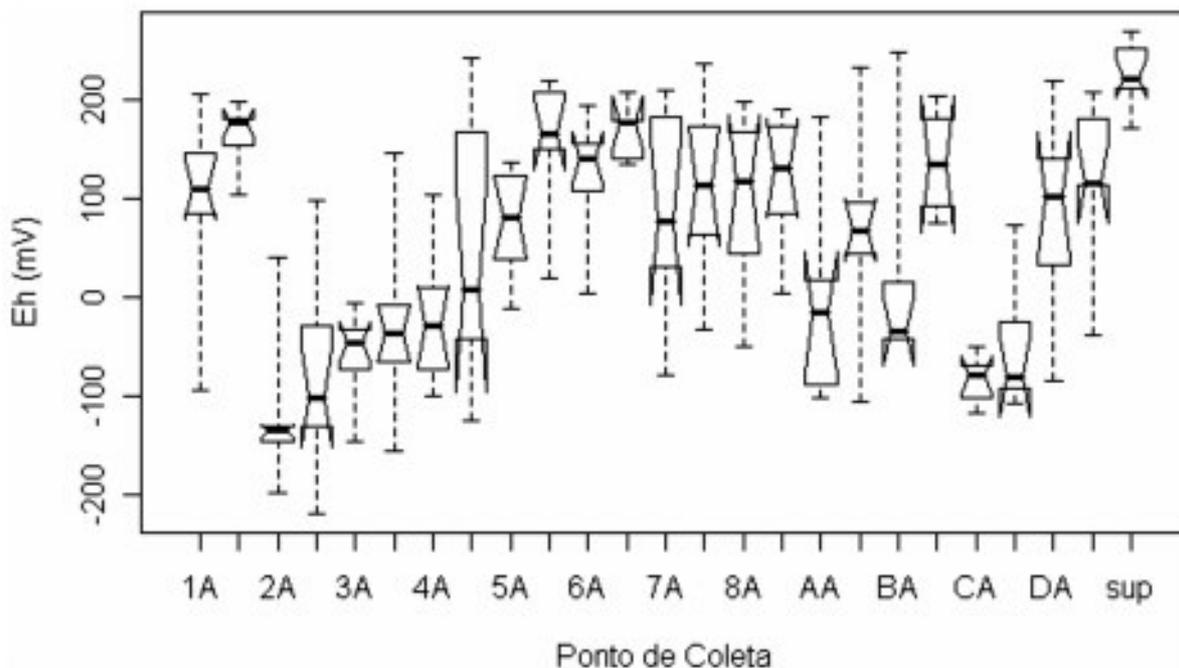


Figura 7: *Boxplot* indicando os valores máximos, mínimos, intervalo interquartil, mediana e seu limite de confiança (chanfradura) para Eh na área de sedimentação amostrada e no canal fluvial na saída da Bacia do RPS. Os pontos de coleta (1 a 8; A a D) nas diferentes profundidades (A - 30 a 50 ou 80 a 100 cm; B - 0 a 20 ou 50 a 70 cm) comparativamente com os valores obtidos da água do canal fluvial (sup).

de amostragem, sendo que a maior parte dos pontos da área de sedimentação (2 a 4; 6A e 7; A a C) apresentou valores maiores e significativamente diferentes dos encontrados na água do canal fluvial. A amplitude da variação entre as diferentes profundidades dos pontos no interior da região de deposição (2 a 6; C) também foi maior que nos demais. Ainda foi possível constatar que há uma diferença significativa

deste parâmetro nos pontos 2, 3, 6, 8 e B entre superfície (Coletor B), com as menores concentrações, e fundo (Coletor A).

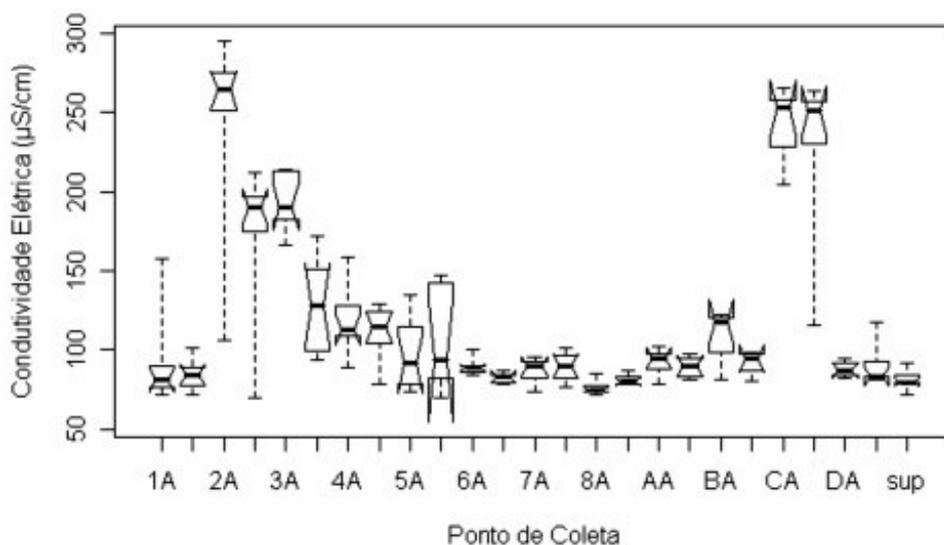


Figura 8: *Boxplot* indicando os valores máximos, mínimos, intervalo interquartil, mediana e seu limite de confiança (chanfradura) para condutividade elétrica na área de sedimentação amostrada e no canal fluvial na saída da Bacia do RPS. Os pontos de coleta (1 a 8; A a D) nas diferentes profundidades (A - 30 a 50 ou 80 a 100 cm; B - 0 a 20 ou 50 a 70 cm) comparativamente com os valores obtidos da água do canal fluvial (sup).

A alcalinidade total (Figura 9) apresentou um comportamento semelhante ao observado para a condutividade ($0,2$ a $2,6$ mEq.L^{-1}). Em alguns dos pontos amostrados (2 a 4; 6; 7B; A; BA; C) houve uma diferença significativa deste parâmetro na água intersticial em relação à do canal principal do RPS. A variação entre as amostras obtidas pelos coletores em diferentes profundidades também foi maior para os pontos mais internos (2 a 5; B e C). Todavia, os pontos 2, 3, 4, A e B apresentaram uma diferença significativa na alcalinidade total da camada A para B, onde foram obtidos os menores valores.

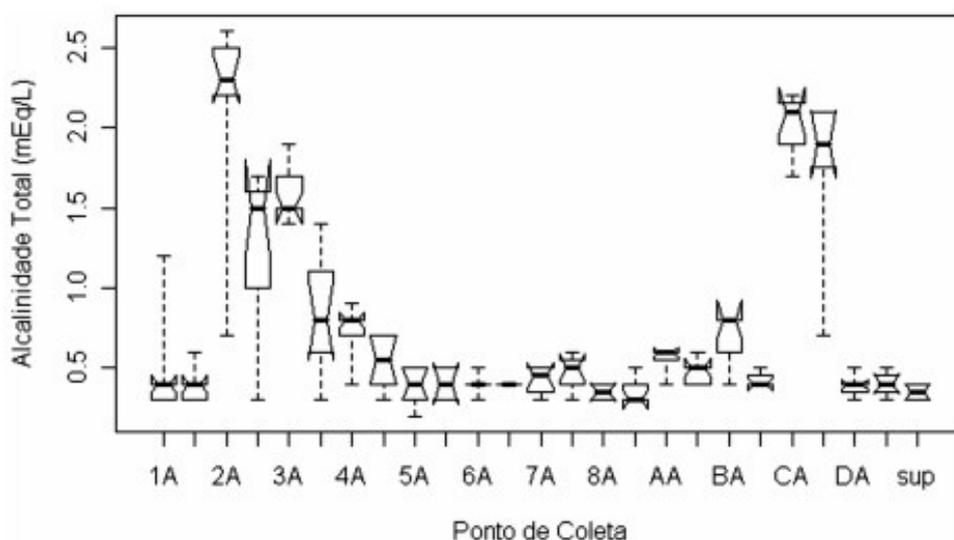


Figura 9: *Boxplot* indicando os valores máximos, mínimos, intervalo interquartil, mediana e seu limite de confiança (chanfradura) para alcalinidade total na área de sedimentação amostrada e no canal fluvial na saída da Bacia do RPS. Os pontos de coleta (1 a 8; A a D) nas diferentes profundidades (A - 30 a 50 ou 80 a 100 cm; B - 0 a 20 ou 50 a 70 cm) comparativamente com os valores obtidos da água do canal fluvial (sup).

Variação Temporal

A figura 10 demonstra a variação temporal dos parâmetros físico-químicos determinados no ponto 2 da área de sedimentação, sendo este representativo para os demais pontos. A flutuação da vazão, da precipitação e dos indicadores físico-químicos na água do canal fluvial também foi apresentada para avaliar sua interferência na área de sedimentação. Nesta figura a condutividade elétrica não está representada porque apresentou o mesmo padrão de variação da alcalinidade total, tomada então como referência.

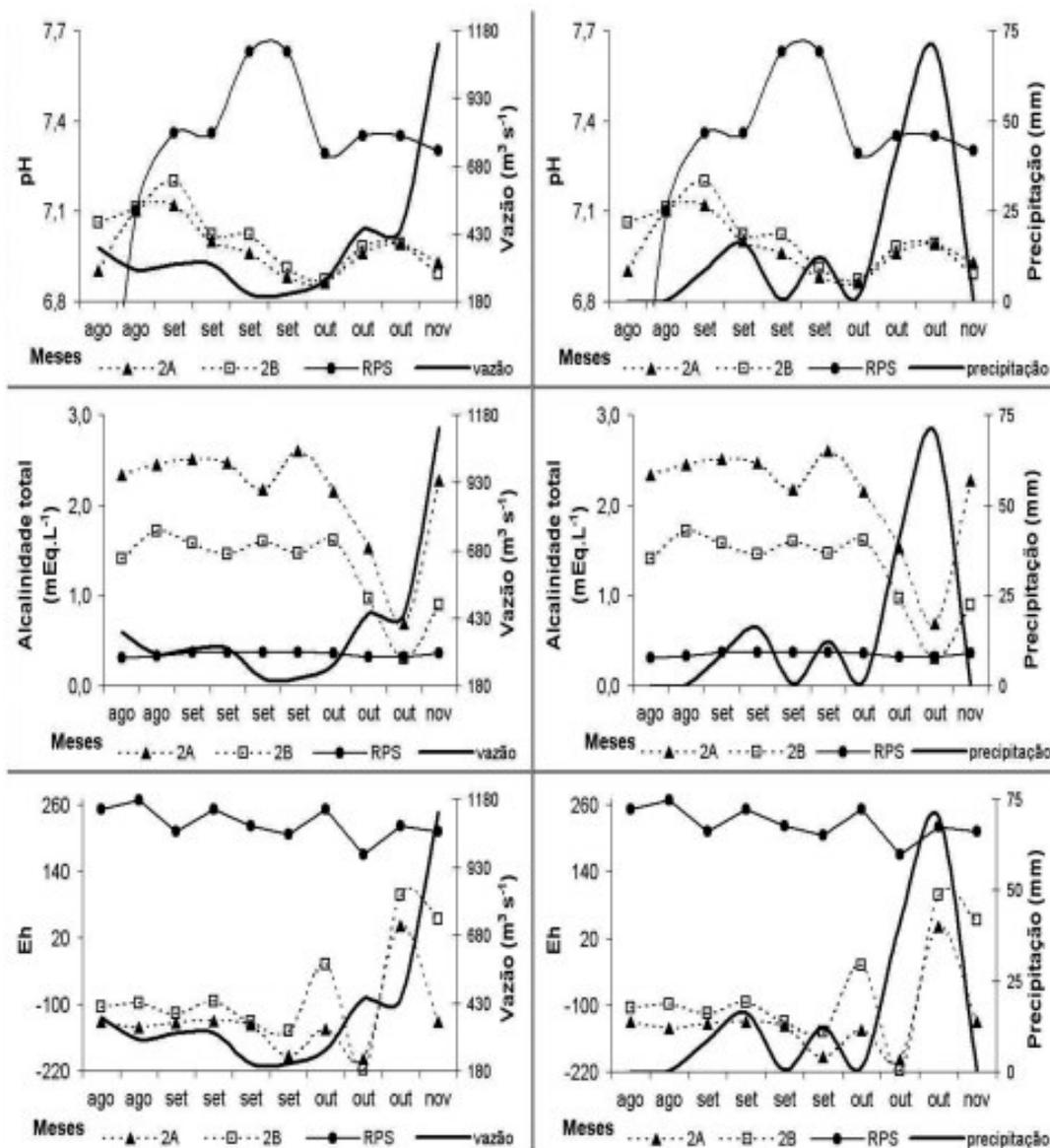


Figura 10: Variação temporal dos valores de pH, alcalinidade total e Eh na área de sedimentação estudada, ponto de amostragem 2 – fundo (A) e superfície (B) – na saída da bacia do RPS entre agosto e novembro de 2008. Também estão representadas as flutuações da vazão, precipitação e destes parâmetros físico-químicos na água do canal fluvial.

Em todas as variáveis determinadas não houve uma relação direta entre a variação dos parâmetros físico-químicos na água intersticial e no canal fluvial (Figura 10). O mesmo foi observado entre a variação da vazão e da precipitação com a flutuação das variáveis determinadas na área de sedimentação, exceto nos meses de outubro e novembro de 2006 para alcalinidade total, condutividade elétrica e Eh. A disparidade

entre os valores de precipitação e vazão durante o mês de novembro deveu-se ao fato dos dados daquele parâmetro serem obtidos em uma estação meteorológica localizada em Campos dos Goytacazes. Assim, estes resultados representam a precipitação ocorrida na região, diferentemente dos dados da vazão que refletem a precipitação em toda bacia de drenagem.

Alcalinidade total e condutividade elétrica apresentaram o mesmo padrão. Em outubro, com o aumento da precipitação houve a diminuição de seus valores na água intersticial. Contudo, em novembro com a diminuição da precipitação e o aumento da vazão, novamente seus valores aumentaram.

Para o Eh foi observado o inverso, enquanto aumentava a precipitação seus valores aumentavam. Porém, não houve um aumento gradual conforme o aumento da pluviosidade, mas sim repentino com o pico da precipitação. No entanto, seus valores decresceram com a diminuição da pluviosidade e aumento da vazão.

DISCUSSÃO

Caracterização do sedimento

A porção inferior do RPS pode ser caracterizada por áreas de baixada dominando a paisagem. Esta característica é importante para entender o porquê da formação de inúmeras áreas de deposição de sedimentos durante a estação seca. Áreas de baixada apresentam rios com fluxos de menor energia cinética, comprometendo o transporte das partículas dentro do seu canal fluvial (Souza & Knoppers, 2003). Então, as frações do sedimento com maior densidade apresentam dificuldade para serem carregadas pela água e acabam se acumulando em regiões onde a força da água não mais é suficiente para movê-las. Sendo assim, as partículas vão se agrupando cada vez mais à medida que a vazão vai diminuindo, formando áreas de sedimentação dentro do canal fluvial de um rio. Estes processos são intensificados devido às pressões antrópicas acelerarem o processo de assoreamento dos rios. A remoção de matas ciliares e de topo de morro, durante o uso e ocupação do solo, é responsável pelo aumento do processo de erosão e escoamento superficial, intensificando a entrada de sedimento e nutrientes no canal (Billen *et al.*, 1999). Ao contrário, as barragens retêm e transformam o material transportado, além de diminuir a energia natural das descargas de água e material associado (Halim, 1991). Somados, fatores naturais e antrópicos, seriam os responsáveis pelo assoreamento do RPS.

Na área de sedimentação não houve um padrão definido na distribuição granulométrica entre os pontos amostrados (Figura 3). A areia grossa foi a fração mais abundante em 70% das amostras, seguida de areia média (30%). As frações de areia fina e silte apresentaram valores insignificantes, mas a argila se quer foi detectada pelo procedimento utilizado. Este resultado já era esperado, pois como as partículas classificadas como areias média e grossa apresentaram maior densidade se comparadas com as demais elas seriam as primeiras a se depositarem (Drever, 1982). Assim, as frações mais finas e leves foram carregadas pela água enquanto que as mais grossas e pesadas se depositaram no leito do RPS.

A partir da composição granulométrica foi possível prever que as porcentagens

de carbono e nitrogênio não seriam elevadas. As frações de silte e argila, que apresentam maior capacidade de adsorção de nutrientes (Bergasmachi *et al.*, 1997; Keil *et al.*, 1998), não foram representativas nas amostras de sedimento coletadas. Os valores encontrados confirmam 2,1% e 0,2% para carbono e nitrogênio totais, respectivamente, e se assemelham aos observados em outro trabalho para a mesma fração granulométrica (Bergasmachi *et al.*, 1997). Apenas o ponto 4.5 apresentou porcentagens de C e N totais maior que os demais (5,5% e 0,3%, respectivamente). Este maior aporte não explicado pela granulometria pode ser devido à mistura de fontes terrestres e fitoplantônicas, como sugerido pela razão C:N (18,3) desta sub-amostra. Um estudo realizado por Figueiredo (1999) também no RPS encontrou valores similares aos observados neste trabalho para C, N e razão C:N em uma ilha inundável. Nas amostras de superfície a média de variação foi de 2,0% para C, 0,1% para N e 22,1 para razão C:N, enquanto que nas amostras de fundo a média de variação foi de 3,3%, 0,3% e 13,7, respectivamente.

No sedimento, C e N totais (Figura 3) ainda apresentaram uma tendência na variação entre os pontos de amostragem. No ponto 1, a jusante, as porcentagens de C e N foram maiores nas amostras de fundo, enquanto que nos pontos 6 e 8, a montante, suas concentrações foram maiores nas amostras de superfície. Os pontos a montante também apresentaram as menores razões C:N observadas. O aumento nas concentrações de C e N na superfície do sedimento nos pontos 6 e 8 estão relacionados à participação da biomassa fitoplanctônica. Durante o período de baixa vazão há uma relação estreita entre o fitoplâncton e aumento do carbono e nitrogênio nos sedimentos fluviais transportados, sendo esta interpretação corroborada pela queda na razão C:N (Figueiredo, 1999). No entanto, períodos de vazão elevada coincidem com o transporte de solos erodidos, em geral pobres em N e, conseqüentemente, com razão C:N elevada (McDowell & Asbury, 1994). Estas premissas confirmam a hipótese de que os eventos de sedimentação a montante da área de estudo ocorreram durante o período de baixa vazão, confirmando que esta foi depositada recentemente.

Variáveis físico-químicas

Comparando as variações do nível da água nos pontos de amostragem com o perfil topográfico (Figura 5), percebe-se que ambas variaram de forma inversa. À medida que nos aproximamos dos pontos mais centrais, no sentido montante-jusante, o nível da água tornou-se menor dentro dos coletores enquanto que a topografia da área de deposição tornou-se mais elevada. Isto explica porque os menores níveis de água foram encontrados nos pontos 2, 3 e 4, justificando a instalação dos coletores de 100 cm, os quais permitiram a coleta da água intersticial nestes locais. A observação da área de amostragem e do perfil topográfico, também permitiu constatar que, provavelmente, os sedimentos foram depositados primeiro à jusante da área estudada, formando uma porção mais elevada e estável, ainda sem a cobertura vegetal característica de áreas de sedimentação mais antigas, corroborando com os resultados da razão C:N mencionados acima. A topografia da porção a montante da área de sedimentação também esclarece o fato da impossibilidade de retirar a água intersticial dos coletores nos pontos de 6 a 8 em alguns dias de amostragem. Durante o período em que houve o aumento do nível da água no RPS estes foram os pontos que ficaram submersos, impedindo que as coletas fossem efetuadas. A menor quantidade de amostras coletadas associada a flutuações extremas em alguns pontos explica o fato de uma maior variância no intervalo de confiança da mediana e intervalo interquartil para alguns parâmetros. Observando a figura 7 ressalta-se que todos os pontos apresentaram valores medianos

de Eh significativamente menores que os encontrados para a água do canal central do RPS, apesar da elevada variância dos resultados. Visto que a coluna sedimentar está em um ambiente que não favorece os processos fotossintéticos (ausência de luz), mas sim os de degradação, o oxigênio dissolvido (OD) passa a ser consumido (Esteves, 1998), resultando na diminuição do Eh. Comparando os resultados do Eh entre as amostras de água intersticial percebe-se que decresceram com a profundidade e nos pontos mais interiores da área de sedimentação, podendo ser explicados por alguns fatores. No primeiro caso, refere-se ao fato da camada superior da água intersticial estar em contato direto como o ar, facilitando a difusão das moléculas deste para o meio aquoso. Também, há indícios de que os processos de decomposição são mais intensos nas camadas mais inferiores do sedimento, como será visto mais adiante. O segundo, possivelmente, é o menor tempo de residência da água nos pontos mais externos da área de sedimentação, sendo constantemente renovados pela água do canal principal do RPS saturada em OD.

Apesar dos menores valores de Eh serem obtidos nos pontos com maior profundidade (2 e 3), essa não foi a regra. No ponto 4, com profundidade similar aos pontos 2 e 3, os valores de Eh no horizonte A (fundo) foram similares aos obtidos nos pontos de A a C, onde os coletores foram menores. Entretanto, o valor deste parâmetro foi maior no horizonte B (superfície) nos coletores menores. Isto pode ser um indicativo de que apesar da diferença de profundidade os processos metabólicos internos podem estar ocorrendo em intensidades similares. A diferença está apenas na difusão do oxigênio que pode ser maior nos pontos onde a camada mais superior do sedimento está saturada de água.

O Eh ainda é um indicativo do tipo de metabolismo que está predominando no local de amostragem. Valores de Eh negativos indicam a ausência de OD, predominando o metabolismo anaeróbico, enquanto que o positivo indica presença de OD, predominando o metabolismo aeróbico. Ou seja, a disponibilidade de OD na coluna sedimentar, neste caso, representada pelo Eh, vai influenciar diretamente no tipo de metabolismo que ocorre no ambiente. A decomposição da matéria orgânica e o consumo de oxigênio pelos organismos aeróbios residentes aliados ao processo lento de renovação da água intersticial promovem a redução nas concentrações de OD, que são mais acentuadas nas camadas inferiores à superfície e nos pontos internos da área de sedimentação. Como consequência desta alteração, o tipo de metabolismo microbiano predominante no sedimento é modificado, passando de aeróbico para anaeróbico. Somente nas camadas oxidadas do sedimento existem microrganismos cujo metabolismo é aeróbico (Patrick, 1982). Na ausência de OD a decomposição anaeróbica da MO ocorre de forma menos eficiente e mais lenta porque um grupo menor e menos eficiente de bactérias realizam essa função nestas condições (Baker *et al.*, 2000). Enquanto os microrganismos aeróbios crescem na presença de oxigênio molecular livre e possuem alta eficiência energética, os microrganismos anaeróbios facultativos possuem como receptor final de elétrons outros elementos oxidados presente no sedimento (Ponnanperuma, 1972). Isso faz com que possuam menor eficiência energética e menor capacidade de decomposição da MO, favorecendo seu acúmulo neste ambiente. Os principais compostos oxidados utilizados pelos microrganismos anaeróbios são nitrato, óxidos de manganês, óxidos de ferro, sulfatos e compostos de carbono orgânico, entre outros, que são reduzidos a nitrogênio molecular livre (N_2), Mn^{2+} , Fe^{2+} , sulfetos e metano, respectivamente (Bartlett & James, 1993; Ponnanperuma, 1972). Assim, baseado nos valores encontrados de Eh na área estudada (Figura 9) e nos valores aproximados do potencial redox necessários para a

redução dos compostos de nitrogênio, carbono e enxofre (Esteves, 1998), pode-se dizer que este ambiente estava propício à redução destes compostos.

Apesar dos processos metabólicos apresentarem uma contribuição considerável para as variações do Eh, eventos de precipitação podem influenciar na sua dinâmica, como observado na figura 10. A entrada da água pluvial rica em oxigênio aumenta a concentração deste na água intersticial e, conseqüentemente, aumenta o Eh a ponto de torná-lo positivo. No entanto, cessada a entrada desta fonte, novamente seus valores diminuem e tornam-se negativos novamente.

Os valores de pH (Figura 6) corroboraram com os resultados obtidos para o Eh. Os resultados observados na água do canal do RPS foram significativamente maiores que os encontrados na água intersticial, indicando uma acidificação do meio ocasionada pelos processos de decomposição da matéria orgânica (MO). Segundo Figueiredo (1999), a decomposição da MO em ambientes oxidantes altera o pH, promovendo a liberação de gás carbônico que, reagindo com a água, forma ácido carbônico (H_2CO_3). A ionização deste ácido permite a formação dos íons bicarbonato (HCO_3^-) e hidrogênio (H^+), causando o declínio do pH. As variações do pH não apresentaram equivalência quantitativa com a amostragem realizada na zona hiporréica em um trabalho desenvolvido em um outro rio (Stanley e Boulton, 1995). Todavia, em ambos foi possível identificar uma redução nos valores deste parâmetro nas amostras da água intersticial em relação a do RPS.

A alcalinidade total pode ser definida como a capacidade que um sistema aquoso apresenta de tamponar a ação de compostos ácidos. A variação nos seus valores depende da concentração de íons carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos que podem ser originados da atmosfera, precipitação, intemperismo, respiração e decomposição (Esteves, 1998). A melhor forma de representá-la seria através da seguinte equação (Eshleman & Hermond, 1988):

$$\text{Alcalinidade total} = [HCO_3^-] + 2.[CO_3^{2-}] + [OH^-] - [H^+].$$

Os resultados encontrados para a flutuação da alcalinidade total (Figura 9) indicam que os maiores valores estão associados aos menores de Eh. Nestes pontos as atividades de decomposição seriam mais intensas, como já descritas anteriormente, assemelhando aos processos que ocorrem nas zonas hiporréicas. É provável que a liberação de CO_2 seja um dos responsáveis pelo aumento da concentração das outras formas de carbono inorgânico em solução, tendo influência direta sobre a alcalinidade total. Os pontos mais internos (2, 3 4 e C) estão associados aos menores valores de Eh, onde também foram observados os maiores valores de alcalinidade total. Comparando os horizontes A (fundo) e B (superfície) nestes pontos também se percebe que as camadas mais profundas apresentaram o mesmo padrão, alcalinidade total elevada e baixos valores de Eh. Possivelmente, a decomposição anaeróbia da matéria orgânica aconteceu mais intensamente nos pontos e nas camadas mais inferiores do sedimento. Como a composição mineralógica da bacia do RPS não inclui rochas ricas em carbonato (RADAMBRASIL, 1983), é pouco provável que o intemperismo seja também responsável pelos valores elevados da alcalinidade total. Porém, eventos de precipitação também promoveram alterações pontuais nos valores deste indicador (Figura 10). A entrada de água fluvial promoveria a diluição dos íons e, conseqüentemente, a diminuição da alcalinidade total. Provavelmente, o oposto deve ocorrer com a intensificação dos processos de evaporação como será discutido mais a diante.

Como indicador da quantidade de íons em solução, a condutividade elétrica (Figura 8) refletiu o padrão apresentado pela alcalinidade total. Nos pontos mais interiores os valores destes 2 parâmetros foram mais elevados, sugerindo que as concentrações dos íons carbonato, bicarbonato e hidróxidos influenciam diretamente os valores da condutividade. Os altos valores deste parâmetro podem estar relacionados à liberação de íons provenientes da mineralização da matéria orgânica. Contudo, alterações causadas devido à precipitação e evaporação também podem ter influenciado nos seus resultados. Como descrito por de Souza *et al.* (2006), a água originada de eventos de precipitação apresenta características às vezes distintas das encontradas nas águas de superfície. Deste modo, podem promover a modificação na água intersticial originada de uma área de sedimentação com dimensões reduzidas, permitindo que suas características sejam alteradas se comparadas ao RPS. O aumento da entrada das águas pluviais faz com que haja a diminuição dos valores da condutividade elétrica devido à diluição dos íons em solução, como representa a variação da alcalinidade total na figura 10, similar a da condutividade elétrica. A evaporação da água também pode contribuir para alterar o balanço químico dos nutrientes presentes no solo. Ela está associada à variação de vários fatores físicos como características do sedimento (tamanho das partículas, temperatura do solo), condições atmosféricas (temperatura do ar, intensidade luminosa) e a profundidade que o solo encontra-se saturado de água (Rose *et al.*, 2005). Uma das consequências da evaporação é o acúmulo de solutos no sedimento (McLaughlin, 2008). No entanto, como não foram mensurados os valores de evaporação, não foi possível precisar a influência deste fator.

Os resultados obtidos para condutividade neste trabalho ainda foram semelhantes aos observados na água intersticial de outros rios de médio e pequeno porte, com valores de condutividade variando de 47 a 340 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Dias & de Lima, 2004; Hancock & Boulton, 2005). Deste modo, conclui-se que a condutividade também apresentou comportamento semelhante ao descritos para zonas hiporréicas.

CONCLUSÕES

As áreas de sedimentação formadas no canal central do Rio Paraíba do Sul refletem a dinâmica do transporte e deposição de sedimentos e nutrientes. A redução da vazão durante a estação seca, intensificada pelas ações antrópicas, constitui a força motriz que proporciona o assoreamento e fragmentação do RPS. Desta forma, zonas de deposição de sedimentos, formadas principalmente por frações granulométricas grosseiras (areias média e grossa), serão cada vez mais comuns e promoverão não só alterações físicas, mas também químicas nas águas do RPS.

Através deste trabalho foi possível concluir que alterações químicas, diretamente ligadas à ação da biota presente na coluna sedimentar, modificaram as características físico-químicas da água intersticial. O Eh foi um parâmetro utilizado para indicar o tipo de metabolismo, aeróbio ou anaeróbio, que estava predominando na área de sedimentação. Este apresentou uma redução significativa nos seus valores principalmente nas amostras obtidas no horizonte A (fundo). Como reflete o estado de oxidação do meio, conclui-se que predominaram os processos de degradação da MO com o consumo do oxigênio e liberação de CO_2 . Entretanto, as atividades metabólicas anaeróbias também foram importantes para sua degradação, assim como eventos de precipitação que resultaram em aumentos pontuais em seus valores.

A variação do pH e da alcalinidade total na coluna sedimentar esteve diretamente ligada à decomposição da MO. Enquanto o pH demonstrou a acidificação da água intersticial, a alcalinidade total apresentou seus maiores valores nos pontos mais internos e no horizonte A (fundo), onde o Eh foi mais negativo, ambos ligados à atividade de mineralização dos compostos orgânicos.

A condutividade elétrica refletiu tanto a variabilidade da concentração de íons em solução. Seus maiores valores estiveram associados aos pontos mais internos, sendo significativamente distintos dos resultados observados na água do canal do RPS. Contudo, a condutividade elétrica e a alcalinidade total também estiveram associadas aos processos de precipitação e evaporação, mesmo que apenas em alguns eventos pontuais.

Assim, conclui-se que a área de sedimentação apresentou características e processos biogeoquímicos semelhantes aos observados em zonas hiporréicas. Desta forma, as áreas de sedimentação dentro dos canais fluviais também deveriam ser consideradas no estudo e manejo da hidroquímica deste e de outros rios. A advecção da água do canal fluvial através dos sedimentos é acompanhada de transformações químicas e biológicas que alterariam de forma significativa a hidroquímica de uma bacia de drenagem. O estudo de processos controladores dos fluxos fluviais de solutos em rios fortemente impactados, como é o caso do RPS, devem considerar os processos internos de canal, cuja intensidade pode ser amplificada por consequência da ação humana.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BAKER, M.A.; DAMH, C.N.; VALETT, H.M. (2000) Anoxia, anaerobic metabolism and biogeochemistry of the stream-water-groundwater interface. In: JONES, J.B. & MULHOLLAND, P.J. (eds.). Streams and ground waters. Academic Press. San Diego, 381-404p.
- BARTLETT, R.J. & JAMES, B.R. (1993) Redox chemistry of soil. *Advances in Agronomy* – New York, **50**:151-208.
- BERGAMASCHI, B.A.; TSAMAKIS, E.; KEIL, R.G.; TIMOTHY, I.E.; MONTLUCON, D.B.; HEDGES, J.I. (1997) The effect of grain size and surface area on organic matter, lignin and carbohydrate concentration, and molecular compositions in Peru Margin sediments. *Geoch. Cosmoch. Acta*, **61**(6):1247-1260.
- BILLEN, G.; GARNIER, J.; CHLOÉ, D.; BILLEN, C. (1999) Estimates of early-industrial inputs of nutrients to river system: implications for coastal eutrophication. *Sci. Total Environ.*, **244**:43-52.
- BOULTON, A.J. (2000) River ecosystem health down under: assessing ecological condition in riverine groundwater zones in Australia. *Ecosystem Health*, **6**:108-118.
- Boulton, A.J.; FINDLAY, S.; MARMONIER, P.; STANLEY, E.H.; VALLET, H.M. (1998) The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, **29**:59-81.
- CARMOUZE, J.P. (1994) O metabolismo dos sistemas aquáticos. Ed. Edgard Bücher Ltda. Brasil, 253p.
- DAHM, C.N.; TROTTER, E.H.; SEDELL, J.R. (1987) Role of anaerobic zones and processes in stream ecosystem productivity. In: AVERETT, R.C. & MCKNIGHT, D.M. (eds.). Chemical quality of water and the hydrological cycle. Chelsea. MI: Lewis, 157-178p.

- DENT, C.L.; SCHADE, J.J.; GRIMM, N.B.; FISHER, S.G. (2000) Subsurface influences on surface biology. In: JONES, J.B. & MULHOLLAND, P.J. (eds.). *Streams and Ground Waters*. Academic Press. San Diego, 381-404p.
- DIAS, J.C. & DE LIMA, W.N. (2004) Comparação de métodos para a determinação de matéria orgânica em amostras ambientais. *Revista Científica da UFPA*. Disponível em: <<http://www.ufpa.br/revistaic> v. 4>.
- DNAEE & DBE. Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica e DB Enviroment, 1995. Projeto Paraíba do Sul: Relatório Síntese da Fase B. Rio de Janeiro. Ministério de Minas e Energia, 188p.
- DREVER, J.I. (1982) *The geochemistry of natural waters*. Ed. Prentice-Hall. Englewood Cliffs, 388p.
- ESHLEMAN, K.N. & HERMOND, H.F. (1988) Alkalinity and major ion budgets for a Massachussets reservoir and watershed. *Limnology and Oceanography*, **33**(2):174-185.
- ESTEVES, F.A. (1998) *Fundamentos da Limnologia*. Editora Interciência Ltda. Rio de Janeiro, 575p.
- FIGUEIREDO, R.O. (1999) Transporte de carbono e nitrogênio no Baixo Paraíba do Sul: fluxos e processos. Tese de Doutorado. Universidade Estadual do Norte Fluminense, 177p.
- FISCHER, H.; KLOEP, F.; WILZCEK, S.; PUSCH, M.T. (2005) A river's liver – microbial processes within the hyporheic zone of a large lowland river. *Biogeochemistry*, **76**:349-371.
- GIESEKE, A.; PURKHOLD, U.; WAGNER, M.; AMANN, R.; SCHRAMM, A. (2001) Community structure and activity dynamics of nitrifying bacteria in a phosphate-removing biofilm. *Appl. Environ. Microbiol.*, **67**:1351-1362.
- HALIM, Y. (1991) The impact of human alterations of the hydrological cycle on ocean margins. In: MANTOURA, R.F.C.; MARTIN, J.M.; WOLLAST, R. (eds.). *Ocean margin processes in global change*. John Wiley & Sons, 301-328p.
- HANCOCK, P.J. & BOULTON, A.J. (2005) Aquifers and hiporheic zones: towards an ecological understanding of groundwater. *Hydrogeology Journal*, **13**:98-111.
- HOLMES, R.M.; FISHER, S.G.; GRIMM, N.B. (1994) Parafluvial nitrogen dynamics in a desert stream ecosystem. *J. North Am. Benthol. Soc.*, **13**:468-478.
- KEIL, R.G.; TSAMAKIS, E.; GIDDINGS, J.C.; HEDGES, J.I. (1998) Biochemical distributions (amino acids, neutral sugars, and lignin phenols) among size-classes of modern marine sediments from the Washington coast. *Geoch. Cosmoch. Acta*, **62**(8):1347-1364.
- KLOTZ, R.L. (1988) Sediment control of soluble reactive phosphorus in Hoxie Gorge Creek, New York. *Can. Journal Fish. Aquat. Sci.*, **45**:2026-2034.
- JONES, J.B. & HOLMES, R.M. (1996) Surface-subsurface interactions in streams ecosystems. *Trends Ecol. & Evol.*, **11**:239-242.
- MALARD, F.; TOCKNER, K.; DOLE-OLIVIER, M.J.; WARD, J.V. (2002) A landscape perspective of surface-subsurface hydrological exchanges in river corridors. *Freshwaters Biology*, **47**:621-640.
- MATEJOVIC, I. (1996) The aplication of Dumas method for determination of carbon, nitrogen and sulphur in plant samples. *Rostlinna Vyroba*, **42**:313-316.
- MCCLAIN, M.E. & RICHEY, J.E. (1996) Regional-scale linkages of terrestrial and lotic ecosystems in the Amazon Basin: a conceptual model for organic matter. *Arch. Hydrobiol.*, **113**(4):111-125.
- MCCLAIN, M.E.; RICHEY, J.E.; BRANDES, J.A. (1997) Dissolved organic matter and terrestrial-lotic linkages in the central Amazon Basin of Brazil. *Global Biogeochemical Cycles*, **11**(3):295-311.

- MCDOWEL, W.H. & ASBURY, C.E. (1994). Export of C, N and major ions from three tropical montane watersheds. *Limnology and Oceanography*, **39**(1): 111-125.
- McLAUGHLIN, C. (2008) Evaporation as a nutrient retention mechanism at Sycamore Creek, Arizona. *Hydrobiologia*, **603**:241-252.
- PATRICK JR., W.H. (1982) Nitrogen transformations in submerged soils. In: *Nitrogen in Agriculture Soils*. Madison. Wisconsin (USA), 449-465p.
- PONNAMPERUMA, F.N. (1972) The chemistry of submerged soils. *Advances in Agronomy – New York*, **24**:29-96.
- QUATTROCCHI, O.A.; ABELAIRA, S.I.A.; LABA, R.F. (1992) *Introducción a la HPLC: aplicación e práctica*. Editora Artes Gráficas Farro SA. Buenos Aires, 426p.
- RADAMBRASIL (1983) Projeto RADAMBRASIL: Levantamento de Recursos Naturais, v. 32, Série II. Ministério de Minas e Energia.
- ROSE, D.A.; KONUKCU, F.; GOWING, J.W. (2005) Effect of watertable depth on evaporation and salt accumulation from saline groundwater. *Aust. J. Soil Res.*, **43**:565-574.
- SHARP, J.H.; PELTZER, E.T.; ALPERIN, M.J.; CAWET, G.; FARRINGTON, J.W.; FRY, B.; KARL, D.M.; MARTIN, J.H.; SPITZY, A.; TUGRUL, S.; CARLSON, C.A. (1993) Procedures subgroup Report. *Marine Chemistry*, **41**:37-49.
- SOUZA, P.A.; DE MELLO, W.Z.; MALDONADO, J. (2006) Composição química da chuva e aporte atmosférico na Ilha Grande, RJ. *Química Nova*, **29**(3):471-476.
- SOUZA, W.F.L. & KNOPPERS, B. (2003) Fluxo de água e sedimentos a costa leste do Brasil: relações entre a tipologia e as pressões antrópicas. *Geochim. Brasil.*, **17**(1):57-74.
- STANLEY, E.H. & BOULTON, A.J. (1995) Hiporheic processes during flooding and drying in a Sonoran Desert stream. *Hydrologic and chemical dynamics. Arch. Hydrobiol.*, **134**(1):1-26.
- STOREY, R.G.; FULTHORPE, R.R.; WILLIAMS, D.D. (1999) Perspectives and predictions on the microbial ecology of the hyporheic zone. *Freshwater Biology*, **41**:119-130.
- THE R FOUNDATION FOR STATISTICAL COMPUTING, R VERSION 2.2.1, Copyright 2005 (2005-12-20 r36812).
- TRISKA, F.J.; JACKMAN, A.P.; DUFF, J.H.; AVANZINO, R.J. (1994) Ammonium sorption to channel and riparian sediments: a transient storage pool for dissolved inorganic nitrogen. *Biogeochemistry*, **26**:67-83.
- VALETT, H.M.; DAHM, C.N.; CAMPANHA, M.E.; MORRICE, J.A.; BAKER, M.A. (1997) Hydrologic influences on groundwater-surface water ecotones: heterogeneity in nutrients composition and retention. *J. North Am. Benthol. Soc.*, **16**:239-247.
- VALETT, H.M.; FISHER, S.G.; GRIMM, N.B.; CAMILL, P. (1994) Vertical hydrologic exchange and ecological stability of a desert stream ecosystem. *Ecology*, **75**:548-560.
- VANEK, V. (1997) Heterogeneity of groundwater-surface water ecotones. In: Gilbert, J.; MATHIEU, J.; FOURIER, F. (eds.). *Groundwaters/surface waters ecotones: biological and hydrological interactions and management options*. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 151-161p.
- VERVIER, P.; GILBERT, J.; MARMONIER, P.; DOLE-OLIVIER, M.J. (1992) A perspective on the permeability of the surface freshwater-groundwater ecotone. *J. North Am. Benthol. Soc.*, **11**:93-102.

