

**INTERFERÊNCIA DOS PROCESSOS INTERNOS DE CANAL NA
HIDROQUÍMICA DO RIO PARAÍBA DO SUL (RJ): ÁREA DE SEDIMENTAÇÃO E
SUA SIMILARIDADE COM A DINÂMICA FUNCIONAL DAS ZONAS
HIPORRÉICAS.**

ANIBAL PEZZINI JUNIOR

Universidade Estadual do Norte Fluminense “Darcy Ribeiro”.
Campos dos Goytacazes – RJ.
Dezembro de 2008.

**INTERFERÊNCIA DOS PROCESSOS INTERNOS DE CANAL NA HIDROQUÍMICA
DO RIO PARAÍBA DO SUL (RJ): ÁREA DE SEDIMENTAÇÃO E SUA
SIMILARIDADE COM A DINÂMICA FUNCIONAL DAS ZONAS HIPORRÉICAS.**

ANIBAL PEZZINI JUNIOR

Dissertação apresentada ao Centro de
Biotecnologia e Biotecnologia da Universidade Estadual
do Norte Fluminense como parte das exigências para
a obtenção do título de Mestre em Ecologia e
Recursos Naturais.

Orientador: Dr. Alvaro Ramon Coelho Ovalle

Universidade Estadual do Norte Fluminense “Darcy Ribeiro”.
Campos dos Goytacazes – RJ.
Dezembro de 2008.

Dissertação desenvolvida no Laboratório de Ciências Ambientais, Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro.

Apoio:

UENF

Capes

CNPQ

Universidade Estadual do Norte Fluminense “Darcy Ribeiro”.

Campos dos Goytacazes – RJ.

Dezembro de 2008.

**INTERFERÊNCIA DOS PROCESSOS INTERNOS DE CANAL NA HIDROQUÍMICA
DO RIO PARAÍBA DO SUL (RJ): ÁREA DE SEDIMENTAÇÃO E SUA
SIMILARIDADE COM A DINÂMICA FUNCIONAL DAS ZONAS HIPORRÉICAS.**

ANIBAL PEZZINI JUNIOR

Dissertação apresentada ao Centro de
Biotecnologia e Biotecnologia da Universidade Estadual
do Norte Fluminense como parte das exigências para
a obtenção do título de Mestre em Ecologia e
Recursos Naturais.

Aprovada em

Comissão Examinadora:

Dr. Alvaro Ramon Coelho Ovalle (Orientador) – Univ. Estadual do Norte Fluminense.

Dr. Carlos Eduardo de Rezende – Universidade Estadual do Norte Fluminense.

Dr. Carlos Eduardo Veiga de Carvalho – Univ. Estadual do Norte Fluminense.

Dr. Emmanoel Vieira da Silva Filho – Universidade Federal Fluminense.

DEDICATÓRIA

Dedico todos os meus esforços a quem sempre me apoiou e estiveram presentes em todos os momentos importantes da minha vida, meus pais Anibal e Dalete.

AGRADECIMENTOS

Em mais uma etapa vencida na minha vida foram muitos os que contribuíram e torceram pelo meu sucesso. Agora, quero agradecer a estas pessoas por tantas lembranças e experiências que guardarei para sempre comigo.

À Deus, por estar sempre comigo, ter me dado coragem, força e saúde para concluir este trabalho.

Aos meus pais, Anibal Pezzini e Dalete R. Pezzini, que estiveram ao meu lado em todos os momentos da minha vida.

Ao meu orientador Dr. Alvaro Ramon Coelho Ovalle, pela oportunidade, conselhos e conhecimentos valiosos que nunca serão esquecidos. Agradeço ainda pela sua amizade, confiança, respeito e credibilidade no meu trabalho.

Aos professores Dr. Carlos Eduardo de Rezende e Dr^a. Marina Satika Suzuki, pelo apoio, incentivo e participação no meu comitê de acompanhamento.

Aos técnicos do LCA que sempre me auxiliaram durante as determinações laboratoriais e nos momentos de dificuldades no trabalho.

Aos técnicos de Campo, pelo esforço e ajuda durante as coletas no RPS.

Aos companheiros do LCA, que me ajudaram nas determinações no laboratório e compartilharam comigo muitas alegrias e momentos de descontração.

A todos os meus amigos que me deram força para seguir em frente, não importando se estavam perto ou longe. Vocês sempre farão parte da minha vida.

À turma de PG-ERN de 2006, pelo companheirismo durante o tempo que passamos juntos, especialmente no curso das disciplinas.

Aos professores do LCA, pelos ensinamentos e lições que nunca esquecerei.

Ao LCA pelo apoio logístico e disponibilidade dos recursos necessários para que este trabalho fosse desenvolvido.

As fontes financiadoras CNPq, pelo custeio do projeto, e Capes, pela bolsa de mestrado.

Enfim, ao apoio de todas as pessoas que contribuíram de alguma forma para que obtivesse sucesso, mas que talvez tenha esquecido de agradecer. Sou grato a todos.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	VIII
LISTA DE TABELAS	XI
RESUMO.....	XII
ABSTRACT.....	XIV
LISTA DE ABREVIATURAS.....	XVI
1. INTRODUÇÃO	1
2. JUSTIFICATIVA.....	7
3. HIPÓTESE	7
4. OBJETIVOS	7
4.1. Objetivo geral	7
4.2. Objetivos específicos	7
5. MATERIAL E MÉTODOS.....	8
5.1. Área de estudo.....	8
5.2. Estratégia de amostragem	9
5.3. Determinação dos parâmetros físico-químicos	14
5.4. Acondicionamento das amostras	14
5.4.1. Sedimento	14
5.4.2. Água	15
5.5. Determinações das matrizes.....	15
5.5.1. Sedimento	15
5.5.2. Água	16
5.6. Correção na concentração dos nutrientes	16
5.7. Análise dos dados.....	17
6. RESULTADOS	18
6.1. Topografia, granulometria e conteúdo de carbono e nitrogênio totais	18
6.3. Variáveis físico-químicas	21
6.2. Análise da PCA e classificação das variáveis biogeoquímicas	32
6.3. Variação temporal das variáveis físico-químicas	35
7. DISCUSSÃO	41
7.1. Caracterização do sedimento.....	41
7.2. Variáveis físico-químicas	42
8. CONCLUSÃO	59
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	62
10. APÊNDICE	70

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Vista lateral de uma zona hiporréica em três escalas espaciais (Fonte: Boulton et al., 1998).....	4
Figura 2: Variação temporal da precipitação (somatório das precipitações quinzenais) e vazão instantânea (determinação quinzenal) na saída da bacia do RPS entre Janeiro e Dezembro de 2006. Em destaque, o período em que foram realizadas as amostragens na área de sedimentação estudada (dados disponibilizados pelo LCA e LEAG – UENF).	10
Figura 3: 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.....	11
Figura 4: Esquema representativo dos coletores utilizados na área de sedimentação amostrada na saída da Bacia do RPS.....	12
Figura 5: 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.	18
Figura 6: 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.	20
Figura 7: “Boxplot” indicando os valores máximos, mínimos, intervalo interquartil, mediana e seu limite de confiança (chanfradura) para o nível da água (A) e pH (B) 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).....	23
Figura 8: “Boxplot” indicando os valores máximos, mínimos, intervalo interquartil, mediana e seu limite de confiança (chanfradura) para condutividade elétrica (A) e alcalinidade total (B) 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).....	24
Figura 9: “Boxplot” indicando os valores máximos, mínimos, intervalo interquartil, mediana e seu limite de confiança (chanfradura) para Eh (A) e COD (B) 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).	25

Figura 10: “Boxplot” indicando os valores máximos, mínimos, intervalo interquartil, mediana e seu limite de confiança (chanfradura) para ortofosfato (A) e POD (B) 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).....	27
Figura 11: “Boxplot” indicando os valores máximos, mínimos, intervalo interquartil, mediana e seu limite de confiança (chanfradura) para nitrito (A) e nitrato (B) 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).	28
Figura 12: “Boxplot” indicando os valores máximos, mínimos, intervalo interquartil, mediana e seu limite de confiança (chanfradura) para amônio (A) e sílica (B) 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).	30
Figura 13: “Boxplot” indicando os valores máximos, mínimos, intervalo interquartil, mediana e seu limite de confiança (chanfradura) para cloreto (A) e sulfato (B) 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).....	31
Figura 14: “Screenplot” ilustrando as componentes principais determinadas a partir dos autovalores obtidos através da padronização dos dados da área de sedimentação amostrada na saída da Bacia do RPS.	32
Figura 15: Dispersão e densidade dos pontos de coleta em função das componentes principais determinadas a partir dos autovalores obtidos através da padronização dos dados da área de sedimentação amostrada na saída da Bacia do RPS.	33
Figura 16: Classificação da relação dos padrões espaciais indicados pela amostragem, utilizando a metodologia de “fuzzyclustering”, em função da similaridade dos autovalores obtidos através da padronização das variáveis determinadas na área de sedimentação amostrada na saída da Bacia do RPS. Os padrões espaciais seguem a seguinte numeração: superfície, 1 a 10; 1A, 11 a 20; 1B, 21 a 30; 2A, 31 a 40; 2B, 41 a 50; 3A, 51 a 60; 3B, 61 a 70; 4A, 71 a 80; 4B, 81 a 90; 5A, 91 a 100; 5B, 101 a 106; 6A, 107 a 115; 6B, 116 a 120; 7A, 121 a 128; 7B, 129 a 136; 8A, 137 a 144; 8B, 145 a 152; AA, 153 a 159; AB, 160 a 166; BA, 167 a 173; BB, 174 a 177; CA, 178 a 184; CB, 185 a 191; DA, 192 a 198; DB, 199 a 205.	34
Figura 17: Classificação da relação das variáveis indicada pela amostragem, utilizando a metodologia de “fuzzyclustering”, em função da similaridade dos autovalores obtidos através da padronização das variáveis determinadas na área de sedimentação amostrada na saída da Bacia do RPS.	35
Figura 18: Variação temporal do pH 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 precipitação (até 01/11/06) e vazão instantânea. 37

Figura 19: Variação temporal da condutividade elétrica 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 precipitação (até 01/11/06) e vazão instantânea. 38

Figura 20: Variação temporal da concentração de cloreto 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 precipitação (até 01/11/06) e vazão instantânea. 39

Figura 21: Variação temporal da concentração de nitrato 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 precipitação (até 01/11/06) e vazão instantânea. 40

LISTA DE TABELAS

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.	21
---	----

RESUMO

O objetivo principal deste trabalho foi avaliar se uma área de deposição de sedimento no Rio Paraíba do Sul (RPS) apresenta uma dinâmica similar às áreas de transição entre a água do canal fluvial e intersticial, denominadas de zonas hiporréicas. Entre Agosto e Novembro de 2006, amostragens foram realizadas em uma área de deposição de sedimentos a aproximadamente 10 km do estuário do RPS, na região do Baixo Paraíba. A estratégia de amostragem consistiu na determinação de dois transectos com 12 pontos de amostragem. Em cada ponto foram coletadas amostras de água intersticial e também no canal fluvial. Ainda, foram realizadas amostragens de sedimento em cinco destes pontos. Eh e o nível da água foram mensurados *in situ*. No laboratório o sedimento foi preparado para determinar a granulometria e porcentagem de carbono e nitrogênio totais. As amostras de água foram analisadas para pH, condutividade elétrica e alcalinidade total. Após filtração, COD, N-NO₃⁻, Cl⁻, SO₄²⁻, N-NO₂⁻, N-NH₄⁺, P-PO₄⁻, P-PTD e Si-SiO₂, foram determinados conforme métodos padrão. Os resultados foram corrigidos de acordo com a concentração de cloreto, a fim de minimizar os efeitos da evaporação e precipitação. As análises estatísticas foram realizadas através de testes gráficos para os valores medianos das variáveis e, através do "fuzzyclustering", para a relação entre as variáveis e seus padrões de distribuição espacial. A distribuição granulométrica apresentou predominância de areia grossa (70%) e média (30%) para todos os pontos, um resultado do processo natural do transporte de partículas, intensificada através dos processos de uso e ocupação do solo. As porcentagens do total de carbono (0,7 – 5,5%) e nitrogênio (≤ 0,3%) não foram elevadas, refletindo a granulometria das partículas ali encontradas. 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. Os valores de Eh (-218 – 247 mV), refletindo a disponibilidade de oxigênio dissolvido, foram menores nos pontos mais internos e no horizonte A (fundo) onde provavelmente não havia produção (ausência de luz) e a troca gasosa era menos intensa. Alcalinidade total (0,2 – 2,6 mEq.L⁻¹) e condutividade elétrica (70 – 295 μS.cm⁻¹) variaram de forma similar, com os maiores valores observados nos pontos mais internos. Os efeitos da

decomposição e o aumento na concentração de íons em solução são os fatores relacionados, respectivamente, com a variação destes parâmetros. Os compostos de nitrogênio apresentaram variações antagônicas. Nitrato ($< 0,02 - 299 \mu\text{mol.L}^{-1}$) e nitrito ($0,2 - 8,2 \mu\text{mol.L}^{-1}$) apresentaram concentrações mais elevadas nos pontos mais externos (Eh positivo) enquanto que para amônio ($0,1 - 95,7 \mu\text{mol.L}^{-1}$) estas foram observadas nos pontos mais internos (Eh negativo). O tipo de metabolismo influenciado pela disponibilidade de oxigênio dissolvido foi fundamental na determinação deste padrão. O mesmo também foi observado para sulfato ($< 0,02 - 11,9 \text{ mg.L}^{-1}$) que apresentou flutuações semelhantes ao do nitrato. Os processos metabólicos internos na área de sedimentação também influenciaram o COD ($0,6 - 5,8 \text{ mg.L}^{-1}$), apesar deste apresentar um padrão de flutuação diferente do observado para nitrato e sulfato. Sílica ($27 - 520 \mu\text{mol.L}^{-1}$), ortofosfato ($< 0,03 - 77,7 \mu\text{mol.L}^{-1}$) e POD ($< 0,03 - 24,4 \mu\text{mol.L}^{-1}$) não apresentaram um padrão definido de variação. Ao que tudo indica, a decomposição da sílica biogênica, que incrementa a sílica dissolvida, e o aporte de fósforo do RPS parecem ser as principais fontes destes nutrientes, respectivamente. O cloreto ($3,0 - 21,6 \text{ mg.L}^{-1}$), utilizado como traçador da diluição ou concentração dos nutrientes, não apresentou um padrão definido. Contudo, picos em suas concentrações sustentam a hipótese de que os processos de evaporação e precipitação influenciam pontualmente a concentração dos nutrientes. A interação dos fatores bióticos e abióticos na área amostrada atuou na retenção, ciclagem e estocagem de nutrientes. Entretanto, um levantamento mais detalhado e amplo seria necessário para conclusões concretas.

Palavras chave: Rio Paraíba do Sul, áreas de sedimentação, zonas hiporréicas, hidroquímica.

ABSTRACT

The present work aims to evaluate if a sediment deposition area in the Paraíba do Sul River (PSR) has a similar dynamics to the transition areas between the superficial and interstitial waters, known as hyporheic zones. Between August and November of 2006, samples were collected in a sediment deposition area 10km distant of the PSR Estuary, in the Lower Paraíba Region. Two transects with 12 sampling points were defined. In each sampling point interstitial water was collected, and in the fluvial channel superficial water was sampled. Besides that, sediment was collected in five of the sampling points. Eh and the water level in each collector were measured *in situ*. In the lab the sediment was prepared to determine the granulometry and percentage of total carbon and nitrogen. The water samples were analyzed for pH, electrical conductivity and total alkalinity. After filtration, DOC, N-NO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , N-NO_2^- , N-NH_4^+ , P-PO_4^- , P-PTD e Si-SiO_2 according to standard methods. The results were corrected according to the chloride concentration in order to minimize the evaporation and precipitation effects. The statistical analyses were performed through the graphical tests for the median values of the variables and, through the “fuzzyclustering”, for the relation among the variables and their spatial distribution patterns. The granulometric distribution presented dominance of coarse (70%) and medium (30%) size sand for all the points, a result from the natural process of particles transport, intensified by processes of soil use and occupation. The percentages of total carbon (0,7 – 5,5%) and nitrogen ($\leq 0,3\%$) were not high, reflecting the granulometry of their particles. The pH (5,6 – 7,5) presented fluctuations, that caused environmental acidification. The Eh (-218 – 247 mV) values, reflecting the availability of dissolved oxygen, were lower at the internal points and at the A horizon (bottom), where probably there was no production (light absent) and the gas exchange was less intense. Alkalinity (0,2 – 2,6 mEq.L^{-1}) and electrical conductivity (70 – 295 $\mu\text{S.L}^{-1}$) similarly varied, with higher values at the most internal points. The effects of the decomposition and increase of concentration of ions in solution were factors related to, respectively, the variation of these parameters. The nitrogen compounds showed an inverse variation. Nitrate ($< 0,02 - 299 \mu\text{mol.L}^{-1}$) and nitrite (0,1 – 8,2 $\mu\text{mol.L}^{-1}$) presented higher concentrations at the most external points

(positive Eh) while for ammonium ($0,1 - 95,7 \mu\text{mol.L}^{-1}$) the higher concentrations were found at the most internal points (negative Eh). The type of metabolism influenced by the dissolved oxygen availability was fundamental in the determination of this pattern. The same influence was observed for sulfate ($< 0,02 - 11,9 \mu\text{mol.L}^{-1}$) which presented similar fluctuation as the nitrate. The internal metabolic processes in the sedimentation area also influenced the DOC ($0,6 - 5,8 \text{mg.L}^{-1}$), despite its different fluctuation pattern from nitrate and sulfate. Silica ($27 - 520 \mu\text{mol.L}^{-1}$), orthophosphate ($< 0,03 - 77,7 \mu\text{mol.L}^{-1}$) and DOP ($< 0,03 - 24,4 \mu\text{mol.L}^{-1}$) did not show a clear variation pattern. It is probable that the biogenic silica, which increases the dissolved silica, and the income of phosphorous from the PSR, may be the main nutrient sources of these nutrients, respectively. The chloride ($3,0 - 21,6 \text{mg.L}^{-1}$), used as a marker of the dilution or concentration of nutrients, did not show a clear pattern. However, the highest values of its concentration support the hypothesis that the evaporation and precipitation processes influence the nutrient concentration locally. The interaction between biotic and abiotic factors at the study area acted upon the retention, cycling, and storage of nutrients. In spite of that, a more detailed study would be necessary for precise conclusions.

Key-words: Paraiba do Sul River, sedimentation areas, hyporheic zones, hydrochemistry.

LISTA DE ABREVIATURAS

Alcal. total	-	Alcalinidade total
C:N_(a)	-	Razão atômica porcentual de carbono e nitrogênio
Cl⁻	-	Cloreto
COD	-	Carbono orgânico dissolvido
Cond. elétrica	-	Condutividade elétrica
H	-	Nível da água dentro dos coletores
H₃PO₄	-	Ácido fosfórico
HCl	-	Ácido clorídrico
HCO₃⁻	-	Alcalinidade total (=Σ bicarbonatos)
LEAG		Laboratório de Engenharia Agrícola
LCA	-	Laboratório de Ciências Ambientais
MO	-	Matéria orgânica
MOP	-	Matéria orgânica particulada
nd	-	Não detectado
N-NH₄⁺	-	Amônio
N-NO₂⁻	-	Nitrito
N-NO₃⁻	-	Nitrato
OD	-	Oxigênio dissolvido
PCA	-	Análise de componente principal
P-PO₄³⁻	-	Ortofosfato
POD	-	Fósforo orgânico dissolvido
PTD	-	Fósforo total dissolvido
RPS	-	Rio Paraíba do Sul
SiO₂	-	Sílica
SO₄²⁻	-	Sulfato

1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural renovável abundante no nosso planeta, contudo este se encontra mal distribuído ou pouco disponível para consumo. Cerca de 60% dos 17.10^6 km² da superfície continental sul-americana são drenadas pelas 2 maiores bacias Amazônicas (rios Amazonas e Orenoco) e bacia do Paraná. O restante frequentemente é negligenciado e representa as bacias de pequeno e médio porte como os 7,4% da bacia do São Francisco ($0,63.10^6$ km²) e os 6,4% das bacias do Atlântico Leste Brasileiro ($0,54.10^6$ km²), incluindo entre as 4 maiores neste grupo a bacia do Rio Paraíba do Sul (Souza & Knoppers, 2003). Somadas, estas bacias abastecem cerca de 25% da população brasileira, contudo a disponibilidade de água não é homogênea e resulta em regiões com abundância de água e outras com escassez deste recurso (ANA, 2007). Com esta distribuição desigual, os impactos antrópicos também são diferenciados por regiões, resultando em um elevado número de reservatórios de hidrelétricas e inúmeras barragens de médio e pequeno porte para o abastecimento da população e uso em projetos de irrigação. Ainda existem outros impactos importantes sobre as bacias de drenagem como desmatamentos, técnicas inadequadas de uso e ocupação do solo e ausência de saneamento básico que alteram as condições naturais dos fluxos de materiais em uma bacia de drenagem (Souza & Knoppers, 2003). Assim, a falta do recurso não consiste apenas num problema quantitativo, mas também qualitativo. Isto é resultado de ações antrópicas que deixam muitos mananciais impróprios e inviáveis economicamente para o tratamento.

Para entender as modificações sofridas pela água durante o seu percurso basta observar as interações sofridas durante o ciclo hidrológico. A água evaporada dos oceanos alcança as bacias de drenagem através da precipitação pluviométrica. Esta pode alcançar o canal fluvial diretamente, diluindo os elementos ali presentes, ou indiretamente, sofrendo interações com a pedosfera, o que promove a modificação na sua constituição química devido ao contato com a matéria orgânica e os produtos do intemperismo. Quando a água atinge o solo, pode chegar até o canal fluvial através da percolação, alcançando um lençol freático que “alimenta” o rio, ou através do fluxo superficial ou sub-superficial quando o solo está saturado. Além de todas estas influências externas ainda existem as alterações sofridas dentro do

próprio canal fluvial devido aos processos biológicos atuantes durante todo o percurso até o oceano (Silva, 2005). O resultado das interações que a água tem com o ambiente durante o seu percurso até um manancial hídrico, e a contribuição antrópica através do uso e ocupação do solo de forma indevida refletem a qualidade deste corpo hídrico (Marti & Sabater, 1996; Ovalle *et al.*, 1990; Clair *et al.*, 1994).

Os rios, principal via de retorno da água aos oceanos, são o resultado das interações desta água na passagem pelas várias geosferas até alcançar o oceano. Segundo Teixeira *et al.* (2000), os rios são definidos como cursos naturais de água doce, com canais definidos e fluxo permanente ou sazonal para o oceano. Cada rio faz parte de um sistema mais complexo de captação de água, denominado bacia de drenagem, que recebe contribuição de vários outros afluentes. Esta pode ser definida como uma área de captação de água proveniente da precipitação e delimitada por marcadores topográficos.

Os rios desempenham um papel importante nos ecossistemas através do transporte de água, material inorgânico e orgânico em suspensão e dissolvido, e dentre estes, nutrientes e metais (Berner & Berner, 1996). Suas características físicas, químicas e biológicas, ou seja, do material que eles transportam, dependem de processos bióticos e abióticos ocorridos dentro da bacia de drenagem e do canal fluvial. Tais processos são dependentes de características climáticas, geológicas, geomorfológicas, edáficas, biológicas e antropogênicas. O resultado da integração de todos estes processos é o responsável pela composição química das águas fluviais (Clair *et al.*, 1994; Marti & Sabater, 1996; Valiela & Bowen, 2002).

Vários experimentos mostraram que o transporte de compostos químicos dissolvidos em córregos e rios é afetado pela retenção dos solutos em uma zona de estocagem temporária (Fernald *et al.*, 2001; Runkel *et al.*, 2003; van Mazijk & Veling, 2005). Estas ocorrem quando a água e os compostos químicos dissolvidos tornam-se temporariamente isolados dos processos físico-químicos do canal principal do rio dentro de locais com água com vazão baixa tais como remansos, áreas alagadas e margens do rio. Além disso, a água e os compostos químicos dissolvidos podem interagir significativamente com áreas de sedimentação, sedimentos de fundo ou lateral do canal fluvial onde a água do rio se mistura com a água intersticial promovendo modificação na hidroquímica do rio ou córrego (De Smedt, 2007). Os

efeitos típicos desta troca são o retardo na migração dos solutos e uma alteração no perfil da concentração dos solutos no canal principal dos rios (van Mazijk & Veling, 2005).

Assim, o leito dos rios pode ser visto como um mosaico tridimensional onde existem trocas entre a água do rio e intersticial (Malard *et al.*, 2002). No canal fluvial a conexão com aquífero subjacente pode ocorrer através dos poros que permitem a água do rio entrar em contato com o sedimento e mistura-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 (Figura 1), que pode ser definida como um ecótono dinâmico de flutuação espacial entre a água da superfície de um rio e a água intersticial. Nesta região de transição os processos ecológicos, seus produtos e as condições locais são influenciados por características hidrodinâmicas, tamanho da partícula do substrato, permeabilidade do sedimento, condutividade hidráulica, biota residente, tempo de residência da água intersticial e características físico-químicas da água de superfície do rio e dos aquíferos adjacentes (Boulton *et al.*, 1998). Entretanto não se pode afirmar que apenas a atividade nas zonas hiporréicas (transformação de nutrientes, respiração) e a conexão com o aquífero atuam sobre as características da água fluvial. Somado a isto podemos citar as características sedimentológicas que influenciam 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, variando tanto no tempo quanto no espaço (Boulton *et al.*, 1992; White, 1993), compartilhando 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). Entretanto, 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 fluvial/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).

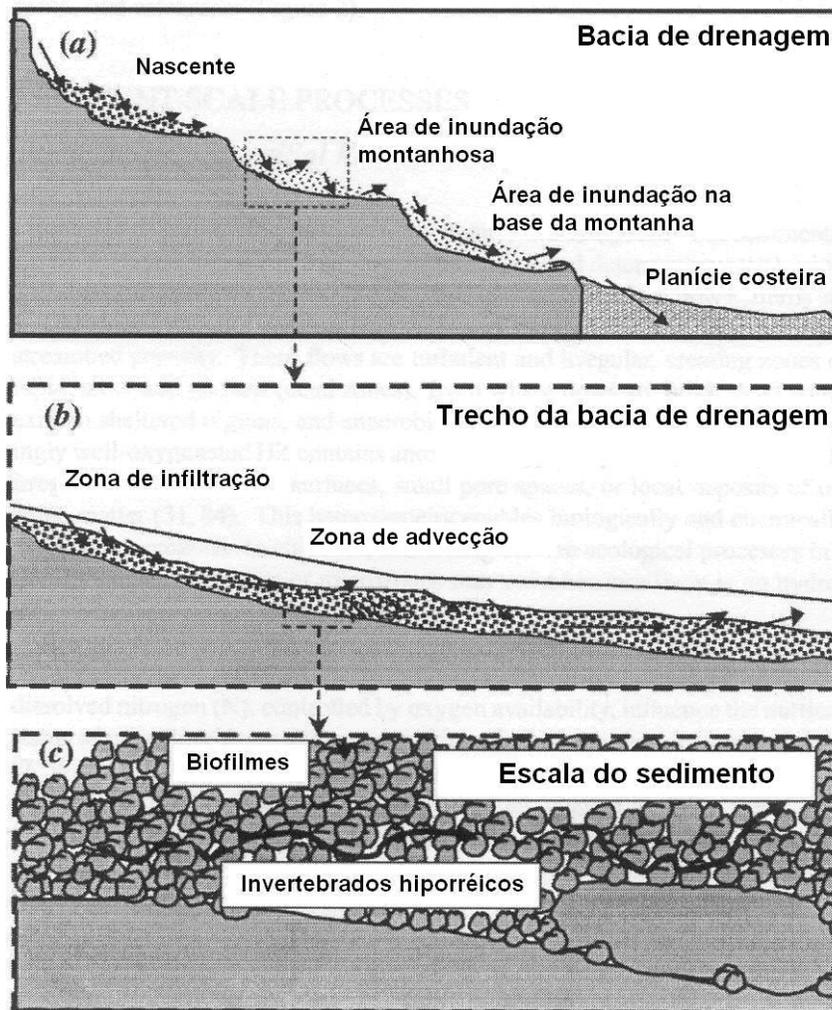


Figura 1: Vista lateral de uma zona hiporréica em três escalas espaciais (Fonte: Boulton *et al.*, 1998).

Durante muito tempo acreditou-se que as modificações que se sucediam na água fluvial ou intersticial ocorriam por processos completamente distintos, onde os compartimentos não se influenciavam. Uma das razões para isto foi o enfoque dado em cada um dos sistemas: enquanto os hidrologistas enfocavam o estudo da água intersticial, os ecologistas se interessavam pelo estudo dos rios (Brunke & Gonser, 1997). Entretanto, a partir da década de 80, foi dada maior atenção à interface entre estes dois ambientes devido ao fato de existirem conexões como a troca de água, nutrientes e a biota (Boulton *et al.*, 1998).

As zonas hiporréicas são componentes essenciais de diversos processos ecológicos dos rios, tais como a ciclagem de nutrientes e o processamento da

matéria orgânica. A amonificação, a nitrificação e a desnitrificação são processos que frequentemente ocorrem logo que a água entra no interstício (Holmes *et al.*, 1994; Jones & Holmes, 1996). Um estudo sobre a ciclagem do nitrogênio nas zonas hiporréicas indicou variações distintas nas concentrações de amônio e nitrato na água intersticial. Houve um acréscimo nas concentrações de amônio que chegou a 1000% enquanto que as concentrações de nitrato diminuíram até abaixo do limite de detecção do método (Fischer *et al.*, 2005). 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 água no canal fluvial, ou seja, também apresentam efeitos nos processos que ocorrem na água do rio (Valett *et al.*, 1997; Valett *et al.*, 1994). A concentração 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, subseqüentemente, libera o fósforo que estava ligado aos metais como ferro e manganês e o torna novamente disponível (Dahm *et al.*, 1987). Essa diversidade funcional na escala espacial pode ser realçada pela variação na trajetória dos fluxos (Hinkle *et al.*, 2001), pela variação circadiana do oxigênio e na concentração dos nutrientes da água de superfície que é transportada para dentro da zona hiporréica (Kaplan & Bott, 1989). Por isso, a 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 explorada está a significância dos 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 *et al.*, 1994) e fósforo inorgânico (Klotz, 1988). A diferença na quantidade da matéria orgânica particulada (MOP) encontrada entre as camadas do sedimento também podem influenciar nos processos biológicos atuantes. Um estudo mostrou que a MOP pode diminuir até pela metade entre a camada superficial do sedimento e a encontrada a 1m de profundidade. Também pode haver uma redução na atividade e na abundância das bactérias presentes no sedimento, chegando a cerca de 10 vezes. Ainda, podem ocorrer decréscimos significativos nos potenciais de nitrificação e desnitrificação entre a camada superior

e inferior do sedimento (Fischer *et al.*, 2005).

As zonas hiporréicas ainda abrigam uma rica diversidade de invertebrados aquáticos, incluindo crustáceos, anelídeos, platelmintos, rotíferos e larvas de insetos, encontrados entre as partículas de sedimento (Boulton, 1999; Danielopol, 1989). Estas zonas também podem fornecer suporte à reprodução de inúmeras espécies de peixes com importância comercial (Power *et al.*, 1999) e, ainda, contribuir substancialmente na respiração microbiana que auxilia no processamento da matéria orgânica e transformação de nutrientes (Marmonier *et al.*, 1995). Entretanto, os processos e transformações dependem do tempo de residência da água dentro do interstício, do contato desta água com o biofilme microbiano presente no sedimento e dos processos biológicos mediados pelas bactérias (Dahm *et al.*, 1998). 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 funcionam 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. Estudos realizados por Seitzinger *et al.* (2002) quantificaram que entre 37-76% da entrada total de nitrogênio pode ser removida através dos processos de desnitrificação, com uma grande proporção sendo removida nas camadas mais superiores do sedimento.

O Brasil apresenta estudos desenvolvidos sobre zonas hiporréicas 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 um maior entendimento deste sistema complexo. Contudo, a inclusão das zonas no gerenciamento e estratégias de reabilitação é lenta ou inexistente, de modo que raramente são mencionadas de forma mais explícita (Boulton, 2000).

2. JUSTIFICATIVA

O assoreamento tem aumentado ao longo dos anos de forma que as áreas afetadas pela sedimentação crescem rapidamente, principalmente na porção inferior da bacia do Rio Paraíba do Sul. Se as áreas de sedimentação forem locais que apresentem uma dinâmica semelhante às zonas hiporréicas, teremos uma amplificação dos processos internos de canal causados por estas áreas de deposição. 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.

3. HIPÓTESE

H0: A área de sedimentação não influencia a hidroquímica da água do canal fluvial do RPS, não apresentando uma dinâmica similar à das zonas hiporréicas.

H1: A área de sedimentação influencia a hidroquímica da água do canal fluvial do RPS, apresentando uma dinâmica similar à das zonas hiporréicas.

4. OBJETIVOS

4.1. Objetivo geral

Avaliar se a área de deposição de sedimento apresenta uma dinâmica funcional similar às zonas hiporréicas, influenciando diretamente os processos internos de canal e na hidroquímica do Rio Paraíba do Sul.

4.2. Objetivos específicos

- Avaliar a existência de modificações significativas na hidroquímica do RPS quando esta entra em contato com a área de sedimentação dentro do seu canal fluvial.
- Identificar os principais processos que interferem na composição da água do RPS quando esta entra em contato com a área de sedimentação.
- Hierarquizar os principais processos atuantes no metabolismo da área de sedimentação.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1. Área de estudo

A bacia do Rio Paraíba do Sul abrange uma das mais desenvolvidas áreas industriais do país. Nessa bacia vivem cerca de 5,5 milhões de habitantes distribuídos ao redor desta bacia com uma área de 55.500 km², que se estende pelos Estados de São Paulo (13.900 km²), Rio de Janeiro (20.900 km²) e Minas Gerais (20.700 km²), podendo ser dividida em 3 macro-regiões (CEIVAP, 2001):

1. Região do Alto Paraíba: localizada entre as nascentes dos seus principais formadores predominantemente montanhosa com vales apertados nos contrafortes das Serras da Bocaina e do Mar;
2. Região do Médio Paraíba: entre a confluência dos rios Paraitinga e Paraibuna e a região de Itaocara, trecho este chamado de Vale do Paraíba com áreas inundáveis laterais de extensão variável, colinas cristalinas de fundo de vale e encostas e picos montanhosos;
3. Região do Baixo Paraíba: estende-se de Itaocara até o mar, com as áreas de baixada dominando a paisagem.

As maiores indústrias da bacia se concentram no Alto Paraíba (São José dos Campos, Jacareí, etc), Médio Paraíba (entre Resende e Volta Redonda) e nas sub-bacias dos rios Paraibuna e Pomba, principalmente nos setores metalúrgico, químico, alimentício e de papel. De certa forma, a densidade populacional acompanha a distribuição das indústrias, destacando também a região serrana do estado do Rio de Janeiro e a de Campos dos Goytacazes no norte fluminense. Por outro lado, a agricultura extensiva tem seu foco no Baixo Paraíba, notadamente na Baixada Campista e áreas inundáveis dos rios Pomba, 2 Rios e Muriaé, com o 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 maior parte da bacia está submetida a um clima subtropical com temperatura média anual de 23°C. A pluviometria da bacia é caracterizada por verões chuvosos e invernos secos com precipitação atmosférica média anual de 1100 mm. Geralmente os períodos chuvosos correspondem aos meses de Janeiro a março e os períodos de seca de julho a Setembro. Outubro e Dezembro são os

meses em que se observa o início do período de chuva enquanto que de abril a junho este está terminando (CEIVAP, 2001).

Outros fatores de grande influência nas características hidrogeoquímicas de um manancial são a composição geológica e o relevo da bacia de drenagem. Um levantamento de recursos naturais realizado pelo Ministério de Minas e Energia (RADAMBRASIL, 1983) identificou a predominância de uma variedade de migmatitos do Pré-Cambriano e gnaisses bandados com relevo moderado nas porções superior e média da bacia de drenagem do RPS. Já na porção inferior, a litologia é composta principalmente por depósitos Quaternários espalhados em uma ampla planície costeira. Assim, a distribuição dos solos é fortemente afetada pelas condicionantes geológicas e geomorfológicas, com Cambisolos dominando a bacia superior, Latosolos e Podsolos concentrados na porção média e solos do tipo Gley predominantemente na porção inferior.

5.2. Estratégia de amostragem

O presente trabalho foi executado entre Agosto e Novembro de 2006, período em que o RPS apresentou as menores vazões deste ano. A elevação da vazão em Novembro coincide com a última saída de campo realizada quando a área de sedimentação amostrada ficou completamente submersa. Os dados da vazão instantânea do RPS e precipitação na região de Campos dos Goytacazes foram fornecidos pelos Laboratórios de Ciências Ambientais (LCA) e de Engenharia Agrícola (LEAG) estabelecidos na UENF, respectivamente. Estes permitiram visualizar o período de amostragem situado na variação anual da vazão e precipitação (Figura 2) e avaliar se houve associação na variabilidade dos indicadores físico-químicos e nutrientes com esses parâmetros.

No decorrer do projeto piloto foram realizadas várias observações de possíveis locais que poderiam ser utilizados para a amostragem. Entretanto problemas de acesso e perturbações antrópicas foram os pontos determinantes na escolha deste local. 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 3). Encontra-se a aproximadamente 25 km da região central da cidade de Campos dos Goytacazes e 10 km da foz do RPS. Situa-se próxima aos

pilares de uma ponte não concluída, 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.

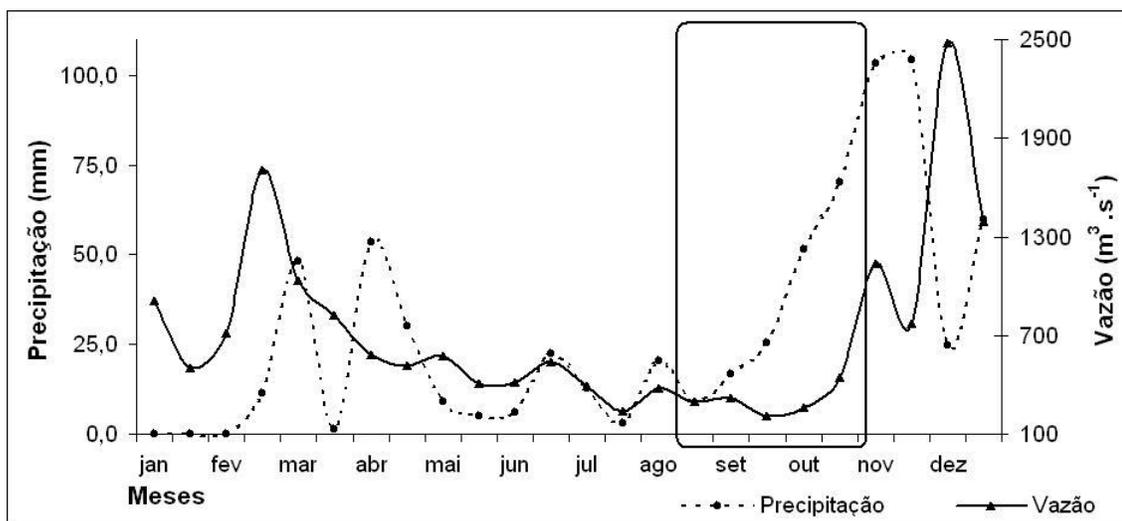


Figura 2: Variação temporal da precipitação (somatório das precipitações quinzenais) e vazão instantânea (determinação quinzenal) na saída da bacia do RPS entre Janeiro e Dezembro de 2006. Em destaque, o período em que foram realizadas as amostragens na área de sedimentação estudada (dados disponibilizados pelo LCA e LEAG – UENF).

Na área de sedimentação amostrada foram marcados dois transectos (Figura 3): o primeiro (1), no sentido jusante-montante no qual estão inseridos oito pontos (P) que distam entre si cerca de 35 m; o segundo (2), foi traçado num plano inclinado ao do transecto 1 partindo do ponto 7, apresentando quatro pontos de coletas: os dois primeiros distam cerca de 35 m e os demais cerca de 70 m. Todos os pontos foram marcados utilizando o Sistema de Posicionamento Global (GPS Garmin 12), assim como a determinação da área do local de sedimentação. Os dados obtidos foram analisados pelo setor de Geoprocessamento do LCA que permitiu plotar os pontos de amostragem no mapa e também auxiliar na determinação da área total do local amostrado.



Figura 3: 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.

Para realizar as amostragens da água intersticial foram confeccionados coletores utilizando canos de PVC de 15 mm de diâmetro, nos quais foram feitos vários furos nas respectivas profundidades em que se queria obter a amostra (Figura 4). Foi fixada uma tela com malha de 1 mm onde foram feitos os furos para evitar a entrada de sedimento nos coletores. Em cada ponto de coleta foram instalados 2 coletores: 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. Entretanto, 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. Isto foi necessário, porque durante o projeto piloto não foi possível obter água até 50 cm de profundidade, possivelmente devido à elevação na topografia da área de deposição de sedimentos.

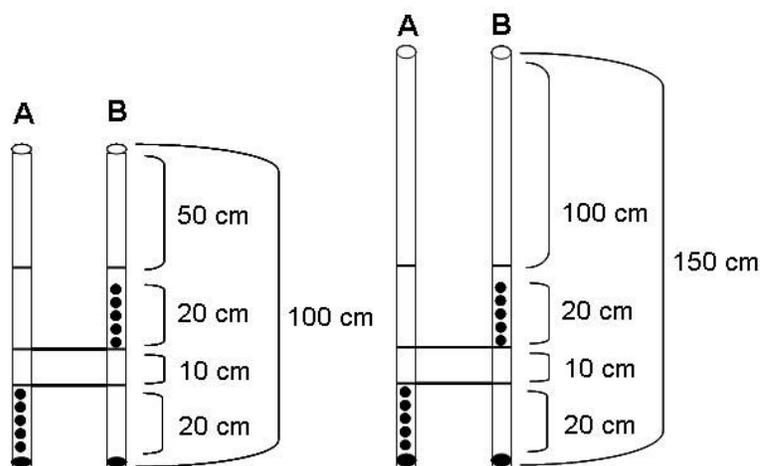


Figura 4: Esquema representativo dos coletores utilizados na área de sedimentação amostrada na saída da Bacia do RPS.

Começando na segunda semana de Agosto de 2006 e terminando na primeira semana de Novembro de 2006, foram realizadas 10 campanhas. Estavam previstas 16 campanhas, mas o período que inicia a estação chuvosa ocorreu antes do previsto. 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.

Primeiramente, foi determinada a profundidade que se encontrava a água em cada coletor nos pontos de amostragem. Para isto foi utilizada uma régua de bambu com uma bóia de isopor na extremidade para que a mesma não afundasse quando tocasse a água dentro do coletor. Para retirar as amostras de água dos coletores foram utilizadas seringas de 60 mL conectadas a uma mangueira plástica que foi inserida dentro de cada coletor. Antes da primeira alíquota ser obtida, foram descartadas cinco seringas para amostrar a água que estava entrando no coletor naquele momento. Em cada coletor foram retiradas quatro seringas de água, totalizando 240 mL, as quais foram condicionadas com as pontas vedadas (evitando o contato com o ar) 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 dados obtidos com as determinações realizadas na água do canal do RPS foram utilizados para observar alterações que podem estar ocorrendo quando esta passa pela área de sedimentação.

Uma campanha extra foi realizada no mês de Outubro com o objetivo de traçar o perfil topográfico e retirar testemunhos para caracterização do sedimento apenas no transecto 1. Foi utilizado o método da mangueira de nível para verificar as variações topográficas na área de sedimentação. Também foram coletados cinco testemunhos para determinar a granulometria e a porcentagem de carbono e nitrogênio totais nas amostras do sedimento. Os 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, ou seja, nos pontos 1, 6 e 8 tinham 50 cm e nos pontos 2 e 4, 100 cm.

5.3. Determinação dos parâmetros físico-químicos

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 através do potenciômetro digital portátil Digimed WTW 330/SET-1. Já no laboratório as amostras de água tiveram os valores de pH (potenciômetro digital portátil Digimed WTW 330/SET-1 com eletrodo de Ag/AgCl) e condutividade elétrica (potenciômetro digital portátil Digimed WTW LF340-A/SET) determinados.

Ainda no laboratório uma alíquota da água não filtrada foi utilizada para a determinação da alcalinidade total, medida por titulador automático (Mettler DL 21). Esta é definida como a concentração de bicarbonatos (HCO_3^-) na água, desta maneira os valores obtidos de HCO_3^- resultaram de um cálculo matemático dos valores de alcalinidade total:

$$[\text{HCO}_3^- \text{ (mg.L}^{-1}\text{)}] = [\text{Alcalinidade (mEq.L}^{-1}\text{)}] \times 61 \times 1000;$$

onde 61 corresponde à massa de HCO_3^- em 1 equivalente grama e 1000 é utilizado para normalizar a equação para mg.L^{-1} (Carmouze, 1994).

5.4. Acondicionamento das amostras

5.4.1. Sedimento

Os testemunhos foram seccionados em sub-amostras de 10 cm e estas porções foram peneiradas utilizando peneiras de aço inox 2 mm Granutest para separar areia, silte e argila das partículas maiores e homogeneizar a amostra. Uma alíquota (cerca de 10 g) de cada secção foi acondicionada em saco plástico identificado, sendo estes conservados em um freezer para a posterior determinação granulométrica. O restante foi peneirado úmido com água destilada em peneiras de aço inox 63 mm Granutest. Desta maneira, foi feita a separação da fração silte-argilosa que permitiu uniformizar os resultados. Após peneiramento, as sub-amostras do sedimento foram secas em estufa de fluxo a 40°C por 24h e homogeneizadas utilizando pistilo e grau. Só então, foram acondicionadas em frascos de polietileno de 50 mL identificados para posterior determinação da porcentagem de carbono e nitrogênio totais nas amostras do sedimento.

5.4.2. Água

No laboratório as amostras armazenadas nas seringas foram filtradas através de membranas de fibra de vidro GF/F Whatman (0,7 μm). O filtrado foi estocado em dois frascos de polietileno de 100mL identificados e conservado em um freezer para posterior determinação de sílica, compostos nitrogenados e fósforo orgânico e inorgânico dissolvidos. Uma porção do filtrado foi armazenada em um frasco âmbar de 20 mL, previamente lavado com solução sulfocrômica, para a determinação de COD. Neste foi adicionado 200 μL de H_3PO_4 concentrado para conservar a amostra que foi armazenada na geladeira para posterior determinação (Sharp *et al.*, 1993).

5.5. Determinações das matrizes

5.5.1. Sedimento

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 Perkin 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. Nas amostras maiores que 63 μm isto não foi possível porque estas foram descartadas após problemas técnicos no freezer onde estavam armazenadas. 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. De acordo com a dimensão das partículas as frações granulométricas recebem denominações específicas. Segundo uma simplificação da escala granulométrica do “Massachusetts Institut of Technology” (MIT) e a metodologia da ABNT-NBR 7181 as partículas podem ser classificadas como areia grossa ($0,6 < d < 2$ mm), areia média ($0,2 < d < 0,6$ mm), areia fina ($0,06 < d < 0,2$ mm), silte ($0,02 < d < 0,06$ mm, uma simplificação de silte grosso + silte médio + silte fino) e argila ($d < 0,02$ mm). Assim, esta definição de partícula foi utilizada na obtenção dos resultados por este equipamento que fornece as porcentagens de cada uma destas frações.

5.5.2. Água

Visando uma maior confiabilidade dos dados as amostras de água foram determinadas utilizando padrões certificados Titrisol® devidamente preservados na geladeira. Também foram determinadas em triplicatas para minimizar a sub ou superestimação dos dados, exceto para cromatografia líquida de alta performance em que a certificação foi realizada repassando um padrão a cada 10 amostras. Ainda foram realizadas comparações com amostras já determinadas para haver um controle analítico dos protocolos e, da mesma forma, conferências comparativas das absorvâncias (métodos espectrofotométricos) e sinais elétricos (método de cromatografia líquida de alta pressão) a cada novo procedimento de determinação.

As concentrações de N-NH_4^+ (colorimetria indofenol), N-NO_2^- (colorimetria por formação de um composto azo), Si-SiO_2 (colorimetria molibdato azul), P-PO_4^{3-} (colorimetria molibdato azul) e P-PTD (colorimetria molibdato azul após digestão com persulfato de potássio) foram determinadas em triplicata por espectrofotômetro de UV visível Shimadzu. A concentração de P-POD em cada amostra foi obtida subtraindo-se o P-PTD do P-PO_4^{3-} , sendo o limite de detecção do método de aproximadamente $0,03 \mu\text{mol.L}^{-1}$ para todos os compostos de fósforo (Carmouze, 1994). Contudo, apenas as concentrações de P-PO_4^{3-} e P-POD foram utilizadas no tratamento dos dados devido à redundância que representaria se fosse utilizado as concentrações de P-PTD.

As concentrações de N-NO_3^- e dos ânions SO_4^{2-} e Cl^- foram determinadas por cromatografia líquida de alta pressão (HPLC, Merck-Hitachi L-6200) com detector de condutividade elétrica. O limite de detecção calculado para este método foi de aproximadamente $0,08 \mu\text{mol.L}^{-1}$, para N-NO_3^- , e $0,02 \text{mg.L}^{-1}$ para todos os demais compostos determinados (Quattrocchi *et al.*, 1992).

O COD foi determinado, após acidificação com HCl 2N e purga com ar ultra puro, por oxidação catalítica em alta temperatura no analisador TOC-5000 Shimadzu.

5.6. Correção na concentração dos nutrientes

Para minimizar o efeito da diluição ou concentração dos nutrientes por precipitação ou evaporação da água na área de sedimentação, respectivamente, foi

utilizado o cloreto (Cl^-) como um elemento traçador. Este íon não sofre interferência da biota quando está no ambiente de forma que as alterações em sua concentração são devido a processos físicos como alteração na proporção de água no meio (McLaughlin, 2008).

Partindo desta premissa, um cálculo matemático foi utilizado para obter a concentração corrigida dos nutrientes:

$$[\text{Nutriente.cor}] = [\text{Nutriente}] \times \left\{ 1 - \left(\frac{([\text{Cl}^-_i] - [\text{Cl}^-_r])}{[\text{Cl}^-_r]} \right) \right\}$$

onde $[\text{Nutriente}]$ é a concentração do nutriente a ser corrigido, $[\text{Cl}^-_i]$ é a concentração de cloreto (mg.L^{-1}) no ponto de amostragem e $[\text{Cl}^-_r]$ é a concentração de cloreto na água do rio (mg.L^{-1}) em cada dia de amostragem. Esta foi utilizada como referência para avaliar se houve variação na concentração do cloreto nos pontos de amostragem a cada nova coleta.

5.7. Análise dos dados

Para testar a hipótese acima postulada (Tópico 3) foi utilizado o programa R-system (The R Foundation for Statistical Computing, R Version 2.2.1, Copyright 2005).

Primeiramente, foi realizada uma análise exploratória dos dados 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 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.

Logo após, os dados foram padronizados subtraindo-se a média de cada variável e dividindo o resultado pelo desvio padrão, com o objetivo de reduzir a dimensionalidade dos dados. Para avaliar a relação entre as variáveis e os pontos

de coleta em função de suas características ambientais foi realizada uma PCA utilizando os autovalores encontrados. Esta análise teve o objetivo de ordenar os fatores que estariam influenciando as variáveis ambientais determinadas nos pontos de coleta.

Os autovalores também foram arbitrados para 3 componentes principais para uma análise mais detalhada das relações entre as variáveis e entre os padrões de distribuição espacial indicados pela amostragem. Em ambos os casos foram adotados uma metodologia denominada “fuzzyclustering”, responsável por classificar a relação das variáveis e dos padrões espaciais indicados pela amostragem através da similaridade observada no comportamento dos parâmetros determinados entre os pontos amostrados.

6. RESULTADOS

6.1. Topografia, granulometria e conteúdo de carbono e nitrogênio totais

O perfil topográfico determinado no transecto 1 (Figura 5) variou de 0 a 59 cm do ponto 8 para o ponto 2, respectivamente. Foi possível observar que houve uma elevação gradativa da topografia no sentido montante-jusante na área de deposição.

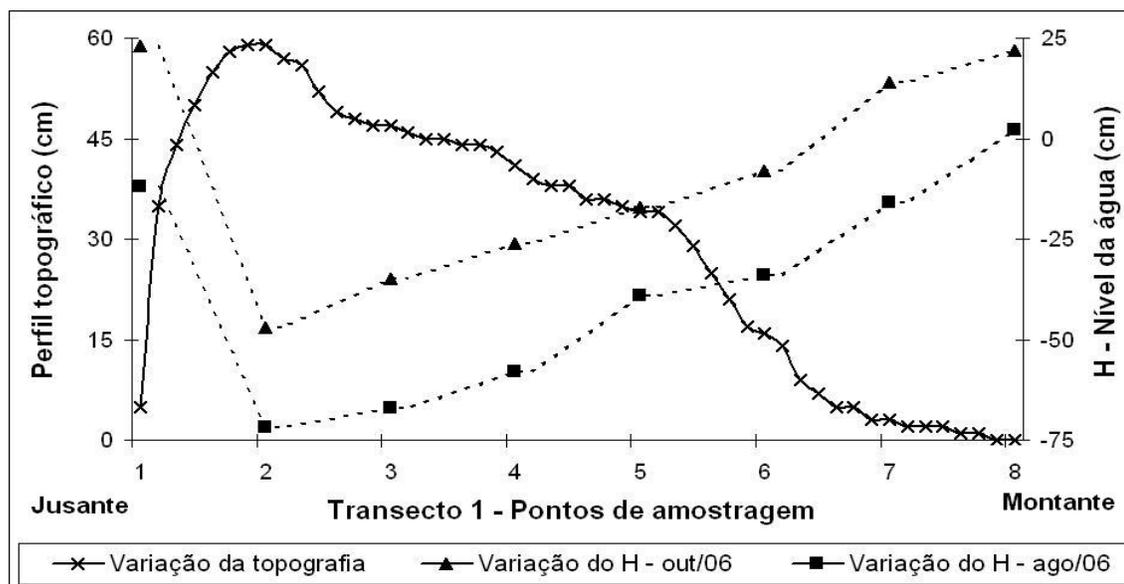


Figura 5: Esquema representativo do perfil topográfico e das variações do nível da água (H) nos pontos de amostragem do transecto 1 na área de sedimentação amostrada na saída da Bacia do RPS. Os resultados de H representam os valores mínimos (Agosto/06) e máximos (Outubro/06) observados nos dias em que foi possível amostrar todos os pontos.

A Figura 6 apresenta a distribuição granulométrica, os percentuais de carbono e nitrogênio totais e a razão C:N nas amostras de sedimento. A distribuição granulométrica 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 outros pontos de amostragem. Mas, em todas as amostras as frações de areia fina ($\leq 5\%$), silte ($< 1\%$ apenas em duas amostras e nd nas demais) e argila (nd) foram insignificantes se comparadas às demais frações (Apêndice – Tabela 2).

As concentrações de carbono e nitrogênio totais variaram entre 0,7 e 2,0 % e $\leq 0,2\%$, respectivamente, e a razão C:N entre 7,0 e 26,7. (Figura 6). 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.

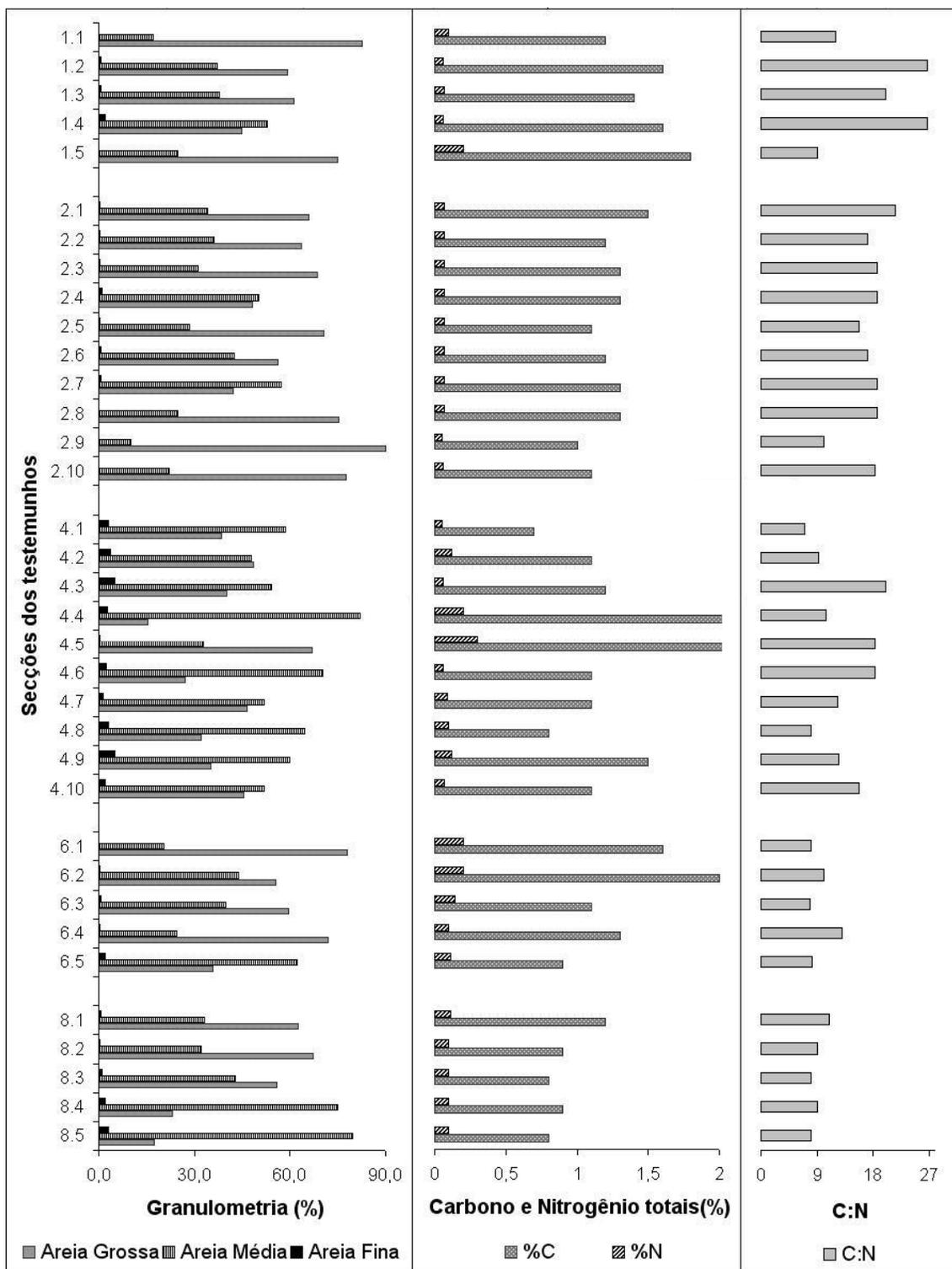


Figura 6: Distribuição granulométrica, porcentagem de carbono e nitrogênio totais e razão C:N na área de sedimentação amostrada na saída da Bacia do RPS. Os n^{os}. 1, 2, 4, 6 e 8 representam os pontos no transecto 1 onde foram retirados os testemunhos. Os n^{os}. de n.1 a n.10 representam as secções 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.

6.3. Variáveis físico-químicas

Na tabela 1 estão listados os números de observações, os valores mínimos, máximos, médias aritméticas, medianas e desvios padrão das variáveis amostradas na área de deposição de sedimento na saída da Bacia do Rio Paraíba do Sul.

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	–
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}
Eh	195	- 218	247	52	63	114	170 - 268	mV
COD	195	0,6	5,8	2,1	1,9	0,8	2,1 - 3,2	mg.L^{-1}
P- PO_4^{-3}	195	< 0,03	77,7	1,3	0,5	5,9	0,1 - 3,4	$\mu\text{mol.L}^{-1}$
P-POD	195	< 0,03	24,4	1,2	0,4	2,7	0,2 - 5,3	$\mu\text{mol.L}^{-1}$
N- NO_2^-	195	0,2	8,2	1,3	1,1	0,9	1,0 - 2,6	$\mu\text{mol.L}^{-1}$
N- NO_3^-	195	< 0,08	299	27,5	12,2	40,9	30,0 - 70,3	$\mu\text{mol.L}^{-1}$
N- NH_4^+	195	0,1	95,7	16,8	5,8	23,1	0,8 - 39,1	$\mu\text{mol.L}^{-1}$
SiO_2	195	27	520	315	308	81	247 - 424	$\mu\text{mol.L}^{-1}$
Cl^-	195	3,0	21,6	6,4	6,0	2,2	5,8 - 11,6	mg.L^{-1}
SO_4^{-2}	195	< 0,02	11,9	4,3	4,3	2,1	3,3 - 4,9	mg.L^{-1}

*Resultados da água do canal fluvial do RPS.

Nas figuras 5 e 7A podem ser observadas a flutuação do nível da água dentro dos coletores (H) durante os trabalhos de campo 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. A montante, os pontos mais externos (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.

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 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 condutividade elétrica (Figura 8) variou entre 70 e 295 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ durante o período 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 no RPS. 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).

A alcalinidade total (Figura 8B) apresentou um comportamento semelhante ao observado para a condutividade elétrica (0,2 a 2,6 $\text{mEq}\cdot\text{L}^{-1}$). 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.

A partir das amostragens foi possível constatar o que já era esperado, os valores de Eh na área de deposição de sedimento (Figura 9A) foram significativamente diferentes dos encontrados para a água do canal fluvial, 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.

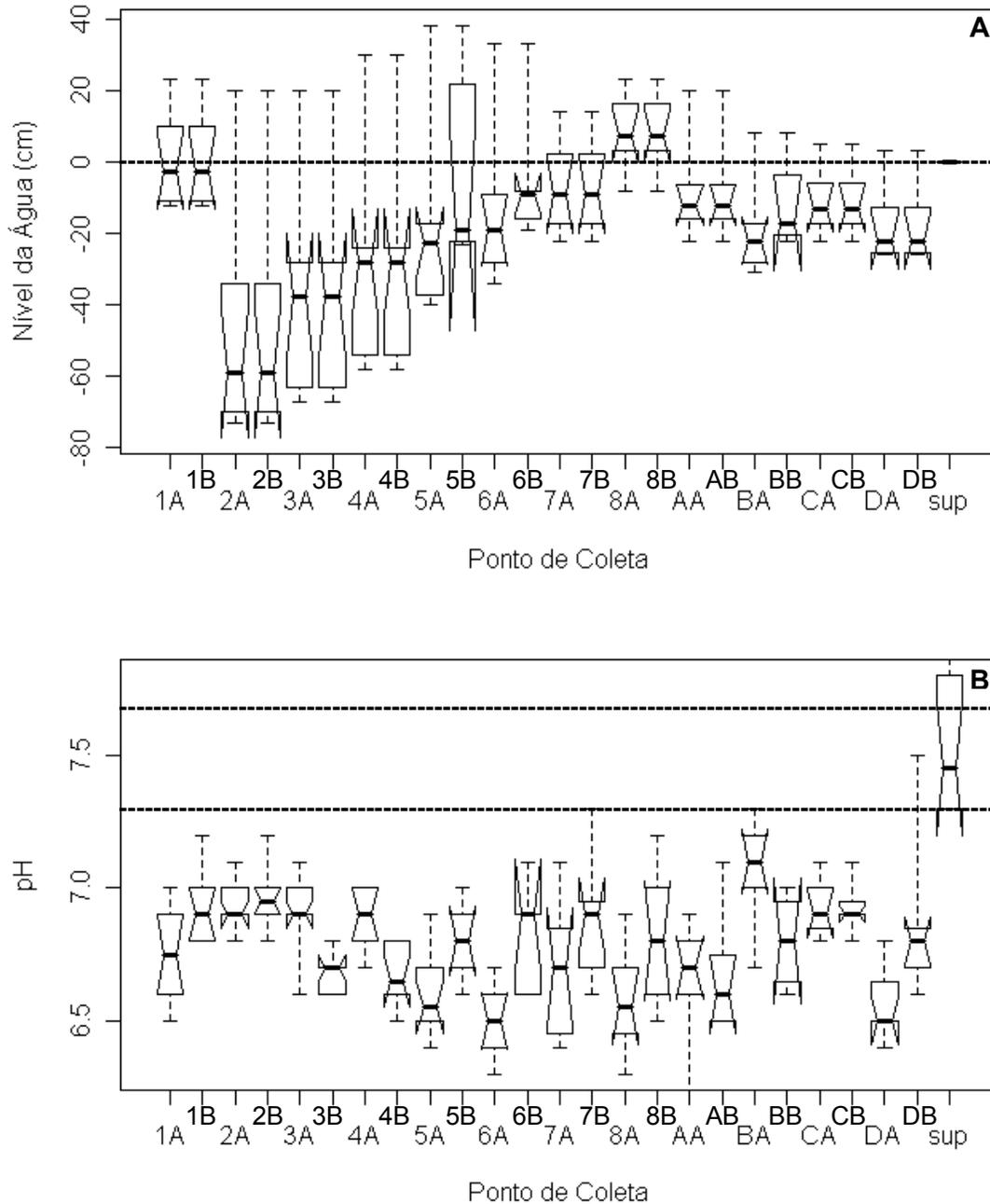


Figura 7: “Boxplot” indicando os valores máximos, mínimos, intervalo interquartil, mediana e seu limite de confiança (chanfradura) para o nível da água (A) e pH (B) na área de sedimentação amostrada e no canal fluvial na saída da Bacia do RPS. Os pontos de coleta (1 a 8; A a D) nas diferentes profundidades (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).

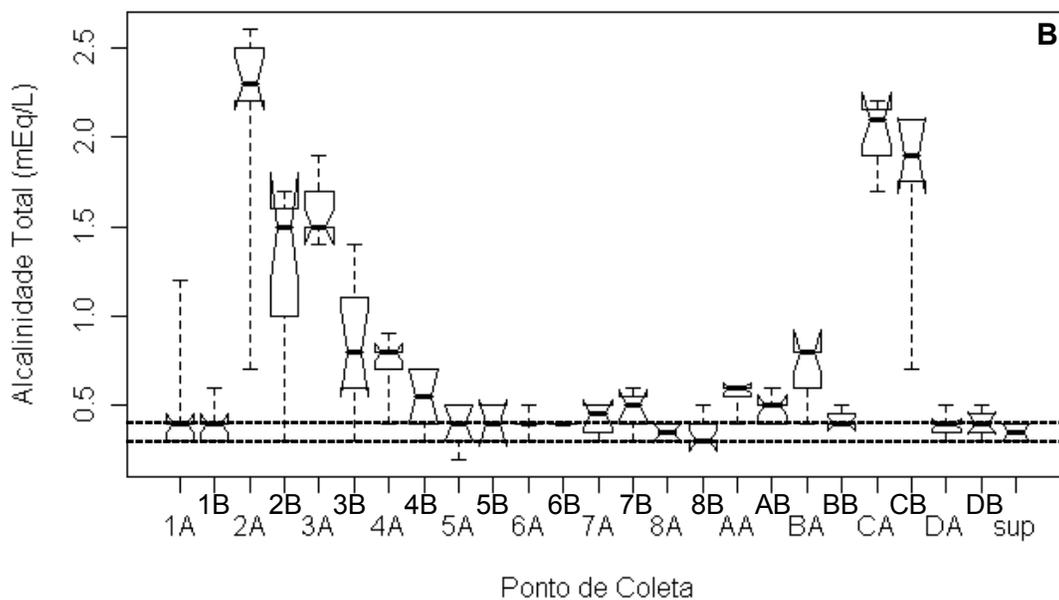
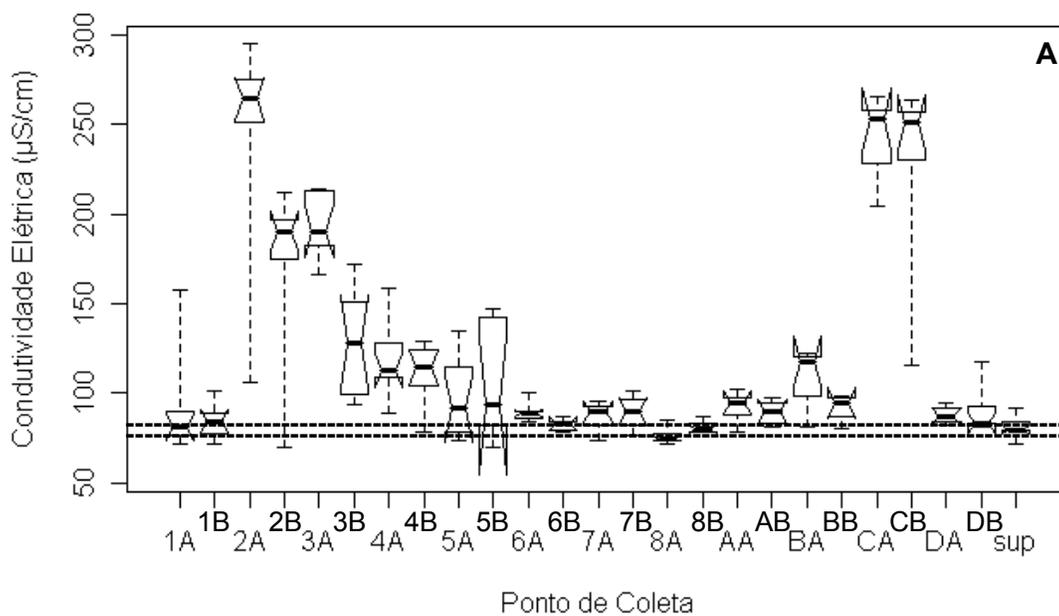


Figura 8: “Boxplot” indicando os valores máximos, mínimos, intervalo interquartil, mediana e seu limite de confiança (chanfradura) para condutividade elétrica (A) e alcalinidade total (B) na área de sedimentação amostrada e no canal fluvial na saída da Bacia do RPS. Os pontos de coleta (1 a 8; A a D) 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).

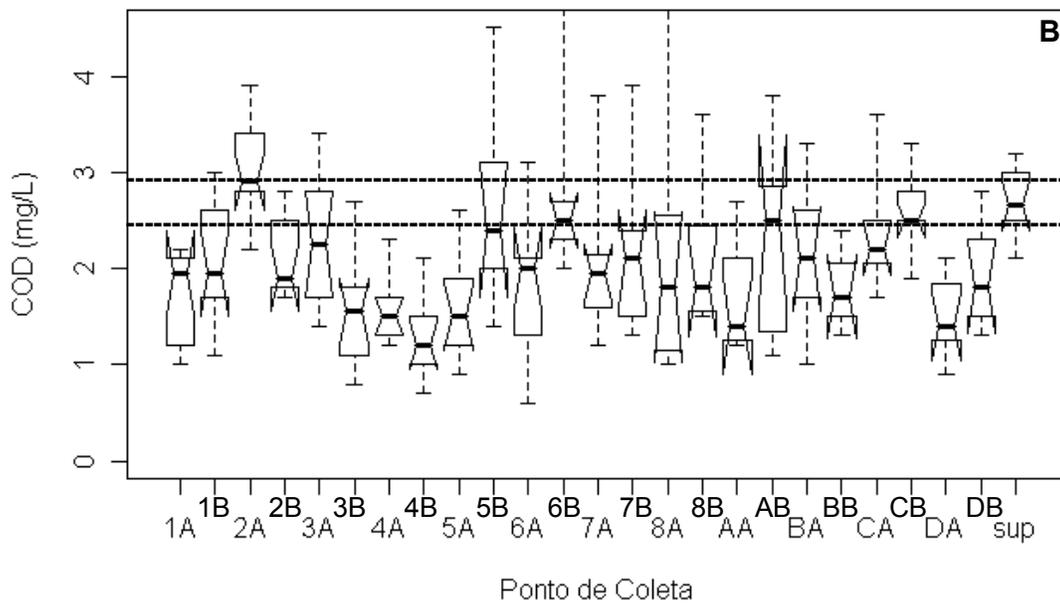
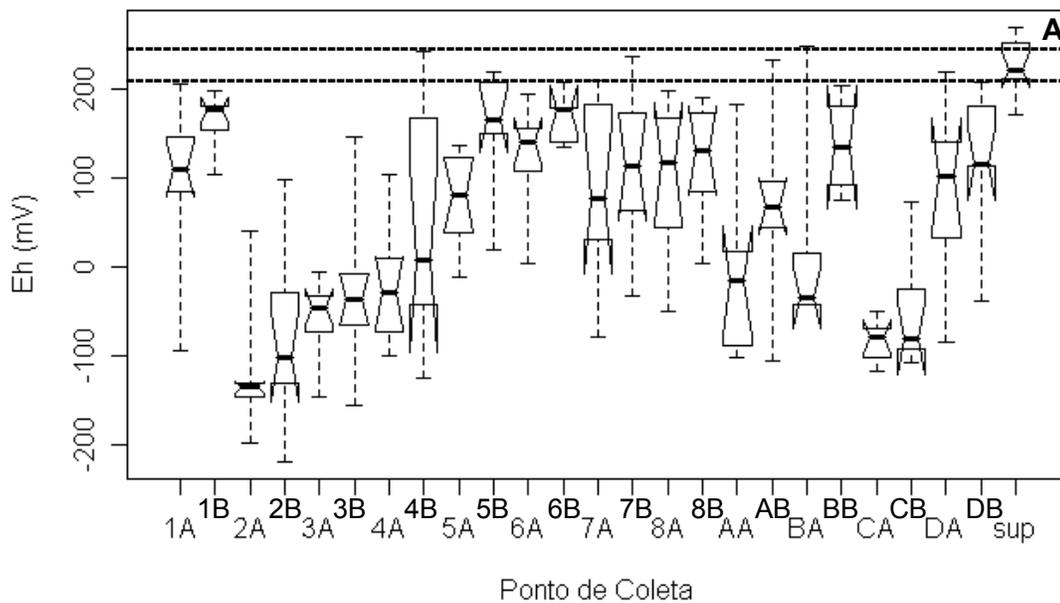


Figura 9: “Boxplot” indicando os valores máximos, mínimos, intervalo interquartil, mediana e seu limite de confiança (chanfradura) para Eh (A) e COD (B) na área de sedimentação amostrada e no canal fluvial na saída da Bacia do RPS. Os pontos de coleta (1 a 8; A a D) nas diferentes profundidades (A - 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).

As concentrações de COD (Figura 9B) não apresentaram um padrão definido de variação entre os pontos amostrados. Contudo, a maior parte destes apresentou concentrações significativamente menores que a água do canal central do RPS. A flutuação dos valores encontrados para COD esteve entre 0,6 e 5,8 mg.L⁻¹.

As formas inorgânica e orgânica de fósforo (Figuras 10A e 10B) variaram entre < 0,03 (limite de detecção do método) e 77,7 µmol.L⁻¹ e < 0,03 e 24,4 µmol.L⁻¹, respectivamente. As concentrações de ortofosfato e POD não apresentaram uma diferença significativa às encontradas na água do RPS, exceto para ortofosfato no ponto 6B. Apesar da diferença entre valores mínimos e máximos em alguns pontos, aumentando o intervalo de confiança das medianas, é possível perceber que os valores medianos de todos os pontos na área amostrada não apresentaram uma diferença acentuada em relação à água do canal do RPS.

Os valores de nitrito (0,2 e 8,2 µmol.L⁻¹) também tiveram um comportamento similar ao das concentrações de ortofosfato e POD (Figura 11A), Este não apresentou uma diferença significativa entre as concentrações determinadas na água intersticial e as do canal principal do RPS, exceto para o ponto AA. Constatou-se ainda que em alguns pontos houve uma elevada amplitude de variação nas concentrações. Mesmo assim, as medianas foram mantidas dentro de uma pequena faixa de variação.

O nitrato apresentou uma grande flutuação nas suas concentrações obtidas em alguns pontos de amostragem, variando de < 0,03 a 299 µmol.L⁻¹ (Figura 11B). Também foi possível constatar que os pontos de fundo tendem a apresentar concentrações de nitrato menores que os de superfície, sendo esta diferença significativa nos pontos 1 a 5, 6, 8, A, B e D. Ainda, grande parte dos pontos amostrados apresentou valores para este parâmetro significativamente diferentes dos obtidos na água do canal do RPS. Somente em alguns pontos (1, 5, 6 e B), principalmente os amostrados utilizando o coletor B, isto não foi constatado. Outros apresentaram concentrações baixas não detectáveis pelo equipamento, sendo, na sua totalidade, em amostras obtidas com coletores de fundo.

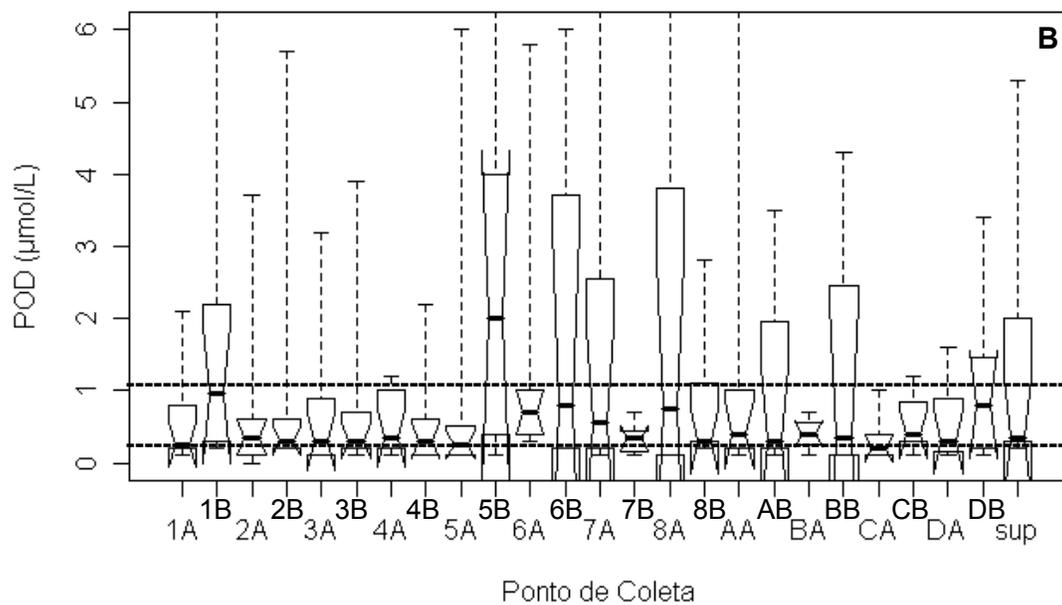
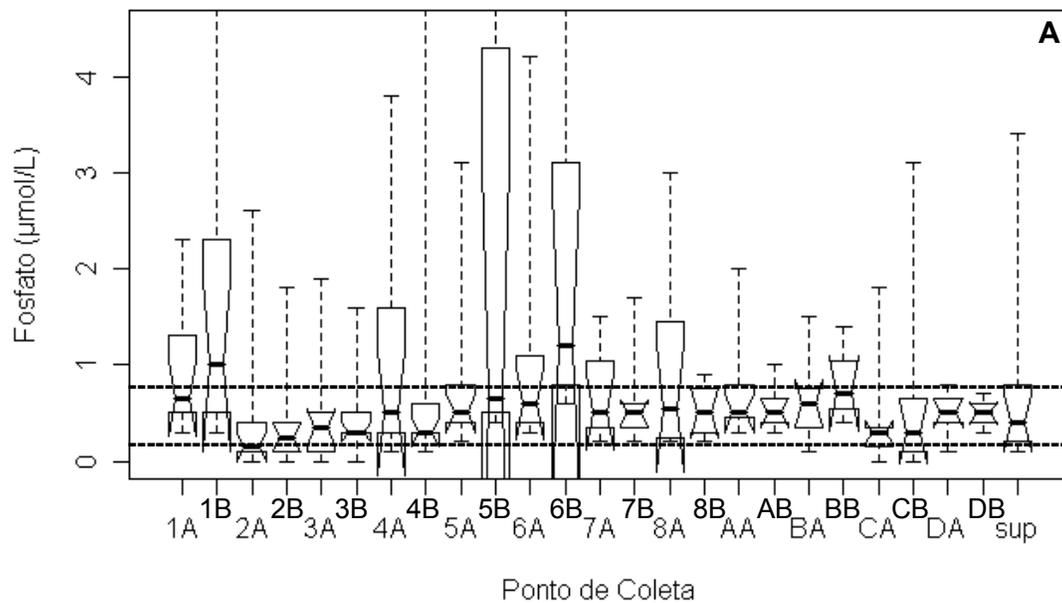


Figura 10: “Boxplot” indicando os valores máximos, mínimos, intervalo interquartil, mediana e seu limite de confiança (chanfradura) para ortofosfato (A) e POD (B) na área de sedimentação amostrada e no canal fluvial na saída da Bacia do RPS. Os pontos de coleta (1 a 8; A a D) nas diferentes profundidades (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).

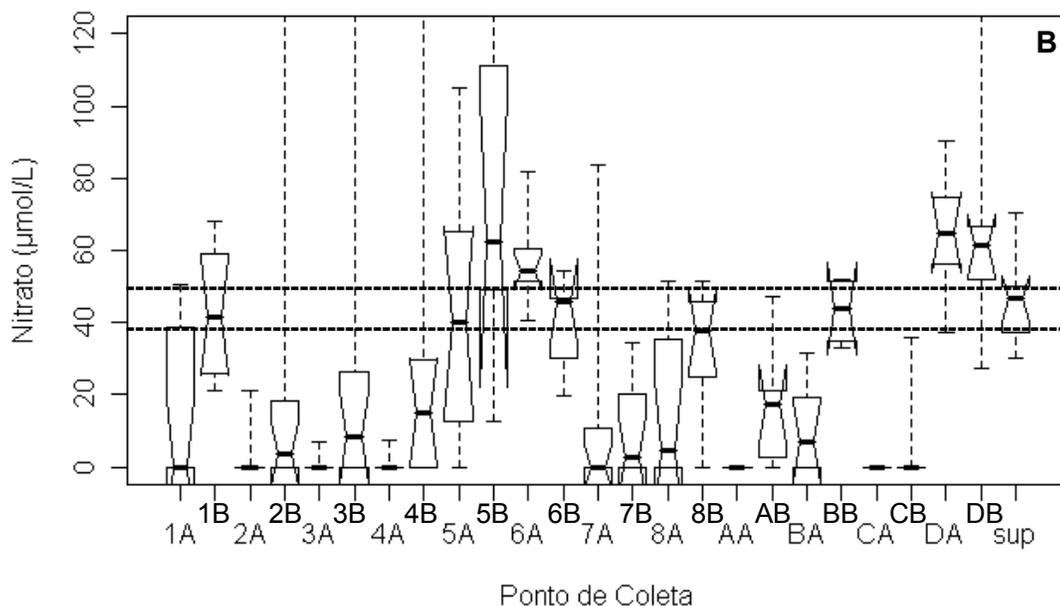
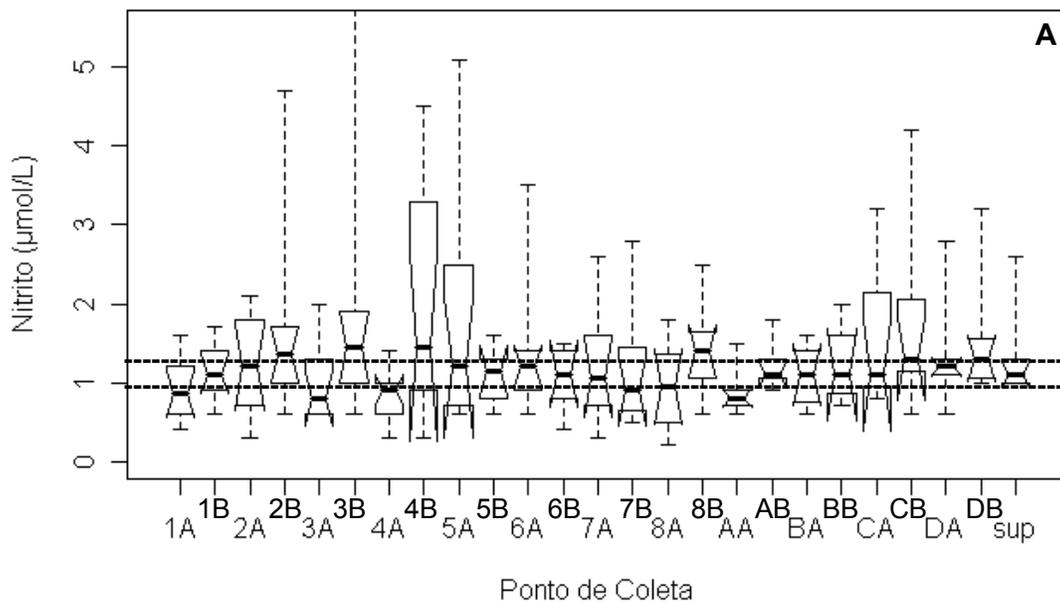


Figura 11: “Boxplot” indicando os valores máximos, mínimos, intervalo interquartil, mediana e seu limite de confiança (chanfradura) para nitrito (A) e nitrato (B) na área de sedimentação amostrada e no canal fluvial na saída da Bacia do RPS. Os pontos de coleta (1 a 8; A a D) nas diferentes profundidades (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).

As concentrações de amônio (Figura 12A) nos pontos de amostragem, assim como nitrato, também apresentaram uma amplitude de variação elevada (0,1 a 95,7 $\mu\text{mol.L}^{-1}$). Os pontos 2, 3, BB, e C foram os únicos que apresentaram uma diferença significativa em relação à água do canal fluvial do RPS. Este parâmetro não apresentou um nítido padrão de variação, mas os pontos que estão no interior na área de sedimentação apresentaram concentrações mais elevadas (2, 3A e C).

A sílica (Figura 12B) foi outra variável que não apresentou um padrão definido de variação entre os pontos amostrados. Todavia foi um parâmetro que apresentou valores mínimos (27 $\mu\text{mol.L}^{-1}$) e máximos (520 $\mu\text{mol.L}^{-1}$) extremos. Em alguns pontos mais internos houve uma diferença significativa na concentração da sílica (2, 3, 4A, 7B e C) se comparados à água do canal do RPS.

A variação nas concentrações dos ânions cloreto e sulfato estiveram entre 3,0 e 21,6 mg.L^{-1} e < 0,03 e 11,9 mg.L^{-1} , respectivamente (Figuras 13A e 13B). Estes também não apresentaram um padrão definido de variação. Porém, o sulfato apresentou menores concentrações sob condições redutoras (Eh negativo). Para ambos, alguns pontos foram significativamente diferentes dos resultados encontrados para a água do canal fluvial do RPS (2A, 8B, BB e CB, para cloreto; 2A, 3A, 4, 5A, 6A, 7A e C para sulfato).

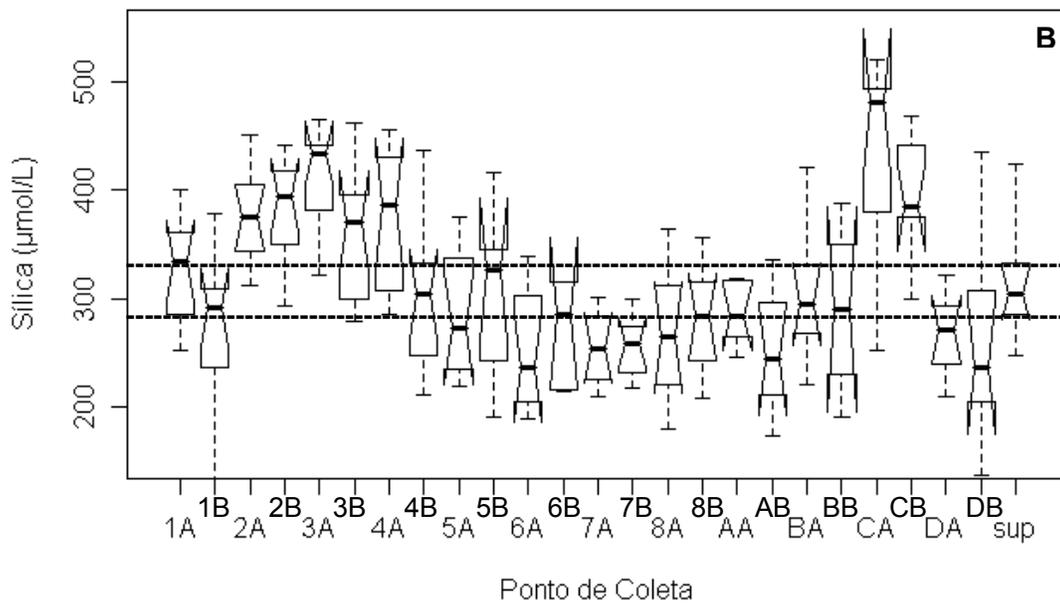
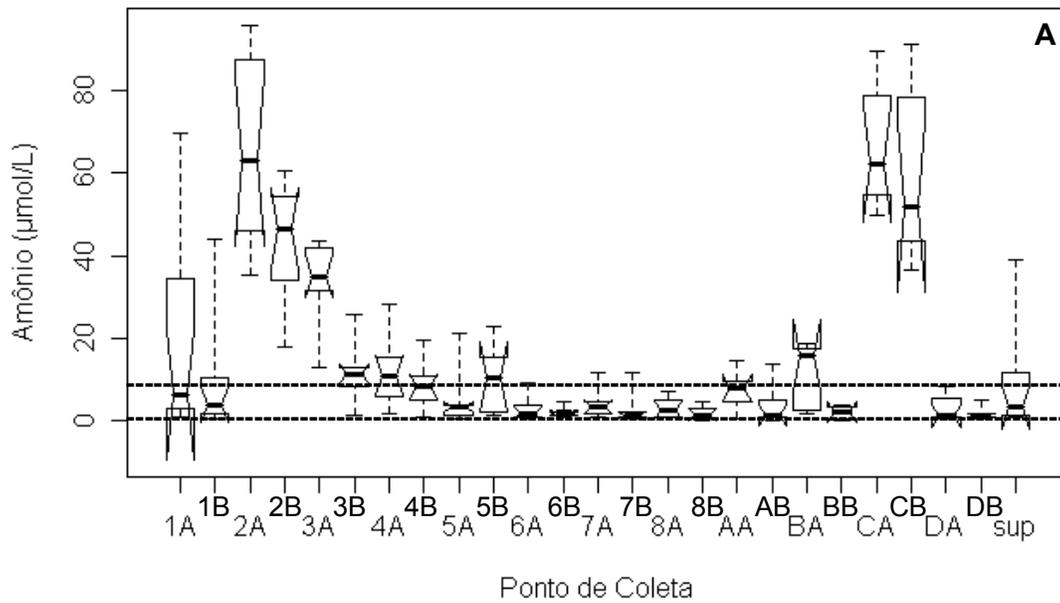


Figura 12: “Boxplot” indicando os valores máximos, mínimos, intervalo interquartil, mediana e seu limite de confiança (chanfradura) para amônio (A) e sílica (B) na área de sedimentação amostrada e no canal fluvial na saída da Bacia do RPS. Os pontos de coleta (1 a 8; A a D) nas diferentes profundidades (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).

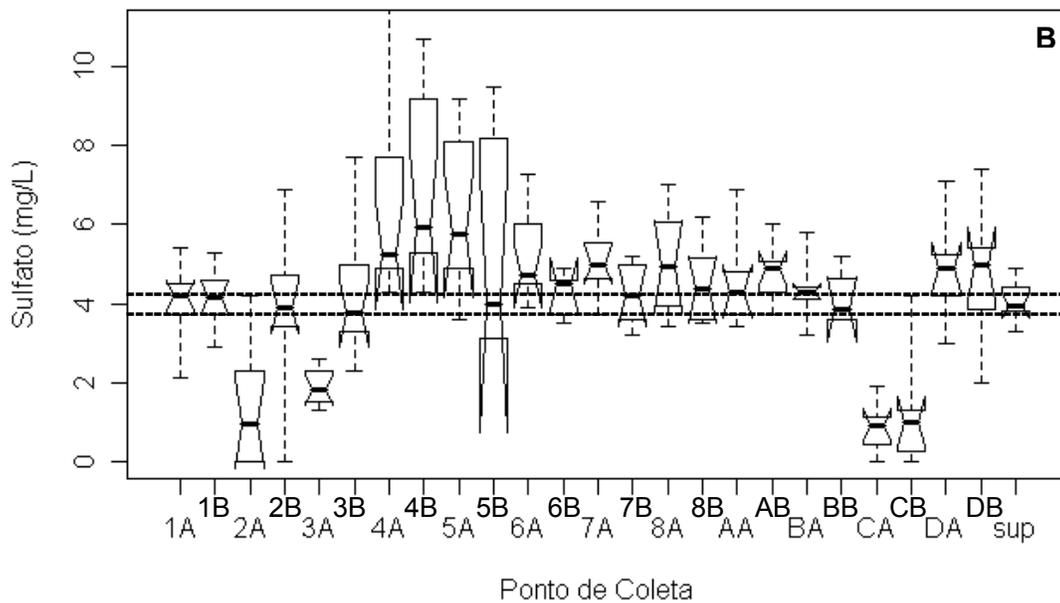
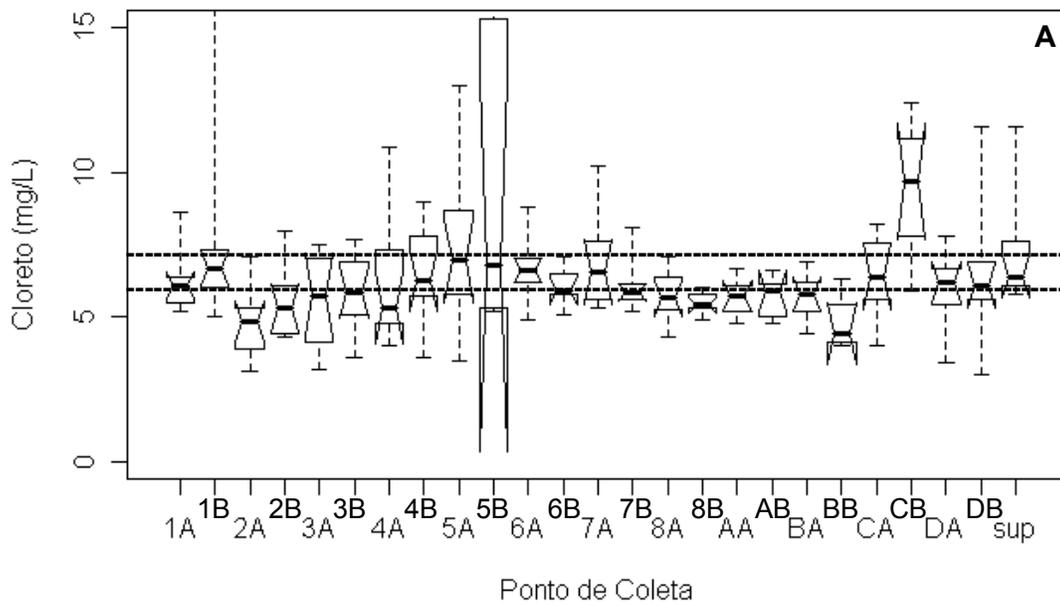


Figura 13: “Boxplot” indicando os valores máximos, mínimos, intervalo interquartil, mediana e seu limite de confiança (chanfradura) para cloreto (A) e sulfato (B) na área de sedimentação amostrada e no canal fluvial na saída da Bacia do RPS. Os pontos de coleta (1 a 8; A a D) nas diferentes profundidades (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).

6.2. Análise da PCA e classificação das variáveis biogeoquímicas

A aplicação da PCA ao conjunto de dados padronizados permitiu hierarquizar 3 principais fatores responsáveis por 77% da variância dos dados (Figura 14). Eles são os processos bioquímicos na coluna sedimentar (44%), a variação nos parâmetros físico-químicos e na concentração dos nutrientes do aporte de água do RPS para a área de sedimentação (17%) e os processos físicos de precipitação e evaporação (16%).

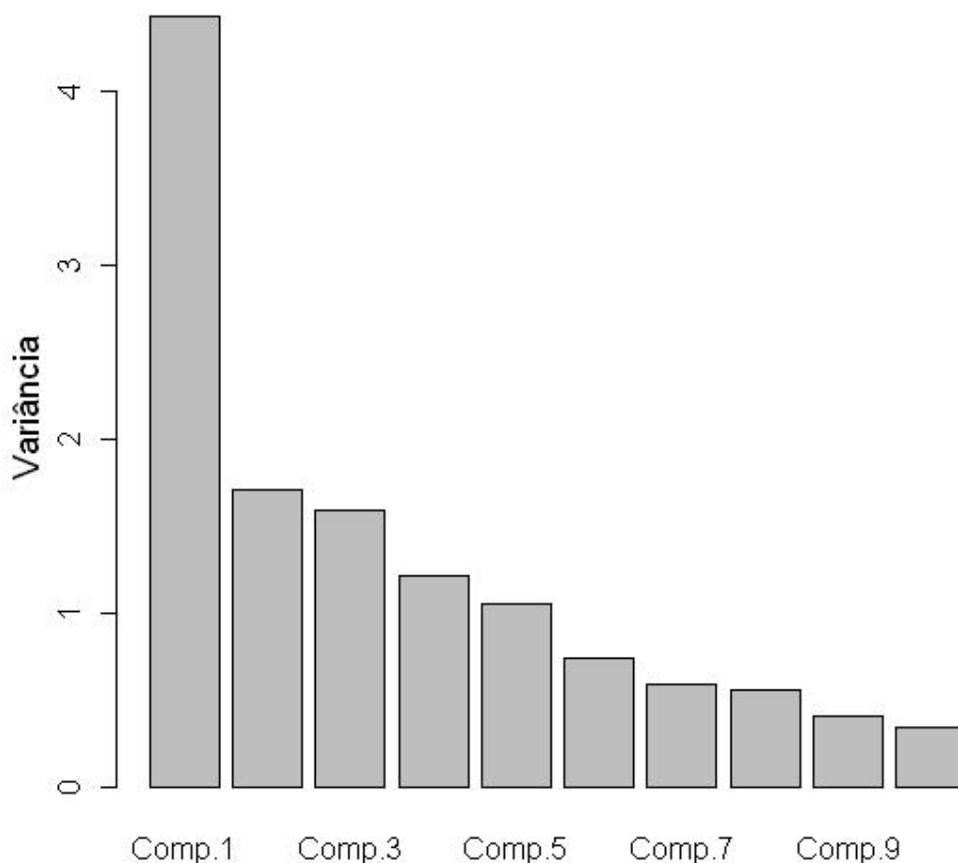


Figura 14: “Screenplot” ilustrando as componentes principais determinadas a partir dos autovalores obtidos através da padronização dos dados da área de sedimentação amostrada na saída da Bacia do RPS.

Analisando a figura 15 é possível perceber nitidamente, a partir da interação entre as 3 componentes principais básicas, que os pontos de coleta estão divididos em 2 grupos distintos pela densidade e dispersão dos dados, de acordo com as variações nos parâmetros determinados. Entretanto, através da classificação da relação dos padrões espaciais indicados pela amostragem em função da

similaridade dos dados, utilizando a metodologia de “fuzzyclustering”, pode-se perceber que os pontos de amostragem estão em 3 grupos (Figura 16). A interação entre 2 destes grupos é considerável, o que impossibilitou a sua percepção imediata ao observar a figura 15. Contudo, o terceiro grupo é distinto em ambas figuras, definindo de forma marcante alguns pontos de amostragem de acordo com a similaridade no comportamento das variáveis determinadas.

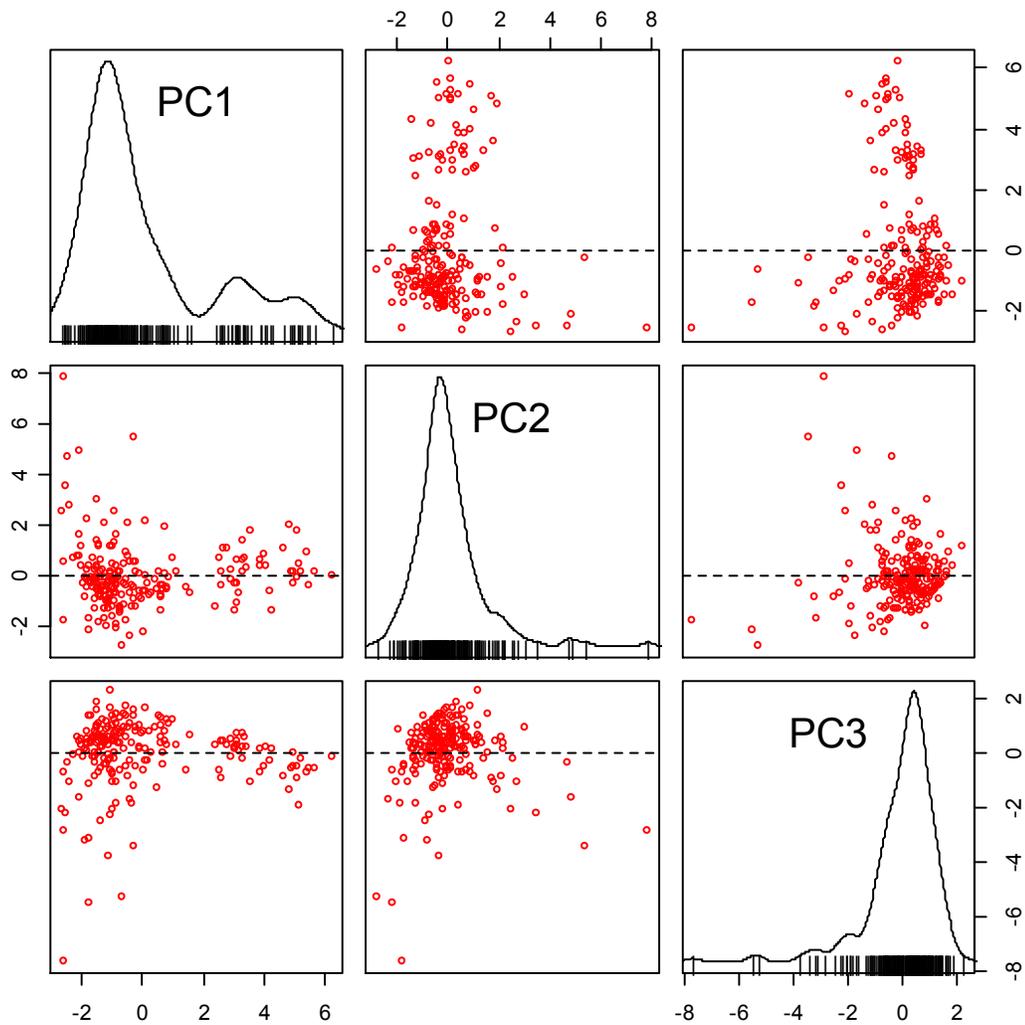


Figura 15: Dispersão e densidade dos pontos de coleta em função das componentes principais determinadas a partir dos autovalores obtidos através da padronização dos dados da área de sedimentação amostrada na saída da Bacia do RPS.

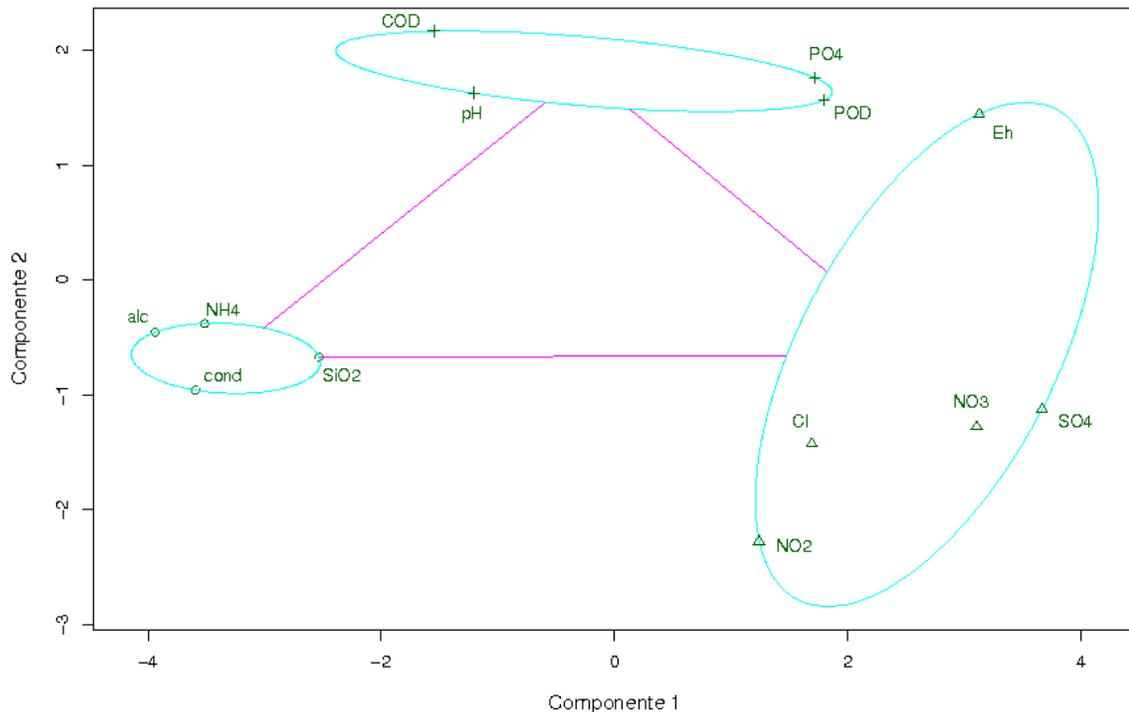


Figura 17: Classificação da relação das variáveis indicada pela amostragem, utilizando a metodologia de “fuzzyclustering”, em função da similaridade dos autovalores obtidos através da padronização das variáveis determinadas na área de sedimentação amostrada na saída da Bacia do RPS.

6.3. Variação temporal das variáveis físico-químicas

A variação temporal dos parâmetros determinados foi descrita com base nas relações entre as variáveis e entre os padrões de distribuição espacial indicados pela amostragem, utilizando a metodologia de “fuzzyclustering”. Assim, o padrão de variação temporal das variáveis que apresentaram flutuações correlatas será descrito por uma destas, ressaltando apenas suas particularidades. A variação da vazão instantânea, da precipitação e dos indicadores determinados na água do canal fluvial também foi apresentada para avaliar sua interferência na área de sedimentação.

No primeiro grupo estão pH (Figura 18), COD, ortofosfato e POD (Apêndice – Figura 26). Estes parâmetros apresentam uma redução gradativa nos seus valores acompanhando a diminuição da vazão. Na primeira coleta de Outubro, durante a elevação da vazão do RPS houve uma redução destes parâmetros. Suas

concentrações tornaram a aumentar novamente com a vazão, mas com menor intensidade. Contudo, estes parâmetros apresentaram variações similares as da pluviosidade e da água do canal fluvial do RPS, exceto o pH.

No segundo grupo encontram-se condutividade elétrica (Figura 19), amônio alcalinidade total e sílica (Apêndice – Figura 27). Alcalinidade total e condutividade elétrica apresentaram valores com flutuações mínimas entre Agosto e Setembro, sendo que o mesmo não foi observado para amônio e sílica. Porém, com o aumento da vazão e da precipitação, em Outubro houve uma redução nos valores de todos estes parâmetros na água intersticial os quais se elevaram apenas em Novembro, quando ocorreu o aumento considerável da vazão e diminuição da precipitação. Entretanto, estes indicadores não apresentaram qualquer relação entre sua variação na água intersticial e do canal fluvial.

Do terceiro e último grupo fazem parte cloreto (Figura 20), nitrato (Figura 21), nitrito, Eh e sulfato (Apêndice – Figura 28). Nitrato e nitrito apresentaram flutuações similares, não apresentando qualquer relação com as variações da vazão, precipitação e da água do canal fluvial do RPS. Os outros indicadores apresentaram um aumento nos seus valores com o aumento da precipitação entre Agosto e Outubro de 2006. Porém, não houve um aumento gradual conforme o aumento da pluviosidade, mas sim repentino com o pico da precipitação. Somente em Novembro, quando houve o aumento considerável da vazão e a diminuição da pluviosidade, verificou-se uma redução nos resultados destes parâmetros. Estes parâmetros, assim como os apresentados anteriormente, não apresentaram suas flutuações associadas as água do RPS.

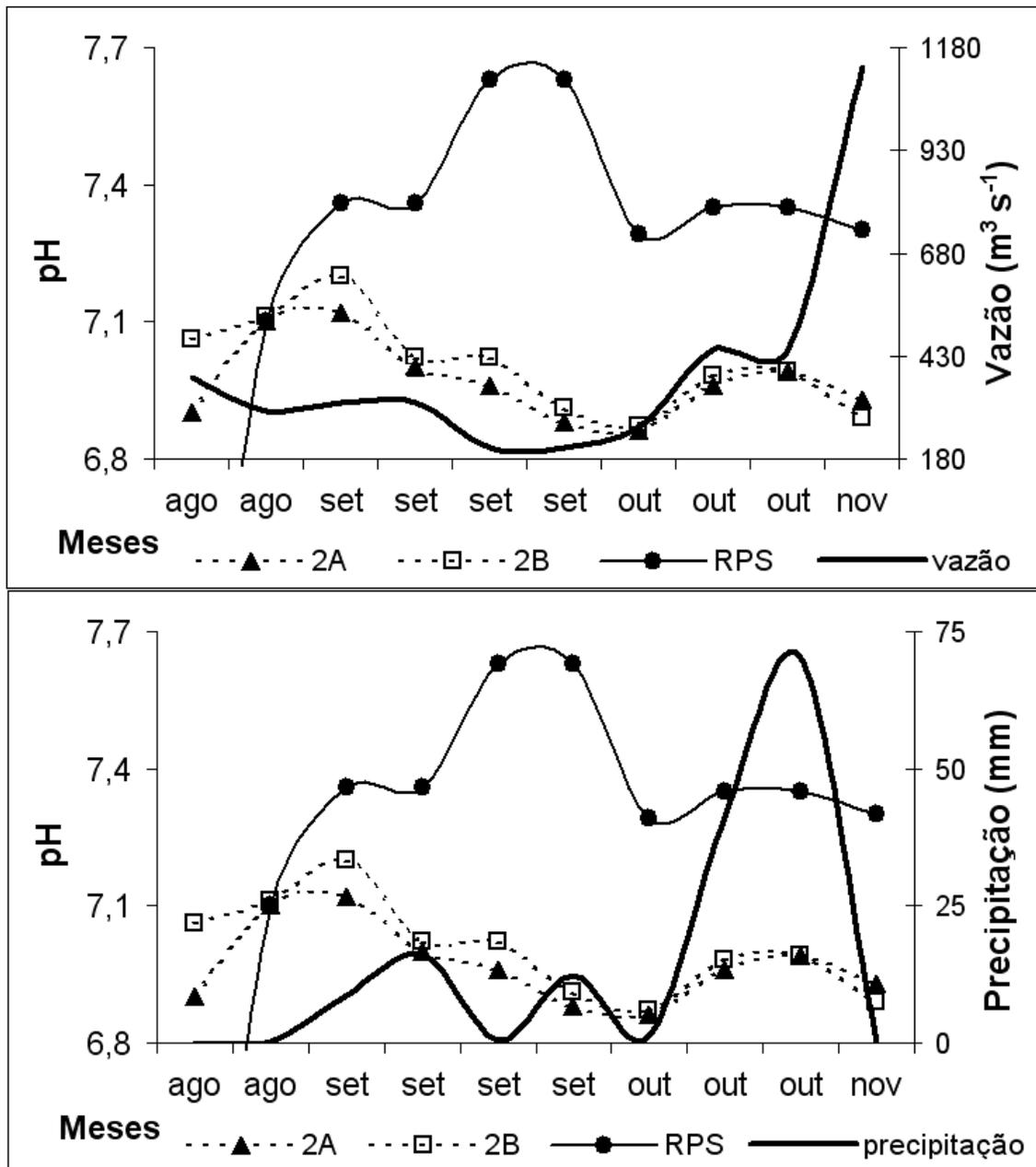


Figura 18: Variação temporal do pH na área de sedimentação estudada, ponto de amostragem 2 – fundo (A) e superfície (B) – na saída da bacia do RPS entre Agosto e Novembro de 2008. Também estão representadas as flutuações da precipitação (até 01/11/06) e vazão instantânea.

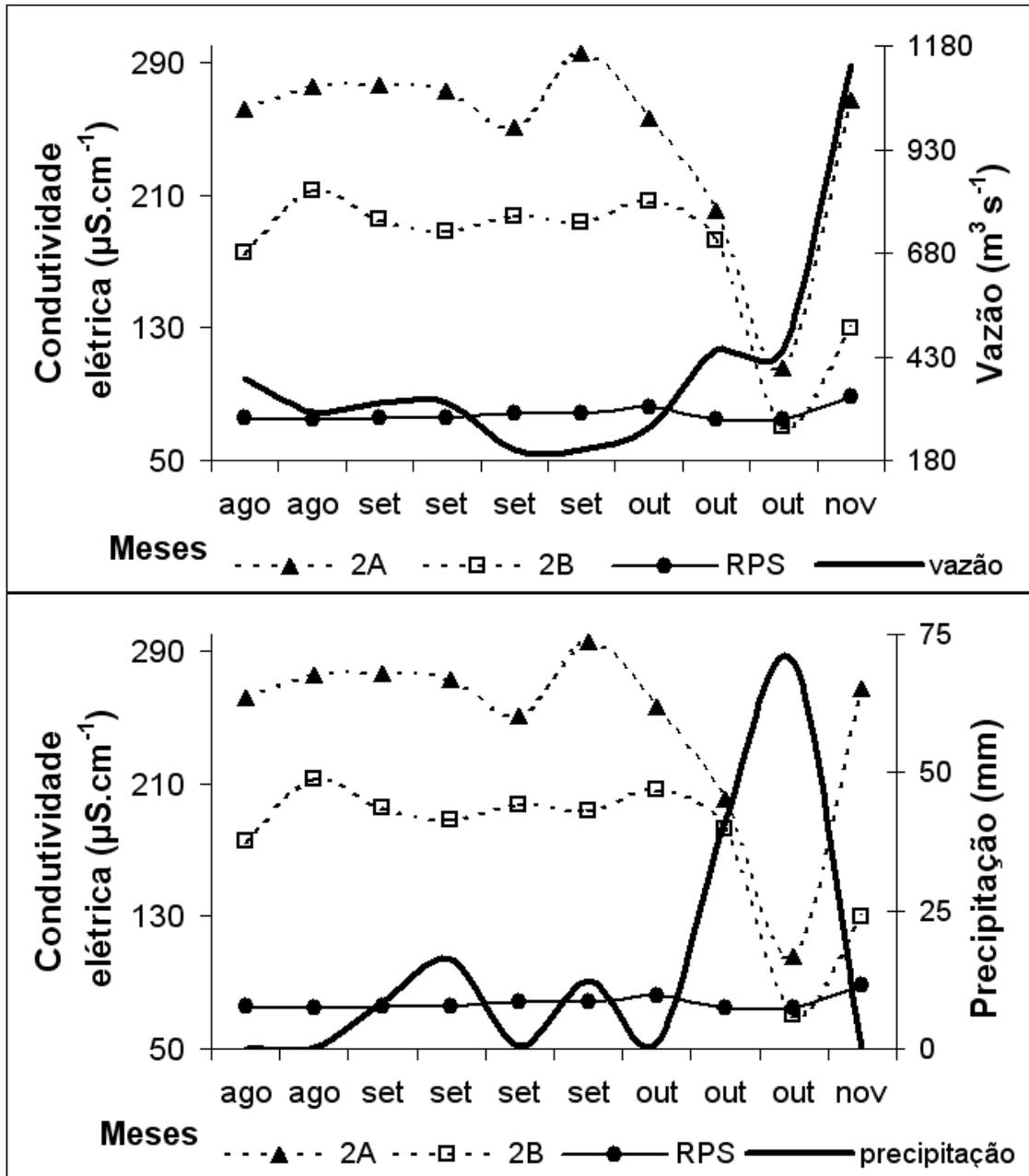


Figura 19: Variação temporal da condutividade elétrica na área de sedimentação estudada, ponto de amostragem 2 – fundo (A) e superfície (B) – na saída da bacia do RPS entre Agosto e Novembro de 2008. Também estão representadas as flutuações da precipitação (até 01/11/06) e vazão instantânea.

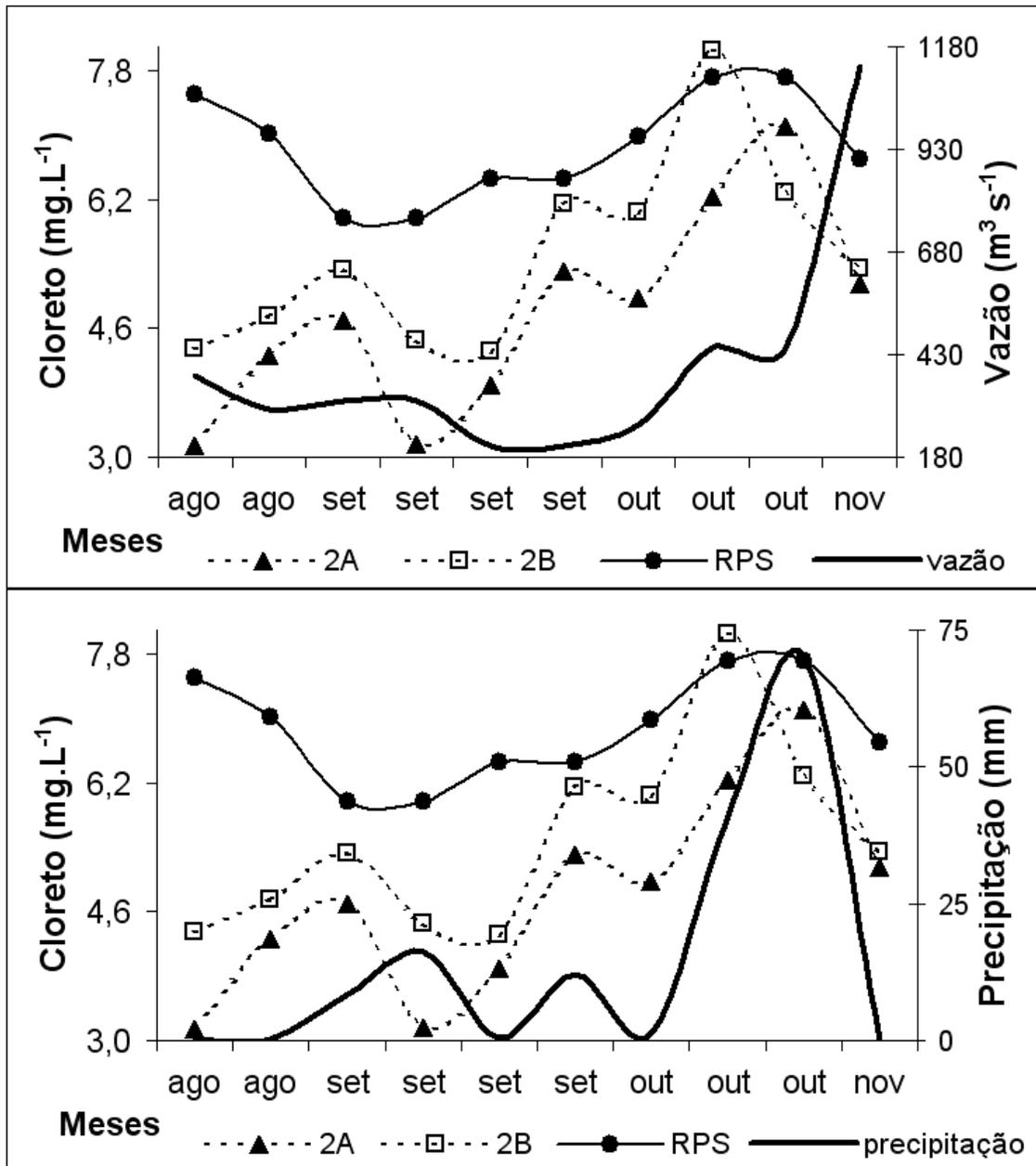


Figura 20: Variação temporal da concentração de cloreto na área de sedimentação estudada, ponto de amostragem 2 – fundo (A) e superfície (B) – na saída da bacia do RPS entre Agosto e Novembro de 2008. Também estão representadas as flutuações da precipitação (até 01/11/06) e vazão instantânea.

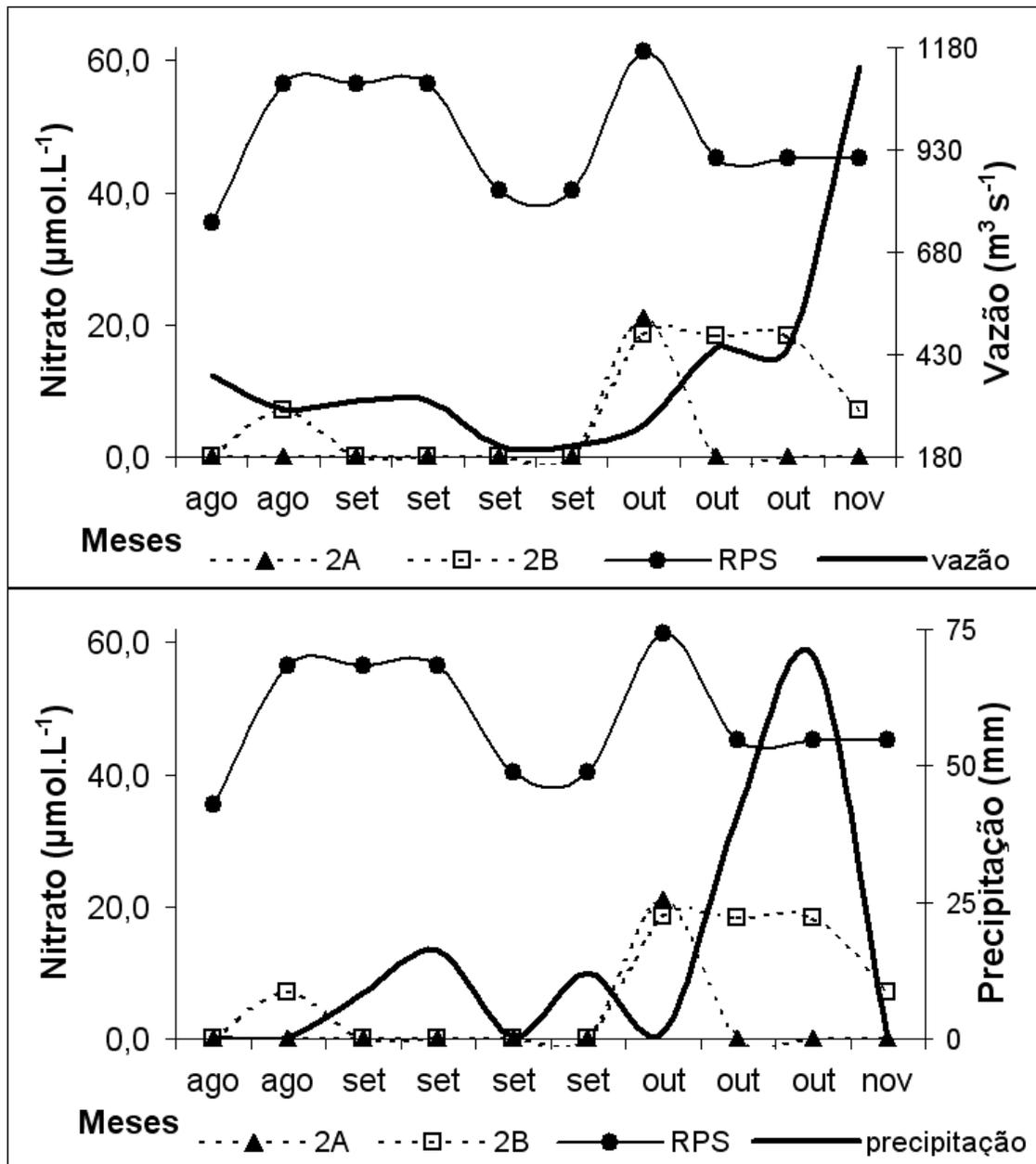


Figura 21: Variação temporal da concentração de nitrato na área de sedimentação estudada, ponto de amostragem 2 – fundo (A) e superfície (B) – na saída da bacia do RPS entre Agosto e Novembro de 2008. Também estão representadas as flutuações da precipitação (até 01/11/06) e vazão instantânea.

7. DISCUSSÃO

7.1. 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 carreadas 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 carreadas 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.

7.2. Variáveis físico-químicas

A partir da correção na concentração dos nutrientes devido aos eventos de precipitação e evaporação, utilizando o cloreto como parâmetro, foi possível perceber que não existiram alterações consideráveis. A diferença na concentração

dos compostos determinados entre a água do canal fluvial e da área de sedimentação foi similar aos não corrigidos. Os pontos que apresentaram ou não diferenças significativas da água do canal fluvial permaneceram quase inalterados (Apêndice – Figuras 22 a 25). Assim, os resultados discutidos neste trabalho foram referentes às concentrações dos dados não corrigidos, pois se considerou que a evaporação e a precipitação não alteraram significativamente o conjunto dos resultados.

As alterações causadas devido à precipitação e evaporação provavelmente influenciaram apenas eventos pontuais como, por exemplo, os “*outlines*” encontrados para a concentração de alguns parâmetros analisados. Contudo não deve ser descartada a importância destes processos abióticos para as áreas de sedimentação. 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 facilmente alteradas se comparadas ao RPS. 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 conseqüências da evaporação é o acúmulo de solutos no sedimento (McLaughlin, 2008). Contudo, como não foram mensurados os valores de evaporação, apenas estimados através da concentração do íon cloreto, não foi possível precisar a influência deste fator. Acredita-se ele contribua para o aumento dos valores nos parâmetros determinados, principalmente na camada mais superior do sedimento onde a evaporação teria maior atuação.

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 9A 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 esta predominando no local de amostragem. Valores de Eh negativos indicam a ausência de OD, predominando o metabolismo anaeróbio, enquanto que o positivo indica presença de OD, predominando o metabolismo aeróbio. Baseado nos valores encontrados de Eh na área estudada (Figura 9A) 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.

A disponibilidade de OD na coluna sedimentar, neste caso, representada pelo Eh, vai influenciar diretamente no tipo de metabolismo que ocorre no ambiente e, conseqüentemente, na variação das concentrações dos compostos nitrogenados. 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 conseqüência desta alteração, o tipo de metabolismo microbiano predominante no sedimento é modificado, passando de aeróbio para anaeróbio. Somente nas camadas oxidadas do sedimento existem microrganismos cujo metabolismo é aeróbio (Patrick, 1982). Na ausência de OD a decomposição anaeróbia 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; Ponnaperuma, 1972).

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 28 (Apêndice). 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.

O nitrato, em condições de anaerobiose, pode funcionar como receptor final de elétrons em substituição ao oxigênio (respiração do nitrato), sendo reduzido a nitrito e depois a nitrogênio molecular (N_2) ou N_2O . Estes compostos são voláteis e podem difundir-se para a atmosfera resultando em perdas de N do sedimento por desnitrificação (Esteves, 1998). A ausência de oxigênio também interrompe o processo de nitrificação e favorece a amonificação nos sedimentos redutores (Caetano *et al.* 1997). Neste caso, o nitrato seguiria uma outra via metabólica na qual passaria por uma redução bioquímica a amônio. Esteves (1998) descreve esse processo como “amonificação do nitrato”, onde este nutriente pode funcionar como o aceptor de elétrons para microrganismos anaeróbicos durante a decomposição de compostos orgânicos residuais na coluna sedimentar, gerando amônio (Hinkle *et al.*, 2001; Schade *et al.*, 2001). Assim, o nitrogênio tende a se acumular sob a forma de amônio no sedimento onde o oxigênio está ausente ou em baixas concentrações (Herbert, 1999). Enfim, as modificações nos processos biológicos e no potencial redox, determinados pela concentração de oxigênio na coluna sedimentar, são os principais responsáveis pelas alterações nas concentrações de nitrato, nitrito e amônio, devido ao favorecimento dos processos de nitrificação ou amonificação e desnitrificação, respectivamente.

Partindo destas premissas sobre o metabolismo do nitrogênio, as variações nas concentrações dos seus compostos puderam ser compreendidas. O nitrito é pouco estável e é convertido a nitrato em ambientes oxidados (Esteves, 1998). Neste estudo suas maiores concentrações estão associadas a valores de Eh positivos e elevadas concentrações de nitrato. Nas figuras 11A e 11B é possível perceber que nos pontos onde encontramos os maiores picos de nitrato também estão associados picos de nitrito. Nos pontos mais internos (2, 3 e C) e nas amostras retiradas do horizonte A (fundo) foram registrados os menores valores de Eh e nitrato e as maiores concentrações de amônio (Figuras 11A, 11B e 12A). Acredita-se que uma menor circulação de água e troca de oxigênio nos pontos mais internos e maiores taxas de decomposição no horizonte B (superfície) sejam responsáveis por este padrão. Entretanto, existe um antagonismo acentuado que rege a variação do nitrato e do amônio. Sabe-se que o aumento nas concentrações de OD, aqui representadas pelo Eh, contribui para as variações nas concentrações de nitrato e de amônio, positivamente e negativamente respectivamente, determinando o tipo de processo metabólico que será favorecido. Portanto, é possível que os processos metabólicos que ocorrem no sedimento estejam determinando as flutuações nas concentrações destes compostos. Em concordância com este fato está o gráfico que demonstra a relação entre as variáveis utilizando a metodologia “fuzzyclustering” (Figura 17), constatou-se a relação direta entre Eh e nitrato e inversa com o amônio. Uma semelhança da funcionalidade da área de sedimentação do RPS com a da zonas hiporréicas descritas em outros trabalhos (Caetano *et al.* 1997; Schade *et al.*, 2001).

Nas amostras coletadas onde o meio estava submetido a um estado de anoxia, que favorece a amonificação em detrimento da nitrificação, as concentrações de nitrato foram significativamente menores das encontradas na água do RPS na maior parte dos pontos de amostragem. Em alguns pontos estas foram ínfimas, estando abaixo do limite de detecção do método de determinação. Resultados semelhantes foram observados em um rio no Arizona (EUA) que apresentou as concentrações de nitrato na zona hiporréica menores que 1/3 da concentração média da água do rio (Jones *et al.*, 1995a), estando relacionada, segundo outros estudos, com absorção pela produção primária e com a transformação em amônio

(Jones *et al.*, 1995b; Schade *et al.*, 2001). Fischer *et al.* (2005) também observou que o potencial de nitrificação decresce fortemente com o aumento da profundidade da coluna sedimentar em todos os ambientes estudados em seu trabalho. Contudo, é a disponibilidade de oxigênio o fator de maior influência no processo de nitrificação.

As concentrações de amônio apresentaram apenas alguns pontos com diferenças significativas das concentrações encontradas na água do canal principal do RPS. Entretanto, a sua maior concentração registrada no interstício foi cerca de 100 vezes maior do que a determinada na água do canal fluvial do RPS. O enriquecimento de amônio pode ter sido favorecido pela sedimentação e soterramento dos detritos orgânicos de diversas origens que chegam à área de sedimentação transportados pelo RPS. Assim, a matéria orgânica residual, que não se degradou na superfície, pode ter sofrido uma gradual e mais lenta decomposição por bactérias anaeróbicas nas camadas sedimentares, gerando amônio (amonificação) e enriquecendo a água intersticial das camadas de maior profundidade. Apoiando esses resultados está o trabalho desenvolvido na Lagoa dos Patos (RS), no qual foram encontradas concentrações de amônio no sedimento significativamente maiores que na água da região estuarina (Baumgarten *et al.*, 2001). Outro ponto de concordância entre ambos foi o aumento na concentração do amônio nas camadas mais inferiores da coluna sedimentar. No ponto de amostragem 1, onde foi registrada a maior diferença nas concentrações de amônio entre superfície e fundo, houve um incremento de aproximadamente 70 vezes na sua concentração. Contudo, o amônio ainda está ligado as flutuações da vazão e da precipitação que influenciam suas concentrações negativamente durante os meses de Outubro e Novembro quando ocorre o aumento das chuvas (Figura 27 – Apêndice).

Na presença de oxigênio o pico do nitrato na água do interstício foi superior (65%) ao da superfície. Este resultado foi semelhante ao encontrado em outros trabalhos que relacionaram tal fato a nitrificação ocorrida nas águas hiporréicas na presença de oxigênio (Jones *et al.*, 1995a; Stanley & Boulton, 1995; Mulholland *et al.*, 2000), sendo um indicativo da sua similaridade. As taxas de nitrificação são comumente reguladas pelo suprimento de amônio e OD para a camada superficial

do sedimento originados da água do canal do rio. Enquanto o OD se difunde da coluna d'água para a região não saturada do sedimento, o amônio difunde-se preferencialmente da água proveniente da camada inferior para a superior do sedimento, onde o amônio está em menores concentrações (Hinkle *et al.*, 2001). Em contrapartida, o amônio esteve em menores concentrações em alguns pontos do interstício comparados às da água amostrada no canal fluvial do RPS. Um estudo realizado em um rio de grande porte no estado do Oregon (EUA) foi encontrado resultados semelhantes (Hinkle *et al.*, 2001). A justificativa para tal fato, que não foi corroborado por outros trabalhos (Duff & Triska, 1990; Baumgarten *et al.*, 2001), é a oxidação bioquímica do amônio a nitrato. Aller & Benninger (1981) concluíram que a nitrificação pode consumir até cerca de 20% do amônio formado na interface. Zarzur (2001) ainda destacou que a assimilação do amônio pelo microfitobêntos tem uma grande importância na reciclagem dos nutrientes.

As figuras 15 a 17 fornecem os esclarecimentos finais sobre a relação que há entre o metabolismo na área de sedimentação e a concentração dos compostos nitrogenados. A componente 1 deve estar associada aos processos metabólicos coordenados pela disponibilidade de oxigênio no meio. Para comprovar basta observar os resultados obtidos nos pontos 2, 3 e C os quais estão agrupados e apresentaram os menores valores de Eh, nitrato e nitrito e os maiores de amônio (Figura 16). Desta forma, foi possível perceber a relação positiva que o Eh apresentou com o nitrato e o nitrito e, em contrapartida, negativa com o amônio. Isto caracteriza a importância dos processos metabólicos na composição da água intersticial nas áreas de sedimentação, contribuindo também para alterações na água do canal fluvial.

Tratando-se de metabolismo em sistemas aquático e na falta de um parâmetro para quantificar a atividade bacteriana na coluna sedimentar, o sulfato também pode ser um elemento importante para qualificar os processos metabólicos que estão ocorrendo. Como está disponível em condições aeróbicas e não é um fator limitante para os processos metabólicos em ambientes límnicos, salvo alguns raros casos (Esteves, 1998), a variação na sua concentração foi utilizada para qualificar a atividade bacteriana.

A decomposição de matéria orgânica em condições anaeróbias é um processo complexo que envolve diferentes reações bioquímicas. Neste o aceptor de elétrons é, geralmente, uma molécula inorgânica (nitrato, nitrito, sulfato). Dependendo da composição do substrato disponível, as diversas bactérias presentes no sistema seguirão diferentes vias metabólicas (Barbosa, 1988). São as bactérias redutoras de sulfato que promovem a mineralização da matéria orgânica através da redução desassimilativa do íon sulfato. Durante este processo no qual este íon atua como agente oxidante, estas bactérias necessitam consumir quantidades substanciais de matéria orgânica que é convertida, na maioria das vezes, a CO_2 . Todavia, apenas uma pequena parcela do enxofre reduzido é assimilada pelos microrganismos, sendo a maior parte excretada na forma de íon sulfeto, normalmente hidrolisado a gás sulfídrico livre (Postgate, 1984). Deste modo, a presença de sulfetos e a diminuição do sulfato na coluna sedimentar abaixo da sub-superfície indicam a decomposição anaeróbica da matéria orgânica (Esteves, 1998), confirmando o importante papel exercido pelo potencial redox e atividade microbiana na mudança das concentrações do sulfato.

Apesar de não apresentar um padrão de variação, houve uma tendência nos resultados obtidos para o sulfato (Figura 13B). As menores concentrações, que em alguns casos estiveram abaixo do limite de detecção do método, encontraram-se associadas aos menores valores de Eh, um indicativo da atuação das bactérias redutoras de sulfato sob condições anaeróbias. Quando sob ação destas bactérias, o sulfato é reduzido e gera íons sulfeto em solução, tendo como consequência a diminuição da sua concentração e da matéria orgânica no ambiente (Lima, 1996). No entanto, em alguns amostras, mesmo sob condições extremas de anoxia (Eh negativo), as concentrações de sulfato não apresentaram uma redução apreciável em relação ao observado na água do canal principal do RPS. Sendo assim, é provável que outros microrganismos anaeróbios devam estar metabolizando a matéria orgânica do meio sem utilizarem o sulfato como aceptor de elétrons. A metanogênese pode ter sido uma importante via metabólica anaeróbia utilizada na mineralização do carbono orgânico, assim como verificada em outros sistemas (Nielsen *et al.*, 2004, Darling & Goody, 2006).

Alguns pontos de coleta ainda apresentaram concentrações de sulfato maiores que as observadas no RPS. Alguns autores (Edmunds *et al.*, 1984) demonstraram que há o incremento do sulfato dissolvido com o aumento do tempo de residência da água a medida que minerais sulfatados dissolvem-se lentamente. Contudo, a contribuição do intemperismo na bacia do RPS deve ser mínima já que na formação rochosa prevalecem as rochas ígneas, pobres em sulfato. Outros sugerem ainda que os efeitos da evaporação (McLaughlin, 2008) e precipitação (Esteves, 1998; de Souza *et al.*, 2006) também são importantes para determinar a concentração dos nutrientes na coluna sedimentar. Conforme a figura 28 (Apêndice) constatou-se que os eventos de precipitação e aumento da vazão interferem positivamente na concentração de sulfato, apenas quando há um aumento abrupto da vazão seu valor diminui. Porém, somente a partir de um estudo mais detalhado em que fossem considerados parâmetros como tempo de residência da água no sedimento e taxas de evaporação na área de sedimentação estas dúvidas seriam esclarecidas.

Em concordância com as proposições apresentadas estão os resultados mostrados nas figuras 16 e 17. Os pontos que apresentaram variação similar aos parâmetros determinados estão agrupados, assim como também as variáveis, neste caso Eh e sulfato. Como aconteceu com os compostos de nitrogênio, a flutuação nas concentrações de sulfato também foi influenciada pela atividade metabólica no sedimento, porém ainda esteve associada ao aporte de nutrientes fornecido pela água do canal fluvial do RPS e, provavelmente, a outros parâmetros físicos como evaporação e precipitação.

A variação nas concentrações de COD parece ser influenciada por fatores bióticos e abióticos que interferem na sua abundância na coluna sedimentar. Todavia, apenas a partir de alguns esclarecimentos será possível entender como isto realmente ocorre. O COD é uma mistura diversa de compostos orgânicos que pode ser originado de várias fontes. Lixiviação do solo, atividades fotossintéticas, degradação de plantas e de materiais provenientes de animais, liberação de compostos durante a fase vegetativa e de senescência do fitoplâncton e das macrófitas aquáticas são algumas das fontes que contribuem para a sua presença no canal fluvial (McNeely *et al.*, 1979; Hutzinger, 1986). Contudo, o COD pode ser

classificado em dois grupos distintos quanto a sua origem. O primeiro, as substâncias húmicas, tem como principal fonte o material orgânico de origem alóctone. Fazem parte desta fração os ácidos húmicos, fúlvicos e a humina que apresentam por característica serem compostos refratários. O segundo, as substâncias não húmicas, inclui compostos nitrogenados (proteínas, peptídeos e aminoácidos), lipídeos totais e carboidratos solúveis (Esteves, 1998). As substâncias não húmicas são lábeis e podem limitar a atividade heterotrófica bacteriana em ecossistemas aquáticos independente da concentração de OD (Kristensen *et al.*, 1995; Bastviken *et al.*, 2001).

Neste estudo, as concentrações de COD encontradas no sedimento foram significativamente menores, na sua maioria, que as do canal fluvial (Figura 9B). Contudo, foram similares as encontradas em outros rios de grande e médio porte (Richey *et al.*, 1990; Hinsby *et al.*, 2002). Provavelmente, o aporte do COD fornecido pela água do RPS que infiltra na área de sedimentação sofreu ação da atividade microbiana no sedimento, resultando nesta redução. Estas são indispensáveis para a degradação da matéria orgânica, principalmente devido apresentarem uma grande variedade de estratégias metabólicas, adequadas as diferentes condições a que são submetidas. Neste trabalho, as bactérias que sobrevivem da degradação de detritos orgânicos e assimilam diretamente o carbono solúvel são as de maior interesse. Tais organismos podem apresentar metabolismo aeróbio, anaeróbio ou, para algumas espécies em particular, anaeróbio facultativo. No último, elas têm a capacidade de utilizar tanto o oxigênio livre quanto o ligado a outros compostos (ex. nitrito, nitrato e sulfato) para a oxidação anaeróbica do carbono orgânico (lábil ou refratário), dependendo apenas da sua disponibilidade no ambiente (Westrich & Berner, 1984; Kristensen & Blackburn, 1987). Corroborando com esta premissa e resultados já descritos observou-se que em alguns pontos, submetidos às condições de anaerobiose, as concentrações de nitrato e sulfato decresceram drasticamente e, em alguns casos, permaneceram abaixo do limite de detecção do método (Figuras 11B e 13B). Já nos pontos onde o COD diminuiu e o OD esteve presente (Eh positivo) este pode ter atuado como acceptor final de elétrons na degradação anaeróbia deste nutriente. Assim, acredita-se que a atividade destas bactérias no sedimento seja responsável pelo consumo do COD na área de sedimentação estudada.

Em resumo, os processos que atuaram sobre as flutuações do COD estão refletidos nos resultados apresentados pelas figuras 16 e 17. A classificação do COD conforme sua variação espacial e similaridade com os outros parâmetros estudados permitem inferir que o RPS é a principal fonte deste nutriente para a coluna sedimentar na área estudada. Entretanto, a atividade bacteriana também exerce forte influência sobre o COD, atuando diretamente no seu processo de degradação.

O COD apresentou alguns picos na sua concentração em alguns pontos amostrados. As concentrações de carbono encontradas no sedimento foram baixas (Figura 6), em conformidade com os resultados encontrados em outros trabalhos que afirmam a relação inversa entre o tamanho das partículas e a porcentagem de carbono associada a elas (Bergamaschi *et al.*, 1997; Keil *et al.*, 1998). Desta forma seria improvável que na área amostrada, composta quase exclusivamente apenas por areia média e grossa, este incremento nas concentrações de COD fosse originado da coluna sedimentar. Nos dias em que ocorreram estes “*outlines*” foi documentado no registro de campo a existência de uma quantidade considerável de material orgânico (folhas, ramos, galhos) transportado pelo rio e depositado próximo a estes pontos de coleta que estavam na iminência da imersão. Constatou-se que o aumento nas concentrações do COD só ocorreu no horizonte B (superfície) e nos pontos onde havia estes depósitos de MO. Isto pode indicar que o carbono orgânico encontrado seria resultante da dissolução, percolação e acúmulo deste material na coluna sedimentar.

Os valores de pH (Figura 7B) corroboraram com os resultados obtidos para o COD. Os resultados observados na água do canal fluvial 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 porque promove 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. Apesar da maior parte dos valores do pH estar próximos da neutralidade, alguns pontos apresentaram pH mais ácido que outros. Contudo, não há um padrão definido de variação já que ocorre aleatoriamente entre os horizontes A (fundo) e B

(superfície). 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 superficial.

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):

$$\text{Alcalinidade total} = [\text{HCO}_3^-] + 2 \cdot [\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+].$$

Os resultados encontrados para a flutuação da alcalinidade total (Figura 8B) indicam um padrão semelhante ao descrito para o amônio, mas inverso ao sulfato. Os seus maiores valores estão associados aos menores de Eh, onde 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 CO₂ 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 sugeriram os resultados encontrados para o sulfato (Figura 13B). 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 27 - Apêndice). 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.

A dinâmica da disponibilidade de fósforo inorgânico dissolvido ocorre em função dos processos físico-químicos de dessorção e adsorção, controladores das transformações do fósforo solúvel em fósforo particulado nos sedimentos e vice-versa. A dessorção apresenta maior influência das condições geoquímicas do meio como pH e potencial redox (McDowell *et al.*, 2001; Koski-Vähälä & Hartikainen, 2001), teor em solução e consumo por microrganismos (Correll, 1998). Já a adsorção é dependente de processos físicos, como tamanho e o enriquecimento das partículas, e das propriedades químicas do material erodido, como mineralogia e tipo e estado químico dos grupos funcionais (Sharpley *et al.*, 1992; Webster *et al.*, 2001). O fósforo também pode ser encontrado na forma orgânica, mas suas transformações dependem, além dos processos físico-químicos de adsorção e dessorção, de fatores bioquímicos referentes aos organismos que promovem sua mineralização (Toor *et al.*, 2003). Portanto, a disponibilidade de fósforo solúvel pode diminuir, temporariamente, pela imobilização pela biomassa microbiana.

As concentrações de ortofosfato e POD na coluna sedimentar variaram de forma similar às observadas na coluna d'água (Figura 10). Todavia, a maior amplitude de variação destes compostos de fósforo na água intersticial, em relação à água do RPS, pode indicá-la como fonte de fosfato. Estudo realizado por Hendricks & White (1995) descreve o sedimento como fonte de fosfato para a superfície, o qual é rapidamente assimilado pelos produtores primários. Contudo, a variação nas concentrações de fosfato não foi similar às descritas em outros trabalhos (Baurin, 2003; Thouvenot *et al.*, 2007) e os picos das suas concentrações não coincidiram, em geral, com os mais intensos potenciais redutores. O fósforo, na presença de oxigênio, pode ligar-se a íons como ferro, alumínio, cálcio, manganês ou a compostos orgânicos e carbonatos e se precipitar (Berner & Berner, 1996; Webster *et al.*, 2001). Como o RPS apresenta concentrações consideráveis do íon ferro este poderia estar associado ao fosfato (Carvalho, 1997). Assim, sob condições de pH e redução elevados, ocorreria a redução de Fe^{3+} a Fe^{2+} , liberando o fósforo adsorvido para a coluna d'água e aumentando a sua concentração em solução (Correll, 1998; Esteves, 1998). Estudos constataram que a condição de equilíbrio do fósforo está

relacionada aos teores de óxidos de ferro em ambientes anaeróbicos (Pant & Reddy, 2001). No entanto, este estudo não corrobora com estas informações, pois a maior parte das amostras com valores de Eh negativos ou próximos à zero não apresentou aumento nas concentrações dos compostos de fósforo. Possivelmente, o tempo de resiliência foi insuficiente para que o complexo formado pelos íons férrico-fosfato na coluna sedimentar fosse desfeito, disponibilizando o fosfato na coluna sedimentar. Também sob condições oxidantes, as argilas apresentam grande capacidade de adsorção dos compostos de fósforo, podendo imobilizá-los no sedimento. Porém, sob baixas concentrações de oxigênio ou, sobretudo, anaerobiose o fósforo precipitado torna-se novamente dissolvido (Esteves, 1998). Todavia, a proporção de argila foi insignificante comparada à das frações de areia (Apêndice – Tabela 6), a partir da qual se conclui que a contribuição do fosfato ligado a estas partículas e que estaria novamente disponível seria irrisória. Estudos realizados indicam que há uma relação inversa entre a disponibilidade dos compostos de fósforo e o aumento de tamanho das partículas erodidas, as quais apresentam baixa capacidade de adsorvê-los devido a menor área superficial específica e número de grupos funcionais para ligação (Sharpley *et al.*, 1992; Vidal & Becker, 2006; Lottig & Stanley, 2007). A relação entre ambos resulta no transporte de partículas de silte e areia com baixo conteúdo de fósforo, quando comparada com as partículas de argila. Além disso, a variação na granulometria aliada as alterações nas concentrações de fósforo na coluna sedimentar ainda pode influenciar no balanço entre processos bióticos e abióticos no sedimento (Lottig & Stanley, 2007).

Considerando o comportamento do ortofosfato e POD apresentados e observando os gráficos da figura 9 foi possível perceber que as flutuações nas concentrações dos compostos de fósforo no interstício coincidiram com as variações observadas na coluna d'água, acompanhando também a vazão e a precipitação (Figura 26 – Apêndice) . Dinâmica diferente à descrita para os compostos de nitrogênio e que não se assemelha com os processos metabólicos anteriormente descritos para as zonas hiporréicas. Isto permite inferir que as concentrações de ortofosfato e POD do canal principal do RPS regem o padrão de variação destes na área de deposição de sedimento estudada. Assim, a ciclagem do fósforo no canal fluvial do RPS não seria diretamente influenciada pela área de deposição de

sedimento. Processos metabólicos de produção e decomposição na coluna d'água, ciclagem do fósforo no sedimento de fundo, escoamento sub-superficial influenciado pelo uso e ocupação do solo e entradas antrópicas originadas de efluentes sanitários seriam os principais responsáveis pelas flutuações dos compostos de fósforo no RPS (Silva, 2000). Assim sendo, as informações até aqui reunidas e mostrada pelos gráficos 15 e 16 permitem afirmar que a flutuação na concentração dos compostos de fósforo na área de sedimentação estudada foi definida pela variação na hidroquímica do RPS.

Como foi observado para o COD, alguns pontos apresentaram picos simultâneos nas concentrações de ortofosfato e POD que foram ímpares os observados no RPS, mas coincidentes com o aumento do nível da coluna d'água. Possivelmente, a causa para o ocorrido foi a mesma cogitada para o COD. A deposição dos macro detritos transportados pelo rio sobre a área de sedimentação permitiu que a matéria orgânica dissolvida originada deste material percolasse e se acumulasse na coluna sedimentar, elevando a concentração dos compostos de fósforo. Contudo, continuaram em solução não sendo adsorvidos as argilas, em proporções não detectadas pelo método (Apêndice – Tabela 6), e nem a íons ferro, que poderiam estar na mesma situação.

A sílica dissolvida não apresentou um padrão definido, apenas uma tendência dos maiores valores estarem associados aos pontos mais internos da área de sedimentação e serem significativamente diferentes dos encontrados no canal fluvial do RPS (Figura 12B). É possível que no processo de formação da área estudada muitos microrganismos que possuem exoesqueleto de sílica (sílica biogênica) podem ter se depositado juntamente com o sedimento. As diatomáceas, por exemplo, absorvem a sílica dissolvida para constituir as suas frústulas, transformando-a em sílica biogênica (ou particulada). Quando estes organismos entram em estado de decomposição estas carapaças serão transformadas novamente em sílica solúvel (Garnier *et al.*, 2002). Assim, o que se observa freqüentemente é uma relação inversa entre as concentrações de sílica biogênica e a reativa em meio aquoso (Esteves, 1998). Contudo, na maior parte dos demais pontos as concentrações de sílica dissolvida foram menores que as determinadas na

água do canal fluvial. A hipótese mais plausível seria a dissolução resultante da precipitação, principalmente nos casos de concentrações baixas e extremas.

As concentrações de cloreto (Figura 13A) não apresentaram um padrão definido de variação, mas na maior parte dos pontos os valores medianos foram significativamente semelhantes aos encontrados no canal fluvial do RPS e aos observados em outros estudos realizados com rios de grande e médio porte (Hinkle *et al.*, 2001). No entanto, é notável que em alguns pontos, como 1B, 5A e B e CB, a concentração deste íons apresentou alguns picos. A prevalência de rochas ígneas na bacia do Paraíba do Sul indica que o cloreto não tem como fonte importante o intemperismo (RADAMBRASIL, 1983). Portanto, como este íon não é quimicamente reativo e também não sofre ação da degradação biológica (McLaughlin, 2008), pode-se assumir que a evaporação seria um dos fatores que possivelmente causaria o aumento nas concentrações do cloreto na área de sedimentação. Em outros pontos, como por exemplo 2A, 8B e BB, observou-se o contrário. O cloreto apresentou valores menores e significativos que os observados na água do canal do RPS. A adsorção desses íons as partículas do solo pode ser um mecanismo de regulação da sua mobilidade no sistema (Chen *et al.*, 2002). A precipitação e a vazão também foram importantes fatores controladores da dinâmica do cloreto na área de sedimentação (Figura 20), assim como observado no trabalho de De Souza *et al.* (2006). É importante destacar ainda que no ponto 5B o intervalo de confiança para a mediana e o intervalo interquartil foram maiores quando comparados com os outros pontos. A explicação para tal ocorrido foi a menor quantidade de amostras coletadas neste ponto (por motivos já mencionados anteriormente) associada às concentrações discrepantes de cloreto.

Como indicador da quantidade de íons em solução, a condutividade elétrica (Figura 8A) refletiu o padrão apresentado pela alcalinidade total e amônio. Nos pontos mais interiores os valores destes 3 parâmetros foram mais elevados, sugerindo que as concentrações dos íons carbonato, bicarbonato e hidróxidos influenciam diretamente os valores da condutividade elétrica. Assim, os altos valores deste parâmetro devem estar relacionados à liberação de íons provenientes da mineralização da matéria orgânica. Contudo, o aumento da entrada das águas

pluviais faz com que haja a diminuição pontual dos valores da condutividade elétrica devido à diluição dos íons em solução (Figura 19).

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

8. CONCLUSÃO

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 também foi possível concluir que alterações químicas, diretamente ligadas à ação da biota presente na coluna sedimentar, modificaram as características 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 OD 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. O sulfato apresentou as menores concentrações, em alguns casos abaixo do limite de detecção do método de determinação, associadas aos menores valores de Eh. Um indicativo da ação das bactérias redutoras de sulfato atuando na mineralização da matéria orgânica presente no sedimento.

O nitrogênio também esteve sujeito às transformações de ordem química e biológica, mas foi a intensidade destas transformações, controlada pela oxidação do meio, que definiram a disponibilidade de cada uma das diferentes formas dos compostos de nitrogênio encontradas no sedimento. O nitrato, assim como o sulfato, também atuou como acceptor final de elétrons na degradação da MO sob condições anóxicas, sendo reduzido a amônio. Assim, nas amostras dos pontos mais internos e do horizonte A (fundo), foram observados as menores concentrações de nitrato e as maiores de amônio. Todavia, nos pontos em que predominava o metabolismo aeróbico (Eh positivo) foram observados as maiores concentrações de nitrato e menores de amônio. As maiores concentrações de nitrito estiveram associadas às de nitrato, indicando que também é favorecido em ambientes oxigenados.

O COD apresentou concentrações na água intersticial significativamente menores as observadas na água do canal fluvial. A atividade bacteriana pode ser novamente a responsável pelo ocorrido, como indicam a flutuação nas concentrações do sulfato e dos compostos de nitrogênio. A variação do pH e da alcalinidade total na coluna sedimentar, diretamente ligados a decomposição da MO, sugere a influência do COD. 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. Provavelmente, ambos ligados à atividade de mineralização dos compostos orgânicos.

A sílica também não apresentou um padrão definido de variação. Contudo, a elevação nas suas concentrações sugere que a decomposição de exoesqueletos de sílica biogênica foi a principal fonte para o incremento de sílica reativa no ambiente.

O ortofosfato e o POD, ao que tudo indicou, foram os únicos parâmetros que apresentaram uma menor influência das atividades metabólicas na área de sedimentação. Não apresentaram um padrão definido de variação e diferenças significativas quanto a sua concentração na água intersticial e no canal fluvial do RPS. Portanto, há fortes indícios que o aporte dos compostos de fósforo do RPS foi o fator principal que promoveu as alterações destes analitos na coluna sedimentar.

O cloreto, utilizado como traçador da diluição ou concentração dos nutrientes, não apresentou um padrão sistematizado em sua variação. As concentrações da água do canal do RPS e intersticial foram similares. Todavia, valores extremos para

este íon deram suporte à hipótese de que processos de evaporação e precipitação poderiam ser os responsáveis por alterações pontuais que tenham ocorrido na concentração dos nutrientes. É possível que também tenha influenciado nas alterações ocorridas na concentração dos todos os parâmetros determinados, mas foi mascarado pelos efeitos das atividades metabólicas no sedimento e do aporte do RPS.

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 sendo, 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.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aller, R.C. & Benninger, L.K., 1981. Spatial and temporal patterns of dissolved ammonium, manganese, and silica fluxes from bottom sediments of Long Island Sound, USA. *Journal of Marine Research*, 39(2):295-313.
- ANA – Agência Nacional de Águas, 2007. <http://www.ana.gov.br>. Capturado em 12/2007.
- 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.
- Barbosa, R.A., 1988. **Tratamento anaeróbio de esgoto sanitário em reator de fluxo ascendente com leito de lodo**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Química – Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE/UFRJ), 242p.
- Bartlett, R. J. & James, B. R., 1993. Redox chemistry of soil. *Advances in Agronomy* – New York, 50:151-208.
- Bastviken, D., Ejlertsson, J., Trankik, L., 2001. Similar bacterial growth on dissolved organic matter in anoxic and oxic lake water. *Aquatic Microbial Ecology*, 24:41-49.
- Baumgarten, M.G.Z., Niencheski, L.F.H., Veeck, L., 2001. Nutrientes na coluna da água e na água intersticial de sedimentos de uma enseada rasa estuarina com aportes de origem antrópica (RS–Brasil). *Atlântica – Rio Grande*, 23:101-116.
- Baurin, G.N., 2003. Phosphorus cycle in the ocean. *Lithology and Mineral Resources*, 38(2):101-119.
- 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. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 61(6):1247-1260.
- Berner, E.K. & Berner, R. A., 1996. Rivers. *In*: **Global Environment: Water, Air and Geochemical cycles**. Ed. Prentice Hall. New Jersey, 376p.
- Billen, G., Garnier, J., Chloé, D., Billen, C., 1999. Estimates of early-industrial inputs of nutrients to river system: implications for coastal eutrophication. *Science Total Environment*, 243/244:43-52.
- 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., 1999. The ecology and subsurface macrofauna. *In*: Jones, J.B., Mulholland, P.J. (eds). **Surface-Subsurface Interactions in Streams**. Academic Press/Landes Biosci. New York.
- 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. *Annual Review of Ecology and Systematic*, 29:59-81.

- Boulton, A.J., Valett, H.M., Fisher, S.G., 1992. Spatial distribution and taxonomic composition of the hyporheos of several Sonoran Desert streams. *Arch. Hydrobiologie*, 125:37-61.
- Brunke, M. & Gonser, T., 1997. The hydrological significance of exchange processes between rivers and groundwaters. *Freshwater Biology*, 37:1-33.
- Caetano, M., Falcão, M., Bebianno M.J., 1997. Tidal flushing of ammonium, iron and manganese from inter-tidal sediment pore waters. *Marine Chemistry*, 58:203-211.
- Carmouze, J.P., 1994. **O metabolismo dos sistemas aquáticos**. Ed. Edgard Bücher Ltda. Brasil, 253p.
- Carvalho, C.E.V., 1997. **Distribuição espacial, temporal e fluxos de metais pesados na porção inferior da Bacia de Drenagem do Rio Paraíba do Sul, RJ**. Tese de Doutorado em Geociências – Geoquímica Ambiental. Universidade Federal Fluminense (UFF), 166p.
- CEIVAP – Comitê para Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, 2001. Bacia do Rio Paraíba do Sul: Livro da Bacia – Brasília, 68p.
- Chen, J., Wheeler, H.S. and Lees, M.J., 2002. Identification of processes affecting stream chloride response in the Hafren catchment, mid-Wales. *Journal of Hydrology*, 264:12-33.
- Clair, T.A., Pollock, T.L., Ehrman, J.M., 1994. Exports of carbon and nitrogen from river basins in Canada's Atlantic Provinces. *Global Biogeochemistry Cycles*, 8(4):441-450.
- Correll, D. L., 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal of Environmental Quality*, Madison, 27:261-266.
- Dahm, C.N., Grimm, N.B., Marmonier, P., Valett, M.H., Vervier, P., 1998. Nutrients dynamics at the interface between surface water and groundwaters. *Freshwater Biology*, 40:427-451.
- 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.
- Darling, W.G. & Goody, D.C., 2006. The hydrogeochemistry of methane: evidence from English groundwaters. *Chemical Geology*, 229:293-312.
- Danielopol, D.L., 1989. Groundwater fauna associated with riverine aquifers. *Journal of the North American Benthological Society*, 8:18-35.
- 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.
- De Smedt, F., 2007. Analytical solution and analysis of solute transport in rivers affected by diffusive transfer in the hyporheic zone. *Journal of Hydrology*, 339:29-38.
- De 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.

- Dias, J.C. & de Lima, W.N., 2004. Comparação de métodos para a determinação de matéria orgânica em amostras ambientais. *Revista Científica da UFPA* <http://www.ufpa.br/revistaic> vol. 4.
- DNAEE & DBE/ Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica e DB Environment, 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.
- Duff, J.H., & Triska, F.J., 1990. Denitrification in sediments from the hyporheic zone adjacent to a small forest stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47: 1140-1147.
- Edmunds, W.M., Miles, D.L., Cook, J.M., 1984. A comparative study of sequential redox processes in three British aquifers. *In: Eriksson, E. (ed.), Hydrochemical Balances of Freshwater System. Proc. Symp Uppsala*, 150:55-70.
- Eshleman, K.N. & Hermond, H.F., 1988. Alkalinity and major ion budgets for a Massachusetts reservoir and watershed. *Limnol. Oceanogr.* 33(2):174-185.
- Esteves, F.A., 1998. **Fundamentos da Limnologia**. Editora Interciência Ltda. Rio de Janeiro, 575p.
- Fernald, A.G., Wigington Jr., P.J., Landers, D.H., 2001. Transient storage and hyporheic flow along the Willamette River, Oregon: field measurements and model estimates. *Water Research*, 37(6):1681-1694.
- 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 (UENF), 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.
- Garnier, J., Billen, G, Hannon, E., Fontobone, S., Videnina, Y., Soulie, M., 2002. Modelling the transfer and retention of nutrients in the drainage network of the Danube River. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54:285-308.
- Gieseke, A., Purkhold, U., Wagner, M., Amann, R., Schramm, A., 2001. Community structure and activity dynamics of nitrifying bacteria in a phosphate-removing biofilm. *Applied and Environmental Microbiology*, 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 hyporheic zones: Towards an ecological understanding of groundwater. *Journal of Hydrogeology*, 13:98-111.
- Hendricks, S.P., White, D.S., 1995. Seasonal biogeochemical patterns in surface water, subsurface hyporheic and riparian ground water in a temperate stream ecosystem. *Arch. Hydrobiologie*, 134(4): 459-490.

- Henry, C., Sullivan, D., Rynk, R., Dorsey, K., Cogger, C., 1999. Managing nitrogen from biosolids. *Northwest Biosolids Management Association*, Washington, 36:638-646.
- Herbert, R.A., 1999. Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems. *Microbiology Reviews*, 23:563-590.
- Hinkle, S.R., Duff, J.H., Triska, F.J., Laenen, A., Gates, E.B., Bencala, K.E., Wentz, D.A., Silva, S.R., 2001. Linking hiporheic flow and nitrogen cycling near the Willamette River – a large river in Oregon, USA. *Journal of Hydrology*, 244:157-180.
- Hinsby, K.; Goody, D.C., Witezak, S., Aamand, J., 2002. Baseline organic carbon (TOC/DOC) in Europeans ground-water. In: Albrechtsen, H.J., Aamand, J., (eds). Proc. International Symposium on Surface Microbiology. International Society for Subsurface Microbiology. Copenhagen, 56p.
- Holmes, R.M., Fisher, S.G., Grimm, N.B., 1994. Parafluvial nitrogen dynamics in a desert stream ecosystem. *Journal of the North American Benthological Society*, 13:468-478.
- Hutzinger, O., 1986. **The handbook of environmental chemistry**. Volume 3, parts A, B, C, D. Heidelberg: Springer-Verlag.
- Kaplan, L.A. & Bott, T.L., 1989. Diel fluctuations in bacterial activity on streambed substrata during vernal algal blooms: Effects of temperature, water chemistry and habitat. *Limnology and Oceanography*, 34:718-733.
- 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. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 62(8):1347-1364.
- Kristensen, E., Ahmed, S.J., Devol, A.H., 1995. Aerobic and anaerobic decomposition of organic matter in marine sediments: which is fastest? *Limnology and Oceanography*, 40:1430-1437.
- Kristensen, E. & Blackburn, T., 1987. The fate of organic carbon and nitrogen in experimental marine sediment systems: influence of bioturbation and anoxia. *Journal of Marine Research*, 45:231-257.
- Klotz, R.L., 1988. Sediment control of soluble reactive phosphorus in Hoxie Gorge Creek, New York. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45:2026-2034.
- Koski-Vähälä, J. & Hartikainen, H., 2001. Assessment of the risk of phosphorus loading due to resuspended sediment. *Journal of Environmental Quality*, Madison, 30:960-966.
- Lima, A.C.F., 1996. **Produção de sulfeto em reator do tipo UASB e sua potencial aplicação na remoção de metais pesados de efluentes**. Dissertação de Mestrado – Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), 108p.
- Lottig, N.R. & Stanley, E.H., 2007. Benthic sediment influence on phosphorus concentrations in a headwater stream. *Biogeochemistry*, 84:297-309.

- Jones, J.B., Fisher, S.G., Grimm, N.B., 1995a. Vertical, hydrologic exchange and ecosystem metabolism in a sonoran desert stream. *Ecology*, 76(3):942-952.
- Jones, J.B., Holmes, R.M., Fisher, S.G., Grimm, N.B., Greene, D.M., 1995b. Methanogenesis in Arizona, USA dryland streams. *Biogeochemistry*, 31:155-173.
- Jones, J.B. & Holmes, R.M., 1996. Surface-subsurface interactions in streams ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, 11:239-242.
- Loting, N.R. & Stanley, E.H., 2007. Benthic sediments influence on dissolved phosphorus concentrations in a headwater stream. *Biogeochemistry*, 84:297-309.
- 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.
- Marmonier, P., Fontvieille, D., Gibert, J., Vanek, V., 1995. Distribution of dissolved organic carbon and bacteria between the Rhône River and its alluvial aquifer. *Journal of the North American Benthological Society*, 14:382-392.
- Marti, E. & Sabater, F., 1996. High variability in temporal and spatial nutrient retention in Mediterranean streams. *Ecology*, 77(3):854-869.
- Matejovic, I., 1996. The application 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.
- McDowell, R.W., Sharpley, A.N., Condron, L.M., Haygarth P.M., Brookes P.C., 2001. Processes controlling soil phosphorus release to runoff and implications for agricultural management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 59(3):269-284.
- 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.
- McNeely, R. N., Meimanis, V. P., Dwyer, L., 1979. **Water Quality Sourcebook: A guide to water quality parameters.** Ottawa: Inland Water Directorate, Water Quality Branch, 77p.
- Mulholland, P.J., Tank, J.L., Sanzone, D.M., Wollheim, W.M., Peterson, B.J., Webster, J.R., Meyer, L.J.L., 2000. Nitrogen cycling in a forest stream determined by ¹⁵N tracer addition. *Ecological Monographs*, 70(3): 471-493.
- Nielsen, L.P., Enrich-Prast, A., Esteves, F.A., 2004. Pathways of organic matter mineralization and nitrogen regeneration in the sediment of five tropical lakes. *ActaLimnology Brasiliensis*, 16: 1-9.

- Ovalle, A.R.C., Barroso, L.V., De Paula, F.C.F., Perrin, P., Bidone, E.D., 1990. Caracterização de fácies hidrogeoquímicas e compartimentalização da bacia de drenagem do sistema lagunar de Maricá-Guarapina, R.J. *Acta Limnologica Brasil* III, 887-906.
- Patrick JR., W. H., 1982. Nitrogen transformations in submerged soils. *In: Nitrogen in Agriculture Soils*. Madison. Wisconsin (USA), 449-465p.
- Pant, H. K. & Reddy, K. R., 2001. Phosphorus sorption characteristics of estuarine sediments under different redox conditions. *Journal of Environmental Quality*, Madison, 30:1474-1480.
- Ponnamperuma, F.N., 1972. The chemistry of submerged soils. *Advances in Agronomy* – New York, 24:29-96.
- Postgate, J.R., 1984. **The sulphate-reducing bacteria**. Cambridge: Cambridge University Press.
- Power, G., Brown, R.S., Imhof, J.G., 1999. Groundwater and fish – insights from northern North America. *Hydrological Processes*, 13:401-422.
- 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**, vol. 32, Série II. Ministério de Minas e Energia.
- Richey, J.E., Hedges, J.I., Devol, A.H., Quay, P.D., Victoria, R., Martinelli, L., Forsberg, B.R., 1990. Biogeochemistry of carbon in the Amazon River. *Limnology and Oceanography*, 35(2): 352-371.
- Rose, D.A., Konukcu, F., Gowing, J.W., 2005. Effect of watertable depth on evaporation and salt accumulation from saline groundwater. *Australian Journal of Soil Research*, 43:565-574.
- Runkel, R.L., McKnight, D.M., Rajaram, H., 2003. Modeling hyporheic zone processes. *Advances in Water Resources*, 26(9):901-905.
- Schade, J.D., Fisher, S.G., Grimm, N.B., Seddon, J.A., 2001. The influence of riparian shrub on nitrogen cycling in a sonoran desert stream. *Ecology*, 84(12):3363-3376.
- Sharp, J.H., Peltzer, E.T., Alperin, M.J., Cawet, G., Farrington, J.W., Fry, B. Karl, D.M., Martin, J.H., Spitz, A., Tugrul, S., Carlson, C.A., 1993. Procedures subgroup Report. *Marine Chemistry*, 41:37-49.
- Sharpley, A. N., Smith, S. J., Jones, O. R., Berg, W.A., Coleman, G.A. 1992. The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. *Journal of Environmental Quality*, Madison, 21:30-35.
- Seitzinger, S.P., Styles, R.V., Boyer, E.W., Alexander, R.B., Gillen, B., Howarth, R.W., Mayer, B., van Breemen, N., 2002. Nitrogen reaction in rivers: model development and application to watershed in the northeastern USA. *Biogeochemistry*, 57(58):99-237.
- SERLA – Fundação Superintendência Estadual de Rios e Lagoas: Órgão Gestor de Recursos Hídricos do Estado do Rio de Janeiro, 2006. Dia Mundial da Água.

- Silva, C.F., 2005. **Modelagem hidrogeoquímica da porção inferior do Rio Paraíba do Sul: uso de redes neurais e lógica 'Fuzzy'**. Campos dos Goytacazes, RJ. Tese de Doutorado – Universidade Estadual do Norte Fluminense (UENF), 144p.
- Silva, C.F., 2000. **Hidrogeoquímica fluvial da porção inferior do Rio Paraíba do Sul, RJ**. Dissertação de Mestrado – Universidade Estadual do Norte Fluminense (UENF), 95p.
- 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 da 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. Hydrobiologie*, 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.
- Teixeira, W., Toledo, M.C., Rich, T., Taoli, F., 2000. **Decifrando a Terra**. Ed. Oficina de Textos, 568p.
- The R Foundation for Statistical Computing Version 2.2.1, Copyright 2005 (2005-12-20 r36812).
- Thouvenot, M., Billen, G., Garnier, J., 2007. Modelling nutrient exchange at the sediment-water interface of river systems. *Journal of Hydrology*, 341: 55-78.
- Toor, G.S., Condron, L.M., Di, H.J., Cameron, K.C., Cade-Menun B.J., 2003. Characterization of organic phosphorus in leachate from a grassland soil. *Soil Biology and Biochemistry*, Oxford, 35(10):1317-1323.
- 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. *Journal of the North American Benthological Society*, 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.
- Valiela, I. & Bowen, J.L., 2002. Nitrogen sources to watersheds and estuaries: role of land cover mosaics and losses within watersheds. *Environmental Pollution*, 118:239-248.
- 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.
- Van Mazijk, A. & Veling, E.J.M., 2005. Tracer experiments in the Rhine Basin: evaluation of the skewness of observed concentration distributions. *Journal of Hydrology*, 307:60-78.
- Vervier, P., Gilbert, J., Marmonier, P., Dole-Olivier, M.J., 1992. A perspective on the permeability of the surface freshwater-groundwater ecotone. *Journal of the North American Benthological Society*, 11:93-102.
- Vidal R.M.B. & Becker H., 2006. Distribuição de Fe, Mn, MO e PO_4^{-3} nos sedimentos do manguezal do Rio Piranji, CE. *Arquivos de Ciências do Mar*, 36:1-32.
- Webster, I.T., Ford, P.W., Hancock, G., 2001. Phosphorus dynamics in Australian lowland rivers. *Marine and Freshwater Research*, 52:127-137.
- Westrich, J.T. & Berner, R.A., 1984. The role of sedimentary organic matter in bacterial sulfate reduction: the G-model tested. *Limnology and Oceanography*, 29:236-249.
- White, D.S., 1993. Perspectives on defining and delineating hyporheic zones. *Journal of the North American Benthological Society*, 12:61-69.
- Zarzur, S., 2001. **Fluxos e regeneração bêntica de nutrientes nas áreas rasas do estuário da Lagoa dos Patos**. Dissertação de Mestrado – Fundação Universidade Federal do Rio Grande (FURG), 125p.

10. APÊNDICE

Tabela 2: Resultados das variáveis determinadas nos dias de amostragem no canal fluvial (sup) e nos 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) na área de sedimentação selecionada na saída da Bacia do RPS.

Coletas	n	pH	cond	alc	Eh	COD	fosfato	PTD	POD	nitrito	nitrato	amonio	silica	cloreto	sulfato	
17/08/06	sup	1	7,3	79	0,3	252	2,8	0,3	0,6	0,3	1,0	37,2	2,2	263	6,1	3,8
	1A	2	6,9	83	0,4	108	2,0	0,6	0,8	0,2	0,6	39,8	0,7	253	5,2	3,8
	2A	3	6,9	262	2,3	-131	3,9	0,1	0,7	0,6	0,3	nd	36,6	324	3,1	2,3
	3A	4	6,9	188	1,6	-72	3,4	0,2	0,4	0,3	0,6	nd	31,4	357	4,0	1,5
	4A	5	7,0	109	0,7	-31	2,3	0,3	0,5	0,2	1,1	nd	9,5	286	5,1	4,3
	5A	6	6,7	99	0,5	123	1,8	0,4	0,6	0,2	0,9	nd	3,2	246	6,0	5,7
	6A	7	6,5	89	0,5	141	2,1	0,4	0,7	0,3	1,3	71,2	0,4	205	6,6	6,0
	7A	8	7,1	94	0,5	35	1,9	0,5	0,7	0,1	0,3	nd	11,5	216	6,5	4,6
	8A	9	6,3	72	0,3	142	3,1	0,5	1,4	1,0	0,4	nd	4,0	213	4,3	3,6
	AA	10	6,6	78	0,4	-101	2,7	0,4	0,7	0,3	0,8	nd	3,6	250	6,1	4,3
	BA	11	7,0	119	0,8	-42	3,3	0,4	0,7	0,3	0,6	nd	16,8	256	5,8	4,3
	CA	12	6,8	251	2,1	-98	2,1	nd	0,5	0,5	0,8	nd	49,7	373	7,0	0,8
	DA	13	6,8	85	0,4	102	2,1	0,5	0,7	0,2	1,0	49,7	0,4	219	5,7	4,8
	1B	14	7,0	86	0,4	172	1,8	0,8	1,6	0,8	1,7	60,6	0,8	250	5,8	4,6
	2B	15	7,0	175	1,4	-105	2,8	nd	0,3	0,3	1,6	nd	54,9	293	4,4	nd
	3B	16	6,8	151	1,1	-37	1,9	nd	0,3	0,3	0,6	nd	12,2	279	4,9	4,0
	4B	17	6,7	109	0,6	-14	1,7	0,1	0,5	0,4	0,9	nd	9,8	211	5,8	5,4
	7B	18	6,9	91	0,5	108	2,6	0,4	0,6	0,2	0,6	nd	11,6	238	5,8	5,1
	8B	19	6,5	78	0,3	125	2,6	0,3	0,5	0,3	1,3	24,1	1,9	208	6,0	6,2
	AB	20	6,5	81	0,4	68	3,8	0,3	0,5	0,2	1,1	22,7	1,0	210	6,6	5,0
	CB	21	6,9	233	1,8	-107	3,3	nd	0,4	0,4	1,1	nd	48,3	384	10,0	1,0
	DB	22	6,8	92	0,5	115	2,3	0,4	1,7	1,3	1,0	65,5	0,9	219	6,4	5,4
23/08/06	sup	23	7,5	80	0,3	268	2,8	0,4	1,0	0,6	1,0	49,4	2,7	247	5,9	4,2
	1A	24	6,7	72	0,3	98	2,1	0,7	0,8	0,1	1,0	nd	5,7	252	5,8	4,5
	2A	25	7,1	275	2,5	-142	3,4	0,2	0,3	0,1	2,1	nd	63,5	312	4,3	1,0
	3A	26	7,1	166	1,4	-53	2,8	0,4	0,5	0,1	0,9	nd	31,6	321	4,1	1,8
	4A	27	7,0	110	0,7	-26	1,9	3,8	4,1	0,3	0,9	nd	5,8	308	4,8	5,0
	5A	28	6,7	115	0,5	130	1,9	0,3	0,7	0,4	0,7	60,7	1,1	222	8,6	9,2
	6A	29	6,6	100	0,3	143	2,0	4,2	4,8	0,6	0,9	82,0	1,7	189	8,8	7,3
	7A	30	7,0	96	0,5	28	1,9	1,5	2,1	0,6	0,9	nd	3,4	234	7,4	5,4
	8A	31	6,8	75	0,3	153	1,8	0,3	0,7	0,5	1,3	51,3	0,9	233	6,0	4,3
	AA	32	6,7	95	0,6	-98	2,6	1,1	2,0	0,9	0,7	nd	7,8	246	5,4	3,8
	BA	33	7,3	122	0,8	-35	2,7	0,6	1,0	0,4	1,6	7,1	15,8	220	6,2	4,5
	CA	34	7,0	266	2,2	-105	1,7	0,3	0,4	0,1	1,1	nd	56,8	252	8,1	0,9
	DA	35	6,7	95	0,3	105	1,7	0,1	0,5	0,4	1,2	90,4	0,6	278	7,8	7,1
	1B	36	6,9	89	0,4	188	1,7	0,4	2,4	2,0	0,8	68,0	3,5	225	6,5	5,3
	2B	37	7,1	212	1,7	-98	2,7	0,1	0,4	0,3	1,0	7,1	42,6	350	4,7	3,5
	3B	38	6,7	172	1,4	-35	2,7	0,3	0,4	0,1	1,0	nd	11,7	284	5,1	2,3
	4B	39	6,8	113	0,7	-8	2,1	0,3	0,7	0,3	0,3	nd	7,4	248	4,9	5,7
	5B	40	6,8	147	0,3	177	3,1	0,6	1,4	0,9	1,3	162,9	6,0	191	15,3	8,2
	6B	41	7,1	84	0,4	176	2,3	1,2	2,0	0,8	0,4	45,7	2,2	214	6,5	4,6
	7B	42	7,0	96	0,6	106	2,1	0,2	0,6	0,4	0,7	nd	2,3	226	6,4	4,1
	8B	43	7,2	80	0,4	134	1,5	0,2	3,0	2,8	0,6	51,6	0,2	234	5,6	4,3
	AB	44	6,6	84	0,6	63	3,1	0,5	2,6	2,1	1,1	19,7	0,7	212	6,0	4,1
	BB	45	7,0	96	0,4	75	1,7	0,7	5,1	4,3	0,7	32,8	0,7	191	4,2	3,6
	CB	46	6,9	257	1,9	-98	2,7	0,2	0,9	0,7	2,4	nd	52,0	300	12,4	1,0

Tabela 3: Resultados das variáveis determinadas nos dias de amostragem no canal fluvial (sup) e nos 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) na área de sedimentação selecionada na saída da Bacia do RPS.

Coletas	n	pH	cond	alc	Eh	COD	fosfato	PTD	POD	nitrito	nitrato	amonio	silica	cloreto	sulfato	
01/09/06	sup	48	7,3	79	0,4	212	2,5	0,1	0,4	0,3	2,6	50,0	3,6	341	5,8	4,4
	1A	49	6,6	79	0,3	206	1,9	1,3	1,9	0,6	1,2	50,6	2,8	286	6,4	5,4
	2A	50	7,1	276	2,5	-133	3,4	0,1	0,3	0,2	1,4	nd	62,4	385	4,7	nd
	3A	51	6,9	213	1,9	-61	2,1	0,3	0,5	0,2	1,8	nd	33,7	433	4,7	1,3
	4A	52	6,9	113	0,8	-77	1,6	0,5	0,6	0,1	0,9	nd	11,6	430	4,9	4,6
	5A	53	6,5	115	0,3	58	1,2	3,1	4,1	1,0	5,1	80,7	2,4	375	13,0	8,1
	6A	54	6,3	89	0,4	107	1,0	0,3	6,0	5,8	0,9	60,6	0,7	252	6,4	6,1
	7A	55	6,7	90	0,3	208	2,1	0,2	4,6	4,4	1,2	nd	3,4	301	10,2	4,8
	8A	56	6,4	77	0,4	91	1,2	0,2	6,6	6,3	0,6	nd	0,6	295	5,7	7,0
	AA	57	6,6	80	0,6	-16	1,2	0,5	13,7	13,2	1,5	nd	0,5	316	5,7	3,4
	BA	58	7,1	118	0,8	-34	2,5	0,1	0,6	0,5	1,3	nd	18,6	336	6,2	4,1
	CA	59	7,1	260	2,2	-71	2,5	0,2	0,5	0,3	1,1	nd	52,5	495	6,4	nd
	DA	60	6,4	82	0,3	-84	1,4	0,5	2,2	1,6	1,3	81,2	1,1	259	6,2	4,9
	1B	61	6,9	85	0,4	198	1,5	2,3	2,6	0,3	1,1	58,9	1,6	302	7,3	4,2
	2B	62	7,2	195	1,6	-116	2,5	1,8	2,1	0,3	0,9	nd	41,9	418	5,3	4,7
	3B	63	6,7	147	1,0	-18	1,4	0,4	0,6	0,2	3,0	26,4	6,1	462	5,7	5,0
	4B	64	6,8	124	0,7	-124	1,2	0,6	0,7	0,1	0,8	11,3	8,4	306	5,7	9,2
	7B	65	6,6	83	0,4	176	1,6	0,6	0,7	0,1	1,4	nd	0,9	257	5,9	4,9
	8B	66	6,6	80	0,3	160	1,5	0,6	0,9	0,3	2,5	33,7	0,6	323	5,3	5,7
	AB	67	6,5	90	0,5	88	1,5	0,5	4,0	3,5	1,0	nd	7,9	331	4,8	5,1
	CB	68	7,1	257	2,1	-34	2,5	3,1	4,3	1,2	1,3	nd	91,4	468	8,6	nd
	DB	69	6,8	83	0,4	-39	1,8	0,7	2,3	1,6	1,0	53,9	5,1	285	5,2	4,2
06/09/06	sup	70	7,3	92	0,3	252	2,5	0,7	1,0	0,3	1,1	37,2	11,4	333	6,6	3,3
	1A	71	6,5	76	0,3	127	1,0	0,7	0,8	0,1	0,7	nd	6,9	374	5,4	4,1
	2A	72	7,0	273	2,5	-130	2,9	0,2	1,2	1,1	2,0	nd	87,6	382	3,2	0,9
	3A	73	6,9	183	1,5	-6	2,8	0,4	0,5	0,1	0,7	nd	41,8	435	3,2	1,8
	4A	74	6,9	113	0,8	33	1,2	0,3	1,3	1,0	1,0	nd	14,2	422	4,5	4,9
	5A	75	6,6	78	0,2	108	1,5	0,4	0,8	0,3	1,5	104,8	3,3	235	5,5	4,9
	6A	76	6,4	86	0,3	107	1,6	0,5	1,2	0,7	1,4	51,8	9,2	236	5,1	4,5
	7A	77	6,7	90	0,5	157	2,2	0,3	0,5	0,2	1,6	nd	5,5	278	5,3	4,7
	8A	78	6,6	73	0,4	197	2,0	0,2	0,3	0,1	1,4	36,2	0,8	305	5,3	5,0
	AA	79	6,8	97	0,5	50	1,4	0,3	0,4	0,1	1,0	nd	5,0	317	4,8	5,1
	BA	80	7,2	122	0,8	-43	2,1	0,3	1,1	0,7	1,1	nd	17,8	280	4,9	4,3
	CA	81	6,9	257	2,1	-49	2,5	0,1	0,3	0,2	2,1	nd	89,8	493	6,4	nd
	DA	82	6,5	84	0,5	175	1,2	0,4	0,7	0,3	1,2	37,4	2,8	271	3,4	3,6
	1B	83	6,8	75	0,3	180	1,1	0,5	0,7	0,3	1,1	27,1	2,8	281	5,0	4,1
	2B	84	7,0	188	1,5	-95	1,9	0,3	0,9	0,6	1,2	nd	54,3	411	4,4	3,9
	3B	85	6,6	153	1,1	-57	1,1	0,3	0,8	0,5	1,2	10,3	12,8	367	5,4	3,5
	4B	86	6,7	116	0,7	25	1,0	0,3	0,4	0,1	1,0	nd	10,9	390	3,6	5,3
	5B	87	6,9	70	0,3	150	2,0	20,3	31,4	11,1	1,6	64,7	15,4	242	5,2	3,1
	6B	88	6,9	78	0,4	140	2,5	10,6	14,3	3,7	1,5	30,1	4,3	216	5,1	3,7
	7B	89	6,9	97	0,6	171	2,1	1,7	1,8	0,1	0,8	nd	0,4	261	5,7	3,2
	8B	90	6,9	78	0,3	190	1,9	0,3	0,5	0,2	1,5	42,2	0,6	306	4,9	3,7
	AB	91	6,5	97	0,4	105	2,5	0,3	0,3	0,1	1,4	17,2	0,1	263	4,8	3,7
	BB	92	6,7	98	0,5	110	1,7	0,4	1,1	0,6	1,2	37,2	3,6	388	4,6	4,1
	CB	93	6,9	264	2,1	-17	2,5	0,0	0,2	0,2	1,7	nd	68,4	427	9,7	nd
	DB	94	6,7	83	0,3	189	1,3	0,3	0,4	0,1	1,7	61,3	0,5	236	6,1	3,5

Tabela 4: Resultados das variáveis determinadas nos dias de amostragem no canal fluvial (sup) e nos 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) na área de sedimentação selecionada na saída da Bacia do RPS.

Coletas	n	pH	cond	alc	Eh	COD	fosfato	PTD	POD	nitrito	nitrato	amonio	silica	cloreto	sulfato	
13/09/06	sup	95	7,5	83	0,4	222	2,2	0,2	0,4	0,2	1,0	44,2	3,8	287	6,1	4,5
	1A	96	6,9	77	0,4	-44	1,2	0,4	1,3	0,8	1,6	nd	15,4	338	5,5	4,3
	2A	97	6,9	251	2,2	-137	2,8	nd	0,5	0,5	1,8	nd	94,2	343	3,9	0,6
	3A	98	7,0	214	1,8	-36	1,9	nd	0,8	0,8	0,6	nd	41,2	382	5,1	2,3
	4A	99	6,9	128	0,9	-34	1,4	0,3	1,1	0,8	0,6	nd	16,4	353	4,0	5,2
	5A	100	6,6	75	0,3	68	1,0	0,8	1,4	0,5	2,5	33,7	3,0	219	3,5	3,6
	6A	101	6,5	89	0,4	60	1,3	0,6	1,6	1,0	3,5	51,5	2,6	213	4,9	3,9
	7A	102	6,7	83	0,4	76	1,3	0,5	1,1	0,5	2,6	12,2	1,9	245	5,4	5,2
	8A	103	6,5	75	0,3	30	1,0	0,6	1,9	1,3	1,8	9,2	7,1	179	5,2	5,6
	AA	104	6,9	95	0,6	-16	1,3	0,5	1,6	1,1	0,8	nd	14,4	283	5,0	3,6
	BA	105	7,2	96	0,6	65	1,5	0,6	1,2	0,6	1,5	12,6	3,0	326	5,5	4,1
	CA	106	7,0	206	1,7	-79	2,2	0,3	1,3	1,0	3,2	nd	78,0	387	4,0	1,1
	DA	107	6,5	87	0,4	43	1,3	0,8	2,2	1,4	1,3	62,4	7,8	210	5,2	3,0
	1B	108	7,0	81	0,3	175	2,1	0,5	1,1	0,6	1,4	44,8	0,2	237	6,0	3,5
	2B	109	7,0	197	1,6	-131	1,7	nd	0,3	0,2	1,2	nd	52,3	373	4,3	2,1
	3B	110	6,6	122	0,3	-65	0,8	0,5	2,3	1,9	8,2	299,5	8,4	300	6,9	6,1
	4B	111	6,6	124	0,4	36	0,7	0,3	0,9	0,6	4,5	150,1	0,7	299	7,8	9,2
	7B	112	6,8	89	0,5	22	1,4	0,4	0,9	0,5	2,8	6,8	1,2	218	5,2	3,5
	8B	113	7,0	79	0,3	43	1,7	0,7	2,5	1,8	1,7	44,9	4,0	250	5,3	3,5
	AB	114	6,7	92	0,5	25	1,2	0,6	2,4	1,8	1,8	nd	13,8	244	5,2	4,9
	BB	115	6,6	93	0,4	157	1,3	1,4	1,5	0,1	2,0	51,8	3,3	269	4,0	3,6
	CB	116	7,0	251	2,1	-87	2,5	0,3	1,3	1,0	4,2	nd	88,4	375	7,0	0,5
	DB	117	6,7	93	0,5	114	1,4	0,5	1,3	0,8	3,2	27,4	1,7	136	3,0	2,0
20/09/06	sup	118	8,8	87	0,4	206	2,1	0,2	2,2	2,0	1,1	30,0	1,0	285	8,6	4,9
	1A	119	6,8	90	0,4	84	1,2	0,3	0,5	0,2	0,4	nd	2,1	327	8,6	4,4
	2A	120	6,8	295	2,6	-193	2,9	nd	0,6	0,6	0,5	nd	95,7	368	5,3	nd
	3A	121	6,9	213	1,7	-105	1,7	0,5	1,5	0,9	0,8	nd	42,9	441	7,0	2,4
	4A	122	6,9	132	0,8	-100	1,2	0,8	1,1	0,3	0,6	nd	10,1	301	6,0	8,8
	5A	123	6,5	74	0,3	-11	0,9	0,4	0,5	0,1	1,0	12,7	0,5	243	5,8	5,7
	6A	124	6,4	95	0,5	4	0,6	0,4	5,8	5,4	1,9	54,1	0,3	193	7,0	5,9
	7A	125	6,5	92	0,5	-79	1,2	1,4	2,1	0,7	0,6	nd	0,8	263	7,8	5,7
	8A	126	6,5	77	0,3	-49	1,1	2,3	2,4	0,1	0,2	nd	3,2	227	6,7	6,5
	AA	127	5,6	102	0,6	-77	1,2	2,0	2,1	0,1	0,7	nd	9,1	278	6,1	6,9
	BA	128	7,0	100	0,6	-42	1,0	1,5	1,6	0,1	0,7	25,4	2,1	421	6,9	5,8
	CA	129	6,9	253	2,1	-118	2,0	1,8	1,9	0,1	2,2	nd	79,4	520	8,2	1,1
	DA	130	6,6	95	0,4	21	0,9	0,4	0,4	0,1	2,8	68,6	8,3	307	6,7	5,0
	1B	131	6,8	77	0,3	153	1,9	0,3	0,5	0,2	0,6	26,0	10,3	309	8,1	4,6
	2B	132	6,9	193	1,5	-148	1,9	0,2	0,4	0,2	0,6	nd	60,4	438	6,1	4,9
	3B	133	6,7	94	0,4	-86	0,9	0,3	0,4	0,1	1,5	11,8	1,3	374	7,7	7,7
	4B	134	6,6	117	0,5	-42	0,9	0,5	0,6	0,1	2,8	43,6	7,9	314	8,5	9,9
	7B	135	6,6	101	0,5	-33	1,3	0,6	0,9	0,3	0,5	5,7	0,4	269	8,1	4,3
	8B	136	6,6	81	0,4	3	1,6	0,8	1,0	0,3	1,1	nd	4,5	261	6,0	4,6
	AB	137	6,8	97	0,5	-105	1,1	0,7	1,0	0,3	0,9	5,6	2,2	173	6,3	6,0
	CB	138	6,8	227	1,7	-81	1,9	0,3	0,4	0,1	0,6	nd	38,8	456	12,4	1,6
	DB	139	6,6	118	0,3	171	1,6	0,4	3,8	3,4	1,4	216,4	0,9	435	11,6	7,4
04/10/06	sup	140	7,8	84	0,4	252	2,5	0,8	1,1	0,4	1,0	48,8	1,0	315	7,0	3,9
	1A	141	7,0	84	0,4	-94	2,2	0,5	0,7	0,2	0,4	8,5	3,4	361	6,4	4,5
	2A	142	6,8	256	2,2	-145	3,5	0,7	0,8	0,1	1,3	21,0	69,1	405	5,0	1,3
	3A	143	6,6	181	1,4	-32	2,4	0,0	0,3	0,3	0,6	6,9	36,1	466	6,6	2,6
	4A	144	6,8	128	0,9	-16	1,7	0,1	0,3	0,2	0,3	nd	15,3	452	5,5	7,7
	5A	145	6,4	99	0,4	137	1,4	0,2	0,4	0,1	2,6	65,3	3,6	320	8,7	6,8
	6A	146	6,7	90	0,4	156	2,3	0,6	1,0	0,4	0,6	47,1	1,0	302	7,4	4,7
	8A	148	6,6	85	0,4	58	1,8	3,0	3,1	0,1	0,6	nd	1,7	320	7,1	4,9
	AA	149	6,8	98	0,6	183	1,6	0,5	0,9	0,4	0,6	nd	10,1	318	6,7	4,5
	BA	150	6,7	81	0,4	247	1,9	0,9	1,1	0,2	0,8	31,6	1,8	295	4,4	3,2
	CA	151	6,8	205	1,7	-68	3,6	0,4	0,5	0,1	0,8	nd	62,3	481	4,8	1,9
	DA	152	6,5	89	0,4	218	2,0	0,8	0,9	0,1	0,6	64,9	1,0	322	6,6	5,5

Tabela 5: Resultados das variáveis determinadas nos dias de amostragem no canal fluvial (sup) e nos 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) na área de sedimentação selecionada na saída da Bacia do RPS.

Coletas	pH	cond	alc	Eh	COD	fosfato	PTD	POD	nitrito	nitrato	amonio	silica	cloreto	sulfato		
04/10/06	1B	153	7,1	84	0,4	177	2,6	13,5	22,4	8,9	0,9	22,0	9,8	307	6,3	4,6
	2B	154	6,8	206	1,6	-29	1,7	0,2	0,4	0,2	1,5	18,4	50,2	442	6,0	3,9
	3B	155	6,6	135	0,9	145	1,8	0,3	0,6	0,3	0,7	nd	10,8	416	3,6	3,3
	4B	156	6,6	129	0,6	167	1,5	0,2	0,5	0,3	0,9	27,7	19,3	437	6,9	10,7
	5B	157	6,6	142	0,4	207	2,4	0,4	0,5	0,1	0,6	111,0	2,1	328	16,8	9,5
	6B	158	6,6	87	0,4	207	2,0	0,6	0,8	0,2	0,8	54,2	0,7	286	5,8	4,9
	7B	159	6,9	82	0,4	117	2,2	0,3	1,1	0,7	1,0	33,9	1,2	278	5,9	5,2
	8B	160	6,7	85	0,3	187	2,3	0,9	1,2	0,3	1,0	46,5	0,1	305	5,3	4,4
	AB	161	7,1	82	0,4	232	2,6	1,0	1,1	0,2	1,2	47,2	1,1	335	5,9	4,5
	BB	162	6,9	80	0,4	203	2,4	0,7	0,8	0,1	1,0	50,8	0,1	311	6,3	5,2
	CB	163	6,9	116	0,7	73	2,9	1,0	1,5	0,4	1,2	35,8	36,3	374	5,9	4,2
	DB	164	7,5	81	0,4	208	2,8	0,7	0,9	0,2	1,3	50,2	1,7	330	6,0	5,0
18/10/06	sup	165	7,4	76	0,3	170	3,2	1,8	3,8	2,0	1,3	51,7	14,9	424	6,2	3,9
	1A	166	6,5	104	0,7	111	1,5	1,8	3,9	2,1	0,6	nd	53,3	339	6,3	2,2
	2A	167	6,9	201	1,5	-198	2,2	0,1	0,2	0,2	0,9	nd	47,9	451	6,2	3,8
	3A	168	7,0	195	1,5	-38	2,4	1,5	4,7	3,2	0,8	nd	26,0	452	6,4	2,2
	4A	169	7,0	159	0,8	-73	1,4	1,8	3,0	1,2	0,9	nd	28,2	456	10,9	11,9
	5A	170	6,5	80	0,4	39	1,5	1,8	7,8	6,0	0,7	14,2	21,1	338	6,7	5,8
	6A	171	6,7	86	0,4	193	2,0	2,7	3,4	0,7	1,2	59,5	6,5	339	6,9	4,5
	1B	172	6,9	94	0,5	103	2,0	1,2	2,3	1,1	1,0	21,1	43,9	332	7,3	3,7
	2B	173	6,9	182	1,0	-218	1,9	1,2	6,9	5,7	4,7	229,0	17,6	378	8,0	6,9
	3B	174	6,8	121	0,7	-155	1,3	1,0	4,9	3,9	1,9	102,0	13,2	304	7,3	5,0
	4B	175	6,8	104	0,3	-113	1,1	1,2	3,4	2,2	3,3	29,6	4,9	332	9,0	6,2
	5B	176	6,8	100	0,5	20	1,4	0,7	3,8	3,1	1,1	59,6	22,7	345	6,1	4,4
	6B	177	6,9	83	0,4	178	2,7	3,1	9,1	6,0	1,4	46,7	1,3	316	7,1	3,5
25/10/06	sup	178	7,3	79	0,3	221	3,1	3,4	8,7	5,3	1,3	70,3	39,1	293	11,6	4,0
	1A	179	6,7	158	1,2	146	2,1	2,3	3,7	1,5	1,2	nd	34,3	400	6,3	2,1
	2A	180	6,9	106	0,7	41	2,5	2,6	6,3	3,7	1,1	nd	35,4	366	7,1	4,2
	3A	181	6,8	188	1,5	-15	1,4	1,9	4,1	2,2	1,3	5,2	43,7	437	7,5	1,5
	4A	182	6,7	89	0,4	103	1,6	1,6	2,6	1,0	0,8	7,5	3,0	358	7,3	5,3
	5A	183	6,9	84	0,4	92	2,3	0,6	0,7	0,1	1,4	46,7	5,0	299	7,2	4,0
	1B	184	6,8	101	0,6	104	2,7	2,3	4,5	2,2	1,1	49,9	4,0	378	6,9	2,9
	2B	185	6,9	70	0,3	97	1,8	0,4	0,7	0,3	2,7	18,2	25,1	322	6,3	4,3
	3B	186	6,7	97	0,6	68	1,7	1,6	2,3	0,7	1,5	5,9	9,0	386	6,9	3,5
	4B	187	6,5	78	0,4	193	1,4	7,4	8,6	1,2	1,9	19,0	16,7	242	6,3	4,3
	5B	188	7,0	82	0,4	152	2,4	4,3	8,2	4,0	1,2	48,9	14,9	325	7,5	3,6
01/11/06	sup	189	8,5	72	0,4	212	3,0	0,4	0,7	0,3	1,1	34,1	0,8	330	7,6	3,4
	1A	190	6,9	73	0,3	191	2,2	0,6	0,9	0,3	1,1	38,6	69,7	331	5,9	3,7
	2A	191	6,9	267	2,3	-131	2,9	0,4	0,4	0,0	0,7	nd	46,1	429	5,2	nd
	3A	192	6,9	193	1,5	-146	1,7	0,1	0,2	0,1	2,0	nd	12,9	431	7,1	1,4
	4A	193	6,8	96	0,5	9	1,3	0,5	0,9	0,4	1,4	nd	1,7	415	7,3	6,3
	5A	194	6,4	135	0,5	19	2,6	0,6	0,7	0,1	0,6	nd	1,2	362	12,4	9,0
	6A	195	6,6	84	0,4	176	3,1	1,1	1,4	0,4	1,2	40,8	3,6	315	6,2	4,4
	7A	196	6,4	74	0,3	210	3,8	0,7	10,5	9,9	1,6	83,8	3,2	289	5,8	3,7
	8A	197	6,9	75	0,4	181	5,8	0,6	15,2	14,6	1,3	34,4	5,8	364	5,6	3,4
	1B	198	7,2	72	0,3	178	3,0	77,7	102,2	24,4	1,5	38,6	36,4	27	21,6	3,9
	2B	199	6,8	129	0,9	53	1,8	0,4	1,1	0,7	1,7	7,1	34,1	415	5,3	3,4
	3B	200	6,6	99	0,6	-8	1,7	0,2	0,5	0,3	1,4	nd	25,5	396	6,0	2,3
	4B	201	6,6	87	0,5	242	1,2	0,3	0,5	0,2	3,8	5,2	1,4	301	6,2	4,4
	5B	202	6,7	87	0,5	218	4,5	0,5	0,9	0,4	0,8	12,6	1,0	417	5,3	3,1
	6B	203	6,6	79	0,4	134	4,7	0,8	1,0	0,2	1,1	19,8	1,9	316	5,9	4,5
	7B	204	7,3	76	0,3	237	3,9	0,6	1,0	0,4	1,5	34,4	1,8	300	5,5	3,7
	8B	205	7,0	87	0,5	126	3,6	0,4	0,8	0,4	1,6	26,0	2,0	356	5,5	3,5

Tabela 6: Distribuição granulométrica porcentual do sedimento (unidade mm) 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 a secção de cada testemunho (de 10 em 10 cm), onde o n^o 1 corresponde a secção de 0-10 cm e o n^o 10 a de 90-100 cm.

Pontos de Coleta	Areia Grossa 0,6<d<2	Areia Média 0,2<d<0,6	Areia Fina 0,06<d<0,2	Silt 0,02<d<0,06	Argila d<0,06
1.1	82,7	17,0	0,1	nd	nd
1.2	59,1	37,0	0,5	nd	nd
1.3	61,3	37,9	0,6	nd	nd
1.4	44,8	53,0	2,2	nd	nd
1.5	75,1	24,7	0,1	nd	nd
2.1	65,8	34,0	0,2	nd	nd
2.2	63,4	36,1	0,3	nd	nd
2.3	68,5	31,1	0,2	nd	nd
2.4	48,1	50,1	1,0	0,7	nd
2.5	70,7	28,5	0,3	nd	nd
2.6	56,3	42,5	0,8	nd	nd
2.7	42,0	57,2	0,8	nd	nd
2.8	75,1	24,6	0,1	nd	nd
2.9	90,0	10,0	0,0	nd	nd
2.10	77,6	22,2	0,1	nd	nd
4.1	38,4	58,5	3,0	nd	nd
4.2	48,5	47,8	3,6	nd	nd
4.3	40,2	54,3	5,0	0,3	nd
4.4	15,5	81,9	2,6	nd	nd
4.5	66,9	32,7	0,3	nd	nd
4.6	27,2	70,3	2,4	nd	nd
4.7	46,6	51,9	1,4	nd	nd
4.8	32,3	64,7	2,9	nd	nd
4.9	35,1	59,8	5,0	nd	nd
4.10	45,4	51,7	1,9	nd	nd
6.1	78,1	20,3	0,1	nd	nd
6.2	55,6	44,0	0,4	nd	nd
6.3	59,5	39,7	0,7	nd	nd
6.4	71,8	24,5	0,5	nd	nd
6.5	35,8	62,3	1,9	nd	nd
8.1	62,7	33,0	0,7	nd	nd
8.2	67,4	32,2	0,3	nd	nd
8.3	56,0	42,9	1,0	nd	nd
8.4	23,2	74,8	1,9	nd	nd
8.5	17,5	79,5	3,0	nd	nd

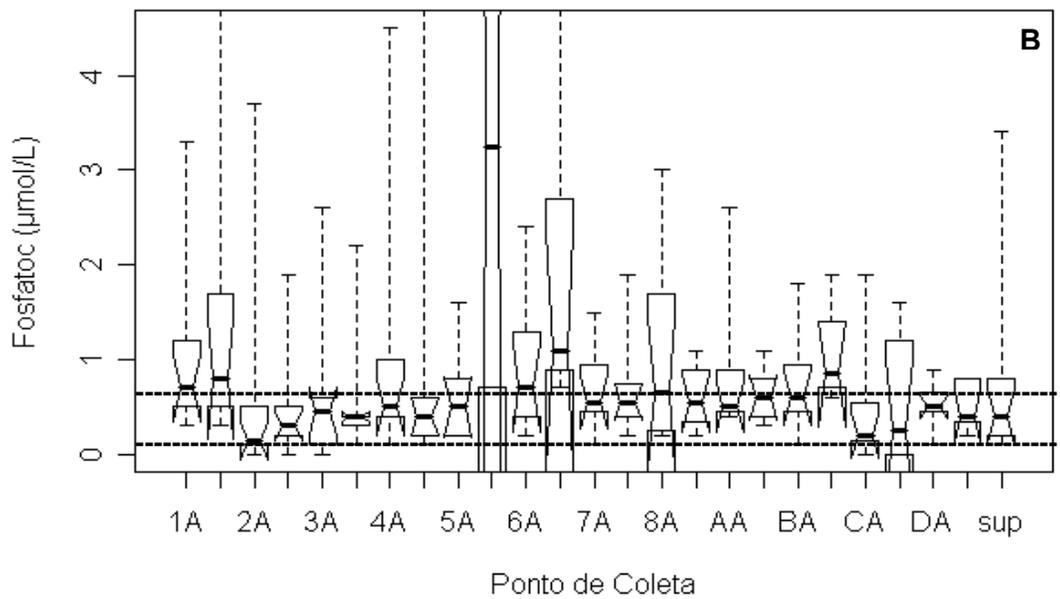
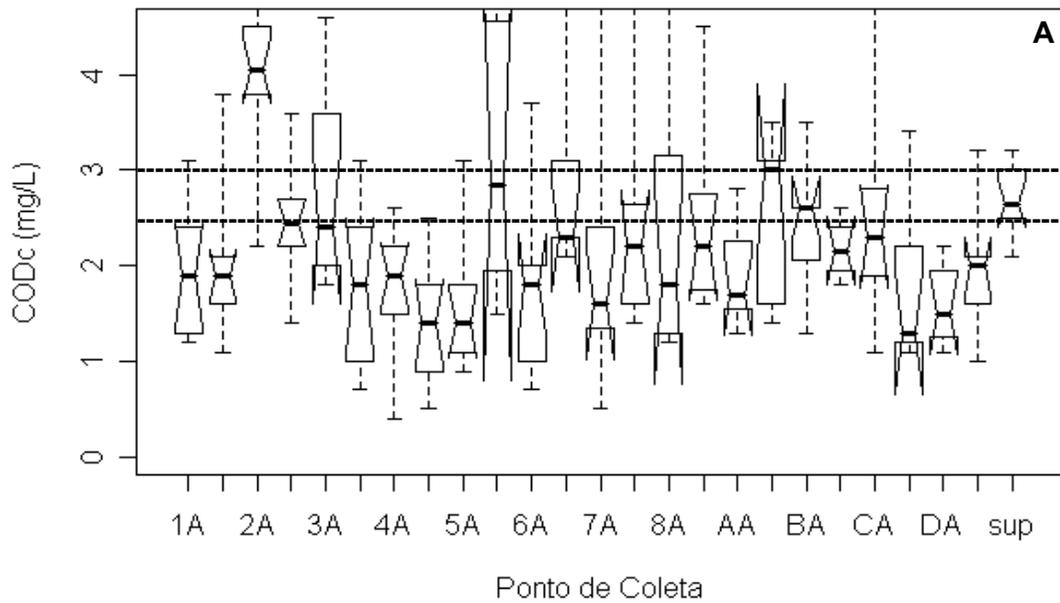


Figura 22: “Boxplot” indicando os valores máximos, mínimos, intervalo interquartil, mediana e seu limite de confiança (chanfradura) para COD (A) e ortofosfato (B), corrigidos pela concentração de cloreto, na área de sedimentação amostrada e no canal fluvial na saída da Bacia do RPS. Os pontos de coleta (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).

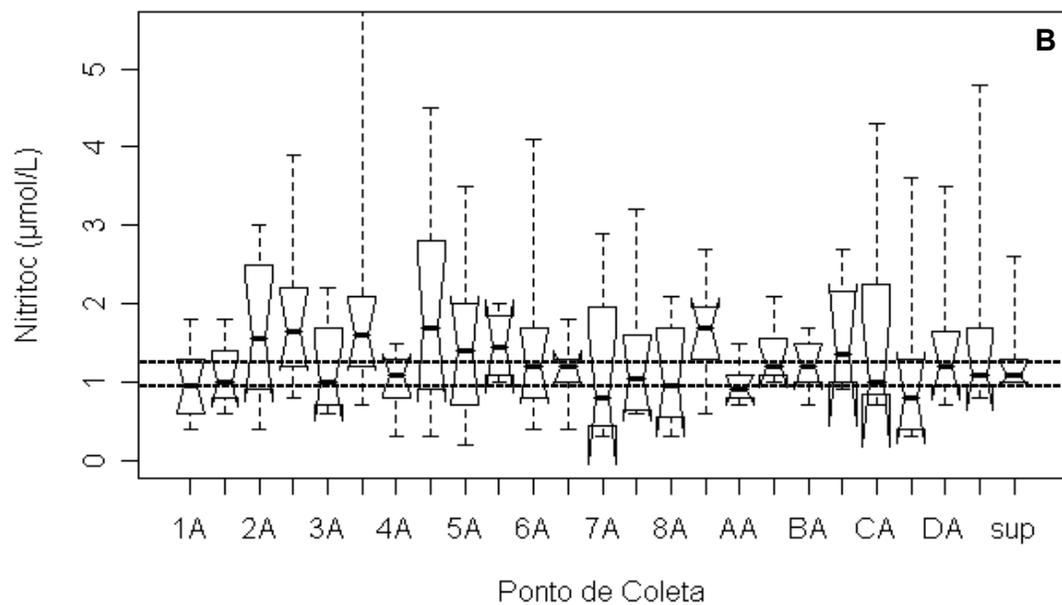
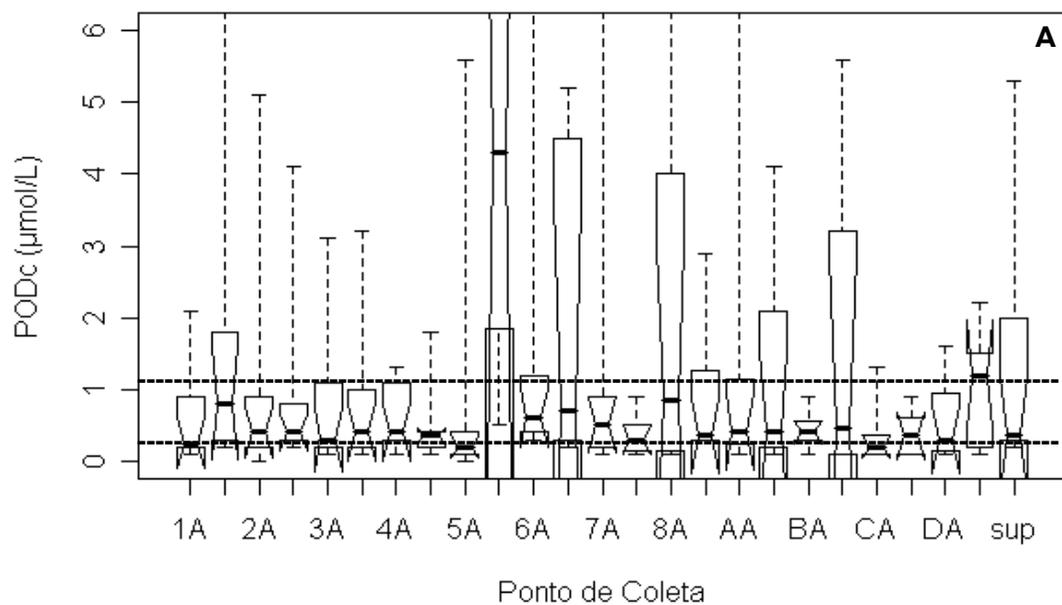


Figura 23: “Boxplot” indicando os valores máximos, mínimos, intervalo interquartil, mediana e seu limite de confiança (chanfradura) para POD (A) e nitrito (B), corrigidos pela concentração de cloreto, na área de sedimentação amostrada e no canal fluvial na saída da Bacia do RPS. Os pontos de coleta (1 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).

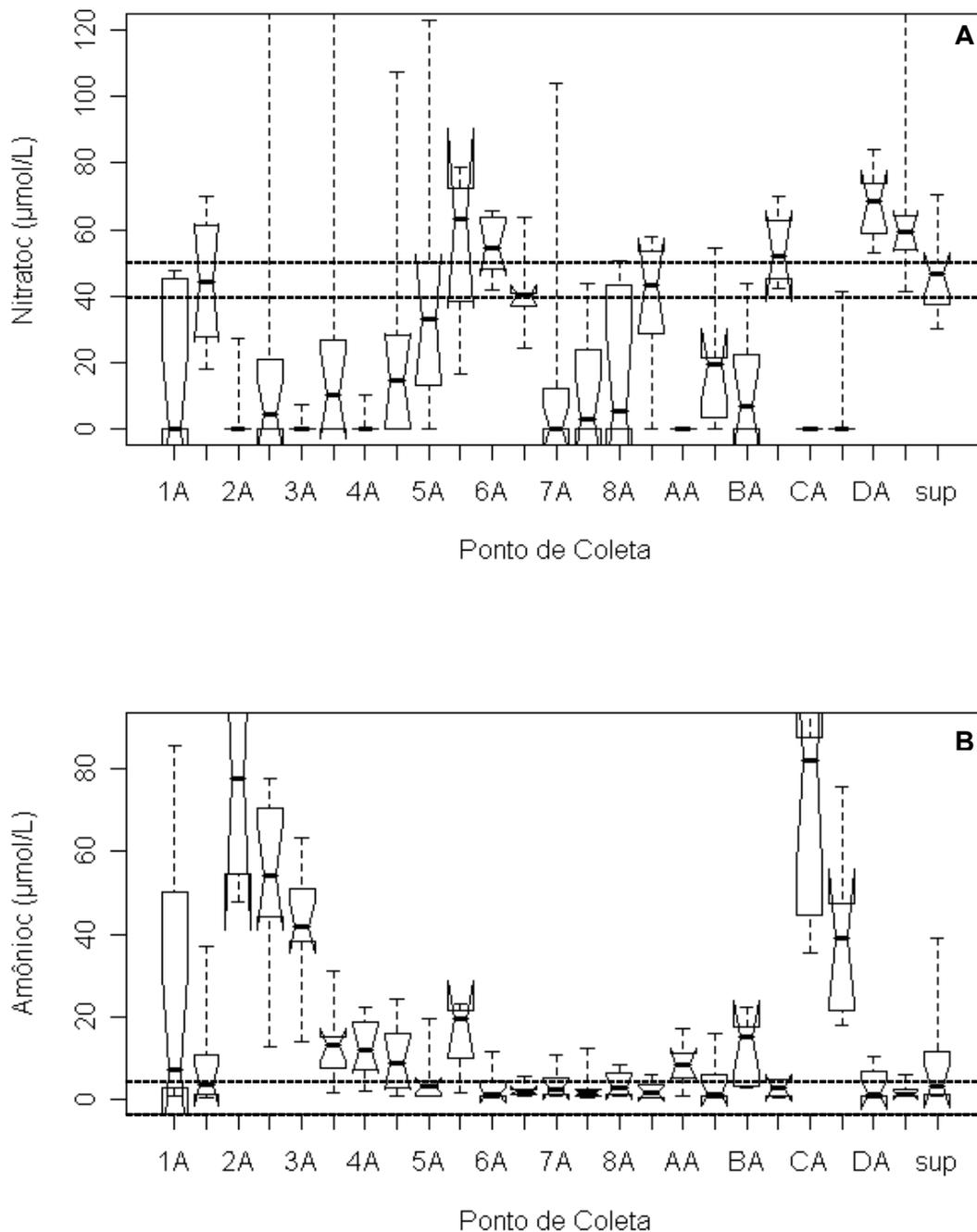


Figura 24: “Boxplot” indicando os valores máximos, mínimos, intervalo interquartil, mediana e seu limite de confiança (chanfradura) para nitrato (A) e amônio (B), corrigidos pela concentração de cloreto, na área de sedimentação amostrada e no canal fluvial na saída da Bacia do RPS. Os pontos de coleta (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).

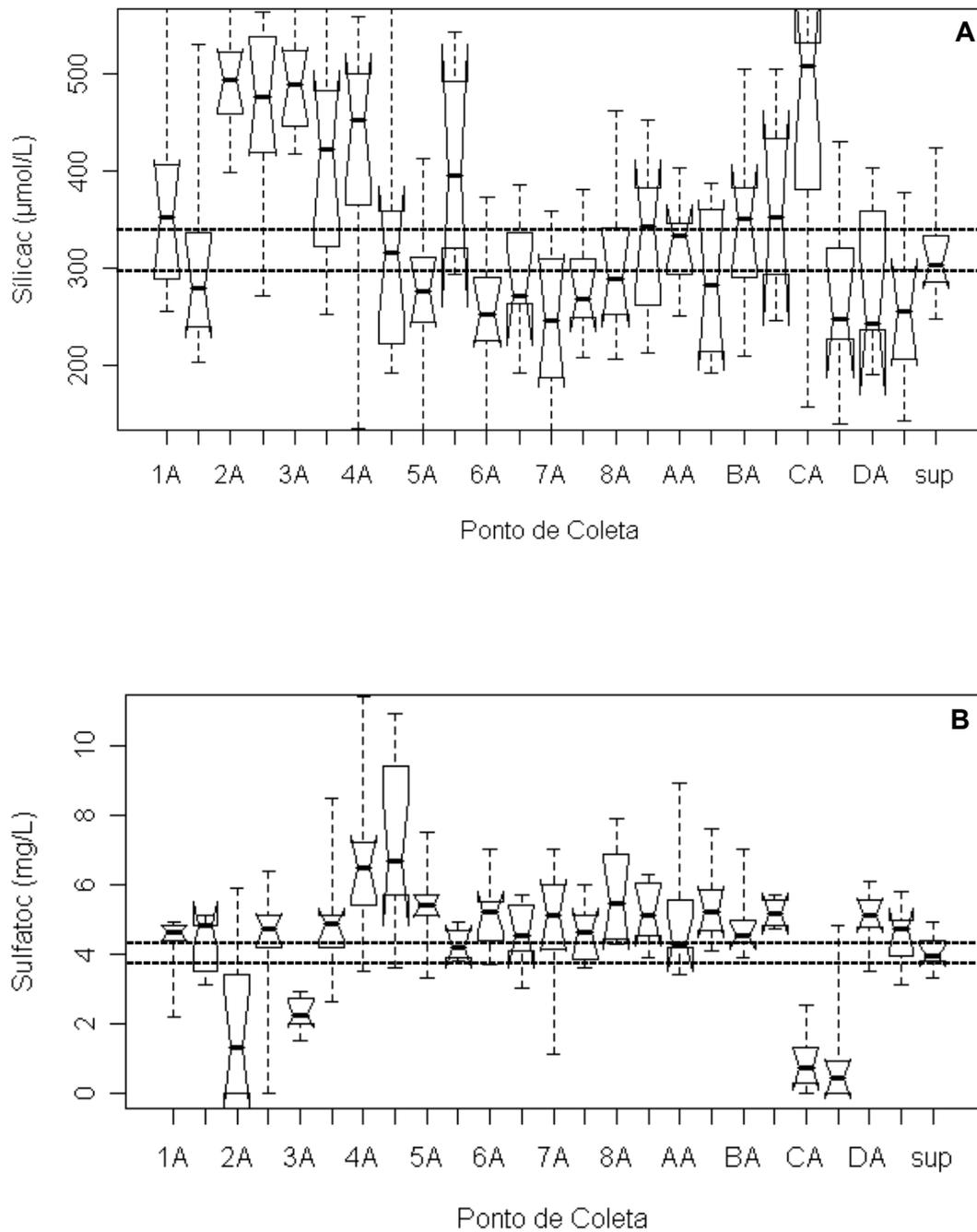


Figura 25: “Boxplot” indicando os valores máximos, mínimos, intervalo interquartil, mediana e seu limite de confiança (chanfradura) para sílica (A) e sulfato (B), corrigidos pela concentração de cloreto, na área de sedimentação amostrada e no canal fluvial na saída da Bacia do RPS. Os pontos de coleta (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).

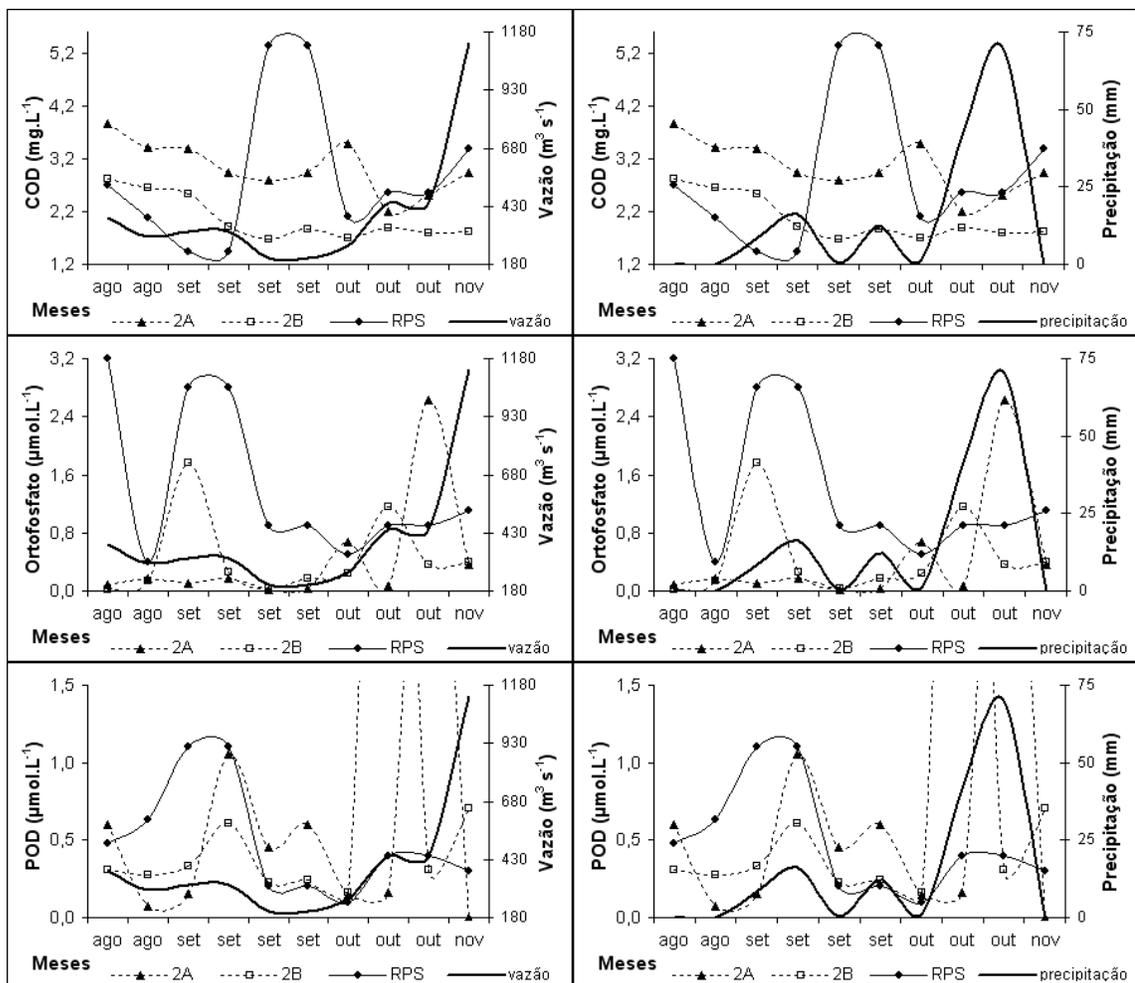


Figura 26: Variação temporal dos valores de COD e das concentrações de ortofosfato e POD na área de sedimentação estudada, ponto de amostragem 2 – fundo (A) e superfície (B) – na saída da bacia do RPS entre Agosto e Novembro de 2008. Também estão representadas as flutuações da precipitação (até 01/11/06) e vazão instantânea.

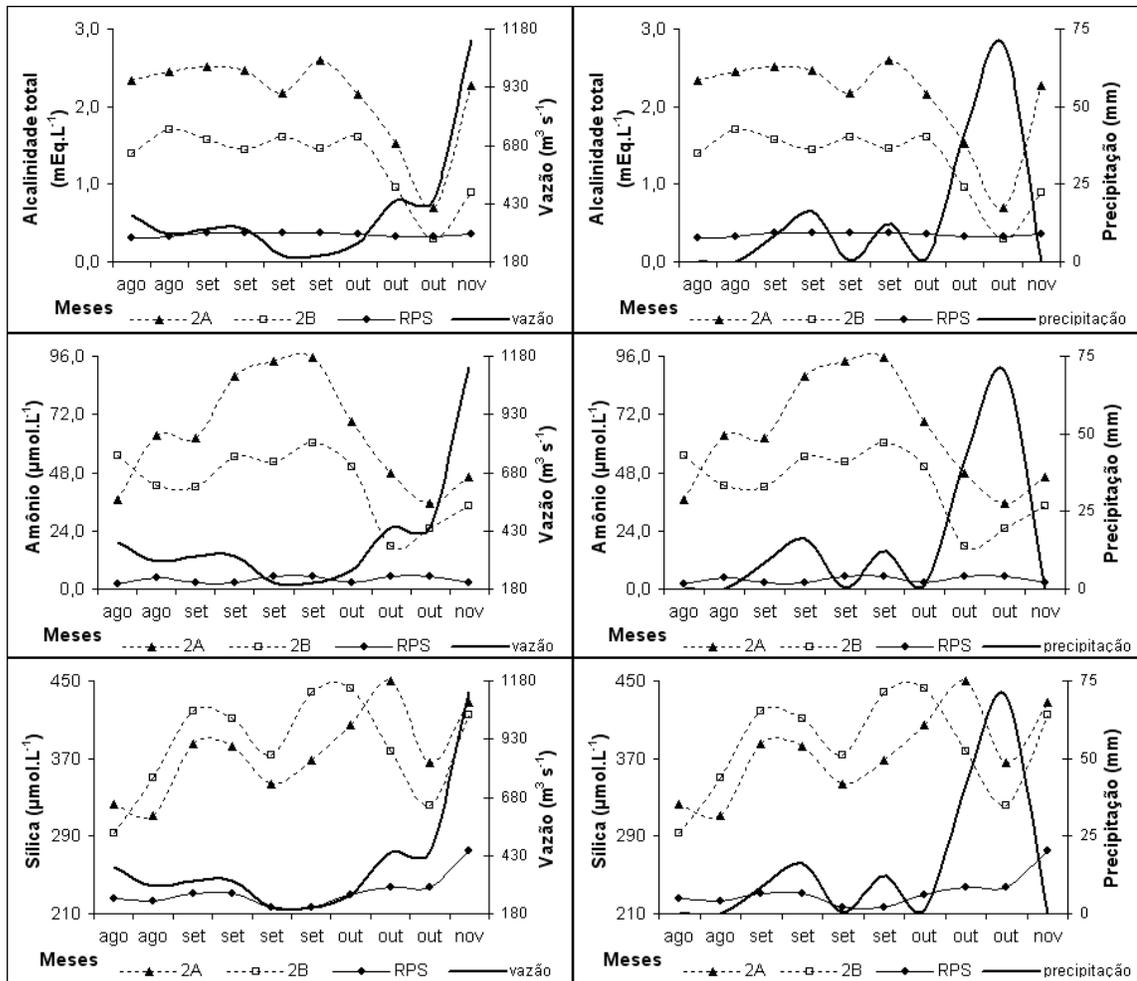


Figura 27: Variação temporal dos valores de alcalinidade total das concentrações de amônio e sílica na área de sedimentação estudada, ponto de amostragem 2 – fundo (A) e superfície (B) – na saída da bacia do RPS entre Agosto e Novembro de 2008. Também estão representadas as flutuações da precipitação (até 01/11/06) e vazão instantânea.

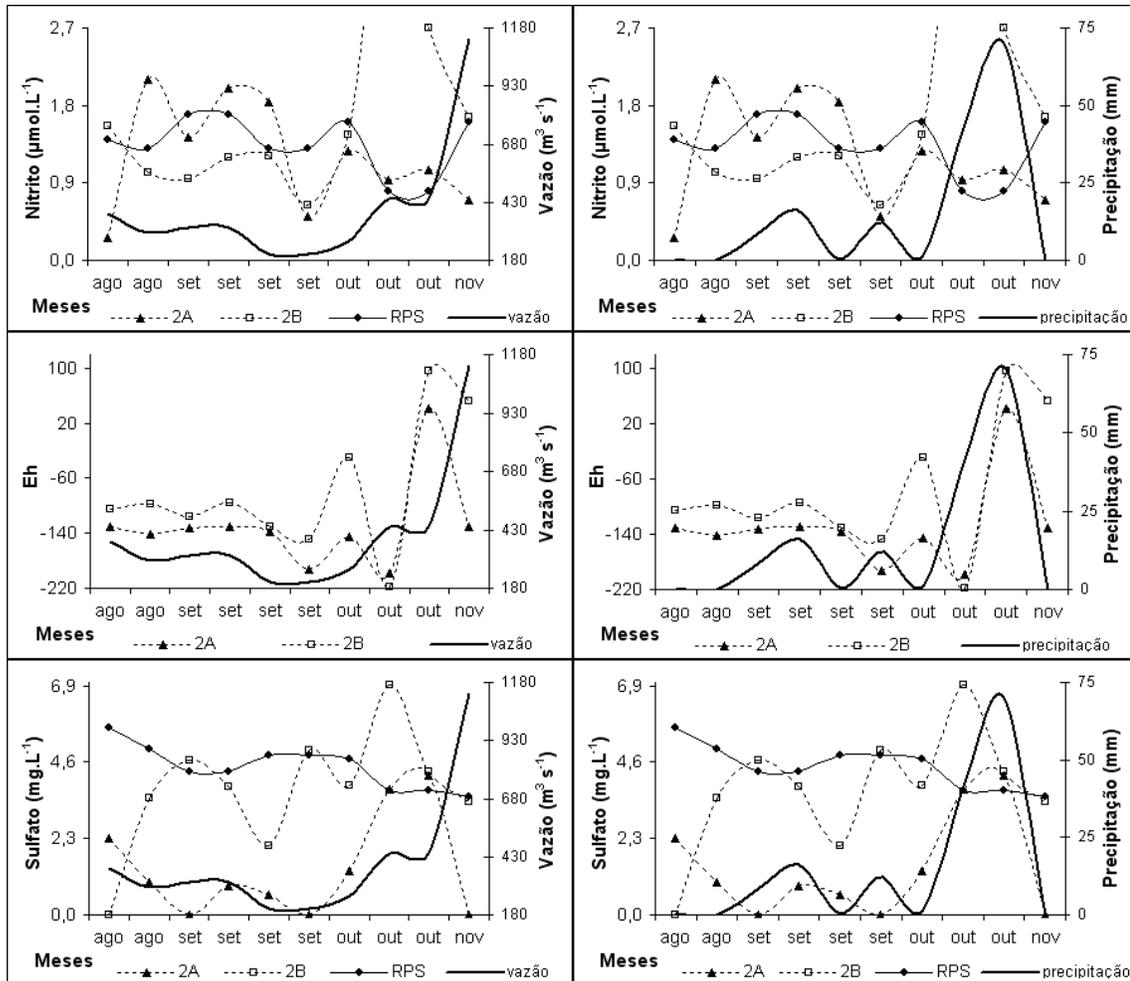


Figura 28: Variação temporal dos valores de Eh e das concentrações de nitrito e sulfato na área de sedimentação estudada, ponto de amostragem 2 – fundo (A) e superfície (B) – na saída da bacia do RPS entre Agosto e Novembro de 2008. Também estão representadas as flutuações da precipitação (até 01/11/06) e vazão instantânea.