

**FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA FÍSICA, QUÍMICA E
GEOLÓGICA.**



**VARIAÇÕES ESPACIAIS E TEMPORAIS DE NUTRIENTES DISSOLVIDOS E
METAIS TRAÇO NA ÁREA PORTUÁRIA DA CIDADE DO RIO GRANDE
(ESTUÁRIO LAGOA DOS PATOS - RS)**

Eng. Química Fabiana Gonçalves Barbosa

Dissertação apresentada à comissão de Curso de Pós-Graduação em Oceanografia Física, Química e Geológica da Universidade Federal do Rio Grande, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Oceanografia Física, Química e Geológica.

Orientadora: Dra. Mônica Wallner-Kersanach

Co-orientadora: Msc. Maria da Graça Zepka Baumgarten

Rio Grande, julho de 2006.

Dedico este trabalho aos meus pais: vocês são a minha base de sustentação. Muito obrigada por todo o incentivo, apoio, amor e paciência dedicados ao longo destes anos. Eu amo muito vocês.

AGRADECIMENTOS

As professoras Mônica Wallner Kersanach e Maria da Graça Zepka Baumgarten, por me orientarem durante a realização deste trabalho, bem como sua amizade e por estarem sempre dispostas a ajudar no meu crescimento profissional e pessoal.

Aos professores e colegas de mestrado que me acompanharam durante todo o período do curso.

A CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela bolsa de demanda social que me foi concedida.

A toda a equipe do Laboratório de Hidroquímica que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

Ao Mestre Celso Elias Corradi e a Doutora Graziela da Rosa Persich membros da banca.

A COMCUR do programa de pós-graduação em Oceanografia Física, Química e Geológica.

A Mestre Flávia Cristina Granato por ter cedido os relatórios das operações de dragagens do Porto do Rio Grande.

Aos meus amigos, sempre dispostos a me ajudar em qualquer coisa.

Agradecimento especial a minha família. Muito obrigada por terem sempre me apoiado, mesmo às vezes sem entender bem o que estava acontecendo.

A todas as pessoas que de forma direta ou indireta contribuíram para a realização deste trabalho.

E finalmente a Deus.

RESUMO

Os estuários são áreas preferidas para a ocupação e urbanização devido a sua localização e importância sócio-econômica. Este tipo de ambiente é vulnerável ao lançamento de inúmeros compostos orgânicos e inorgânicos através de efluentes domésticos e industriais. O Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos, sofre impactos diretos e indiretos, o que pode levar a uma possível deterioração ambiental. Monitoramentos no canal e suas áreas adjacentes são necessários, para a identificação do estado atual da qualidade ambiental principalmente nas áreas de influências diretas e indiretas das atividades portuárias. O objetivo do presente estudo é avaliar de forma espacial, sazonal e temporal as variações nas concentrações totais de metais traço (cádmio, cobre, chumbo e zinco) e de nutrientes dissolvidos (amônio, nitrato, nitrito e fosfato) em águas superficiais do Canal de Acesso (Canal do Rio Grande) ao estuário da Lagoa dos Patos, particularmente na área portuária da cidade do Rio Grande (Porto Novo, São José do Norte e Superporto). Neste estudo foram utilizados os dados obtidos de 5 relatórios técnicos realizados ao longo do eixo do canal, no período compreendido entre 1988 a 2004. A avaliação das concentrações dos nutrientes dissolvidos e metais traço indicou que ocorrem variações espaciais, sazonais e temporais, dependendo principalmente das condições meteorológicas e hidrológicas da região, além das diversas influências antrópicas presentes no estuário da Lagoa dos Patos. De maneira geral, os nutrientes e os metais traço no Canal de Acesso apresentaram concentrações abaixo dos limites recomendados pela FEPAM e CONAMA. As concentrações de metais traço mostraram um decréscimo após o início das operações de dragagem de sedimentos no estuário, indicando a importância deste processo na remoção destes elementos do meio ambiente.

Palavras chaves: nutrientes, metais traço, estuário e porto.

ABSTRACT

Estuaries are preferential areas for occupation and urbanization due its localization and socio-economic importance. This environment is vulnerable to the introduction of organic and inorganic compounds through domestic and industrials effluent. The access canal of the Patos Lagoon estuary, suffers from direct and indirect impacts, and can lead to a possible ambient deterioration. Monitoring studies in the canal and its adjacent regions is necessary to stablish the current state of the environment quality mainly in areas of direct and indirect influences of port activities. The aim of the present study is to evaluate spatially, seasonally and temporally variations of the total concentrations of trace metals (cadmium, copper, lead and zinc) and dissolved nutrients (ammonium, nitrate, nitrite and phosphate) in superficial waters of the Patos Lagoon estuary, particularly the region influenced by the Rio Grande Harbour (Porto Novo, São José do Norte and Superporto). Data between 1988 and 2004 were obtained from 5 technical reports. The assessment of dissolved nutrients and trace metal concentrations indicated that variations occur according the location, meteorological and hydrological conditions of a region, and antropic influences. Results showed that the nutrients and metals concentrations in the canal are below FEPAM and CONAMA recommended limits. Trace metals concentrations showed a decrease, after the beginning of sediment dredging operations in the estuary, showing the importance of this process in the removal of these elements from the environment.

Key words: nutrient, trace metals, estuary and harbor.

ÍNDICE

RESUMO	IV
ABSTRACT	V
ÍNDICE	VI
ÍNDICE DE TABELAS	IX
ÍNDICE DE FIGURAS	X
ÍNDICE DE FLUXOGRAMAS	XVII
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. IMPORTÂNCIA DOS ESTUÁRIOS	1
1.2. O ESTUÁRIO DA LAGOA DOS PATOS	2
1.3. HISTÓRICO DO PORTO DO RIO GRANDE	5
2. INDICADORES QUÍMICOS DE QUALIDADE DA ÁGUA ESTUARINA: DESCRIÇÃO E IMPORTÂNCIA	9
2.1. PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	9
2.2. NUTRIENTES DISSOLVIDOS	10
2.3. METAIS TRAÇO	12
3. OBJETIVO	15
3.1. OBJETIVO GERAL	15
3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	15
4. ÁREA DE ESTUDO	16
4.1. LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	16

4.2. FATORES HIDRODINÂMICOS E METEOROLÓGICOS DO ESTUÁRIO	18
4.3. DESCRIÇÃO DAS ÁREAS E SETORES DO PORTO DO RIO GRANDE	19
4.4. ÁREA HÍDRICA PORTUÁRIA E O ENQUADRAMENTO OFICIAL DOS RECURSOS HÍDRICOS DO SUL DO ESTUÁRIO	28
5. MATERIAL E MÉTODOS	30
5.1. AQUISIÇÃO DOS DADOS PRETÉRITOS E ESTRATÉGIA DE AMOSTRAGEM	30
5.2. POSICIONAMENTO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM	37
5.3. PARÂMETROS CONSIDERADOS	41
5.4. ANÁLISE DOS DADOS PRETÉRITOS	41
6. RESULTADOS	45
6.1. PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	45
6.2. NUTRIENTES DISSOLVIDOS	56
6.3. METAIS TRAÇO	76
7. DISCUSSÃO	88
7.1. PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	88
7.2. NUTRIENTES DISSOLVIDOS	93
7.3. METAIS TRAÇO	97
8. COMPARAÇÃO COM OUTRAS ÁREAS ADJACENTES AO CANAL DE ACESSO E SISTEMAS	104

9. CONCLUSÕES	108
10. CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES	110
11. REFERÊNCIAS	111
ANEXOS	122

INDICE DE TABELAS

Tabela 1. Caracterização dos setores da área portuária do Porto Velho	20
Tabela 2. Caracterização dos setores da área portuária do Porto Novo	23
Tabela 3. Caracterização dos setores da área portuária do Superporto	25
Tabela 4. Caracterização dos setores da área portuária de São José do Norte	27
Tabela 5. Divisão da área de estudo em 5 regiões em função das latitudes dos setores portuários do Rio Grande amostrados	40
Tabela 6. Funções matemáticas utilizadas para normalizar os dados originais com comportamento não normal, segundo teste Kolmogorov-Smirnov	42
Tabela 7. Limites de concentrações para os parâmetros analisados estabelecidos pela Legislação Ambiental Nacional CONAMA (2005), Estadual (FEPAM, 1995) e pelos valores de referência citados na bibliografia	44
Tabela 8. Comparação dos valores dos nutrientes dissolvidos obtidos nas Regiões B,C e D no ano de 2003 e os valores de referência para estuários não poluídos	105
Tabela 9. Comparação entre as concentrações médias dos nutrientes dissolvidos encontrados no presente estudo com o Saco da Mangueira (área adjacente ao Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos)	105
Tabela 10. Comparação das concentrações médias de metais traço das regiões com mais elevados aportes do presente estudo frente aos valores médios da Lagoa Mirim	107

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localização da área de estudo (A) cidade do Rio Grande, (B) Canal do Rio Grande e (C) áreas do Porto do Rio Grande	17
Figura 2. Localização dos setores do Porto Velho conforme o Plano de Zoneamento do Porto do Rio Grande	21
Figura 3. Localização dos setores do Porto Novo conforme o Plano de Zoneamento do Porto do Rio Grande	22
Figura 4. Localização dos setores do Superporto conforme o Plano de Zoneamento do Porto do Rio Grande	24
Figura 5. Localização dos setores de São José do Norte conforme o Plano de Zoneamento do Porto do Rio Grande	26
Figura 6 – Enquadramento dos recursos hídricos da parte sul do estuário da Lagoa dos Patos (FEPAM, 1995)	29
Figura 7. Localização dos pontos amostrados em 1988 e utilizados no presente estudo	32
Figura 8. Localização dos pontos amostrados no ano de 1996/1997 e utilizados no presente estudo	34
Figura 9. Localização dos pontos amostrados no ano de 2000 e utilizados no presente estudo	35
Figura 10. Localização dos pontos amostrados no monitoramento de 2001 e utilizados no presente estudo	36
Figura 11. Localização dos pontos amostrados em 2003/2004 e utilizados no presente estudo	37

Figura 12. Posicionamento dos pontos de amostragem dos estudos pretéritos utilizados neste trabalho na região do Canal de Acesso (Canal do Rio Grande) ao estuário da Lagoa dos Patos com relação aos setores portuários	38
Figura 13. Divisão do Canal do Rio Grande em 5 regiões (A, B, C, D e E) segundo os setores portuários mostrados na Figura 12 e aqui identificados pelos números	41
Figura 14. Temperatura média da água de superfície (°C) nas diferentes regiões (A, B, C, D e E) em função dos anos	45
Figura 15. Análise de variância entre os anos estudados para a temperatura nas águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos. Em cada ano foram consideradas as 5 regiões em conjunto	46
Figura 16. Salinidade média da água de superfície nas diferentes regiões (A, B, C, D e E) em função dos anos	47
Figura 17. Análise de variância entre os valores de 5% nas águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos nos anos estudados. Em cada ano foram consideradas as 5 regiões em conjunto	48
Figura 18. Valores de pH médio da água de superfície nas diferentes regiões (A, B, C, D e E) obtidos em diferentes anos	49
Figura 19. Análise de variância dos valores de pH nas águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos entre os anos estudados. Em cada ano foram consideradas as 5 regiões em conjunto.	50
Figura 20. Concentração média de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) e Saturação média de oxigênio (%) na água de superfície nas diferentes regiões (A, B, C, D e E) em função dos anos	51

Figura 21. Análise de variância entre os valores de oxigênio dissolvido e saturação de oxigênio nas águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos entre os anos estudados. Em cada ano foram consideradas as 5 regiões em conjunto	53
Figura 22. Concentração média do material em suspensão (mg.L^{-1}) da água superfície nas diferentes regiões (A, B, C, D e E) em função dos anos	54
Figura 23. Análise de variância entre os valores do material em suspensão nas águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos para os diferentes anos estudados. Em cada ano foram consideradas as 5 regiões em conjunto	55
Figura 24. Concentração média de amônio (μM) na água de superfície nas diferentes regiões (A, B, C, D e E) em função dos anos	56
Figura 25. Concentrações médias de amônio (μM de N) obtidas para as águas superficiais no Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos nos anos de 1988 (a), 1996/1997 (b) e 2000 (c), durante as duas estações sazonais	57
Figura 26. Diagrama de dispersão entre a concentração de amônio (μM) <i>versus</i> salinidade nos anos de 1988	58
Figura 27. Diagrama de dispersão entre a concentração de amônio (μM) <i>versus</i> salinidade nos anos de 1996/1997	58
Figura 28. Diagrama de dispersão entre a concentração de amônio (μM) <i>versus</i> salinidade nos anos de 2000	59
Figura 29. Comparação entre as concentrações de amônio (μM de N) nas águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos para os diferentes anos de estudo. Em cada ano foram consideradas as 5 regiões em conjunto	60

Figura 30. Concentração média de nitrato (μM) na água de superfície nas diferentes regiões (A, B, C, D e E) em função dos anos	61
Figura 31. Concentrações médias de nitrato (μM de N) obtidas para as águas superficiais no Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos nos anos de 1988 (a), 1996/1997 (b) e 2000 (c), durante as duas estações sazonais	62
Figura 32. Diagrama de dispersão entre a concentração de nitrato (μM) <i>versus</i> salinidade nos anos de 1988	63
Figura 33. Diagrama de dispersão entre a concentração de nitrato (μM) <i>versus</i> salinidade nos anos de 1996/1997	63
Figura 34. Diagrama de dispersão entre a concentração de nitrato (μM) <i>versus</i> salinidade nos anos de 2000	64
Figura 35. Comparação entre os valores de nitrato nos anos de 1988, 1996, 1997, 2000, 2001, 2003 e 2004 nas águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos para os diferentes anos de estudo. Em cada ano foram consideradas as 5 regiões em conjunto	65
Figura 36. Concentração média de nitrito (μM) da água de superfície nas diferentes regiões (A, B, C, D e E) em função dos anos	66
Figura 37. Concentrações médias de nitrito (μM de N) obtidas para as águas superficiais no Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos nos anos de 1988 (a), 1996/1997 (b) e 2000 (c), durante as duas estações sazonais	67
Figura 38. Diagrama de dispersão entre a concentração de nitrito (μM) <i>versus</i> salinidade nos anos de 1988	68
Figura 39. Diagrama de dispersão entre a concentração de nitrito (μM) <i>versus</i> salinidade nos anos de 1996/1997	68

Figura 40. Diagrama de dispersão entre a concentração de nitrito (μM) <i>versus</i> salinidade nos anos de 2000	69
Figura 41. Comparação entre as concentrações de nitrito (μM de N) nas águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos para os anos de 1988, 1996, 1997, 2000, 2001, 2003 e 2004. Em cada ano foram consideradas as 5 regiões em conjunto	70
Figura 42. Concentração média de fosfato (μM) na água de superfície nas diferentes regiões (A, B, C, D e E) em função dos anos	71
Figura 43. Concentrações médias de fosfato (μM de P) obtidas para as águas superficiais no Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos nos anos de 1988 (a), 1996/1997 (b) e 2000 (c), durante as duas estações sazonais	72
Figura 44. Diagrama de dispersão entre a concentração de fosfato (μM) <i>versus</i> salinidade nos anos de 1988	73
Figura 45. Diagrama de dispersão entre a concentração de fosfato (μM) <i>versus</i> salinidade nos anos de 1996/1997	73
Figura 46. Diagrama de dispersão entre a concentração de fosfato (μM) <i>versus</i> salinidade nos anos de 2000	74
Figura 47. Comparação entre as concentrações médias de fosfato (μM de P) nas águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos nos anos de 1988, 1996, 1997, 2000, 2001, 2003 e 2004. Em cada ano foram consideradas as 5 regiões em conjunto	73
Figura 48. Concentração média de cádmio ($\mu\text{g.L}^{-1}$) da água de superfície nas diferentes regiões (A, B, C, D e E) em relação aos diferentes anos	76
Figura 49. Concentrações médias de cádmio ($\mu\text{g.L}^{-1}$ de Cd) obtidas para as águas superficiais no Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos nos anos de 1996/1997 (a) e 2000 (b), durante as duas estações sazonais	77

Figura 50. Diagrama de dispersão entre a concentração de cádmio ($\mu\text{g.L}^{-1}$) <i>versus</i> salinidade nos anos de 1996/1997	77
Figura 51. Diagrama de dispersão entre concentração de cádmio ($\mu\text{g.L}^{-1}$) <i>versus</i> salinidade no ano de 2000	78
Figura 52. Comparação entre as concentrações de cádmio ($\mu\text{g.L}^{-1}$ de Cd) nas águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos nos anos estudados. Em cada ano foram consideradas as 5 regiões em conjunto	78
Figura 53. Concentração média de chumbo ($\mu\text{g.L}^{-1}$) da água de superfície nas diferentes regiões (A, B, C, D e E) nos anos estudados	79
Figura 54. Concentrações médias de chumbo ($\mu\text{g.L}^{-1}$ de Pb) obtidas para as águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos nos anos de 1996/1997 (a) e 2000 (b), durante as 2 estações sazonais	80
Figura 55. Comparação entre as concentrações de chumbo ($\mu\text{g.L}^{-1}$ de Pb) nas águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos nos anos estudados. Em cada ano foram consideradas as 5 regiões em conjunto	81
Figura 56. Concentrações médias de cobre ($\mu\text{g.L}^{-1}$) da água de superfície nas diferentes regiões (A, B, C, D e E) em relação aos diferentes anos	82
Figura 57. Concentrações médias de cobre ($\mu\text{g.L}^{-1}$ de Cu) obtidas para as águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos nos anos de 1996/1997 (a) e 2000 (b), durante as duas estações amostradas	82
Figura 58. Diagrama de dispersão entre cobre ($\mu\text{g.L}^{-1}$) <i>versus</i> salinidade no ano de 2000	83

Figura 59. Diagrama de dispersão entre o cobre ($\mu\text{g.L}^{-1}$) versus salinidade no ano de 2000	83
Figura 60. Comparação entre os valores de cobre ($\mu\text{g.L}^{-1}$ de Cu) nas águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos nos anos estudados. Em cada ano foram consideradas as 5 regiões em conjunto	84
Figura 61. Concentrações médias de zinco ($\mu\text{g.L}^{-1}$) da água de superfície nas diferentes regiões (A, B, C, D e E) nos diferentes períodos estudados	85
Figura 62. Concentrações médias de zinco ($\mu\text{g.L}^{-1}$ de Zn) obtidas para as águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos nos anos de 1996/1997 (a) e 2000 (b), durante as duas estações amostradas.	85
Figura 63. Diagrama de dispersão entre zinco ($\mu\text{g.L}^{-1}$) versus salinidade nos anos de 1996/1997.	86
Figura 64. Comparação entre as concentrações de zinco os ($\mu\text{g.L}^{-1}$ de Zn) nas águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos nos anos estudados. Em cada ano foram consideradas as 5 regiões em conjunto	87

INDICE DE FLUXOGRAMAS

Fluxograma 1. Posicionamento dos pontos de amostragem dos estudos pretéritos utilizados neste trabalho na área do Porto Novo, incluindo a presença de efluentes	39
Fluxograma 2. Posicionamento dos pontos de amostragem dos estudos pretéritos utilizados neste trabalho na área de São José do Norte, incluindo a presença de efluentes	39
Fluxograma 3. Posicionamento dos pontos de amostragem dos estudos pretéritos utilizados neste trabalho na área de Superporto, incluindo a presença de efluentes.	40

1. INTRODUÇÃO

1.1. IMPORTÂNCIA DOS ESTUÁRIOS

Os estuários constituem os únicos sistemas costeiros semi-fechados onde ocorre interação dinâmica entre as águas doces, as águas marinhas, o sistema terrestre e a atmosfera (Day Jr. *et al.*, 1987). Estes ambientes apresentam características únicas que resultam em elevada produtividade biológica, o que os torna uma importante zona de alimentação para numerosas formas juvenis de peixes e crustáceos de relevância comercial. Para algumas espécies migratórias, os estuários são pontos de passagem obrigatórios entre o meio marinho e o fluvial. Além da importância ecológica, os estuários geram bens e serviços para as comunidades locais (Clark, 2001).

Os estuários são ambientes costeiros de vida efêmera no tempo geológico, presentes durante épocas de elevação relativa do nível do mar, quando atuam como depósitos efetivos dos sedimentos fluviais, não permitindo que estes cheguem à região da plataforma continental. Portanto, atuam como verdadeiros filtros, retendo os sedimentos em sua área de deposição. Além dos sedimentos continentais trazidos pelos rios, os estuários também recebem sedimentos da região da plataforma interna e de áreas costeiras adjacentes, trazidos pela deriva litorânea ingressam no sistema regimes hidrológicos de enchente (Melo, 1998; Miranda *et al.*, 2002).

Os estuários são muito suscetíveis a mudanças de ordem geral, determinadas pela ação de marés e ventos, em poucas horas ou dias. As mudanças climáticas que ocorrem sobre as áreas continentais adjacentes causam mudanças de temperatura e nos padrões de ventos, além de precipitações e descargas dos rios (Hartmann & Schettini, 1991).

Os ambientes estuarinos são caracterizados por fenômenos hidrodinâmicas bastante complexos relacionados aos processos de mistura, que dependem essencialmente da sua morfologia e das condições variáveis da vazão fluvial e dos prismas de maré, condicionando a qualidade das águas, porque os estuários não são somente um local de mistura de águas doces e salgadas, mas também um sítio de estocagem temporária de materiais em suspensão e de

elementos, as vezes poluentes, que neles estão associados (Hartmann & Schettini, 1991).

As margens dos estuários são, em geral, locais privilegiados para a implantação de atividades urbanas, industriais, portuárias, pesqueiras, de exploração mineral, turísticas, assim como para a prática de agricultura, o que conduz a uma pressão urbanística bastante acentuada. Associados a esta ocupação, a área envolvente do estuário é caracterizada pelo seu múltiplo uso e com isto, surgindo os impactos causados por atividades antrópicas que podem modificar as características originais destes ecossistemas (Knox, 1986; Kennish, 1997).

Os significativos impactos da atividade humana em regiões estuarinas são de dois tipos: primeiro, o consumo de recursos naturais em ritmo mais acelerado do que aquele no qual eles podem ser renovados pelo sistema ecológico; segundo, pela liberação de contaminantes e geração de produtos residuais (Calmano, 1996) cujas concentrações finais são controladas pela mistura da água doce e água do mar, e pelos fluxos entre os diferentes componentes do sistema, tais como sedimento, coluna d'água e biota (Niencheski *et al.*, 1999).

Os resíduos de atividades antrópicas mais comuns na zona costeira são provenientes de esgotos domésticos e industriais. Contaminantes tipicamente associados a esses resíduos incluem os metais traço e os nutrientes fosfatados e nitrogenados. Como em geral os estuários estão localizados na interface entre ecossistemas terrestres e aquáticos, representam um risco adicional para a contaminação ambiental local.

1.2. O ESTUÁRIO DA LAGOA DOS PATOS

Na extremidade sul da Lagoa dos Patos, aproximadamente 10% de sua área (1036 km²) (Castello, 1978), pode ser caracterizada como um estuário de planície costeira, que se delimita ao norte por uma linha imaginária, unindo a Ilha da Feitoria à Ponta dos Lençóis, e ao sul pela Barra de Rio Grande, onde se comunica com o mar aberto (Herz, 1977).

O estuário da Lagoa dos Patos recebe contribuição de águas continentais, mixoalinas e marinhas cuja predominância é dependente do regime de ventos e descarga pluvial. A variabilidade espacial e temporal dos parâmetros físico-

químicos e das concentrações de seus constituintes é o resultado desta interação juntamente com fatores meteorológicos e atividades antropogênicas.

Torna-se imprescindível realizar a avaliação da qualidade das águas do estuário, principalmente nas áreas que sofrem influência direta ou indireta das atividades antrópicas. A poluição pode resultar em uma série de fatores, dentre eles:

- * decréscimo da qualidade de vida da população urbana periférica no estuário, a qual utiliza as águas para as atividades de recreação e para fins domésticos (Almeida *et al.*, 1993);
- * diminuição na produção e na qualidade das espécies aquáticas comercializadas a nível municipal e nacional (Vieira & Castello, 1997);
- * diminuição da biodiversidade e o crescimento acelerado de organismos vegetais como, algas, macrófitas e cianobactérias, as quais podem proporcionar florações indesejáveis e oportunistas, como o caso da *Aphanothese sp* e *Microcystis aeruginosa* (De Lorenzo, 1995; Yunes *et al.*, 1994);

Diferentes estudos têm abordado a quantificação de nutrientes e metais em diversos compartimentos abióticos do estuário:

a) coluna d'água: nutrientes (Kantin & Baumgarten, 1982; Baptista, 1984; Proença *et al.*, 1988; Baumgarten *et al.*, 1995, 1998; Vilas Boas, 1990; Niencheski & Windom, 1994) e metais (Baumgarten & Niencheski, 1990a; Niencheski & Windom, 1994; Niencheski & Baumgarten, 2000).

b) sedimento e água intersticial: nutrientes (Zarzur, 2001; Baumgarten *et al.*, 2001, 2005) e metais (Baisch *et al.*, 1988).

c) biota: metais (Baumgarten, 1987, Baumgarten & Niencheski, 1990b; Niencheski *et al.*, 2001; Corradi, 2002).

A hidrodinâmica das águas estuarinas é mais intensa nos canais e é influenciada pelas interações entre os regimes pluviométricos e de ventos, que alteram o nível da lagoa, definindo os regimes de enchente e vazante (Möller *et al.*, 1991). O Canal do Rio Grande (Canal de Acesso), situado no eixo longitudinal do estuário, é um escoadouro natural de toda a bacia de drenagem do sistema Lagoa dos Patos-Mirim (Baumgarten *et al.*, 1995).

A cidade do Rio Grande localiza-se na margem deste canal, de forma peninsular e é margeada também por corpos hídricos de baixa profundidade (cerca de 0,5 metros), conhecidos como sacos, excetuando-se os limites leste (Canal do Rio Grande) e nordeste (Canal do Norte), onde existem canais de navegação com

intensa atividade portuária. O município apresenta um terminal marítimo e um conjunto portuário, que é o terceiro em importância no Brasil com várias indústrias de médio e grande porte, representando um dos três maiores pólos de fertilizantes da América Latina, com uma produção média em torno de 900.000 ton/ano de fertilizantes dos tipos NPK (Neves, 1980).

O Porto do Rio Grande é a mais importante saída marítima de cargas do sul do Brasil, atendendo a navegação lacustre e marítima de longo curso. A área portuária se estende desde a região norte da cidade do Rio Grande (Porto Velho), incluindo a região leste (Porto Novo) e sudoeste (Superporto), cuja margem é banhada pelo Canal de Acesso, onde existem terminais específicos para diferentes atividades portuárias.

Desta forma o Canal do Rio Grande sofre impactos diretos e indiretos com navegação, atividades portuárias, e o estabelecimento de plantas industriais de fertilizantes, processamento de pescado e refino de petróleo, o que pode levar a uma relativa deterioração ambiental do estuário (Almeida *et al.*, 1993).

Assim, monitoramentos ao longo do canal são de suma importância para a avaliação da qualidade ambiental nas áreas de influência direta e indireta das atividades portuárias. A área portuária da cidade do Rio Grande vem sendo monitorada desde 1997 com relação às suas condições físico-químicas, químicas e biológicas. Desta forma, podem ser avaliados os possíveis impactos causados no ambiente hídrico pelas atividades portuárias em si, pelos lançamentos de efluentes domésticos e ainda das indústrias situadas nessa área.

O primeiro estudo com caráter de monitoramento da área portuária (Porto Velho, Porto Novo e Superporto) foi desenvolvido entre os anos de 1996 e 1997, o que gerou um RIMA (Relatório de Impacto Ambiental) (Tagliani & Asmus, 1997) e vários artigos publicados por equipes de pesquisadores da FURG. Embora esse estudo tenha tido um caráter de monitoramento, foi interrompido um ano após o seu início. Entretanto, em 2000 foram retomados os trabalhos de avaliação da qualidade ambiental da área portuária, embora agora considerando somente a área do Porto Novo e Superporto, onde a atividade portuária concentra-se, ficando o Porto Velho, assim, excluído dessa nova avaliação.

Durante o ano de 2000 foi realizado um monitoramento mensal na área portuária (Relatório Final – Monitoramento Ambiental do Porto do Rio Grande, 2000) (Asmus & Tagliani, 2000). O objetivo desse trabalho foi a implementação de um

plano de monitoramento para o Porto do Rio Grande, que atendesse as recomendações do estudo de impacto ambiental (EIA). O relatório apresenta e comenta os resultados observados em 2000, onde são apresentados resultados referentes à qualidade da água, qualidade dos sedimentos, qualidade e características da fauna bentônica, além de testes de toxicidade relativos aos locais de amostragem.

Ainda no ano de 2000, as atividades de dragagens no Porto do Rio Grande foram monitoradas com relação aos impactos ambientais causados no meio hídrico (Relatório Ambiental da Operação de Dragagem de Manutenção do Porto do Rio Grande. Relatório Final – Fase 1 e 2) (Asmus & Zamboni, 2001; Asmus *et al.*, 2002) e, durante os anos de 2003 e 2004 (Monitoramento Ambiental das Operações de Dragagem de Manutenção do Porto do Rio Grande, 2004) (Asmus & Granato, 2004).

No presente ano está sendo realizada uma nova dragagem na área portuária, sendo esta acompanhada por monitoramentos ambientais, com previsão de 5 anos de duração e diferentes periodicidades. Estes monitoramentos são muito importantes, pois estes sistemas sofrem influências diretas e indiretas das atividades portuárias, atividades de dragagens, ampliação da área e ainda corresponde a uma zona de riscos ambientais variados.

1.3. HISTÓRICO DO PORTO DO RIO GRANDE

A importância econômica do porto remonta às origens do município do Rio Grande, fundado por portugueses em 1737. Desde então, à exceção do período compreendido entre 1763 e 1776, quando da ocupação da cidade pelos espanhóis, este porto tem sido o escoadouro natural do comércio sul-rio-grandense (Neves, 1980).

Durante longo período, o baixo calado e a instabilidade da barra do canal de ligação com o oceano, que mudava constantemente de posição, bem como a competição direta do Porto de Montevideu, que cobrava taxas menores, foram problemas para o funcionamento e desenvolvimento do Porto do Rio Grande (Neves, 1980). Ainda assim, durante o ano de 1847, 668 embarcações transpuseram a barra (SUPRG, 2005). Assim surgiu um pequeno porto, localizado onde hoje é o Porto Velho, no centro da cidade, freqüentado principalmente por

embarcações a vela, demonstrando a importância sócio-econômica do porto para a região naquela época.

A partir de 1875, foram iniciados os estudos para a fixação da barra. Em 1915, foram concluídos dois molhes convergentes, com comprimento aproximado de 4km, construídos pela Cie. Française, com o uso de mão-de-obra de aproximadamente 4.000 trabalhadores (Neves, 1980), A partir de então, ocorreu uma contínua intensificação do comércio, não mais relacionado às atividades agro-pastoris (charqueadas e trigo), mas vinculado à industrialização do município, particularmente no período que vai de 1920 a 1970 (Domingues, 1995). Em 1934, a União renovou por mais 60 anos a concessão de administração do porto com o Estado do Rio Grande do Sul. Findo este prazo, em 1994 foi prorrogada a concessão para os ajustes requeridos pela Lei nº 8.630/93. Finalmente, em 1997, o Convênio nº 001/97 PORTOS/97 delegou ao Estado a administração e exploração dos Portos de Rio grande, Porto Alegre e Cachoeira do Sul por mais 50 anos.

A necessidade de tornar a economia mais competitiva no mercado internacional levou o governo brasileiro a implementar, a partir de 1969/70, o projeto do Superporto do Rio Grande (Domingues, 1995). Este projeto se inseria no contexto dos Planos Nacionais de Desenvolvimento – PND's dos governos militares, onde os portos eram instrumentos da prioridade exportadora (Bussinger, 1998). Apesar das boas condições naturais, com águas protegidas, baixa amplitude de maré, bom calado (40 pés ou 12 metros) e grande área para o retro-porto, o complexo industrial, planejado para se instalar junto ao porto, no Distrito Industrial do Rio Grande (DIRG), não se concretizou, em razão da crise econômica que se intensificou a partir do início dos anos 80. Assim, de acordo com Domingues (1995), este adquiriu as características de um Complexo Portuário-Industrial, com predomínio das atividades comerciais.

Uma das peculiaridades do Superporto do Rio Grande foi sua estruturação na forma de terminais especializados por tipologia de cargas (Domingues, 1995). Existem 62 terminais privativos, de natureza estatal ou privada, ao longo de todo litoral brasileiro. Estes terminais foram instalados dentro ou perto dos grandes portos, porém independentes dos mesmos, tendo sido criados a partir de brechas na lei em vigor. Segundo Oliveira (1996), estes terminais podiam operar com mão-de-obra própria (não sindicalizada), o que garantiria agilidade e menores

custos. Entretanto, não podiam operar com cargas de terceiros, sendo exclusivamente destinados ao uso próprio, fato alterado pela Lei nº 8.630/93.

Atualmente, a Superintendência do Porto do Rio Grande (SUPRG), Autarquia Estadual vinculada à Secretaria dos Transportes do Estado do Rio Grande do Sul, criada pela lei 10.722 de 18 de janeiro de 1996, tem por incumbência administrar o Porto do Rio Grande. Isso ocorre na qualidade de executor, da concessão da União ao Estado, como autoridade portuária, coordenando e fiscalizando as diversas entidades atuantes no Porto Organizado, nos termos da Lei Federal nº 8.630, de 25 de fevereiro de 1993. Esta autarquia exerce também as funções de exploração e administração do Porto do Rio Grande, na forma do Convênio de Delegação nº 001 – PORTOS/97, firmado pelo Governo Federal com o Estado do Rio Grande do Sul em 1997, bem como o planejamento da política portuária, estudando, melhorando e conservando os canais de acesso ao Porto do Rio Grande. Destacamos a conservação dos Molhes da Barra, Canal de Acesso ao Porto Novo e a manutenção de todo sistema hidro-portuário do Porto do Rio Grande.

Pela Portaria nº 1.011, de 16/12/93, do Ministério dos Transportes, foi estabelecida a área do Porto Organizado do Rio Grande, constituída pelas instalações portuárias terrestres existentes na margem direita do Canal do Norte, desde o enraizamento do Molhe Oeste até a extremidade Oeste do Cais de Saneamento. Fazem parte desta área o Porto Velho, o Porto Novo e a Quarta Secção da Barra, abrangendo todos os cais, docas, piers, armazéns, pátios, edificações em geral, vias internas de circulação rodoviárias e ferroviárias, os terrenos ao longo dessas faixas marginais e em suas adjacências, pertencentes à União, incorporados ou não ao Patrimônio do Porto do Rio Grande, ou sob sua guarda e responsabilidade, bem como na margem direita do Canal do Norte, os terrenos de marinha e seus acrescidos, desde o enraizamento do Molhe Leste até o paralelo 32º Sul.

Ainda pela infra-estrutura de proteção e acesso aquaviários compreendendo, além do Molhe Oeste e do Molhe Leste, as áreas de fundeio, bacias de evolução, Canal de Acesso e áreas adjacentes a esse, até as margens das instalações terrestres do Porto Organizado, conforme definidas anteriormente, existentes ou que venham a ser construídas e mantidas pela administração do porto ou órgão do Poder Público. Dos três Portos Organizados do Estado, o da cidade do Rio Grande é o mais importante, como único porto marítimo, dotado de

características naturais privilegiadas, capaz de ser desenvolvido racionalmente, em condições de atender à navegação de longo curso, que exige boas profundidades.

2. INDICADORES QUÍMICOS DE QUALIDADE DA ÁGUA ESTUARINA: DESCRIÇÃO E IMPORTÂNCIA

2.1. PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

Temperatura

A temperatura influencia nas interações dos poluentes com o sistema aquático (Braga *et al.*, 2002). Segundo Cunha (1982), a temperatura das águas estuarinas é função das condições meteorológicas e da profundidade do estuário, constituindo um fator controlador nos processos bioquímicos dos organismos, na solubilidade dos gases entre para a água intersticial e coluna d'água.

As águas superficiais, em geral, são aquecidas *in situ* pela radiação solar. As trocas de calor entre as águas fluviais e marinhas produzem variações de temperatura nos estuários, envolvendo fatores como ventilação, correntes de maré, profundidade, situação geográfica do estuário, entre outros.

Salinidade

A salinidade é a concentração de sais minerais dissolvidos na água. Sendo de fundamental importância em estudos em regiões estuarinas e costeiras, pois a mesma é função direta da propagação das ondas de maré e do volume de contribuição fluvial, além de atuar diretamente sobre a liberação e/ou remoção de elementos na coluna d'água e nas interfaces. Segundo Niencheski & Windom (1994), isso torna o estuário da Lagoa dos Patos totalmente instável sobre o ponto de vista químico.

Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH é a medida da atividade iônica do hidrogênio, representando o balanço entre ácidos e bases nas soluções. Desta forma, ele governa a solubilidade das espécies químicas nos sistemas aquáticos, sendo um dos fatores ecológicos que age como controlador das atividades respiratórias dos animais e plantas, regulando os principais processos metabólicos nos seres vivos em águas naturais. As variações de pH no meio aquático estão relacionadas com a dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica (Baumgarten & Pozza, 2001).

Oxigênio Dissolvido e sua Saturação (OD e %OD)

O oxigênio dissolvido é um dos gases mais importantes para o ecossistema aquático, por ser vital aos organismos aeróbios no processo da respiração, fotossíntese e decomposição da matéria orgânica detritica (Baumgarten *et al.*, 1996; Chester, 1990). Na superfície é maior a quantidade de oxigênio devido à proximidade com a atmosfera, sendo esta a fonte principal dos gases nos oceanos (Baumgarten *et al.*, 1996), fotossíntese e processos físicos. A diminuição dos teores de oxigênio dissolvido nos ecossistemas aquáticos pode ocorrer devido a vários fatores, como decomposição da matéria (oxidação), oxidação de sulfetos, processos de nitrificação e respiração dos organismos aquáticos.

Material em Suspensão (MS)

Uma característica bastante geral nos ecossistemas estuarinos é a grande quantidade de partículas em suspensão que se encontram na região de transição entre as águas doce e salgada (Biggs, 1970; Eisma, 1993).

Altas concentrações de material em suspensão limitam a qualidade da água, por estarem relacionadas com a turbidez, dureza, salinidade e corrosão. O material em suspensão influi no aspecto estético, pode alterar a natureza do sedimento de fundo, assorear canais de navegação, diminuir da penetração de luz na coluna de água e ainda favorecer processos de adsorção de fosfato. Águas estuarinas são naturalmente mais ricas em material em suspensão do que as águas marinhas, devido as maiores intensidades das fontes e maior produtividade primária e secundária (Baumgarten *et al.*, 2001).

2.2. NUTRIENTES DISSOLVIDOS

Os sistemas estuarinos são os principais fornecedores de nutrientes para região costeira, pois recebem e concentram o material originado de sua bacia de drenagem e podem vir a receber aportes significativos por ação antrópica. Todo esse aporte de nutrientes coloca os estuários entre os sistemas mais produtivos do mundo, com altas taxas de produção primária e teores de biomassa autótrofa e heterótrofa (Braga *et al.*, 2000; Pereira Filho *et al.*, 2001).

Esta entrada de nutrientes nas águas estuarinas e costeiras provoca diversas modificações no meio, com aumento da produtividade (Nixon, 1981) e rendimento pesqueiro (Cederwall & Elmgren, 1980; Nixon, 1981, *et al.*, 1980).

Entretanto, a entrada de origem antrópica frequentemente se torna muito grande e pode provocar a eutrofização do ambiente, particularmente em situação de circulação restrita (Beukema, 1991) e diminuição dos níveis de oxigênio (Parker & O'Reilly, 1991; Pennook *et al.*, 1994).

Amônio

Pode ser originado da excreção dos organismos aquáticos, principalmente de bactérias decompositoras da matéria orgânica protéica, a partir do metabolismo das proteínas, sendo produzido principalmente pela hidrólise da uréia (Paranhos, 1996).

O enriquecimento de amônio pode tornar um problema para o equilíbrio do estuário, pois este íon é um dos principais nutrientes utilizados pelos vegetais. Altas concentrações de amônio e fosfato podem desencadear o processo de eutrofização, resultando em florações de espécies oportunistas, com conseqüente diminuição da riqueza de espécies natural do ambiente.

Nitrato

Os nitratos ocorrem naturalmente nas águas por dissolução de rochas, drenagem do solo e decomposição de plantas e animais (Jaworski *et al.*, 1992). O nitrato atua como o principal nutriente de suporte para o desenvolvimento do fitoplâncton, e é regenerado por via bacteriana (nitrificação) a partir de formas orgânicas do nitrogênio. A velocidade de regeneração é menor que a de assimilação (utilização) pelos produtores primários, e por isso o íon nitrato pode se tornar um fator limitante ao desenvolvimento das algas. Nos estuários onde os aportes continentais são importantes, as concentrações de nitrato podem atingir até várias dezenas de μM (Aminot & Chaussepied, 1983; Baumgarten *et al.*, 1996).

As maiores concentrações de nitrato decorrem da utilização de fertilizantes e do lançamento de esgotos orgânicos (Jaworski *et al.*, 1992; Heathwaite & Johnes, 1996).

Nitrito

No ciclo do nitrogênio, os íons nitritos representam o estado de oxidação intermediário entre o amônio e o nitrato. Em fracas concentrações de oxigênio, pode

haver redução do nitrato (denitrificação), elevando as concentrações de nitrito (Baumgarten *et al.*, 1996).

Segundo Baumgarten & Pozza (2001) valores altos de nitrito nas águas significam uma alta atividade bacteriana e carência de oxigênio. Valores altos podem ser encontrados para as águas de saídas de esgotos domésticos e industriais, sendo que o nitrito pode ser utilizado como indicador de poluição orgânica.

Fosfato

Os fosfatos podem ocorrer em solução, em partículas ou detritos, ou nos corpos de organismos aquáticos (APHA, 1992). A quantidade de fosfato de fonte natural presente em ecossistemas aquáticos continentais depende diretamente do conteúdo de fosfato presente nos minerais primários das rochas – especialmente apatita ($\text{Ca}_{10}(\text{OH})_2(\text{PO}_4)_6$) – da bacia de drenagem.

O fosfato liberado da rocha por intemperização é carregado pelas águas de escoamento superficial e atinge os diferentes ecossistemas aquáticos. Outros fatores naturais que permitem o aporte de fosfato podem ser apontados, a saber, o material particulado presente na atmosfera e o fosfato resultante da decomposição de organismos de origem alóctone (Esteves, 1988; Jaworski *et al.*, 1992; Nash & Murdoch, 1997; Knox *et al.*, 2006).

2.3. METAIS TRAÇO

As principais fontes de metais para ambientes aquáticos continentais são o intemperismo de rochas e erosão de solos (Laws, 1993; Millward & Glegg, 1997). No entanto, diversas atividades humanas liberam elementos metálicos para o ambiente, os quais podem acumular nos segmentos dos sistemas aquáticos (Jackson, 1992).

Salomons & Forstner (1984) e Forstner (1993) listam as várias fontes de contaminação para áreas costeiras. Entre elas podemos citar: entrada direta de efluentes industriais e de cidades situadas nas regiões próximas à costa, lançamento de esgotos, despejos de resíduos de navios, aporte de material solúvel e particulado oriundo de rios, precipitação atmosférica, entre outros.

Existem várias fontes que enriquecem a atmosfera com metais, que por precipitação úmida ou seca podem atingir o ambiente aquático, como spray marinho,

queimadas naturais, partículas carregadas pelo vento (poeira) e principalmente emissões industriais lançadas diretamente na atmosfera (Esteves, 1998).

Cádmio

O cádmio é um elemento relativamente raro, que ocorre na crosta terrestre associado com minérios de zinco em concentrações entre 0,15 e 0,30 mg.Kg⁻¹ (Ferrer *et al.*, 2000, EPA, 2001).

Os principais usos do cádmio são em baterias, células fotovoltaicas e na metalurgia, sendo também usado como estabilizador de certos polímeros, na indústria de plásticos (Varma, 2000).

O cádmio pode atingir o meio ambiente por meio de várias fontes antrópicas, tais como subproduto de refinamento de zinco, combustão de carvão, descarte de minas, processos de eletrodeposição, produção de aço e inox, pigmentos e fertilizantes (Peraza *et al.*, 1998; Patel & Anghony, 1991; EPA, 2001).

O cádmio pode ocorrer também associado a esgotos domésticos e alguns pesticidas usados em plantações (Byrd *et al.*, 1990 e Avelar *et al.*, 1997). Depósitos de lixo e lamas residuárias de sistemas de tratamento de efluentes, além da combustão de combustíveis fósseis como o carvão, também podem se constituir em importantes fontes deste metal (Nriagu, 1996).

Chumbo

O chumbo ocorre em maiores concentrações na crosta terrestre (200 mg.Kg⁻¹) do que o cádmio e o mercúrio (Nriagu, 1996). Os principais minérios de chumbo explorados são galena (PbS), a cerrusita (PbCO₃) e a anglesita (PbSO₄). Este elemento foi muito usado no passado em sistemas condutores e de armazenamento de água e alimentos, como pigmento de tintas, e como aditivo de gasolina, tendo sido responsável por inúmeros casos de intoxicação (Purves, 1985; Fernandes *et al.*, 1994).

O uso de chumbo nas atividades acima mencionadas foi abolido na maioria dos países; no entanto, este elemento ainda é usado em vários tipos de atividades, como mineração, fundição, refinamento, fabricação de baterias elétricas para automóveis, fertilizantes, indústrias químicas, pigmentos, cerâmicas e plásticos (Förstner & Wittmann, 1983; Hatje *et al.*, 1998).

Cobre

O cobre está presente nos ambientes terrestre e aquático, sendo um dos metais mais abundantes no ecossistema aquático (Veen *et al.*, 2001).

Ele pode ocorrer naturalmente ou ser resultante de processos antropogênicos. A maior parte do cobre natural vem dos minerais da litosfera, os quais são trazidos pela erosão e transportados pela água de chuva e rios sob as formas partículas em suspensão, enquanto no fundo encontra-se ligado ao sedimento. Por sua vez, a maior parte da contaminação antropogênica provém de descargas da zona industrial, atividades de mineração e do esgoto doméstico.

Além disto, pode ser usado em tintas anti-incrustantes para pinturas de cascos de embarcações, para evitar as incrustações de organismos aquáticos. É também utilizado nas indústrias de estamparia de tecidos e na confecção de células eletrolíticas (Coelho, 1990), em indústrias de celulose e inseticidas (Martin *et al.*, 1976).

Zinco

O zinco ocorre naturalmente como esfalerita e em pequenas quantidades como componente de rochas e solos, sendo a média do teor na crosta terrestre da ordem de $40 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Nriagu, 1996). Este metal é utilizado na fabricação de pilhas, ligas, bactericidas (Coelho, 1990). Além do uso industrial, o zinco está presente nas habitações (telhas e acabamentos) e em produtos diversos, ocorrendo, portanto, no lixo e nos esgotos domésticos (CETESB, 2001). O principal uso de zinco é na galvanização, tendo também uma vasta aplicação na agricultura e na manufatura de fibras artificiais. Podendo ser encontrado em piroxênios e alguns fertilizantes (Siqueira, 2003).

3. OBJETIVO

3.1. OBJETIVO GERAL

O objetivo do presente estudo é avaliar de forma espacial, sazonal e temporal as variações nas concentrações de metais traço nas suas porções totais e de nutrientes dissolvidos em águas superficiais do Canal de Acesso (Canal do Rio Grande) ao estuário da Lagoa dos Patos, particularmente na área portuária da cidade do Rio Grande (Porto Novo, São José do Norte e Superporto).

3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- 1) Avaliar as concentrações de metais traço (cádmio, cobre, chumbo e zinco) e nutrientes dissolvidos (amônio, nitrato, nitrito e fosfato) nas águas do estuário com base em dados pretéritos obtidos no período compreendido entre 1988 a 2004;
- 2) Identificar as possíveis causas das alterações das concentrações dos elementos e compará-las com a legislação ambiental vigente (FEPAM, 1995; CONAMA nº 357, 2005) para a região;
- 3) Agrupar e interpretar em resultados obtidos em monitoramentos anteriores não seqüenciais feitos na área portuária para elaboração de Relatórios de Impacto Ambiental (RIMAS) e Estudos de Impacto Ambiental (EIA) visando à Licença de Operação do Porto, uma vez que estes resultados estão dispersos e somente interpretados em nível de relatório.

4. ÁREA DE ESTUDO

4.1. LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

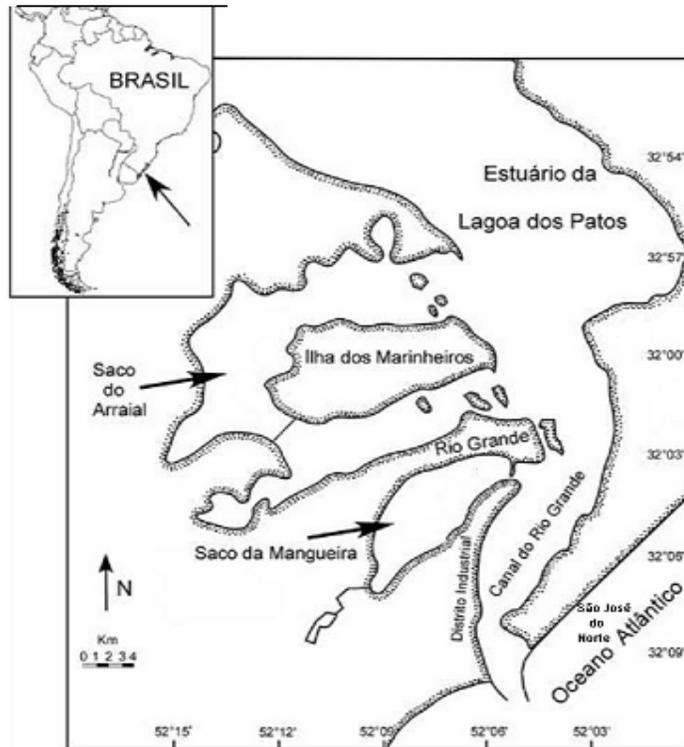
Situada na planície costeira do Rio Grande do Sul, entre as latitudes 30° 15' S e 32° 10' S e longitudes 50° 45' N e 52° 15' W, a Lagoa dos Patos apresenta uma área de 10.360 Km² de extensão e 38 km de largura (Dyer, 1973). O complexo lagunar formado pela Lagoa dos Patos, Lagoa Mirim e seus afluentes são responsáveis pela drenagem de aproximadamente metade do estado do Rio Grande do Sul (Matta & Möller Jr., 1993) e parte do Uruguai. Aproximadamente 85% da água da bacia de drenagem do sistema Patos-Mirim são derivados dos rios Guaíba, Camaquã e do Canal de São Gonçalo, que deságuam nas regiões norte, central e sul da Lagoa, respectivamente.

A área enfocada nesse estudo localiza-se no sul do estuário até a desembocadura da Lagoa dos Patos, na região conhecida como Canal do Rio Grande, ou Canal de Acesso (Figura 1), com 18 km desde a embocadura até a cidade de São José do Norte (cerca de 27.000 habitantes), aproxima-se da margem da cidade do Rio Grande (cerca de 180.000 habitantes) no trecho entre o Pontal Oeste da Barra e o Pontal da Mangueira, atual área do complexo Superporto - Distrito Industrial da cidade do Rio Grande (DIRG), e faz uma curva para o lado oposto, passando junto a São José do Norte.

Este canal pode ser dividido em quatro trechos: externo aos Molhes da Barra, com 200 metros de largura, 5.000 metros de extensão e profundidade média de 14 metros; interno aos Molhes (da cabeça ao enraizamento), com largura de 200 metros, extensão de 4.100 metros e 14 metros de profundidade; zona portuária, do enraizamento dos Molhes até o baixio de Dona Mariana, com largura variando de 200 a 300 metros, extensão de 4.900 metros, e profundidade entre 10 e 15 metros e Canal do Porto Novo, com 150 metros de largura, 2.500 metros de extensão e 10,5 metros de profundidade.



A



B



C

Figura 1. Localização da área de estudo (A) cidade do Rio Grande, (B) Canal do Rio Grande e (C) áreas do Porto do Rio Grande

4.2. FATORES HIDRODINÂMICOS E METEOROLÓGICOS DO ESTUÁRIO

Marés e Correntes

As marés astronômicas são insignificantes na região, sendo as variações do nível de água da Lagoa dependentes principalmente das chuvas e ventos. As marés na região são semi-diurnas com desigualdades e de pequena amplitude (média de 0,47 m/ano), devido à proximidade de um ponto anfidrômico regional (Hers 1977), com máxima preamar + 1,2 metros e mínima baixa-mar – 0,22 metros (Calliari, 1980). No canal de acesso, as velocidades de fluxo de saída de água podem alcançar 1,7 – 1,9 m.s⁻¹, após prolongados períodos de chuvas fortes (DNPVN, 1941), enquanto os picos na velocidade de entrada de água do mar chegam a 1,3 m.s⁻¹.

Chuvas

A ocorrência de enchentes ou vazantes depende do período de chuvas bem como a direção e intensidade dos ventos. Os períodos de vazante são os mais comuns, sendo mais intensos e freqüentes durante o inverno e primavera, devido à maior precipitação pluviométrica na bacia hidrográfica e também atuação de ventos de NE. As enchentes ocorrem principalmente nos períodos de estiagem e durante a atuação dos ventos do quadrante sul, principalmente de SW (Herz, 1977; Calliari, 1980; Costa *et al.*, 1988).

Ventos

As variações de intensidade e direção dos ventos têm influência imediata e complexa sobre a superfície da lagoa e oceano, determinando os padrões de enchentes e vazantes nesta área da desembocadura, sobrepujando a maré astronômica. Em períodos de pequena vazão (estiagem), as mudanças na direção dos ventos podem inverter este fluxo em poucas horas, e em períodos de intensa vazão eles podem aumentar ou diminuir o fluxo (Möller Jr. *et al.*, 1991). Durante períodos de baixa estiagem fluvial (verão/outono), ventos de SE e SW, forçam a água do mar através do Canal de Acesso, para o estuário inferior e, ocasionalmente, até 150 km dentro da Lagoa. Em contraste, ventos do quadrante NE, juntamente com alta descarga fluvial, causam um decréscimo significativo na salinidade do estuário (Calliari, 1980; Costa *et al.*, 1988),

4.3. DESCRIÇÃO DAS ÁREAS E SETORES DO PORTO DO RIO GRANDE

Porto Velho

O Porto Velho esteve diretamente ligado a dois períodos econômicos vivenciados pelo município do Rio Grande. O primeiro diz respeito ao período agropastoril quando as charqueadas estavam no auge, nos séculos XVII e XVIII e logo após, até o início do século XIX, desenvolveu-se o comércio atacadista com o crescimento econômico dos municípios da zona sul do Estado que haviam sido recentemente criados e tinham suas atividades ligadas à produção pastoril.

O Porto Velho possui 640 metros de extensão e 15 pés (4,57 metros) de calado. Constitui-se de sete setores (numerados de 01 a 07) (Tabela 1) (Figura 2), com diversificadas utilizações, como por exemplo, atividades de cargas e descargas de produtos hortifrutigranjeiros e de materiais de construção e atividades operacionais e industriais pesqueiras, entre outras atividades (Baumgarten & Niencheski, 1998).

Tabela 1. Caracterização dos setores da área portuária do Porto Velho.

Setor	Designação	Localização	Destinação
01	Área de carga geral para navegação interior	Extremidade oeste do cais de saneamento – trecho entre prolongamento da Rua General Portinho e extremidade do antigo entreposto de pesca.	Carga e descarga de produtos hortifrutigranjeiros e materiais de construção.
02	Área de ensino e pesquisa	Extremidade oeste do cais de saneamento – trecho entre a extremidade do antigo entreposto de pesca e o prolongamento da Rua Visconde de Paranaguá.	Atividades de ensino, pesquisa e administração da frota oceanográfica da FURG.
03	Área de turismo e lazer	Cais de saneamento – trecho entre as Ruas Visconde de Paranaguá e General Netto. Porto Velho – trecho entre as Ruas General Netto e Coronel Sampaio, incluindo armazéns 1, 2, 3, 4 e 5.	Atividades institucionais, culturais, recreativas e turísticas com a valorização do Patrimônio Histórico-cultural. Atracação de barcos pesqueiros.
04	Terminal de passageiros	Armazém 1 do Porto Velho.	Recepção, embarque e desembarque de passageiros para a travessia RG/SJN.
05	Área pesqueira	Trecho entre as Ruas Cel. Sampaio e Alm. Garnier.	Atividades operacionais e industriais pesqueiras.
06	Área militar	Capitania dos portos e V Distrito Naval.	Atividades militares do V Distrito Naval.
07	Área de serviços	Extremidade leste da área militar.	Prestação de serviços às atividades marítimo-portuárias.

Fonte: Baumgarten & Niencheski, 1998.



Figura 2. Localização dos setores do Porto Velho conforme o Plano de Zoneamento do Porto do Rio Grande (Fonte: SUPRG, 2005)

Porto Novo

Em setembro de 1908 foi aprovada a construção do Porto Novo sobre a Coroa do Ladino no rumo aproximado norte-noroeste (NNO) – sul-sudeste (SSE), com uma área de 500.000 m² (Calliari, 1980), visando a necessidade de encurtar o caminho percorrido pelas embarcações para entrar e sair desta área do porto.

Na época da inauguração, o cais do Porto Novo tinha uma extensão de 500 metros e compreendia três armazéns para mercadorias, servidos por guindastes elétricos, um depósito para carvão, dois transbordadores e linhas férreas.

Atualmente este Porto conta com uma estrutura de 16 armazéns, com 1.952 metros de cais, mais o prédio da administração e profundidade aproximada de 32,81 pés (10 metros), apresentando os terminais para carga geral, granéis sólidos e líquidos, contêineres, fertilizantes e veículos na margem portuária e na outra margem do canal artificial, encontra-se a ilha pertencente à Marinha do Brasil, onde se localiza uma base militar (Figura 3) (Tabela 2).

No decorrer dos últimos anos, o Porto Novo constituiu-se ou vem se constituindo no sustentáculo operacional do Porto do Rio Grande, absorvendo todas as grandes operações de carga e descarga de mercadorias e recebendo os grandes navios que freqüentam o porto. Este local serviu de embrião para todas as atividades que hoje estão implantadas na área do Superporto, agora em terminais portuários especializados e privados. O cais do Porto Novo é o único público.

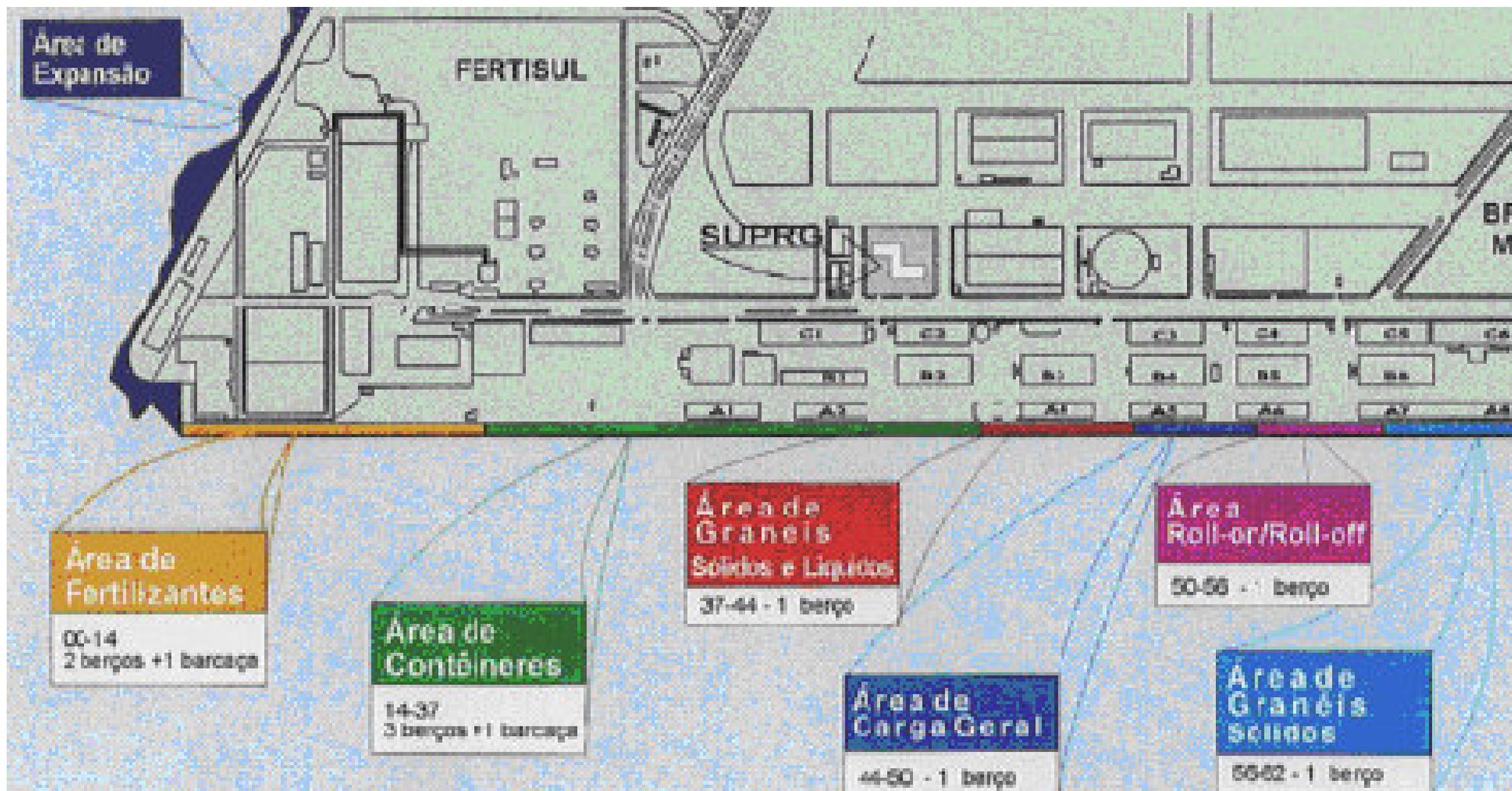


Figura 3. Localização dos setores do Porto Novo conforme o Plano de Zoneamento do Porto do Rio Grande (Fonte: SUPRG, 2005)

Tabela 2. Caracterização dos setores da área portuária do Porto Novo.

Setor	Designação	Localização	Destinação
01	Área de turismo, lazer e preservação ambiental.	Extremidade norte do Porto Novo.	Atividades sócio-desportivas e de administração e manejo ambiental.
02	Área militar.	Área da Marinha do Brasil.	Atividades militares do V Distrito Naval.
03	Área de granéis sólidos.	Área dos armazéns A-7 e A-8. Cabeços 56 a 62 – 01 berço.	Operações de carga e descarga de granéis sólidos.
04	Área de "Roll-On/Roll-off.	Área do armazém A-6. Cabeços 50 a 56 – 01 berço.	Operações de carga e descarga de carga geral.
05	Área de carga geral.	Área do armazém A-5. Cabeços 44 a 50 – 01 berço.	Operações de carga e descarga de carga geral.
06	Área de granéis sólidos e líquidos.	Área do armazém A-4. Cabeços 37 a 44 – 01 berço.	Operações de carga e descarga de granéis sólidos e líquidos.
07	Área de contêineres.	Área compreendida entre os cabeços 14 e 37. 03 berços exclusivos e 01 berço para barcaça (TEFLU).	Operações de carga e descarga de contêineres.
08	Área de fertilizantes.	Área compreendida entre os cabeços 0 a 14. 02 berços e 01 berço para barcaça.	Operações de carga e descarga de fertilizantes (matérias-primas e derivados).
09	Área de expansão.	Área compreendida entre a extremidade sul do Porto Novo e a extremidade do TGL.	Operações portuárias em geral.

Fonte: Baumgarten & Niencheski, 1998.

Superporto

No final de 1969 e início de 1970 surgiu a proposta da criação do Superporto do Rio Grande. Sendo que a denominação de “Superporto” se dava por algumas condições, tais como o Canal de Acesso permitir navios de até 60 mil toneladas, o Canal do Rio Grande ter de 12 a 14 metros de calado quando dragado, (enquanto a maioria dos portos mundiais possuía calado de 12 metros), o tráfego do Porto ficar fora do tráfego da cidade e o Porto ser projetado em terminais especializados por tipologia de carga, permitindo que não ocorra a mistura das mesmas.

Segundo a Superintendência do Porto do Rio Grande (SUPRG), com as altas taxas de importações e de exportações e com os avanços na tecnologia de navegação, tornou-se necessária a modernização e ampliação do porto através da construção de terminais específicos, que formaram o Superporto, localizado ao longo do Pontal da Mangueira, junto a margem oeste do Canal do Rio Grande. Na retaguarda do Superporto está instalado o Distrito Industrial da cidade do Rio Grande (DIRG), onde existem plantas industriais de fertilizantes e pescados, que ocupam o espaço portuário pelas facilidades que representam no fornecimento ou importação da matéria prima via naval e exportação (Figura 4) (Tabela 3).



Figura 4. Localização dos setores do Superporto conforme o Plano de Zoneamento do Porto do Rio Grande (Fonte: SUPRG, 2005)

Tabela 3. Caracterização dos setores da área portuária do Superporto.

Setor	Designação	Localização	Destinação
01	Área de serviços.	Extremidade norte da área do Superporto – Pontal da Mangueira.	Prestação de serviços às atividades marítimo-portuárias.
02	Área de granéis líquidos e fertilizantes.	Área compreendida entre o Terminal da Copesul e o da Adubos Trevo, com o Píer Petroleiro inclusive.	Carga e descarga de petróleo e fertilizantes, com o manejo de matérias-primas e derivados.
03	Área de expansão.	Área compreendida entre o Terminal da Adubos Trevo e o Terminal da Bunge.	Atividades portuárias em geral.
04	Área de granéis agrícolas.	Área entre os terminais de produtos agrícolas da Bunge e da Termasa, com o Centro Rodoviário inclusive.	Carga e descarga de produtos agrícolas. Prestação de serviços
05	Área de contêineres.	Área situada ao Sul do Terminal da Termasa, inclusive com as instalações atuais do TECON.	Carga e descarga de contêineres.
06	Área de expansão.	Área compreendida entre o TECON e o Terminal Pesqueiro da Leal Santos.	Atividades portuárias em geral.
07	Terminal pesqueiro.	Terminal da Leal Santos.	Carga e descarga de pescados.
08	Base Naval.	Área militar da Base Naval, com píer.	Atividades militares do V Distrito Naval.
09	Área de expansão.	Área da 4ª Secção da Barra.	Atividades portuárias em geral.
10	Área de administração e manejo ambiental.	Extremidade sul do Superporto, contígua à povoação da Barra, na raiz do Molhe Oeste.	Atividades de turismo e lazer com administração e manejo ambiental.

Fonte: Baumgarten & Niencheski, 1998.

São José do Norte

Está dividida em três setores, em cujas áreas são desenvolvidas atividades de carga e descarga de mercadorias em transbordo ao largo e atividades portuárias em geral com embarcações de pequeno calado (Baumgarten & Niencheski, 1998) (Figura 5) (Tabela 4).

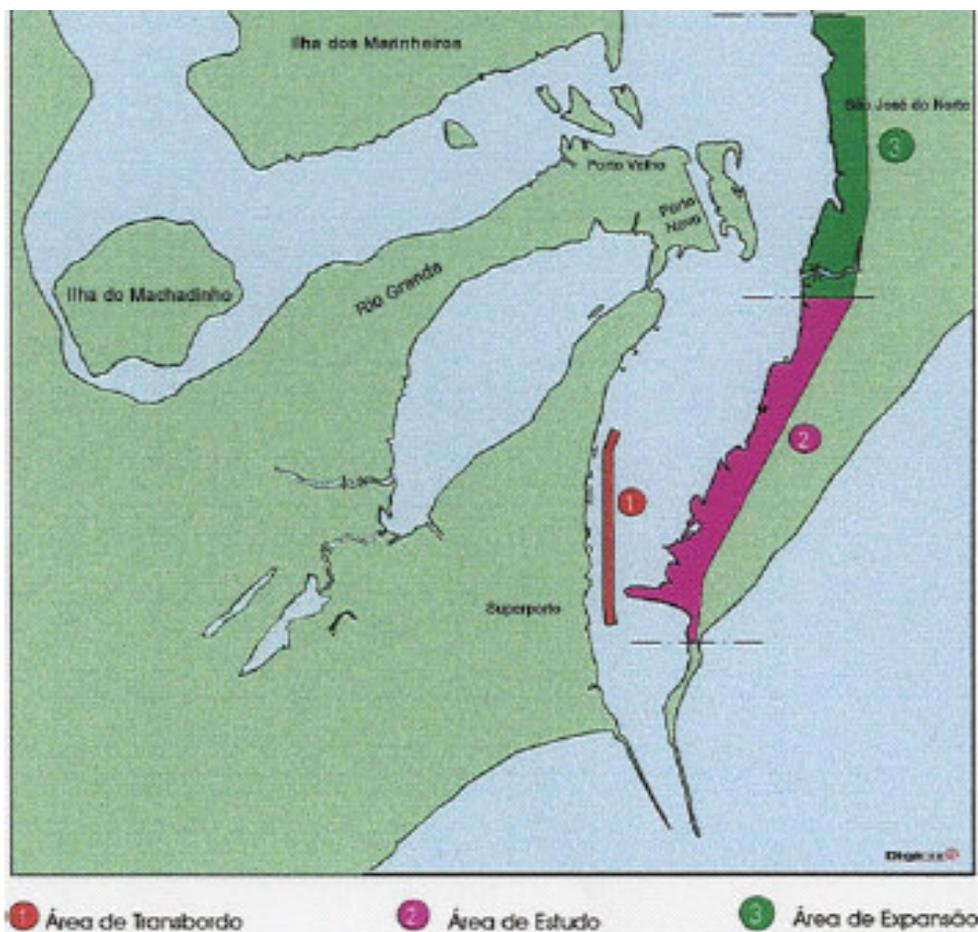


Figura 5. Localização dos setores de São José do Norte conforme o Plano de Zoneamento do Porto do Rio Grande (Fonte: SUPRG, 2005)

Tabela 4. Caracterização dos setores da área portuária do São José do Norte.

Setor	Designação	Localização	Destinação
01	Área de transbordo.	Canal da Barra do Rio Grande. Trecho compreendido entre a Base Naval e a área de granéis agrícolas (inclusive).	Atividades de carga e descarga de mercadorias em transbordo ao largo.
02	Área de estudo.	Margem leste do Canal da Barra do Rio Grande entre a raiz do Molhe Leste e Cocuruto.	Possível área de expansão após estudo ambiental das influências da atividade portuária nesse local.
07	Área de expansão.	Margem leste do Canal da Barra do Rio Grande, entre Cocuruto e São José do Norte.	Atividades portuárias em geral.

Fonte: Baumgarten & Niencheski, 1998.

4.4. ÁREA HIDRICA PORTUÁRIA E O ENQUADRAMENTO OFICIAL DOS RECURSOS HIDRICOS DO SUL DO ESTUÁRIO

Em 1995 a FEPAM realizou a classificação e o enquadramento das águas da parte sul do estuário da Lagoa dos Patos, com base na Resolução nº 20 do CONAMA (1986) que era vigente na ocasião. Para cada área dessa região foram definidas classes de qualidade de água segundo o uso e vocação da respectiva região (Figura 6). Por sua vez, para cada classe foram definidos limites máximos de concentrações de parâmetros que podem estar presentes num ambiente aquático costeiro, inclusive poluentes.

A região do Canal de Acesso foi enquadrada como sendo de águas salobras Classe C, equivalente a Classe 8 da legislação CONAMA (1986) destinadas à proteção das comunidades aquáticas, recreação de contato primário e secundário e navegação. Nas águas desta classe são tolerados lançamentos de despejos, desde que, além de atenderem aos padrões de emissão (artigo 21, da referida Resolução), não venham a fazer com que os limites estabelecidos para a respectiva classe sejam ultrapassados.

Em 17 de março de 2005, foi publicada pelo Diário Oficial da União uma nova Resolução do CONAMA (nº 357) que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e estabelece os padrões de qualidade de água, revogando a Resolução nº 20 do CONAMA de 18 de junho de 1986. Nessa nova resolução houve mudanças na listagem dos parâmetros químicos e nos limites de alguns parâmetros. Pela nova Resolução, as águas salobras de Classe 8 são denominadas como águas salobras Classe 2.

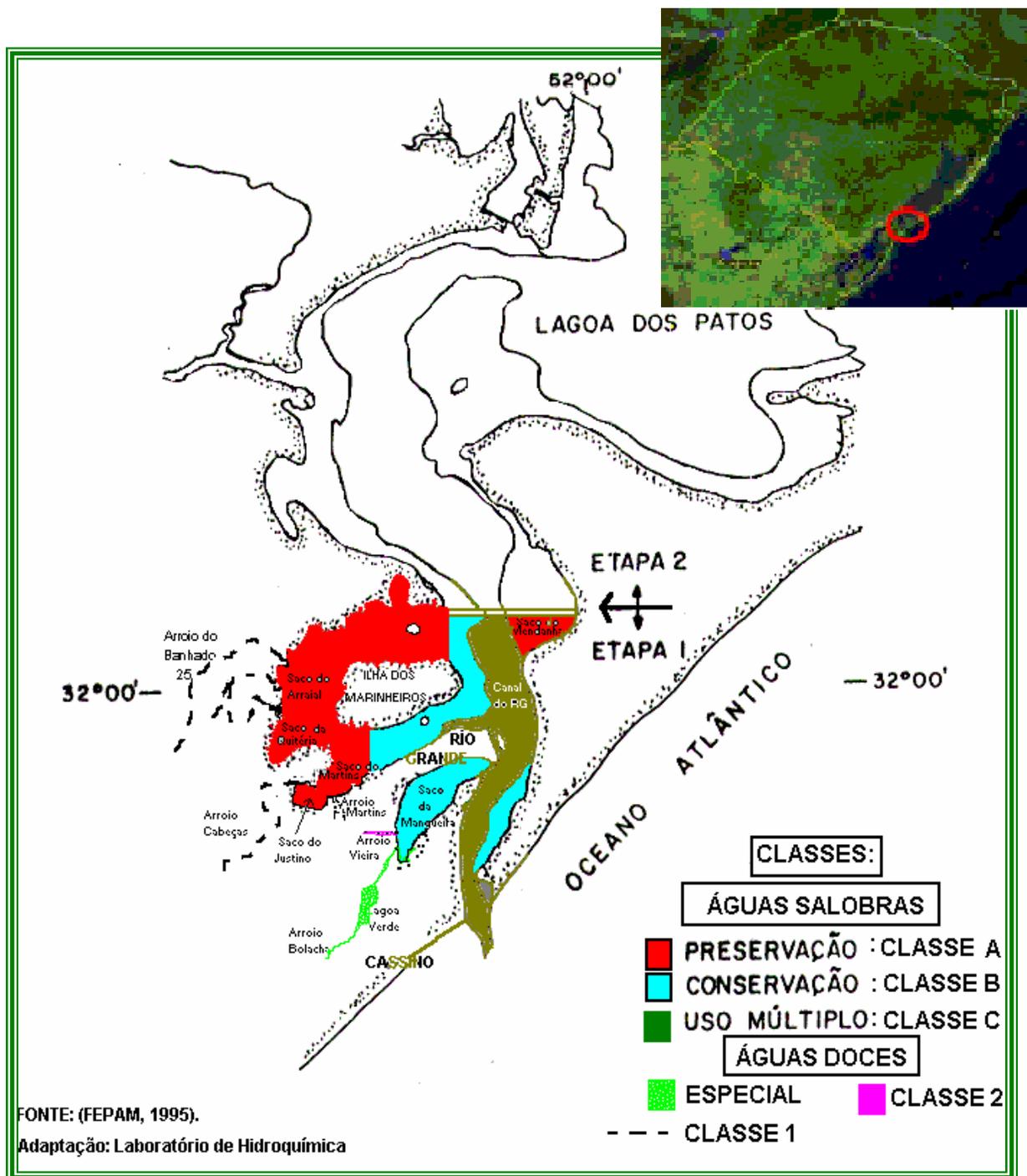


Figura 6 – Enquadramento dos recursos hídricos da parte sul do estuário da Lagoa dos Patos (FEPAM, 1995)

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1. AQUISIÇÃO DOS DADOS PRETÉRITOS E ESTRATÉGIA DE AMOSTRAGEM

Uma das primeiras tentativas de caracterização da Lagoa dos Patos foi através do convênio firmado entre a Secretária da Comissão Interministerial para os Recursos do Mar (CIRM) e a Fundação Universidade Federal do Rio Grande (FURG), que teve como resultado o desenvolvimento do Projeto Lagoa dos Patos (Estrutura e Dinâmica do Sistema Lagoa dos Patos) realizado entre dezembro de 1987 a dezembro de 1988. O objetivo deste projeto foi o estudo dos parâmetros geológicos, geoquímicos, hidrofísicos, hidroquímicos, biológicos e sócio-econômicos da região, a fim de conhecer a estrutura e funcionamento do ecossistema em questão, conhecimento necessário para orientar a exploração racional de seus recursos. O resultado da avaliação química deste projeto foi a dissertação intitulada “Distribuição e comportamento dos sais nutrientes, elementos maiores e metais pesados na Lagoa dos Patos – RS” (Vilas Boas, 1990).

Entre 1996 e 1997, foi realizado o primeiro estudo com caráter de monitoramento da área portuária, através da identificação do estado da qualidade do meio ambiente nas áreas de influências diretas e indiretas das atividades portuárias e identificando os seus limites de responsabilidades técnicas e jurídicas em matéria de contaminação ambiental. Estes aspectos foram amplamente enfocados no Estudo de Impacto Ambiental elaborado para a área do Porto do Rio Grande (Asmus & Tagliani, 1997), atendendo às condicionantes apresentadas pelo IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis) para a manutenção da Licença de Operação do Porto.

O estudo mais abrangente da área portuária, realizado durante o ano de 2000 foi o “Monitoramento Ambiental do Porto do Rio Grande”, com o objetivo de implementar um plano de monitoramento para o Porto do Rio Grande, que atendesse as recomendações do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) realizado para a área portuária em 1997. Durante o ano de 2000 também foram realizados monitoramentos das alterações da qualidade ambiental devido a operações de dragagem feitas na área portuária e atendendo a recomendação sugerida no EIA/1997. Os resultados destes monitoramentos originaram os estudos intitulados

"Monitoramento Ambiental das Operações de Dragagem do Porto do Rio Grande Fases 1 e 2".

- Fase 1 - em julho de 2000, antes do início das operações de dragagem, foi realizada a primeira expedição (11/07/00). A partir de então, começada a dragagem, seguiram-se expedições quinzenais durante três meses, até o fim da operação (25/07/00; 08/08/00; 23/08/00; 05/10/00; 26/10/00). Nesse período, foram também monitorados aspectos ambientais de dois ciclos de atividade da draga, desde o início de sua operação dentro do estuário (ciclo 1 – 22/08/00 e ciclo 2 – 28/10/00). Também foram sendo monitorados aspectos do impacto ambiental possível de ser causado pela liberação do material dragado fora do estuário, na área oceânica (21/10/00 e 28/10/00).
- Fase 2 – em outubro de 2000, antes do início das operações de dragagem, foi realizada a primeira expedição (24/10/00). A partir de então, começada a dragagem, seguiram-se 5 expedições durante cinco meses, até o fim da operação (24/11/00; 14/12/00; 10/01/01; 15/02/01; 12/03/01). Nesse período, foram também monitorados aspectos ambientais de dois ciclos de atividade da draga, desde o início de sua operação dentro do estuário (ciclo 3 – 23/11/00 e ciclo 4 – 12/12/00). Como na fase 1, também foram sendo monitorados aspectos do impacto ambiental possível de ser causado pela liberação do material dragado fora do estuário, na área oceânica (13/12/00 e 29/01/01).

A seguir, no decorrer dos anos 2003 e 2004 foi realizado monitoramento ambiental devido às operações de dragagem do porto, originando o estudo intitulado "Monitoramento Ambiental das Operações de Dragagem do Porto do Rio Grande".

Na presente dissertação, os dados analisados são oriundos dos 5 relatórios técnicos acima citados: a) em 1988 - Projeto Lagoa dos Patos (mensal), b) agosto de 1996 e janeiro de 1997 (EIA-RIMA), c) janeiro a dezembro de 2000 (Monitoramento Ambiental do Porto do Rio Grande), d) outubro de 2000 a março de 2001 (Monitoramento Ambiental das Operações de Dragagem do Porto do Rio Grande – Fase 2) e junho a setembro de 2003 e setembro de 2004 (Monitoramento Ambiental das Operações de Dragagem do Porto do Rio Grande).

a) Projeto da Lagoa dos Patos (1988)

Foram feitas coletas mensais de água no período de dezembro/1987 a dezembro/1988, totalizando 13 amostragens, sendo que neste estudo foram usados os dados dos 12 meses do ano de 1988.

Em cada amostragem foram feitas coletas em 19 pontos equidistantes ao longo do eixo longitudinal da Lagoa dos Patos, no sentido Porto Alegre-Rio Grande, sendo as coletas realizadas somente em superfície. No presente estudo foram considerados 3 destes pontos, que estavam localizados no Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos (Figura 7).

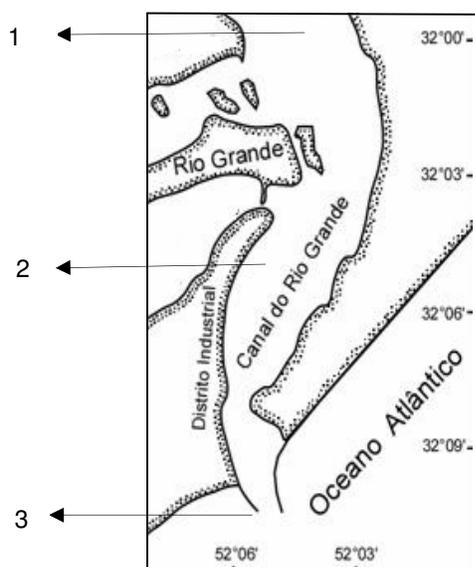


Figura 7. Localização dos pontos amostrados em 1988 e utilizados no presente estudo

Os parâmetros analisados e as metodologias analíticas empregadas foram:

- * temperatura e pH – uso “in situ” de termômetro e potenciômetro portáteis, respectivamente;
- * material em suspensão – método gravimétrico (Strickland & Parsons, 1972);
- * nitrato, nitrito, fosfato e amônio – método espectrofotométricos (Aminot & Chaussepied, Solorzano, 1969);
- * salinidade – uso “in situ” de salinômetro de indução. Resultado confirmado em laboratório pelo método condutimétrico;

* oxigênio dissolvido – método volumétrico de Winckler (Strickland & Parsons, 1972);

b) EIA-RIMA (1996/1997)

Foram realizadas duas expedições oceanográficas, sendo a primeira no inverno, durante o mês de agosto de 1996, em 6 dias (de 14 a 20), quando foi constatada predominância de vazante em águas de superfície. A segunda ocorreu no verão (1997), durante o mês de janeiro de 1997, em 3 dias (2, 3 e 6), quando predominância foi do regime de enchente da água oceânica para dentro da Lagoa.

A coluna d'água foi amostrada em superfície e fundo, em 10 locais situados em pontos estratégicos com relação às atividades portuárias (Porto Velho, Porto Novo e Superporto) e mais um local longe e sem influência das mesmas, situado na Lagoa Verde, local com ligação ao Saco da Mangueira através do Arroio Simão, ao sul da cidade do Rio Grande.

No presente estudo foram utilizados os parâmetros amostrados na água superficial. Foram considerados 7 locais de amostragem localizados no eixo do canal (Figura 8). Os 2 pontos às margens da área do Porto Velho não foram considerados, visto que o EIA/RIMA foi o único relatório técnico que contemplou esta área, não sendo assim possível avaliar os parâmetros temporalmente. Além destes o ponto localizado na Lagoa Verde, também não foi considerado por estar fora do eixo do canal de acesso.

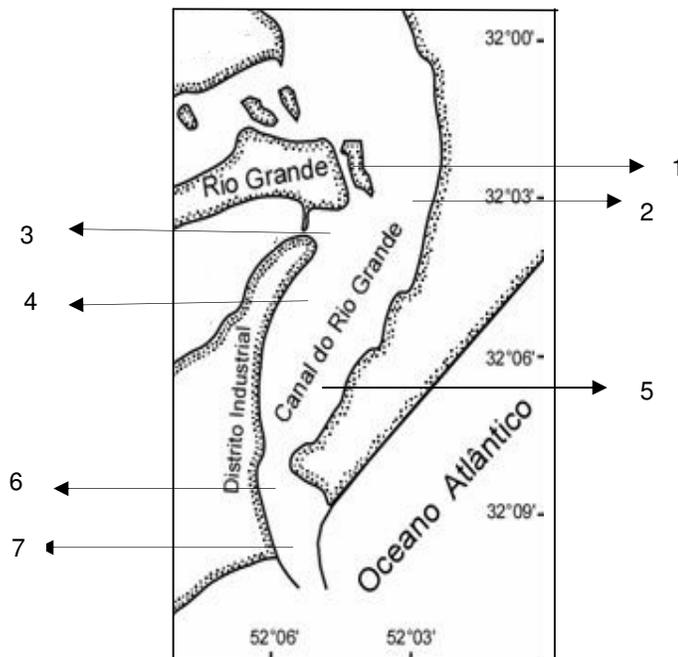


Figura 8. Localização dos pontos amostrada em 1996/1997 e utilizados no presente estudo

Os parâmetros analisados e as metodologias analíticas empregadas foram as mesmas do Projeto da Lagoa dos Patos, com acréscimo dos seguintes parâmetros:

- * metais totais na água – método descrito em APHA (1992);
- * óleos e graxas – método descrito em APHA (1976);
- * fenol – método descrito APHA (1976);

c) Monitoramento Ambiental do Porto do Rio Grande (2000)

O monitoramento realizado durante todo o ano de 2000 na área portuária ao longo do eixo do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos. Foram feitas coletas de água de superfície nos 9 pontos de coleta do plano de monitoramento espalhados na região do Canal de Acesso e considerados todos os pontos de amostragem (Figura 9), com exceção do ponto mais distante da área portuária.

Os parâmetros analisados e as metodologias analíticas empregadas foram às mesmas do EIA/RIMA (1996/1997).

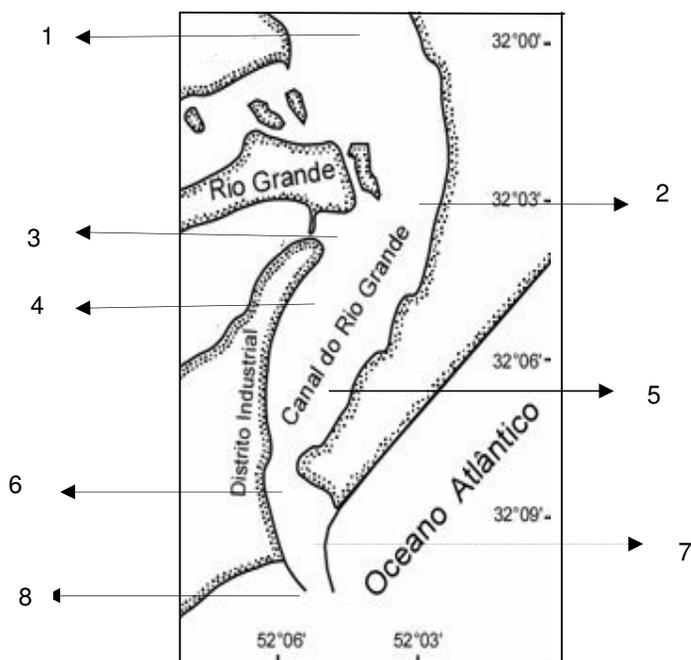


Figura 9. Localização dos pontos amostrados no ano de 2000 e utilizados no presente estudo

d) Monitoramento Ambiental das Operações de Dragagem do Porto do Rio Grande – Fase 2 (2000 – 2001)

Foram realizadas amostragens mensais de água de superfície entre outubro/2000 e março/2001 em 8 locais ao longo do eixo do Canal de Acesso. Foram desconsiderados 3 pontos, por não estarem enquadrados nas áreas portuárias do Rio Grande (Figura 10), e utilizados apenas os meses amostrados no ano de 2001 (janeiro, fevereiro e março), pois o Monitoramento Ambiental do Porto do Rio Grande (2000) abrangeu mensalmente todo o ano de 2000 e assim, forneceu dados necessários para a caracterização da água em 2000.

Os parâmetros analisados e as metodologias analíticas empregadas foram às mesmas do EIA/RIMA (1996/1997).

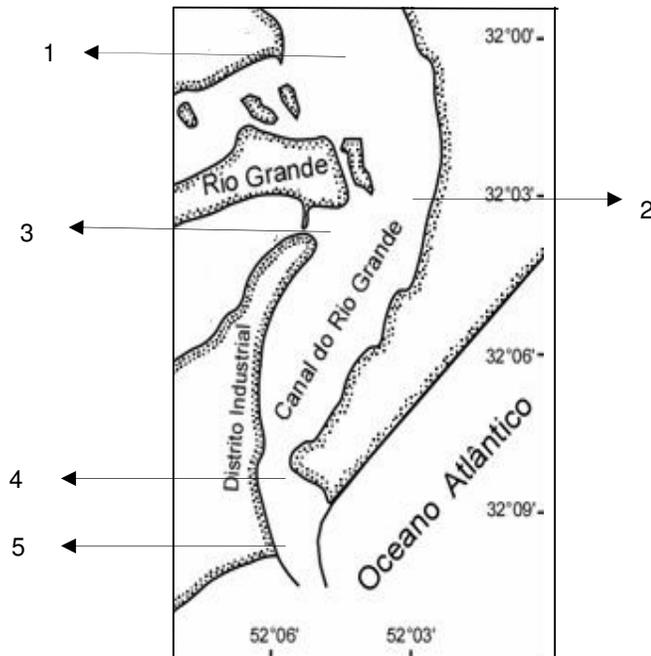


Figura 10. Localização dos pontos amostrados no monitoramento de 2001 e utilizado no presente estudo

e) Monitoramento Ambiental das Operações de Dragagem do Porto do Rio Grande (2003 – 2004)

Foram feitas 3 amostragens de água de superfície no estuário, na área submetida à dragagem e na área oceânica utilizada para descarte do material dragado. As amostragens foram realizadas antes do início da dragagem (27 de junho de 2003), durante as operações de dragagem (25 de setembro de 2003) e após o término da dragagem (13 de setembro de 2004). Neste presente estudo foram consideradas as 3 amostragens.

Foram obtidas amostras de água de superfície, em 10 pontos de coleta, sendo que os pontos numerados de 1 a 8 distribuíram-se dentro do estuário, na área submetida à dragagem. Os pontos 9 e 10, por estarem distribuídos na plataforma continental adjacente, não foram considerados no presente estudo (Figura 11).

Os parâmetros analisados e as metodologias analíticas empregadas foram às mesmas do EIA/RIMA (1996/1997).

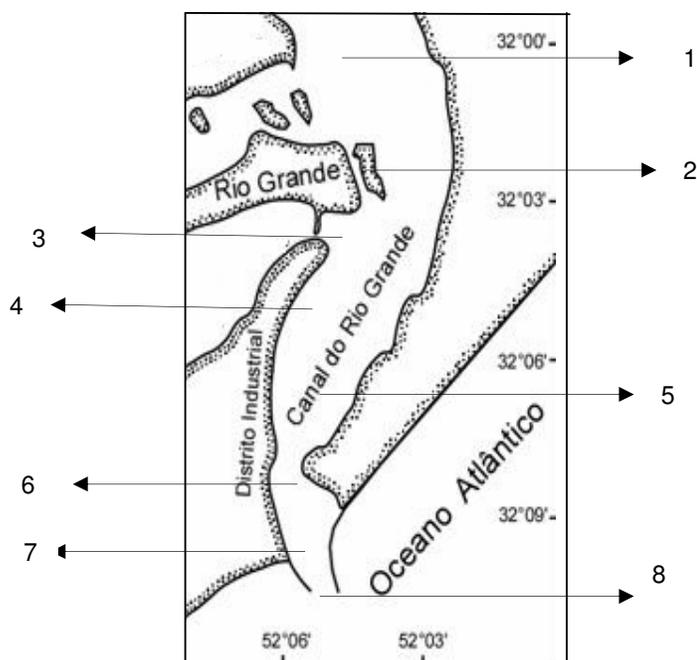


Figura 11. Localização dos pontos amostrados em 2003/2004 e utilizados no presente estudo

5.2. POSICIONAMENTO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM

Os pontos de amostragem utilizadas nos referidos projetos no presente estudo foram plotados nas diferentes áreas portuárias, que estão subdivididas em setores (Figura 12) (Fluxogramas 1, 2 e 3), definidas pelo plano de zoneamento das áreas do Porto Organizado do Rio Grande (2004), os quais incluem áreas onde existem lançamentos de efluentes, indicadas por Almeida *et al.*, (1993).

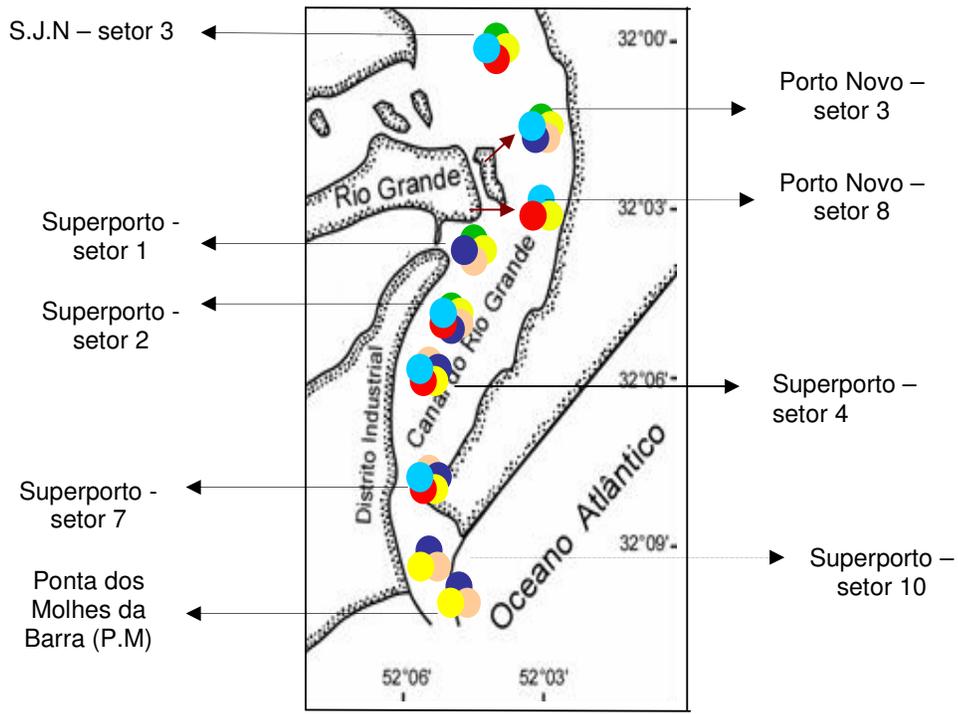
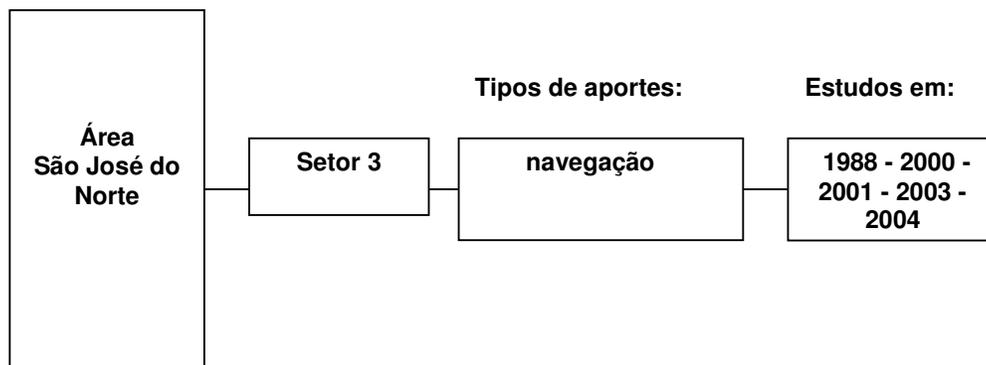


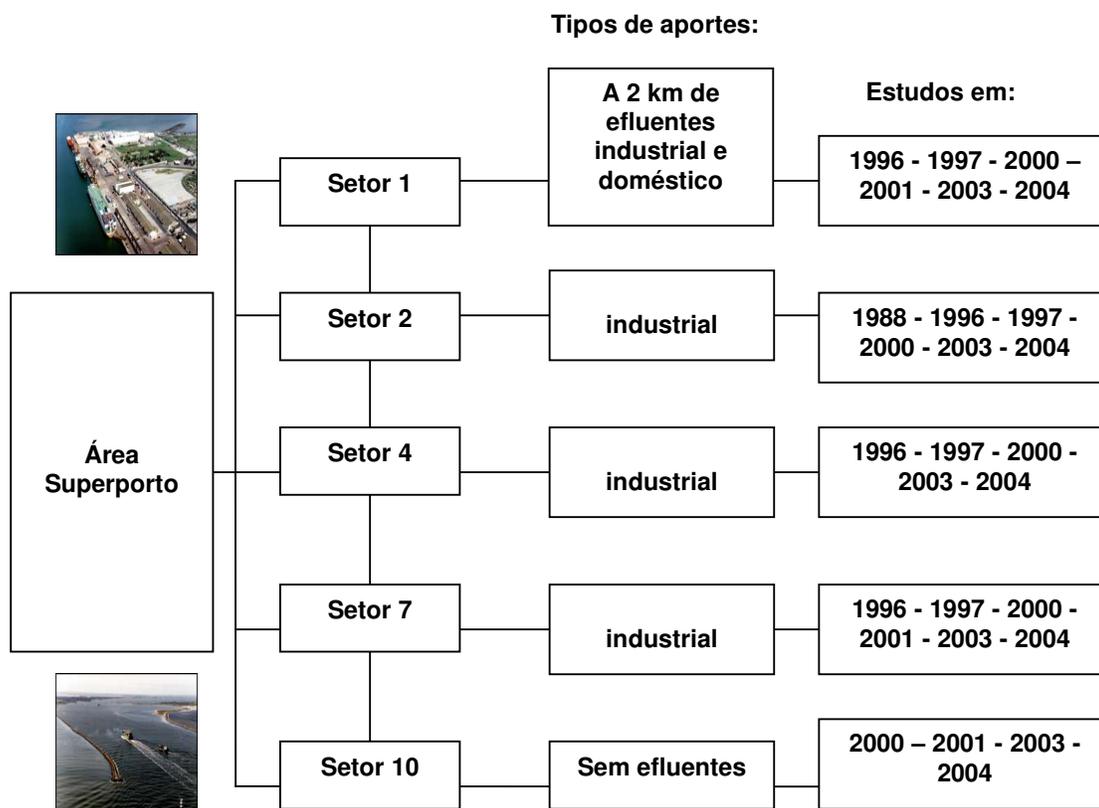
Figura 12. Posicionamento dos pontos de amostragem dos estudos pretéritos utilizados neste trabalho na região do Canal de Acesso (Canal do Rio Grande) ao estuário da Lagoa dos Patos com relação aos setores portuários



Fluxograma 1. Posicionamento dos pontos de amostragem dos estudos pretéritos utilizados neste trabalho na área do Porto Novo, incluindo os tipos de aportes presentes.



Fluxograma 2. Posicionamento dos pontos de amostragem dos estudos pretéritos utilizados neste trabalho na área de São José do Norte, incluindo os tipos de aportes presentes.



Fluxograma 3. Posicionamento dos pontos de amostragem dos estudos pretéritos utilizados neste trabalho na área de Superporto, incluindo os tipos de aportes presentes.

No presente estudo a área amostrada foi dividida em 5 regiões, em função das proximidades de suas latitudes geográficas no Canal de Acesso e em função da proximidade de diferentes fontes de poluição da água (Tabela 5) (Figura 13).

Tabela 5. Divisão da área de estudo em 5 regiões em função das latitudes dos setores portuários do Rio Grande amostrados.

Região	Latitude Superior	Latitude Inferior
Região A	32º 00'	32º 01'
Região B	32º 01'	32º 03'
Região C	32º 03'	32º 04'
Região D	32º 04'	32º 07'
Região E	32º 07'	32º 10'

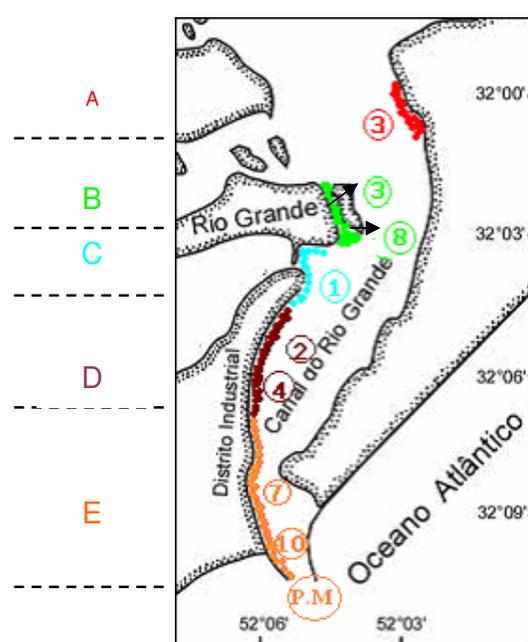


Figura 13. Divisão do Canal do Rio Grande em 5 regiões (A, B, C, D e E) segundo os setores portuários mostrados na Figura 12 e aqui identificados pelos números.

5.3. PARÂMETROS CONSIDERADOS.

Das análises na água superficial foram selecionados os parâmetros físico-químicos (temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido, material em suspensão e pH), metais traço na fração total (cádmio, cobre, chumbo e zinco) e nutrientes dissolvidos (amônio, nitrato, nitrito e fosfato).

5.4. ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS PRETÉRITOS

Com a finalidade de se avaliar estatisticamente os dados obtidos, foram aplicados testes de Normalidade de Kolmogorov-Smirnov e Homocedasticidade (Cochran C., Hartley & Barlett), ambos a um nível de significância de 5%, para todas as variáveis, como pré-requisito para as análises paramétricas. Os parâmetros com características não normais (Tabela 6) foram normalizados utilizando-se a transformação log x. Optou-se por utilizar os dados brutos dos parâmetros

temperatura, salinidade e pH, pois foram testadas várias funções matemáticas para suas normalizações sem resultados. Esses parâmetros foram indicados na Tabela 6 como “sem transformação” (s/transf.). Os demais parâmetros foram considerados com distribuição normal pelo teste utilizado.

Tabela 6. Funções matemáticas utilizadas para normalizar os dados originais com comportamento não normal, segundo teste Kolmogorov-Smirnov.

Parâmetro	Nutrientes Dissolvidos	Metais Traço	T – Sal – pH	MS – OD –sat.OD
Normalizante	log x	log x	s/transf.	log x

As relações entre os parâmetros físico-químicos e entre estes e os nutrientes dissolvidos determinados por análises de correlação de matriz, considerando-se os resultados de cada ano amostrado em todas as estações do ano, foram considerados significativos os coeficientes de correlação (r), com nível de significância de 5% (Anexo A).

O comportamento das concentrações de alguns metais e nutrientes dissolvidos em relação às diferenças de salinidade foi avaliado a partir de diagramas de dispersão. Esses diagramas destinam-se ao estudo do grau de associação entre duas variáveis, e são construídos lançando-se as medidas num sistema de eixos (x, y), onde cada eixo representa uma variável (Wonnacott & Wonnacott, 1980).

Para se testar a hipótese de diferenças nas concentrações dos parâmetros físico-químicos, nutrientes dissolvidos e dos metais traço em relação aos anos de estudo (1988, 1996, 1997, 2000, 2003 e 2004), os dados foram analisados através da Análise de Variância (ANOVA/MANOVA). Para evidenciar a existência de diferenças dos parâmetros físico-químicos, nutrientes dissolvidos e metais traço com relação aos anos de coleta, foi utilizado o teste de Duncan, a um nível de significância de 5% (Vieira & Hoffmann, 1989).

Ainda para os metais traço e nutrientes dissolvidos foi utilizado o teste de Duncan para verificar a existência de diferença entre os 2 períodos sazonais amostrados (verão/primavera e inverno/outono) nos anos de 1988, 1996/1997 e 2000. As informações referentes ao ano de 2001, 2003 e 2004 não foram utilizadas por contemplarem apenas uma estação (verão/primavera).

Para determinar se a qualidade das águas da área de estudo está ou não em conformidade com a legislação ambiental, os resultados dos parâmetros de cada ano e região foram comparados com os limites recomendados pela Resolução nº 357 para a Classe 2 de águas salobras (CONAMA, 2005) ou com os limites determinados pela FEPAM (1995) para a Classe C de águas salobras (Tabela 7). No caso de um mesmo parâmetro ser listado nas duas legislações, foi considerado sempre o valor mais restritivo.

No entanto, alguns parâmetros não são listados nessas legislações, como fosfato, saturação de oxigênio e material em suspensão. Nestes casos, as concentrações foram comparadas com os valores de literatura para estuários não poluídos e com outros sistemas hídricos similares ao abordado no presente estudo.

Tabela 7. Limites de concentrações para os parâmetros analisados estabelecidos pela Legislação Ambiental Nacional CONAMA (2005), Estadual (FEPAM, 1995) e pelos valores de referência citados na bibliografia.

Parâmetro	Classe 2 CONAMA (2005)	Classe C FEPAM (1995)	Referência na bibliografia
Temperatura	-	-	-
Salinidade	-	-	-
pH	6,5 a 8,5	6,5 a 8,5	-
Oxigênio dissolvido	< 4 mg.L ⁻¹	5 mg.L ⁻¹	-
Saturação de oxigênio	-	-	-
Material em suspensão	-	-	50 mg.L ⁻¹ *
Amônio	50 µM	-	5µM ***
Nitrato	50 µM	-	< 15µM ****
Nitrito	14,2 µM	-	<1*****
Fosfato	-	-	1,2 µM**
Cádmio	40 µg.L ⁻¹	5 µg.L ⁻¹	-
Chumbo	210 µg.L ⁻¹	10 µg.L ⁻¹	-
Cobre	-	50 µg.L ⁻¹	-
Zinco	120 µg.L ⁻¹	170 µg.L ⁻¹	-

* Niencheski & Windom (1994).

** Liss (1976)

*** Day et al. (1986)

**** Aminot & Chaussepied (1983)

6. RESULTADOS

6.1. PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

Temperatura

Na distribuição espacial da temperatura observou-se que as regiões apresentaram valores não distintos (Figura 14).

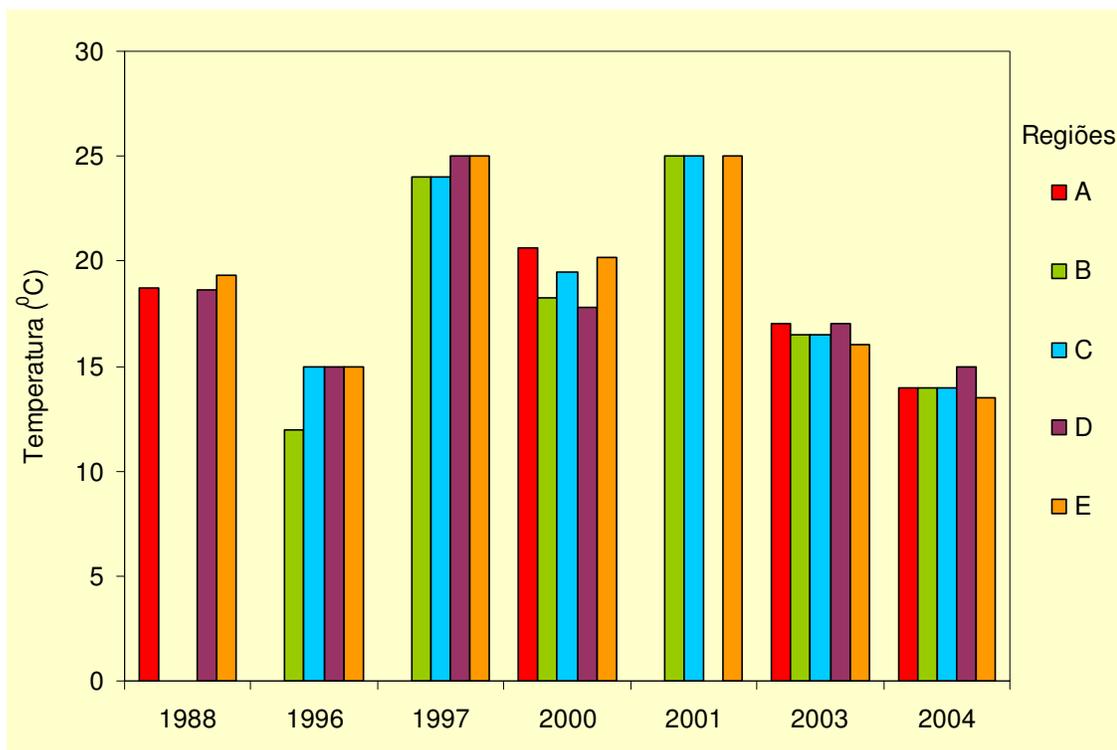


Figura 14. Temperatura média da água de superfície (°C) nas diferentes regiões (A, B, C, D e E) em função dos anos

Com relação à sazonalidade, os valores de temperatura da água foram em geral mais altos no verão e mais baixos no inverno em todos os anos estudados, com exceção de 2003 quando os valores foram maiores no inverno/outono (18,7 °C) do que no de verão/primavera (15,0 °C) (Anexo B.1).

Os maiores valores de temperatura foram registrados nos anos de 1997 (média de 24,5 °C) e 2001 (média de 24,6 °C), enquanto os menores valores foram observados nos anos de 1996 (média de 14,0 °C) e 2004 (média de 14,2 °C) (Figura 15) (Anexo C.1). A análise de variância apontou diferenças significativas entre os

anos estudados (Figura 15). Não existiu diferença significativa entre os anos de 1997 e 2001, que apresenta altos valores de temperatura e o ano de 2003 apresentou temperaturas iguais aos outros anos estudados (1988, 1996, 2000 e 2004).

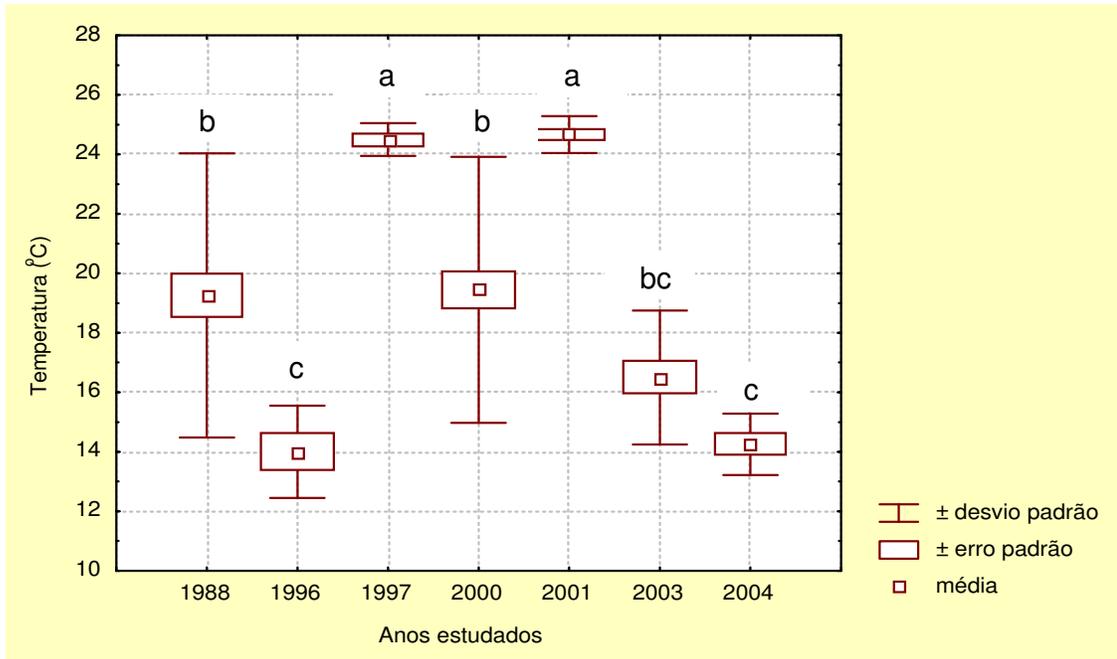


Figura 15. Análise de variância entre os anos estudados para a temperatura nas águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos. Em cada ano foram consideradas as 5 regiões em conjunto. As letras iguais representam médias semelhantes, ao nível de 5% de significância.

Salinidade

As regiões C, D e E (todas localizadas no Superporto) apresentaram maiores valores de salinidade em todos os anos estudados, enquanto que a região A (São José do Norte) em 1988, 2000 e 2003 apresentou os menores valores de salinidade nos anos de 1988, 2000, 2003 (Figura 16).

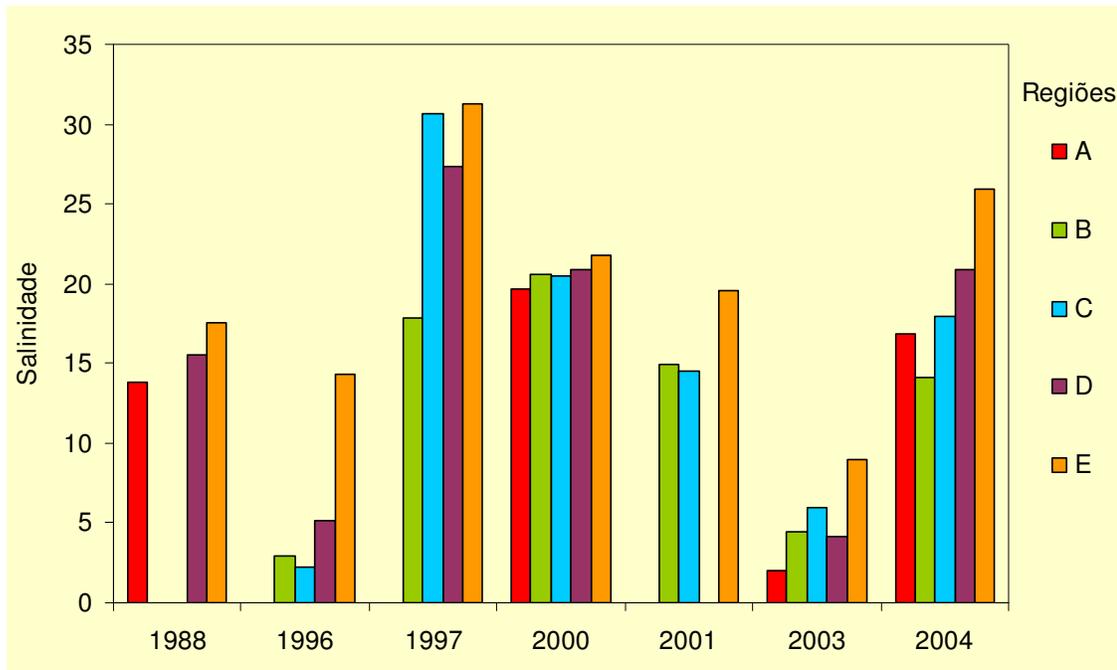


Figura 16. Salinidade média da água de superfície nas diferentes regiões (A, B, C, D e E) em função dos anos

Os valores da salinidade da coluna d'água, medidos em 1988 e 2001 a cada estação do ano, apresentaram diferenças do padrão sazonal mais freqüente neste estuário (água doce no inverno e salgada no verão, Möller *et al.*, 1991) (Anexo B.1).

Os valores de salinidade foram ligeiramente mais altos nos anos de 1997 (média de 25,4), 2000 (média de 20,9) e 2004 (média de 20,6), enquanto que os menores valores ocorreram em 1996 (média de 5,4) e 2003 (média de 6,2) (Anexo C.1). A análise de variância não mostrou diferenças significativas entre os anos 1988, 1997, 2000, 2001 e 2004, quando houve predomínio de águas de salinidades semelhantes (Figura 17).

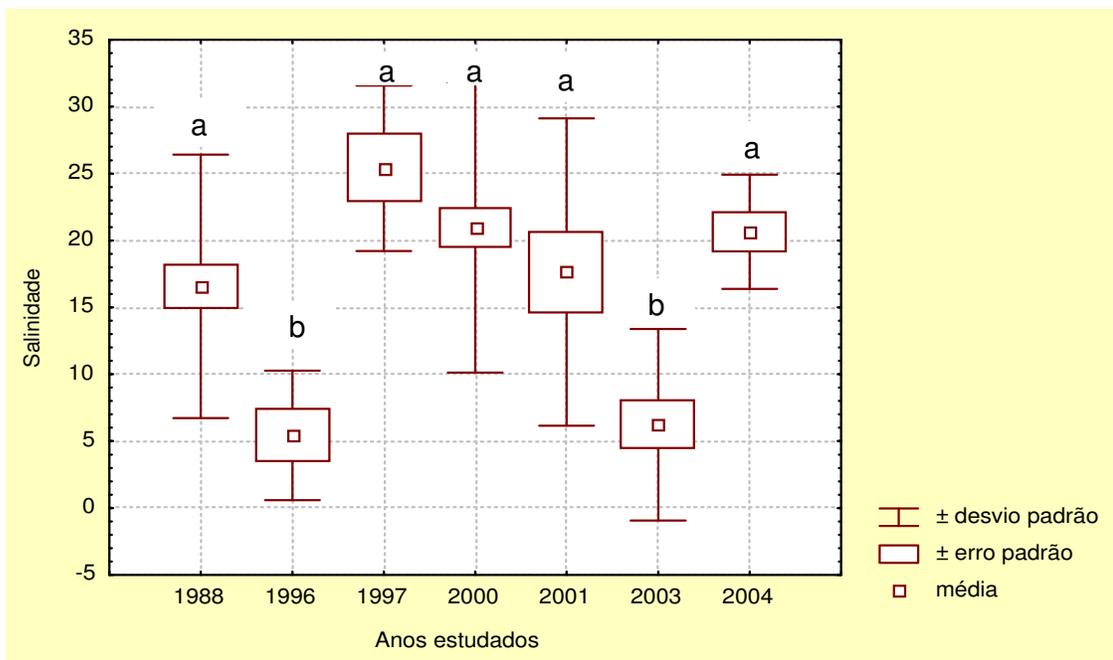


Figura 17. Análise de variância entre os valores de 5% nas águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos nos anos estudados. Em cada ano foram consideradas as 5 regiões em conjunto. As letras iguais representam médias estatisticamente semelhantes, ao nível de 5% de significância

Potencial Hidrogeniônico (pH)

A distribuição espacial dos valores de pH nas águas superficiais ao longo do canal evidenciou uma tendência ao aumento dos valores em direção às regiões mais próximas ao Oceano Atlântico, com exceção o ano de 2004 (Figura 18).

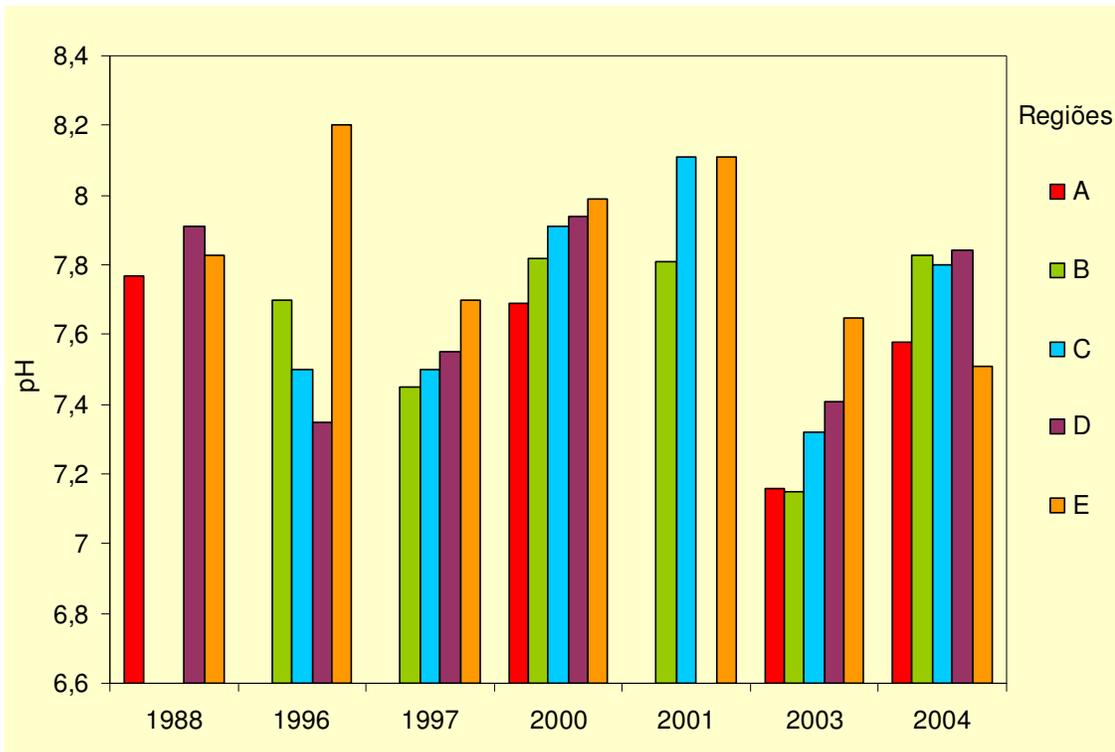


Figura 18. Valores de pH médio da água de superfície nas diferentes regiões (A, B, C, D e E) obtidos em diferentes anos

A distribuição sazonal apontou que durante o verão/primavera foram encontrados os menores valores de pH, em relação ao inverno/outono em 1988 e 2001, enquanto que em 2000 e 2003 os valores de pH no verão/primavera foram superiores àqueles registrados no inverno/outono (Anexo B.1).

Os valores de pH foram mais baixos nos anos de 1997 (média de 7,5) e 2003 (média de 7,4) e o valor mais alto foi encontrado no ano de 2001 (média de 8,0) (Anexo C.1) (Figura 19).

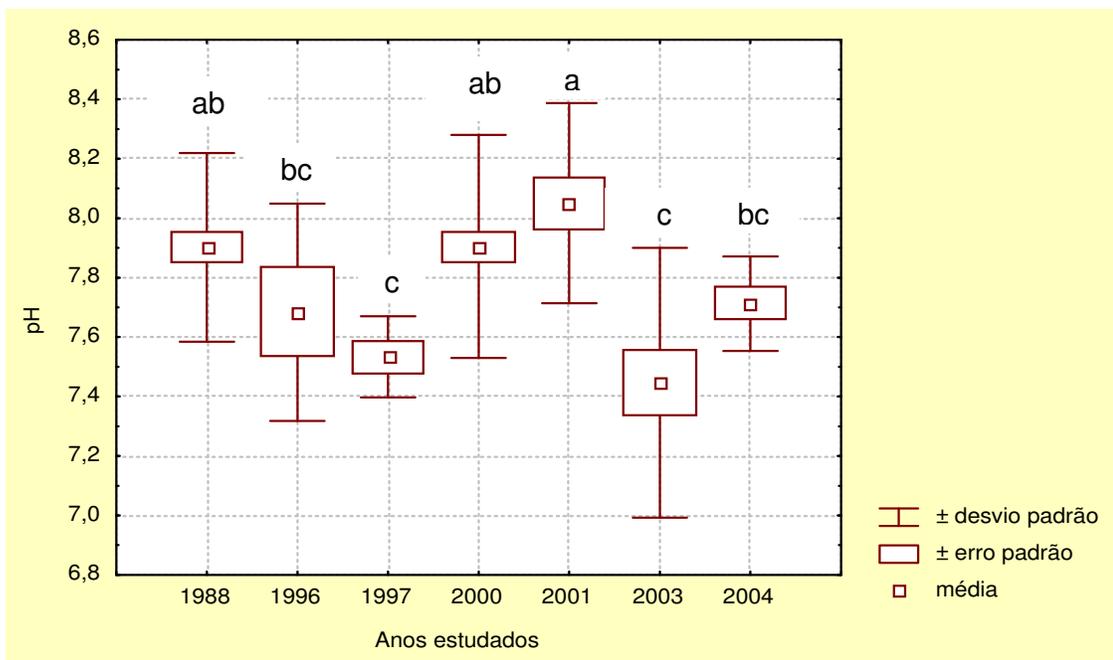


Figura 19. Análise de variância dos valores de pH nas águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos entre os anos estudados. Em cada ano foram consideradas as 5 regiões em conjunto. As letras iguais representam médias estatisticamente semelhantes, ao nível de 5% de significância

Oxigênio Dissolvido e sua Saturação (OD e Sat.OD)

A distribuição espacial das concentrações de oxigênio dissolvido evidencia concentrações normalmente elevadas, com exceção da região E (próximo à desembocadura) em 1996, onde se contatou subsaturação (em torno de 80%). Além desta, em 1988 todas as regiões apresentam baixos valores de oxigênio dissolvido (Figura 20).

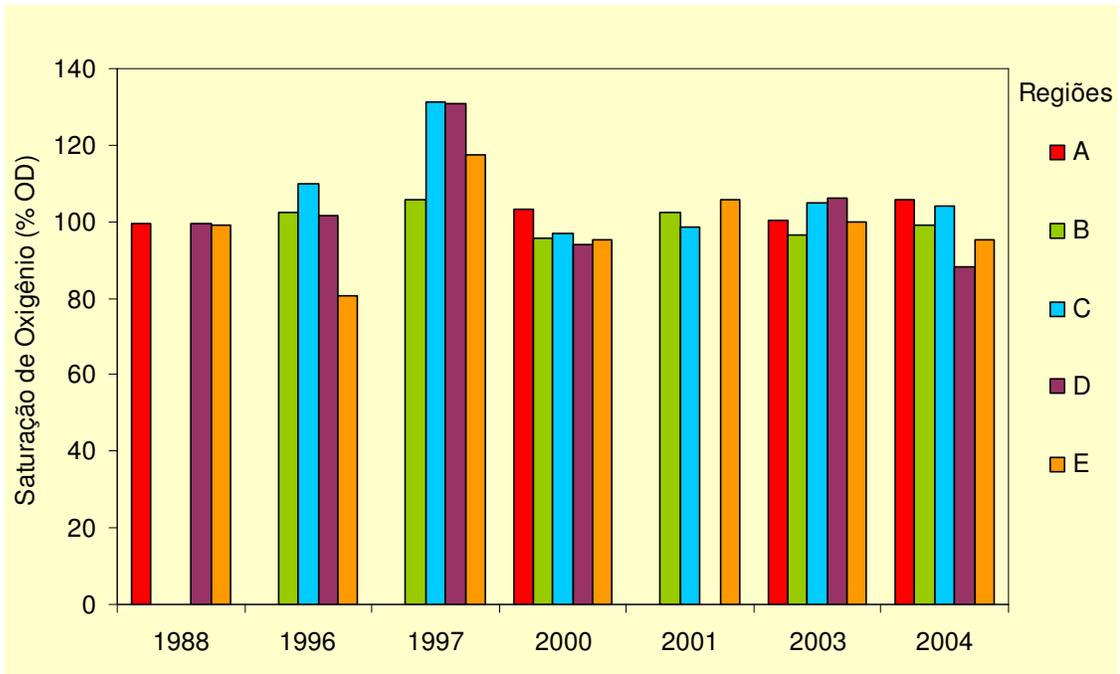
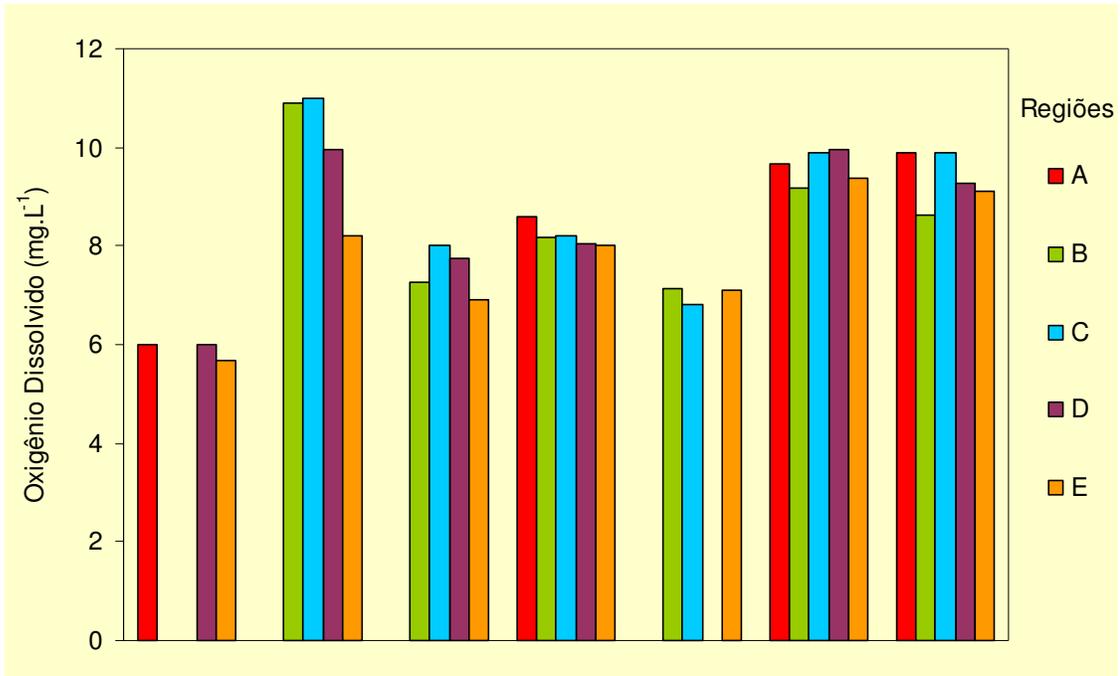


Figura 20. Concentração média de oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹) e Saturação média de oxigênio (%) na água de superfície nas diferentes regiões (A, B, C, D e E) em função dos anos

De uma forma geral, os dados de oxigênio dissolvido foram mais elevados no inverno/outono, com exceção do ano de 2001, quando os valores foram de 7,25 mg.L⁻¹ e 6,07 mg.L⁻¹ (inverno/outono). Já as saturações de oxigênio foram maiores no verão/primavera (média de 107,48% em 1988; 121,34% em 1997; 107,19% em 2000 e 112,96% em 2001), com exceção ao ano de 2003, quando ocorreu maior percentual de saturação no inverno/outono (média de 104,86%). (Anexo B.1).

Nos anos de 1996, 2003 e 2004 ocorreram as maiores concentrações de oxigênio dissolvido (10,15; 9,59 e 9,10 mg.L⁻¹ respectivamente), enquanto que os menores valores (média de 5,93 mg.L⁻¹) ocorreram em 1988. Os maiores percentuais de saturação de oxigênio (média de 120,33%) foram registrados em 1997 (Anexo C.1) (Figura 21).

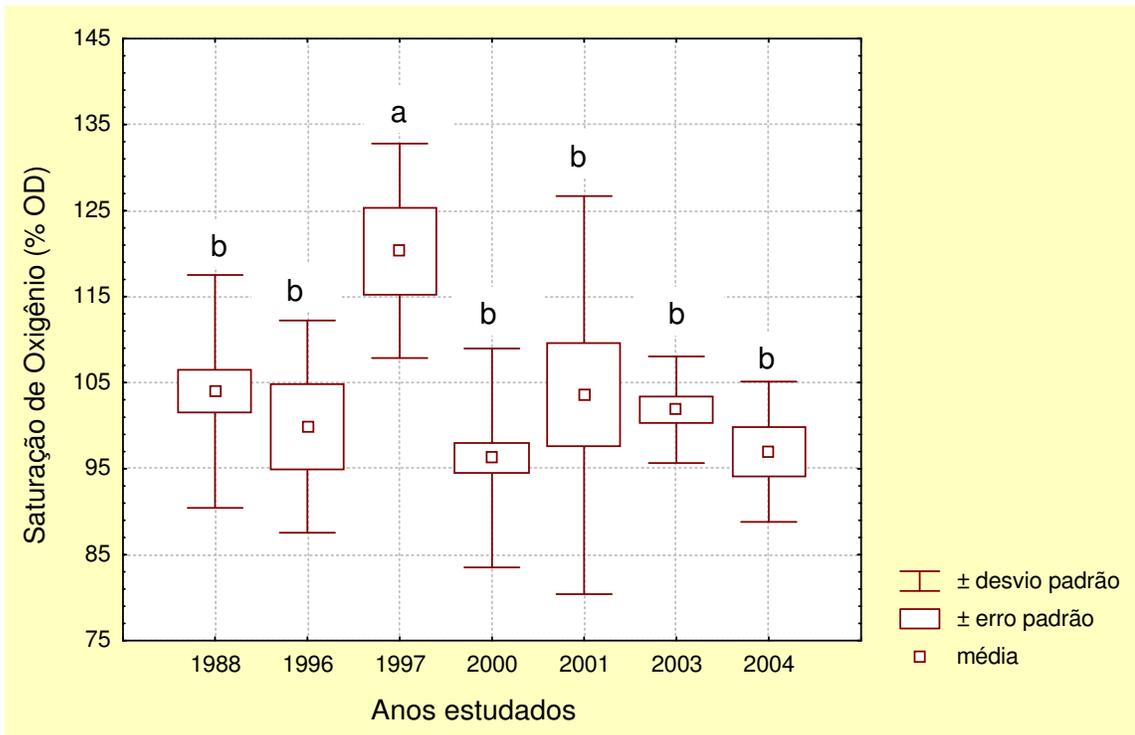
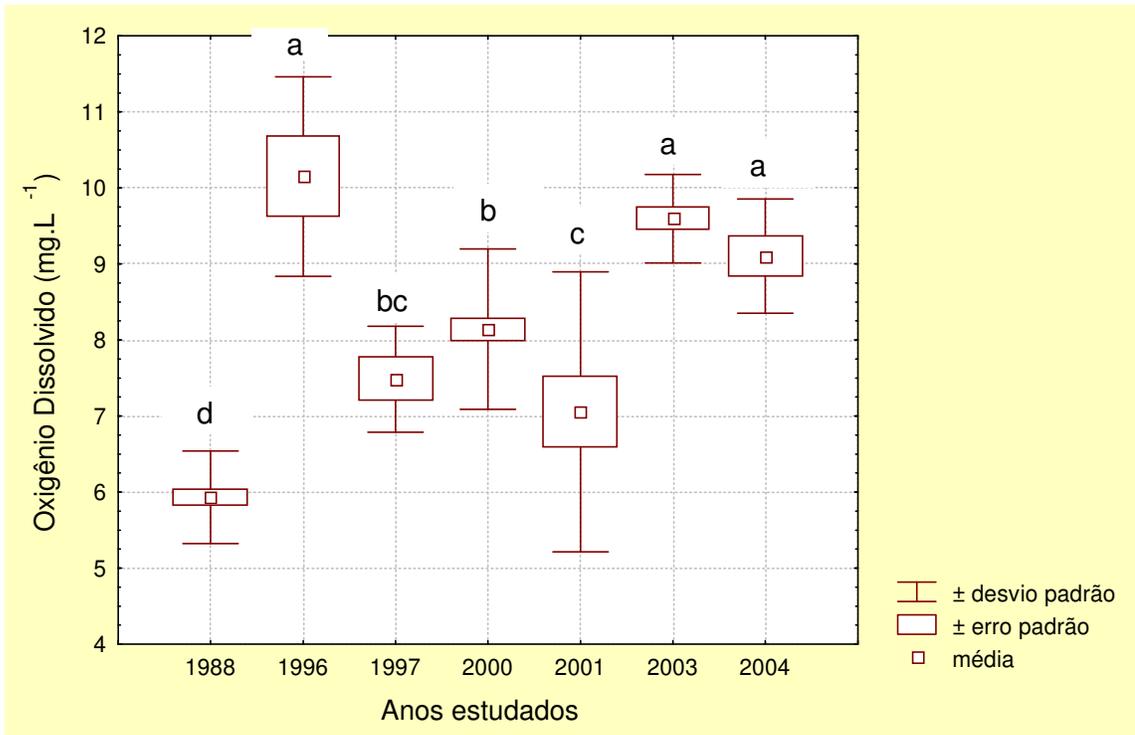


Figura 21. Análise de variância entre os valores de oxigênio dissolvido e saturação de oxigênio nas águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos entre os anos estudados. Em cada ano foram consideradas as 5 regiões em conjunto. As letras iguais representam médias estatisticamente semelhantes, ao nível de 5% de significância

Material em Suspensão (MS)

A distribuição espacial do material em suspensão ao longo do canal evidenciou altos valores na região C (Superporto) em 1996 e 2004. Valores elevados também ocorreram nas regiões D e E no ano de 2004 (Figura 22).

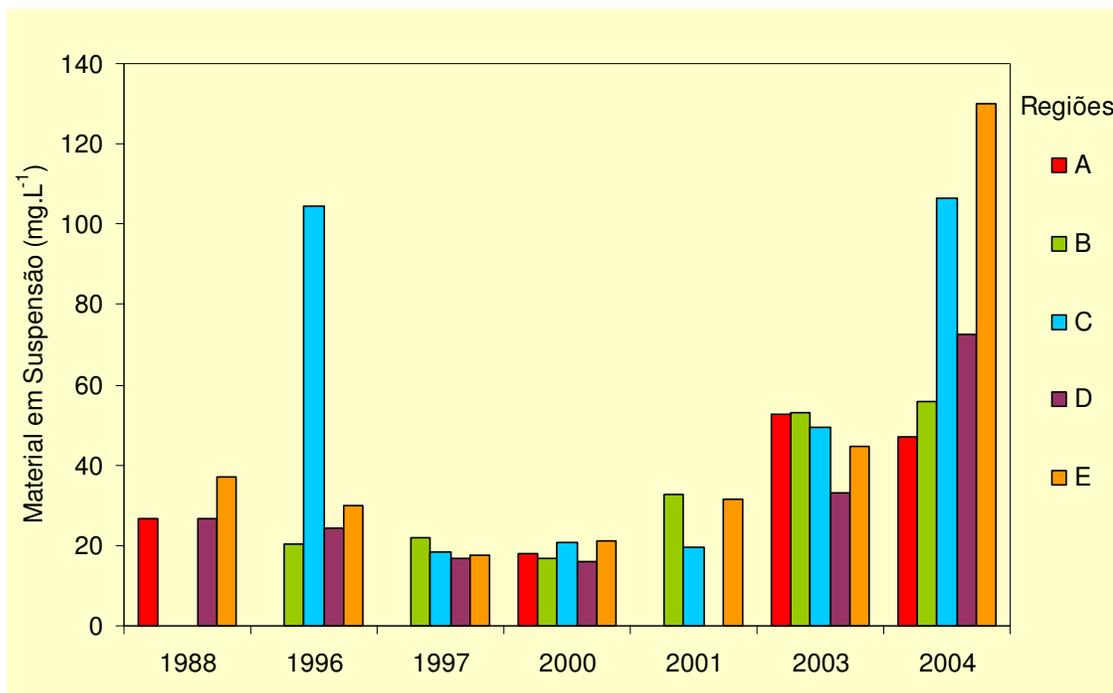


Figura 22. Concentração média do material em suspensão (mg.L^{-1}) da água superficial nas diferentes regiões (A, B, C, D e E) em função dos anos

Com relação à distribuição sazonal, as concentrações de material em suspensão foram maiores nas estações inverno/outono do que nas estações verão/primavera em 2003 e 1996, enquanto que nos anos de 1988, 2001 e 2004 as concentrações foram maiores nas estações verão/primavera (Anexo B.1).

Os maiores valores de material em suspensão foram encontrados no ano de 2004 (média de $80,26 \text{ mg.L}^{-1}$) e os menores nos anos de 1997 (média de $19,21 \text{ mg.L}^{-1}$) e 2000 (média de $18,95 \text{ mg.L}^{-1}$) (Anexo C.1) (Figura 23).

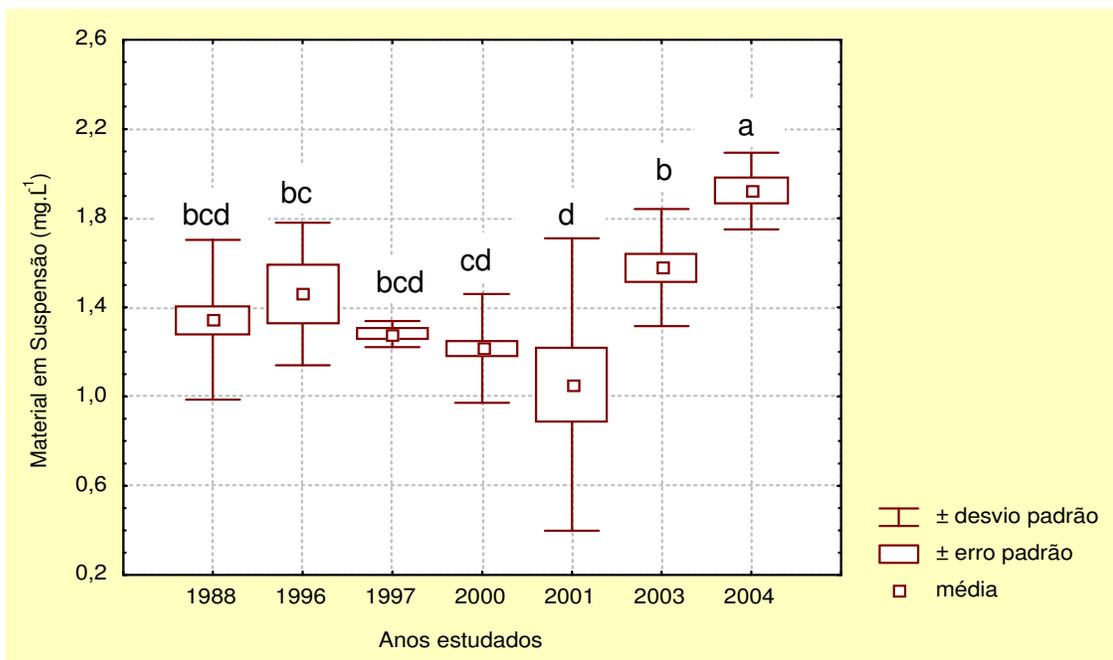


Figura 23. Análise de variância entre os valores do material em suspensão nas águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos para os diferentes anos estudados. Em cada ano foram consideradas as 5 regiões em conjunto. As letras iguais representam médias estatisticamente iguais, ao nível de 5% de significância

6.2. NUTRIENTES DISSOLVIDOS

a) Nutrientes Nitrogenados

Amônio

A distribuição espacial das concentrações de amônio nas águas superficiais ao longo do canal evidenciou altos valores na região B (Porto Novo) nos anos 1996, 1997, 2001 e 2003, onde em 1996 o valor médio foi muito elevado ($15,7\mu\text{M}$) (Figura 24).

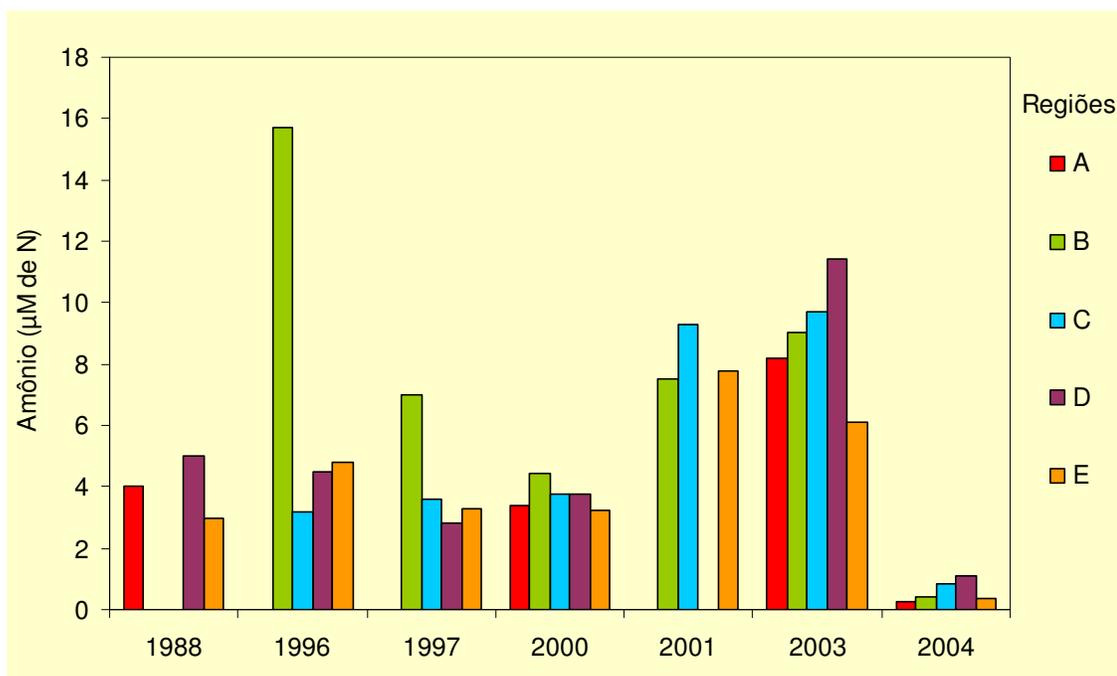


Figura 24. Concentração média de amônio (μM) na água de superfície nas diferentes regiões (A, B, C, D e E) em função dos anos

A distribuição sazonal das concentrações de amônio evidenciou maiores valores no inverno/outono de ano de 2000 do que no verão/primavera, enquanto que nos anos de 2001 e 2003 as concentrações foram maiores nas estações de verão/primavera (Anexo B.2).

Através dos resultados obtidos pelo teste de Duncan, observa-se que nos anos de 1988, 1996/1997 e 2000 as estações sazonais apresentaram um comportamento semelhante entre si (Figura 25).

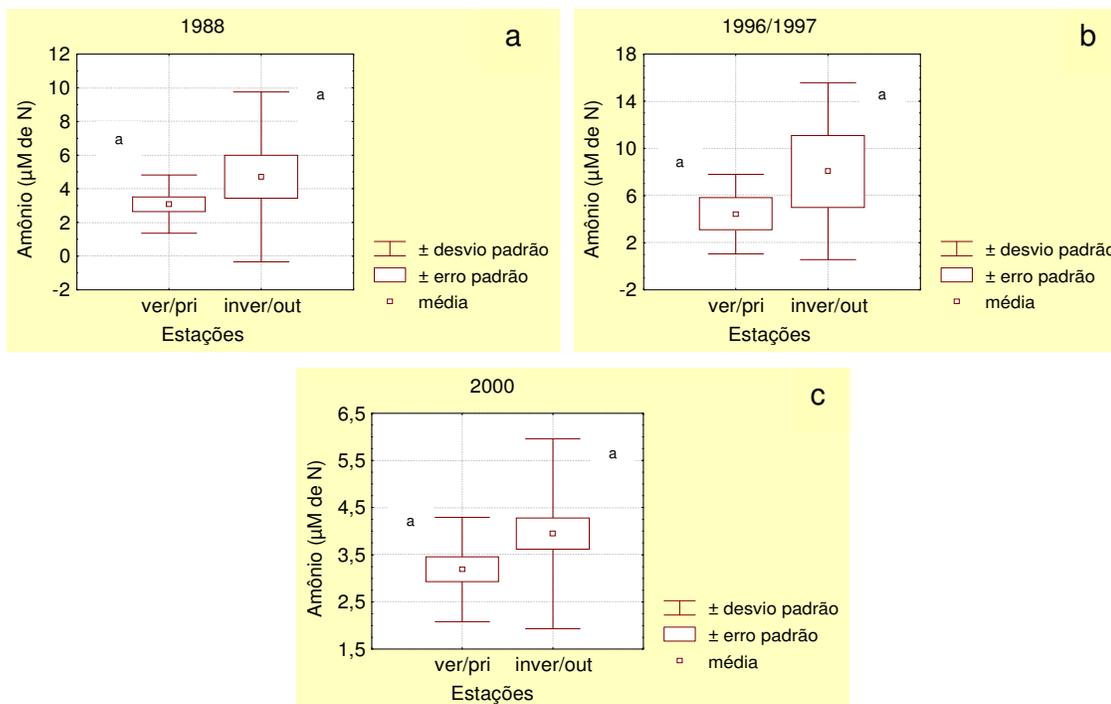


Figura 25. Concentrações médias de amônio ($\mu\text{M de N}$) obtidas para as águas superficiais no Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos nos anos de 1988 (a), 1996/1997 (b) e 2000 (c), durante as duas estações sazonais. As letras iguais representam médias estatisticamente semelhantes, ao nível de 5% de significância

As concentrações de amônio apresentaram um comportamento conservativo frente às variações de salinidade no estuário durante os anos de 1988, 1996/1997 e 2000 (Figura 26, 27 e 28).

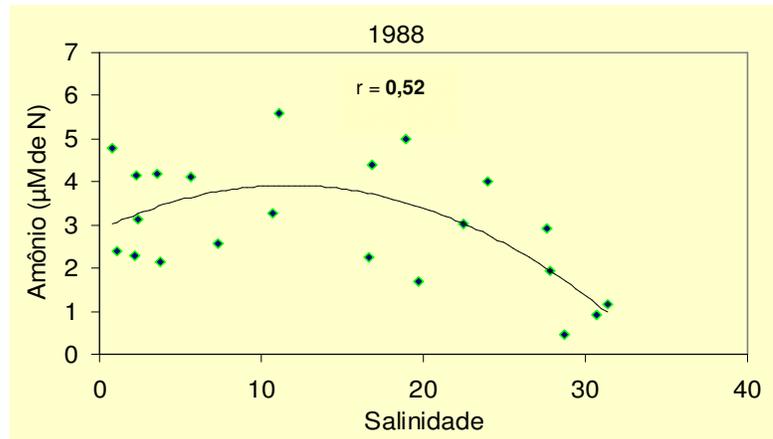


Figura 26. Diagrama de dispersão entre a concentração de amônio (μM) *versus* salinidade nos anos de 1988. O r em negrito indica correlação linear significativa, ao nível de significância de 5%. ---- Linha de tendência polinomial

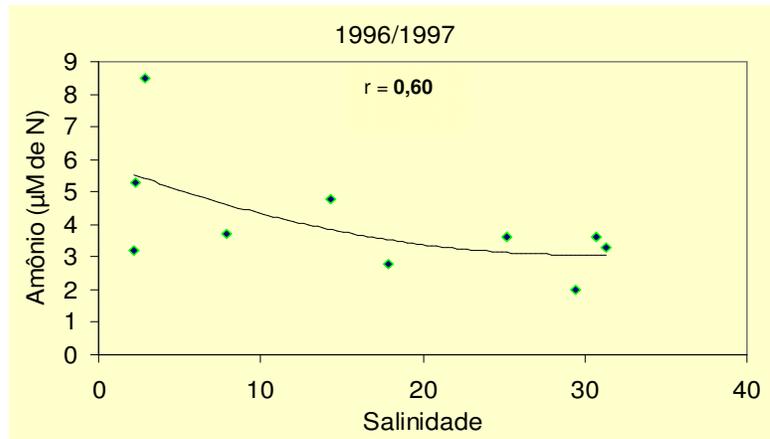


Figura 27. Diagrama de dispersão entre a concentração de amônio (μM) *versus* salinidade nos anos de 1996/1997. O r em negrito indica correlação linear significativa, ao nível de significância de 5%. ---- Linha de tendência polinomial

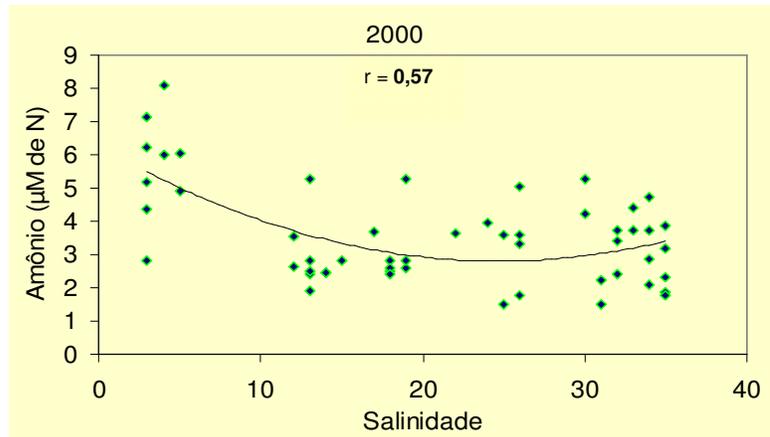


Figura 28. Diagrama de dispersão entre a concentração de amônio (μM) *versus* salinidade nos anos de 2000. O r em negrito indica correlação linear significativa, ao nível de significância de 5%. ---- Linha de tendência polinomial

As menores concentrações de amônio (média de $0,61 \mu\text{M}$) ocorreram em 2004. Já as maiores concentrações ocorreram nos anos de 1996 (média de $8,06 \mu\text{M}$), 2001 (média de $8,03 \mu\text{M}$) e 2003 (média de $8,49 \mu\text{M}$) (Anexo C.2). Apesar disto, a análise de variância resultou em concentrações semelhantes de 1988 e 2003 (Figura 29).

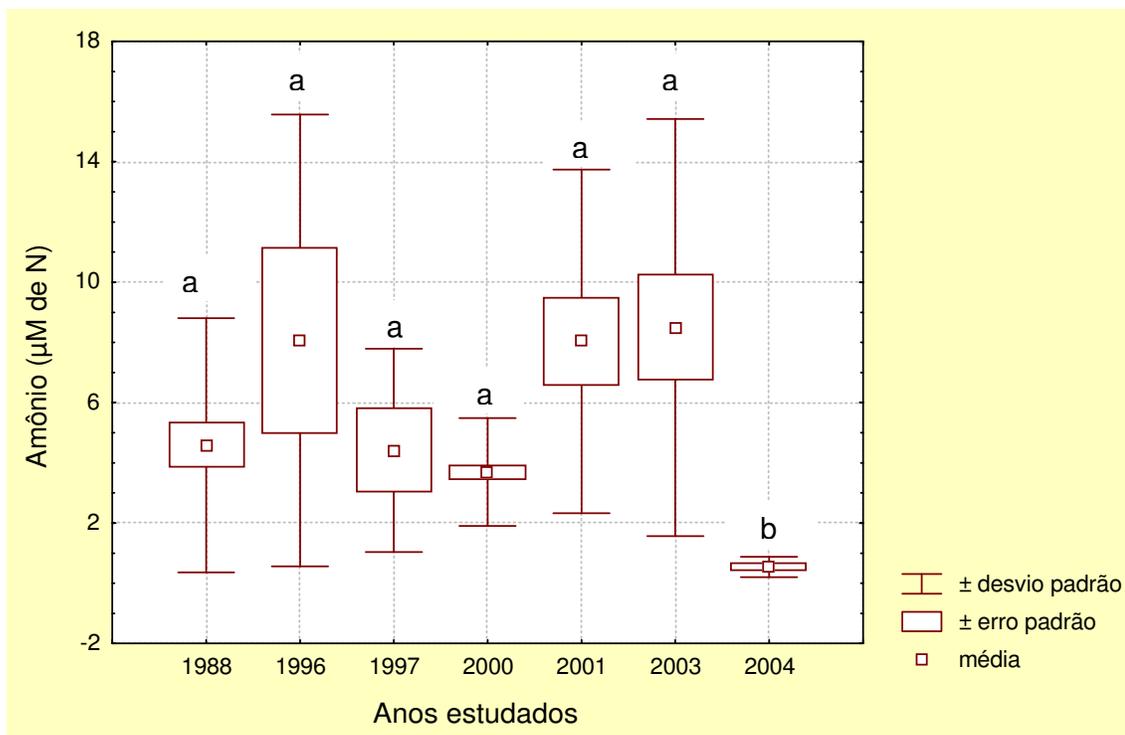


Figura 29. Comparação entre as concentrações de amônio ($\mu\text{M de N}$) nas águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos para os diferentes anos de estudo. Em cada ano foram consideradas as 5 regiões em conjunto. As letras iguais representam médias estatisticamente semelhantes, ao nível de 5% de significância

Nitrato

A distribuição espacial do nitrato nas águas superficiais ao longo do canal evidenciou um alto pico de nitrato no ano de 1997 nas regiões B (Porto Novo) e D (Superporto) e na região B em 2001 (Figura 30).

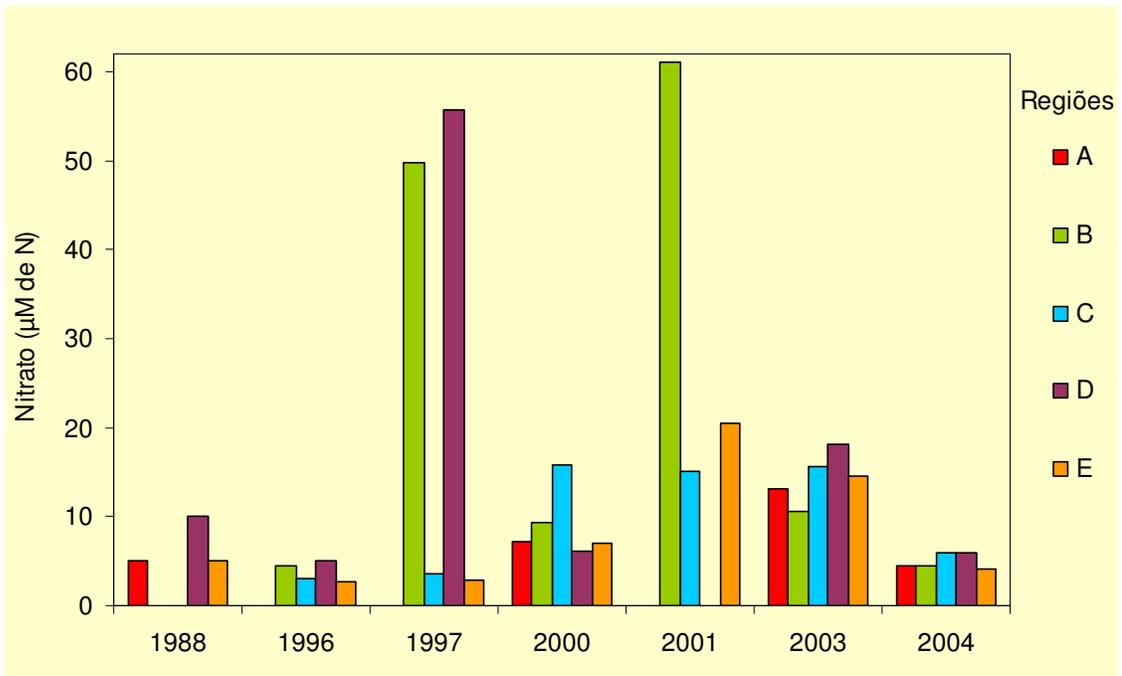


Figura 30. Concentração média de nitrato (μM) na água de superfície nas diferentes regiões (A, B, C, D e E) em função dos anos

A distribuição sazonal mostrou que nas estações de verão/primavera dos anos de 2000, 2001 e 2003 houve uma intensa diluição da concentração de nitrato. Entretanto, nos anos de 1997/1996 no verão/primavera as concentrações foram altas (Anexo B.2) (Figura 31b e 31c). Através dos resultados obtidos pelo teste de Duncan, observa-se que no ano de 1988, as estações sazonais apresentaram um comportamento semelhante entre si (Figura 31a).

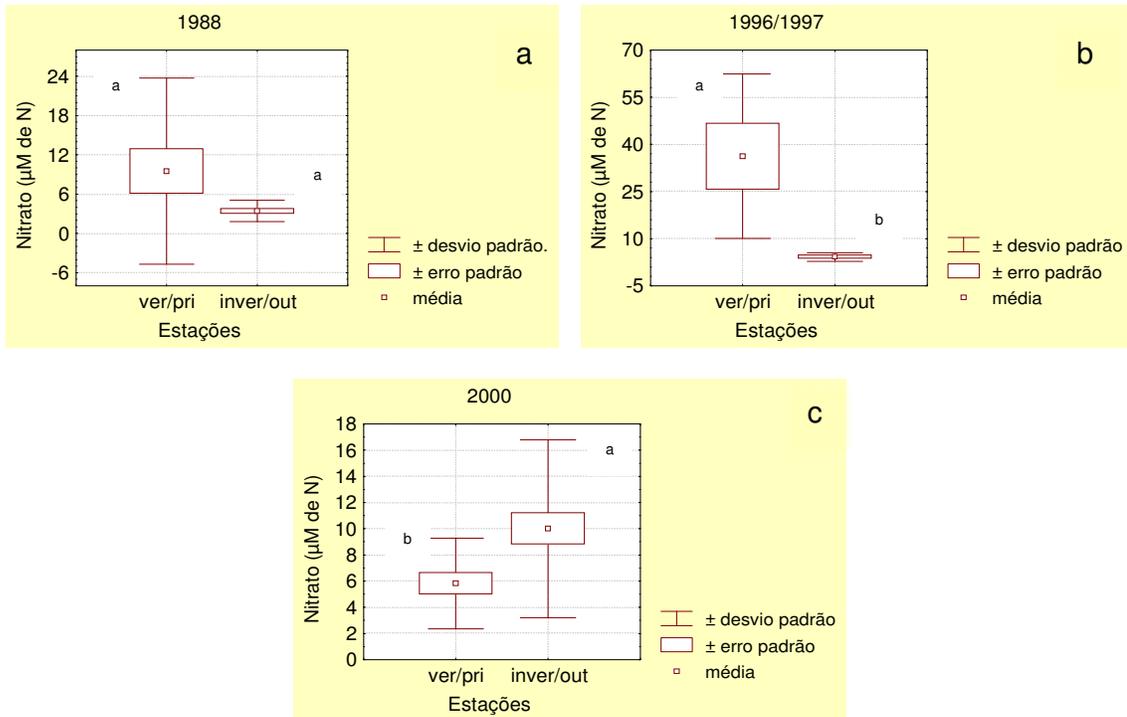


Figura 31. Concentrações médias de nitrato (μM de N) obtidas para as águas superficiais no Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos nos anos de 1988 (a), 1996/1997 (b) e 2000 (c), durante as duas estações sazonais. As letras iguais representam médias estatisticamente semelhantes, ao nível de 5% de significância

As concentrações de nitrato apresentaram um comportamento não conservativo frente às variações de salinidade no estuário durante os anos de 1996/1997 (Figura 33) e 2000 (Figura 34), enquanto que no ano de 1988 observou-se um comportamento mais conservativo deste elemento (Figura 32).

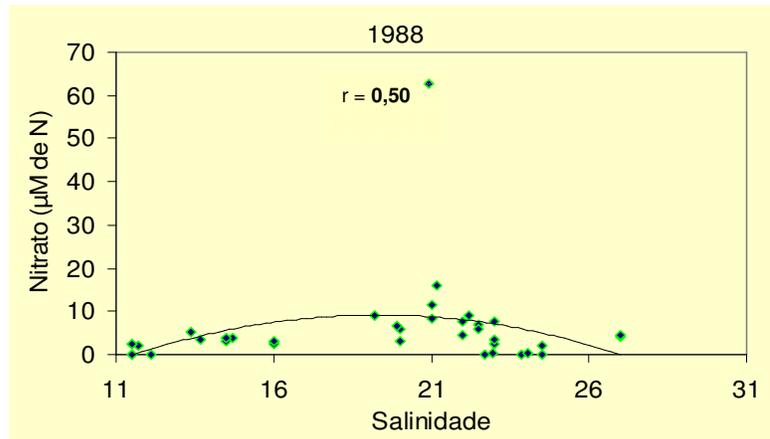


Figura 32. Diagrama de dispersão entre a concentração de nitrato (μM) *versus* salinidade nos anos de 1988. O r em negrito indica correlação linear significativa, ao nível de significância de 5%. ---- Linha de tendência polinomial

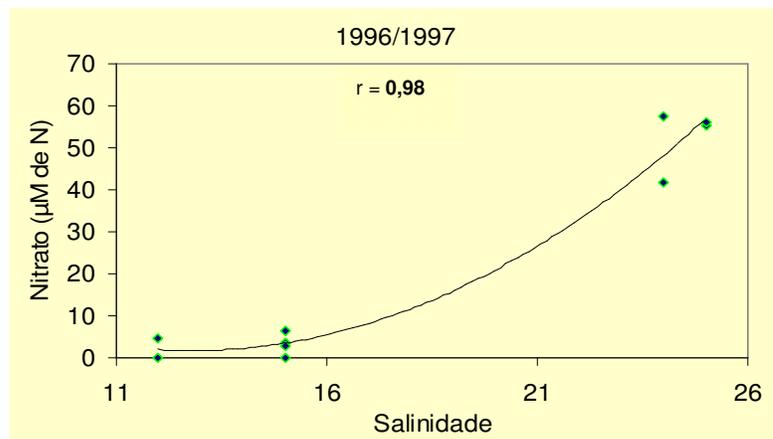


Figura 33. Diagrama de dispersão entre a concentração de nitrato (μM) *versus* salinidade nos anos de 1996/1997. O r em negrito indica correlação linear significativa, ao nível de significância de 5%. ---- Linha de tendência polinomial

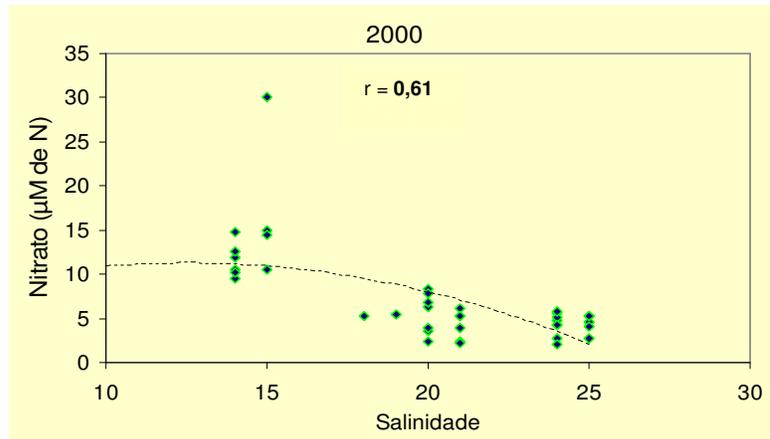


Figura 34. Diagrama de dispersão entre a concentração de nitrato (μM) *versus* salinidade nos anos de 2000. O r em negrito indica correlação linear significativa, ao nível de significância de 5%. ---- Linha de tendência polinomial

Com relação à variação temporal, as maiores concentrações foram encontradas nos anos de 1997 (média de $36,21 \mu\text{M}$) e 2001 (média de $27,50 \mu\text{M}$), enquanto que as menores nos anos de 1988 (média de $6,77 \mu\text{M}$), 1996 (média de $4,15 \mu\text{M}$) e 2004 (média de $5,43 \mu\text{M}$) (Anexo C.2). A análise estatística identificou diferenças entre as concentrações de nitrato. Os valores de concentração de nitrato foram estatisticamente semelhantes nos anos de 1997, 2001 e 2003, bem como nos anos de 1988, 1996, 2000 e 2004 (Figura 29).

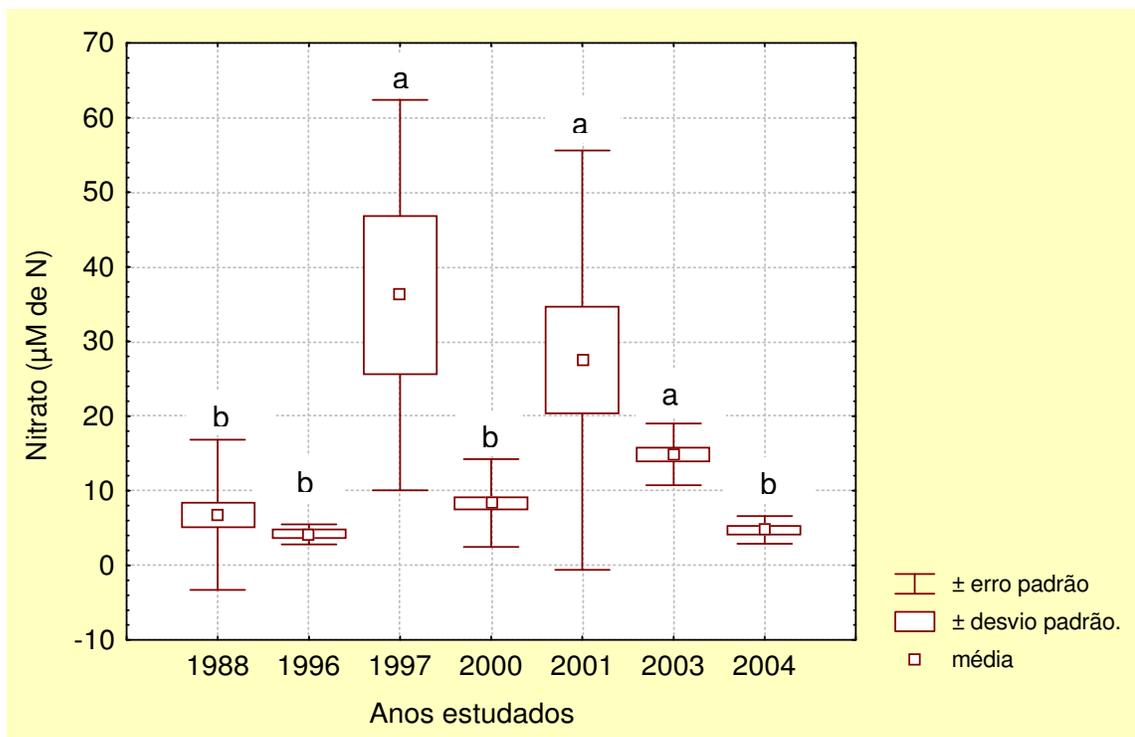


Figura 35. Comparação entre os valores de nitrato nos anos de 1988, 1996, 1997, 2000, 2001, 2003 e 2004 nas águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos para os diferentes anos de estudo. Em cada ano foram consideradas as 5 regiões em conjunto. As letras iguais representam médias estatisticamente semelhantes, ao nível de 5% de significância

Nitrato

No geral, os valores de nitrato foram baixos e a média máxima obtida foi na região D (Superporto) em 2003 (0,73 µM) (Figura 30).

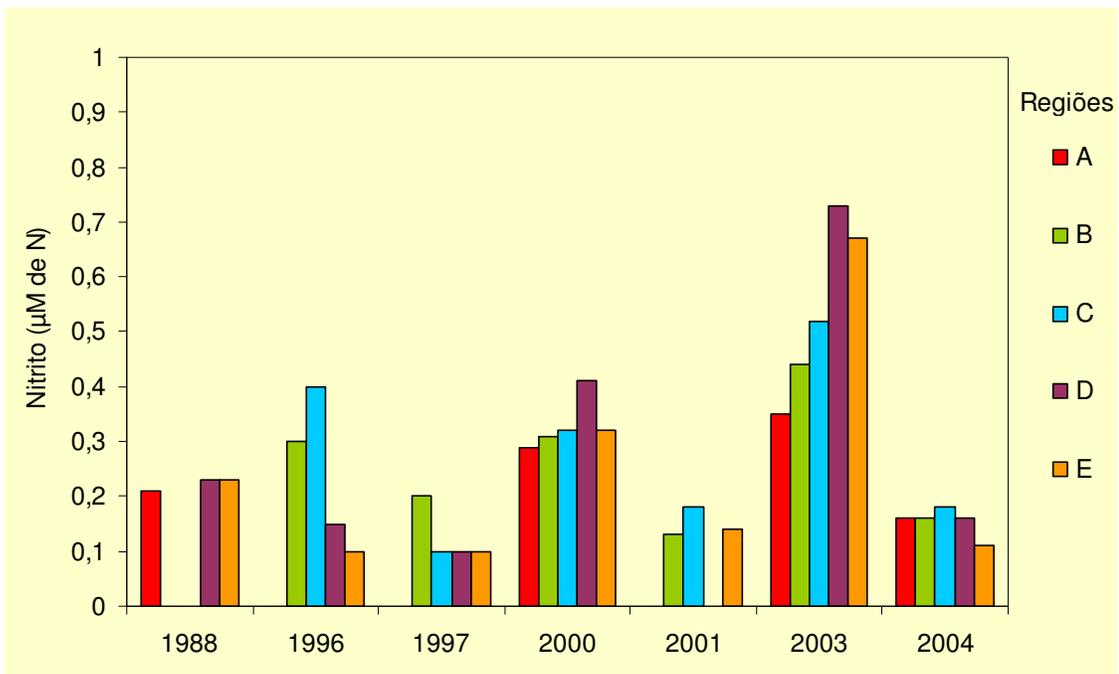


Figura 36. Concentração média de nitrito (μM) da água de superfície nas diferentes regiões (A, B, C, D e E) em função dos anos

As concentrações de nitrito apresentaram padrão sazonal de variação, sendo que os maiores valores ocorreram no inverno/outono, com exceção ao ano de 2001 onde as concentrações foram maiores no verão/primavera (Anexo B.2).

Através dos resultados obtidos pelo teste de Duncan, observa-se que em nos anos de 1996/1997 e 2000 as estações sazonais apresentaram um comportamento semelhante entre si (Figura 37a e 37c).

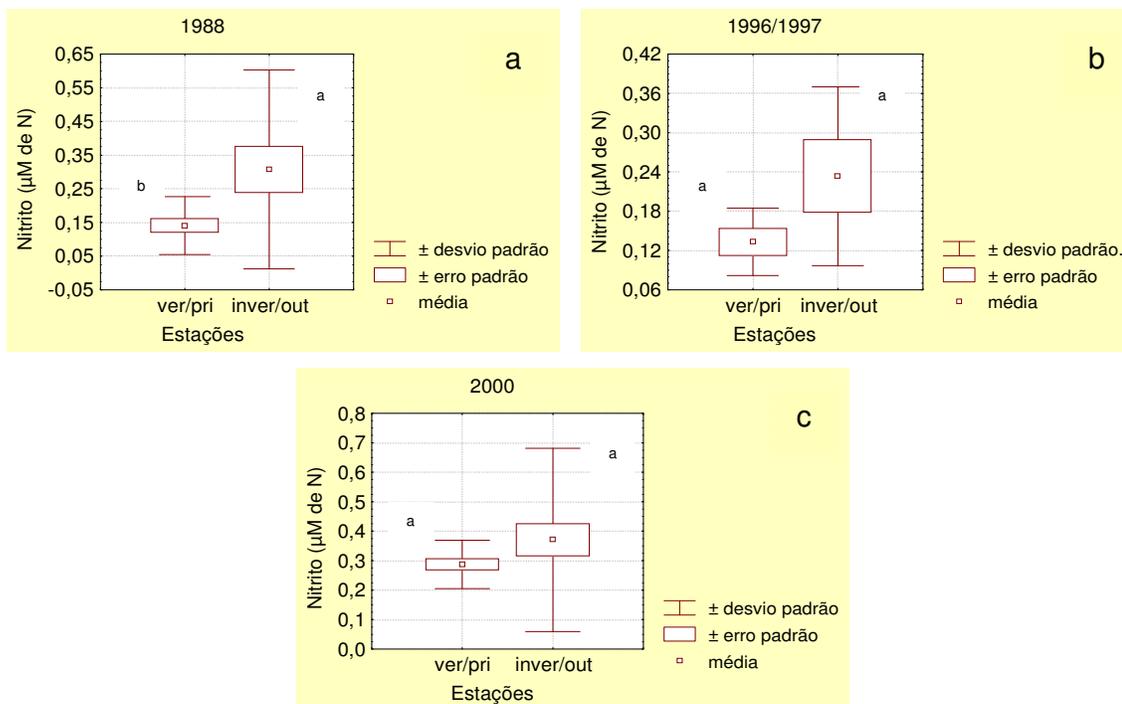


Figura 37. Concentrações médias de nitrito (μM de N) obtidas para as águas superficiais no Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos nos anos de 1988 (a), 1996/1997 (b) e 2000 (c), durante as duas estações sazonais. As letras iguais representam médias estatisticamente semelhantes, ao nível de 5% de significância

As concentrações de nitrito apresentaram um comportamento não conservativo frente às variações de salinidade no estuário durante o ano de 1988 (Figura 38), enquanto que nos anos de 1996/1997 e 2000 observou-se um comportamento mais conservativo deste elemento (Figura 39 e 40).

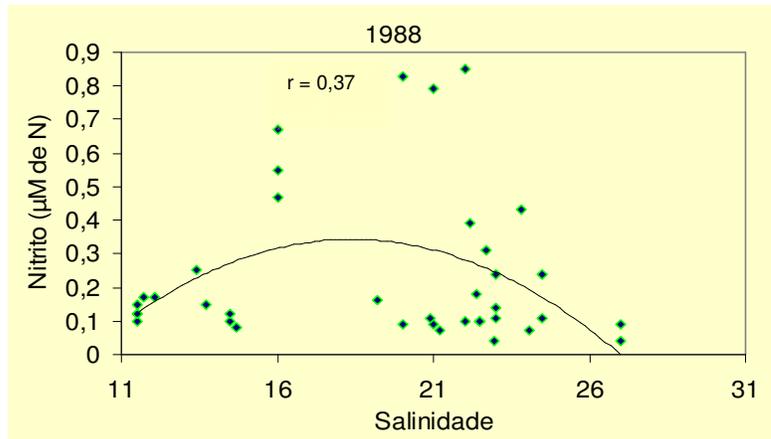


Figura 38. Diagrama de dispersão entre a concentração de nitrito (μM) *versus* salinidade nos anos de 1988. O r em negrito indica correlação linear significativa, ao nível de significância de 5%. ---- Linha de tendência polinomial

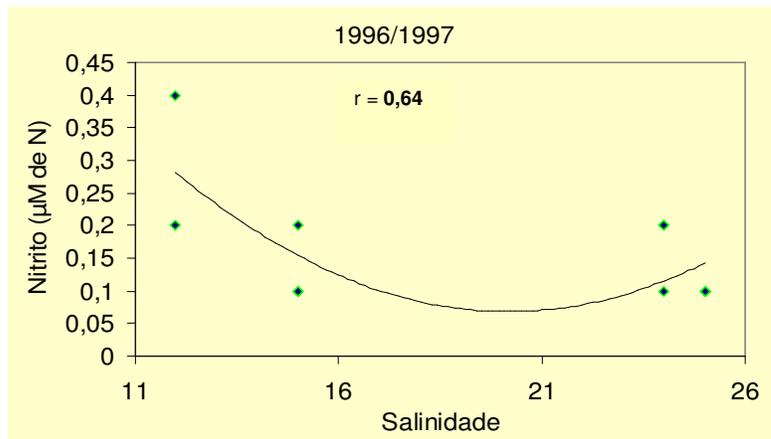


Figura 39. Diagrama de dispersão entre a concentração de nitrito (μM) *versus* salinidade nos anos de 1996/1997. O r em negrito indica correlação linear significativa, ao nível de significância de 5%. ---- Linha de tendência polinomial

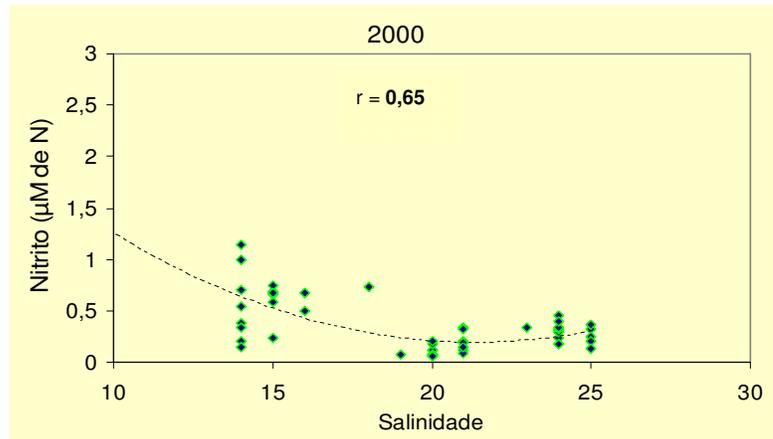


Figura 40. Diagrama de dispersão entre a concentração de nitrito (μM) *versus* salinidade nos anos de 2000. O r em negrito indica correlação linear significativa, ao nível de significância de 5%. ---- Linha de tendência polinomial

As maiores concentrações de nitrito foram encontradas no ano de 2003 (média de $0,59 \mu\text{M}$) e as menores concentrações nos anos de 1997 (média de $0,14 \mu\text{M}$), 2001 (média de $0,14 \mu\text{M}$) e 2004 (média de $0,16 \mu\text{M}$) (Anexo C.2), bem como verificado na análise estatística (Figura 41).

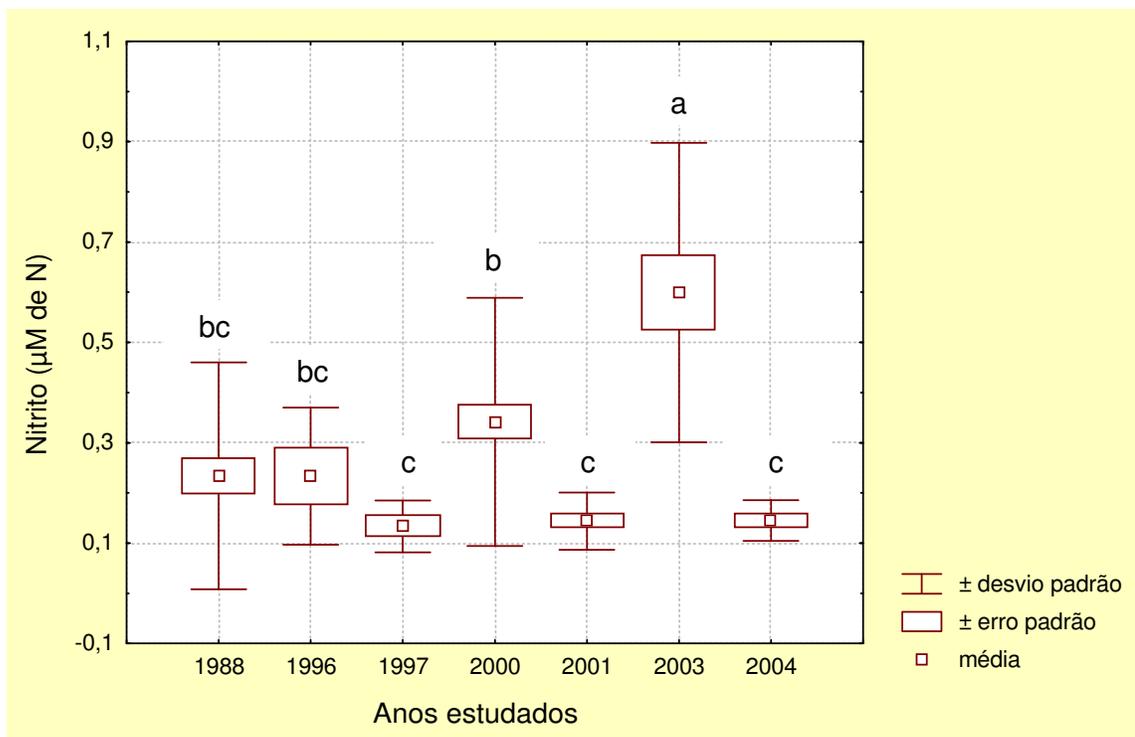


Figura 41. Comparação entre as concentrações de nitrito (μM de N) nas águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos para os anos de 1988, 1996, 1997, 2000, 2001, 2003 e 2004. Em cada ano foram consideradas as 5 regiões em conjunto. As letras iguais representam médias estatisticamente semelhantes, ao nível de 5% de significância

b) Nutriente Fosfatado

Fosfato

Em 1996 todas as regiões estudadas evidenciaram-se altas concentrações de fosfato, no ano de 2000 e 2001 somente a região C (Superporto) e 2003 as regiões D (Porto Novo) e E (Superporto). Todas as regiões amostradas apresentaram baixíssimas concentrações do fosfato no ano de 1997 (Figura 42).

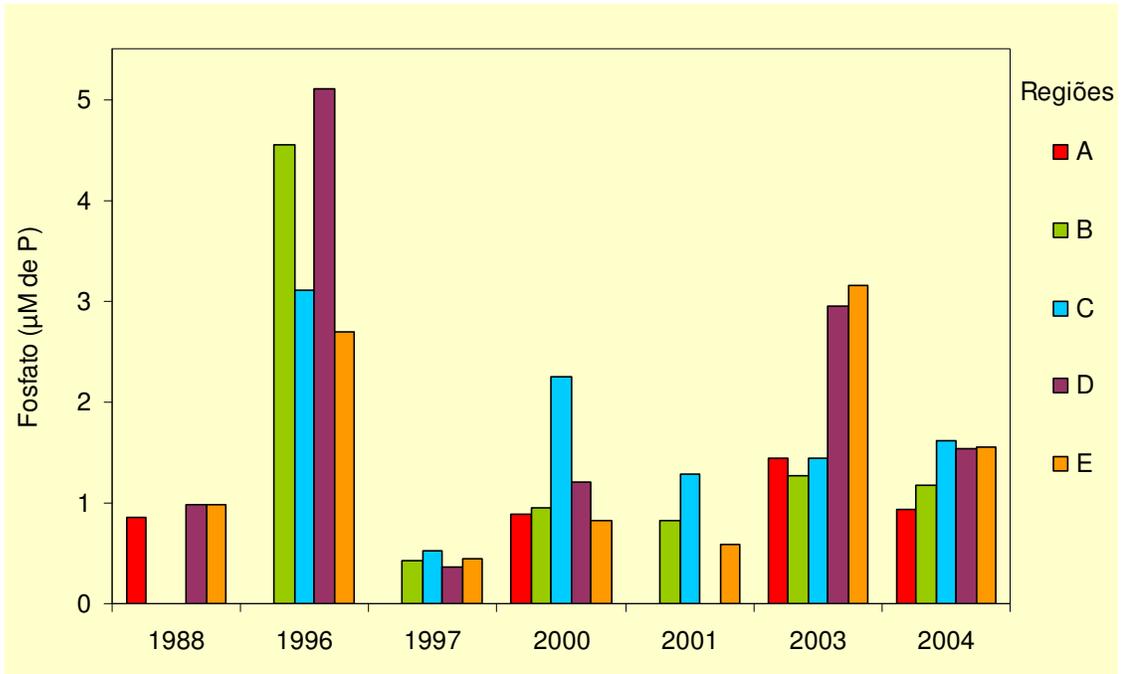


Figura 42. Concentração média de fosfato (μM) na água de superfície nas diferentes regiões (A, B, C, D e E) em função dos anos

Conforme evidenciado a distribuição sazonal, apontou que as concentrações de fosfato foram baixas no verão/primavera de 1988, 1996/1997, 2000 e 2001 e altas no verão/primavera de 2003 (Anexo B.2) (Figura 43).

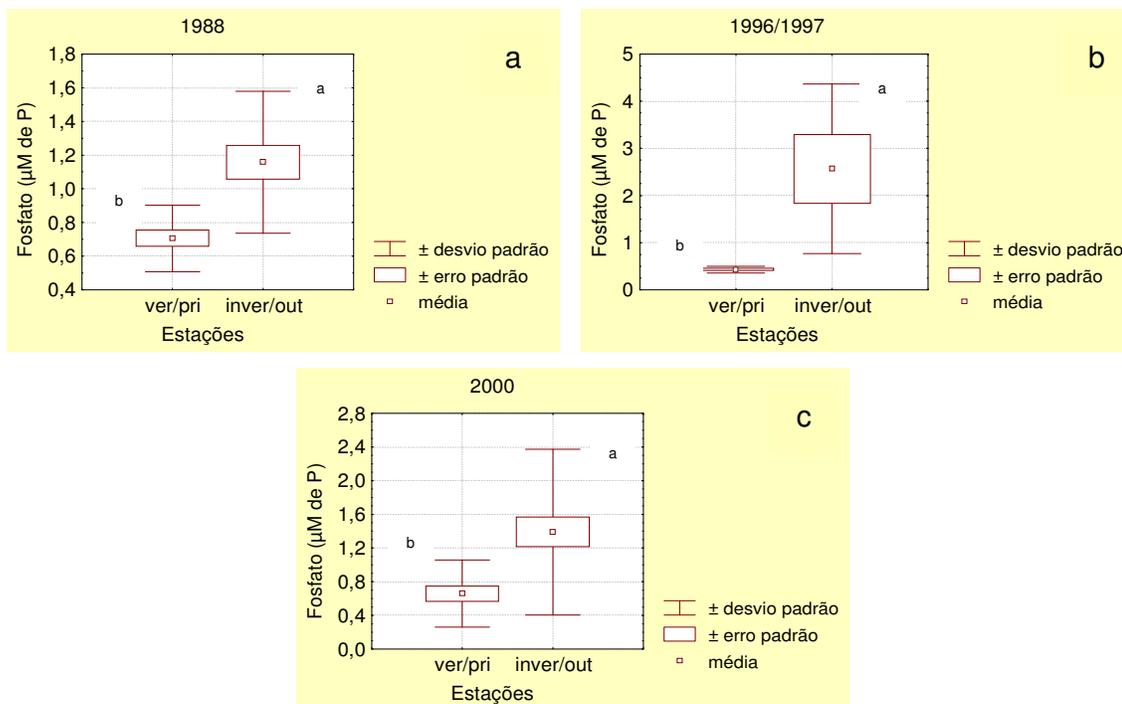


Figura 43. Concentrações médias de fosfato ($\mu\text{M de P}$) obtidas para as águas superficiais no Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos nos anos de 1988 (a), 1996/1997 (b) e 2000 (c), durante as duas estações sazonais. As letras iguais representam médias estatisticamente semelhantes, ao nível de 5% de significância

As concentrações de fosfato apresentaram um comportamento não conservativo frente às variações de salinidade no estuário durante os anos de 1988 (Figura 44), 1996/1997 (Figura 45) e 2000 (Figura 46).

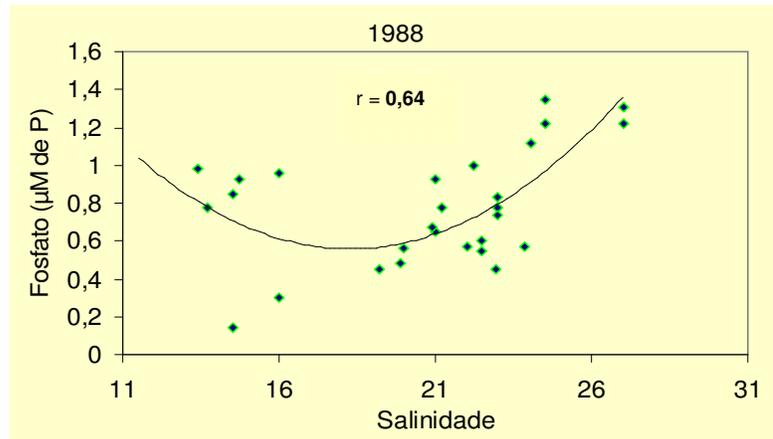


Figura 44. Diagrama de dispersão entre a concentração de fosfato (μM) *versus* salinidade nos anos de 1988. O r em negrito indica correlação linear significativa, ao nível de significância de 5%. ---- Linha de tendência polinomial

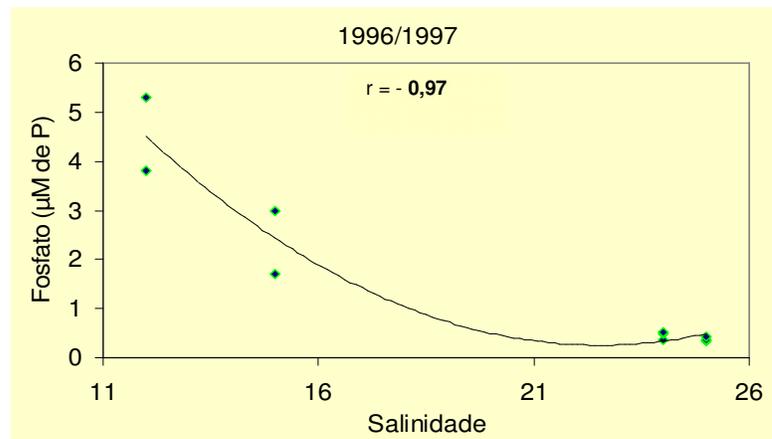


Figura 45. Diagrama de dispersão entre a concentração de fosfato (μM) *versus* salinidade nos anos de 1996/1997. O r em negrito indica correlação linear significativa, ao nível de significância de 5%. ---- Linha de tendência polinomial

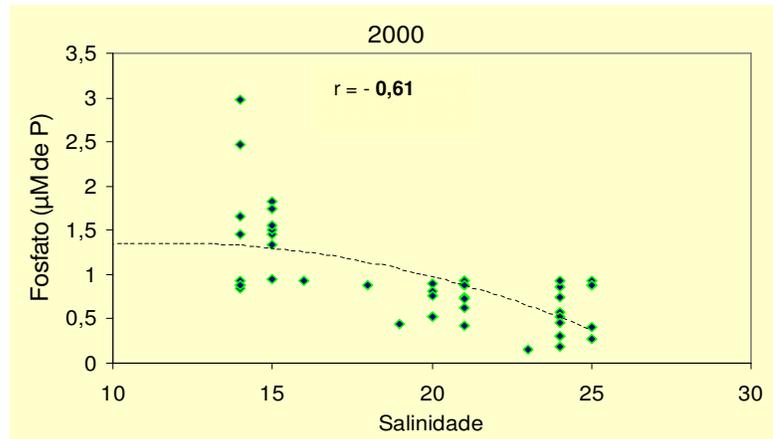


Figura 46. Diagrama de dispersão entre a concentração de fوسفato (μM) *versus* salinidade nos anos de 2000. O r em negrito indica correlação linear significativa, ao nível de significância de 5%. ---- Linha de tendência polinomial

Em relação à distribuição temporal, os valores de fوسفato encontrados em 1996 (média 2,56 μM) e 2003 (média de 2,44 μM) foram os maiores, enquanto que nos anos de 1997 (média de 0,42 μM) e 2001 (média de 0,77 μM) verificam-se os menores valores de concentração deste nutriente (Anexo C.2) (Figura 47).

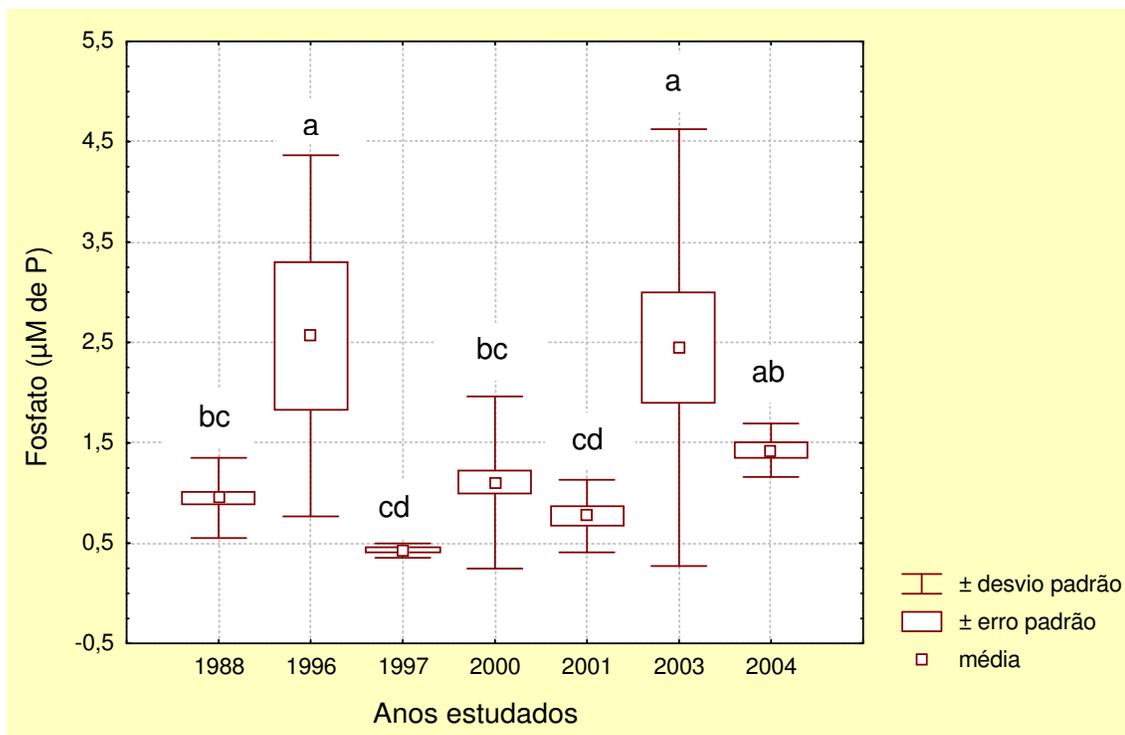


Figura 47. Comparação entre as concentrações médias de fosfato (μM de P) nas águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos nos anos de 1988, 1996, 1997, 2000, 2001, 2003 e 2004. Em cada ano foram consideradas as 5 regiões em conjunto. As letras iguais representam medias estatisticamente semelhantes, ao nível de 5% de significância

6.3. METAIS TRAÇO

Cádmio

A distribuição espacial das concentrações de cádmio indicou variações nas águas de superfície em todas as regiões dos anos estudados, sendo que durante o ano de 1997 ocorreram os maiores acréscimos nas regiões B (Porto Novo), D (Superporto) e E (Superporto). Elevações mais expressivas foram observadas também na região B no ano de 2000 (Figura 48).

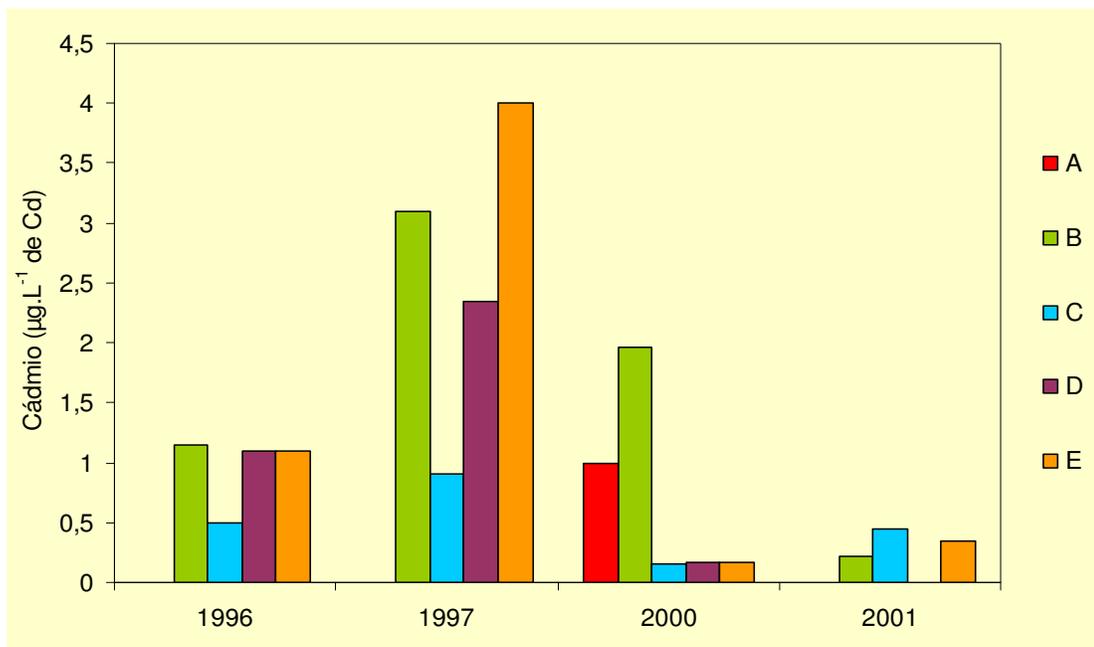


Figura 48. Concentração média de cádmio ($\mu\text{g.L}^{-1}$) da água de superfície nas diferentes regiões (A, B, C, D e E) em relação aos diferentes anos

Através dos resultados obtidos pelo teste de Duncan, observa-se que em 1996/1997 a estação de verão/primavera apresentou uma maior concentração do que inverno/outono. Com relação ao ano de 2000, as estações sazonais apresentaram um comportamento semelhante entre si (Figura 49) (Anexo B.3).

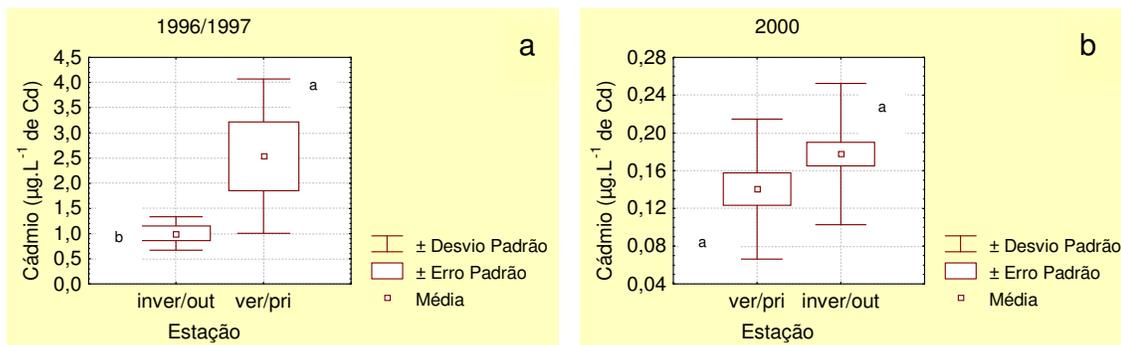


Figura 49. Concentrações médias de cádmio ($\mu\text{g.L}^{-1}$ de Cd) obtidas para as águas superficiais no Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos nos anos de 1996/1997 (a) e 2000 (b), durante as duas estações sazonais. As letras iguais representam médias estatisticamente semelhantes, ao nível de significância

As concentrações de cádmio apresentaram um comportamento não conservativo frente às variações de salinidade no estuário durante os anos de 1996/1997 (Figura 50), enquanto que no ano de 2000 observou-se um comportamento mais conservativo deste elemento (Figura 51).

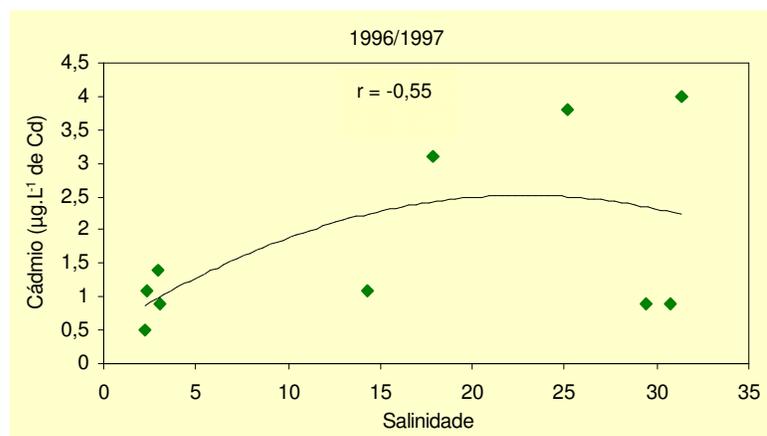


Figura 50. Diagrama de dispersão entre a concentração de cádmio ($\mu\text{g.L}^{-1}$) versus salinidade nos anos de 1996/1997. O r em negrito indica correlação linear significativa, ao nível de significância de 5%. ---- Linha de tendência polinomial

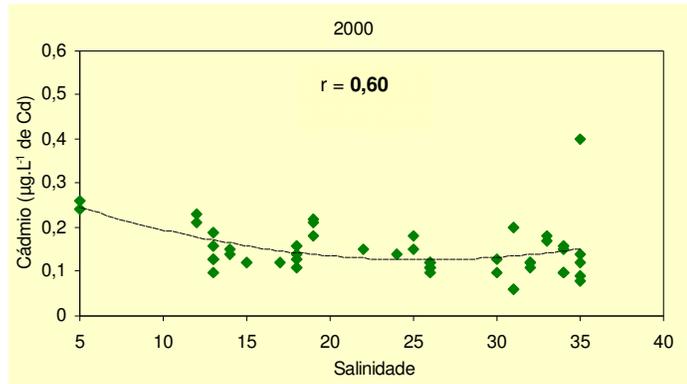


Figura 51. Diagrama de dispersão entre concentração de cádmio ($\mu\text{g.L}^{-1}$) *versus* salinidade no ano de 2000. O r em negrito indica correlação significativa, ao nível de significância de 5%. ---- Linha de tendência polinomial

Com relação à variação temporal, a maior concentração média de cádmio total foi verificada no ano de 1997 ($2,54 \mu\text{g.L}^{-1}$), e a menor em 2001 ($0,34 \mu\text{g.L}^{-1}$) (Figura 48) (Anexo C.3). Entretanto, a análise de variância apresentou diferenças significativas entre todos os anos estudados, tendo ocorrido um maior decréscimo das concentrações nos anos 2000 e 2001 (Figura 52).

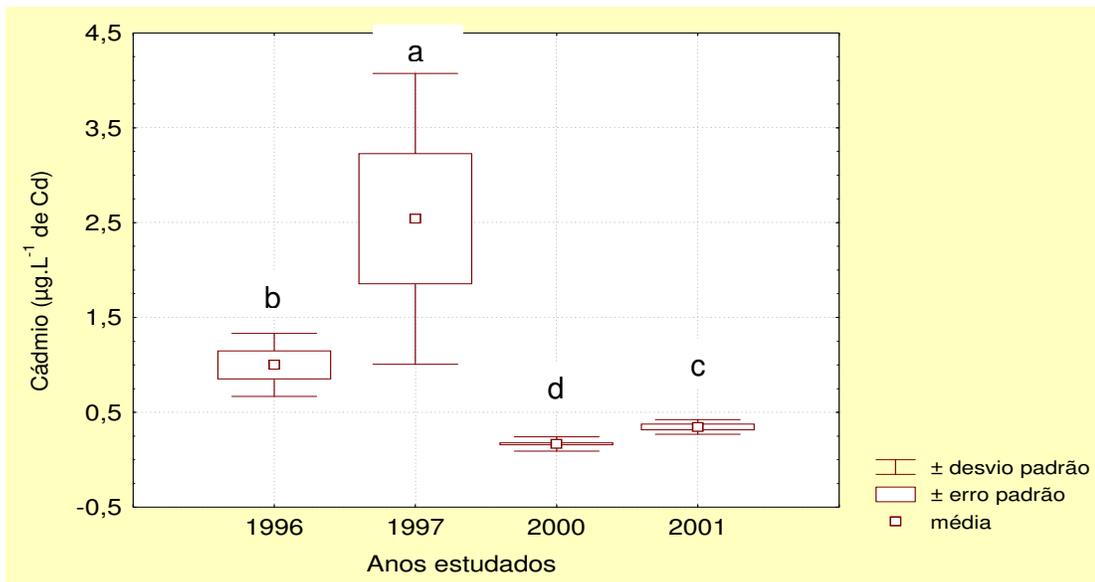


Figura 52. Comparação entre as concentrações de cádmio ($\mu\text{g.L}^{-1}$ de Cd) nas águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos nos anos estudados. Em cada ano foram consideradas as 5 regiões em conjunto. As letras iguais representam médias estatisticamente semelhantes, ao nível de 5% de significância

Chumbo

A distribuição das concentrações de chumbo indicou que as regiões B (Porto Novo) e a região E (ao sul do Superporto) apresentaram as maiores concentrações de chumbo em 1996 (Figura 53). Após este período, houve um decréscimo gradativo até o ano de 2001.

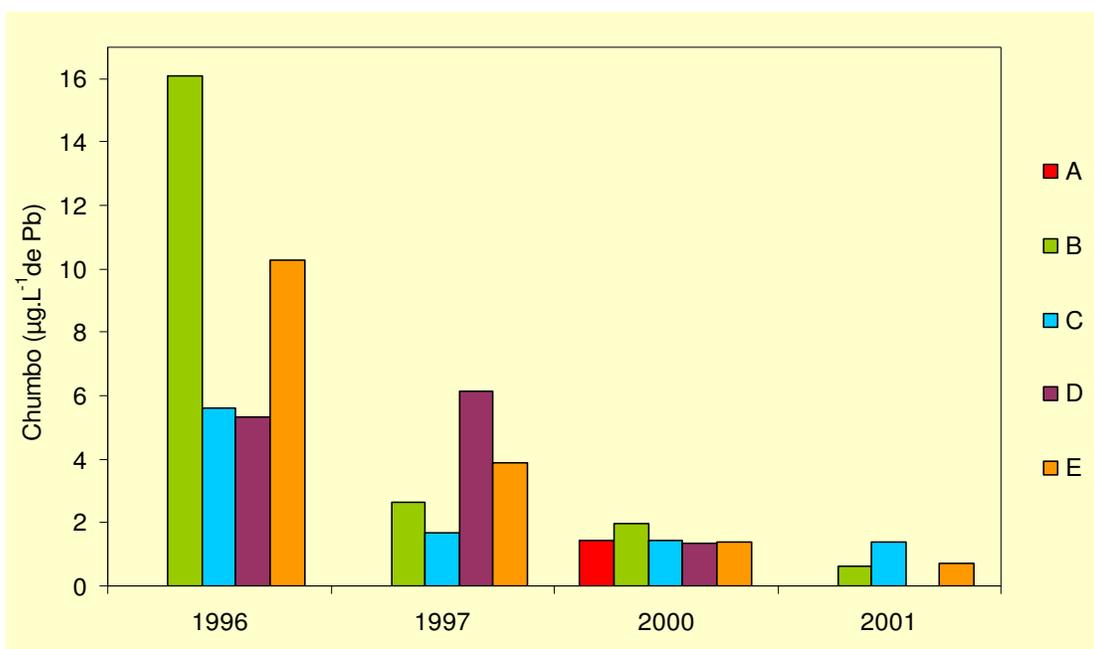


Figura 53. Concentração média de chumbo ($\mu\text{g.L}^{-1}$) da água de superfície nas diferentes regiões (A, B, C, D e E) nos anos estudados

Com relação à variação sazonal do chumbo, observou-se que no inverno/outono as concentrações deste elemento foram mais elevadas no ano de 1996/1997 (Anexo B.3) e através dos resultados obtidos pelo teste de Duncan (Figura 54a e 54b) pôde-se observar que durante o período de inverno/outono ocorreram diferenças significativas nas concentrações de chumbo para ambos os anos estudados (1996/1997 – 2000).

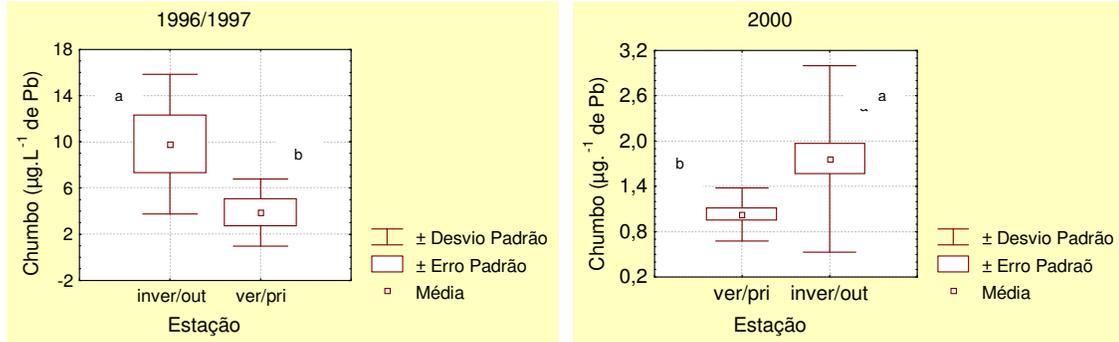


Figura 54. Concentrações médias de chumbo ($\mu\text{g.L}^{-1}$ de Pb) obtidas para as águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos nos anos de 1996/1997 (a) e 2000 (b), durante as 2 estações sazonais. As letras iguais representam médias estatisticamente semelhantes, ao nível de 5% de significância

As maiores concentrações médias de chumbo foram encontradas no ano de 1996 ($9,80 \mu\text{g.L}^{-1}$) e as menores no ano de 2001 ($0,84 \mu\text{g.L}^{-1}$) (Figura 41) (Anexo C.3). A análise de variância mostrou um decréscimo significativo nas concentrações de chumbo em relação aos anos estudados (Figura 55).

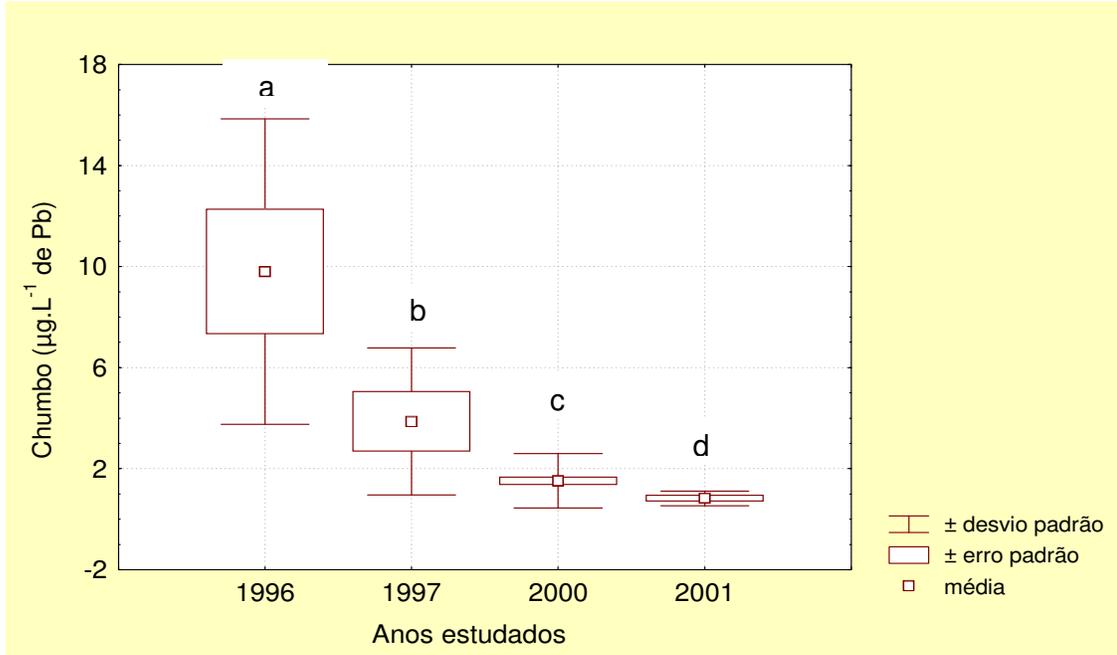


Figura 55. Comparação entre as concentrações de chumbo ($\mu\text{g.L}^{-1}$ de Pb) nas águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos nos anos estudados. Em cada ano foram consideradas as 5 regiões em conjunto. As letras iguais representam médias estatisticamente semelhantes, ao nível de 5% de significância

Cobre

Os valores de concentração de cobre nas águas superficiais das diferentes regiões no estuário estiveram maiores em 1997, destacando-se nas regiões D e E, ambas no Superporto, com menores valores em 2000 e 2001 (Figura 56).

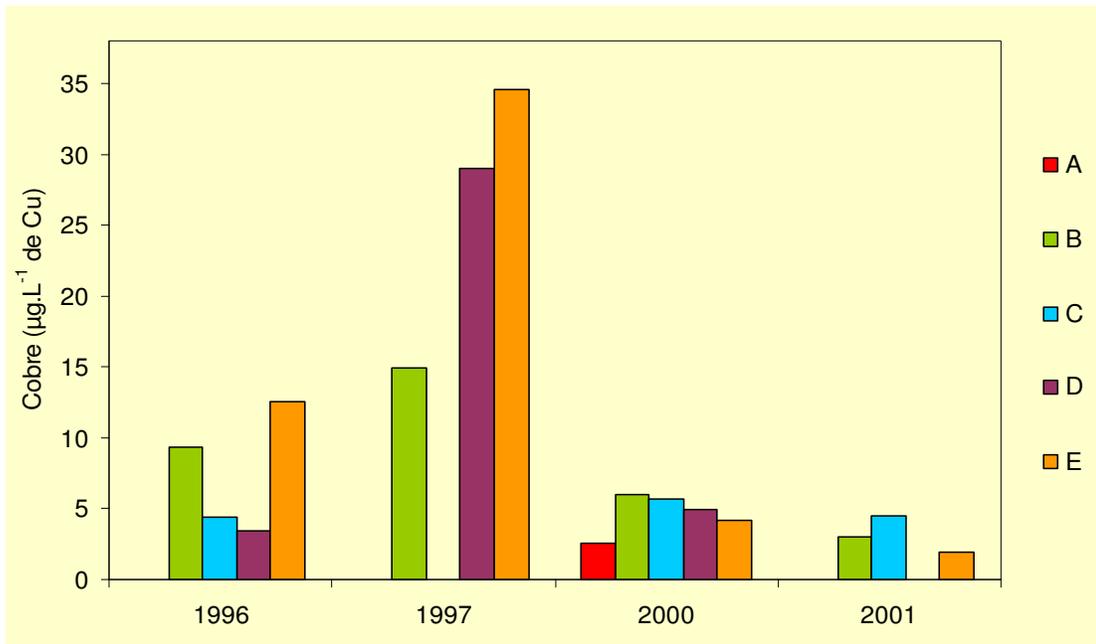


Figura 56. Concentrações médias de cobre ($\mu\text{g.L}^{-1}$) da água de superfície nas diferentes regiões (A, B, C, D e E) em relação aos diferentes anos

Os resultados obtidos pelo teste de Duncan (Figura 57a e 57b) mostraram que as concentrações médias diferem significativamente, com os maiores valores registrados no verão/primavera de 1996/1997 e em 2000 no inverno/outono (Anexo B.3).

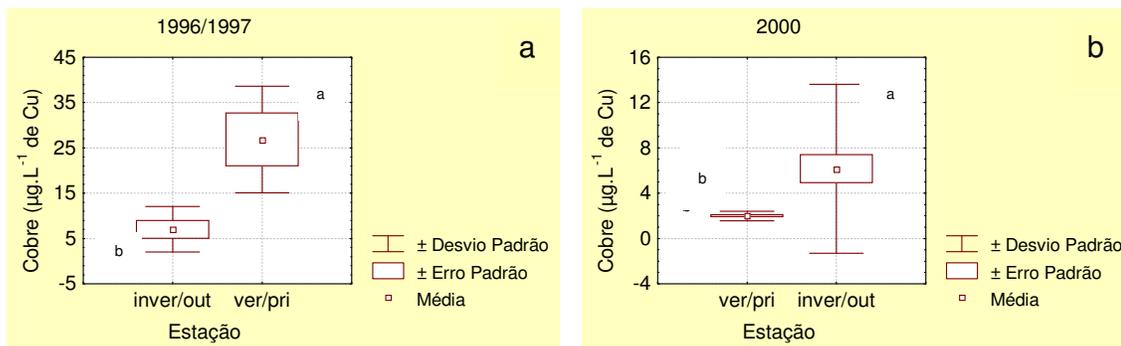


Figura 57. Concentrações médias de cobre ($\mu\text{g.L}^{-1}$ de Cu) obtidas para as águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos nos anos de 1996/1997 (a) e 2000 (b), durante as duas estações amostradas. As letras iguais representam médias estatisticamente semelhantes, ao nível de 5% de significância

As concentrações de cobre apresentaram um comportamento não conservativo frente às variações de salinidade no estuário durante os anos de 1996/1997 (Figura 58), assim como durante o ano de 2000 (Figura 59).

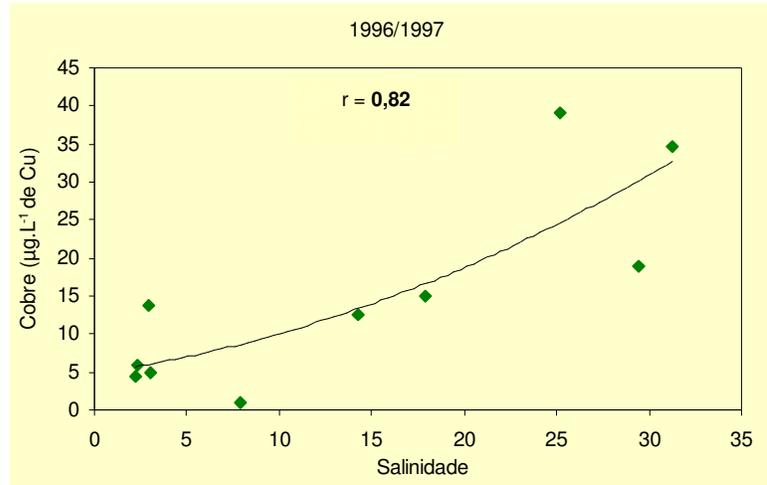


Figura 58. Diagrama de dispersão entre cobre ($\mu\text{g.L}^{-1}$) versus salinidade no ano de 2000. O r em negrito indica correlação significativa, ao nível de 5% de significância. ---- Linha de tendência polinomial

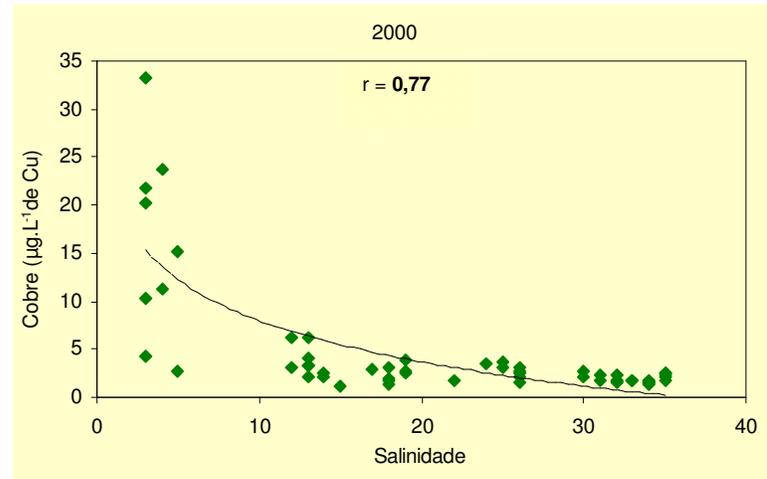


Figura 59. Diagrama de dispersão entre o cobre ($\mu\text{g.L}^{-1}$) versus salinidade no ano de 2000. O r em negrito indica correlação significativa, ao nível de 5% de significância. ---- Linha de tendência polinomial

As maiores concentrações médias de cobre ocorreram no ano de 1997 ($26,85 \mu\text{g.L}^{-1}$) e as menores no ano de 2001 ($2,68 \mu\text{g.L}^{-1}$) (Figura 56) (Anexo C.3). Entretanto análise estatística mostrou não haver diferença significativa entre os anos de 1996, 2000 e 2001 (Figura 60).

Com relação à variação temporal de cobre ao longo dos anos estudados, observa-se que o nível deste elemento na água teve um maior acréscimo no ano de 1997, e sem diferença significativa entre os anos de 1996, 2000 e 2001 (Figura 44).

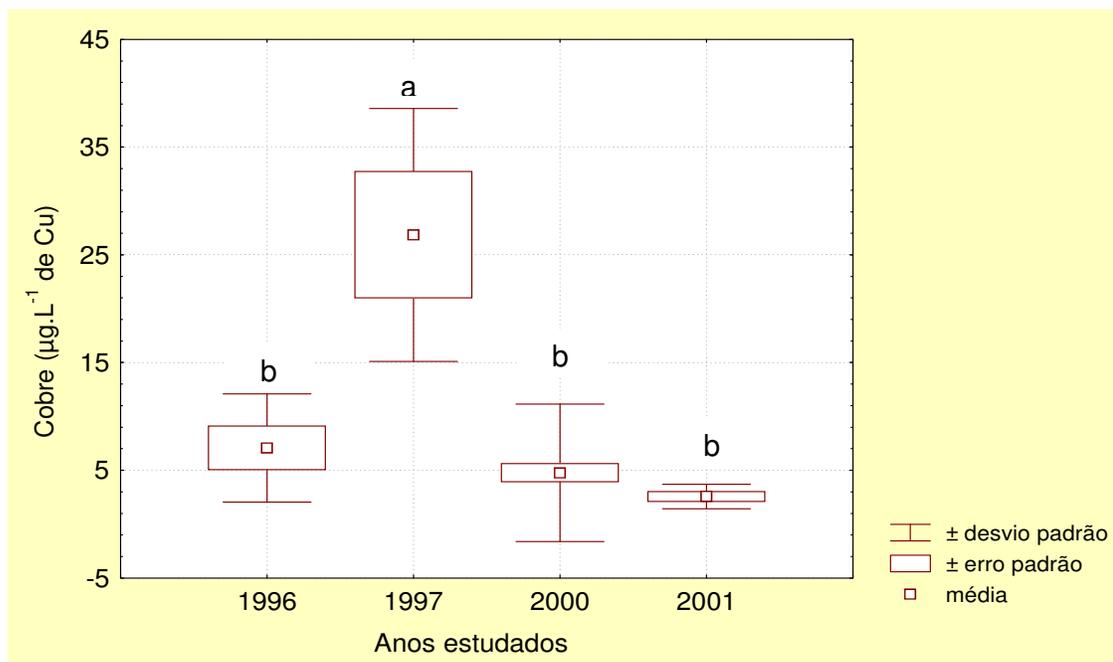


Figura 60. Comparação entre os valores de cobre ($\mu\text{g.L}^{-1}$ de Cu) nas águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos nos anos estudados. Em cada ano foram consideradas as 5 regiões em conjunto. As letras iguais representam médias estatisticamente semelhantes, ao nível de 5% de significância

Zinco

A distribuição espacial das concentrações de zinco nas águas superficiais das regiões de estudo indicou altos valores na região B em 1996 e na região E em 1997 (Figura 61). Entretanto, as concentrações decresceram nos anos de 2000 e 2001.

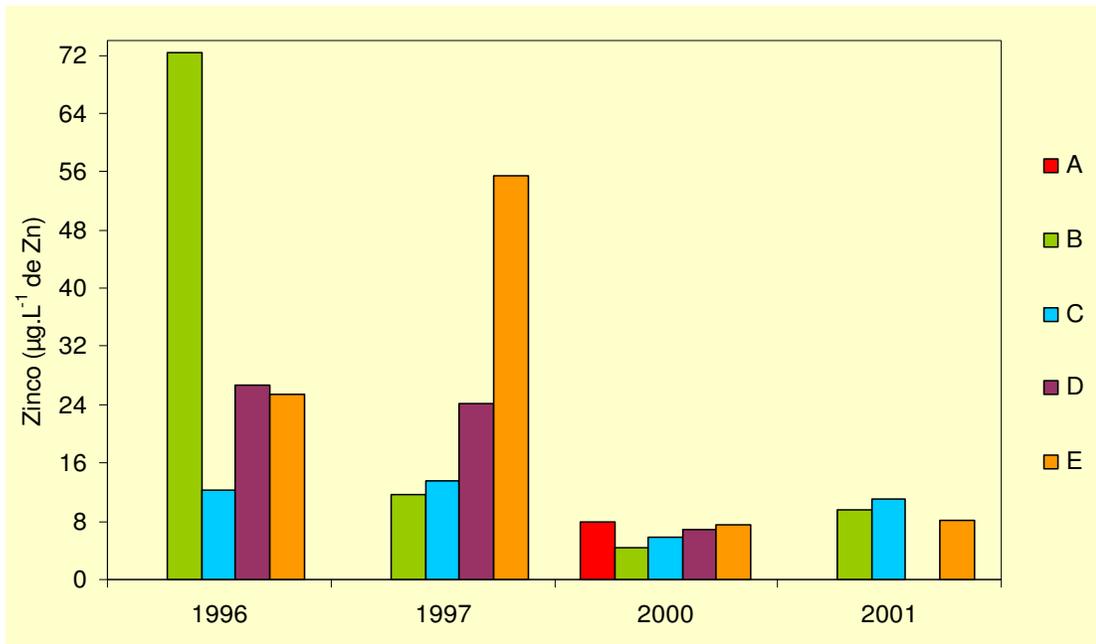


Figura 61. Concentrações médias de zinco ($\mu\text{g.L}^{-1}$) da água de superfície nas diferentes regiões (A, B, C, D e E) nos diferentes períodos estudados

Os resultados do teste de Duncan mostraram que não existiram diferenças significativas entre as estações do ano (Figura 62).

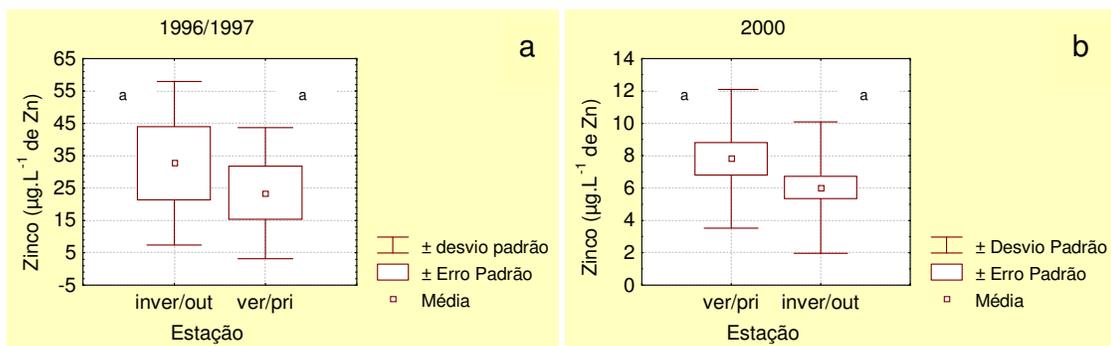


Figura 62. Concentrações médias de zinco ($\mu\text{g.L}^{-1}$ de Zn) obtidas para as águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos nos anos de 1996/1997 (a) e 2000 (b), durante as duas estações amostradas. As letras iguais representam médias estatisticamente semelhantes, ao nível de 5% de significância

O diagrama de dispersão mostra que não existe correlação significativa entre valores de concentração de zinco e salinidade, o que indica que as concentrações são independentes da salinidade (Figura 63).

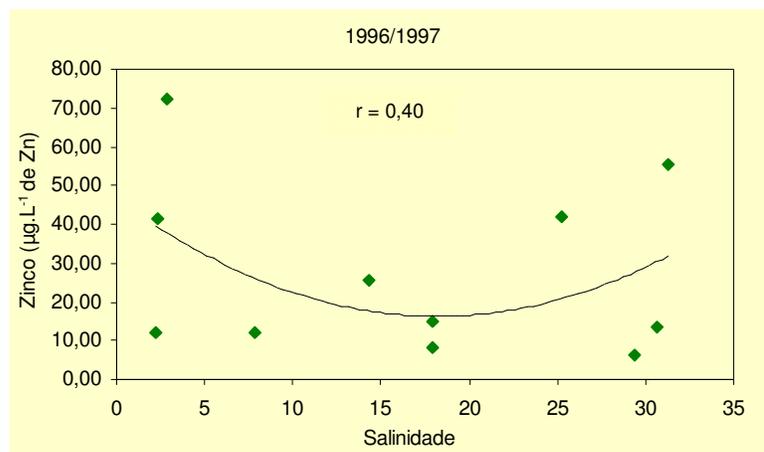


Figura 63. Diagrama de dispersão entre zinco ($\mu\text{g.L}^{-1}$) versus salinidade nos anos de 1996/1997. r = coeficiente de correlação ao nível de 5% de significância. ---- Linha de tendência polinomial.

As concentrações de zinco na água superficial do estuário apresentaram maiores valores médios no ano de 1996 ($32,68 \mu\text{g.L}^{-1}$) e 1997 ($23,43 \mu\text{g.L}^{-1}$) e os menores no ano de 2001 ($9,03 \mu\text{g.L}^{-1}$) (Figura 61) (Anexo C.3).

Observou-se que não existe diferença significativa nos teores de zinco entre os anos de 1996 e 1997, no entanto, ocorreu um decréscimo significativo destes teores em 2000 e um leve acréscimo 2001 (Figura 64).

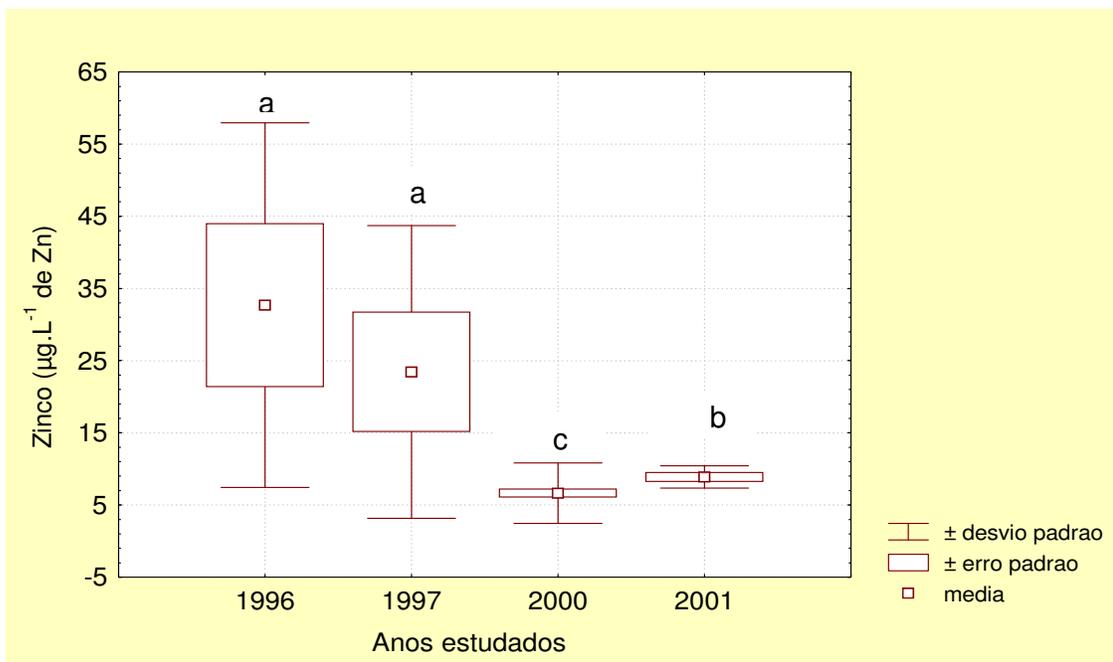


Figura 64. Comparação entre as concentrações de zinco os ($\mu\text{g.L}^{-1}$ de Zn) nas águas superficiais do Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos nos anos estudados. Em cada ano foram consideradas as 5 regiões em conjunto. As letras iguais representam médias estatisticamente semelhantes, ao nível de 5% de significância

7. DISCUSSÃO

7.1. PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

Temperatura

As altas temperaturas nos anos de 1997 e 2001 foram conseqüências das amostragens terem sido realizadas no verão/primavera. Vale salientar que o aumento acentuado em todas as regiões em 1997, com relação aos outros anos estudados, também pode ser explicado em razão da ocorrência do fenômeno El Niño, que consiste no aquecimento das águas do Oceano Pacífico com reflexão nas águas do Oceano Atlântico. Segundo Diniz (2000), o El Niño de 1997/1998 foi considerado um episódio de grande intensidade, sendo o mais forte aquecimento do Oceano Pacífico Oriental dos últimos 150 anos, e no caso do Brasil, foi o responsável pelo excesso de precipitação e grandes enchentes na Região Sul. Ainda segundo este autor, em anos de episódios de calor intenso, durante o período de inverno, existe uma relação com o aumento nas temperaturas médias em relação às normais em grande parte do Brasil.

As baixas temperaturas nos anos de 1996 e 2004 foram conseqüências das amostragens terem sido realizadas no inverno/outono, onde as temperaturas tendem a ser mais baixas.

Com relação à sazonalidade, na maioria dos estuários as temperaturas da água são mais altas no verão e mais baixas no inverno (Vilas Boas, 1990), padrão observado neste estudo, com exceção de 2003 quando os valores foram maiores no inverno/outono do que no de verão/primavera. Isso foi conseqüência da entrada de uma massa de ar um pouco mais quente do que o normal na região na época da amostragem do ano, aquecendo as águas de superfície (Asmus & Granato, 2004).

Salinidade

Os valores registrados de salinidade registrados em 1997 foram conseqüência da predominância do regime de enchente nesta época, isto é, uma situação hidrológica comum no verão e que fez com que o estuário ficasse dominado pelas águas oceânicas que ingressaram no estuário e dominaram principalmente as regiões mais próximas da desembocadura (região C, D e E).

Em 2004, os valores de salinidade foram altos em todas as regiões amostradas embora estivesse ocorrendo regime de intensa vazante. Possivelmente estava ocorrendo a entrada de água costeira no estuário pelo fundo do canal, salinizando as águas de superfície, que vazavam na direção do oceano.

As baixas salinidades encontradas nos anos de 1996 e 2003 foram conseqüências de um regime de vazante em superfície na área estuarina, que estava dominada por águas doces que deságuam nesta região.

Comparando os valores da salinidade, a região A (São José do Norte) apresentou os menores valores de salinidade em 1988, 2000 e 2003, por ser a mais afastada do oceano. O relativo decréscimo da salinidade foi conseqüência da maior diluição da água oceânica com a água da Lagoa. As regiões mais próximas da desembocadura do estuário (região C, D e E) apresentaram maiores valores de salinidade em todos os anos estudados, devido à maior influência de água costeira. (Baumgarten & Niencheski, 1998).

Na distribuição sazonal os valores da salinidade da coluna d'água medidos á cada estação do ano apresentaram diferenças, influenciadas principalmente pelos ventos. No ano de 1988 e 2001 o padrão sazonal não foi o mais freqüente neste estuário (água doce no inverno e salgada no verão; Möller *et al.*, 1991), pois em 1988 ocorreu uma entrada importante de água salgada entre abril e junho (inverno/outono), apesar de o vento ser favorável ao deságüe das águas para o oceano (vento norte) deste ano e em 2001, o estuário estava em regime de vazante e com ventos de nordeste no verão/primavera, impedindo a entrada de águas mais salgadas no canal.

Uma situação inversa foi observada em 2003 e 2004 no verão/primavera, quando foi maior o total de chuva, persistiu o regime de vazante em superfície no Canal de Acesso ao estuário, apesar do vento ser favorável à penetração de água salgada. A salinidade da região do Canal de Acesso do estuário mostrou um relacionamento com o vento dominante, o que está em concordância com Herz (1977).

A salinidade somente é referida na legislação ambiental para enquadrar os ambientes hídricos nas Classes referidas na Resolução nº 357 do CONAMA (2005), na qual caracteriza-se o tipo de água devido à quantidade de sal ali presente: águas doces – salinidade igual ou inferior a 0,5; águas salobras – salinidade igual ou inferior a 0,5 e 30; águas salinas – salinidade igual ou superior a

30. Pela legislação ambiental, as salinidades médias registradas em todos os períodos de coleta são consideradas como águas salobras.

Potencial Hidrogeniônico (pH)

Os valores de pH verificada no estudo de 2003 foram influenciados pelo regime hídrico do estuário. No inverno, quando houve saída de água doce, o pH apresentou menor valor (em torno de 7,44). Em períodos com maior influência de água costeira, os valores de pH são mais alcalinos ($r_{\text{sal/pH}} = 0,92$).

A distribuição espacial dos valores de pH evidenciou um crescente aumento em direção às regiões mais próximas ao Oceano Atlântico. Este aumento pode ter ocorrido devido aos maiores valores de pH das águas oceânicas, as quais apresentam maior constância na sua composição. Já as águas costeiras, especialmente próximas aos locais de evidente contribuição continental apresentam menores valores de pH (Niencheski & Windom, 1994).

Os menores valores de pH ocorreram durante a época de verão/primavera em 1988 e 2001, provavelmente devido ao efeito da temperatura sobre o CO_2 . Temperaturas mais altas favorecem a liberação deste gás, influenciando nos valores de pH, que são menores quando há menores concentrações de Co_2 na água (Millero, 1996).

No estudo realizado no ano 2000, os valores de pH registrados no verão/primavera foram bem superiores àqueles registrados no inverno/outono, como consequência da presença de águas mais salinas nessa ocasião ($r_{\text{pH/salinidade}} = 0,59$).

Todos os valores apresentaram-se em conformidade com a faixa de variação recomendada para a Classe 2 (6,5 a 8,5) (CONAMA, 2005) (Tabela 7).

Oxigênio Dissolvido e seu Percentual de Saturação (OD e sat.OD)

Em 1996, 2003 e 2004, as concentrações de oxigênio foram altas, sendo inversamente proporcionais à salinidade ($r_{\text{OD/salinidade (2003)}} = -0,55$). Durante regime de vazante, as águas fluviais, ricas em oxigênio, são vigorosamente empurradas para a região estuarina, fornecendo o combustível necessário para a degradação da matéria orgânica particulada.

No estudo realizado em 1988, as concentrações de oxigênio foram baixas, possivelmente devido à entrada de água costeira, com ressuspensão do

sedimento de fundo e liberação da água intersticial, pobre em oxigênio, para a coluna de água, conforme verificado por Baumgarten *et al.* (2001).

As regiões amostradas apresentaram concentrações de oxigênio dissolvido normalmente elevadas, padrão este já descrito para o Canal de Acesso por Baumgarten *et al.*, (1995) e Niencheski *et al.*, (1999). Esta maior oxigenação ocorre devido ao menor tempo de residência e conseqüente maior renovação destas águas. Os valores de saturação de oxigênio, registrados em todas as regiões diferentes anos estudados, apresentaram-se próximo da saturação ou mesmo da supersaturação, evidenciando que não há problemas de falta de oxigênio nas águas de superfície da região do Canal de Acesso ($r_{OD/\%OD (1996)} = 0,95$; $r_{OD/\%OD (2000)} = 0,62$; $r_{OD/\%OD (2001)} = 0,95$; $r_{OD/\%OD (2003)} = 0,94$ e $r_{OD/\%OD (2004)} = 0,98$). No estudo realizado em 1996, verificou-se na região E (Superporto), próximo à desembocadura, subsaturação (em torno de 80%), indicando o consumo de oxigênio dissolvido na oxidação da matéria orgânica, e conseqüente regeneração dos nutrientes, evidenciando o período onde esta atividade é mais intensa. Entretanto, também pode ter ocorrido liberação da água intersticial normalmente mais pobre em oxigênio, devido à entrada de água costeira e com conseqüente ressuspensão dos sedimentos (Baumgarten *et al.*, 2001).

No geral, os valores de oxigênio dissolvido foram maiores no inverno/outono, indicando o efeito da baixa temperatura, a qual favorece a dissolução do oxigênio na água. As trocas entre a interface oceano-atmosfera, também são favorecidas, principalmente no inverno, correspondendo às atividades de consumo, com a oxidação da matéria orgânica presente na coluna d'água, e regeneração dos nutrientes.

Em todos os anos considerados, as regiões estudadas apresentaram concentrações de oxigênio dissolvido bem superiores ao mínimo recomendado pela legislação ambiental e em torno da saturação (100%), evidenciando uma boa aeração das águas de superfície do Canal de Acesso ao estuário, o que é favorecido pelo vento e pela alta hidrodinâmica das águas deste canal.

Material em Suspensão (MS)

A penetração de água salgada pelo fundo no estuário, verificada em 2004, foi acompanhada do aumento do material em suspensão ($r_{MS/salinidade} = 0,80$) com os ventos mostraram-se diretamente associados ao material em suspensão. A

ação dos ventos de sudeste pode ter causado a ressuspensão do material particulado depositado.

No estudo de 1997, as águas de superfície permaneceram pobres em material em suspensão, devido ao efeito de diminuição causado pelo ingresso da água costeira.

As concentrações de material em suspensão apresentaram-se em média inferiores a 50 mg.L^{-1} e, assim, dentro da faixa de concentração considerada normal para esse estuário (Niencheski & Windom, 1994). Os altos valores encontrados na região C (Superporto) em 1996 e 2004 podem estar relacionados aos despejos de efluentes domésticos, pluviais e mistos constatados nesse local (Almeida *et al.*, 1993). A influência destes despejos causa aumento na turbidez das águas receptoras, devido à abundância de detritos orgânicos. Uma vez que estes detritos possuem muita facilidade de permanecerem flutuando na coluna d'água, representam quase a totalidade das suspensões desta região (Baumgarten *et al.*, 1998).

Altas concentrações de material em suspensão, com valores maiores de 50 mg.L^{-1} (máximo em torno de $83,20 \text{ mg.L}^{-1}$ em 2003) ($r_{\text{MS/salinidade (2003)}} = -0,81$), ocorreram durante o período de inverno/outono de 2003 e 1996 e verão/primavera de 1988, 2001 e 2004, prevalecia o regime de vazante, com aporte de águas continentais para o estuário. Estas águas são naturalmente mais ricas em material em suspensão do que as águas oceânicas, porque carregam consigo sedimentos límnicos oriundos de toda extensão da Lagoa dos Patos. As principais fontes de material em suspensão da Lagoa para o estuário são o Complexo Guaíba que é formado pelos rios que desembocam na parte norte (Jacuí, Sinos, Gravataí, Caí, Taquari), com vazões de $25.000 \text{ m}^3/\text{s}$ no inverno e na central (Camaquã) da Lagoa dos Patos, com vazão de $5.300 \text{ m}^3/\text{s}$ (primavera); o Canal São Gonçalo, com vazão média de $566 \text{ m}^3/\text{s}$ e os processos de erosão e ressuspensão na parte sul (Herz, 1977; Niencheski & Windom, 1994).

7.2. NUTRIENTES DISSOLVIDOS

a) Nutrientes Nitrogenados

Amônio

As altas concentrações de amônio em águas superficiais, nas proximidades da cidade do Rio Grande, provavelmente resultam de aportes atmosféricos originados do parque industrial de fertilizantes e dos lançamentos de efluentes domésticos sem tratamento (Niencheski & Baumgarten, 1998). Salienta-se que a região B, localizada as margens da cidade, apresentou valor médio muito elevado ($15,7\mu\text{M}$) em 1996 (Figura 24), indicando a presença de importante fonte antropogênica. Na região em volta de Rio Grande, a eutrofização tem sido uma realidade e uma preocupação bastante importante, identificando-se florações de várias espécies de cianobactérias, por exemplo, *Aphanothece sp.* (De Lorenzo, 1993).

As concentrações de amônio podem aumentar sem que sua toxicidade seja muito crítica, se o pH e a temperatura permanecerem dentro de certos limites (Baumgarten *et al.*, 1996). Para o amônio, em estuários não poluídos, a concentração geralmente é da ordem de $5\mu\text{M}$ (Day *et al.*, 1987). Sendo assim, no estudo realizado em 2003, os valores de concentração foram altos em todas as regiões, possivelmente devido ao lançamento, nas adjacências de Rio Grande, de efluentes domésticos e industriais sem tratamento adequado.

Os altos valores de amônio, observados no estudo realizado em 2003, devem ter ocorrido devido ao lançamento direto de efluentes não tratados vindos de Rio Grande. A ressuspensão do sedimento de fundo libera a água intersticial, normalmente rica neste íon, conforme já relatado para o oxigênio dissolvido. Quanto maior a contaminação dos sedimentos com matéria orgânica, mais amônio é liberado para a coluna d'água pela água intersticial, conforme verificado por Baumgarten *et al.*, (2001).

Este enriquecimento da coluna da coluna d'água em amônio pode prejudicar o equilíbrio do estuário, pois este íon é um dos principais nutrientes utilizados pelos vegetais. Assim, a ocorrência de altas concentrações de amônio e fosfato, pode causar problemas de eutrofização do ambiente, resultando em florações de espécies oportunistas, com conseqüente diminuição do número de espécies. A região em volta de Rio Grande é propensa a apresentar problemas de

eutrofização evidenciado pela ocorrência de várias espécies de cianobactérias, como a *Aphanothece sp.* (De Lorenzo, 1993; Araújo, 2005).

No período de verão/primavera em 2001 e 2003 as concentrações foram altas. Estas altas concentrações de amônio no verão/primavera de 2001 e 2003 associaram-se às menores salinidades e também ao regime de vazante que predominava no estuário, impedindo assim a penetração de águas marinhas no canal.

A comparação com a legislação (CONAMA, 2005) evidenciou que nenhum valor ultrapassou o limite estabelecido ($0,70 \text{ mg.L}^{-1}$ ou $50 \text{ }\mu\text{M}$) (Tabela 7). Porém o limite é muito tolerante para este nutriente, pois as concentrações de amônio foram maiores do que o recomendado para estuários.

Nitrato

Quando um ambiente tem excesso de amônio e não de nitrato, indica que a contaminação por matéria orgânica é mais recente, pois apesar da coluna d'água ter oxigênio, o amônio não teve tempo para se oxidar até nitrato. Portanto, a predominância de amônio em relação ao nitrato indica um ambiente pouco equilibrado com aportes excessivos de matéria orgânica e de efluentes ricos em amônio (Esteves, 1998). No estudo realizado em 1988, observaram-se baixas concentrações de nitrato, altas saturações de oxigênio ($r_{\text{nitrato}/\%OD} = -0,59$), verificadas nas regiões B (Porto Novo) e E (Superporto) em 1996, o que indicou que o aporte de amônio foi relativamente recente.

Em contrapartida, nas regiões B e D (Superporto) em 1997 e em todas as regiões estudadas nos anos de 2001 e 2003, os níveis de amônio foram baixos e as concentrações de nitrato foram maiores, e evidenciando uma intensa nitrificação completa das formas amoniacais. Este processo foi favorecido pelas altas saturações de oxigênio ($r_{\text{nitrato}/\text{amônio}}(2001) = -0,49$; $r_{\text{nitrato}/OD}(2001) = 0,55$; $r_{\text{nitrato}/\%OD}(2001) = 0,72$; $r_{\text{nitrato}/OD}(2003) = 0,69$ e $r_{\text{nitrato}/\%OD}(2003) = 0,73$), indicando o maior equilíbrio destas águas.

Os altos picos de nitrato verificadas no estudo de 1997 nas regiões B e D podem estar associados ao aumento de temperatura da água, associados ao fenômeno El Niño.

No período de verão/primavera verificou-se, nos estudos realizados em 2000, 2001 e 2003 intensa diluição das concentrações de nitrato, devido à presença de água costeira, pobre neste constituinte, conforme as correlações inversas entre nitrato e salinidade ($r_{(2000)} = -0,62$, $r_{(2001)} = -0,67$ e $r_{(2003)} = -0,64$). Entretanto, nos estudos de 1988 e 1997 no verão/primavera ($r_{\text{nitrato/temperatura (1988)}} = 0,57$), as concentrações foram altas, mesmo com a presença de água salgada na região. Assim estes acréscimos de nitrato na água podem provir de atividades portuárias e industriais do Porto do Rio Grande.

A resolução n° 357 do CONAMA (2005) recomenda uma concentração de até $0,70 \text{ mg.L}^{-1}$ (cerca de $50 \mu\text{M}$ de N) de amônio para águas salobras Classe 2 (Tabela 7). Constatou-se que somente na região D (Superporto) em 1997 ocorreu média acima de $50 \mu\text{M}$. Este excesso de amônio indica que a taxa de regeneração do nitrato, por via bacteriana, provavelmente tenha ultrapassado a taxa de assimilação. Outro processo que pode ter influenciado nesta alta concentração média, é a hidrodinâmica, que remobiliza o sedimento de fundo, elevando as concentrações de nutrientes retidos na coluna sedimentar (isso não pelo nitrato que é pobre na coluna sedimentar).

Nitrito

No geral, os valores de nitrito foram baixos, provavelmente pela boa oxigenação do ambiente (Baumgarten *et al.*, 1996). A média máxima obtida para a região D (Superporto) em 2003 foi de $0,73 \mu\text{M}$, mesmo assim esse valor não ultrapassa o valor considerado como normal por Aminot & Chaussepied (1983).

Os valores de concentração de nitrito apresentaram padrão sazonal definido. As maiores concentrações ocorreram no inverno/outono, provavelmente devido ao maior aporte continental e menor consumo dos nutrientes pelo fitoplâncton durante os meses frios.

As concentrações de nitrito estiveram bem abaixo do limite estipulado pelo CONAMA (2005), para águas salobras, Classe 2 ($14,2 \mu\text{M}$) (tabela 7).

b) Nutrientes Fosfatados

Fosfato

Nos estuários não poluídos, as concentrações de fosfato variam de 1,2 μ M de fosfato, devido a um sistema de temponamento entre a coluna d'água e a coluna sedimentar (Liss, 1976). Nos estudos realizados em 1996, 2003 e 2004 todas as regiões estudadas apresentaram contaminação por fosfato. Enquanto que em 2000, somente a região C (Superporto), que fica em frente ao Saco da Mangueira apresentou-se contaminada.

Segundo Baumgarten & Pozza (2001), a enseada estuarina rasa do Saco da Mangueira destaca-se pelas altas concentrações de fosfato, cerca do triplo do valor registrado para as outras áreas hídricas ao redor da cidade do Rio Grande, com menor nível de impacto antrópico por fosfato. A contaminação do Saco da Mangueira acentua-se junto às águas adjacentes as indústrias de fertilizantes, provavelmente devido as suas emissões. Além disso, também contribuem para a riqueza de fosfato desta enseada, os lançamentos sem tratamento de vários efluentes domésticos (vários clandestinos e um oficial), pluviais e mistos (Almeida *et al.*, 1993).

Todas as regiões amostradas no ano de 1997 apresentaram baixíssimas concentrações de fosfato, provavelmente devido ao efeito de diluição da água do mar, evidenciado pelo regime de enchente e altos valores de salinidade verificada nesta ocasião.

Provavelmente devido ao efeito da temperatura no metabolismo dos organismos, que aumenta consideravelmente com isto, o fosfato dissolvido torna-se mais rapidamente assimilado e incorporado na sua biomassa (Esteves, 1998). Esse é um dos principais motivos pelo quais os valores de fosfato foram muito baixos no verão/primavera de 1988, 1997, 2000 e 2001.

Por outro lado no verão/primavera de 2003 houve a entrada de água com maior salinidade e maior pH, favorecendo a diminuição da remoção por adsorção do fosfato da coluna de água, resultando no acréscimo de suas concentrações ($r_{\text{fosfato/salinidade}} = 0,49$ e $r_{\text{fosfato/pH}} = 0,49$), principalmente no verão/primavera. Segundo Liss (1976), a forma mais efetiva para a adsorção é a de H_2PO_4 com pH na faixa de 3 a 7. Entretanto, em pH em torno de 8, em água salgada, somente 1% está sob essa forma, que não favorece a adsorção. Ainda de acordo com Liss (1976), outro

fator que contribui para a liberação de fósforo são os ânions abundantes na água do mar, como o Cl^- e o SO_4^{2-} , que aumentam a desorção de fosfato complexado ao material em suspensão – tendo em vista o aumento da competição pelos sítios de adsorção entre o fosfato e os ânions, resultando em uma maior disponibilidade do fosfato dissolvido na água.

Normalmente, a concentração de fosfato cresce com o aumento da salinidade, o qual favorece a desorção do fosfato adsorvido às partículas em suspensão e/ou ligados aos hidróxidos de ferro, resultando em uma disponibilidade do fosfato dissolvido, que pode ser liberado e se manter biodisponível na coluna d'água (Niencheski *et al.*, 1999 e Schena & De Lange, 2001).

No Canal do Rio Grande, os eventuais acréscimos de fosfato no verão/primavera de 2003 podem ter sido consequência da contaminação com as águas do Saco da Mangueira, mais ricas em fosfato, quando ocorre a mistura pelo ocasional deságüe dessa enseada no canal. Nesse caso o Saco da Mangueira atuaria como um exportador de fosfato (Baumgarten *et al.*, 1995).

7.3. METAIS TRAÇO

Cádmio

As maiores concentrações de cádmio no estuário, verificados nos estudos de 1997 e 2000 (Figura 48), indicam uma provável influência de atividades industriais e portuárias nestas regiões. Os maiores acréscimos encontrados na região B, relativa a área do Porto Novo, podem provir principalmente de atividades portuárias locais, como as operações de carga e descarga de fertilizantes (matérias-primas e derivados) que ocorrem nesta área. A intrusão da água salgada no canal pode fazer com que o cádmio presente na água intersticial e na coluna d'água forme complexos solúveis na presença de íons Cl^- (Muller, 1996), aumentando as concentrações de cádmio na água. Semelhante processo foi observado no delta do rio Danúbio (Guieu & Martin, 2002) e no rio Rhône (Elbaz-Poulichet *et al.*, 1996).

Da mesma maneira, as maiores concentrações de cádmio nas regiões D e E (Superporto) em 1997, podem provir das indústrias de fertilizantes localizadas na região D. Sabe-se que o cádmio está presente em rochas fosfatadas utilizadas na produção de fertilizantes e que este pode chegar facilmente ao meio hídrico circundante através de emissões aéreas ou descargas de efluentes líquidos. Vanz (2000), analisando o cádmio proveniente das precipitações sólidas atmosféricas na

cidade do Rio Grande, constatou que as maiores concentrações deste metal encontravam-se nas áreas próximas às indústrias de fertilizantes, refino e armazenagem de petróleo e na região do Porto Velho.

A elevação das concentrações de cádmio no verão/primavera de 1997 (Figura 49), mesmo em situação de regime de enchente e altas salinidades, mostra que tais concentrações são independentes da salinidade. O aumento no teor de cádmio pode ser atribuído ao aumento dos lançamentos aéreos e hídricos das indústrias de fertilizantes nessa época, quando a produção das indústrias é máxima (Baumgarten *et al.*, 1995).

No estudo realizado em 1996 verificou-se decréscimo nas concentrações de cádmio, que pode ter ocorrido devido ao processo de adsorção deste metal aos sólidos suspensos (Cotté-Krief *et al.*, 2000). Neste período de inverno/outono predominou o regime de vazante, caracterizado por maiores descargas da bacia de drenagem da Lagoa dos Patos, aumentando assim a contribuição de sólidos suspensos para o estuário.

A pouca variação das concentrações de cádmio obtidas entre as estações de verão/primavera e inverno/outono no ano de 2000 (Figura 49) e a correlação significativa entre a salinidade e cádmio ($r_{\text{salinidade/cádmio}} = 0,60$) (Figura 51), indicam a tendência ao comportamento conservativo deste metal quando em salinidades mais elevadas.

A variabilidade temporal distinta do cádmio no estuário ao longo dos anos estudados deve se basicamente a sazonalidade, ao regime de marés durante a coleta e os períodos do ano de maior atividade principalmente das indústrias de fertilizantes.

Embora os resultados demonstrem elevações nos teores de cádmio, principalmente junto à área portuária das indústrias de fertilizantes, as concentrações deste elemento encontram-se abaixo do valor referência de $5 \mu\text{g.L}^{-1}$ recomendado pela FEPAM (1995), indicando que a alta hidrodinâmica do estuário favorece o decréscimo deste elemento nas águas durante os períodos de vazante no estuário.

Chumbo

As maiores concentrações de chumbo ocorreram na região B (Porto Novo) e na região E (sul do Superporto), ambas em 1996, apesar do regime de maré

ter sido vazante durante a coleta de água (Figura 53). Na região B ocorre carga e descarga em geral, bem como pontos de lançamentos de efluentes pluviais (Almeida *et al.*, 1993), os quais podem ser citados como fontes de chumbo Novotny (1995).

A intensa movimentação de cargas no Porto do Rio Grande, assim como os eventuais reparos nas embarcações e rejeitos produzidos pelas atividades industriais, como fundições, são fontes de chumbo para a região E, localizada junto à desembocadura do Canal de Acesso (Rosa, 2002).

Estudos pretéritos evidenciaram altos valores de concentrações médias de chumbo bioacumulados nas partes moles da craca *Balanus improvisus*, provenientes da área do Superporto, estes valores chegaram a atingir o dobro das concentrações verificadas em *Balanus improvisus* provenientes na enseada marginal Saco do Justino, que é um ambiente não impactado (Baumgarten, 1987). Foram também registraram picos de chumbo (máximo de $13,2 \mu\text{g.L}^{-1}$) nas águas de superfície na área do Superporto, evidenciando a existência de fontes antropogênicas pontuais deste metal no local (Baumgarten *et al.*, 1990), como reparos de navios e embarcações.

O acréscimo de chumbo, verificado no inverno/outono de 1996 proveniente de prováveis efluentes pontuais nas regiões B e E, pode ter sido favorecido pelo regime hidrológico de vazante (Figura 53). Ao contrário, no verão/primavera de 1997, o regime de enchente resultou em significativo decréscimo das concentrações de chumbo no Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos, já que processos de floculação e precipitação no sedimento ocorrem durante este regime. Como o chumbo possui grande afinidade com partículas de silte e argila, uma vez ligado a estas partículas fica adsorvido fortemente às mesmas (Who, 1989). Embora as concentrações de chumbo decresceram significativamente em todas as regiões no estudo de ano de 2000, este elemento apresentou o mesmo comportamento sazonal verificado nos estudos realizados em 1996 e 1997.

O decréscimo significativo das concentrações de chumbo verificado no Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos ao longo dos anos estudados, indicaram que provavelmente tenha havido um melhor controle na liberação de efluentes pelas indústrias depois do ano de 1996.

A contaminação por chumbo ficou evidenciada nos estudos de 1996 nas regiões B e E, as quais, apresentaram valores acima de $10 \mu\text{g.L}^{-1}$, que é o valor referência da FEPAM (1995) (Tabela 7). A contaminação por chumbo deve ser vista

com grande preocupação em termos de qualidade ambiental, pois este é um dos metais que não possui funções nutricionais, bioquímicas ou fisiológicas conhecidas, havendo necessidades biológicas demonstradas para o mesmo. O chumbo é tóxico para a maioria dos organismos vivos e pode ser acumulado diretamente nos ambientes aquáticos, especialmente em organismos filtradores, os quais utilizam as brânquias como principal rota para a ingestão de nutrientes. Além dos efeitos tóxicos agudos que podem surgir com altas concentrações de chumbo, uma variedade de respostas sub-letais pode ocorrer em organismos em níveis muito mais baixos de contaminantes (Kennish, 1997).

Dentre os efeitos tóxicos crônicos de chumbo em invertebrados, pode ocorrer a redução da capacidade de reprodução em baixas concentrações como 0,019 a 0,025 mg.L⁻¹ (19 a 25 µg.L⁻¹) (USEPA, 1985). Para peixes, os efeitos tóxicos crônicos sob exposições ao chumbo por longo tempo, em concentrações inferiores a 0,010 mg.L⁻¹ (10 µg.L⁻¹), incluem problemas de calcificação, retardamento da maturação ovariana, entre outras (Reader *et al.*, 1989).

Zamboni (1997) demonstrou efeitos agudos significativos de chumbo sobre espécies da base da cadeia trófica como o misidáceo *Metamysidopsis e. atlantica* no Canal de Acesso do estuário da Lagoa dos Patos, quando as concentrações de alguns metais pesados foram analisadas.

Segundo Granato (2005), ocorreu uma considerável redução nos teores de chumbo no sedimento a partir do ano de 2000 na área portuária. Esse fato é o resultado que dos trabalhos de dragagem, que tendem a remover os sedimentos ricos em contaminantes metálicos do canal, impedindo que processos químicos liberem os metais para a coluna d'água.

Cobre

A distribuição espacial de cobre nas águas superficiais na área de estudo, evidenciou um comportamento semelhante ao do cádmio. Os valores de cobre foram maiores na coluna d'água em 1997, principalmente nas regiões D e E, localizadas no Superporto (Figura 56). Estes altos valores resultaram de fontes pontuais antrópicas de metais nas águas da área portuária, efluentes industriais não suficientemente tratados e de algumas atividades portuárias, como lavagens de porões de embarcações e perdas acidentais de combustíveis. Nestas regiões (D e

E) é também freqüente o trânsito de navios em direção ao Porto Novo, Porto Velho e ao norte da Lagoa dos Patos. Contaminações por navios são comuns devido ao uso de metais pesados em pinturas protetoras, entre eles o cobre (Chester, 1990).

Durante o verão/primavera em 1997 a maior força iônica da água (maior salinidade) pode ter favorecido a redissolução do cobre nos sedimentos, elevando o teor deste metal na coluna d'água (Baumgarten & Niencheski, 1998). Entretanto, este comportamento pode ser explicado em condições com aportes mais expressivos de cobre para o ambiente, como ocorreu no verão/primavera nos anos de 1996/1997, quando comparado com o mesmo período sazonal dos anos de 2000 e 2001. O aumento das concentrações de cobre nos anos 1996/1997, favorecido pelo regime de enchente no estuário, mostrou que este elemento apresentou um comportamento não conservativo no estuário, ou seja, com o aumento da salinidade houve um aumento significativo das concentrações do cobre (Figura 58).

No inverno/outono de 2000, quando o Canal de Acesso ao estuário estava dominado por regime de vazante, o deságüe da bacia de drenagem da Lagoa dos Patos foi intensificado e existiu um decréscimo nas concentrações de cobre, conforme evidenciado pela correlação significativa entre os valores de cobre e salinidade, indicando o comportamento não conservativo deste elemento (Figura 59). Descargas intensas da Lagoa dos Patos podem favorecer o aporte de substâncias contaminantes do norte para a região do canal, o que pode elevar também o conteúdo de cobre no estuário (Rosa, 2002). Na região estuarina, as principais fontes de cobre são os esgotos domésticos, oficiais e clandestinos, efluentes da refinaria de petróleo, efluentes de indústrias de fertilizantes, e de tintas antiincrustantes utilizadas nas embarcações, que possuem óxidos de cobre em sua composição (França, 1998).

Os valores de concentração de cobre foram maiores no estudo realizado em 1997, em relação aos demais anos, como verificado com as concentrações de cádmio. Os maiores valores ocorreram na área do sul do Superporto. Entretanto, os valores estiveram abaixo do valor referência de $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ (FEPAM, 1995), evidenciando a ausência de contaminação significativa deste metal na área estudada.

Zinco

As maiores concentrações nas águas de superfície na região B (Porto Novo) em 1996 e na região E (Superporto) em 1997 (Figura 61), ocorreram devido às inúmeras atividades portuárias e industriais desenvolvidas nestas regiões. Além disto, próximo à área portuária pode-se encontrar outras prováveis fontes de zinco, tais como resíduos resultantes da deteriorização de ligas metálicas da construção civil (visto que o zinco pode ser encontrado em tintas e pigmentos) e de estruturas metálicas galvanizadas, onde o zinco é usado como uma camada protetora em superfície de ferro para prevenir a corrosão (Chester, 1990).

As maiores concentrações de zinco verificadas na região B, ocorreram devido à descarga de efluentes pluviais que ocorre nesta área (Almeida *et al.*, 1993), pois os despejos de esgotos são fontes de zinco (Förstner & Wittmann, 1983 e Azevedo *et al.*, 1986), isto está de acordo com o constatado por Baisch (1987) que identificou os lançamentos de esgotos como sendo a principal fonte de zinco para o estuário da Lagoa dos Patos. Além desta, outra fonte potencial de zinco para o ambiente estuarino é a lixiviação da bacia de drenagem (Rosa, 2002). No ano de 1996, o canal encontrava-se em regime de vazante, assim a região B também recebeu aporte continental de toda bacia de drenagem da Lagoa dos Patos.

Os valores de concentração de zinco nas águas superficiais da área de estudo mostra concentrações de zinco semelhantes às encontradas na Lagoa Mirim, que se comunica com a Lagoa dos Patos através do Canal São Gonçalo (Friedrich, 2003)..

A maior concentração de zinco ocorreu no ano de 1996 (Figura 61). Uma fonte antrópica de zinco que pode ser representativa é o deflúvio superficial urbano (“runoff” urbano) que, em geral, contém todos os poluentes que se depositam na superfície do solo (Al, Mn e Zn). Poucos estudos são relatados na literatura sobre esta fonte. Um dos poucos exemplos é citado por Jesus *et al.*, (2004) na região metropolitana de Porto Alegre, onde é relatada uma carga de 6,2 Kg/ha/ano de zinco. Metais pesados associados ao desgaste de lonas e freios ou outros componentes do solo, podem acumular-se nas ruas, bueiros, sendo então arrastados para os cursos d’água. Outra problemática refere-se à poluição veicular. Além do ferro outros elementos estão presentes na composição natural dos combustíveis, e muitos destes (Zn, Mg, Ca, etc) são utilizados como aditivos da

gasolina e do óleo do motor para evitar a oxidação e auxiliar a lubrificação, sendo liberados para a atmosfera através dos gases de exaustão dos veículos (Jesus *et al.*, 2004).

Portanto, adicionais contribuições metálicas de zinco podem ter ocorrido neste período de inverno/outono de 1996 associadas ao acúmulo de partículas no solo ao longo do tempo, decorrente do uso da auto-estrada que dá acesso aos terminais do Porto do Rio Grande, o tráfego intenso neste local podem carrear estas partículas para o meio aquático.

As concentrações de zinco registradas durante este estudo mantêm a mesma amplitude das registradas para o eixo deste estuário por Baumgarten *et al.*, (1990), quando o máximo foi de $92,4 \mu\text{g.L}^{-1}$. Entretanto, estes autores registraram altos valores ao norte da Lagoa dos Patos, com um máximo de $198 \mu\text{g.L}^{-1}$. Desta forma, ocorre contribuição de zinco não apenas por atividades urbanas e portuárias da cidade do Rio Grande, como também da própria Lagoa dos Patos. No estuário as concentrações variam de forma independente da salinidade, conforme indicado nos distintos períodos de estudo (Figura 63).

As maiores concentrações médias de zinco ocorridas no ano de 1996 concordam com os mais elevados valores de chumbo para este mesmo ano, ambas na região do Porto Novo, indicando que suas fontes possuem a mesma procedência. Embora os resultados demonstraram que as concentrações médias de zinco dos anos de 1996 e 1997 foram maiores que dos anos de 2000 e 2001. Os maiores valores encontrados ($72 \mu\text{g.L}^{-1}$) estiveram abaixo do limite máximo de $120 \mu\text{g.L}^{-1}$ recomendado pelo CONAMA (2005).

8. COMPARAÇÃO COM OUTRAS ÁREAS ADJACENTES AO CANAL DE ACESSO E SISTEMAS

Em geral, as concentrações de amônio, nitrato, nitrito, cádmio, chumbo e zinco apresentaram-se em conformidade com os limites máximos recomendados pela Resolução nº 357 do CONAMA (2005) para águas salobras Classe 2 e FEPAM (1995) para águas salobras Classe C. Entretanto, a região D (Superporto) apresentou em 1997 concentração média de nitrato acima de $50\mu\text{M}$, que é o limite máximo estimulado pelo CONAMA (2005), também verificou-se contaminação por chumbo nas regiões B (Porto Novo) e E (Superporto) em 1996, estando os valores acima de $10\ \mu\text{g.L}^{-1}$ valor referência da FEPAM (1995). Em termos de fosfato dissolvido, salienta-se que a referida legislação ambiental não define limites em águas salobras.

Mas, por outro ponto de vista, se esses limites máximos legais forem comparados com as concentrações citadas como normais para estuários não poluídos, conforme descritos em Baumgarten *et al.*, (1998) para nutrientes dissolvidos, eles podem ser considerados muito tolerantes.

a) Nutrientes

De uma maneira geral, as maiores concentrações de nutrientes ocorreram nas regiões B, C e D no ano de 2003 (Figura 23, 25, 27, 29). Estes valores foram maiores do que os limites estipulados para estuários não poluídos (valor de referência), com exceção do nitrato na região B. Apenas as concentrações de nitrito apresentaram valores abaixo deste limite (Tabela 8). Estes resultados revelam problemáticos lançamentos de nutrientes nestas regiões.

Tabela 8. Comparação entre os valores de nutrientes dissolvidos obtidos nas Regiões B,C e D no ano de 2003 e os valores de referência para estuários não poluídos.

Parâmetros	Amônio (μM)	Nitrato (μM)	Fosfato (μM)	Nitrito (μM)
Presente trabalho - 2003				
Região B	9,04	10,65	1,27	0,44
Região C	9,70	15,58	1,44	0,52
Região D	11,41	18,15	2,95	0,73
Valor de Referência*	< 5,00	< 15,00	< 1,20	< 1,00

*Aminot & Chaussepied (1983), Liss *apud* Baumgarten *et al* (1998)

A comparação entre os teores de nutrientes dissolvidos encontrados no presente estudo e aqueles verificados no Saco da Mangueira, área adjacente ao Canal de Acesso ao estuário da Lagoa dos Patos, indica variações relacionadas com o regime hidrológico do estuário (Tabela 9).

Tabela 9. Comparação entre as concentrações médias de nutrientes dissolvidos encontrados no presente estudo e os verificados no Saco da Mangueira.

Parâmetros	Amônio (μM)	Nitrato (μM)	Fosfato (μM)
Presente trabalho			
1988 (enchente – enchente)	4,70 e 3,17	3,69 e 9,51	1,16 e 0,71
1996 (vazante)	8,06	4,15	2,56
1997 (enchente)	4,45	36,21	0,42
2000 (enchente – vazante)	3,34 e 3,94	5,81 e 9,54	0,66 e 1,32
2001(vazante)	8,03	27,50	0,77
2003 (vazante)	8,49	14,88	2,44
2004 (vazante)	0,61	5,43	1,39
Saco da Mangueira (enchente - vazante)*	4,9 e 6,8	11,3 e 13,6	2,7 e 3,4

* Baumgarten *et al.*, 1995

Destacaram-se os anos 1996, 2001 e 2003 como mais contaminados em amônio em relação ao Saco da Mangueira.

Em termos de nitrato, os anos de 2001 e 2003 apresentaram picos de concentrações maiores que as concentrações encontradas no Saco da Mangueira.

Entretanto, não destacou-se a altas concentrações de fosfato nas águas de superfície nos anos estudados quando comparados com as concentrações de fosfato encontradas no Saco da Mangueira, enseada eutrófica muito contaminada em fosfato (Baumgarten *et al.*, 1995)

A entrada da água marinha no regime de enchente, causou diluições das concentrações de amônio e fosfato em todos os anos estudados. Nessa ocasião, para o nitrato, no ano de 1997 ocorreu um comportamento oposto em relação aos outros anos, ou seja, altas concentrações. Isso sugere que houve uma intensa nitrificação completa das formas amoniacais neste ano, favorecida pela entrada da água marinha que tornou o ambiente muito oxidante.

b) Metais traço

As maiores concentrações de chumbo e zinco foram observadas nas regiões B e E em 1996 e as de cádmio, cobre e zinco ocorreram nas regiões B, D e E em 1997 (Figura 32, 37, 40 e 45).

Apresenta-se na Tabela 10 a comparação entre os valores dos metais traço encontrados pelo presente estudo e os valores médios do trabalho verificados na área do Porto Velho, localizada ao norte da cidade do Rio Grande e da Lagoa Verde, área afastada das influências das atividades portuárias. .

Tabela 10. Comparação das concentrações médias de metais pesados das regiões com mais elevados aportes do presente estudo frente aos valores médios da área do Porto Velho (Porto do Rio Grande) e da Lagoa Verde.

Parâmetros	Cádmio ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Chumbo ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Cobre ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Zinco ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Presente trabalho				
1996				
Região B	-	16,10	-	72,30
Região D	-	-	-	-
Região E	-	10,30	-	25,40
1997				
Região B	3,10	-	14,90	11,60
Região D	2,35	-	28,95	24,15
Região E	4,00	-	34,60	55,50
Porto Velho*	6,00	10,80	5,75	59,90
Lagoa Verde*	1,70	11,10	3,20	48,00

* Baumgarten & Niencheski, 1998

O cobre apresentou concentrações maiores no presente estudo, do que na área do Porto Velho, no qual ocorreram altas concentrações de cádmio.

Enquanto que, as concentrações de chumbo e zinco foram mais elevadas na região B de 1996, visto que esta recebe descarga de efluentes pluviais (Almeida *et al.*, 1993), o qual pode ser citado como fontes de chumbo e zinco (Novotny, 1995 e Azevedo *et al.*, 1986), ultrapassando tanto os valores encontrados na área do Porto Velho e da Lagoa Verde.

9. CONCLUSÕES

- De maneira geral, as maiores temperaturas e salinidades são relacionadas à variação sazonal da região e padrões de ventos. Condições homogêneas, variando da água completamente doce a completamente salgada, são associadas às altas descargas fluviais e ventos de quadrante NE ou mínimas descargas de água doce e ventos de quadrante SW, respectivamente.
- O oxigênio dissolvido na água tende a ser próximo da saturação ou até mesmo da supersaturação, devido principalmente há intensa hidrodinâmica e ventos locais..
- Os parâmetros físico-químicos (pH e oxigênio dissolvido) estão em conformidade com o limite estipulado para águas salobras Classe 2 pelo CONAMA (2005).
- Uma nítida variação espacial foi observada entre as diferentes regiões estudadas. As regiões B, C e D apresentaram maiores concentrações de nutrientes dissolvidos, devido aos aportes antrópicos, que ocorrem as margens destes locais.
- As maiores concentrações de nutrientes nitrogenados e fosfatados ocorrem no inverno/outono, provavelmente devido à dominância de água doce, regime de vazante no estuário e adição atmosférica das atividades das indústrias de fertilizantes e esgoto urbano.
- As concentrações de amônio, nitrato, nitrito, cádmio, chumbo e zinco apresentaram abaixo do limite estipulado pela FEPAM (1995) e CONAMA (2005), com exceção a região D em 1997 que teve sua média acima de 50 μM (CONAMA, 2005).
- Uma nítida variação espacial foi observada entre as diferentes regiões estudadas, onde as regiões B, D e E apresentaram maiores concentrações de metais pesados. Estas diferenças observadas seguiram o padrão esperado em função aos aportes antrópicos que estas recebem as suas margens.
- Com relação à variação sazonal, as maiores concentrações de alguns elementos metálicos estudados, localizaram-se na época de inverno/outono.
- No período de 1996 as concentrações de chumbo nas regiões B e E, estiveram acima de 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$, valor referência da FEPAM (1995)..
- Um decréscimo significativo de todos os metais foi verificado nos anos de 2000 e 2001, provavelmente devido aos processos de dragagem, retirando os sedimentos contaminados, que podem ser ressuspensos, liberando metais para a coluna d'água. Este processo é importante neste aspecto, pois o tempo de residência dos

metais no sedimento e na própria coluna d'água torna-se menor, favorecendo a renovação e diminuição das concentrações destes elementos na água.

10. CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

Apesar da área portuária da cidade do Rio Grande ter suas águas monitoradas desde 1987, com estudos descontínuos ao longo do tempo e pontos de amostragens muitas vezes distintos, a estratégia de divisão do Canal de Acesso do estuário da Lagoa dos Patos em regiões realizada no presente estudo, possibilitou se obter: a) uma melhor avaliação geral da qualidade desta água até a atualidade; e b) as possíveis fontes antrópicas urbanas, industriais e portuárias, que estão atuando ao longo do tempo no estuário.

Um estudo de monitoramento ambiental ao longo da área portuária do estuário, tendo como convênio FURG/Porto de Rio Grande, foi iniciado a partir de 2006 e tem uma previsão de 5 anos de duração. Este monitoramento trata-se de um grande avanço, pois estes estudos da área portuária são de suma importância, considerando-se que esta área sofre influências diretas e indiretas das atividades existentes, como a dragagens dos canais de navegação e a ampliação da área portuária, além de corresponder a uma zona propensa a riscos ambientais variados, em função dos tipos de produtos manipulados.

Embora este monitoramento da água atualmente vem sendo desenvolvido em 10 pontos ao longo do Canal de Acesso do estuário, contemplando as influências do Superporto e do Porto Novo, seria recomendável ampliar o monitoramento também para a área do Porto Velho ou Canal Norte da cidade. Esta área sofre igualmente influência da cidade, seja através de despejos urbanos, como do despejo de chorume proveniente do Lixão Municipal da cidade situado no Saco do Martins, situado a oeste do Canal do Norte, cujas águas certamente se misturam com as águas do Canal de Acesso do estuário.

É recomendado que o porto também tenha um controle permanente para amenizar diversas ações, que possam contribuir para o impacto da qualidade da água do estuário. Tais ações referem-se lançamento de efluentes industriais, lavagem de porões de navios, derrames provenientes da carga e descarga de produtos, vazamento de óleo dos navios e acidentes em geral.

11. REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, M.T.A., BAUMGARTEN, M.G.Z., RODRIGUES, R.M. 1993. Identificação das possíveis fontes de contaminação das águas que margeiam a cidade do Rio Grande. Documento Técnico Oceanografia 06, Editora da Fundação Universidade Federal do Rio Grande, 30p.
- AMINOT, A., CHAUSSEPIED, M. 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin. Centre National pour l'exploitation des océans. CNEXO, Brest Documenation, 395p.
- APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION). 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. 14. ed. Washington: Estados Unidos, 119p.
- APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION). 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18. ed. Washington: Estados Unidos, 1193p.
- ARAÚJO, E.D.C. 2005. Fatores ambientais que colaboram para a ocorrência de cianobactérias nas águas ao redor da cidade do Rio Grande (RS). Tese de Mestrado, FURG.
- ASMUS, M.L. & TAGLIANI, P.R.A. (Eds.). 2000. Relatório técnico referente ao Monitoramento Ambiental do Porto do Rio Grande.
- ASMUS, M.L. & ZAMBONI, A.J. (Coord.). 2001. Relatório técnico referente ao Monitoramento Ambiental da Operação de Dragagem de Manutenção do Porto do Rio Grande. Relatório Final – Fase 1, 197p.
- ASMUS, M.L., FREITAS, D.M., ZAMBONI, A.J. (Coord.). 2002. Relatório técnico referente ao Monitoramento Ambiental da Operação de Dragagem de Manutenção do Porto do Rio Grande. Relatório Final – Fase 2, 180p.
- ASMUS, M.L. & GRANATO, F.C. (Eds.). 2004. Relatório técnico referente às atividades desenvolvidas no monitoramento ambiental da operação de dragagem no Canal de Acesso ao Porto do Rio grande. 230 p.
- AVELAR, W.E.P., ROMA, F., LONGO, L.L. 1997. Poluição por metais pesados na bacia do rio Sapucaí-Mirim (Nordeste do estado de São Paulo), pela indústria do couro. Arquivos de Biologia e Tecnologia, 40 (1): 205-212.

- AZEVEDO, H.L., MONKEN, H.R., MELO, V.P. 1986. Study of heavy metal pollution in the tributary rivers of the Jacarepaguá Lagoon, Rio de Janeiro, Brazil, through sediment analysis. In: SEELIGER, U., LACERDA, L.D., PATCHINEELAM, S.R. (Eds.). Metals in Coastal Environment of Latin America. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg: 21-29.
- BAISCH, P.R., NIENCHESKI, L.F., LACERDA, L.D. 1988. Trace metal distribution in sediments of the Patos Lagoon Estuary, Brazil. Metals in Coastal Environment of Latin America - Springer Verlag, 297, p. 59-64
- BAPTISTA, J.B. 1984. Flutuações diárias e horárias dos elementos dissolvidos, material em suspensão e características físicas da água na parte sul do estuário da Lagoa e praia do Cassino (RS-Brasil). Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica, Universidade Federal do Rio Grande, 100p.
- BARAJ, B., NIENCHESKI, L.F.H., TRAPAGA, R., FRANÇA, R., COCOLI, V. & ROBINSON. D. 1999. Study of interference in the flame atomic absorption spectrometric determination of lithium by using factorial design. Fresenius Journal of Analytical Chemistry, 364: 678-681.
- BAUMGARTEN, M.G.Z. 1987. Avaliação do *Balanus improvisus* como indicador dos níveis metálicos do estuário da Lagoa dos Patos (RS-Brasil). Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica, FURG, Rio Grande, 155p.
- BAUMGARTEN, M.G.Z. & NIENCHESKI, L.F. 1990a. O estuário da Laguna dos Patos: variações de alguns parâmetros físico-químicos da água e metais associados ao material em suspensão. Ciência e Cultura, 42 (5-6): 390-396.
- BAUMGARTEN, M.G.Z. & NIENCHESKI, L.F. 1990b. Avaliação da capacidade bioindicadora de *Balanus improvisus* para os metais chumbo, cobre e manganês presentes no estuário da Lagoa dos Patos (RS - Brasil). Revista Atlântica, 12 (2): 5-19.
- BAUMGARTEN, M.G.Z., NIENCHESKI, L.F., KUROSHIMA, K.N. 1995. Qualidade das águas estuarinas que margeiam o município do Rio Grande (RS - Brasil): nutrientes e detergente dissolvidos. Revista Atlântica, 17: 17-34.
- BAUMGARTEN, M.G.Z., ROCHA, J.M., NIENCHESKI, L.F. 1996. Manual de Análises em Oceanografia Química. Editora da FURG/Pallotti, Porto Alegre, 132p.
- BAUMGARTEN, M.G.Z., AZNAR, C.E., ROCHA, J.M., ALMEIDA, M.T.A., KINAS, P.G. 1998. Contaminação química das águas receptoras do principal efluente doméstico da cidade do Rio Grande (RS). Revista Atlântica, 20: 35-54.

- BAUMGARTEN, M.G.Z. & NIENCHESKI, L.F. 1998. Avaliação da qualidade hidroquímica da área portuária da cidade do Rio Grande. Série “Documentos Técnicos - Oceanografia 09”. FURG, Rio Grande, Brasil, p. 1-16. .
- BAUMGARTEN, M.G.Z. & POZZA, S.A.P. 2001. Qualidade de águas - Descrição de parâmetros químicos referidos na legislação ambiental, Editora FURG, Rio Grande, Brasil, 164p.
- BAUMGARTEN, M.G.Z., NIENCHESKI, L.F., VEEK, L. 2001. Nutrientes na coluna d’água e na água intersticial de uma enseada rasa estuarina com aportes de origem antrópica (RS-Brasil). Revista Atlântica, 23, p. 101-116.
- BAUMGARTEN, M.G.Z., NIENCHESKI, L.F., WALLNER-KERSANACH, M. 2005. Aspectos hidroquímicos de duas enseadas no estuário da Lagoa dos Patos: impactada e natural. II Congresso Brasileiro DE Oceanografia, UFES. Vitória, Espírito Santo.
- BEUKEMA, J.J. 1991. Changes in composition of bottom fauna of a tidal – flat area during a period of eutrophication. Marine Biology, 111: 293-301.
- BIGGS, R.B. 1970. Sources and distribution of suspended sediment in Northern Chesapeake Bay. 9: 187-324.
- Dan BINKLEY., BURNHAM, H., ALLEN, H.L. Water quality impacts of forest fertilization with nitrogen and phosphorus. Forest Ecology and Management, 121 (3):191-213
- BOUST, D. & GUEGUENIA, P. 1979. Étude comparative des méthodes de minéralisation appliquées au dosage par absorption atomique de métaux traces dans les suspensions. Note du Commissariat à L’Energie Atomique N-2069, France.
- BRAGA, E.S., BONETTI, C.V.D.H., BURONE, L., BONETTI FILHO, J. 2000. Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at the Baixada Santista estuarine system Brazil. Marine Pollution Bulletin, 40 (2): 165-173.
- BRAGA, B., HESPANHOL, I., CONEJO, J.G.L., BARROS, M.T.L., SPENCER, M., PORTO, M., NUCCI, M., JULIANO, N., EIGER, S. 2002. Introdução à Engenharia Ambiental. São Paulo: Prentice Hall.
- BUSSINGER, F. 1998. Reformas e regulação portuária. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada – IPEA, 115p.

- BYRD, J.T., LEE, K.W., LEE, D.S., SMITH, R.G., WINDOM, H.L. 1990. The behavior of trace metals in the Geum Estuary, Korea. *Estuaries*, 13: 8-13.
- CALLIARI, J.L. 1980. Aspectos sedimentológicos e ambientais da região sul da Lagoa dos Patos. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS.
- CASTELLO, J.P. (Coord). 1978. Projeto Lagoa. Relatório do 1º ao 15º cruzeiro. Fundação Universidade do Rio Grande, B.O.A., Série Relatório, p. 1-19.
- CETESB. 2001. Sistema Estuarino de Santos e São Vicente. 177p.
- CHESTER, R. 1990. *Marine Geochemistry*. Urwin Hyman, Boston, USA. 698p.
- CLARK, R.B. 2001. *Marine pollution*. Oxford University Press, Oxford. 161p.
- COELHO, L.F.S. 1990. Química analítica qualitativa. Pelotas, Escola Técnica Federal de Pelotas, Polígrafo do Curso Técnico em Química, 75p.
- CONAMA (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE). 1986. Decreto nº 88.351 de 1º de junho de 1983. Art. 20. Resolução nº 20 de 18 de junho de 1986. DOU de 30 de julho.
- CONAMA (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE). 2005. Decreto nº 99.274 de 17 de março de 2005. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. DOU de 18 de março.
- CORRADI, C.E. 2002. Avaliação da costa do Rio Grande do Sul através da bioacumulação de metais pesados por mexilhões, cracas e camarões no estuário da Lagoa dos Patos. Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica, FURG, Rio Grande.
- COSTA, C.S.B., SEELIGER, U., KINAS, P.G. 1988. The effect of wind velocity and direction on the salinity regime in the Patos Lagoon estuary. *Ciência e Cultura*, 40: 909-912.
- COTTÉ-KRIEF, M., GUIEU, C., THOMAS, A., MARTIN, J.M. 2000. Sources of Cd, Cu, Ni and Zn in Portuguese coastal waters. *Marine Chemistry*, 71 (3-4): 199-214.
- CUNHA, E.M.S. 1982. Caracterização e Planejamento Ambiental do Estuário Potengui. Dissertação de Mestrado, UFRN, Centro de Biociências, 211p.
- DAY JR. J.W., HALL, C.A.S., KEMP, W.M., YÁÑEZ-ARANCIBIA, A. 1987. *Estuarine ecology*. John Wiley & Sons, New York. 558p.

- DYER, K.R. 1973. *Estuaries: A Physical Introduction*. London: John Willey & Sons. 140p.
- De LORENZO, M. 1995. Relação de nutrientes e de fatores ambientais na ocorrência de cianobactéria *Aphanothece sp* ao redor da cidade de Rio Grande. Trabalho de Graduação do Curso de Oceanologia, FURG, Rio Grande, 68p.
- DINIZ, F.A. 2000. El Niño e sua influência no período de inverno de 1997 em algumas regiões do Brasil. Instituto Nacional de Meteorologia, INMET, Brasília-DF, Brasil in <http://www.unesco.org.uy/phi/libros/enso/dinizhtml>. Acesso em: 19 set. 2005.
- DNPV. 1941. Enchentes de maio de 1941. Diretoria Nacional de Portos e Vias de Navegação. Relatório Técnico, Porto Alegre.
- DOMINGUES, M.V.R. 1995. Superporto do Rio Grande: plano e realidade. Elementos para uma discussão. Dissertação de Mestrado em Geografia, UFRG, Rio de Janeiro, 312p.
- EISMA, D. 1993. *Suspended matter in the aquatic environment*. Springer-Verlag, Berlin, 313p.
- ELBAZ-POULICHET, F., GARNIER, J., GUAN, D.M., MARTIN, J.M., THOMAS, A.J. 1996. The conservative behaviour of trace metals (Cd, Cu, Ni and Pb) and As in the surface plume of stratified estuaries: Example of the Rhône River (France). *Estuaries, Coastal and Shelf Science*, 42: 289-310.
- EPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). 2001. 2001 Update of ambient water quality criteria for cadmium. Washington: Office Water, 159p. Disponível em: <http://www.epa.gov/waerscience/criteria/aqualife/cadmium/cad2001upd.pdf>. Acesso em: 24 jan. 2006.
- ESTEVES, F.A. 1998. *Fundamentos de limnologia*. 2ª ed., Rio de Janeiro: Interciência, 602p.
- ETCHEBER, H. & JOUANNEAU, J.M. 1980. Comparison of the different methods for the recovery of suspended matter from estuarine waters: deposition, filtration and centrifugation. Consequences for the determination of some heavy metals. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 2: 701-707.
- FEPAM (FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL). 1995. Portaria SSMA nº 7, Norma Técnica 003/95. Enquadramento dos recursos hídricos da parte sul do estuário da Laguna dos Patos. DOU, 24 de maio de 1995.

- FERNANDES, H.M., CONTI, L.F.C., PATCHINEELAM, S.R. 1994. An assesment of the pollution of heavy metal in Jacarepaguá Basin, Rio de Janeiro, Brazil – a statistical approach. *Environmental Technology*, 15 (1): 87-94.
- FERRER, L., CONTAR, E., ANDRADE, S.J., ASTEASUAIN, R., PUCCI, A.E., MARCOVECCHIO, J.E. 2000. Environmental cadmium and lead concentrations in the Bahia Blanca Estuary (Argentina). Potential toxic effects of Cd and Pb on crab larvae. *Oceanologia* 42 (4): 493- 504.
- FÖRSTNER, U. 1993. Metal speciation – general concepts and applications. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 51: 5-23.
- FÖRSTNER, U., WITTMANN, G.T.W. 1983. *Metal pollution in the aquatic environment*. New York: Springer-Verlag, 486p.
- FRANÇA, R.G. 1998. Metais pesados nos sedimentos do sul da Lagoa dos Patos: identificação do melhor normalizante geoquímico. Dissertação de Mestrado em Engenharia Oceânica, FURG, Rio Grande, 90p.
- GUIEU, C. & MARTIN, J.M. 2002. The Level and Fate of Metals in the Danube River Plume. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54 (3): 501-512.
- HARTMANN, C. & SCHETTINI, C.A.F. 1991. Aspectos hidrológicos na desembocadura da Laguna dos Patos, RS. *Revista Brasileira de Geociências*, 21(4): 371-377.
- HATJE, V., BIDONE, E.D., MADDOCK, J.L. 1998. Estimation of the natural and anthropogenic components of heavy metal fluxes in fresh water Sinos River, Rio Grande do Sul, South Brazil. *Environmental Technology*, 19 (5): 483-487.
- HEATHWAITE, A.L. & JOHNES, P.J. 1996. Contribution of nitrogen species and phosphorus fraction to stream water quality in agricultural catchments. *Hydrological Processes*, 10 (7): 971-983.
- HERZ, R. 1977. Circulação de águas de superfície na Lagoa dos Patos. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo, 217p.
- KANTIN, R. & BAUMGARTEN, M.G.Z. 1982. Observações hidrográficas no estuário da Lagoa dos Patos: distribuição e flutuações dos sais nutrientes. *Revista Atlântica*, Rio Grande 5: 76-92.
- KENNISH, M.J. 1997. *Practical handbook of estuarine and marine pollution*. Boca Ranton: CRC press, p. 253-325.
- KNOX, G.A. 1986. *Estuarine ecosystems: a system approach*, vol. 1 and 2. CRC Press, Boca Raton.

- KNOX, A.S., KAPLAN, D.I., PALLER, M.H. 2006. Phosphate sources and their suitability for remediation of contaminated soils. *Science of the Total Environment*, 357: 271-279.
- LAWS, E.A. 1993. *Aquatic pollution: an introductory text*. 2. ed. Interscience publication, John Wiley & Sons, INC. New York, 611p.
- LISS, P.S. 1976. Conservative and non-conservative behaviour of dissolved constituents during estuarine mixing. In: BURTON, J.D & LISS, P.S. (Eds.) *Estuarine chemistry*. Academic Press, 229p.
- JACKSON, J. 1992. Heavy metals and other inorganic toxic substances. In: S. Matsui (Ed.), *Toxic substances management in Lakes and Reservoirs, Guidelines of Lake Management*. International Lake Environment Committee, Foundation & United Nations Environment Programme, p. 65-80, 196p..
- JAWORSKI, N.A., GROFFMAN, P.M., KELLER, A.A., PRAGER, J.C. 1992. A watershed nitrogen and phosphorus balance: the upper Potomac River Basin. *Estuaries*, 15 (1): 83-95.
- JESUS, H.C., COSTA, E.A., MENDONÇA, A.S.F., ZANDONADE, E. 2004. Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuarino da Ilha e Vitória – ES. *Revista Química Nova*, 27 (3): 378-386.
- MARTIN, J.M., MEYBECK, M., SALVADOR, F., THOMAS, A. 1976. *Pollution chimique des estuaries état actuel des connaissances*. Centre National pour l'Exploitation des Océans (CNEXO). Série Rapports Scientifiques et Techniques, 22, 283p.
- MATA, M.M., MÖLLER, O.O. JR. 1993. Sobre o tempo de descarga do estuário da Lagoa dos Patos, RS-Brasil. *Atlântica*, 15: 37-48.
- MELO, O.T. 1998. *Comportamento biogeoquímico de nutrientes do estuário do Rio Bacanga, Ilha de São Luiz-MA*. Dissertação de Mestrado, UFPA, Centro de Geociências, 115p.
- MIRANDA, L.B., CASTRO, B.M., KJERFVE, B. 2002. *Princípios de Oceanografia Física de estuário*. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, 418p.
- MILLERO, J.P. 1996. *Chemical Oceanography*. 2 ed., New York: CRC Press, 450p.
- MILLWARD, G.E. & GLEGG, G.A. 1997. Fluxes and retention of trace metals in the Humber estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44: 97-105.

- MÖLLER, O.O. JR., PAIM, P.S.G., SOARES, I.D. 1991. Facteurs et mecanismes de la circulation des eaux dans l'estuarie de la Lagune dos Patos (RS, Bresil). Bull. Inst. Geol. Basin Aquitaine (Bordeaux) 49: 15-21.
- NASH, D. & MURDOCH, C. 1997. Phosphorus in runoff from a fertile dairy pasture. Australian Journal of Soil Research, 35 (2): 419-429.
- NEVES, H.A.P. 1980. A importância do Porto do Rio Grande na economia do Rio Grande do Sul (1890-1930). Dissertação de Mestrado em História do Brasil, UFPR, Curitiba, 197p.
- NIAGRU, J.O. 1996. A history of global metal pollution. Science, 272: 223-224.
- NIENCHESKI, L.F. & WINDOM, H. 1994. Nutrient flux and budget in Patos Lagoon Estuary. The Science of the Total Environment. 149 (1-2): 53-60.
- NIENCHESKI, L.F.; WINDOM, H.; SMITH, R. 1994. Distribution of particulate trace metal in Patos Lagoon Estuary (Brazil). Marine Pollution Bulletin, 28 (2): 96-102.
- NIENCHESKI, L.F. & BAUMGARTEN, M.G.Z. 1998. Química Ambiental. In: O ambiente e a biota do estuário da Lagoa dos Patos (cap. 4) Os ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil. Seeliger, U., Odebrecht, C., Castello, J.P (Eds). Editora Ecoscientia, 43: 21-25.
- NIENCHESKI, L.F., BAUMGARTEN, M.G.Z., FILLMANN, G., WINDOM, H. 1999. Nutrients and suspended matter behavior in the Patos Lagoon Estuary (Brazil). In "Estuaries of South America". Ed. Perillo, G., Piccolo, M.C., Pino-Quivira, M. Published by Springer Verlag. 4: 67-81.
- NIENCHESKI, L.F. & BAUMGARTEN, M.G.Z. 2000. Distribution of particulate trace metal in the southern part of the Patos Lagoon Estuary. Aquatic Ecosystem Health and Manangement - The Official Journal of the Aquatic Ecosystem Health and Manangement Society. 3: 515-520.
- NIENCHESKI, L.F., WINDOM, H.L., BARAJ, B., WELLS, D., SMITH, R. 2001. Mercury in Fishes from Patos and Mirim Lagoons, Southern Brazil. Marine Pollution Bulletin. 42 (12): 1403-1406.
- NIXON, S.W., KELLY, J., FURNAS, B., OVIATT, C., HALE, S.1980. Phosphorus regeneration and the metabolism of coastal marine bottom communities. In: TENORE, K., COULL, B. (Eds.). Marine benthic dynamics. University South Carolina Press, Columbia, p. 219-242.

- NIXON, S. 1981. Remineralization and nutrient cycling in coastal marine ecosystems. In: NEILSON, B., CRONIN, L. (Eds.). Estuaries and nutrients. Humana Press, Clifton, New Jersey, p. 111-138.
- NOVOTNY, V., 1995, Diffuse sources of pollution by toxic metals and impact on receiving waters. In: W. Salomons, U. Förstner & P. Mader (Eds.), Heavy Metals: problems and solutions. Springer-Verlag, Berlin.
- OLIVEIRA, C.T. 1996. Modernização dos portos. 2. ed. São Paulo: Aduaneiras, 250p.
- PARANHOS, R. 1996. Alguns métodos para a análise de água. Rio de Janeiro, Cadernos didáticos, UFRJ, 200p.
- PARKER, C.A. & O'REILLY, J.E. 1991. Oxygen depletion in Long Island Sound: a historical perspective. Estuaries, 14: 248-265.
- PATEL, B. & ANTHONY, K. 1991. Uptake of cadmium in tropical marine lamellibranches, and effects on physiological behavior. Marine Biology, 108: 457-470.
- PENNOCK, J.R., SHARP, J.H., SCHROEDER, W.W. 1994. What controls the expression of estuarine eutrophication? Case studies of nutrient enrichment in the Delaware Bay and Mobile Bay Estuaries, USA. In: DYER, K.R. & ORTH, R.J. (Eds.). Changes in fluxes in estuaries: implications from science to management. Olsen & Olsen: 139-146.
- PERAZA, M.A., FIERRO-AYALA, F., BARBER, D.S., CASAREZ, E., RAEL, L.T. 1998. Effects of micronutrients on metal toxicity. Environmental Health Perspectives, 106 (1): 203-216.
- PEREIRA FILHO, J., SPILLERE, L.C., SCHETTINI, C.A. 2001. Intratidal variation and net transport of Dissolved Inorganic Nutrients, POC and chlorophyll a in the Camboriú River Estuary, Brazil. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 53: 249-257.
- PROENÇA, L.A., ABREU, P.C., ODEBRECHT, C. 1988. Nutrientes inorgânicos em água doce, meso-oligohalina e mixo-polieuhalina no canal de acesso a Lagoa dos Patos. Dissertação de Mestrado, Fundação Universidade Federal do Rio Grande, 81p.
- PURVES, D. 1985. Trace-element contamination of the environment. Amsterdam: Elsevier, 243p.

- READER, J.P., EVERALL, N.C., SAYER, M.D., MORRIS, R. 1989. The effects of eight trace metals in acid soft water on survival, mineral uptake and skeletal calcium deposition in yolk – sac fry of brown trout, *Salmo trutta* L. *Journal of fish biology*, 35: 187-198.
- ROSA, M.L. 2002. Concentrações de metais pesados na biota e sedimentos do estuário da Lagoa dos Patos. Dissertação de Mestrado em Engenharia Oceânica, FURG, Rio Grande, 244p.
- SALOMONS, W. & FORSTNER, U. 1984. *Metals in the Hydrocycle*. Springer-Verlag, Berlin, 349p.
- SCHENA, U. & DE LANGE, G.J. 2001. Phosphorus regeneration vs. burial in sediments of the Arabian Sea. *Marine Chemistry*, 75: 201-217.
- SIQUEIRA, G.W. 2003. Estudo dos teores de metais pesados e outros elementos em sedimentos superficiais do Sistema Estuarino de Santos (Baixada Santista – São Paulo) e da Plataforma Continental do Amazonas (Margem Continental Norte). Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- SMITH, S., CHEN, M.H., BAILEY, R.G., WILLIAMS, W.P. 1996. Concentration and distribution of copper and cadmium in water, sediments, detritus, plants and animals in a hardwater lowland river. *Hydrobiologia*, 341: 71-80.
- SOLORZANO, L. 1969. Determination of ammonia in natural waters by phenol hypochlorine. *Method Oceanogra.* 14: 798-801.
- STRICKLAND, J.L.H., PARSONS, T.R. 1972. *A practical handbook of seawater analysis*. Bull. Fish. Res. Board. Can., 196p.
- SUPRG (SUPERINTENDÊNCIA DO PORTO DO RIO GRANDE). Página eletrônica do Porto do Rio Grande. Disponível em:<www.portoriogrande.com.br>. Acesso em: 02 jul. 2005.
- TAGLIANI, P.R.A. & ASMUS, M.L. (Coords.)1997. Estudo de impacto ambiental do Porto do Rio Grande, RS. Fundação Universidade Federal do Rio Grande, RS. Documento Técnico, 850p.
- TRIOLA, M.F. 1998. *Introdução a Estatística*. Editora LTC, 7ª edição. Rio de Janeiro. 410 p.
- USEPA. 1985. Ambient water quality criteria for lead – 1984. US Environmental Protection Agency, EPA 440/5-84-027, Washington, DC, 81p.

- Van Veen, E., Gardner, M., Comber, S. 2001. Temporal variation of copper and zinc complexation in the Humber estuary. *Journal of Environmental Monitoring*, 3 (3): 322-323.
- VANZ, A. 2000. Estudo geoquímico das precipitações sólidas atmosféricas na região do Rio Grande. Dissertação de Mestrado em Oceanografia Física, Química e Geológica, FURG, Rio Grande, 139p.
- VARMA, A. 2000. Handbook of atomic absorption analysis, 2. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- VIEIRA, J.P. & CASTELLO, J.P. 1997. Fish fauna. In: SEELIGER, U., ODEBRECH, C., CASTELLO, J.P. (Eds.). *Ecology of Subtropical Convergence Regions: The Coast and Sea in the Warm-Temperate Southwestern Atlantic*. Springer-Verlag, Heidelberg, New York, Chap. 4.13.
- VIEIRA, S. & HOFFMANN, R. 1989. *Estatística Experimental*. Atlas, São Paulo, 179p.
- VILAS BOAS, D.F. 1990. Distribuição e comportamento dos sais nutrientes, elementos maiores e metais pesados na Lagoa dos Patos, RS. Dissertação de Mestrado, FURG, Rio Grande.
- WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION). 1989. Lead – Environmental aspects. Geneva, 106p.
- WONNACOTT, R.J. & WONNACOTT, T.H. 1980. *Introdução a estatística*. Livros Técnicos e Científicos. Porto Alegre, 589p.
- YUNES, J.S., NIENCHESKI, L.F., SALOMON, P.S., PARISE, M., BEATTIE, K.A., RAGGETT, S.L., CODD, G.A. 1994. Development and toxicity of cyanobacteria in the Patos Lagoon estuary, southern Brazil. *Intergov. Oceanogr. Comm. Workshop Rep 101 [Annex III]: 14-19*.
- ZAMZONI, A.J. 1997. Estudo ecotoxicológico do Porto do Rio Grande. In: Asmus, M.L. & Tagliani, P.R. (Coord.). *Estudo de Impacto ambiental do Porto do Rio Grande: Relatório Final (1-4)*. FURG/SUPRG, 427-459p.
- ZARZUR, S. 2001. Fluxos e regeneração bêntica de nutrientes nas áreas rasas do estuário da Lagoa dos Patos. Dissertação de Mestrado, FURG. 125p.

ANEXOS

ANEXO A – MATRIZES DE CORRELAÇÃO

Anexo A.1. Matriz de correlação entre os parâmetros físico-químicos do ano de 1988 (n = 26). Os valores em vermelho são significativos ao nível de significância de 5 %.

	T	Sal	pH	OD	%OD	MS
T	1,00					
Sal	-0,21	1,00				
pH	0,16	0,15	1,00			
OD	0,16	0,16	1,00	1,00		
% OD	0,16	0,17	1,00	1,00	1,00	
MS	0,08	-0,04	0,02	0,01	0,01	1,00

Anexo A.2. Matriz de correlação entre os parâmetros físico-químicos do ano de 1996 (n = 6). Os valores em vermelho são significativos ao nível de significância de 5 %.

	T	Sal	pH	OD	% OD	MS
T	1,00					
Sal	0,40	1,00				
pH	-0,35	0,42	1,00			
OD	-0,43	-0,78	-0,23	1,00		
% OD	-0,16	-0,72	-0,44	0,95	1,00	
MS	0,36	-0,28	0,05	0,19	0,22	1,00

Anexo A.3. Matriz de correlação entre os parâmetros físico-químicos do ano de 1997 (n = 6). Os valores em vermelho são significativos ao nível de significância de 5 %.

	T	Sal	pH	OD	% OD	MS
T	1,00					
Sal	0,57	1,00				
pH	0,53	0,65	1,00			
OD	-0,00	0,24	-0,16	1,00		
% OD	0,55	0,80	0,26	0,47	1,00	
MS	-0,59	-0,61	-0,03	-0,57	-0,63	1,00

Anexo A.4. Matriz de correlação entre os parâmetros físico-químicos do ano de 2000 (n = 108). Os valores em vermelho são significativos ao nível de significância de 5 %.

	T	Sal	pH	OD	% OD	MS
T	1,00					
Sal	0,64	1,00				
pH	0,55	0,59	1,00			
OD	-0,41	-0,47	-0,67	1,00		
% OD	0,21	0,32	-0,18	0,62	1,00	
MS	0,13	-0,13	0,29	-0,36	-0,44	1,00

Anexo A.5. Matriz de correlação entre os parâmetros físico-químicos do ano de 2001 (n = 15). Os valores em vermelho são significativos ao nível de significância de 5 %.

	T	Sal	pH	OD	% OD	MS
T	1,00					
Sal	0,40	1,00				
pH	0,51	0,81	1,00			
OD	0,72	0,44	0,51	1,00		
% OD	0,62	0,25	0,33	0,95	1,00	
MS	-0,33	-0,57	-0,67	-0,31	-0,05	1,00

Anexo A.6. Matriz de correlação entre os parâmetros físico-químicos do ano de 2003 (n = 16). Os valores em vermelho são significativos ao nível de significância de 5 %.

	T	Sal	pH	OD	% OD	MS
T	1,00					
Sal	-0,83	1,00				
pH	-0,87	0,92	1,00			
OD	0,58	-0,55	-0,54	1,00		
% OD	0,58	-0,53	-0,46	0,94	1,00	
MS	0,66	-0,81	-0,71	0,37	0,44	1,00

Anexo A.7. Matriz de correlação entre os parâmetros físico-químicos do ano de 2004 (n = 8). Os valores em vermelho são significativos ao nível de significância de 5 %.

	T	Sal	pH	OD	% OD	MS
T	1,00					
Sal	-0,18	1,00				
pH	0,72	-0,55	1,00			
OD	-0,21	-0,20	-0,17	1,00		
% OD	-0,05	-0,30	-0,03	0,98	1,00	
MS	-0,34	0,80	-0,41	-0,09	-0,19	1,00

Anexo A.8. Matriz de correlação entre nutrientes dissolvidos e os parâmetros físico-químicos do ano de 1988 (n = 20). Os valores em vermelho são significativos ao nível de significância de 5 %.

	Amônio	Nitrito	Nitrato	Fosfato
Amônio	1,00			
Nitrito	0,28	1,00		
Nitrato	0,16	0,07	1,00	
Fosfato	0,17	0,17	-0,56	1,00
T	0,39	0,20	0,57	-0,24
Sal	-0,15	0,36	-0,46	0,59
pH	0,29	0,29	0,18	0,30
OD	-0,25	-0,39	-0,32	-0,04
% OD	0,41	0,36	0,52	-0,09
MS	0,10	-0,26	0,36	-0,02

Anexo A.9. Matriz de correlação entre nutrientes dissolvidos e os parâmetros físico-químicos do ano de 1996 (n = 6). Os valores em vermelho são significativos ao nível de significância de 5 %.

	Amônio	Nitrito	Nitrato	Fosfato
Amônio	1,00			
Nitrito	0,44	1,00		
Nitrato	0,41	0,27	1,00	
Fosfato	0,73	-0,02	-0,21	1,00
T	-0,87	-0,43	-0,27	-0,77
Sal	-0,28	-0,78	-0,65	0,26
pH	0,52	0,06	-0,27	0,64
OD	0,49	0,85	0,41	0,02
% OD	0,26	0,72	0,38	-0,20
MS	-0,35	0,57	-0,20	-0,55

Anexo A.10. Matriz de correlação de matriz entre nutrientes dissolvidos e os parâmetros físico-químicos do ano de 1997 (n = 6). Os valores em vermelho são significativos ao nível de significância de 5 %.

	Amônio	Nitrito	Nitrato	Fosfato
Amônio	1,00			
Nitrito	0,54	1,00		
Nitrato	0,14	0,46	1,00	
Fosfato	0,55	0,11	-0,59	1,00
T	-0,49	-0,71	0,00	-0,60
Sal	-0,53	-0,94	-0,67	0,12
pH	-0,64	-0,47	-0,40	-0,12
OD	0,35	-0,28	0,12	0,38
% OD	-0,53	-0,92	-0,21	-0,16
MS	-0,15	0,73	0,27	-0,12

Anexo A.11. Matriz de correlação entre nutrientes dissolvidos e os parâmetros físico-químicos do ano de 2000 (n = 15). Os valores em vermelho são significativos ao nível de significância de 5 %.

	Amônio	Nitrito	Nitrato	Fosfato
Amônio	1,00			
Nitrito	0,36	1,00		
Nitrato	0,11	0,29	1,00	
Fosfato	-0,07	-0,32	0,01	1,00
T	-0,22	0,25	0,01	0,11
Sal	-0,66	-0,45	-0,62	0,09
pH	-0,46	-0,25	-0,54	0,12
OD	-0,22	0,45	-0,20	-0,20
% OD	-0,08	0,64	-0,11	-0,37
MS	0,38	0,49	0,28	-0,46

Anexo A.12. Matriz de correlação entre nutrientes dissolvidos e os parâmetros físico-químicos do ano de 2001 (n = 16). Os valores em vermelho são significativos ao nível de significância de 5 %.

	Amônio	Nitrito	Nitrato	Fosfato
Amônio	1,00			
Nitrito	-0,04	1,00		
Nitrato	-0,49	0,31	1,00	
Fosfato	0,61	0,33	-0,04	1,00
T	-0,67	0,15	0,67	-0,41
Sal	0,71	-0,09	-0,67	0,49
pH	-0,80	-0,18	0,43	-0,43
OD	0,59	-0,04	-0,55	0,49
% OD	-0,21	0,25	0,72	-0,04
MS	-0,39	0,21	0,75	-0,13

Anexo A.13. Matriz de correlação entre nutrientes dissolvidos e os parâmetros físico-químicos do ano de 2003 (n = 16). Os valores em vermelho são significativos ao nível de significância de 5 %.

	Amônio	Nitrito	Nitrato	Fosfato
Amônio	1,00			
Nitrito	-0,02	1,00		
Nitrato	-0,48	0,29	1,00	
Fosfato	0,60	0,36	-0,01	1,00
T	-0,66	0,11	0,65	-0,39
Sal	0,71	-0,04	-0,64	0,48
pH	0,58	0,01	-0,51	0,48
OD	-0,18	0,20	0,69	-0,00
% OD	-0,36	0,17	0,73	-0,10
MS	-0,79	-0,22	0,46	-0,44

Anexo A.14. Matriz de correlação entre nutrientes dissolvidos e os parâmetros físico-químicos do ano de 2004 (n = 8). Os valores em vermelho são significativos ao nível de significância de 5 %.

	Amônio	Nitrito	Nitrato	Fosfato
Amônio	1,00			
Nitrito	0,11	1,00		
Nitrato	0,15	0,73	1,00	
Fosfato	0,53	0,10	0,21	1,00
T	0,69	-0,13	-0,15	0,06
Sal	0,27	0,18	0,38	0,78
MS	0,62	0,02	-0,14	-0,09
pH	-0,43	0,52	0,03	-0,53
OD	-0,36	0,46	-0,04	-0,58
%OD	0,14	0,04	0,01	0,73

ANEXO B – DISTRIBUIÇÃO DOS PARÂMETROS FÍSICO-
QUÍMICOS, NUTRIENTES DISSOLVIDOS E METAIS TRAÇO.

Anexo B.1. Variações sazonais das concentrações médias dos parâmetros físico-químicos (temperatura, salinidade, pH, oxigênio dissolvido, saturação de oxigênio e material em suspensão), regime hidrológico e direção do vento nas estações de verão/primavera (ver/pri) e inverno/outono (inver/out) em águas superficiais do Canal de Acesso do estuário da Lagoa dos Patos em função dos anos.

Ano	Sazonalidade	Regime Hidrológico	Direção do Vento	Temperatura (°C)	Salinidade	pH	Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	Saturação de Oxigênio Dissolvido (%)	Material em Suspensão (mg.L ⁻¹)
1988	ver/pri	vazante	sul	20,30	13,25	7,73	6,69	107,48	39,58
1988	inver/out	enchente	norte	17,06	17,97	7,94	6,42	96,80	24,44
1996	inver/out	vazante	nordeste	14,25	6,83	7,68	10,01	98,77	37,31
1997	ver/pri	enchente	sudeste	24,50	26,63	7,53	7,47	121,35	19,16
2000	ver/pri	enchente	sudeste	23,25	32,70	8,06	7,98	107,19	19,97
2000	inver/out	vazante	norte - nordeste	16,38	14,70	7,82	8,24	91,07	19,96
2001	ver/pri	vazante	nordeste	24,66	17,63	8,05	7,05	103,56	29,45
2003	ver//out	vazante	sul	15,00	10,45	7,76	9,40	98,83	23,37
2003	inver/out	vazante	norte	18,75	0,18	7,12	9,79	104,86	66,45
2004	ver/pri	vazante	sudeste	14,10	19,14	7,71	9,35	99,76	80,26

Anexo B.2. Variações sazonais das concentrações médias dos nutrientes dissolvidos (amônio, nitrato, nitrito e fosfato) nas estações de verão/primavera (ver/pri) e inverno/outono (inver/out) em águas superficiais do Canal de Acesso do estuário da Lagoa dos Patos em função dos anos.

Ano	Sazonalidade	Amônio (μM de N)	Nitrato (μM de N)	Nitrito (μM de N)	Fosfato (μM de P)
1988	ver/pri	3,17	9,51	0,14	0,71
1988	inver/out	4,70	3,69	0,30	1,16
1996	inver/out	8,06	4,15	0,23	2,56
1997	ver/pri	4,41	36,20	0,13	0,42
2000	ver/pri	3,34	5,81	0,28	0,66
2000	inver/out	3,94	9,54	0,36	1,32
2001	ver/pri	8,03	27,50	0,14	0,77
2003	ver//out	14,06	12,38	0,54	2,96
2003	inver/out	2,93	17,37	0,65	1,93
2004	ver/pri	0,53	4,75	0,14	1,42

Anexo B.3. Variações sazonais das concentrações médias dos metais traço (cádmio, chumbo, cobre e zinco) nas estações de verão/primavera (ver/pri) e inverno/outono (inver/out) em águas superficiais do Canal de Acesso do estuário da Lagoa dos Patos

Ano	Sazonalidade	Cádmio ($\mu\text{g.L}^{-1}$ de Cd)	Chumbo ($\mu\text{g.L}^{-1}$ de Pb)	Cobre ($\mu\text{g.L}^{-1}$ de Cu)	Zinco ($\mu\text{g.L}^{-1}$ de Zn)
1996	inver/out	1,00	9,80	7,07	32,68
1997	ver/pri	2,54	3,87	26,85	23,43
2000	ver/pri	0,14	1,02	2,00	0,66
2000	inver/out	0,17	1,76	6,15	1,32
2001	ver/pri	0,34	0,84	2,68	9,03

Anexo C.1. Concentrações médias, desvio padrão (entre parênteses), máximas, mínimas e número amostral dos parâmetros físico-químicos.

Ano	Temperatura (°C)	Salinidade	pH	OD (mg.L ⁻¹)	% OD	MS (mg.L ⁻¹)
1988	19,25 (4,77) 11,50 – 27,00 n = 39	16,57 (9,85) 31,36 – 0,79 n = 34	7,81 (0,75) 9,96 – 4,95 n = 37	5,93 (0,60) 6,88 – 5,01 n = 34	103,97 (13,53) 149,11 – 90,18 n = 30	30,28 (27,53) 121,99 – 2,8 n = 31
1996	14,00 (1,54) 12,00 – 15,00 n = 6	5,43 (4,84) 14,30 – 2,20 n = 6	7,68 (0,36) 8,20 – 7,20 n = 6	10,15 (1,31) 12,10 – 8,20 n = 6	99,88 (12,33) 114,10 – 80,80 n = 6	37,31 (34,02) 104,60 – 12,20 n = 6
1997	24,50 (0,54) 24,00 – 25,00 n = 6	25,40 (6,18) 31,30 – 17,90 n = 6	7,53 (0,13) 7,70 – 7,40 n = 6	7,48 (0,69) 8,10 – 6,40 n = 6	120,33 (12,47) 131,40 – 105,70 n = 6	19,21 (2,78) 24,60 – 16,70 n = 6
2000	19,44 (4,46) 25,00 – 4,00 n = 108	20,96 (10,83) 35,00 – 3,00 n = 108	7,90 (0,37) 8,60 – 6,50 n = 108	8,14 (1,05) 9,61 – 5,18 n = 8	96,26 (12,72) 128,18 – 64,28 n = 102	18,95 (9,64) 49,60 – 3,60 n = 107
2001	24,66 (0,61) 26,00 – 24,00 n = 15	17,63 (11,49) 31,30 – 1,40 n = 15	8,05 (0,33) 8,38 – 7,08 n = 15	7,05 (1,84) 10,11 – 4,95 n = 15	103,56 (23,13) 144,61 – 72,52 n = 15	29,45 (41,35) 122,00 – 0,60 n = 15
2003	16,50 (2,25) 19,00 – 19,00 n = 16	6,21 (7,16) 18,40 – 0,10 n = 16	7,44 (0,45) 8,18 – 6,79 n = 16	9,59 (0,58) 10,05 – 8,32 n = 16	101,84 (6,20) 107,25 – 88,00 n = 16	44,91 (26,42) 83,20 – 16,80 n = 16
2004	14,25 (1,03) 15,00 – 12,00 n = 8	20,65 (4,26) 26,90 – 14,10 n = 8	7,71 (0,15) 7,85 – 7,41 n = 8	9,10 (0,75) 9,89 – 7,69 n = 8	96,97 (8,16) 105,89 – 82,36 n = 8	89,20 (33,86) 147,03 – 47,00 n = 8

Anexo C. 2. Concentrações médias, desvio padrão (entre parênteses), máximas, mínimas e número amostral dos nutrientes dissolvidos.

Ano	Amônio (μM)	Nitrato (μM)	Nitrito (μM)	Fosfato (μM)
1988	4,58 (4,22) 19,81 – 0,44 n = 32	6,77 (10,04) 62,53 – 0,42 n = 38	0,23 (0,22) 0,85 – 0,04 n = 38	0,95 (0,40) 1,73 – 0,14 n = 38
1996	8,06 (7,50) 22,90 – 3,20 n = 6	4,15 (1,35) 6,50 – 2,70 n = 6	0,26 (0,13) 0,40 – 0,10 n = 6	2,56 (1,79) 5,30 – 0,70 n = 6
1997	4,45 (3,35) 11,20 – 2,20 n = 6	36,21 (26,16) 57,60 – 2,90 n = 6	0,14 (0,05) 0,20 – 0,10 n = 6	0,42 (0,07) 0,53 – 0,35 n = 6
2000	3,69 (1,79) 11,21 – 1,48 n = 108	8,33 (5,88) 30,03 – 2,00 n = 99	0,34 (0,24) 1,14 – 0,06 n = 108	1,10 (0,85) 5,21 – 0,16 n = 108
2001	8,03 (5,70) 18,81 – 0,23 n = 15	27,50 (28,10) 88,75 – 3,34 n = 15	0,14 (0,05) 0,22 – 0,05 n = 15	0,77 (0,36) 1,30 – 0,32 n = 15
2003	8,49 (6,92) 26,14 – 2,44 n = 16	14,88 (4,11) 23,54 – 9,38 n = 16	0,59 (0,29) 1,37 – 0,27 n = 16	2,44 (2,17) 8,70 – 0,73 n = 16
2004	0,61 (0,34) 1,12 – 0,24 n = 8	5,43 (1,37) 7,77 – 3,85 n = 8	0,16 (0,00) 0,18 – 0,15 n = 8	1,39 (0,29) 1,80 – 0,94 n = 8

Anexo C. 3. Concentrações médias, desvio padrão (entre parênteses), máximas, mínimas e número amostral dos metais traço.

Ano	Cádmio ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Chumbo ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Cobre ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Zinco ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
1996	1,00 (0,33) 1,40 – 0,50 n = 5	9,80 (6,05) 20,90 – 5,30 n = 6	7,07 (5,02) 13,70 – 0,90 n = 6	32,68 (25,27) 72,30 – 11,90 n = 5
1997	2,54 (1,53) 4,00 – 0,90 n = 5	3,87 (2,90) 8,80 – 0,40 n = 6	26,85 (11,74) 39,00 – 14,90 n = 4	23,43 (20,28) 55,50 – 6,40 n = 6
2000	0,59 (0,07) 0,49 – 0,06 n = 63	2,03 (1,08) 8,60 – 0,50 n = 63	6,54 (6,38) 33,25 – 1,20 n = 63	14,05 (4,18) 22,30 – 2,10 n = 63
2001	19,44 (0,08) 5,00 – 0,22 n = 5	2,68 (1,23) 4,46 – 1,12 n = 5	7,90 (1,23) 4,46 – 1,12 n = 5	8,14 (1,69) 11,04 – 6,61 n = 4