



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR-LABOMAR
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS

FRANCISCO JOSÉ DE PAULA FILHO

AVALIAÇÃO INTEGRADA DA BACIA DE DRENAGEM DO RIO PARNAÍBA
ATRAVÉS DE FATORES DE EMISSÃO DE CARGAS DE NITROGÊNIO E
FÓSFORO E INDICES DE QUALIDADE DE ÁGUAS

FORTALEZA-CE

2014

FRANCISCO JOSÉ DE PAULA FILHO

**AVALIAÇÃO INTEGRADA DA BACIA DE DRENAGEM DO RIO PARNAÍBA
ATRAVÉS DE FATORES DE EMISSÃO DE CARGAS DE NITROGÊNIO E
FÓSFORO E INDICES DE QUALIDADE DE ÁGUAS**

Tese apresentada ao Curso Doutorado em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Utilização e Manejo de Ecossistemas Marinhos e Estuarinos

Orientadora: Prof^a. Dra. Rozane Valente Marins

FORTALEZA-CE

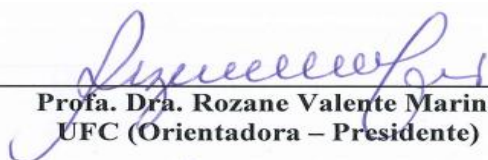
2014

FRANCISCO JOSÉ DE PAULA FILHO

**AVALIAÇÃO INTEGRADA DA BACIA DE DRENAGEM DO RIO PARNAÍBA
ATRAVÉS DE FATORES DE EMISSÃO DE CARGAS DE NITROGÊNIO E
FÓSFORO E INDICES DE QUALIDADE DE ÁGUAS**

Tese apresentada ao Doutorado em Ciências
Marinhas Tropicais da Universidade Federal
do Ceará, como parte dos requisitos para
obtenção do título de Doutor em Ciências
Marinhas Tropicais. Área de concentração:
Utilização e Manejo de Ecossistemas
Marinhos e Estuarinos

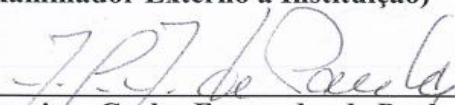
Aprovada em: 14 de fevereiro de 2014



Prof. Dra. Rozane Valente Marins
UFC (Orientadora – Presidente)



Prof. Dr. Francisco Antonio Rodrigues Barbosa
UFMG (Examinador Externo à Instituição)



Prof. Dr. Francisco Carlos Fernandes de Paula
UESC (Examinador Externo à Instituição)



Prof. Dr. José Machado Moita Neto
UFPI (Examinador Externo à Instituição)



Prof. Dr. Rogério Campos
UNIFOR (Examinador Externo à Instituição)

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Rui Simões de Menezes

P347a Paula Filho, Francisco José de.

Avaliação integrada da bacia de drenagem do Rio Parnaíba através de fatores de emissão de cargas de nitrogênio e fósforo e índices de qualidade de águas / Francisco José de Paula Filho. – 2014.
192 f.: il. color., enc. ; 30 cm.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2014.

Área de Concentração: Utilização e Manejo de Ecossistemas Marinhos e Estuarinos.

Orientação: Prof^ª. Dr^ª. Rozane Valente Marins.

1. Gestão ambiental - Parnaíba, Rio, Bacia. 2. Nitrogênio. 3. Fósforo. I. Título.

CDD 551.9

*Aos meus pais, M^a Aurília e Fco. José, pelos
exemplos de honestidade, dignidade e
trabalho. A minha esposa Vânia e ao meu filho
Ícaro por todo amor, carinho, apoio e,
principalmente, paciência manifestados a
cada dia.*

Dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela dádiva da vida e por me conferir a capacidade de conduzir e finalizar esta pesquisa.

A Prof^ª. Dra. Rozane Valente Marins pela orientação, confiança e apoio científico no período da realização deste trabalho de pesquisa. Pelas contribuições na concepção das publicações, além é claro da amizade, dos bons conselhos profissionais e entusiasmo em compartilhar conhecimentos e em construir parcerias.

Ao Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda, pelo apoio na fundamentação científica do inventário e cálculo de cargas de N e P, bem como pela oportunidade em integrar a Rede INCT-TMCOcean.

Ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia – Transporte de Materiais Continente-Oceano – INCT-TMCOcean (Processo CNPq N^o: 573601/2008-9), pelo suporte técnico e financeiro prestado a esta pesquisa, sem o qual os objetivos traçados para a realização deste trabalho científico não seriam alcançados.

A Universidade Federal do Piauí, pelo apoio logístico e pela concessão de período de afastamento das atividades docentes. Valiosa permissão que possibilitou o meu aperfeiçoamento acadêmico e capacitação profissional.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudo.

Aos discentes do Núcleo de Pesquisa em Biogeoquímica da UFPI, Campus de Bom Jesus: Emanuella Pereira, Glaucia Viana, Laercio Macêdo e Salvador Maia pelo auxílio nas atividades de campo e determinações analíticas.

Aos amigos do Laboratório de Biogeoquímica Costeira: Andréa da Consolação, Breno Costa, Janaina dos Santos, José Edvar, Mariany Cavalcanti, Mario Godoy, Moisés Bezerra, Regina Oliveira, Roseline Torres, Talita Maia e Tiago Farias. Pela convivência, amizade e apoio manifestados de diferentes formas e por compartilharem conhecimentos em vários momentos de minha estadia no laboratório.

A coordenadora da biblioteca setorial do LABOMAR, Nadsa Cid, pelo atendimento atencioso sempre dispensado, e por diversas vezes dedicar parte de seu tempo na busca de artigos científicos e outras publicações relevantes para a fundamentação desta Tese.

Os Dias

Sobre as águas de um rio onde vaqueiros
silenciaram suas mágoas.

Sobre outro rio cantado
por lavadeiras,
e o riozinho proclamado
pelos buritizeiros,
sobre os brejos sem nome
onde os riachos começam,
sobre todas as águas
o espírito perene.

Sobre o espírito das águas
que memoraram os dias,
sobre um rio perdido onde os bichos do mato
beberam o fim da tarde,
sobre um vale pastoral onde os rios pensam
sobre a música de vida
dos rios reduzidos a um nome
PARNAÍBA
sobre os rios plenos,
os dias consumidos.

Hindemburgo Dobal

(Escritor piauiense, * 17.10.1927 – †22.05.2008)

RESUMO

Esta Tese teve como proposta principal apresentar ferramentas de gestão ambiental para a análise integrada e sistêmica da Bacia do rio Parnaíba, no que tange aos aportes de nitrogênio (N) e fósforo (P), seus efeitos sobre a qualidade e a condição trófica dos principais rios que formam as diferentes sub-bacias, e seus fluxos para a zona costeira, a partir da hierarquização dos diferentes vetores naturais e antrópicos e mecanismos de transferência em seu continuum continente-oceano. Foram estimadas as cargas e fatores de emissão ($\mathcal{F}_e^{N,P}$) associados aos diferentes usos do solo. O uso do índice mínimo de qualidade (IQA_{Min}) e do índice de estado Trófico (IET_{Pt}), evidenciou os efeitos potenciais da transferência das cargas sobre a condição de qualidade das águas da região. A carga total estimada foi de 76.033 t N.ano⁻¹ e 36.533 t P.ano⁻¹ e os fatores estimados foram iguais a 229 kg N.km⁻².ano⁻¹ e 110 kg N.km⁻².ano⁻¹, sendo o setor médio da bacia o que mais contribui para as emissões de nitrogênio, enquanto o Alto Parnaíba responde pelas maiores emissões de fósforo. Predominaram fontes difusas relacionadas a atividades agrícolas e pecuárias, todavia, nas sub-regiões do Médio e Baixo Parnaíba, houve crescimento das fontes pontuais por efluentes domésticos pelo aumento da urbanização. As cargas e os fatores estimados foram comparados com os determinados em função das concentrações instantâneas ($\mathcal{F}_m^{N,P}$). As curvas de probabilidades para as variáveis limnológicas evidenciaram o fósforo total, o nitrogênio total, a turbidez e os sólidos totais em suspensão, como as variáveis críticas para a qualidade das águas da região, possibilitando a determinação do IQA_{Min} . Predominaram condições de Regulares a Boas para o Alto Parnaíba e condições ruins para a qualidade das águas dos setores médio e baixo do rio Parnaíba. Por outro lado, o IET_{Pt} evidenciou estados tróficos mais elevados nas sub-bacias dos setores Médio e Baixo da bacia. Na região costeira do Delta do Parnaíba, sobressaíram-se condições de qualidade de Regular a Boa, e condições tróficas oligo-mesotróficas, exceto para o rio Igaracú (eutrófico) no período de seca, denotando a forte influência dos aportes urbanos de fósforo das cidades litorâneas. As estimativas das cargas de N e P por fatores de emissão e a adequação dos índices as condições regionais, representam uma ferramenta importante de gestão por possibilitar a sistematização de informações, apontar e hierarquizar os principais vetores de contaminação por nutrientes e seus efeitos sobre a qualidade das águas superficiais da bacia do Rio Parnaíba.

Palavras-chave: Nitrogênio. Fósforo. Fatores de emissão. Cargas de nutrientes. Qualidade das águas. Estado trófico. Delta do Parnaíba.

ABSTRACT

The main purpose of this thesis was to present environmental management tools for an integrated and systemic analysis of the Parnaíba River basin with regard to the inputs of nitrogen (N) and phosphorus (P), their effects on the quality and trophic status of the main rivers of the different sub-basins, and their flows to the coastal zone. This was done through the assessment of the different natural and anthropogenic vectors and transfer mechanisms along the continent-ocean continuum. Loads and emission factors ($\mathcal{F}_e^{N,P}$) associated with different land uses were estimated. The use of the minimum quality index (IQA_{min}) and of the Trophic State Index (IET_{Pt}) showed the potential effects the transfer of loads may have on the water quality conditions in the region. The estimated total load was 76,033 t N.year⁻¹ and 36,533 t P.year⁻¹, while the estimated factors were 229 kg N.km⁻².year⁻¹ and 110 kg P.km⁻².year⁻¹. The mid sector of the basin has the largest nitrogen emissions, while the High Parnaíba responds for the highest emissions of phosphorus. Diffuse sources related to agricultural and livestock farming activities were predominant. However, the Mid and Lower Parnaíba showed to have a growing number of point sources of domestic effluents due to an increased urbanization. The estimated loads and factors were compared to spot concentrations ($\mathcal{F}_m^{N,P}$). The probability curves of the limnological variables showed that total phosphorus, total nitrogen, turbidity and total suspended solids were the critical water quality variables in the region, which allowed the determination of the IQA_{Min}. Regular to good conditions prevailed in the High Parnaíba while the mid and lower sectors of the river showed bad conditions. On the other hand, IET_{Pt} showed higher trophic levels in the sub-basins of the mid and lower sections of the basin. The coastal region of the Parnaíba River Delta presented quality conditions that were Regular to Good, and its trophic status was defined as oligo-mesotrophic, except for the Igarapé River (eutrophic) during the dry season, indicating the strong influence of urban phosphorus inputs from the coastal cities. N and P load estimates obtained through emission factors and the adjustment of indices to the regional conditions represent an important management tool for the systematization of information, being useful as well to identify and rank the main nutrient pollution vectors and their effects on the quality of surface waters throughout the Parnaíba River basin.

Keywords: Nitrogen. Phosphorus. Emission factors. Nutrient loads. Water quality. Trophic state. Parnaíba River Delta.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Diagrama conceitual dos fluxos estimados de nutrientes (N e P), incluindo fontes emissoras.	27
Figura 2– Evolução histórica do consumo aparente de fertilizantes nitrogenados e fosfatados no Brasil a partir de 1950.	30
Figura 3 – Estimativas continentais de fluxos de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) a partir dos rios para os oceanos.....	31
Figura 4 – Emissões naturais e antrópicas estimadas para o nitrogênio em $t.ano^{-1}$ (a) e Emissões naturais e estimadas para o fósforo em $t.ano^{-1}$ (b), para os estuários do Ceará ^a	33
Figura 5 – Divisão hidrográfica do Parnaíba em sub-bacias e seus limites abrangendo os estados do Ceará, Piauí e Maranhão.	46
Figura 6 – Clima e precipitações médias anuais na Região Hidrográfica do Parnaíba.	50
Figura 7 – As imagens correspondem a dois pontos de monitoramento no rio Gurguéia, Gilbués (esquerda) e a jusante de Gilbués (direita), no período chuvoso de 2013.....	55
Figura 8 – Municípios brasileiros com serviço de rede coletora de esgoto, com destaque para os Estados da Região Hidrográfica do Parnaíba, Ceará, Maranhão e Piauí.	57
Figura 9 – Municípios brasileiros, segundo a destinação final dos resíduos sólidos domiciliares e/ou públicos, com destaque para os Estados que integram a Região Hidrográfica do Parnaíba, Ceará, Maranhão e Piauí.....	58
Figura 10 – Pontos de amostragem de água e medidas das variáveis hidroquímicas.	62
Figura 11 – Cargas estimadas de nitrogênio (a) e fósforo (b), em $t.ano^{-1}$, a partir da deposição atmosférica total nas sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.....	82
Figura 12 – Cargas estimadas de nitrogênio (a) e fósforo (b), em $t.ano^{-1}$, a partir da denudação física e química dos solos nas sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.	84
Figura 13 – Cargas estimadas de N e P ($t.ano^{-1}$), a partir da denudação física e química dos diferentes tipos de solos típicos da bacia do rio Parnaíba.	86
Figura 14 – Contribuições relativas (%), das cargas de N e P por fontes naturais, estimadas para cada sub-bacia da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.	88
Figura 15 – Cargas estimadas de nitrogênio (a) e fósforo (b), em $t.ano^{-1}$, a partir da emissão de esgotos domésticos das sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.....	91

Figura 16 – Cargas estimadas de nitrogênio (a) e fósforo (b), em t.ano ⁻¹ , a partir do escoamento superficial urbano das sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.....	93
Figura 17 – Cargas estimadas de nitrogênio (a) e fósforo (b), em t.ano ⁻¹ , a partir dos resíduos sólidos municipais por sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.....	96
Figura 18 – Participação percentual dos principais cultivos para o total das cargas emitidas de N e P, a partir das perdas de fertilizantes aplicados na agricultura da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.	98
Figura 19 – Cargas estimadas de nitrogênio (a) e fósforo (b), em t.ano ⁻¹ , a partir do uso de fertilizantes nas principais culturas agrícolas praticadas na Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.	100
Figura 20 – Participação percentual dos diferentes rebanhos nas emissões totais de N e P pela pecuária, para os diferentes setores da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.	102
Figura 21 – Cargas estimadas de nitrogênio (a) e fósforo (b), em t.ano ⁻¹ , a partir dos dejetos da pecuária por sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.	103
Figura 22 – Contribuições relativas de N por diferentes vetores antrópicos considerados no inventário das sub-bacias hidrográficas da sub-região do Alto Parnaíba.....	107
Figura 23 – Contribuições relativas de P por diferentes vetores antrópicosa considerados no inventário das sub-bacias hidrográficas da sub-região do Alto Parnaíba.....	108
Figura 24 – Contribuições relativas de N por diferentes vetores antrópicosa considerados no inventário das sub-bacias hidrográficas da sub-região do Médio Parnaíba.....	109
Figura 25 – Contribuições relativas de P por diferentes vetores antrópicos considerados no inventário das sub-bacias hidrográficas da sub-região do Médio Parnaíba.....	110
Figura 26 – Contribuições relativas de N e P por diferentes vetores antrópicosa considerados no inventário da sub-região do Baixo Parnaíba.....	110
Figura 27 – Diagrama esquemático da bacia do Rio Parnaíba, com emissões de nitrogênio estimadas \mathcal{F}_e^N e medidas \mathcal{F}_m^N , em kg N.km ⁻² .ano ⁻¹	116
Figura 28 – Diagrama esquemático da bacia do Rio Parnaíba, com emissões de Fósforo estimadas \mathcal{F}_e^P e medidas \mathcal{F}_m^P , em kg N.km ⁻² .ano ⁻¹	117
Figura 29 – Box plots ^a das variáveis hidroquímicas monitoradas durante 12 meses (2012-2013) na bacia do rio Gurguéia, principal afluente do rio Parnaíba, NE do Brasil.	119
Figura 30 – Curvas de probabilidade de excedência ou não excedência ^a das concentrações e valores das variáveis monitoradas na bacia do rio Gurguéia, Alto Parnaíba, NE do Brasil...	122

Figura 31– Distribuição e níveis de qualidade das águas superficiais das sub-bacia do Alto Parnaíba, medidos pelo IQA_{Min} a partir do monitoramento sazonal no período chuvoso de 2012.	124
Figura 32 – Distribuição e níveis de qualidade das águas superficiais das sub-bacia do Alto Parnaíba, medidos pelo IQA_{Min} a partir do monitoramento sazonal no período seco de 2012.	125
Figura 33 – Distribuição e níveis de qualidade das águas superficiais das sub-bacias do Médio Parnaíba, medidos pelo IQA_{Min} partir do monitoramento sazonal no período chuvoso de 2012.	127
Figura 34 – Distribuição e níveis de qualidade das águas superficiais das sub-bacia do Médio Parnaíba, medidos pelo IQA_{Min} a partir do monitoramento sazonal no período seco de 2012.	128
Figura 35 – Trecho urbano do rio Poti na Zona Leste da cidade de Teresina no período de estiagem de 2012.	130
Figura 36 – Distribuição e níveis de qualidade das águas superficiais das sub-bacia do Baixo Parnaíba, medidos pelo IQA_{Min} a partir do monitoramento sazonal no período chuvoso de 2012.	131
Figura 37 – Distribuição e níveis de qualidade das águas superficiais das sub-bacia do Baixo Parnaíba, medidos pelo IQA_{Min} a partir do monitoramento sazonal no período seco de 2012.	132
Figura 38 – Box plots ^a dos resultados médios e desvios para o IET_{Pt} de cada sub-bacia da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.....	134
Figura 39 – Box plots ^a para o IET_{Pt} dos rios Parnaíba e Igaracú no Delta do Parnaíba, NE do Brasil.....	138

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Variáveis primárias utilizadas na elaboração dos índices de qualidade da água.	37
Tabela 2 – Valores e classificação do IQA a partir do cálculo efetuado para determinar a qualidade das águas brutas e seu significado.....	40
Tabela 3 – Variáveis determinadas nas amostras de água.....	63
Tabela 4 – Estações fluviométricas utilizadas na obtenção dos dados hidrológicos de vazão e área de drenagem para cada Sub-bacia da Região Hidrográfica do Parnaíba, a partir do banco de dados Hidroweb da Agência Nacional de Água.....	67
Tabela 5 – Classificação do Estado Trófico para sistemas lóticos segundo proposto por LAMPARELLI, (2004).	80
Tabela 6 – Fatores de emissão ($\text{kg.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$) de N e P de cada sub-bacia da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.....	89
Tabela 7 – Comparação das estimativas de cargas (t.ano^{-1}) e importâncias relativas (%) para emissões de N e P, a partir das fazendas de camarão instaladas em áreas costeiras nos estados do Ceará, Maranhão, Piauí e Rio Grande do Norte.....	106
Tabela 8 – Síntese das contribuições naturais e antrópicas por diferentes fontes de N (t.ano^{-1}) das sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba.....	112
Tabela 9 – Síntese das contribuições naturais e antrópicas por diferentes fontes de P (t.ano^{-1}) das sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba.	113
Tabela 10 – Valores analíticos das variáveis e classificação da qualidade das águas dos rios Parnaíba e Igaracú no Delta do Parnaíba, NE do Brasil.....	135

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ACP	Análise dos Componentes Principais
ANA	Agência Nacional de Águas
ANDA	Associação Nacional para Difusão de Adubos
BB	Bacia hidrográfica do rio de Balsas
BCP	Bacia hidrográfica dos rios Canindé/Piauí
BDAP	Bacias Difusa do Alto Parnaíba
BDBE	Bacia Difusa de Boa Esperança
BDMP	Bacia Difusa do Médio Parnaíba
BGG	Bacia hidrográfica do rio Gurguéia
BIT	Bacia hidrográfica do rio Itaueiras
BLP	Bacia hidrográfica do Longá/Parnaíba
BP	Bacia hidrográfica do rio Poti
BUP	Bacia hidrográfica do rio Uruçuí Preto
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CODEVASF	Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
MMA	Ministério do Meio Ambiente
ONU	Organização das Nações Unidas
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
SEMAR	Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Piauí
SINGREH	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SNSA	Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
1.1	Considerações gerais.....	18
1.2	Bacia hidrográfica – conceito e importância como unidade de planejamento	20
1.3	Emissões de N e P por mudanças no uso dos solos das bacias de drenagem	21
1.4	Justificativa	22
1.5	Hipóteses.....	22
2	OBJETIVOS.....	23
2.1	Objetivo geral	23
2.2	Objetivos específicos	23
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	24
3.1	Recursos hídricos e a crise de abastecimento	24
3.2	Eutrofização associada à mobilização antrópica de N e P para os ambientes aquáticos continentais e costeiros.	25
3.3	Estimativas de cargas de N e P por fatores de emissão como ferramenta de gestão de bacias hidrográficas	26
3.3.1	Fontes naturais de N e P para as bacias de drenagem	28
3.3.2	Fontes antrópicas de N e P para as bacias de drenagem.....	29
3.3.3	Estimativas globais dos fluxos de N e P a partir das bacias de drenagem.	31
3.3.4	Estimativas do aporte de N e P das bacias hidrográficas do Nordeste brasileiro para as áreas costeiras.	33
3.4	Curvas de permanência da qualidade da água	35
3.5	Indicadores e índices de qualidade de água	36
3.5.1	Índices de Qualidade da Água: vantagens e desvantagens.....	38
3.5.2	Índice mínimo de qualidade de água (IQA_{Min})	40
3.5.3	Índice de Estado Trófico da água	41
4	ÁREA DE ESTUDO.....	44
4.1	Aspectos gerais da área de estudo.....	44
4.2	Divisão hidrográfica	44
4.2.1	Sub-região hidrográfica do Alto Parnaíba	45
4.2.2	Sub-região hidrográfica do Médio Parnaíba.....	45
4.2.3	Sub-região hidrográfica do Baixo Parnaíba.....	47
4.2.4	Faixa litorânea: O Delta do Parnaíba.....	48

4.3	Caracterização climática	49
4.4	Vazões médias das sub-bacias	51
4.5	Vegetação.....	51
4.6	Aspectos gerais da geologia e geomorfologia regional	52
4.7	Aspectos pedológicos	52
4.7.1	Susceptibilidade à erosão dos solos na bacia do Parnaíba.....	53
4.8	Características sócio-econômicas e uso do solo	55
4.8.1	Emissão de esgotos.....	56
4.8.2	Manejo dos Resíduos Sólidos Municipais.....	57
4.8.3	Agricultura.....	58
4.8.4	Uso de fertilizantes	59
4.8.5	Pecuária	60
4.8.6	Aquicultura	60
5	MATERIAS E MÉTODOS.....	61
5.1	Malha amostral	61
5.2	Parâmetros monitorados	63
5.2.1	Fatores de emissão e dados secundários utilizados nas estimativas.....	65
5.3	Softwares para análise dos dados.....	68
5.4	Elaboração dos Mapas	68
5.5	Ferramentas para o cálculo das estimativas de emissão de N e P.....	69
5.5.1	Fontes Naturais: entradas atmosféricas	69
5.5.2	Fontes Naturais: denudação física e química dos solos.....	71
5.5.3	Fontes antrópicas: efluentes domésticos.....	72
5.5.4	Fontes antrópicas: escoamento superficial urbano (<i>Runoff</i> urbano).....	72
5.5.5	Fontes antrópicas: resíduos sólidos municipais (RSM).....	73
5.5.6	Fontes antrópicas: agricultura.....	74
5.5.7	Fontes antrópicas: pecuária	75
5.5.8	Fontes antrópicas: aquicultura	75
5.6	Avaliação das incertezas e comparação entre as cargas estimadas e as medidas	77
5.7	Ferramentas para o cálculo dos Índices de Qualidade da Água.....	78
5.7.1	Análise estatística dos dados	78
5.7.2	Índice mínimo de qualidade de água (IQA_{Min}).....	79
5.7.3	Índice de Estado Trófico (IET).....	79
6	RESULTADOS.....	81

6.1	PARTE I – Estimativas de cargas de N e P por vetores naturais e antrópicos para a bacia do rio Parnaíba.....	81
6.1.1	Emissões naturais: deposição atmosférica.....	81
6.1.2	Emissões naturais: denudação física e química dos solos.....	84
6.1.3	Emissões naturais: Importância relativa das fontes.....	88
6.2	Estimativas de cargas de N e P por vetores antrópicos para a bacia do rio Parnaíba	90
6.2.1	Emissões antrópicas: esgotos domésticos.....	91
6.2.2	Emissões antrópicas: escoamento Superficial urbano (<i>Runoff</i>).....	93
6.2.3	Emissões antrópicas: resíduos Sólidos Municipais (RSM).....	94
6.2.4	Emissões antrópicas: agricultura.....	96
6.2.5	Emissões antrópicas: pecuária.....	101
6.2.6	Emissões antrópicas: piscicultura da Tilápia do Nilo.....	104
6.2.7	Emissões antrópicas: carcinicultura.....	105
6.3	Importância relativa das fontes antrópicas.....	106
6.4	Síntese das emissões de N e P da bacia do rio Parnaíba.....	111
6.5	Comparação entre cargas estimadas e medidas.....	114
6.6	PARTE 2: Índice de qualidade de água e de estado trófico para classificação dos recursos hídricos da Região Hidrográfica do Parnaíba.....	118
6.7	Análise probabilística de não conformidade das águas da sub-bacia do Rio Gurguéia.....	118
6.8	Avaliação sazonal da qualidade das águas das sub-bacias do Rio Parnaíba.....	123
6.9	Avaliação das condições tróficas das águas da bacia do Parnaíba através do IET _{Pt}	133
6.10	Avaliação da qualidade e das condições tróficas das águas do rio Parnaíba e Igaracú na Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba.....	134
7	CONCLUSÕES.....	139
	REFERÊNCIAS.....	142
	APÊNDICE A – Localização dos pontos, coordenadas geográficas, frequência amostral e período de amostragem.....	158
	APÊNDICE B – Tabela de fatores normalizadores para as variáveis monitoradas e utilizadas no cálculo do IQA _{Min}	161
	APÊNDICE C – Tabela com os dados das estimativas de cargas de N e P (t.ano ⁻¹), a partir da deposição atmosférica para as sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.....	162

APÊNDICE D – Tabela com os dados das estimativas de cargas de N e P ($t.ano^{-1}$), a partir da denudação física e química dos solos da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil....	163
APÊNDICE E – Artigo publicado na Revista Virtual de Química, 2012, 4 (6), 623-640.	165
APÊNDICE F – Tabela com os dados das estimativas de carga de N e P ($t.ano^{-1}$), a partir dos esgotos em função da população e do consumo per capita de água nas áreas urbanas e rurais dos municípios que integram a Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.	182
APÊNDICE G – Tabela com as recomendações de aplicação ($kg.ha^{-1}$) e taxas de perdas (%), pelo uso de fertilizantes nitrogenados e fosfatados, nas principais culturas agrícolas praticadas na Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.....	183
APÊNDICE H – Tabela de cargas associadas ($t.ano^{-1}$) ao uso de fertilizantes nitrogenados e fosfatados, utilizados nas principais culturas agrícolas praticadas na Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.	184
APÊNDICE I – Tabela com as estimativas de cargas de N e P ($t.ano^{-1}$), a partir do uso de fertilizantes nas principais culturas agrícolas praticadas na Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.	185
APÊNDICE J – Tabela com as estimativas de carga de N e P ($t.ano^{-1}$), a partir dos principais rebanhos da atividade pecuária praticada na Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.	186
APÊNDICE K – Tabela de cargas ($t.ano^{-1}$) e fatores de emissão ($kg.km^{-2}.ano^{-1}$), a partir das concentrações de NT em amostras de água coletadas nas campanhas de monitoramento, nas sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.....	188
APÊNDICE L – Tabela de cargas ($t.ano^{-1}$) e fatores de emissão ($kg.km^{-2}.ano^{-1}$), a partir das concentrações de PT em amostras de água coletadas nas campanhas de monitoramento, nas sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.....	189
APÊNDICE M – Resultados para as variáveis hidroquímicas monitoradas, faixa de variação, média (\bar{X}) e desvio padrão (s), entre 2012-2013 na sub-bacia do rio Gurguéia, Alto Parnaíba, NE do Brasil.	190
APÊNDICE N – Síntese dos resultados para as variáveis monitoradas sazonalmente e do respectivo índice Mínimo de qualidade das águas das sub-bacias do Alto Parnaíba, nas campanhas de 2010/2012.....	191

1 INTRODUÇÃO

1.1 Considerações gerais

Em 1972, o relatório “Os limites do Crescimento” ou “Relatório Meadows”, formulado a partir de modelos matemáticos desenvolvidos por uma equipe do *Massachusetts Institute of Technology* – MIT, contratada pelo Clube de Roma, tratava de problemas cruciais para o futuro desenvolvimento da humanidade. A partir do relatório, chegou-se à conclusão que o Planeta Terra não suportaria o crescimento populacional devido à pressão gerada sobre os recursos naturais e energéticos e ao aumento da poluição, mesmo tendo em conta o avanço tecnológico. As previsões do relatório tiveram repercussão internacional.

Também em 1972, a Conferência de Estocolmo sobre o Meio Ambiente debateu fortemente o relatório do Clube de Roma, gerando um processo mais intenso de incorporação da consciência ecológica e princípios norteadores de proteção ambiental na agenda política das nações.

Em 1983, o Relatório Brundtland da Organização das Nações Unidas (ONU) apontou para o desenvolvimento econômico consorciado à justiça social com vista à sustentabilidade. No mesmo ano, em Brasília, ocorreu o Seminário Internacional de Gestão de Recursos Hídricos, sendo o marco inicial para os debates relativos à temática no Brasil.

A recomendação da criação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH) e a busca de subsídios para instituir a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), a partir de relatório do Ministério de Minas e Energia, em 1986, resultaram na instituição do SINGREH através do Art.21, inciso XIX e da inclusão da competência privativa da União para legislar sobre a instituição do SINGREH, através do Art.22, inciso IV da Constituição Federal de 1988.

A Conferência Internacional sobre Água e Meio Ambiente (ICWE) de 1992, em Dublin, Irlanda, com cerca de 500 participantes, incluindo especialistas designados pelos governos de 100 países e representantes de 80 organismos internacionais, intergovernamentais e não governamentais, diagnosticou a situação futura dos recursos hídricos no mundo. Em seu documento final, estabeleceu os quatro Princípios de Dublin que são ainda relevantes:

- a) princípio 1: “A água doce é um recurso finito e vulnerável, essencial para sustentar a vida, o desenvolvimento e o meio ambiente”;

- b) princípio 2: “O desenvolvimento e o gerenciamento dos recursos hídricos deve ser baseado em uma abordagem participativa, envolvendo os usuários, planejadores e formuladores de políticas em todos os níveis”;
- c) princípio 3: “As mulheres desempenham um papel central na provisão, gestão e proteção da água”;
- d) princípio 4: “A água tem um valor econômico em todos os seus usos competitivos e deve ser reconhecida como um bem econômico”.

No mesmo ano de 1992, a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento (UNCED), produziu a Agenda 21 que, com suas sete áreas programáticas de ação em água doce, anunciou o início da mudança nas práticas de gestão, as quais vem evoluindo muito lentamente. Ambas as conferências cumpriram um importante papel, na medida em que colocaram a água no centro do debate sobre o desenvolvimento sustentável.

Como consequência direta das conferências, a lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, conhecida atualmente como Lei das Águas, regulamentou o inciso XIX do art. 21 da Carta Magna brasileira, pela instituição da Política Nacional de Recursos Hídricos e criação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Em seus fundamentos apresentados no Capítulo I, Art. 1º, inciso V, definiu a Bacia Hidrográfica como a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. A Lei das Águas estabelece como princípios gerais básicos para a gestão de recursos hídricos:

- a) a gestão por bacia hidrográfica;
- b) a observância dos usos múltiplos, mas considerando que, em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação animal;
- c) o reconhecimento de que a água é um recurso dotado de valor econômico;
- d) a gestão descentralizada e participativa;
- e) o reconhecimento da água como bem finito e vulnerável.

A Política Nacional de Recursos Hídricos tem como um de seus objetivos assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos. Dentre as diretrizes de ação para implementação dessa política, a lei estabelece que a gestão sistemática dos recursos hídricos não deve dissociar os aspectos de quantidade dos de qualidade (Art. 3º, Cap. III, Tit. I) e indicou que a integração e a articulação da gestão de recursos hídricos se dá em consonância com a gestão

ambiental com a do uso do solo (BRASIL, 1997), sendo que a implementação da PNRH, em áreas submetidas a condições de escassez de chuvas (semiárido e sub-úmido), no Nordeste do Brasil, é uma questão fundamental para proteção e manutenção dos mananciais.

Nas últimas décadas, a introdução de contaminantes químicos como nutrientes, metais traço e compostos xenobióticos, como pesticidas, nos ecossistemas aquáticos, tem aumentado de forma alarmante, como resultado da ação antropogênica sobre o meio ambiente. Os reflexos desta situação são particularmente dramáticos em áreas com notório déficit hídrico, como a do semiárido e subúmido do nordeste brasileiro. Nesta região, em particular, a preservação e o correto gerenciamento dos recursos hídricos compreende uma dimensão fundamental para o adequado suporte das condições de vida das populações e para a manutenção das atividades econômicas instaladas.

1.2 Bacia hidrográfica – conceito e importância como unidade de planejamento

De acordo com TUNDISI, (2003), são várias as características e situações que privilegiam a abordagem da bacia hidrográfica para estudos interdisciplinares, gerenciamento dos usos múltiplos e conservação, que podem ser definidas a partir das seguintes considerações:

- a) a bacia hidrográfica é uma unidade física com fronteiras delimitadas, podendo estender-se por várias escalas espaciais;
- b) é um ecossistema hidrológicamente integrado, com componentes e subsistemas interativos;
- c) garante visão sistêmica adequada para o gerenciamento de recursos hídricos e para o controle da eutrofização;
- d) é uma abordagem adequada para proporcionar a elaboração de um banco de dados sobre componentes biogeoquímicos, econômicos e sociais;
- e) promove a integração institucional necessária para o gerenciamento do desenvolvimento sustentável.

A abordagem em escala de bacia hidrográfica tem sido usada como um modelo holístico para conceituar e compreender sistemas aquáticos, incorporando aspectos mais amplos, como a geologia, geomorfologia, clima, vegetação e os múltiplos usos da terra. Portanto, a fim de efetivamente entender e gerenciar sistemas aquáticos, a bacia hidrográfica deve ser avaliada como um todo, sendo a unidade ideal de estudo para identificar processos que sustentam a biodiversidade em níveis local e regional (BARBOSA *et al.*, 2012).

1.3 Emissões de N e P por mudanças no uso dos solos das bacias de drenagem

Notadamente, a partir dos anos 90, houve, no Brasil um crescimento na produção e na produtividade agrícola pela aplicação de novas técnicas de cultivo, baseadas no incremento do uso de maquinários e na correção do solo com aplicação maciça de insumos químicos (e.g. fertilizantes, pesticidas), levando a abertura de novas fronteiras agrícolas em regiões afastadas da costa, visando à expansão da produção de grãos (e.g. soja), chegando também aos estados nordestinos que apresentam o ecótono cerrado-caatinga, como aqueles inseridos na bacia de drenagem do rio Parnaíba. O avanço da atividade agrícola na região se dá em sintonia com a crescente demanda mundial por alimentos, resultando em um acelerado processo de modificação do uso e ocupação do solo com a substituição de áreas de floresta nativa por campos de cultivo e pastagens (CODEVASF, 2006).

Muito embora estas alterações sejam relativamente recentes, estudos realizados em bacias de drenagem da região Nordeste do Brasil, mostraram que as emissões antrópicas de N e P e alguns metais traço ultrapassam as emissões naturais em pelo menos uma ordem de magnitude e estas cargas adicionais podem alterar a qualidade da água estuarina (LACERDA *et al.*, 2008; NORIEGA & ARAUJO, 2009; MARINS *et al.*, 2011).

Em se tratando de ambientes naturais, a mobilização e transferência de N e P pelos rios é essencialmente uma função da mecânica e química do intemperismo de minerais das rochas e do solo, juntamente com os ciclos biológicos (VÖRÖSMARTY *et al.*, 2000). As alterações antrópicas que são promovidas nas bacias modificam o padrão natural de erosão, aumentando a lixiviação do solo, acarretando incremento dos fluxos de N e P para os rios (MEYBECK; DÜRR; VÖRÖSMARTY, 2006).

O lançamento excessivo de nutrientes nos corpos aquáticos atinge, em nível global e de maneira indiscriminada, bacias hidrográficas em diferentes escalas (MARONE *et al.*, 2005; FILOSO *et al.*, 2006; LUU *et al.*, 2012; ROMERO *et al.*, 2013). A derrubada de florestas e sua conversão para campos de cultivo e pastagem e a expansão urbana, promove o aumento das emissões de nitrogênio (N) e fósforo (P) decorrentes das atividades humanas, os quais são, finalmente, depositados em sistemas lênticos e lóticos, zonas úmidas, águas costeiras e subterrâneas, modulando o estado trófico das águas (FIA *et al.*, 2009; KLOSE *et al.*, 2012). Assim, a quantificação dos aportes terrestres de nutrientes e seu destino são essenciais para a avaliação e predição dos impactos sobre as áreas costeiras das bacias de drenagem.

1.4 Justificativa

As estimativas das cargas de N e P por fatores de emissão, representam uma ferramenta importante de gestão por possibilitar a sistematização de informações, apontar e hierarquizar os principais vetores de contaminação por nutrientes, e por considerar que as atividades humanas exercem pressões no meio ambiente e, ao alterar seu estado, podem afetar a qualidade dos recursos hídricos.

Ao mesmo tempo a aplicabilidade dos Índices de Qualidade de água (IQA's), do índice de estado trófico de CARLSON, (1977) adaptado por LAMPARELLI, (2004) em ambientes lóticos, visando fornecer subsídios para o preenchimento da lacuna de informações sobre a qualidade das águas e das condições tróficas dos ecossistemas aquáticos da Região Hidrográfica do Parnaíba (RHP), contribui com a Política Nacional de Recursos Hídricos, que estabelece como objetivo, assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos.

Baseado nas premissas apresentadas, este trabalho descarta a abordagem meramente setorial que enfatiza cada componente da bacia individualmente, seja a vegetação, a água, os solos, seja o próprio homem. Pelo contrário, buscou a análise integrada e correlações guiadas pelos princípios de interdisciplinaridade, na avaliação da bacia hidrográfica do rio Parnaíba, adotando a seguinte hierarquização sistêmica:

- a) sistema: Região Hidrográfica do Rio Parnaíba;
- b) subsistemas: sub-regiões do Alto, Médio e Baixo;
- c) partes componentes: 10 meso-bacias ou sub-bacias que formam o mosaico ou rede Hidrográfica do Parnaíba.

1.5 Hipótese

A hipótese a ser testada é a de que as contribuições antropogênicas de nitrogênio e fósforo já superam as fontes naturais e que estes aportes e suas consequências para a qualidade da água do sistema, podem ser aferidos pela aplicação do modelo de estimativa de emissões de materiais, por fatores de emissão e através do uso de Índices de qualidade de água e de estado trófico.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar como os impactos inerentes ao uso e ocupação do solo afetam as cargas de N e P da bacia de drenagem do rio Parnaíba para sua Zona Costeira e suas implicações para as condições de qualidade da água e para os ciclos biogeoquímicos destes nutrientes nas diferentes sub-bacias que formam a Região Hidrográfica do Rio Parnaíba.

2.2 Objetivos específicos

- a) elaborar o inventário das potenciais fontes e estimar as cargas de N e P para a bacia do rio Parnaíba a partir do uso da metodologia de estimativas por fatores de emissão;
- b) comparar os resultados das estimativas com as cargas e fatores de emissão obtidos através de medidas das concentrações de nitrogênio e fósforo total monitorados;
- c) apontar, a partir das informações geradas pelas estimativas de emissão de N e P, os principais processos naturais ou vetores antrópicos responsáveis pelas emissões de nutrientes para a bacia do rio Parnaíba e que podem influenciar na qualidade e no estado trófico de suas águas.
- d) avaliar estatisticamente os dados de qualidade da água monitorados na bacia do Parnaíba, através de curvas probabilísticas de conformidade ou não conformidade com os parâmetros da legislação ambiental, com vistas a calibrar o índice de qualidade de água;
- e) avaliar a qualidade e as condições tróficas das águas superficiais da bacia do rio Parnaíba em suas sub-bacias componentes, para verificar a influência da sazonalidade climática sobre a qualidade da água.
- f) realizar o levantamento das áreas prioritárias para o controle da poluição das águas, identificando trechos de rios e estuários onde a qualidade de água possa estar mais degradada, possibilitando ações preventivas e corretivas pelos órgãos ambientais, pela elaboração de mapas de distribuição de qualidade das águas da bacia;

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Recursos hídricos e a crise de abastecimento

A vida na terra depende, em última análise, da ínfima parte da água doce disponível no planeta que existe nos rios, riachos, lagoas e lagos, tornando necessárias medidas que busquem gerenciar corretamente estes recursos hídricos, e visem garantir a qualidade e a quantidade de água adequada à realização das várias atividades humanas que dela necessitam.

No início do século XXI a Terra com suas diversas e abundantes formas de vida, incluindo mais de sete bilhões de pessoas, enfrenta uma crise grave de água. Esta população usa cerca de metade da água doce disponível, e a escassez de água doce de boa qualidade já é uma questão fundamental (WWC, 2000). De acordo com estimativas, 41% da população do mundo vive em bacias hidrográficas sob estresse hídrico, situação que é verificada no semiárido do Nordeste brasileiro (TUNDISI, 2008).

Contribuem para o agravamento da escassez de água: a diversificação dos usos múltiplos; a perda dos mecanismos naturais de retenção de água no meio urbano, o crescimento de ocupações irregulares e a falta de sistema de saneamento. Estes fatores intensificam o processo de degradação da qualidade da água, prejudicando, entre outros, o uso dos recursos hídricos como fonte de abastecimento (ANA, 2012).

Para REBOUÇAS, 1999, as questões relacionadas à água no Brasil, principalmente na região Nordeste, resultam da intervenção altamente predatória sobre os recursos hídricos e de visões equivocadas de seu uso. Os problemas resultam basicamente da falta de gerenciamento efetivo da água e pela perda da qualidade da água dos mananciais utilizados, que são degradados pelo lançamento deliberado ou tolerado de esgotos domésticos e industriais não tratados, uso e ocupação inadequada do solo e outros fatores impactantes.

O agravamento do problema da qualidade das águas no Nordeste brasileiro, particularmente a eutrofização, é alvo de vários trabalhos publicados nos últimos anos. Fatos indesejáveis tornaram-se corriqueiros, como o aumento dos episódios de mortandade de peixes e proliferação excessiva de macrófitas aquáticas, crescimento no número de atendimentos no sistema de saúde, relacionados à floração de algas, incluindo as cianobactérias e suas toxinas, reclamações pelo gosto e odor da água tratada e distribuída, acarretando aumento nos custos do tratamento, perda de áreas antes utilizadas para a

recreação e contato primário ou secundário (PANOSSO *et al.*, 2007; CUNHA; BOTTINO; CALIJURI; 2010; VASCONCELOS *et al.*, 2011; BARBOSA *et al.*, 2012).

Modificações no uso e ocupação do solo influenciam diretamente na qualidade química das águas superficiais e sedimentos, em virtude da disposição inadequada de resíduos sólidos, do lançamento de cargas orgânicas de efluentes domésticos, urbanos ou industriais, ou ainda, carreados pela lixiviação dos solos em áreas rurais, onde o uso de fertilizantes e pesticidas tem sido intensificado (CIRILO; MONTENEGRO; CAMPOS, 2010).

3.2 Eutrofização associada à mobilização antrópica de N e P para os ambientes aquáticos continentais e costeiros.

A eutrofização dos corpos d'água é um processo caracterizado pelo aumento de nutrientes nos corpos d'água, especialmente de fósforo e nitrogênio, o que pode provocar o crescimento de algas e outras plantas aquáticas. Os esgotos não tratados e os fertilizantes representam as principais causas da eutrofização artificial. A eutrofização representa um problema ambiental que afeta a biodiversidade aquática, a saúde humana e os usos múltiplos, causando prejuízos ambientais e econômicos. (SMITH, 2006; HOWARTH, 2008; BOBBINK *et al.*, 2010).

Os típicos efeitos da eutrofização são a depressão da indústria turística, a queda no valor das propriedades, os elevados custos de tratamento da água potável e de saúde pública, os gastos no gerenciamento, na recuperação e a necessidade de construir novos reservatórios. Estes efeitos e seus reflexos são particularmente dramáticos em áreas com baixa disponibilidade hídrica e elevada demanda, como no Nordeste brasileiro e impõem restrições no que diz respeito a produção de alimentos e disponibilidade de água para consumo humano (BICUDO; TUNDISI; SCHEUENSTUHL, 2010; BARBOSA *et al.*, 2012).

Em áreas costeiras e marinhas, os impactos relacionados à excessiva carga de compostos de N e P, chegam pelo transporte fluvial, causando a depleção nos níveis de oxigênio dissolvido e estimulando a floração de algas (DIAZ & ROSENBERG, 2008).

CUNHA; BOTTINO e CALIJURI (2010), verificaram a influência do uso e ocupação do solo sobre as variáveis químicas da água, relacionadas à eutrofização em rios tropicais do Sudeste do Brasil, submetidos a diferentes níveis de interferência antrópica. Seu estudo classificou o estado trófico dos rios, baseado no monitoramento das concentrações de clorofila – *a*, nitrogênio e fósforo total. Os resultados sugeriram que o grau de trofia dos rios, variou com o tipo de uso e ocupação do solo verificado nas respectivas áreas de drenagem, e

com as características intrínsecas de cada sistema aquático, por exemplo, a presença ou ausência de mata ciliar.

No semiárido do nordeste do Brasil, onde a utilização de barragens de água para abastecimento público é uma prática comum, o aporte de cargas excessivas de N e P tem, entre outros efeitos, a contaminação da água dos reservatórios por cianobactérias e cianotoxinas, constituindo um sério problema de saúde pública, principalmente por se tratar de uma área com escassez de recursos hídricos (PANOSSO *et al.*, 2007).

COSTA *et al.* (2006) registraram a ocorrência de florações de cianobactérias potencialmente tóxicas e cianotoxinas em um importante reservatório que abastece diversos municípios da região semiárida do estado do Rio Grande do Norte. Na Paraíba, VASCONCELOS *et al.* (2011), avaliaram a eutrofização nos vinte principais reservatórios estudados no contexto do Programa de Longa Duração (PELD - Caatinga), onde foi observado um crescente número de ocorrências de florações de cianobactérias potencialmente tóxicas, partindo de 3% dos reservatórios no ano de 2006, para 20% em 2007, 45% em 2008 e 62% em 2009.

3.3 Estimativas de cargas de N e P por fatores de emissão como ferramenta de gestão de bacias hidrográficas

A formulação de inventários de fontes de contaminantes dos recursos hídricos contribui para o processo de gestão de bacias hidrográficas, auxiliando, por exemplo, na elaboração de planos de bacias, demonstrando o quão impactante é uma dada atividade na emissão de um determinado poluente. Neste sentido, as principais fontes de N e P para sistemas aquáticos são o escoamento superficial a partir de diferentes usos da terra (e.g. campos aráveis, pastagens nativas, pecuária, florestas, urbano), emissão de efluentes domésticos, fossas sépticas, infiltração de águas subterrâneas, intemperismo das rochas, deposição atmosférica, precipitação e decomposição de matéria orgânica.

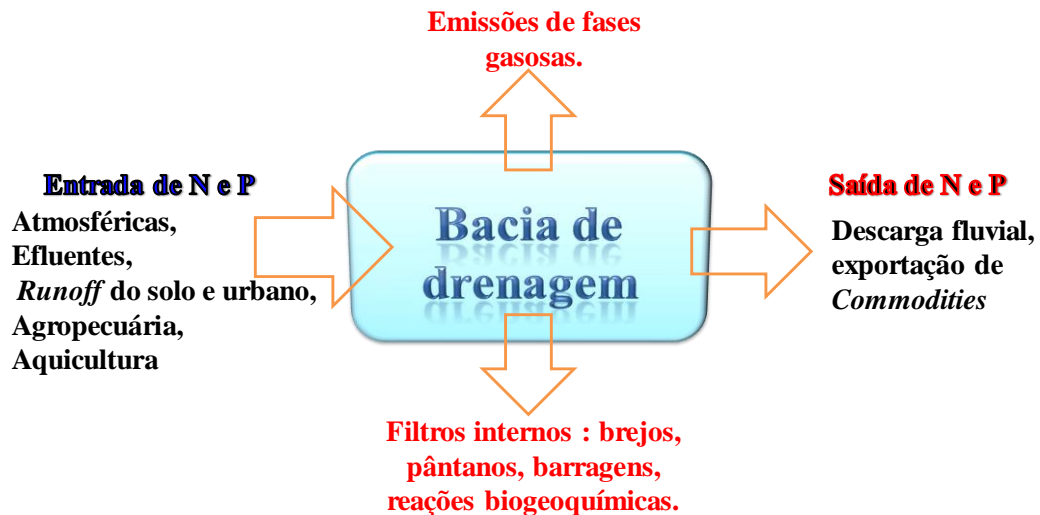
A contribuição relativa de cada uma das fontes para a mensuração dos fluxos de N e P de um sistema individual é de difícil quantificação devido à grande multiplicidade de fontes para as bacias de drenagem, tornando-se complexa e bastante onerosa a partir de medidas diretas de suas concentrações no meio ambiente (LACERDA *et al.*, 2008; PAULA *et al.*, 2010).

Diversos pesquisadores têm se dedicado a estimar os aportes continentais de N e P para os oceanos, a partir do fluxo fluvial, utilizando modelos empíricos que usam dados sobre

as principais fontes de entrada de nutrientes para as bacias de drenagem, de acordo com o tipo e usos dos solos, aspectos socioeconômicos, extensão e vazões dos rios (EEA, 2000; ANDERSEN; KRONVANG; LARSEN, 2005; MARTINELLI *et al.*, 2010), como evidenciado pelo diagrama conceitual dos fluxos do continente para o oceano na Figura 1.

Um fator de emissão, é um número que representa a quantidade de um contaminante liberado para um corpo receptor, a partir de uma atividade associada a este fator. Estimativas utilizando fatores de emissão, constituem uma importante ferramenta para o gerenciamento dos recursos hídricos e no desenvolvimento de estratégias de controle e mitigação de impactos por diferentes contaminantes, pois permite hierarquizar os principais vetores naturais e antrópicos, destes contaminantes, atuantes em um sistema sob estudo (USGS, 2012).

Figura 1 – Diagrama conceitual dos fluxos estimados de nutrientes (N e P), incluindo fontes emissoras.



Esta abordagem tem ampla aplicação em nível local (YUAN *et al.*, 2013; MOLISANI *et al.*, 2013, TORRES *et al.*, 2013), regional (HOWARTH *et al.*, 1996; VAN BREEMEN *et al.*, 2002; FILOSO *et al.*, 2006; MARTINELLI *et al.*, 2010; RAYMOND *et al.*, 2012; USGS, 2012) e global (CARACO & COLE, 1999; SMIL, 2000; VAN DRECHT *et al.*, 2003, BOYER *et al.*, 2006; HOWARTH *et al.*, 2008). No Nordeste do Brasil, vários autores estimaram os fluxos de nitrogênio, fósforo e metais para bacias hidrográficas da região, a partir do uso dos fatores de emissão, tanto para quantificar o aporte de nutrientes para ambientes costeiros (LACERDA *et al.*, 2006; 2008; NORIEGA & ARAUJO, 2009;

CUNHA, 2010; PAULA *et al.*, 2010; MARINS, *et al.*, 2011) quanto para reservatórios (FREITAS; RIGHETTO; ATTAYDE, 2011).

A metodologia, leva em consideração dados sobre as principais fontes de entrada de nutrientes para as bacias de drenagem, de acordo com os tipos e usos dos solos, área e cobertura vegetal da bacia, vazões, precipitação pluviométrica, aplicação de fertilizantes, dados censitários de distribuição de animais e populações humanas, deposição atmosférica (EEA, 2000; USEPA, 2003; LACERDA *et al.*, 2006; NORIEGA & ARAUJO, 2009), incluindo fontes de contaminantes e fatores que influenciam o transporte aquático e terrestre, além de dados socioeconômicos de produção e consumo local, regional e global, constituindo uma ferramenta eficiente para mensuração das cargas de nutrientes exportadas pelos rios (MARONE *et al.*, 2005; LACERDA *et al.*, 2008; USGS, 2012).

3.3.1 Fontes naturais de N e P para as bacias de drenagem

A transferência de gases, líquidos e sólidos nas interfaces ar-água e ar-terra constitui um dos principais mecanismos de ciclagem e redistribuição dos vários elementos químicos sobre a superfície do planeta, exercendo, portanto, um papel fundamental nos processos biogeoquímicos continentais e oceânicos (SOUZA; DE MELLO; MALDONADO, 2006).

A deposição atmosférica de nutrientes é parte integrante dos ciclos biogeoquímicos destes elementos. Alterações resultantes de atividades antrópicas aumentam as emissões de materiais para a atmosfera, e conseqüentemente a taxa de deposição, com resultados complexos para o ambiente. O excesso de fornecimento de algumas espécies de nutrientes via atmosfera, pode contribuir na modificação da acidez do solo, redução da biodiversidade e eutroficação de corpos de água.

A deposição atmosférica será tanto maior, quanto maior for a bacia receptora e portanto, a entrada de nutrientes por essa fonte é dada em função da área da bacia e da concentração das espécies químicas via deposição total (precipitação úmida e seca), corrigida pela taxa de retenção do elemento pelos solos (BURNS, 2004).

Outra fonte natural importante, é a perda de solos, a qual representa uma importante contribuição para a transferência de N e P para áreas costeiras a partir do transporte fluvial. Este processo é influenciado pelo tipo de solo, cobertura vegetal e clima, sendo acelerado pelo aumento da urbanização e desmatamento de áreas florestadas, com valores variáveis para áreas de clima temperado e regiões tropicais (SILVA, 1996).

3.3.2 Fontes antrópicas de N e P para as bacias de drenagem

A emissão de efluentes domésticos e industriais, o *runoff* urbano e os resíduos sólidos são diretamente associados à taxa de urbanização registrada em uma dada bacia hidrográfica. Desta maneira, quanto mais urbanizada uma bacia tanto maior a emissão de N e P para as águas superficiais (LACERDA *et al.*, 2008). Em se tratando dos municípios nordestinos, estas fontes podem ser significativas, tendo em vista que são baixos os índices de saneamento básico, de coleta de resíduos sólidos e tratamento de esgotos, os quais são lançados em corpos de água superficiais nos trechos dos rios que cortam grandes áreas urbanas, atravessam zonas industrializadas ou passam por muitas cidades de médio e grande porte (ANA, 2012; IBGE, 2012).

Os efluentes domésticos são uma das principais fontes de nutrientes para as águas continentais e costeiras, particularmente em bacias com maior nível de urbanização (CUNHA, 2010). Quando não existem estações de tratamento, a carga de nutrientes a partir desta fonte é diretamente proporcional à população e a taxa de retorno da água que é utilizada pelos habitantes da bacia (SMITH; ALEXANDER; WOLMAN, 1997), uma vez que as concentrações de N e P em águas residuais variam dentro de uma faixa estreita (I.C.CONCONSULTANTS, 2001; VON SPERLING, 2005).

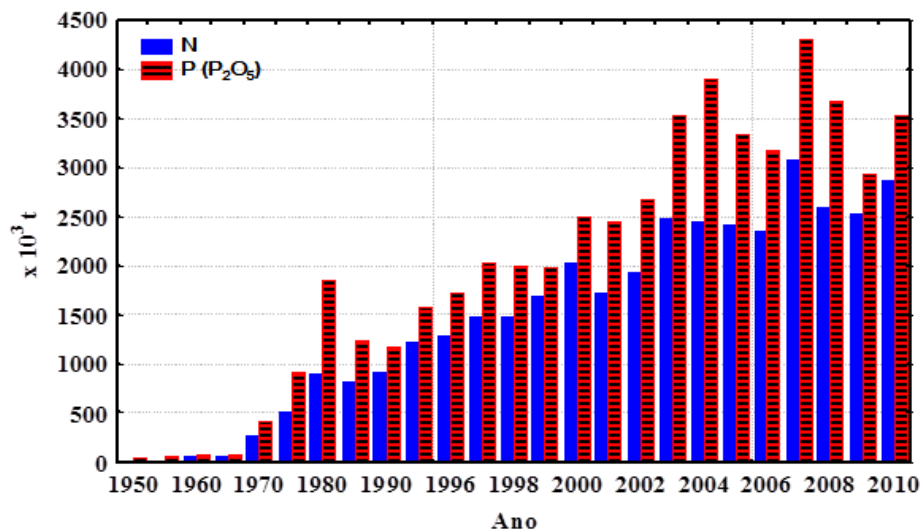
Águas provenientes do escoamento superficial urbano (*runoff*), podem ter influência significativa na qualidade dos corpos aquáticos receptores, principalmente em regiões mais urbanizadas, constituindo uma fonte difusa de contaminantes. Em seu Inventário Nacional de Qualidade da Água a USEPA, identificou o escoamento urbano como uma das principais fontes para o comprometimento da qualidade da água superficial (USEPA, 2002a,b). Das 11 categorias de fontes de poluição listadas no relatório, o escoamento urbano foi classificado como a quarta principal fonte de comprometimento em rios, a terceira em lagos, e a segunda em estuários.

BARTH, 1995, demonstrou que as emissões urbanas de NO_3^- e PT são as segundas em importância, perdendo apenas para fluxos agrícolas. Existem várias fontes difusas de nutrientes em áreas urbanas, principalmente fertilizantes no escoamento de gramados, resíduos de animais, sistemas não sépticos de esgotamento sanitário e deposição atmosférica das emissões da indústria e de automóveis.

Em áreas não urbanizadas, as emissões pelas atividades agropecuárias podem representar uma fonte importante de N e P para os rios, cujas emissões variam de acordo com o tipo de solo, manejo agrícola, área de plantio por tipo de cultura, tamanho e tipo de rebanho.

Os fatores de emissão disponíveis para a agricultura são variáveis e dependem do tipo de prática agrícola empregada (e.g. plantio convencional ou direto, mecanizada ou tradicional), também o tipo de cultura influencia as taxas de perdas de nutrientes, pois diferentes culturas requerem diferentes quantidades de fertilizantes aplicados (EMBRAPA, 2003, 2004a,b,c, 2006, 2008, 2009, 2012). A Figura 2 apresenta a evolução do consumo aparente de fertilizantes a base de N e P no Brasil nos últimos 60 anos.

Figura 2– Evolução histórica do consumo aparente de fertilizantes nitrogenados e fosfatados no Brasil a partir de 1950.



^a O consumo aparente é um indicador que manifesta o consumo de fertilizantes para a produção agrícola nacional. Fonte: Adaptado de ANDA, (2011).

Segundo dados da Associação Internacional da Indústria de Fertilizantes, o consumo de fertilizantes (NPK) cresceu 24% no mundo e 14% na América Latina (ANDA, 2011). No Brasil, seu consumo triplicou a partir da década de 1990. Em relação ao *ranking* do consumo mundial dos produtos fertilizantes, o Brasil é o quarto maior consumidor, com 5,7% de participação, atrás apenas da China, Índia e Estados Unidos.

Para a pecuária, a emissão dependerá da concentração do nutriente presente nas excretas animais, cujas concentrações de N e P são relativamente constantes, e da taxa de retenção do solo, e perdas de nitrogênio para atmosfera (BOUWMAN & BOOIJ, 1998). No mesmo segmento da economia, a aquicultura, em particular a carcinicultura apresenta grande importância econômica, para alguns estados do nordeste brasileiro. Portanto a determinação das cargas de N e P emitidas pela atividade é fundamental.

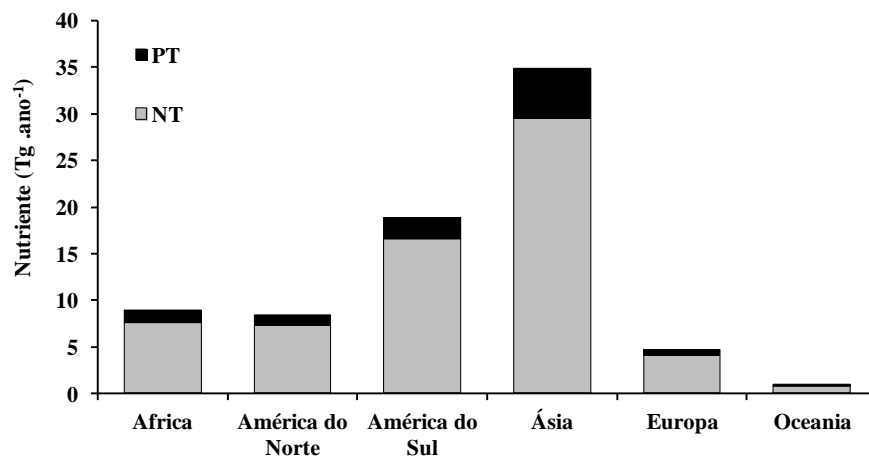
3.3.3 Estimativas globais dos fluxos de N e P a partir das bacias de drenagem.

Globalmente, nitrogênio e fósforo, são mobilizados pelo homem para seus ciclos biogeoquímicos globais a uma taxa que aproximadamente duplica a disponibilidade natural destes elementos para biosfera (TAPPIN, 2002, HOWARTH *et al.*, 2008).

A abordagem determinística simples utiliza o conceito de balanço de massa, que oferece uma contagem estática de entradas de N e P, como por exemplo, pela aplicação de fertilizantes e deposição atmosférica e, saídas pela exportação através dos rios. Assim, por exemplo, BENNETT; CARPENTER; CARACO, (2001) estimaram a exportação global de fósforo total para os sistemas costeiros, usando a abordagem por balanço de massa, onde os valores para as entradas e saídas foram determinados através de pesquisa bibliográfica, obtendo-se o valor de 22 Tg P.ano⁻¹ emitidos dos rios para as regiões costeiras. Este valor confere com o estimado por HOWARTH *et al.* (1995) e por MACKENZIE; VER; LERMAN, (2002), porém é superior ao fluxo de P estimado por MEYBECK, (1982), que foi de 9 Tg P.ano⁻¹, calculado usando dados dos 20 maiores rios do mundo.

Estimativas realizadas por SEITZINGER *et al.* (2005), para 5.761 bacias de drenagem no mundo, em função do uso do solo, entradas de nutrientes, hidrologia e outros fatores, atribuíram um fluxo global de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) dos continentes para o oceano da ordem de 66 Tg N.ano⁻¹ e 11 Tg P.ano⁻¹, respectivamente. A Figura 3 representa os aportes continentais estimados para N e P que são exportados anualmente pelos rios, segundo estes autores.

Figura 3 – Estimativas continentais de fluxos de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) a partir dos rios para os oceanos.



Fonte: Adaptado de SEITZINGER *et al.* (2005).

De acordo com o gráfico da Figura 3, as taxas de exportação de nutrientes são variáveis entre os continentes, refletindo as diferenças regionais. A Ásia, por exemplo, apresenta elevadas densidades populacionais, práticas agrícolas intensivas e regionalmente recebe as maiores taxas de deposição atmosférica de N do mundo (GALLOWAY *et al.*, 2008). Na Europa e América do Norte, os fluxos fluviais de nutrientes para a zona costeira resultam principalmente de fontes antrópicas. Por outro lado, na África, América do Sul e Oceania, fontes naturais são dominantes (SEITZINGER *et al.*, 2005). Os fluxos de nutrientes elevados na América do Sul, provavelmente devem-se às altas taxas de escoamento superficial verificadas na região Amazônica (FEKETE; VOROSMARTY; GRABS, 2002; MEYBECK *et al.*, 2006).

BOYER *et al.* (2006), estimaram as entradas naturais e antrópicas para as regiões costeiras associadas ao fluxo de N dos rios, cujo valor correspondeu a 59 Tg N.ano⁻¹, sendo 11 Tg N.ano⁻¹ relativos ao transporte por bacias de drenagem interna (endorréica) e 48 Tg N.ano⁻¹ correspondente ao transporte para regiões costeiras (exorréico).

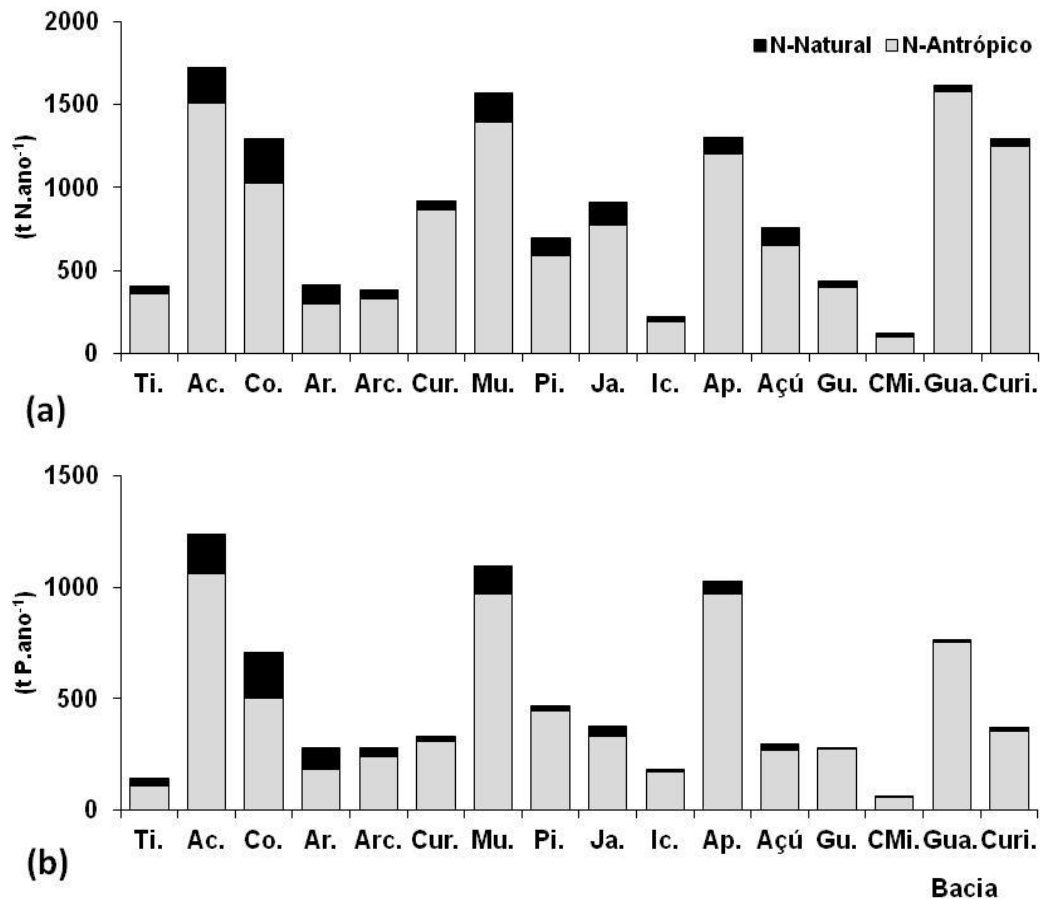
BOUWMAN *et al.* (2005), avaliou o fluxo global de nitrogênio para os oceanos, usando estimativas para fontes pontuais baseadas em densidades populacionais, emissões humanas per capita de N, cobertura de saneamento e tratamento de águas residuais. Enquanto que para fontes difusas, foram utilizadas informações sobre uso da terra, clima, hidrologia, geologia e solos, combinadas com dados sobre utilização de insumos, bem como exportação de N pela remoção de produtos agrícolas colhidos e emissões de amônia, tendo como resultado o valor de 40 Tg N.ano⁻¹.

Estimativas dos fluxos de N e P também foram realizadas, identificando as cargas das diferentes formas geoquímicas destes nutrientes exportadas pelos rios em escala continental (SEITZINGER *et al.*, 2005; BOYER *et al.*, 2006). As exportações globais calculadas de NP, NID e NOD correspondem a, respectivamente, 30 Tg N.ano⁻¹, 25 Tg N.ano⁻¹ e 12 Tg N.ano⁻¹. Elevadas exportações de NID foram atribuídas ao rio Amazonas (3,4 Tg N.ano⁻¹), seguido do rio Ganges (2,2 Tg N.ano⁻¹), Chang Jiang (1,0 Tg N.ano⁻¹), Zaire (0,8 Tg N.ano⁻¹) e Mississipi (0,6 Tg N.ano⁻¹). Para o fósforo os fluxos globais estimados alcançam 11 Tg P.ano⁻¹, onde o PP equivale a 8,7 Tg P.ano⁻¹, o PID a 1,3 Tg P.ano⁻¹, e a fração POD corresponde a 0,8 Tg P.ano⁻¹ (DUMONT, 2005; BOYER *et al.*, 2006; MAYORGA *et al.*, 2010).

3.3.4 Estimativas do aporte de N e P das bacias hidrográficas do Nordeste brasileiro para as áreas costeiras.

As emissões anuais de N e P a partir de fontes antrópicas e processos naturais em 16 estuários da costa nordeste brasileira entre o estado do Ceará e Rio Grande do Norte, são apresentadas na Figura 4 a partir de do inventário de fontes elaborado por LACERDA *et al.* (2006).

Figura 4 – Emissões naturais e antrópicas estimadas para o nitrogênio em $t \cdot \text{ano}^{-1}$ (a) e Emissões naturais e estimadas para o fósforo em $t \cdot \text{ano}^{-1}$ (b), para os estuários do Ceará^a.



^a Bacias: Timonha (Ti), Acaraú (Ac), Coreaú (Co), Aracatiaçú (Ar), Aracatimirim (Arc), Curu (Cur), Mundaú (Mu), Pirangi (Pi), Jaguaribe (Ja), Icapuí (Ic) e Rio Grande do Norte: Apodi (Ap), Açú, Guamaré (Gu), Ceará-Mirim (CMi), Guarairas (Gu), Curimataú (Curi). Fonte: Adaptado de LACERDA *et al.* (2006).

Como evidenciado pelos gráficos das Figuras 4(a) e 4(b), as emissões antrópicas de N e P superam as naturais em todas as bacias estudadas, apresentando valores bastante expressivos nas bacias do Rio Acaraú/CE (1.509 t N.ano⁻¹ e 1.063 t P.ano⁻¹), Coreaú/CE (1.022 t N.ano⁻¹ e 500 t P.ano⁻¹), Mundaú/CE (1.390 t N.ano⁻¹ e 971 t P.ano⁻¹), Apodi/RN

(1.219 t N.ano⁻¹ e 1.061 t P.ano⁻¹), Guaraíras/RN (1.596 t N.ano⁻¹ e 754 t P.ano⁻¹) e Curimataú/RN (1.276 t N.ano⁻¹ e 354 t P.ano⁻¹).

Estas bacias notabilizaram-se pela representatividade das atividades relacionadas à agropecuária e aquicultura. Os resultados apresentaram grande variabilidade, concordando com os diferentes níveis de urbanização e industrialização e demais usos registrados, e foram, em parte, muito inferiores aos valores reportados para áreas mais urbanizadas ao longo da costa brasileira (DE MELLO, 2001).

LACERDA *et al.* (2008) quantificaram as cargas de N e P para o estuário do rio Jaguaribe/CE. Os resultados para o inventário de fontes apontou que as emissões antrópicas totalizaram 798 t N.ano⁻¹ e 330 t P.ano⁻¹, enquanto as naturais corresponderam a 143 t N.ano⁻¹ e 47 t P.ano⁻¹. A aquicultura despontou como a maior fornecedora de nitrogênio, 346 t.ano⁻¹ (43% das emissões) e a agricultura como o vetor de maior importância em relação às emissões de P, 168 t.ano⁻¹ (51% das emissões) para o estuário, espelhando as modificações decorrentes do aumento da área de produção aquícola e agrícola na região ao longo dos anos.

A atualização do inventário de fósforo para o rio Jaguaribe por MARINS *et al.* (2011) e o refinamento das estimativas das entradas de P, apontaram o crescimento por um fator de três para as emissões do nutriente a partir do incremento na atividade de carcinicultura entre 2001 e 2006, atingindo 43,9 t.ano⁻¹, aumentando sua contribuição relativa de 10,5% para 20,5% das emissões. Os resultados das estimativas foram validados a partir da calibração com dados da distribuição espacial e especiação do P nos sedimentos em estações de amostragem a montante e a jusante das principais áreas de cultivo.

NORIEGA e ARAUJO, (2009) determinaram as cargas de N e P exportadas a partir de 12 bacias hidrográficas costeiras no Estado de Pernambuco. Suas estimativas evidenciaram que as fontes antrópicas foram de 17 a 112 vezes maiores que as fontes naturais para o N e P, respectivamente, sendo os usos urbanos os principais emissores de poluentes para as bacias estudadas. O lançamento de efluentes nos rios compreendeu a maior fonte de N e P para a costa, alcançando 51% e 45% da carga total de nutrientes exportada. Para as bacias estudadas, o percentual de contribuição antrópica alcançou 96% do total das emissões estimadas, demonstrando a forte influência das atividades humanas nos fluxos de nutrientes para a região costeira deste estado.

PAULA *et al.* (2010) também fez uso dos fatores de emissão para estimar as cargas de N e P exportados da bacia para o estuário do rio de Contas no Sudeste da Bahia. Como resultado, o autor apontou uma emissão total de fontes naturais (deposição atmosférica e *runoff* do solo), de 516 t N.ano⁻¹ e 19 t P.ano⁻¹, já as fontes antrópicas águas servidas, *runoff*

urbano, resíduos sólidos, agricultura e pecuária, em conjunto chegam a 1.783 t N.ano⁻¹ e 1.669 t P.ano⁻¹. Comparativamente as fontes naturais, as antrópicas contribuem com 78% e 99% para N e P, respectivamente, evidenciando que os aportes oriundos dos usos da terra no baixo rio de Contas, já superam os naturais, despontando a agricultura e os esgotos domésticos como as principais fontes de nitrogênio e a agropecuária como a principal fonte de fósforo.

O trabalho de CUNHA (2010) pontuou os esgotos domésticos da cidade de Natal e região metropolitana como os principais vetores de impactos relacionados ao N e P para o estuário do rio Potengi, no Estado do Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil. A carga de N a partir dos esgotos chega a 1.993 t N.ano⁻¹ (52,2%) e para P atinge 549 t P.ano⁻¹ (46,2%), enquanto que as demais emissões antrópicas pelos resíduos sólidos, *runoff* urbano, pecuária, agricultura e cunicultura totalizam 1.823 t N.ano⁻¹ e 614 t P.ano⁻¹. Para as emissões naturais (deposição atmosférica e desnudação física e química dos solos), o autor obteve os valores de 66 t N.ano⁻¹ e 31 t P.ano⁻¹.

3.4 Curvas de permanência da qualidade da água

A resolução n° 357/05 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2005) alterada pela Resolução 410/2009 e pela 430/2011, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e dá diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. A resolução é um marco e representa uma importante ferramenta no monitoramento da qualidade da água, além de ser um referencial para a adequada gestão dos recursos hídricos brasileiros.

Os parâmetros de qualidade de água indicados na resolução n° 357/05, do CONAMA, permitem comparações entre a condição ambiental observada e a condição ideal de qualidade do manancial. Para tornar mais clara esta relação e evidenciar as respostas dos ambientes aquáticos aos impactos antrópicos, BRITES (2010), utilizou a ferramenta de gestão por curvas de permanência ou probabilidades para o enquadramento dos corpos de água do Estado de São Paulo.

As curvas de probabilidade ou de permanência da qualidade da água são ferramentas desenvolvidas para auxiliar no processo de gestão da qualidade da água no que tange o planejamento de ações, a fiscalização, a fácil visualização da condição qualitativa e as tendências do corpo hídrico (FORMIGONI *et al.*, 2011).

As curvas da qualidade da água permitem observar o comportamento de determinada variável indicativa da qualidade ao longo do tempo, trazendo uma nova perspectiva ao processo de gestão dos recursos hídricos, baseando suas ações na porcentagem de tempo do atendimento da qualidade do corpo aquático (BRITES, 2010; CUNHA & CALIJURI, 2010). Neste sentido, em regiões críticas quanto à disponibilidade hídrica, como a bacia do rio Parnaíba, as curvas de permanência ou probabilidade podem ser úteis no processo de gestão dos recursos hídricos na região.

3.5 Indicadores e índices de qualidade de água

Desde a Conferência Rio 1992 UNCED e suas recomendações, através da Agenda 21, tem havido diversas ações de busca no desenvolvimento e definição de indicadores para medir e informar sobre o desenvolvimento sustentável. Em 1987, a Organização das Nações Unidas para a Educação, Ciência e Cultura (UNESCO) passou a adotar a classificação destes indicadores em vários níveis de estruturação. Sendo assim, tem-se:

- a) os indicadores primários, os quais correspondem a toda e qualquer informação medida *in situ*, ou seja, diretamente do meio físico ou ainda qualquer propriedade matemática ou estatística que descreva o elemento natural. Os indicadores físico-químicos e biológicos do meio DBO, pH, clorofila – *a*, turbidez, nitrato e ortofosfato, são exemplos.
- b) os indicadores secundários são os derivados da consideração conjunta de dois ou mais indicadores primários. O Índice de Estado Trófico (IET), por exemplo, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas, em função das concentrações de fósforo total, clorofila – *a* e transparência do corpo aquático.
- c) os indicadores terciários, obtidos pela associação de indicadores secundários, por exemplo, o Índice de qualidade de água para proteção da Vida Aquática (IVA) que é calculado a partir do Índice de Parâmetros Mínimos para a Preservação da Vida Aquática (IPMCA) e do IET.

Em síntese, os indicadores devem possuir certas qualidades que justifiquem sua escolha: simplicidade, nível de acessibilidade social (compreensão por diferentes setores da sociedade), objetividade, flexibilidade, relevância, base técnico-científica (condições analíticas), mensurabilidade (dados facilmente disponíveis em escalas temporais e custos aceitáveis), comparabilidade com outros indicadores (HAMILTON, 1996). Essas qualidades

devem, em conjunto, ser consideradas na construção e/ou escolha de um indicador (MAGALHÃES JR, 2007). Neste sentido, a Tabela 1, apresenta as variáveis físicas, químicas e biológicas comumente utilizadas na formulação de indicadores de qualidade de água (CETESB, 2012).

Tabela 1 – Variáveis primárias utilizadas na elaboração dos índices de qualidade da água.

Variáveis	Descrição
Físicos	Temperatura da Água, Transparência, Turbidez, Condutividade, Série de Sólidos
	Carbono Orgânico Total, Fósforo Total, Nitrogênio Kjeldahl, Nitrato, Nitrito, Nitrogênio Amoniacal Total
	Nutrientes
Químicos	Metais
	Orgânicos
	Outros
Microbiológicos	Enterococos e Coliformes Termotolerantes
Hidrobiológicos	Clorofila e Feofitina
Ecotoxicológico	Toxicidade (Microtox)

Fonte: Adaptado de CETESB, (2012).

Agências ambientais têm usado índices de qualidade da água (IQA's) e de estado trófico (IET), como ferramentas de gestão dos recursos hídricos (CETESB, 2012; ANA, 2012; IMASUL, 2013). A utilização destes índices contribui para o estabelecimento de políticas ambientais e auxiliam no processo de gestão dos recursos hídricos em nível local, regional e nacional. Além disso, uma das principais vantagens dos índices de qualidade é permitir informar de maneira simplificada o público não técnico.

A seleção dos parâmetros de interesse depende do objetivo do estudo, investigação ou projeto, levando-se em consideração os usos previstos para o corpo d'água e as fontes potenciais de poluição existentes na bacia hidrográfica. Os parâmetros a serem considerados, podem ser selecionados de acordo com as fontes potenciais, e ainda, para atender determinada legislação que estabelece os padrões de qualidade que devem ser atendidos, como, por exemplo, os padrões de qualidade de águas superficiais estabelecidos pela Resolução nº 357/05 CONAMA.

No Brasil, o interesse pelos índices cresceu a partir do momento em que o Conselho Nacional de Meio Ambiente, em seu relatório anual de 1972, manifestou a importância da utilização de índices para o meio ambiente (MMA, 2003). Recomendação seguida pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB, que utilizou entre 1975 e 2001 o Índice de Qualidade das Águas (IQA_{CETESB}), no gerenciamento ambiental das 22 unidades hídricas em que está dividido o Estado de São Paulo e na disponibilização de informação básica de qualidade de água para a população geral. No entanto, desde 2002, a empresa tem utilizado índices específicos para os principais usos dos recursos hídricos (CETESB, 2012).

3.5.1 Índices de Qualidade da Água: vantagens e desvantagens

Em termos simples, um Índice de Qualidade de Água (IQA) é um único número que expressa a qualidade da água por integrar as medições de parâmetros de qualidade de água selecionados. Devido à complexidade ao analisar e avaliar a qualidade da água, bem como a quantidade enorme de dados e informações que têm de ser interpretados, a utilização de índices tornou-se cada vez mais popular para identificar tendências e mudanças na qualidade da água integrados.

Em maio de 2005, ocorreu na Austria, o workshop “Desenvolvimento e uso de indicadores e índices globais de qualidade de água”, promovido pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNEP). Um grupo seletivo de especialistas, analisaram o tema indicadores e índices de qualidade da água e fizeram recomendações e sugestões sobre abordagens e ações para o Sistema Global de Monitoramento Ambiental/Programa Água (GEMS/Água), considerar em suas operações futuras. O relatório síntese apontou as principais vantagens e desvantagens da utilização de índices na qualificação da condição ambiental da água. São listadas algumas das vantagens de índices:

- a) IQA's podem ser usados para mostrar a variação da qualidade da água, tanto espacialmente e temporalmente;
- b) fornecer um método simples, conciso e válido para expressar a significância dos dados laboratoriais gerados;
- c) auxiliar na avaliação da qualidade da água para usos gerais;
- d) permitir aos usuários a interpretação fácil dos dados;
- e) poder identificar as tendências da qualidade da água e áreas problemáticas;
- f) fornecer uma ferramenta de triagem para avaliação;

- g) melhorar a comunicação com o público e aumentar a consciência pública da condição de qualidade da água;
- h) auxiliar na definição de prioridades para fins de gestão.

Algumas limitações:

- a) fornecer apenas um resumo dos dados;
- b) não é possível fornecer informações completas sobre a qualidade da água;
- c) não permite avaliar todos os riscos da qualidade da água;
- d) pode ser subjetiva e tendenciosa em sua formulação;
- e) devido a diferentes climas e condições ambientais eles não são universalmente aplicáveis;
- f) são baseados em generalizações conceituais que não são universalmente aplicáveis;
- g) tem como pré-requisito a exigência de grupos/conjuntos de indicadores em sua formulação.

Outras vantagens apontadas por OTT (1978) para o uso de índices de qualidade de água são:

- a) distribuição de recursos: repartição de verbas e determinação de prioridades;
- b) imposição de normas: determinação do cumprimento ou não da legislação ambiental;
- c) pesquisa científica: redução de uma grande quantidade de dados, atuando como ferramenta para o estudo dos fenômenos ambientais;
- d) identificar problemas de qualidade de água que demandem estudos especiais em trechos de rios;

Uma dificuldade na elaboração de um índice de qualidade das águas é sintetizar em um único número, que pode estar relacionado a um estado da qualidade ótima, boa, regular, ruim e péssima. É, portanto, uma realidade complexa, onde inúmeras variáveis ambientais têm influência. Soma-se a isso, o fato que a qualidade da água é uma função direta de seu uso proposto. Logo, para uma definição clara dos objetivos que se desejam alcançar um determinado índice de qualidade se faz necessário, pois entre os usos da água estão a irrigação, a recreação, o industrial, o abastecimento público, a manutenção da vida aquática, etc (SMITH, 1990; FLORES, 2002; SILVA & JARDIM, 2006).

Um índice de qualidade das águas pode ser projetado para uma situação específica, inserido no contexto de uma bacia hidrográfica, trazendo consigo a diversidade urbano-industrial presente, a prática de uso e ocupação do solo e o padrão de desenvolvimento

tecnológico. Ou seja, a elaboração de um índice de qualidade das águas pode ser simplificada ao levar em consideração somente as variáveis ambientais críticas que afetam determinado corpo hídrico em um determinado momento (SILVA & JARDIM, 2006).

Por outro lado, ao se trabalhar com um índice que utiliza poucas variáveis ambientais, reduz-se o clássico e indesejável efeito eclipse. O efeito eclipse resulta do processo de agregar inúmeras variáveis ambientais em um único número, o que pode produzir uma atenuação do impacto negativo de uma das variáveis frente ao comportamento estável das demais. Os índices propostos na literatura têm procurado diminuir a presença desse efeito eclipse usando diferentes formas matemáticas para se obter o valor final do índice ou, então, estabelecendo diferentes pesos às variáveis que constituem o índice de qualidade (LANDWEHR & DEININGER, 1976; HOUSE & ELLIS, 1987).

3.5.2 Índice mínimo de qualidade de água (IQA_{Min})

PESCE & WUNDERLIN (2000) obtiveram um índice que utiliza apenas três parâmetros. Isto é possível ao considerar apenas as variáveis ambientais críticas que afetam a qualidade de um determinado corpo aquático, dado principalmente em função do uso e ocupação do solo. A classificação da qualidade é realizada seguindo as faixas de valores e suas respectivas condições que são expressadas por cores representativas (Tabela 2).

Tabela 2 – Valores e classificação do IQA a partir do cálculo efetuado para determinar a qualidade das águas brutas e seu significado.

Valor do IQA ^a	Classes	Significado
$91 < IQA \leq 100$	Ótima	Águas apropriadas para tratamento convencional visando o abastecimento público.
$71 < IQA \leq 90$	Boa	
$51 < IQA \leq 70$	Regular	
$26 < IQA \leq 50$	Ruim	Águas impróprias para tratamento convencional visando o abastecimento público, sendo necessários tratamentos mais avançado.
$IQA \leq 25$	Muito Ruim	

^a Estados que adotam estas faixas: Alagoas - AL, Minas Gerais - MG, Mato Grosso - MT, Paraná - PR, Rio de Janeiro - RJ, Rio Grande do Norte - RN, Rio Grande do Sul - RS.

O desenvolvimento e aprimoramento de índices que utilizem um número reduzido de variáveis são de grande importância, especialmente para os países e regiões em

desenvolvimento, onde os custos envolvidos na análise de alguns parâmetros podem limitar a avaliação da qualidade da água. Logo, mesmo sem os recursos necessários para determinar os parâmetros importantes (e.g. metais-traço no caso dos resíduos industriais), é possível obter resultados representativos e legítimos. Além disso, constitui-se em uma forma simples de eliminar o clássico efeito eclipse presente na elaboração dos índices de qualidade.

3.5.3 Índice de Estado Trófico da água

Dentre a categoria dos índices, o índice do estado trófico (IET) tem por finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito, relacionado ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento de infestação de macrófitas aquáticas (CARLSON, 1977).

Determinar o estado trófico é uma ação fundamental para obtenção de informações sobre o corpo de água, pois seu conhecimento permite descrever as relações bióticas e abióticas desse ecossistema. Além disso, contribui para o estabelecimento de políticas ambientais e auxiliam no processo de gestão dos recursos hídricos em nível local, regional e nacional. Ele também se enquadra numa característica fundamental na hora da escolha de um índice, que é a de permitir informar de maneira simplificada o público não técnico.

Além disso, o Índice do Estado Trófico de CARLSON, (1977) permite uma avaliação limnológica bastante aproximada do nível de enriquecimento nutricional de um corpo aquático, tratando-se de uma forma simples de analisar um conceito multidimensional que envolve critérios de oxigenação, de transparência, de nutrientes eutrofizantes, de biomassa, de composição e de concentração de fitoplâncton (SALAS & MARTINO, 2001).

O IET sofreu modificações para se adequar às condições limnológicas de reservatórios tropicais, passando a ser bastante utilizado no Brasil para se estimar o grau de trofia de sistemas aquáticos. Esta modificação foi feita pelo fato de que estudos limnológicos evidenciaram que a concentração crítica permissível excessiva em relação à clorofila – *a*, ao fósforo total e ao desaparecimento visual do Disco de Secchi (transparência da água) eram diferentes daquelas encontradas em áreas temperadas (MERCANTE & TUCCI-MOURA, 2001).

TOLEDO *et al.* (1983), analisando dados de reservatórios do Estado de São Paulo, implementou modificações nos cálculos do IET, as quais foram mais adequadas à determinação do estado trófico dos reservatórios tropicais. Posteriormente novas adaptações

foram propostas por LAMPARELLI, (2004) com vistas ao emprego da metodologia em ambientes lóticos tropicais.

Salienta-se que apesar de avaliar o estado trófico, o IET, não necessariamente reflete a degradação da qualidade da água causada pelo processo de eutrofização (por exemplo, florações de algas), as quais dependem de outras variáveis, tais como temperatura, turbidez, tempo de residência da água, entre outros, da mesma forma sua interpretação pode ser complementada a partir de outras variáveis como o carbono orgânico dissolvido, as assembleias algais e etc.

Vários trabalhos técnicos e científicos têm empregado o IET na classificação das águas de açudes localizados no Nordeste Brasileiro (ANTONELLO 2006; ALMEIDA *et al.*, 2009; ARAÚJO JÚNIOR, 2009). No entanto, são escassas as pesquisas voltadas para a aplicação desta ferramenta de avaliação da qualidade das águas em sistemas lóticos no semiárido e subúmido nordestino, particularmente na Região Hidrográfica do Parnaíba.

Em nível de microbacia, RIBEIRO (2011) determinou as condições tróficas de dois riachos urbanos, na região do Alto Parnaíba, usando o IET de LAMPARELLI (2004), a partir do monitoramento anual de suas águas. Os resultados evidenciaram condições tróficas distintas entre os dois riachos, onde naquele sujeito a maiores cargas de nutrientes por vetores antrópicos, apresentou águas de eutróficas a hipereutróficas.

Os resultados correspondentes ao fósforo total, IET_{Pt} , devem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como o agente causador do processo. A avaliação correspondente à clorofila – *a*, $IET_{Cl - a}$, por sua vez, deve ser considerada como uma medida da resposta do corpo hídrico ao agente causador, indicando de forma adequada o nível de crescimento de algas que tem lugar em suas águas. Assim, o índice médio engloba, de forma satisfatória, a causa e o efeito do processo (CETESB, 2012).

Deve-se ter em conta que num corpo hídrico, em que o processo de eutrofização encontra-se plenamente estabelecido, o estado trófico determinado pelo índice da clorofila – *a* certamente coincidirá com o estado trófico determinado pelo índice do fósforo. Já nos corpos hídricos em que o processo esteja limitado por fatores ambientais, como a temperatura da água ou a baixa transparência, o índice relativo à clorofila – *a* irá refletir esse fato, classificando o estado trófico em um nível inferior àquele determinado pelo índice do fósforo (CETESB, 2012). Além disso, normalmente os valores de clorofila – *a* em ambientes lóticos, particularmente em microbacias e bacias preservadas e em áreas de nascente, não são elevados e a produtividade do sistema depende da entrada de material alóctone.

Por conta destas peculiaridades no monitoramento da clorofila – *a*, a Agência Nacional de Águas, utiliza na classificação do estado trófico dos rios brasileiros, apenas os resultados calculados a partir dos valores de concentração de fósforo total monitorados, os quais são entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como o agente causador do processo.

No Informe do Relatório de Conjuntura de Recursos Hídricos no Brasil (ANA, 2012), o IET, calculado com base no fósforo total monitorado em 2010, foi utilizado para classificar um total 2.204 corpos hídricos em 17 Estados, quanto ao potencial de ocorrência da eutrofização, sendo 1.915 em corpos d'água lóticos (rios e córregos) e 287 em corpos d'água lênticos (açudes, lagos e reservatórios), os quais foram classificados em diferentes níveis de trofia. O cálculo do IET foi realizado com base no parâmetro fósforo total por meio das fórmulas propostas por LAMPARELLI (2004) para ambientes lênticos e lóticos. O IET foi calculado para todos os pontos com dados disponíveis para 2010, sendo realizada uma média anual para aos pontos que tiverem pelo menos duas amostras no ano.

Os resultados demonstraram que a maior parte dos pontos com IET mais elevado concentra-se nas grandes Regiões Metropolitanas de São Paulo, Rio de Janeiro, Curitiba e Salvador. Em contraste, os pontos com elevado IET na Bacia do Rio Tocantins seguiram um padrão de distribuição pouco concentrado. O Nordeste brasileiro também apresenta muitos pontos classificados entre eutróficos e hipereutróficos, o que é particularmente crítico visto que boa parte da população do semiárido depende desses açudes para o abastecimento. De maneira semelhante ao IQA, não há registro das condições tróficas apontadas pelo IET para as bacias do Vale do Parnaíba, a Amazônica e a do Atlântico Nordeste Ocidental, os quais não figuram no relatório, representando uma lacuna geográfica para este indicador.

4 **ÁREA DE ESTUDO**

4.1 **Aspectos gerais da área de estudo**

O Vale do Parnaíba, estende-se pelos estados do Maranhão, Piauí e Ceará, integralmente inserido na região Nordeste. Localizado entre as coordenadas 02° 21'S e 11°06'S de latitude e 47°21'W e 39°44'W de longitude, ocupando uma área de 331.441 km², sendo 251.578 km² no Piauí (75,6%), 65.492 km² no Maranhão (19,7%), 13.690 km² no Ceará (4,1%) e 2.762 km² de área em litígio entre Piauí e Ceará (0,3%). Trata-se, portanto, de um rio de jurisdição Federal e área de atuação da Companhia de Desenvolvimento do Vale do São Francisco – CODEVASF. A Figura 5, apresenta a divisão fisiográfica da Região Hidrográfica do Parnaíba (CODEVASF, 2006).

O rio Parnaíba é um rio extenso e em seu curso de aproximadamente 1.485 km, é perene na maioria de seus trechos com águas que atravessam diferentes biomas, tais como o Cerrado, no Alto Parnaíba, a Caatinga, no Médio e Baixo Parnaíba, e o Costeiro, no Baixo Parnaíba, o que diferencia as características hidrológicas de cada uma destas regiões. Seus principais afluentes são alimentados por águas superficiais e subterrâneas, destacando-se os rios de Balsas, Gurguéia, Piauí, Canindé, Poti e Longá.

De acordo com a CODEVASF (2006), o Vale do Parnaíba abrange 279 municípios com uma população estimada, em 2011, de 4.800.934 pessoas. Do total de municípios, 240 possuem a totalidade de seus territórios inseridos no Vale, e os demais 39 encontram-se parcialmente inseridos, ou seja, seus territórios extrapolam os limites ou divisores da bacia hidrográfica. Um grande contingente populacional vive na área litorânea, em especial, no centro sub-regional representado pela cidade de Parnaíba. A região possui a única capital fora da área litorânea no Nordeste, a cidade de Teresina, situada às margens do rio Parnaíba.

4.2 **Divisão hidrográfica**

Tendo em vista a dimensão, a diversidade física, biótica e socioeconômica do Vale do Parnaíba, e para melhor visualização das diferenças contribuições dos processos naturais e atividades humanas para os fluxos de N e P do continente para o oceano, foram considerados níveis de análise, correspondentes à desagregação da região hidrográfica em subunidades de pesquisa, utilizada pelo Plano de Ação para o Desenvolvimento Integrado da

Bacia do Parnaíba – PLANAP (CODEVASF, 2006) e pelo Plano Nacional de Recursos Hídricos (MMA, 2006a). Desta forma a bacia foi dividida em três setores ou sub-regiões hidrográficas: o Alto, o Médio e o Baixo Parnaíba e pelas sub-bacias componentes.

4.2.1 Sub-região hidrográfica do Alto Parnaíba

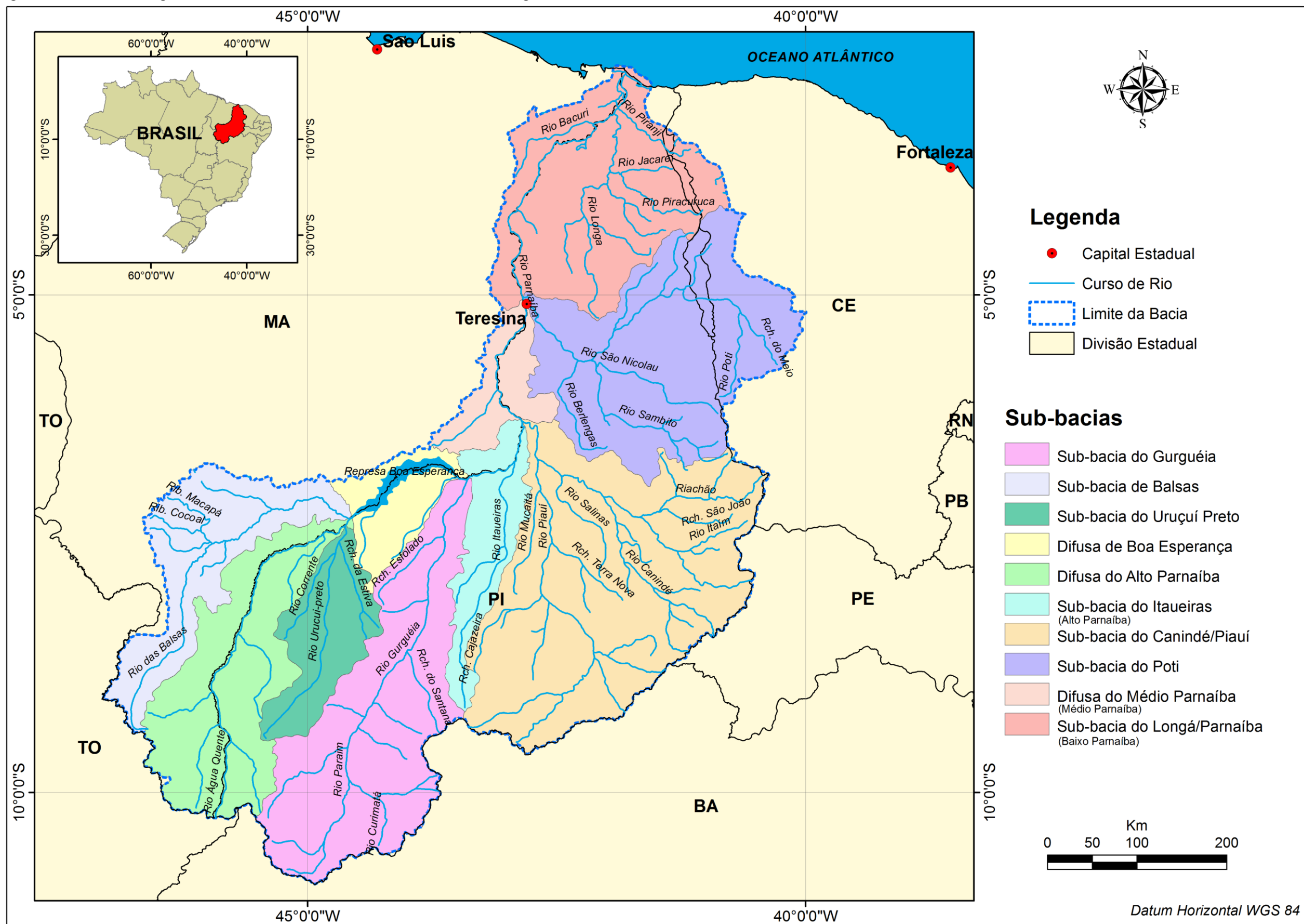
O alto curso do rio Parnaíba vai de suas nascentes, formada a partir das ressurgências na Chapada das Mangabeiras a uma altitude de 800 m, até ser barrado artificialmente pelo Lago da Hidroelétrica de Boa Esperança. A vazão média histórica para o trecho é de $230 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (estação fluviométrica ANA nº 34060000/Ribeiro Gonçalves). Sua extensão é de 784 km, drenando uma área de 151.630 km^2 ou 45,7% da bacia e abrangendo 62 municípios, onde as sub-bacias mais importantes são as dos rios Gurguéia, Uruçuí Preto, Itaueiras, de Balsas, difusas do Alto Parnaíba e de Boa Esperança.

Na margem direita, o rio Gurguéia drena todo o extremo sul do Estado do Piauí, captando águas das vertentes da Chapada das Mangabeiras, no extremo Sudoeste e as águas da Serra da Tabatinga, na fronteira com o Estado da Bahia. É um rio perene com descarga elevada no período chuvoso ($200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) e baixa vazão no período seco ($8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) e média de $36 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (estação fluviométrica ANA nº 34270000/Barra do Lance). Ao longo do vale do rio Gurguéia, são catalogadas 11 lagoas com expressiva capacidade de acumulação, destacando a lagoa de Parnaguá e do Peixe, com 74 milhões de m^3 e 11,9 milhões de m^3 , respectivamente.

4.2.2 Sub-região hidrográfica do Médio Parnaíba

Este setor do Vale do Parnaíba representa a fronteira seca da região, pois apresenta características físicas bem marcadas, relativas ao clima semiárido, pois é uma área submetida a crises climáticas periódicas e está assentada sob embasamento cristalino e rios de regime intermitente. Este setor da bacia, pode ser dividido em fronteira seca Nordeste ou zona do Carrasco, abrangendo as bacias dos rios Poti e Longá e fronteira seca Sudeste, compreendendo os rios Piauí e seu afluente principal, o rio Canindé. O Médio Parnaíba é subdividido em três sub-bacias principais: a do rio Poti, a do rio Piauí-Canindé e as difusas do médio Parnaíba, correspondendo a uma área total de 137.001 km^2 ou 41,3% da bacia, num total de 167 municípios (ARIDAS, 1995; SEMAR, 2010).

Figura 5 – Divisão hidrográfica do Parnaíba em sub-bacias e seus limites abrangendo os estados do Ceará, Piauí e Maranhão.



Fonte: Adaptado de PLANAP/CODEVASF (2006).

As sub-bacias dos rios Piauí e Canindé, têm suas nascentes definidas no sudeste do Piauí, junto às fronteiras com os Estados da Bahia e Pernambuco, com uma área total de 75.500 km². O rio Piauí desemboca no rio Canindé, já nas proximidades do rio Parnaíba, após percorrer cerca de 380 km. São rios torrenciais que secam nos meses sem chuva, no entanto, o rio Canindé é perene nas proximidades de sua confluência com o rio Parnaíba e apresenta vazão média de 50 m³.s⁻¹ (estação fluviométrica ANA n° 34600000/Francisco Aires) e extensão de 350 km.

A bacia do rio Poti apresenta área de 51.000 km² e tem suas nascentes no Estado do Ceará, penetrando o Estado do Piauí, através do *canyon* que corta a Chapada da Ibiapaba, no Município de Castelo do Piauí. A maioria dos rios e riachos tem suas nascentes no Semiárido, quase sempre apresentando caráter de torrencialidade associado ao regime de chuvas e intermitência. À semelhança dos seus tributários, o rio Poti é um rio que depende das chuvas, portanto suas águas evoluem conforme o desenrolar da estação chuvosa, apresentando vazão média de 94 m³.s⁻¹. Completando o trecho, as bacias difusas do médio Parnaíba compreende uma área total de 13.300 km² e uma extensa rede de rios e riachos que drenam diretamente para o rio Parnaíba, com vazão estimada de 15 m³.s⁻¹ (SEMAR, 2010).

4.2.3 Sub-região hidrográfica do Baixo Parnaíba

A sub-bacia do Baixo Parnaíba apresenta uma área de 42.810 km² ou 13% da bacia. É drenada pelo rio Longá, o próprio rio Parnaíba e uma série de pequenos riachos que desembocam no Parnaíba, além do delta do rio Parnaíba. Nesse trecho, o rio Parnaíba apresenta 384 km, sendo que, da cidade de Teresina até o Delta, o rio se apresenta como um efetivo rio de planície, com declividade muito baixa (até 50 cm.km⁻¹) e reduzido perfil batimétrico, com formação de grandes bancos de areia. A vazão média histórica no trecho que corta a cidade de Teresina é de 603 m³.s⁻¹ (estação fluviométrica ANA n° 34690000/Teresina) e no trecho que antecede o Delta do Parnaíba a média é de 770 m³.s⁻¹ (estação fluviométrica ANA n° 34879500/Luzilândia). É verificada a ocorrência de significativas áreas de retenção, como a Lagoa da Salinas, Lagoa de Campo Largo e Lagoa da Estiva, com 13,3 milhões de m³, 13,0 milhões de m³ e 17,6 milhões de m³, respectivamente.

No trecho inferior da bacia, destaca-se o rio Longá, que é um rio perene em seu médio e baixo curso e desemboca no rio Parnaíba após percorrer cerca de 250 km. Sua bacia cobre uma área de 22.623 km², cuja vazão média anual é de 164 m³.s⁻¹. Suas águas alimentam inúmeras lagoas, onde as mais importantes são a do Angelim e Lagoa do Mata, com 11,5 e 39

milhões de m³ de capacidade. Em seu curso, são registradas duas barragens: o açude Caldeirão, com 54,6 milhões de m³, e o açude Piracuruca, que forma um lago com 250 milhões de m³ de capacidade (ARIDAS, 1995; MMA, 2006a).

As bacias difusas do baixo Parnaíba correspondem a uma faixa de terra paralela ao rio Parnaíba com área de 7.643 km², que se inicia à altura de Teresina, no limite com a sub-bacia do rio Poti, e se estende até a confluência da sub-bacia do rio Longá, no município de Buriti dos Lopes, abrangendo uma rede de pequenos cursos d'água que desembocam diretamente no rio Parnaíba sem a intermediação de nenhum tributário importante, representando uma vazão estimada de 17 m³.s⁻¹ (SEMAR, 2010).

Para realização do inventário de fontes, estimativas de emissão de N e P, e determinação dos índices de qualidade e estado trófico, as sub-bacias do Baixo Parnaíba, foram integradas e denominadas de sub-bacia do Longá/Parnaíba.

4.2.4 Faixa litorânea: O Delta do Parnaíba

O rio Parnaíba chega ao Atlântico através de cinco barras, quatro das quais situadas no Maranhão (Tutóia, Melancieira, Caju e Canárias) e uma no Piauí (Igaraçu). Trata-se da única feição deltáica das Américas localizada em mar aberto. Nesta faixa litorânea, os cursos de água se apresentam perenes pela própria influência marítima, e essa influência faz com que as águas sejam salobras (ARIDAS, 1995; MMA, 2005).

O sistema deltaico do rio Parnaíba é um complexo e importante ecossistema, por sua dinâmica flúvio-marinha e por abrigar importantes comunidades vegetais e animais. É caracterizado por extensas planícies flúvio-marinhas, entrecortadas por canais formadores das ilhas, resultantes de processos de acumulação de materiais terrígenos. Sob influência destes ambientes, desenvolveram-se extensas áreas de mangues representando uma importante área de deposição de materiais de origem continental. Essa configuração complexa de ecossistemas imprime à área uma importância global para sua conservação (MMA, 2006a). Por sua importância ambiental, foi criada em 1996 a APA do Delta do Parnaíba (Dec s/n.º de 28.08.1996), que se estende desde os municípios de Barroquinha e Chaval, no Ceará, até o município de Tutóia, no Maranhão.

4.3 Caracterização climática

A bacia tem características fisiográficas tipicamente de zona de transição, uma vez que o seu território encontra-se inserido em áreas do Nordeste Setentrional, Nordeste Meridional e do Meio Norte, apresentando um regime pluviométrico heterogêneo com cinco tipos de clima bem definidos, como pode ser visualizado na Figura 6.

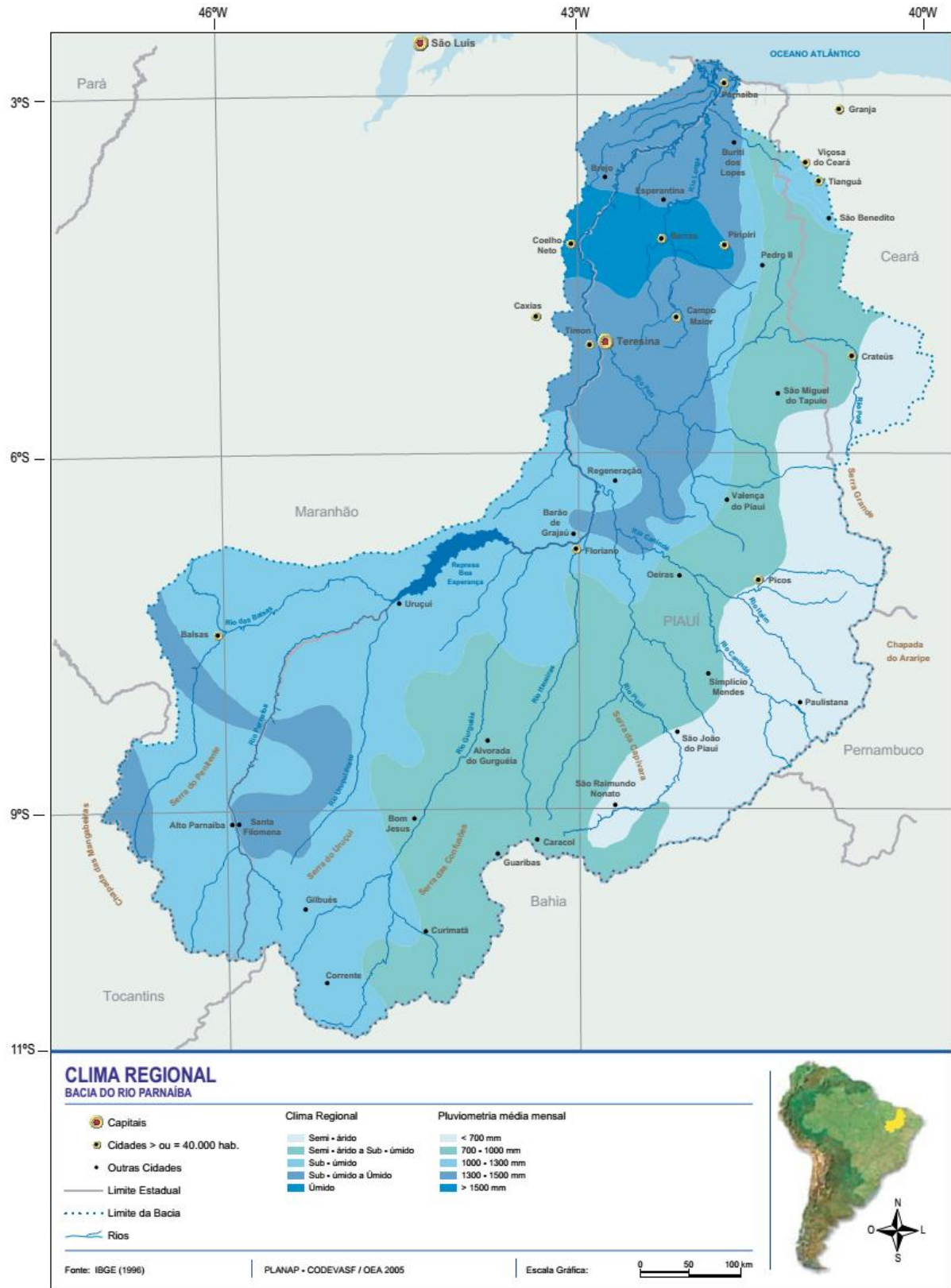
A média anual de precipitações na bacia do Parnaíba é de 1.100 mm.ano⁻¹ e a evapotranspiração anual média é de 1.517 mm ano⁻¹. Observa-se a grande variabilidade nos totais anuais de chuva nas áreas de ocorrência da Caatinga, com registros de precipitação superior a 1.000 mm no litoral e inferior a 600 mm no interior da região.

De maneira marcante o período chuvoso, no Alto Parnaíba, concentra-se entre os meses de maio e outubro, todavia, nas sub-bacias afluentes pela margem esquerda do rio, há uma melhor distribuição das chuvas. Em parte do Médio e do Baixo Parnaíba, o período chuvoso ocorre, principalmente, nos primeiros quatro meses do ano.

Aplicando a classificação climática de Köeppen para a região hidrográfica do Parnaíba, seguindo a segmentação fisiográfica proposta para a bacia (Alto, médio e baixo), observa-se a presença de três classes (MMA, 2006a):

- a) o megatérmico chuvoso (variação AW'), ou seja, quente e úmido, com chuvas entre fevereiro e maio e com temperaturas mais baixas nos meses de março e abril, ocorrendo na região litorânea e no baixo Parnaíba;
- b) o semiárido (variedade BS), caracterizado por temperaturas elevadas e estáveis, superiores a 18°C, baixas precipitações médias anuais com distribuição irregular durante o ano, correspondendo às áreas de caatinga hiperxerófita; e
- c) uma variedade do clima AW', o BSwh', que é do tipo semiárido e se caracteriza por possuir uma curta estação chuvosa no verão e atuação no sudeste da Região Hidrográfica.

Figura 6 – Clima e precipitações médias anuais na Região Hidrográfica do Parnaíba.



Fonte: Plano de Ação para o desenvolvimento integrado da bacia do Parnaíba – PLANAP.

4.4 Vazões médias das sub-bacias

Conforme estudo realizado pela ANA, sobre Disponibilidade e Demanda de Recursos Hídricos no Brasil (ANA, 2012), o Vale do Parnaíba apresenta uma vazão média anual de $776 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e $24,1 \text{ km}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$, correspondendo a 0,4% da vazão média do país, a menor em comparação com as outras Regiões Hidrográficas brasileiras. A vazão média de estiagem, ou seja, com garantia de ocorrência de 95% é de $294 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (MMA, 2006a).

Nas sub-bacias ao Sul da região hidrográfica, predomina o padrão de maiores vazões concentradas entre dezembro e maio, com pico entre os meses de fevereiro e março. Em parte do Médio e no Baixo Parnaíba, o pico de vazão passa a corresponder ao mês de abril, visto que as chuvas concentram-se no primeiro quadrimestre do ano, nestas sub-regiões. Os rios mais sujeitos a ação da estiagem, portanto com reduções significativas em suas vazões são os rios Gurguéia, Itaueiras, Canindé/Piauí e Poti, todos afluem para o Parnaíba em sua margem direita.

4.5 Vegetação

A Região Hidrográfica do Parnaíba é por excelência uma área de transição vegetal, cujas características são intrínsecas as suas sub-bacias.

Na sub-região hidrográfica do Alto Parnaíba, a vegetação é tipicamente constituída por elementos do bioma Cerrado (Savana), mais exatamente dos campos cerrados. No topo das chapadas da margem esquerda do rio Gurguéia o domínio do Cerrado se estende até o rio Parnaíba. As demais áreas são dominadas pela floresta subcaducifólia e elementos de cerrado. Estão associadas espécies da Caatinga, particularmente ao longo do rio Itaueira, e espécies de Cerrado nas áreas dominadas pelas chapadas (MMA, 2006a; SEMAR, 2010).

Na Sub-região hidrográfica do Médio Parnaíba, na região dos rios Canindé/Piauí, de sudeste para oeste, tem-se uma grande variedade de vegetação de Caatinga (Savana Estépica) bastante uniforme. Para oeste surgem elementos de Cerrados associados aos da Caatinga. Na Sub-bacia do Poti, a vegetação é constituída basicamente pelo Campos e Cerrados e babaçuzais nos vales intermontanos. Neste setor da bacia, existe uma grande área antropizada, ou seja, com vegetação secundária, reflorestamento, pastagens ou tratos agrícolas de ciclo curto ou longo (MMA, 2006a; SEMAR, 2010).

Na Sub-região hidrográfica do Baixo Parnaíba, predomina a vegetação de Cerrado, e ao centro, no vale do rio Longá, destaca-se em superfícies topograficamente baixas

e alagáveis as gramíneas aquáticas e carnaubeiras. No trecho mais baixo do rio Parnaíba, a fitofisionomia mais importante espacial, e economicamente da área está representada pela Floresta de babaçu. No entanto o Babaçu tem sido substituído pela cultura da cana-de-açúcar para o processamento em usinas de álcool. Na faixa litorânea do Parnaíba, a vegetação é melhor representada pelo complexo vegetacional da zona litorânea restinga, dunas e mangues (MMA, 2005; SEMAR, 2010).

4.6 Aspectos gerais da geologia e geomorfologia regional

A Região encontra-se instalada em duas grandes unidades estruturais: o escudo cristalino (15%) e a Bacia sedimentar do Parnaíba (85%). Caracteriza-se, principalmente, por sedimentos de cobertura Cenozóico (areias e argilas), Rochas Sedimentares do Mesozóico e Paleozóico (arenitos e argilitos) e Rochas Pré-Cambrianas (gnaises, granitos e migmatitos). Está inserida em três províncias geológicas: Parnaíba, Borborema e São Francisco Norte, destacando-se a província do Parnaíba que ocupa a maior parte da região.

O relevo da Bacia é definido pela estrutura geológica, com vales inseridos entre chapadas e chapadões (tabuleiros) e com altitudes inferiores a 1.000 m. A Região Hidrográfica do Parnaíba tem como divisor de águas no limite sul a Serra da Tabatinga, que a separa da Região Hidrográfica do São Francisco. No limite sudoeste faz fronteira com a Bacia do Tocantins e os seus divisores a leste (Serra Grande) e a Oeste (Serra das Alpercatas) a separam de outras unidades hidrográficas da vertente Nordeste.

4.7 Aspectos pedológicos

Com base em estudos realizados nos levantamentos exploratórios e de reconhecimento dos solos dos Estados do Nordeste (EMBRAPA, 1986, 2006), apresenta-se uma descrição simplificada dos principais tipos de solos presentes na bacia do rio Parnaíba. Estas informações, estão facilmente disponíveis, através de mapas de distribuição de solos, no site, www.uep.cnps.embrapa.br/solos.

No Alto Parnaíba predominam associações da classe Latossolo Amarelo ou Vermelho Amarelo, comuns no topo das chapadas e chapadões, feições muito frequentes no sudoeste do Piauí. Estes solos apresentam textura de média a argilosa, perfil profundo, drenagem boa à moderada, baixa saturação de base (distróficos), teores moderados de ferro, e

níveis medianos a elevados de alumínio trocável, tornando-os ácidos a muito ácidos. São comuns carências de nutrientes essenciais às plantas, como nitrogênio, fósforo e potássio e quando associados ao relevo levemente inclinado, tornam-se exportadores de nutrientes através da erosão (EMBRAPA, 1986, 2006).

O Médio Parnaíba apresenta uma grande diversidade pedológica, em virtude das rochas cristalinas dominantes no semiárido originarem Latossolos Amarelo/Vermelho Amarelo, Neossolos Litólicos e Argissolos. Os solos aluviais são mapeáveis ao longo dos rios Canindé, Piauí, com muita variação textural, situações diversas de drenagem e, quando não arenosos, apresentam níveis elevados de fertilidade natural. Ocorrem, também, problemas relacionados a excessos de sais e de sódio trocável. Trata-se de solos muito procurados para utilização com agricultura em toda a Sub-bacia (MMA, 2000).

Na bacia do Poti, são verificadas associação de Neossolos Litólicos e Latossolos, incluindo o trecho elevado na fronteira com o Ceará. Os Latossolos estão presentes, principalmente, entre Altos e Campo Maior e Altos e Teresina, no Baixo Poti. No trecho sul da sub-bacia predominam os Latossolos (EMBRAPA, 1986, 2006).

No Baixo Parnaíba ocorrem, principalmente, Latossolos, Neossolos Quartzarênicos, Neossolos Litólicos, Plintossolos, Argissolos e Aluviões. Os Neossolos e Latossolos ocupam as superfícies mais extensas. Os solos, na parte mais baixa da Bacia, consistem de uma associação de Latossolo, Podzólicos, Aluviões e Neossolos Litólicos, de textura média a argilosa. São, em geral, profundos ou medianamente profundos, de drenagem moderada. Na parte litorânea ocorrem Latossolos Amarelos, Plintossolos, Neossolos Quartzarênicos Marinhos, Solonchak, Planossolos e Dunas (EMBRAPA, 1986; MMA, 2005).

4.7.1 Susceptibilidade à erosão dos solos na bacia do Parnaíba

O clima, aliado aos tipos de litologia, relevo, solo e cobertura vegetal, provoca um processo natural de perda de solo, que tem sido acelerado devido à ocupação humana em áreas consideradas vulneráveis. O uso antrópico intensifica os processos erosivos, pois altera as condições naturais da cobertura vegetal e das propriedades dos solos que se tornam compactados, impedindo a infiltração de água e, conseqüentemente, aumentando o escoamento da água e das partículas (FARINASSO *et al.*, 2006).

WISCHMEIER & SMITH (1978) concluíram que alguns solos são mais facilmente erodidos que outros, mesmo que todos os fatores do processo permaneçam constantes. Essa diferença é devido às propriedades inerentes ao solo, e é referida como a

erodibilidade do solo, expressa pelo fator K da Equação Universal de Perda de Solos (EUPS). As propriedades do solo que influenciam a erodibilidade são aquelas que afetam a velocidade de infiltração, permeabilidade e capacidade total de armazenamento de água, e aquelas que resistem às forças de dispersão, salpico, abrasão e transporte pela chuva e escoamento.

O Zoneamento Agroecológico do Nordeste tem enfatizado a grande diversidade de solos que ocorrem no trópico semiárido, mostrando, conseqüentemente, um comportamento bastante diferenciado em relação à susceptibilidade à erosão (SILVA *et al.*, 1996). A aplicação da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) de Wischmeier (WISCHMEIER & SMITH, 1978) permite avaliar a quantidade de terra arrastada por ano em função do tipo de solo. Estes dados, associados a resultados obtidos por métodos diretos e indiretos da avaliação da sensibilidade do solo à erosão, como grau de flocculação, permeabilidade, evolução micromorfológica e topografia, permitem uma classificação da erodibilidade dos solos.

Os latossolos são considerados solos estáveis aos processos de perda de solo, pois são bem desenvolvidos e, em geral, apresentam relevo suave, grande profundidade, alta permeabilidade e baixa capacidade de troca catiônica. Neles ocorre a predominância de óxidos de ferro, de alumínio e caulinita, que é uma argila de baixa atividade, principalmente na fração argila dos latossolos.

Os solos considerados “intermediários” abrangem as classes dos podzólicos, planossolos e bruno não cálcicos. Estes solos possuem diferenças com relação aos outros solos baseadas na textura entre os horizontes A e B, dificultando a infiltração da água e favorecendo os processos de perda de solo.

Os Regossolos, Neossolos Quartzarênicos e Litólicos, solonetz solodizado e Vertissolos são considerados solos pouco desenvolvidos e, portanto, solos vulneráveis a erosão. Nelas ocorre a ausência do horizonte B, assentando-se diretamente sobre o horizonte C ou sobre a rocha mãe. Apesar da rocha mãe (granito) ser bastante resistente aos processos de intemperismo, o solo, em particular, é bastante instável (EMBRAPA, 2006).

FARINASSO *et al.* (2006) aplicou a EUPS para identificar qualitativamente áreas susceptíveis à erosão laminar na região do Vale do Parnaíba, evidenciando que a distribuição espacial de susceptibilidade à erosão está fortemente associada à geomorfologia da região, onde áreas de elevado potencial de perda de solos estão localizadas nos divisores das bacias hidrográficas, nas encostas entre os grandes planaltos e na região de Gilbuéis onde existem extensas áreas de solo exposto.

O núcleo de desertificação no extremo Sul da bacia se destaca pela perda de solos para os rios da bacia. Nesta faixa de terra existem extensas áreas de solo exposto, alcançando aproximadamente 8.000 km², e englobando os municípios de Barreiras do Piauí, Bom Jesus, Corrente, Curimatá, Gilbués, Monte Alegre do Piauí, Redenção do Gurguéia e São Gonçalo do Gurguéia. Estudos realizados pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, demonstram que os efeitos desse processo de degradação dos solos são particularmente severos em grande área do Município de Gilbués, que por esse motivo é conhecido internacionalmente (CREPANI, 2009). A Figura 7, demonstra o transporte de material terrígeno pelo rio Gurguéia, no período chuvoso, em dois trechos do rio.

Figura 7 – As imagens correspondem a dois pontos de monitoramento no rio Gurguéia, Gilbués (esquerda) e a jusante de Gilbués (direita), no período chuvoso de 2013.



Fonte: O Autor.

A agressividade dos processos erosivos nesta área repercute em significativas perdas de solo, acima de 1.000 t.km⁻².ano⁻¹, provocando voçorocas e ameaçando povoados, propriedades urbanas e rurais. É uma fonte significativa de sedimentos para o assoreamento de riachos, rios, barragens e lagoas que ficam a jusante, que resultam na redução das vazões pelo assoreamento das principais sub-bacias da região, como as dos rios Gurguéia e do Uruçuí-Vermelho, afluentes do Alto Parnaíba (CREPANI, 2009; DANTAS & MONTEIRO, 2011).

4.8 Características sócio-econômicas e uso do solo

Nesta seção, foram utilizadas informações extraídas a partir da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – PNSB (IBGE, 2010) e Pesquisa de Informações Básicas Municipais

– MUNIC (IBGE, 2012a), que investigaram, entre outros, os serviços de abastecimento de água, esgotamento sanitário e manejo de resíduos sólidos nos municípios brasileiros.

4.8.1 Emissão de esgotos

Aproximadamente 34,8 milhões de pessoas, cerca de 18% da população brasileira, está exposta ao risco de contrair doenças em decorrência da inexistência de rede coletora de esgoto. O Nordeste correspondeu à região onde a falta de rede coletora de esgotamento sanitário era mais grave, atingindo algo próximo a 15,3 milhões de habitantes, com a escassez do serviço sendo maior nos Estados da Bahia, Maranhão e Piauí. A Figura 8, demonstra a distribuição do serviço de coleta de esgotos sanitários nos estados da federação, com destaque para os Estados que compõem a Região Hidrográfica do Parnaíba.

Os resultados negativos para a bacia do Parnaíba, sobre a situação da rede coletora de esgotos, apontados pela PNSB (IBGE, 2010), foram confirmados em uma pesquisa mais recente realizada pela Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA, do Ministério das Cidades. O diagnóstico dos serviços de água esgotos – 2010, pontuou que menos de 10% dos municípios inseridos no Vale do Parnaíba contam com serviço de atendimento por rede coletora de esgotos, principalmente aqueles que fazem parte dos Estados do Piauí e Maranhão.

Desta forma, na área em estudo, o lançamento de esgoto *in natura* nos rios, reservatório e lagos, é um dos fatores mais frequentes que contribuem para a degradação da qualidade da água, podendo provocar um aumento dos processos de eutrofização nos lagos e reservatórios e um rápido decaimento do oxigênio dissolvido nos rios (MMA, 2006b).

A esse respeito, já são observadas situações de degradação da qualidade das águas de rios fortemente dependentes do regime pluviométrico, como os rios intermitentes. O caso emblemático é o do rio Poti, que drena grande parte da área urbana de Teresina, recebendo elevadas cargas de efluentes em seu leito. Outros são o rio Canindé/Piauí e Itaueiras, os quais têm suas nascentes na região da Fronteira Seca com os Estados do Ceará e a Bahia.

Figura 8 – Municípios brasileiros com serviço de rede coletora de esgoto, com destaque para os Estados da Região Hidrográfica do Parnaíba, Ceará, Maranhão e Piauí.

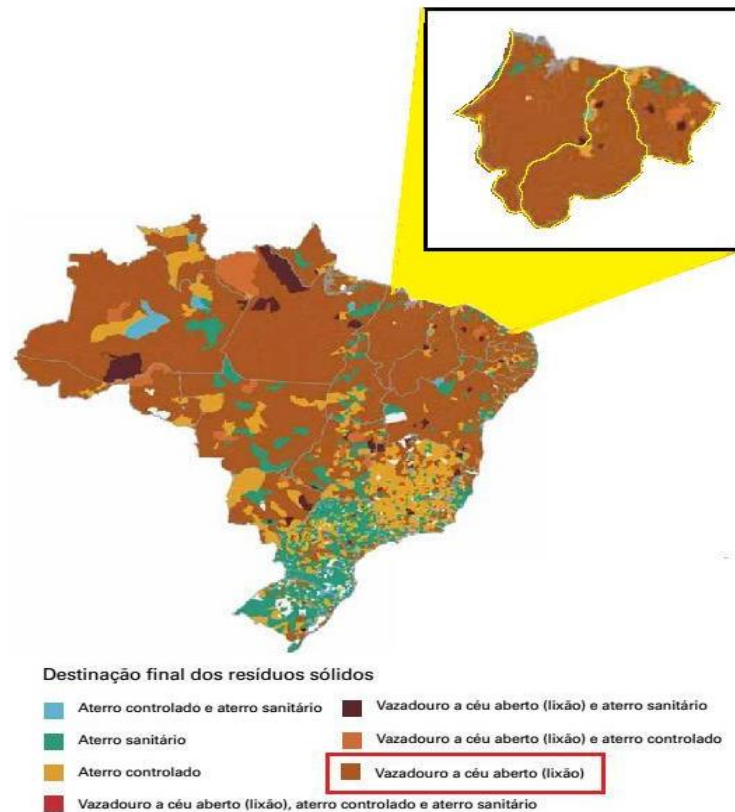


Fonte: Adaptado de IBGE (2010).

4.8.2 Manejo dos Resíduos Sólidos Municipais

Quase a totalidade dos municípios brasileiros têm serviços de coleta de Resíduos Sólidos (99,96%), porém 50,8% deles dispõem seus resíduos em vazadouros à céu aberto (lixões), outros 22,5% em aterros controlados, e por fim, 27,7% em aterros sanitários. Os municípios com serviços de coleta dos resíduos sólidos situados nas Regiões Nordeste e Norte registraram as maiores proporções de destinação desses resíduos aos lixões, atingindo respectivamente 89,3% e 85,5%, como pode ser observado através da Figura 9. Particularmente, na Região Nordeste, os destaques negativos couberam aos municípios dos Estados do Alagoas, Maranhão e Piauí: 96,1%, 96,3% e 97,8%, respectivamente.

Figura 9 – Municípios brasileiros, segundo a destinação final dos resíduos sólidos domiciliares e/ou públicos, com destaque para os Estados que integram a Região Hidrográfica do Parnaíba, Ceará, Maranhão e Piauí.



Fonte: Adaptado de IBGE (2010).

4.8.3 Agricultura

Em áreas não industrializadas e pouco urbanizadas, como a da bacia do Parnaíba, as emissões de N e P pelas atividades agrícolas, representam uma fonte importante de N e P para os rios, cujas emissões variam de acordo com o tipo de solo, manejo agrícola, área de plantio por tipo de cultura.

A agricultura é a principal atividade econômica da região, onde, o Estado do Piauí, por estar completamente inserido na bacia do Parnaíba, apresenta as maiores áreas de cultivo da bacia. Segundo censo agropecuário, as lavouras temporárias respondem por 81,5% da área total cultivada contra 18,5% associados às lavouras permanentes, com maior percentual de área plantada as culturas da soja, milho, castanha de caju, arroz e feijão (IBGE, 2012c). As sub-bacias com maiores extensões de áreas cultivadas, são as do Canindé/Piauí, Alto Parnaíba, Uruçuí Preto, Poti, Difusas da Barragem de Boa Esperança e Gurguéia.

Nas áreas de cerrado da sub-bacia do Alto Parnaíba, a agricultura é desenvolvida preponderantemente em terras das chapadas do Sul e Sudeste da região, abrindo novas fronteiras agrícolas na região. A agricultura praticada baseia-se na monocultura de soja, totalmente mecanizada e favorecida pela topografia plana das terras altas. Nas terras baixas a agricultura familiar é predominante e com cultivo diversificado.

Nas últimas três décadas, não só a quantidade produzida, mas às áreas produtoras de soja vem sendo ampliadas na Bacia do Parnaíba (CODEVASF, 2006). As principais bacias produtoras correspondem as do rio Parnaíba, a montante da barragem de Boa Esperança, incluindo as dos rios de Balsas, Uruçuí Preto e do Gurguéia (IBGE, 2012c).

Na sub-bacia do Médio Parnaíba em virtude das baixas e irregulares precipitações pluviométricas, há predominância da agricultura de sequeiro de caráter eminentemente familiar, destacando-se a cultura da mandioca e do caju e as monoculturas de cana-de-açúcar e arroz irrigado (CODEVASF, 2006).

Por sua vez, na sub-bacia do Baixo Parnaíba, a agricultura segue as características da praticada no Médio Parnaíba, com cultivos característicos eminentemente familiares de milho, feijão, mandioca e arroz de sequeiro. Todavia projetos de fruticultura e arroz irrigados destacam-se na porção litorânea da sub-bacia (CODEVASF, 2006).

4.8.4 Uso de fertilizantes

A região dos Cerrados do Sudeste piauiense e Sul maranhense consome, em larga escala, fertilizantes nitrogenados e fosfatados, principalmente visando manter a elevada produtividade da cultura da soja (CODEVASF, 2006). Portanto, os impactos causados através do uso de insumos agrícolas, como agrotóxicos e fertilizantes, podem ter desdobramentos em nível local e regional, pois no Alto Parnaíba estão localizadas as nascentes do rio Parnaíba e de seus principais tributários os rios Gurguéia e Balsas. Assim a atividade, ao ser realizada sem técnicas de manejo adequadas, pode caracterizar-se como potencialmente poluidora dos recursos hídricos do Vale do Parnaíba.

Em sua publicação *“Panorama da Qualidade das Águas Superficiais do Brasil”* (ANA, 2012), a Agência Nacional de Águas noticiou que há, na bacia do rio de Balsas, grandes projetos agrícolas implantados, e que, por conta da rápida expansão, vem sofrendo um processo de degradação ambiental pelo uso intensivo do solo para práticas agrícolas, tanto por conta do incremento das cargas de nutrientes, como no assoreamento dos rios pela erosão dos solos.

Para compensar a deficiência de P, que é uma característica natural dos solos da região, o fosfato é largamente empregado nas culturas de sequeiro como o milho, o feijão e a soja. Parte do fertilizante aplicado pode ser perdido para os corpos aquáticos pelo escoamento superficial ou agregado às partículas dos solos por adsorção. Por outro lado, o menor consumo de fertilizantes nitrogenados está associado à menor exigência do nutriente sintético na cultura de soja, pois, neste caso, a contribuição da fixação biológica (FBN) representa uma vantagem econômica para os produtores e ambiental para a agricultura brasileira. Em virtude da elevada solubilidade, os nitratos, resultantes da utilização fertilizantes químicos são altamente prejudiciais aos corpos de água, tanto superficiais, como subterrâneos da região (SILVEIRA, 2004).

4.8.5 Pecuária

Quanto à pecuária, não há grande distinção entre as diferentes sub-regiões da bacia do Parnaíba. Predomina a pecuária extensiva, com rebanhos de bovinos, caprinos e ovinos, principalmente no Baixo Parnaíba. A pecuária de leite, a cata de caranguejo e a carcinicultura aparecem também com destaque na região. Os principais municípios produtores de bovinos estão concentrados principalmente nas bacias do Gurguéia, Longá, Poti e Difusas do Médio Parnaíba. Os dados referentes ao número de cabeças nas criações locais teve como base de dados o censo agropecuário realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2012c).

4.8.6 Aquicultura

Apesar do potencial da aquicultura na região, são poucas as unidades de produção relativas a esta atividade. Ela se concentra, principalmente, na região litorânea, com a exploração da carcinicultura, enquanto a aquicultura continental é pouco desenvolvida.

Conforme relatório final do Projeto-Piloto Zoneamento Ecológico-Econômico do Baixo Rio Parnaíba, os principais impactos antrópicos na Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba, estão relacionados à conversão dos salgados e apicuns para tanques de carcinicultura, com desdobramento para a qualidade das águas pela emissão de efluentes da atividade (MMA, 2005).

5 MATERIAS E MÉTODOS

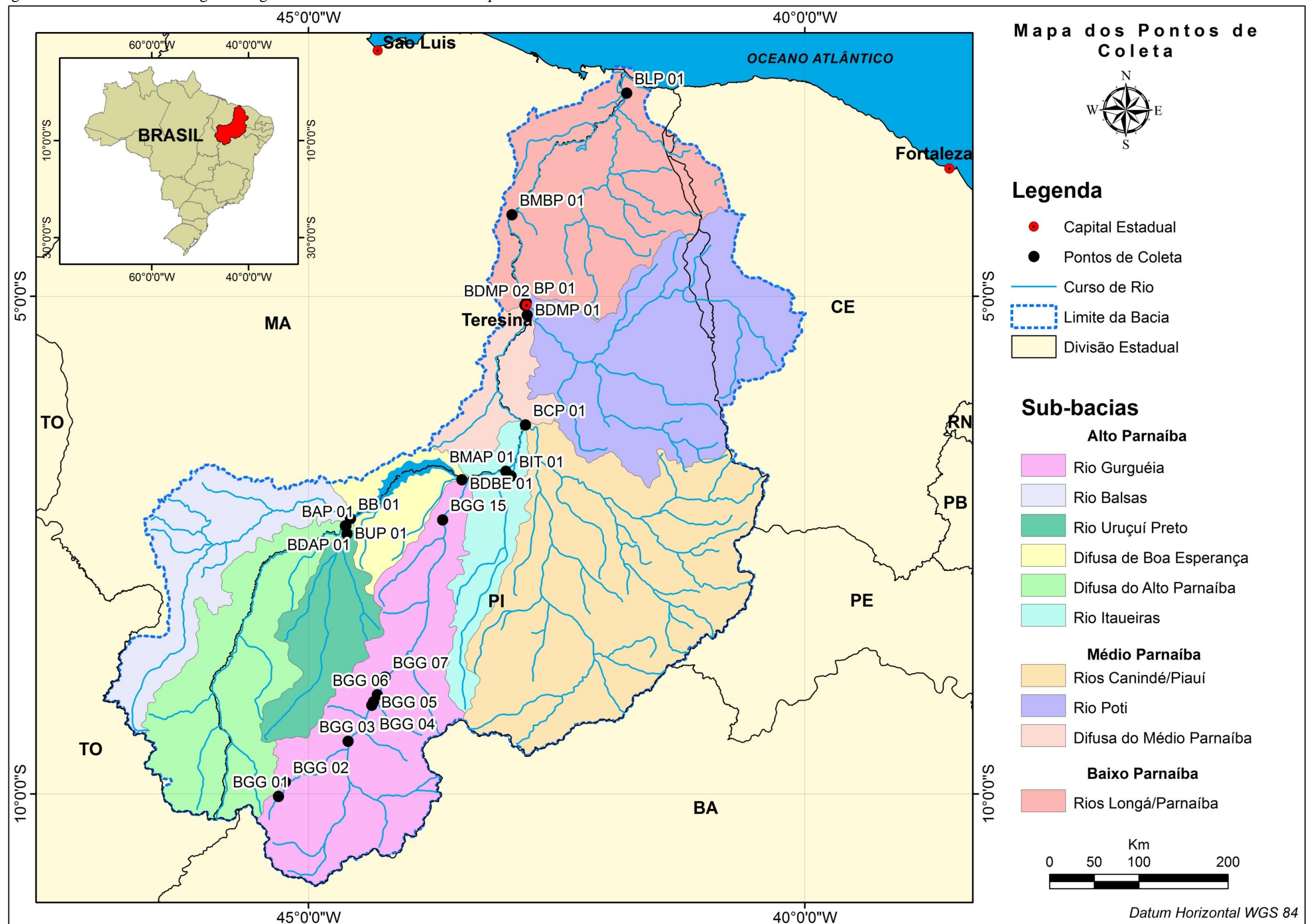
Neste capítulo serão descritas as etapas para a aquisição de dados, a partir de atividades de campo sazonais e de monitoramento contínuo das variáveis hidroquímicas e concentração de nutrientes, realizadas entre 2010 e 2013. Os dados secundários foram obtidos em bases de dados oficiais e na literatura científica especializada. O conjunto de dados primários e secundários obtidos, subsidiou os cálculos e calibração do inventário de fontes de N e P. Os índices de qualidade de água e do estado trófico para os principais rios da bacia do Rio Parnaíba, foram determinados a partir de dados primários obtidos nas campanhas de amostragem.

5.1 Malha amostral

Em vista da inexistência de informações prévias sobre as concentrações de NT e PT nas águas e sedimentos superficiais da maioria dos corpos hídricos da bacia do Parnaíba, presumiu-se uma distribuição irregular das zonas contaminadas. Neste caso o procedimento adotado para definição dos pontos de amostragem seguiu um esquema de distribuição aleatório simples, o qual simplifica a análise estatística (USEPA, 1989; CETESB, 2011).

Foi realizada a determinação dos valores para as variáveis hidroquímicas e a quantificação de concentrações de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) de águas superficiais em 36 pontos de amostragem ao longo do eixo longitudinal das sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba. Na Figura 10, são apresentados os pontos de monitoramento distribuídos nas sub-bacias do Parnaíba, exceto os 16 pontos de amostragem realizados nos rios Parnaíba e Igaracú, na Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba. No Apêndice A são apresentadas informações adicionais sobre os pontos de amostragem, sua denominação, coordenadas geográficas, frequência de amostragem e descrição sucinta do ponto.

Figura 10 – Pontos de amostragem de água e medidas das variáveis hidroquímicas.



Fonte: Adaptado de SEMAR (2010)

5.2 Parâmetros monitorados

Em cada uma das campanhas de amostragem realizadas entre 2010 e 2013, as amostras de água foram coletadas em sub-superfície, a uma profundidade aproximada de 30 cm, utilizando a técnica de imersão de frasco ou através de garrafa de Van Dorn (CETESB, 2011). As amostras foram em seguida armazenadas em garrafas de vidro âmbar resfriadas em banho de gelo a cerca de 4 °C em caixas isotérmicas durante o transporte de campo até análise no Laboratório de Química Analítica da Universidade Federal do Piauí, Campus de Bom Jesus. Os métodos empregados na determinação de cada variável são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Variáveis determinadas nas amostras de água.

Característica	Variável	Técnica	Und.	Referência
Físico	Turbidez	Nefelométrica	NTU	APHA, 2001.
	Temperatura	Termométrica	°C	APHA, 2001.
	Sólidos Totais em Suspensão	Gravimétrica	mg.L ⁻¹	STRICKLAND, & PARSONS, 1972.
	Condutividade Elétrica	Potenciométrica	µS.cm ⁻¹	APHA, 2001.
	Oxigênio dissolvido	Potenciométrica	mg.L ⁻¹	APHA, 2001.
Químicos	pH	Potenciométrica	*	APHA, 2001.
	Sólidos Totais Dissolvidos	Potenciométrica	mg.L ⁻¹	APHA, 2001.
	Fósforo Total	Espectrofotométrica	mg.L ⁻¹	VALDERRAMA, 1981.
	Nitrogênio Total	Espectrofotométrica	mg.L ⁻¹	VALDERRAMA, 1981.

As variáveis físico-químicas foram determinadas *in situ*, com uso de sondas portáteis. A temperatura da água e o oxigênio dissolvido usando uma sonda Hanna HI 9143. A turbidez foi obtida pelo uso de um turbidímetro marca Hanna 93703. A condutividade elétrica e os sólidos totais dissolvidos com o auxílio de multisonda Hanna modelo HI 98129

precisão $\pm 2\%$ (CE/STD). O pH com o uso de um medidor portátil Hanna modelo HI 8424 com compensação automática de temperatura e precisão de $\pm 0,01$ pH.

Os sólidos totais em suspensão, foram determinados por amostragem específica em triplicata, em garrafa PET de 1,0L. Em laboratório as amostras foram filtradas em filtros de acetato de celulose pelo método gravimétrico (STRICKLAND & PARSONS, 1972). Sólidos totais em suspensão nas águas correspondem a toda matéria que permanece como resíduo, após evaporação, secagem ou calcinação da amostra a uma temperatura pré-estabelecida durante um tempo fixado (CETESB, 2011).

Para determinação de fósforo total e nitrogênio total na água, foi empregado o método de VALDERRAMA (1981), que está baseado na oxidação simultânea da maior parte dos compostos nitrogenados, em um meio alcalino, e dos fosforados em um meio ácido. Isto é realizado através da digestão de 40,0 mL da amostra com solução oxidante (persulfato de potássio, ácido bórico e hidróxido de sódio) em autoclave, a temperatura de 124 °C e pressão de 1,5 atm, durante 30 minutos. Após o resfriamento, as amostras foram fracionadas para a determinação do PT e NT.

A análise do conteúdo total de P em amostras de água requer que todos os compostos orgânicos condensado de P, incluindo P particulado, sejam primeiro convertidos (hidrolisados) em ortofosfato para que possam ser determinado colorimetricamente. Isto é realizado através da digestão da amostra em ácido forte em alta temperatura para oxidar a matéria orgânica e liberação de P como ortofosfato. Portanto, após o processo de digestão, foram retiradas alíquotas de 10,0 mL de cada amostra, e acrescentados 1,0mL de ácido ascórbico e 1,0mL de reagente MIX (solução de Molibdato de Amônio, Tartarato Antimônio de Potássio e ácido sulfúrico). A dosagem do fósforo foi realizada após 15 a 20 minutos, em espectrofotômetro, a um comprimento de onda de 882 nm, utilizando cubeta de 1,0 cm. Um complexo de cor azul é formado, o fosformolibdato, em meio ácido, cujo limite de detecção do método é de 0,01 mg P.L⁻¹, com erro relativo de 10% na faixa entre 0,1 e 0,6 mg P.L⁻¹ (APHA, 2001). Para cada bateria de amostras, foi realizada uma prova em branco com água destilada, sendo, portanto, subtraído dos resultados das absorbâncias das amostras.

A determinação do NT por oxidação pelo método do persulfato, converte os compostos de nitrogênio orgânicos e inorgânicos em nitrato. Uma alíquota 25,0mL, da amostra após a digestão, é em seguida levada ao processo de evaporação entre 100 e 110 °C, na presença de salicilato de sódio. Após resfriamento das amostras foram acrescentados, água de osmose reversa, ácido sulfúrico, tartarato de sódio e potássio. O composto de substituição p-nitrosalicilato de cor amarela é formado, fazendo-se a leitura por espectrofotometria a

420 nm utilizando cubeta de 1cm, com faixa de detecção entre 0,03 e 0,5 mg N.L⁻¹. (MULLER & WIDEMANN, 1955). O nitrato segue a mesma marcha, porém, a amostra de água deve ser previamente filtrada.

A determinação do fósforo total nos sedimentos foi realizada pela queima de 1,0000g de sedimento, à 550°C por 12H. Após a queima o resíduo foi levado a digestão em solução de HCl 1,0 mol.L⁻¹, sendo lixiviado sob agitação por um período de 16 horas. A elevada temperatura de combustão a que é submetida a amostra de sedimento promove a oxidação da matéria orgânica e dos carbonatos, liberando o fósforo associado a estes carreadores geoquímicos (ASPILA; AGEMIAN; CHAU, 1994). A dosagem do fósforo segue método do azul de molibdato (APHA, 2001).

5.2.1 Fatores de emissão e dados secundários utilizados nas estimativas

Na elaboração do inventário de fontes naturais e antrópicas para a bacia do Parnaíba, a escolha dos fatores de emissão para a contabilização e quantificação das cargas de N e P teve como premissas:

- a) a busca pela relevância das informações levantadas para que o inventário reflita, com exatidão, as emissões mais significativas no sistema, visando reduzir as incertezas nos resultados;
- b) a compilação de dados suficientemente abrangentes, significativos e preferencialmente regionalizados, conferindo aos resultados, credibilidade;
- c) garantir que as informações agregadas sejam consistentes e comparáveis ao longo do tempo. No inventário foram considerados, para efeito das estimativas, todos os municípios da bacia.

Os fatores de emissão usados neste estudo foram adaptados de acordo com dados locais disponíveis em fontes estatísticas governamentais e organismos internacionais (IPCC, 2006; IBGE, 2010; 2012a,b,c; SNSA, 2012; IBAMA, 2010; ABRELPE, 2011; ANA, 2012).

Em virtude da enorme variabilidade das fontes de emissão, as incertezas podem ser consideráveis nas estimativas, principalmente pela existência de variabilidade intraespecífica nas emissões de uma dada categoria fonte. Como exemplo, a agricultura e a pecuária apresentam variações consideráveis nos fatores de emissão disponíveis na literatura, de acordo com o tipo de manejo adotado, tipo de solo e espécie de criação, necessidades nutricionais da cultura ou dieta alimentar dos animais, além, é claro, das características

climáticas do ambiente. De forma semelhante, a gama de tipologias de solos, representam uma fonte significativa de incertezas.

Neste sentido, o uso de parâmetros que apresentam uma grande abrangência de dados regionais, como as emissões por efluentes domésticos, deposição atmosférica e aquicultura marinha, contribuem para reduzir as incertezas associadas ao método.

A emissão de esgoto *per capita*, por exemplo, está disponível para todos os estados da União, através de relatórios fornecidos por agências reguladoras e secretarias governamentais (ANA, 2012; SNSA, 2012), da mesma forma, informações sobre as concentrações de nutrientes nos efluentes são bastante extensas (VON SPERLING, 2005; SCHOW *et al.*, 2002; MAGGI & DALY, 2013).

Dados regionais de deposição atmosférica de N e P podem ser obtidos a partir de diversas pesquisas realizadas de Norte a Sul do País. Por exemplo, concentrações de P em deposição seca e úmida na Amazônia podem ser encontradas em ARTAXO *et al.*, (2002). FILOSO *et al.*, (2003) utilizou as concentrações de N na água da chuva para estimar a deposição úmida de N na bacia do rio Piracicaba em São Paulo. Em escala nacional, FILOSO *et al.*, (2006) apresentaram as faixas de deposição típicas para todas as regiões do país, a partir de simulações da taxa de deposição NO_y e NH_x , usando um modelo global de deposição de nitrogênio modificado para a América do Sul.

Em relação ao cultivo intensivo de camarões em tanques em áreas do litoral, novos fatores de emissão de N e P e de metais-traço, para a atividade praticada no Rio Grande do Norte, foram calculados por CUNHA (2010), de acordo com o tipo de cultivo adotado (extensivo, semi-extensivo, semi-intensivo e intensivo). Uma vez que há um padrão regional praticamente uniforme no processo produtivo de criação, estes fatores podem ser utilizados de maneira segura nos cálculos das emissões da atividade para a bacia do baixo Parnaíba.

As informações sobre a pluviosidade e vazões foram obtidas de diversos bancos de dados disponibilizados por instituições públicas, como a ANA, INMET, FUNCEME, CHESF e CPRM. A Tabela 4, apresenta as vazões máximas, médias, mínimas e de estiagem (com 95% de garantia) estimadas para cada sub-bacia. Foram utilizados dados obtidos em 12 estações fluviométricas com histórico de dados igual ou superior a 15 anos, a partir do portal Sistema de Informações Hidrológicas da Agência Nacional de Águas portal *Hidroweb*, <<http://hidroweb.ana.gov.br/>> (ANA, 2012).

Tabela 4 – Estações fluviométricas utilizadas na obtenção dos dados hidrológicos de vazão e área de drenagem para cada Sub-bacia da Região Hidrográfica do Parnaíba, a partir do banco de dados Hidroweb da Agência Nacional de Água.

Sub-região	Sub-bacias	Estação fluviométrica/Código	Área de drenagem (km ²)	Min-Max (m ³ .s ⁻¹)	Q _m (m ³ .s ⁻¹)	Q ₉₅ %
Alto Parnaíba	Rio Gurguéia	Barra do Lance (34270000)	47.000	0,7 – 316	37 ± 30	17
	Rio de Balsas	São Felix de Balsas (34170000)	22.800	70 – 848	191 ± 87	75
	Rio Uruçuí Preto	Fazenda Bandeira (34090000)	15.600	17 – 84	36 ± 9	14
	Difusas do Alto Parnaíba	Ribeiro Gonçalves (34060000)	32.700	30 – 966	230 ± 70	90
	Difusas de Boa Esperança	UHE de Boa Esperança (34219081)	87.500	173 – 1875	451 ± 160	177
	Alto/Médio Parnaíba	Barão de Grajaú (34311000)	140.000	174 – 1728	491 ± 141	191
	Rio Itauéiras	Ponte Itauéiras (34350000)	4.550	0,3 – 18	7,6 ± 6,5	4,7
Médio Parnaíba	Rios Canindé/Piauí	Francisco Aires (34600000)	73.900	0,1 – 682	57 ± 47	21
	D. do Médio Parnaíba	Teresina (34690000)	269.823	260 – 2996	573 ± 242	224
	Poti	Fazenda Cantinho II (34789000)	51.400	1,5 – 890	78 ± 106	32
Baixo Parnaíba	Médio/Baixo Parnaíba	Luzilândia (34879500)	298.000	261 – 4882	714 ± 405	279
	Longá/Parnaíba ^b	Montante do Delta do Parnaíba (34980000)	322.267 ^c	262 – 5220	776 ± 549	319

^a. Vazão mínima, máxima, média e desvio padrão e de referência (Q₉₅%). Dados fluviométricos obtidos a partir do sistema de Informações Hidrológicas na base de dados Hidroweb, da Agência Nacional de Águas – ANA, disponível em <<http://hidroweb.ana.gov.br>>, e tratados com auxílio do programa HIDRO, Sistema de Informações Hidrológicas, versão 1.2 (compilação 1.2.1.281) © ANA/SGH 2012. ^b Considerando as áreas de drenagem e as vazões das estações de Luzilândia (rio Parnaíba) e Tinguiús (rio Longá). Fonte: Adaptado de ANA (2012), portalHidroweb.

Na calibração das cargas estimadas foi utilizada a vazão de estiagem (com permanência de 95%), tendo em vista as oscilações características do regime fluvial na região. Nesse sentido, de acordo com o Plano Nacional de Recursos Hídricos a proporção da vazão de estiagem em relação a vazão média corresponde a 38,5%.

Para as bacias dos rios Gurguéia, de Balsas, Uruçuí Preto, Itauéiras, Canindé/Piauí e Poti as estações corresponderam aos exutórios das mesmas. No curso principal do rio Parnaíba, foram escolhidas sete estações cobrindo todas as sub-regiões. A estação UHE de Boa esperança, corresponde às vazões após barramento do rio Parnaíba e Barão de Grajaú compreende a transição entre o Alto e o Médio Parnaíba. A estação fluviométrica de Luzilândia, representa as vazões para o ponto de transição entre o Médio e o Baixo Parnaíba. O ponto a montante do Delta do Parnaíba, representa o fluxo do rio Parnaíba acrescido da vazão registrada para a bacia do rio Longá (Longá/Parnaíba), correspondente ao total de água que chega a região litorânea (MMA, 2006a).

5.3 Softwares para análise dos dados

Para pré-tratamento dos dados foi utilizado o programa *Microsoft Excell 2007*®. Na realização dos cálculos quimiométricos e elaboração de gráficos com as cargas estimadas de N e P para as diferentes sub-bacias, utilizou-se o programa *Statistica 7.0*® (Stat Soft, 2006).

No levantamento de dados das séries hidrológicas de vazão foi utilizado o programa HIDRO 1.2[©] do Sistema de Informações Hidrológicas da Agência Nacional de Águas. O aplicativo do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento SNIS – Série Histórica 2010, foi utilizado no levantamento de informações sobre indicadores de saneamento básico no Brasil.

5.4 Elaboração dos Mapas

Os mapas da bacia do rio Parnaíba foram confeccionados no Laboratório de Dinâmica Costeira, do Instituto de Ciências do Mar – LABOMAR, da Universidade Federal do Ceará, a partir de arquivos em formato *shapfile* (polígonos, linhas e pontos). Estes foram inseridos em ambiente SIG (Sistema de Informações Geográficas) no *software* ArcView 8.3 e desta forma foi possível delimitar as bacias (polígonos), sub-bacias (polígonos) e o traçado

dos cursos dos rios (linhas). O datum horizontal utilizado para o ambiente SIG foi o WGS 84 em projeção geográfica.

Para a elaboração dos mapas de distribuição do IQA nos períodos chuvoso e seco, foi utilizado o método estatístico de regressão *krigagem*, a partir do aplicativo *Surfer* versão 6.01 (Golden Software, 1995).

5.5 Ferramentas para o cálculo das estimativas de emissão de N e P

Neste inventário as cargas anuais de N e P emitidas a partir das diferentes fontes naturais e antrópicas serão determinadas através do uso de fatores de emissão médios.

As características qualitativas e quantitativas das fontes naturais e antrópicas (socioeconômicas) para os fluxos de N e P, são expressadas através de formulas representativas para cada atividade ou processos que ocorrem nos municípios integrantes do Vale do Rio Parnaíba (n = 279), através das equações de 1 a 13.

5.5.1 Fontes Naturais: entradas atmosféricas

A emissão de nutrientes por essa fonte é dada em função da área da bacia e da concentração das espécies químicas via deposição úmida, corrigida pela taxa de retenção do elemento pelos solos (BURNS, 2004). As emissões associadas à deposição atmosférica de N e P foram estimadas utilizando a equação (1) que se segue.

$$\mathbb{L}_{At}^{N,P} = \rho_{Rw} \cdot A_{ws} \cdot (1 - \alpha_{rS}) / 10^3 \quad (1)$$

Onde $\mathbb{L}_{At}^{N,P}$ é a carga de N ou P estimada a partir da deposição atmosférica, A_{ws} é a área da bacia (km²), α_{rS} é o fator de retenção dos solos e ρ_{Rw} é a emissão de N e P em função da concentração dos nutrientes na água da chuva e pluviosidade anual na região (mg.m².ano⁻¹), estes podem apresentar uma ampla faixa de valores que dependem do nível de urbanização e industrialização de uma área específica.

FILOSO *et al.* (2006) estimaram a deposição de N no Brasil baseados em simulações da deposição global de N descrito por DENTENER & CRUTZEN, (1994) e modificado para a América do Sul. As entradas de N via atmosfera incluem NO_y (NO_y = NO_x (NO + NO₂)) e NH_x (NH_x = NH₃ + aerosol NH₄⁺). De acordo com as simulações realizadas

para o início dos anos 90, a deposição de NO_y , na maior parte do Brasil, varia entre 100 e 250 $\text{mg N. m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$, porém, ao longo da costa Norte e Nordeste, a deposição é menor, variando entre 50 e 100 $\text{mg N. m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$. Para o NH_x , os valores modelados variam entre 10 e 1000 $\text{mg N. m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ variando regionalmente com a intensidade das atividades. Considerando os valores médios modelados, a entrada de N no Nordeste do Brasil via deposição atmosférica varia de 100 e 350 $\text{mg N. m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$.

Em DE MELLO (2001) e DE MELLO & DE ALMEIDA (2004), foi investigada a química de água da chuva em áreas litorâneas do Sudeste, onde a deposição de N e P variou entre 80 e 300 $\text{mg N. m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ e de 4 a 10 $\text{mg P.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$, considerando a precipitação média de 1.000 mm.ano^{-1} .

Em nossos cálculos utilizamos os limites inferiores de emissão registrados, correspondendo a 100 $\text{mg N.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ e 8 $\text{mg P.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$, considerando o nível de preservação e a incipiente industrialização e urbanização da área em estudo e estes valores foram corrigidos pela precipitação média nos diferentes setores do Vale do Parnaíba (Alto, Médio e Baixo). Finalmente, a fração de deposição que atinge as águas superficiais também depende das taxas de retenção dos solos, α_{rs} que, para a bacia, correspondem a 65% para N e 70% para o P (GOLLEY, et al. 1978; MALAVOLTA & DANTAS, 1980; SILVA., 1996).

A deposição seca foi estimada com base na entrada de N e P via deposição úmida, considerando que as entradas pela deposição seca são iguais aquelas da deposição úmida (CARACO & COLE, 1999). Esta consideração foi validada por LOVETT & RUETH (1999) e BOYER *et al.*, (2002) para o Nordeste dos EUA e aplicada por FILOSO *et al.* (2003), na bacia de Piracicaba no interior do Estado de São Paulo. Neste estudo, adotamos o mesmo método de cálculo, pois na bacia do Parnaíba a deposição seca acontece, principalmente, em virtude das queimadas realizadas na preparação das terras para cultivos agrícolas sobretudo em áreas de cerrado, onde o desmatamento é mais intenso (MMA, 2006a).

Do total de emissões pela deposição atmosférica, serão descontadas as emissões de N- NH_3 , via volatilização de compostos nitrogenados oriundos das atividades antrópicas da região (agricultura e pecuária), sendo o resultado considerado como aporte natural por essa fonte, tendo em vista que o setor primário domina a economia da região e são insignificantes as contribuições de origem industrial para a atmosfera.

5.5.2 Fontes Naturais: denudação física e química dos solos

A erosão física e química dos solos é uma fonte significativa de nutrientes para os rios. As emissões por esta fonte natural irão variar de acordo com o tipo de uso e ocupação da terra, a respectiva área de abrangência de um dado tipo de solo e pelas respectivas concentrações de N e P a ele associados. A equação (2) associa as diferentes variáveis envolvidas no cálculo das emissões de N e P a partir dos diferentes tipos de solo.

$$\mathbb{L}_S^{N,P} = \sum_{j=1}^9 \rho_{Sj} \cdot A_j \cdot L_S \cdot (1 - \alpha_{rS}) \quad (2)$$

Onde $\mathbb{L}_S^{N,P}$ é a carga total de N e P aportada pelos solos da bacia para o fluxo fluvial em função de ρ_{Sj} , que é a concentração do nutriente (mg.g^{-1}) em um dado tipo de solo (j), A_j é a área correspondente a cada tipo de solo presente na bacia (km^2), L_S é o valor médio da perda de solos registrada para regiões tropicais com baixa declividade e agricultura não mecanizada, cenário semelhante ao que ocorre nas áreas costeiras do Nordeste do Brasil (LACERDA *et al.*, 2008) e α_{rS} , fator relativo à taxa de retenção do nutriente pelos solos (GOLLEY *et al.* 1978; MALAVOLTA & DANTAS, 1980; SILVA., 1996).

A carga estimada para N foi corrigida pela emissão de NH_3 estimada para áreas não urbanas e agrícolas, considerando que parte das emissões naturais de N pode ser transferida diretamente para a atmosfera (BATTYE; ANEJA; ROELLE, 2003; ANEJA *et al.*, 2008). Nas estimativas da emissão de N na forma de NH_3 , consideramos o valor médio de $10 \text{ kg NH}_3 \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$ para perdas a partir de solos de áreas não impactadas (SCHLESINGER & HARTLEY, 1992), de acordo com a equação (3).

$$\mathbb{L}_S^{\text{NH}_3} = \rho_{NS}^{\text{NH}_3} \cdot A_{NS} / 10^3 \quad (3)$$

Onde $\mathbb{L}_S^{\text{NH}_3}$ é obtida em função de $\rho_{NS}^{\text{NH}_3}$, é o fator de emissão para NH_3 dos solos de savanas tropicais não cultivados (SCHLESINGER & HARTLEY, 1992) e A_{NS} , corresponde à área natural de floresta ou de uso não agrícola na bacia (20.472 ha).

5.5.3 Fontes antrópicas: efluentes domésticos

As emissões de nutrientes pelos efluentes domésticos, são diretamente proporcionais à concentração de N ou P nos esgotos, à população e à quantidade de água consumida por habitante (IBGE, 2010), corrigida pela taxa de retorno de 80% para as águas distribuídas na rede de abastecimento (equação 4). De acordo com VON SPERLING (2005), as concentrações de nutrientes nos esgotos variam entre 35 – 70 mg N.L⁻¹ e de 5 – 25 mg P.L⁻¹. Em nossas estimativas, adotamos o valor intermediário de 52 mg.L⁻¹ e 15 mg.L⁻¹, respectivamente para N e P e um consumo per capita de água de 85 L.hab⁻¹.dia⁻¹ (zona rural) e 114,2 L.hab⁻¹.dia⁻¹ (zona urbana), de acordo com dados oficiais (SNSA, 2012).

$$\mathbb{L}_{\mathcal{W}\mathcal{W}}^{\text{N,P}} = \sum_{i=1}^n \left(\frac{\rho_{\mathcal{W}\mathcal{W}} \cdot P_{ui} \cdot Q_{ui} \cdot \beta \cdot 365}{10^9} \right) + \sum_{i=1}^n \left(\frac{\rho_{\mathcal{W}\mathcal{W}} \cdot P_{ri} \cdot Q_{ri} \cdot \beta \cdot 365}{10^9} \right) \quad (4)$$

Onde $\mathbb{L}_{\mathcal{W}\mathcal{W}}^{\text{N,P}}$ é a carga de nutrientes a partir dos esgotos das áreas urbanas e rurais em cada município inserido na bacia, $\rho_{\mathcal{W}\mathcal{W}}$ é a concentração de N ou P no esgoto bruto (mg.L⁻¹), P_{ui} e P_{ri} representam, respectivamente, a população urbana e rural em cada município da bacia, Q_{ui} e Q_{ri} correspondem ao consumo per capita de água por habitante urbano e rural, β é o coeficiente de retorno água/esgoto. Em nossas estimativas, em virtude da industrialização incipiente, não serão consideradas as emissões relacionadas aos efluentes desse setor da economia, pois representam uma fonte pouco representativa de nutrientes ao longo desta parte da costa do Brasil.

5.5.4 Fontes antrópicas: escoamento superficial urbano (*Runoff* urbano).

Na composição da carga relativa ao escoamento superficial urbano, foram utilizados os valores individuais referentes à taxa de urbanização de cada município da bacia (MIRANDA; GOMES; GUIMARÃES, 2005), precipitação média anual (www.inmet.gov.br) e as concentrações médias de N e P no runoff urbano (NRC, 2000), como indicado na equação (5).

$$\mathbb{L}_{\mathcal{U}\mathcal{R}\mathcal{F}}^{\text{N,P}} = \sum_{i=1}^n \left(\frac{\rho_{\mathcal{U}\mathcal{R}\mathcal{F}} \cdot A_{ui}}{10^6} \right) \quad (5)$$

Onde $\mathbb{L}_{\text{ur-f}}^{\text{N,P}}$ é a carga total de N ou P estimada a partir do runoff das áreas urbanizadas em cada município inserido na bacia, $\rho_{\text{ur-f}}$ é o fator de emissão para N ou P em função da concentração do nutriente no *runoff* urbano 2,2 mg N.L⁻¹ e 0,33 mg P.L⁻¹ (NCR, 2000) e a pluviosidade anual em cada município (mm.ano⁻¹), A_{ui} é a área urbana associada a cada município da bacia (km²). Em nosso estudo, não verificamos a existência de grandes áreas urbanizadas, bem como as cidades inseridas na bacia apresentam baixo nível de impermeabilização dos solos.

5.5.5 Fontes antrópicas: resíduos sólidos municipais (RSM).

As emissões a partir dos resíduos sólidos são determinadas em função de dados populacionais (IBGE, 2010), produção per capita de resíduos relacionada a cada município que compõe a bacia, variando entre 0,918 e 1,071 kg.hab⁻¹.dia⁻¹ (ABRELPE, 2011) e a concentração de nutrientes adotada foi de 8,9 g N.kg⁻¹ e 5,6 g P.kg⁻¹ para os resíduos *in natura* (OLE HJELMAR *et al.*, 2000).

As estimativas foram corrigidas pela introdução de fatores relacionados à composição gravimétrica dos resíduos. No Brasil, 64% da composição do RSM é orgânica (PEREIRA NETO, 2007), a taxa de retenção em solos (GOLLEY, *et al.*, 1978; MALAVOLTA & DANTAS, 1980; SILVA 1996; HADAS *et al.*, 2004) e ao fator de disposição do RSM, que é igual a 42%, relacionado à destinação inadequada dos resíduos (ABRELPE, 2011), como descrito na equação (6).

$$\mathbb{L}_{\text{Rsm}}^{\text{N,P}} = \sum_{i=1}^n \rho_{\text{Rsm}} \cdot P_i \cdot G_{\text{Rsm}i} \cdot \delta_{\text{Rsm}} \cdot 365 \cdot (1 - \alpha_{\text{rS}}) / 10^9 \quad (6)$$

Na equação (6), $\mathbb{L}_{\text{Rsm}}^{\text{N,P}}$ é a carga total de N ou P estimada a partir dos resíduos sólidos produzidos em função de ρ_{Rsm} , que é a concentração média de N ou P nos resíduos sólidos municipais (RSM), P_i é a população referente a cada município da bacia, $G_{\text{Rsm}i}$ corresponde à geração per capita de resíduos sólidos em cada município inserido na bacia corrigida pelo fator gravimétrico, α_{rS} é o fator relativo à taxa de retenção dos solos, δ_{Rsm} é o fator de adequação relacionado ao tipo de disposição do RSM.

5.5.6 Fontes antrópicas: agricultura

Vários estudos têm alertado sobre os potenciais efeitos do uso dos fertilizantes nas lavouras, sobre os fluxos de N e P para os corpos hídricos (FILOSO *et al.*, 2006; MIZERKOWSKI *et al.*, 2012; VIGIAK *et al.*, 2012). Nos cálculos das cargas estimadas de N e P, a partir da agricultura praticada na bacia do rio Parnaíba, utilizamos a equação (7).

$$\mathbb{L}_{\mathcal{A}}^{\text{N,P}} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^{20} (\rho_{\text{tj}} \cdot \mathbf{A}_{\text{tij}} / 10^3) \quad (7)$$

Na equação (7), $\mathbb{L}_{\mathcal{A}}^{\text{N,P}}$ é a carga total de N ou P estimada a partir dos 20 cultivos (**j**) mais comuns praticados nos municípios da bacia (**i**), por exemplo: arroz, feijão, mandioca, cana-de-açúcar, milho, banana, caju, soja, fruticultura, etc, ρ_{tj} é o fator de emissão que relaciona a quantidade de N ou P aplicado como fertilizante ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) e o percentual de perda por tipo de lavoura, \mathbf{A}_{tij} é a área plantada ($\text{ha}\cdot\text{ano}^{-1}$) de uma dada lavoura em cada município da bacia (IBGE, 2010). As emissões de N foram corrigidas pelas perdas na forma de NH_3 volatilizada, pois cerca de 30% do fertilizante nitrogenado aplicado é perdido por volatilização como NH_3 e NO_x (CONNELL *et al.*, 1979; MIKKELSEN, 2009) e outra parte é incorporada pelas culturas, retido pelos solos e perdido para os cursos d'água.

Os fatores de emissão disponíveis para a agricultura são variáveis e dependem do tipo de prática agrícola empregada (e.g. plantio convencional ou direto, mecanizada ou tradicional), também o tipo de lavoura influencia as taxas de perdas de nutrientes (MALAVOLTA & DANTAS, 1980), pois diferentes lavouras requerem aplicações de diferentes quantidades de fertilizantes e agrotóxicos (EMBRAPA, 2003, 2004a,b,c, 2008, 2009, 2012).

Os fatores de emissão utilizados nas estimativas pela aplicação de fertilizantes nas diferentes culturas agrícolas praticadas da bacia do Parnaíba e suas respectivas taxas de perda, levaram principalmente em conta os dados disponíveis em Embrapa Sistemas de Produção, <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/>> (EMBRAPA, 2012). Não foram contabilizadas nas cargas estimadas, a contribuição pelo uso de fertilizantes oriundos do esterco animal (e.g. bovino, aves e ovino e etc), em virtude destas entradas já estarem computadas na fonte pecuária.

5.5.7 Fontes antrópicas: pecuária

Para a pecuária, a emissão de N e P dependerá da concentração do nutriente presente nos dejetos animais, que são relativamente constantes (EMBRAPA, 2004a,b,c) e da taxa de retenção do solo (MALAVOLTA & DANTAS, 1980; SILVA 1996) e no caso do N das perdas para atmosfera na forma de nitrogênio reativo, particularmente de amônia (FAULKNER & SHAW, 2008). A equação (8) agrega os fatores responsáveis pela emissão de N e P a partir dos diferentes tipos de criação pecuária na região.

$$\mathbb{L}_{\mathcal{H}}^{\text{N,P}} = \sum_{i=1}^{60} \sum_{j=1}^6 \rho_{tj} \cdot \mathcal{H}_{ij} \cdot (1 - \alpha_{rS}) / 10^9 \quad (8)$$

Onde, $\mathbb{L}_{\mathcal{H}}^{\text{N,P}}$ é a carga total de N ou P estimada a partir das excretas dos animais dos rebanhos da região (e.g. aves, bovinos de corte, vacas leiteiras, caprinos, ovinos e suínos), ρ_{tj} é o fator de emissão que relaciona a quantidade de dejetos produzidos por animal em um dado rebanho (j) por ano e a concentração de N ou P presentes nos dejetos in natura (mg.kg^{-1}), \mathcal{H}_{ij} é o número de animais em cada rebanho relativo a cada município da bacia (i), α_{rS} é a taxa de retenção de N e P pelos solos (MALAVOLTA & DANTAS, 1980; SILVA 1996). A correção pela perda de amônia volatilizada a partir dos resíduos animais produzidos pelas seis principais atividades pecuárias nos municípios da bacia é dada pela equação (9)

$$\mathbb{L}_{\mathcal{H}}^{\text{NH}_3} = \sum_{i=1}^{60} \sum_{j=1}^6 \left(\rho_{tj}^{\text{NH}_3} \cdot \mathcal{H}_{ij} / 10^3 \right) \quad (9)$$

A perda de amônia por volatilização $\mathbb{L}_{\mathcal{H}}^{\text{NH}_3}$ é obtida em função de $\rho_{tj}^{\text{NH}_3}$, que corresponde ao fator de emissão de amônia para cada tipo de criação ($\text{kg NH}_3 \cdot \text{cabeça}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$) e \mathcal{H}_{ij} , número de animais em cada rebanho por município da bacia.

5.5.8 Fontes antrópicas: aquacultura

Apesar de representar também uma atividade pecuária, à aquacultura é analisada de forma separada por representar uma atividade mais invasiva, do ponto de vista dos aportes de N e P serem diretamente transferidos para os recursos hídricos continentais e costeiros, onde os empreendimentos estão instalados.

5.5.8.1 Aquicultura continental: piscicultura da Tilápia-do-Nilo

Para estimar as cargas de N e P emitidas pela atividade de piscicultura realizada na bacia, foram utilizados fatores de emissão locais ou regionais de acordo com a produção de pescado local e manejo intensivo (t.ano^{-1}), concentração de N e P presentes na ração animal fornecida aos cultivos (mg.kg^{-1}) (OLIVEIRA *et al.*, 2013) e do fator de conversão alimentar da espécie cultivada nos projetos aquícolas que, no Vale do Parnaíba, é a Tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus sp.*). O fator de conversão alimentar varia com a densidade de estocagem, geralmente entre 50 e 400 peixe. m^{-3} , ficando entre 1,63 e 1,84 (AYROZA, 2009). As emissões são obtidas a partir da equação (10).

$$\mathbb{L}_{a,q,c}^{\text{N,P}} = \sum_{j=1}^3 (\rho_{a,q,c} \cdot \vartheta_{a,q,c} \cdot P_{a,q,c_j} / 10^6) \quad (10)$$

Onde, $\mathbb{L}_{a,q,c}^{\text{N,P}}$ é a carga total de N ou P estimada para a aquicultura costeira pela criação intensiva (t.ano^{-1}), $\rho_{a,q,c}$ é o fator de emissão relacionado à concentração do nutriente na ração animal (OLIVEIRA *et al.*, 2013), $\vartheta_{a,q,c}$ é a taxa de conversão alimentar média que é igual a 1,7 e $P_{a,q,mj}$ corresponde a produção anual nos projetos aquícolas nas três sub-regiões, alto, médio e baixo Parnaíba.

5.5.8.2 Aquicultura marinha: carcinicultura

As cargas foram estimadas a partir dos fatores de emissão locais ou regionais de acordo com as áreas de cultivo e manejo, classificados como extensivo, semi-extensivo, semi-intensivo e intensivo (CUNHA, 2010), segundo a equação (11).

$$\mathbb{L}_{a,q,m}^{\text{N,P}} = \sum_{j=1}^4 \rho_{a,q,mj} \cdot A_{a,q,mj} \quad (11)$$

Onde, $\mathbb{L}_{a,q,m}^{\text{N,P}}$ é a carga total de N ou P estimada para a aquicultura (t.ano^{-1}), $\rho_{a,q,mj}$ é o fator de emissão que relaciona a concentração do nutriente nos efluentes da atividade por sistema de cultivo (j), a taxa de renovação de água dos tanques de cultivo que variam de 5 a 10% por dia e 2,5 ciclos de produção por ano, registrado nas fazendas da região Nordeste do Brasil (LACERDA *et al.*, 2006; CUNHA, 2010) e $A_{a,q,mj}$ é a área dos viveiros de camarão

relacionados a cada sistema de cultivo a partir do monitoramento da atividade no Delta do Parnaíba (SAMPAIO *et al.*, 2008).

5.6 Avaliação das incertezas e comparação entre as cargas estimadas e as medidas

Em virtude da reduzida disponibilidade de dados locais para os parâmetros das estimativas, torna-se necessário à calibração dos resultados através da avaliação das incertezas do modelo (USEPA, 2007). A avaliação das incertezas será realizada ao longo do texto, através do uso das cargas normalizadas pela área das sub-bacias (fatores de emissão das sub-bacias), as quais serão comparadas as faixas variação das emissões propostas na literatura (USEPA, 2007; LACERDA *et al.*, 2008; PAULA *et al.*, 2010).

As cargas estimadas para cada sub-bacia serão aferidas através da comparação com as medições dos fluxos de N e P, transportados pelos rios seguindo o método proposto por MOLISANI *et al.* (2013).

Os fatores de emissão associados a uma dada carga medida, serão determinados em função das concentrações medidas e da vazão de referência, normalizado pela área de drenagem correspondente. As equações (12) e (13), foram empregadas na determinação das cargas de nutrientes e fatores correspondentes a cada sub-bacia.

$$\mathbb{L}_m^{N,P} = Q \cdot [C^{N,P}] / 10^9 \quad (12)$$

Onde $\mathbb{L}_m^{N,P}$ é a carga total de nutrientes ($t \cdot \text{ano}^{-1}$), calculada a partir de uma vazão Q , em um determinado ponto da bacia ($L \cdot \text{ano}^{-1}$), e de $[C^{N,P}]$ que é a concentração de NT ou PT obtida para um ponto de amostragem singular ($\text{mg} \cdot L^{-1}$).

$$Fe = \left(\mathbb{L}_m^{N,P} / \mathcal{A} \right) \quad (13)$$

Onde Fe é o fator de emissão ($\text{kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$), relativo a uma carga de N ou P ($\mathbb{L}_m^{N,P}$) transportados pelos rios, normalizada pela área de drenagem (\mathcal{A}), em km^2 , correspondente a um ponto singular.

5.7 Ferramentas para o cálculo dos Índices de Qualidade da Água

A partir dos dados obtidos no monitoramento realizado na bacia do rio Gurguéia, foram geradas curvas de probabilidade de incompatibilidade da qualidade da água com o enquadramento legal pela resolução CONAMA nº 357/05, considerando os padrões de enquadramento na Classe 2, buscando identificar as variáveis críticas para estes sistemas (CUNHA & CALIJURI, 2010).

Os limites da Classe 2 foram escolhidos em função do enquadramento proposto pelo Plano Estadual de Recursos Hídricos do Piauí (SEMAR, 2010), que apresenta um enquadramento preliminar dos rios da bacia do Parnaíba, a partir de séries históricas dos parâmetros de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Oxigênio Dissolvido das estações fluviométricas.

Com vistas a indicar as condições de qualidade das águas superficiais da bacia do rio Parnaíba, foram utilizados o índice mínimo de qualidade da água (IQA_{Mim}), de PESCE & WUNDERLIN (2000) e o índice de estado trófico (IET), de LAMPARELLI (2004).

A determinação dos índices foi realizada a partir de dados obtidos nas campanhas de amostragem nas sub-bacias componentes da Região Hidrográfica do Parnaíba, permitindo verificar as condições de qualidade e estado trófico da água, de acordo com a sazonalidade climática na região.

5.7.1 Análise estatística dos dados

Após coleta e análise laboratorial das amostras, os dados foram organizados em planilha eletrônica, com a utilização do software *Statistica 7.0*, e foram extraídas informações descritivas dos dados (e.g. valor mínimo, máximo, média, desvio padrão).

Na obtenção das curvas de probabilidade foi utilizada a função de distribuição acumulada $F(\mathcal{X})$, capaz de descrever a distribuição da probabilidade de uma variável aleatória de valor real \mathcal{X} , de acordo com a equação (14).

$$F(\mathcal{X}) = \mathcal{P}(\mathcal{X} \leq x) \quad (14)$$

Nesta expressão $\mathcal{P}(\mathcal{X} \leq x)$, representa a probabilidade de que a variável \mathcal{X} resulte em um valor inferior ou igual a x . Portanto, os resultados para a probabilidade irão demonstrar a excedência ou não excedência, ao valor de $F(\mathcal{X})$ para o valor de x relativo aos critérios de qualidade preconizados pela legislação (CONAMA, 2005).

5.7.2 Índice mínimo de qualidade de água (IQA_{Min})

O índice mínimo de qualidade da água, é calculado pela media aritmética dos valores normalizados de três ou mais variáveis (CONESA, 1995), segundo a equação (15).

$$IQA_{Min} = \frac{(C_{OD} + C_{UNT} + C_{CE})}{3} \quad (15)$$

Onde C_{OD} é o valor normalizado relativo à concentração de oxigênio dissolvido em mg.L^{-1} , C_{NTU} é o valor normalizado relativo à turbidez em unidades nefelométricas de turbidez e C_{CE} (ou sólidos totais dissolvidos) é o valor normalizado associado à condutividade elétrica em $\mu\text{S.cm}^{-1}$ no ponto de monitoramento.

O OD é um fator chave para a vida aquática, a condutividade ou o STD indicam a presença de sais, ácidos minerais, ou contaminantes similares descarregados para o rio. A turbidez é associada ao material em suspensão e também com a contaminação bacteriológica. Além disso, estes três parâmetros podem ser facilmente avaliados, todavia, o método prevê a possibilidade de utilização de outras variáveis, que podem ser empregadas de acordo com as características da bacia em estudo.

Os fatores normalizadores para o cálculo do IQA_{Min} , são obtidos a partir da tabela de fatores, disponível no Apêndice B. O processo de normalização, consiste em relacionar os valores numéricos das concentrações das variáveis ambientais da equação (15), em uma escala de 0 a 100, com o valor 100 representando a melhor qualidade ambiental.

Para a classificação da qualidade das águas das sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba, foi utilizada a faixa de valores de IQA apresentada na Tabela 2.

5.7.3 Índice de Estado Trófico (IET)

No cálculo do Índice do Estado Trófico, foi utilizada a equação adaptada por LAMPARELLI (2004) para ambientes lóticos tropicais. Os valores de IET foram obtidos em função das concentrações de fósforo total (PT) pela equação (16).

$$\text{IET}_{PT} = 10 \times \left(6 - \left(\frac{0,42 - 0,36 \times (\ln[\text{PT}])}{0,69} \right) \right) - 20 \quad (16)$$

A Tabela 5 apresenta os limites adotados neste trabalho para classificar o estado trófico, com base nas concentrações de fósforo total ($\mu\text{g/L}$) em sistemas lóticos para regiões tropicais (LAMPARELLI, 2004).

Tabela 5 – Classificação do Estado Trófico para sistemas lóticos segundo proposto por LAMPARELLI, (2004).

IET	Nível trófico
≤ 47	Ultraoligotrófico
$47 < \text{IET} \leq 52$	Oligotrófico
$52 < \text{IET} \leq 59$	Mesotrófico
$59 < \text{IET} \leq 63$	Eutrófico
$63 < \text{IET} \leq 67$	Supereutrófico
> 67	Hipereutrófico

Fonte: ANA, (2012); CETESB (2012).

6 RESULTADOS

Neste capítulo, a abordagem sistêmica da bacia hidrográfica do rio Parnaíba, será contemplada a partir do cálculo de estimativas de cargas de N e P por diferentes fontes naturais e antrópicas para as suas sub-bacias (Parte I). Estes resultados serão integrados de acordo com as sub-regiões hidrográficas: Alto, Médio e Baixo Parnaíba. Em seguida, será realizada a avaliação das condições de qualidade da água em diferentes escalas hidrográficas e de sazonalidade climática (Parte II).

6.1 PARTE I – Estimativas de cargas de N e P por vetores naturais e antrópicos para a bacia do rio Parnaíba

Nas estimativas de carga de N e P por processos naturais e antrópicos, foram consideradas neste inventário as fontes por deposição atmosférica, processos de intemperismo e perda de solos (*Runoff* dos solos), os esgotos domésticos, o escoamento superficial urbano (*Runoff* urbano), os resíduos sólidos municipais, a agricultura, a pecuária, a piscicultura e a carcinicultura.

6.1.1 Emissões naturais: deposição atmosférica

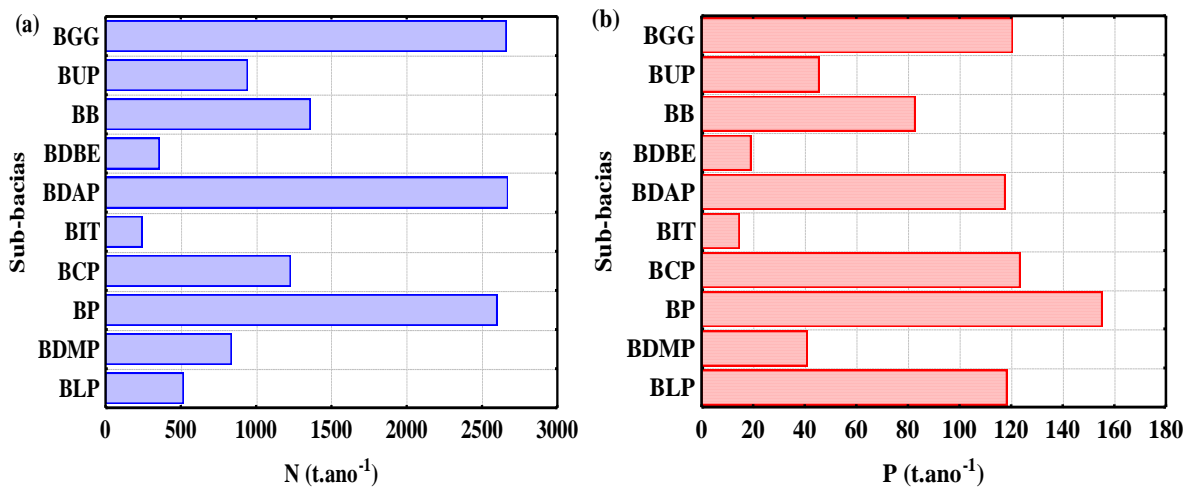
Em uma bacia com extensa área territorial, como a bacia do rio Parnaíba, a fonte atmosférica pode ser consideravelmente significativa. Assim, foram estimadas as cargas de N e P ($\text{t}\cdot\text{ano}^{-1}$), a partir da deposição atmosférica para todas as sub-bacias de acordo com a equação (1).

A carga líquida de N que entra na bacia a partir da emissão atmosférica, é obtida pelo total dos aportes via seca e úmida, subtraídos da emissão de N-NH_3 originária da atividade agropecuária. Estes dados serão apresentados posteriormente na discussão sobre as atividades agropecuárias no Vale do Parnaíba. A Figura 11(a) e (b), apresenta as cargas estimadas de nitrogênio e fósforo, em $\text{t}\cdot\text{ano}^{-1}$, a partir da deposição atmosférica total nas sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.

A carga total natural via deposição atmosférica, correspondeu a $13.423 \text{ t N}\cdot\text{ano}^{-1}$ e $839 \text{ t P}\cdot\text{ano}^{-1}$. Deste total, a sub-bacia do Alto Parnaíba contribuiu com $8.239,5 \text{ t N}\cdot\text{ano}^{-1}$ e $401 \text{ t P}\cdot\text{ano}^{-1}$, equivalendo a aproximadamente a 61% do N e 48% do P depositados pela fonte. O Médio Parnaíba, por sua vez, recebeu a entrada total de $4.667 \text{ t N}\cdot\text{ano}^{-1}$ e

320 t P.ano⁻¹, representando 35% do N e 38% do P aportado, enquanto a bacia inferior do Parnaíba recebeu 518 t N.ano⁻¹ e 118 t P.ano⁻¹, ou 4% do N e 14% do fósforo de origem natural. O Apêndice C, mostra uma tabela com os dados das estimativas de cargas de N e P (t.ano⁻¹), a partir da deposição atmosférica para as sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.

Figura 11 – Cargas estimadas de nitrogênio (a) e fósforo (b), em t.ano⁻¹, a partir da deposição atmosférica total nas sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.



Siglas: Bacia do Gurguéia (BGG), Bacia do Uruçuí Preto (BUP), Bacia de Balsas (BB), Bacia difusa de Boa Esperança (BDBE), Bacia difusa do Alto Parnaíba (BDAP), Bacia do Itaueiras (BIT), Bacia do Canindé/Piauí (BKP), Bacia do Poti (BP) Bacia Difusa do Médio Parnaíba (BDMP), Bacia do Longá/Parnaíba (BLP).

Fonte: O autor.

Os resultados das cargas estimadas refletem uma combinação entre a extensão territorial, a pluviosidade, as condições de uso do solo das diferentes sub-bacias e, no caso do N, da emissão de N-NH₃ pela agricultura e pecuária. Desta forma, muito embora a sub-bacia dos rios Canindé/Piauí (BKP), apresente a maior extensão territorial (76.162km²), suas cargas são inferiores às de bacias menores, como as do rio Gurguéia (BGG), de Balsas (BB), Difusas do Alto Parnaíba (BDAP) e do rio Poti (BP).

As contribuições de N e P por essa fonte natural são bastante dispare, visto que, o P é considerado um constituinte menor nos processos atmosféricos, sendo esta fonte menos significativa frente ao *runoff* agrícola (KROM; HERUT; MONTOURA, 2004). No entanto, estudos recentes sugerem que a deposição atmosférica de P pode ser significativa, alcançando entre 23 e 56% das entradas totais do nutriente em bacias de drenagem de regiões economicamente mais desenvolvidas (WINTER *et al.*, 2002). É, portanto, de fundamental

importância, o cálculo dos fluxos de deposição atmosférica de N e P, especialmente para bacias com grande extensão territorial. Salienta-se que, a fração retida no solo a partir da deposição atmosférica, é incluída nos cálculos de emissões a partir da denudação física e química desse compartimento.

As emissões de nutrientes normalizadas pela área da bacia, corresponderam a 40,5 kg N.km⁻².ano⁻¹ e 2,5 kg P.km⁻².ano⁻¹. O resultado da deposição atmosférica total, de origem natural N (NH_x e NO_y), para bacia do Parnaíba, ficou abaixo do limite inferior da faixa que vai de 100 a 250 kg N.km⁻².ano⁻¹, reportada para o Brasil e, é cerca de 8 vezes inferior à taxa de deposição média de 325 kg N.km⁻².ano⁻¹ do país (FILOSO *et al.*, 2006). O mesmo ocorre considerando a região Nordeste, onde a faixa vai de 50 a 100 kg N.km⁻².ano⁻¹.

Levando-se em consideração a carga total de nitrogênio emitida, 25.652 t N.ano⁻¹ (naturais + antrópicos), as emissões resultantes são de 77,4 kg N.km⁻².ano⁻¹, ainda abaixo da faixa brasileira, e em posição intermediária em relação ao Nordeste. Este resultado é muito abaixo das cargas anuais reportadas para regiões mais desenvolvidas, como a bacia de drenagem do Lago Simcoe na Região dos Grandes Lagos, na província de Ontário, no Canadá, que proporciona emissões anuais de 920 kg N.km⁻² (WINTER *et al.*, 2002).

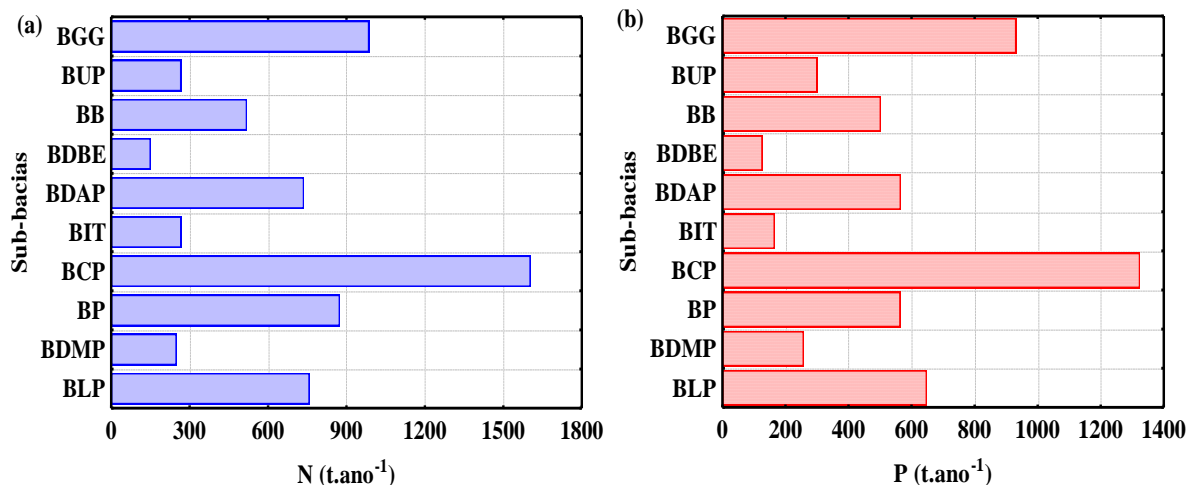
Em uma escala global, os resultados para N são inferiores aos verificados por CARACO & COLE (1999) para 35 grandes sistemas fluviais distribuídos no mundo, cujos valores variaram entre 50 e 2.700 kg N.km⁻².ano⁻¹ e média de 743 kg N.km⁻².ano⁻¹. Em relação ao P, o valor determinado foi cerca de 4,5 vezes inferior ao relatado por MIZERKOWSKI *et al.* (2012), para a bacia do rio Paranaguá (11 kg P.km⁻².ano⁻¹), na região Sul do Brasil. Os resultados para a bacia do Parnaíba foram 22,4 vezes inferiores aos reportados por WINTER *et al.*, (2002), para a bacia de drenagem do lago Simcoe, entre 1990 e 1998, entradas atmosféricas que equivaleram a 56 kg P.km⁻².ano⁻¹.

As taxas de deposição dos nutrientes, variam em função do nível de desenvolvimento de um setor específico. Em áreas mais urbanizadas e industrializadas, parte do N reativo e do P depositados pela atmosfera e que chegam nos ecossistemas terrestres, pode afetar estuários e águas costeiras, pois são exportados pelos rios a partir de áreas continentais. Particularmente a bacia do rio Parnaíba, corresponde a uma área de baixo desenvolvimento urbano e industrial, com densidade demográfica inferior a 15 hab.km² e com atividades eminentemente rurais, justificando as emissões ainda modestas em comparação a regiões mais desenvolvidas.

6.1.2 Emissões naturais: denudação física e química dos solos

Os resultados das estimativas de carga de N e P, obtidos a partir da equação (2), associadas a processos de intemperismo e perda de solos na Região Hidrográfica do Parnaíba, são apresentados para cada uma das sub-bacias na Figura 12(a) e (b). No cálculo das cargas, foram considerados as principais classes e quantitativo de perdas de solos registradas na região (EMBRAPA, 2006; FARINASSO *et al.*, 2006) e fatores de emissão disponíveis na literatura (EMBRAPA, 1986; SILVA, 1996; DANTAS & MONTEIRO, 2011). O Apêndice D, apresenta uma tabela com informações detalhadas sobre as estimativas de emissão de N e P ($t.ano^{-1}$), a partir da denudação física e química dos solos (*Runoff* dos solos) da bacia do rio Parnaíba.

Figura 12 – Cargas estimadas de nitrogênio (a) e fósforo (b), em $t.ano^{-1}$, a partir da denudação física e química dos solos nas sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.



Siglas: Bacia do Gurguéia (BGG), Bacia do Uruçuí Preto (BUP), Bacia de Balsas (BB), Bacia difusa de Boa Esperança (BDBE), Bacia difusa do Alto Parnaíba (BDAP), Bacia do Itaueiras (BIT), Bacia do Canindé/Piauí (BCP), Bacia do Poti (BP) Bacia Difusa do Médio Parnaíba (BDMP), Bacia do Longá/Parnaíba (BLP).

Fonte: O autor.

Nas estimativas as áreas consideradas para cada tipo de solo, corresponderam a 98,5% da área total da bacia, sendo 34.682,8 km^2 , para os Neossolos Quartzarênicos, 140.227,0 km^2 , para os Latossolos, 18.443,3 km^2 , para os plintossolos, 67.831,3 km^2 , para os Neossolos Litólicos, 7.574,0 km^2 , para os Planossolos, 49.686,0 km^2 , para os Argissolos e 4.797,3 km^2 , para os Neossolos Flúvicos.

As cargas totais estimadas a partir da denudação dos solos (equação 2) e que eventualmente chegam aos ambientes aquáticos, foram de 6.794,3 $t.N.ano^{-1}$, corrigido pela

perda de N-NH₃ e 5.573,4 t P.ano⁻¹. O setor médio da bacia, foi o que apresentou maiores perdas de nitrogênio, 3.090 t N.ano⁻¹, enquanto o Alto e o Baixo Parnaíba emitiram, respectivamente, 2.930 t N.ano⁻¹ e 759 t N.ano⁻¹. Em relação ao fósforo, as perdas são mais significativas na região do Alto Parnaíba, 2.594 t P.ano⁻¹, seguido do Médio e Baixo, 2.319 t P.ano⁻¹ e 648 t P.ano⁻¹.

Os solos da bacia são, em sua maioria, extremamente intemperizados, ácidos, com baixa disponibilidade de nutrientes, como os Latossolos Amarelos, os quais representam aproximadamente 50% da área total. Tomando-se por base o estudo de potencialidade das terras do Vale do Parnaíba, realizado pelo Ministério da Agricultura (IBGE, 1996), 67% da bacia apresenta nulas ou ligeira suscetibilidade à erosão, ou seja, de baixo a muito baixo potencial de perdas de solos, necessitando de medidas simples para a sua conservação. Áreas de moderada suscetibilidade à erosão correspondem a 14% do território, enquanto que 18,1% têm limitações fortes a muito fortes quanto à erosão laminar.

No Alto, e em parte do Médio Parnaíba, predominam áreas com menores perdas de solos, com classe potencial de baixa a muito baixa, localizadas nos Planaltos da bacia sedimentar do Piauí-Maranhão, onde predominam os Latossolos, e em áreas com menores declividades. Estas áreas representam 81,3% do território da sub-região do Alto Parnaíba, com perdas de solo estimadas entre 50 e 250 t.km⁻².ano⁻¹.

De acordo com FARINASSO *et al.*, (2006), para o Alto Parnaíba, os solos com maior capacidade de sofrer erosão laminar encontram-se no extremo sul da área de estudo e correspondem principalmente às areias quartzosas (Neossolos Quartzarênicos). Neste setor, destaca-se o núcleo de desertificação de Gilbués, cuja perda de solos expostos é superior a 1.000 t.km⁻².ano⁻¹ (DANTAS & MONTEIRO, 2011).

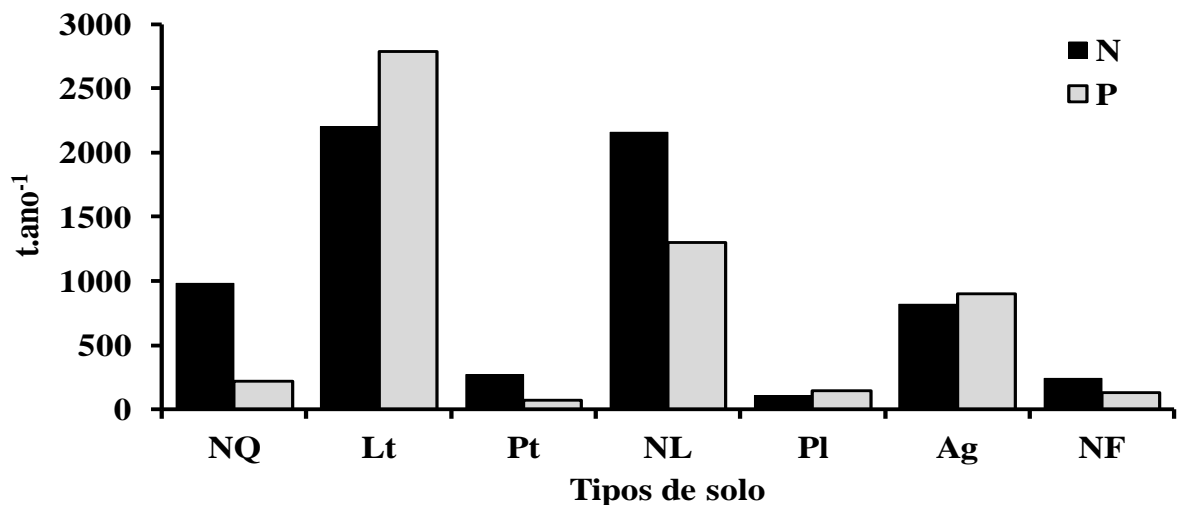
No Baixo Parnaíba, predominam solos agrícolas e urbanos tropicais planos sob agricultura não-mecanizada, cuja perda anual é de 128 t.km⁻².ano⁻¹. São áreas com baixa declividade e de baixo desenvolvimento socioeconômico, como as planícies costeiras do semiárido do Nordeste do Brasil (GREENLAND & LAL, 1977), aonde as concentrações de N e P nos solos variam na faixa de 500 a 900 mg.g⁻¹ para N e de 100 a 500 mg.g⁻¹ para P, de acordo com cada tipo de solo (EMBRAPA, 1986; SILVA, 1996).

Como demonstrado na Figura 12(a) e (b), as bacias dos rios Canindé/Piauí (BCP) e Gurguéia (BGG), apresentam as maiores perdas de nutrientes a partir dos solos. Estes resultados, provavelmente, devem-se a predominância de solos mais susceptíveis a erosão na BCP (neossolos quartzarênicos e litólicos) e extensas áreas de solo exposto na BGG (núcleo de desertificação de Gilbués).

Por apresentar elevada capacidade de retenção nos solos ácidos da região, as emissões de P são transferidas para os cursos de água, preferencialmente associadas a partículas em suspensão, principalmente na forma de P-particulado, conferindo um comportamento praticamente conservativo para o elemento, em áreas submetidas a baixo impacto antrópico. PAULA FILHO; MOURA e MARINS (2012) demonstraram que o P-particulado (PP) é a principal forma de fósforo exportada pelo rio Corrente dos Matões, na bacia do rio Gurguéia (Alto Parnaíba), para as bacias a jusante. As concentrações de PP sofrem incremento de acordo com o gradiente fluvial, corroborando as pesquisas que apontam que o transporte de fósforo em rios e riachos em regiões rurais e florestadas como fortemente associado com a matéria particulada, compreendendo entre 70% e 90% do conteúdo total do nutriente no meio aquático (Apêndice E). Não obstante, é necessário enfatizar que o fósforo é considerado um elemento não conservativo, necessitando conhecer os processos internos que ocorrem na coluna d'água e que podem alterar as concentrações do referido elemento (FONSECA *et al.*, 2011).

Para este inventário, foram consideradas as cargas de N e P relacionadas às principais classes taxonômicas de solos do Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos – SiBCS (EMBRAPA, 2006), com base nos levantamentos de solos dos Estados do Nordeste, disponível no site www.uep.cnps.embrapa.br/solos (EMBRAPA, 1986; 2006). A Figura 13, apresenta os resultados das cargas de N e P, a partir da denudação física e química dos diferentes tipos de solos típicos da bacia do rio Parnaíba.

Figura 13 – Cargas estimadas de N e P ($t.\text{ano}^{-1}$), a partir da denudação física e química dos diferentes tipos de solos típicos da bacia do rio Parnaíba.



Tipos de solos: Neossolos Quartzarênicos (NQ), Latossolos (Lt), Plintossolos (Pt), Neossolos Litólicos (NL), Planossolos (PI), Argissolos (Ag) e Neossolos Flúvicos (NF). Fonte: O autor

As estimativas demonstram que as maiores perdas de N e P estão associadas aos Latossolos, 2.199,5 t N.ano⁻¹ e 2.789,4 t P.ano⁻¹, seguido dos Neossolos Litólicos, 2.159,2 t N.ano⁻¹ e 1.302,4 t P.ano⁻¹. Os Neossolos Quartzarênicos e os Argissolos, aparecem em seguida, com cargas totais para a bacia de, 984,7 e 815,7 t .ano⁻¹, para o nitrogênio e de 218,3 e 901,5 t.ano⁻¹ para o fósforo. Os Neossolos Flúvicos e Plintossolos, contribuem para o total das cargas emitidas com cargas de 272 t.ano⁻¹ e 241,1 t.ano⁻¹ para o nitrogênio e com 133,4 e 71,0 t.ano⁻¹ para o fósforo. Completando o inventário os Planossolos totalizaram cargas de 107,2 t.ano⁻¹ de nitrogênio e 146 t.ano⁻¹ de fósforo. As Areias Quatzosas Marinhas, Solonchak e Gleissolos, não foram apresentadas na Fibura 16, porém, em conjunto totalizam 1.214 km² e cargas de 14,9 t N.km⁻².ano⁻¹ e 11,9 t P.km⁻².ano⁻¹.

Nos cálculos de carga de N pelos solos, foi considerada uma correção de 2.775 t.ano⁻¹ referente ao fluxo de saída de N-NH₃ para a atmosfera (equação 3), a partir dos solos com usos não agrícolas ou de pastoreio (e.g. cobertura vegetal nativa ou florestada) da bacia, considerando um fator de emissão para a amônia, igual a 0,01 g N-NH₃.m⁻².ano⁻¹ ou 10 kg N-NH₃.km⁻².ano⁻¹ (SCHLESINGER & HARTLEY, 1992; LEE & LONGHURST, 1993). Neste caso, por se tratar de uma fonte de origem natural, a emissão de nitrogênio na forma amoniacal foi considerada no quantitativo das cargas de origem atmosférica. A volatilização é influenciada pelo tipo de solo, cobertura vegetal e clima, sendo acelerado pelo aumento da urbanização e desmatamento de áreas florestadas, com valores variáveis para áreas de clima temperado e regiões tropicais (SILVA, 1996).

Considerado as cargas N-NH₃ por sub-bacia, às maiores correspondem as dos rios Canindé/Piauí, 642 t N-NH₃.ano⁻¹, rio Gurguéia, 458 t N-NH₃.ano⁻¹ e do rio Poti 430 t N-NH₃.ano⁻¹. Num grupo intermediário, estão às sub-bacias difusas do Alto Parnaíba, 300 t N-NH₃.ano⁻¹, do Baixo Parnaíba, 296 t N-NH₃.ano⁻¹ e Balsas, 243 t N-NH₃.ano⁻¹. As menores emissões são registradas pelas sub-bacias do rio Uruçuí Preto, 138 t N-NH₃.ano⁻¹, difusas do Médio Parnaíba, 113 t N-NH₃.ano⁻¹, do rio Itaueiras 89 t N-NH₃.ano⁻¹ e difusas da Barragem de Boa Esperança, 66 t N-NH₃.ano⁻¹.

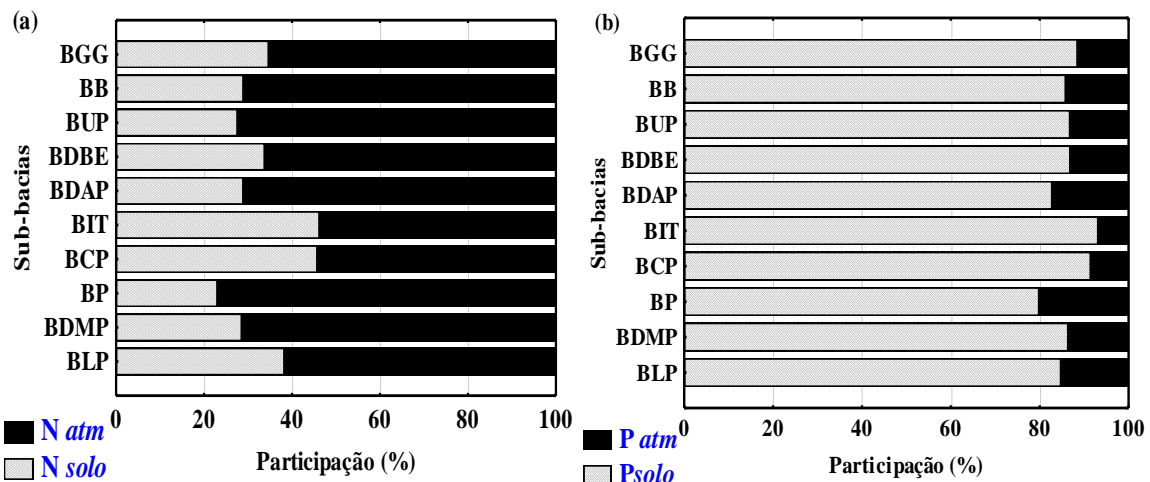
Apesar de, neste estudo, a correção para N-NH₃ ser considerada, salienta-se que são elevadas as incertezas em torno das estimativas de emissões de NH₃, a partir de áreas florestadas ou não agrícolas, por conta da capacidade de solos e plantas para agir como fontes ou sumidouros de NH₃. Também se pondera, que a utilização de um único fator de emissão não leva em consideração as características diferenciadas para cada tipo de solo da sub-bacia, fornecendo apenas uma aproximação das emissões. A esse respeito, SCHLESINGER & HARTLEY, (1992) estimaram os fluxos globais de amônia a partir de solos naturais,

utilizando fatores de emissão diferentes para cada tipo de bioma, a partir dos fluxos medidos e disponíveis na literatura. Os autores estimaram uma taxa de volatilização de N-NH_3 , que variou entre 0,01 e $1,0 \text{ g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$. Por outro lado, MOLLER & SCHIEFERDECKER (1989) determinaram um fator de volatilização igual a $0,03 \text{ g NH}_3.\text{m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$.

6.1.3 Emissões naturais: Importância relativa das fontes

As cargas totais por processos naturais perfizeram $20.218 \text{ t N.ano}^{-1}$ e $6.412 \text{ t P.ano}^{-1}$, onde 66,4% do nitrogênio e 13,1% do fósforo são introduzidos via atmosfera. A importância relativa de cada uma das fontes naturais, de acordo com cada sub-bacia é resumida na Figura 14(a) e (b). Como já citado anteriormente, as entradas atmosféricas de N são significativamente, superiores as de P e são fortemente influenciadas pela área territorial de cada uma das sub-bacias.

Figura 14 – Contribuições relativas (%), das cargas de N e P por fontes naturais, estimadas para cada sub-bacia da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.



Sub-bacias: Bacia do Gurguéia (BGG), Bacia de Balsas (BB), Bacia do Uruçuí Preto (BUP), Bacia difusa de Boa Esperança (BDBE), Bacia difusa do Alto Parnaíba (BDAP), Bacia do Itaueiras (BIT), Bacia do Canindé/Piauí (BCP), Bacia do Poti (BP) Bacia Difusa do Médio Parnaíba (BDMP), Bacia do Longá/Parnaíba (BLP).

Fonte: O Autor.

As entradas de N via atmosfera, foram mais significativas nas sub-bacias de Balsas (BB) e difusas da hidroelétrica de Boa Esperança, (BDBE), 66%, difusas do médio Parnaíba (BDMP) e do Alto Parnaíba (BDAP), 71%, Uruçuí Preto (BUP), 72%, e Poti (BP), 76%. As menores contribuições percentuais, foram verificadas para as sub-bacias dos rios Itaueiras (BIT) e Canindé/Piauí (BCP), 54%, em ambos os casos.

As cargas naturais de P são, predominantemente, oriundas dos diferentes tipos de solo da região hidrográfica, superando a 80% do total emitido. Os solos tropicais altamente intemperizados da região, como os Latossolos e os Argissolos, são ricos em óxidos de ferro e alumínio e filossilicatos de camada 1:1, como a caulinita, resultando em alta capacidade de adsorção de fósforo, repercutindo em cargas significativas a partir da denudação física e química solos.

Ao normalizar as cargas naturais estimadas ($\text{kg}\cdot\text{ano}^{-1}$), pela área correspondente de cada sub-bacia hidrográfica (km^2), obtemos os fatores de emissão ($\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{ano}^{-1}$) de cada subsistema. Estes resultados, permitiram a comparação entre as sub-bacias do Parnaíba, com diferentes bacias do nordeste do Brasil, onde foram realizados estudos correlatos. A Tabela 6, apresenta as cargas naturais normalizadas para as diferentes sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba.

Tabela 6 – Fatores de emissão ($\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{ano}^{-1}$) de N e P de cada sub-bacia da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.

Sub-bacia 1	Sub-bacia 2	Deposição atmosférica		Denudação dos solos	
		N	P	N	P
Alto Parnaíba	Gurguéia	50,9	2,3	18,9	17,8
	Balsas	49,0	3,0	18,7	18,1
	Uruçuí Preto	59,8	2,9	17,0	19,0
	D. Boa Esperança	47,2	2,5	19,9	16,7
	D. Alto Parnaíba	77,9	3,4	21,5	16,5
	Itaueiras	23,3	1,6	25,7	15,9
Médio Parnaíba	Canindé/Piauí	16,1	1,6	21,0	17,4
	Poti	51,0	3,0	24,3	14,4
Baixo Parnaíba	D.do Médio Parnaíba	62,8	3,0	18,8	19,3
	Longá/Parnaíba	12,1	2,8	17,7	15,4

Ao comparar os fatores de emissão das sub-bacias do Parnaíba, com os de outras bacias da costa semiárida brasileira, constatou-se que as entradas atmosféricas de nutrientes, das bacias do rio Itaueiras e Canindé/Piauí são similares àquelas de outras bacias com nível de desenvolvimento semelhante e, sob mesmo regime de chuvas (semiárido), como as dos rios Açú/RN (950 km^2), $25 \text{ kg N}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{ano}^{-1}$ e $1,7 \text{ kg P}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{ano}^{-1}$ e Jaguaribe/CE (1.735 km^2), 12

kg N.km⁻².ano⁻¹ e 0,9 kg P.km⁻².ano⁻¹ (LACERDA *et al.*, 2006; 2008). Entretanto, para as demais, em virtude da pluviosidade acima de 1.000mm e extensão territorial, os resultados superaram os reportados por NORIEGA & ARAÚJO (2009) para a bacia do Capiberibe/PE, com área igual a 7.557 km², com fatores de 26 kg N.km⁻².ano⁻¹ e 1.9 kg P.km⁻².ano⁻¹. Da mesma forma ocorreu, para a bacia do rio Potengi/RN (934 km²), 37 kg N.km⁻².ano⁻¹ e 2,4 kg P.km⁻².ano⁻¹ (CUNHA, 2010).

Comparando os fatores de emissão de N e P a partir dos solos da bacia do Parnaíba, em relação aos de outras bacias do nordeste. As faixas de emissão de N e P reportadas para as bacias do Atlântico NE Oriental, sob condições de agricultura não mecanizada, variam na faixa de 30 a 100 kg N.km⁻².ano⁻¹ e de 1 a 60 kg P.km⁻².ano⁻¹ (LACERDA *et al.*, 2008; NORIEGA & ARAUJO, 2009). Portanto, as emissões de N estimadas neste estudo, ficaram abaixo do limite inferior, enquanto o P ficou dentro da faixa de emissões das bacias costeiras do NE do Brasil. Estes resultados espelharam as características pedológicas da bacia sedimentar do Parnaíba, cujos solos são bastante intemperizados (Latosolos e Podzólicos), em geral distróficos, com baixa disponibilidade de nutrientes e suscetíveis a processos erosivos com consequente perda de nutrientes associadas às partículas minerais (EMBRAPA, 1986).

Confrontando, individualmente com outras bacias de importância regional, os fatores de emissão foram inferiores aqueles das bacias dos rios Açú/RN, 98 kg N.km⁻².ano⁻¹ e 59 kg P.km⁻².ano⁻¹, Jaguaribe/CE, 71 kg N.km⁻².ano⁻¹ e 26 kg P.km⁻².ano⁻¹, Potengi/RN, 34 kg N.km⁻².ano⁻¹ e 30 kg P.km⁻².ano⁻¹ e Ceará/CE 80 kg N.km⁻².ano⁻¹ e 70 kg P.km⁻².ano⁻¹ (LACERDA *et al.*, 2006, 2008), refletindo o uso mais intensivo no solo nestas bacias.

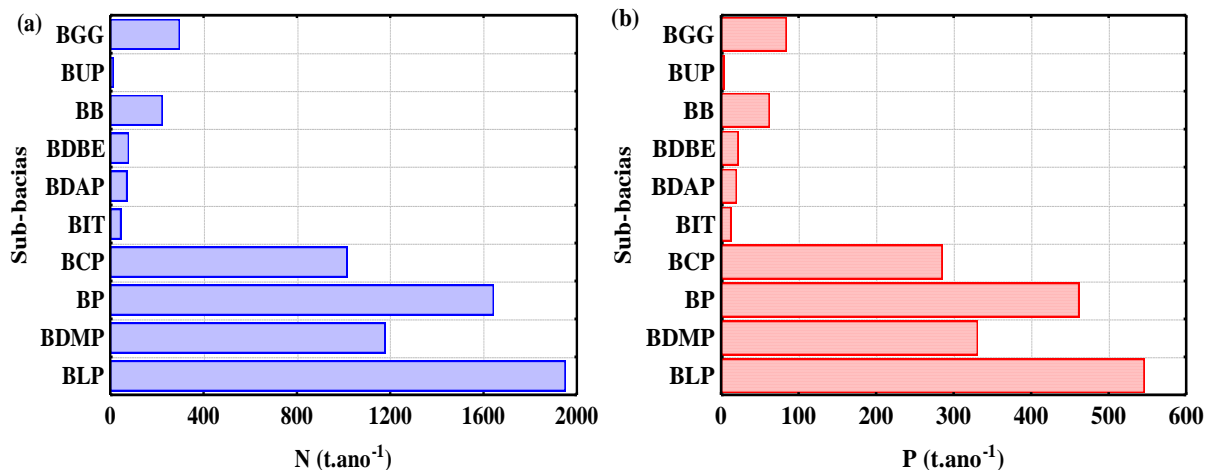
6.2 Estimativas de cargas de N e P por vetores antrópicos para a bacia do rio Parnaíba

Nas estimativas de carga de N e P por vetores antrópicos, foram consideradas neste inventário, as fontes por emissão de efluentes domésticos (esgotos), escoamento superficial urbano (*runoff*), resíduos sólidos municipais (RSM), atividades agrícolas e pecuárias, bem como a aquicultura continental e marinha praticada na bacia do rio Parnaíba.

6.2.1 Emissões antrópicas: esgotos domésticos

Dados oficiais noticiam que a disponibilidade de coleta de esgoto, na bacia do Parnaíba, atinge entre 10 e 40% da população, basicamente restrito para as áreas metropolitanas e algumas poucas cidades (SNSA, 2012). Mesmo assim, o tratamento da maior parte das águas servidas coletadas não ocorre, chegando, no máximo, ao tratamento primário, o qual não é suficiente para a retirada dos íons fosfatados e nitrogenados do meio aquoso. Os resultados para as emissões de N e P pelos efluentes domésticos são apresentados na Figura 15(a) e (b). Informações detalhadas sobre as estimativas de emissão de N e P ($t.ano^{-1}$), a partir dos efluentes domésticos, para cada uma das sub-regiões e sub-bacias do rio Parnaíba, podem ser consultadas no Apêndice F.

Figura 15 – Cargas estimadas de nitrogênio (a) e fósforo (b), em $t.ano^{-1}$, a partir da emissão de esgotos domésticos das sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.



Sub-bacias: Bacia do Gurguéia (BGG), Bacia de Balsas (BB), Bacia do Uruçuí Preto (BUP), Bacia difusa de Boa Esperança (BDBE), Bacia difusa do Alto Parnaíba (BDAP), Bacia do Itaueiras (BIT), Bacia do Canindé/Piauí (BCP), Bacia do Poti (BP) Bacia Difusa do Médio Parnaíba (BDMP), Bacia do Longá/Parnaíba (BLP).

Fonte: O Autor.

Nas estimativas para esta fonte, foi considerada a inexistência de tratamento, antes do lançamento dos efluentes domésticos nos cursos d'água da região. Representam exceções Teresina e os municípios do Ceará, no Médio Parnaíba, onde é realizado o tratamento primário dos efluentes. Outra consideração foi que os resíduos humanos não representam entradas de N e P novos ou importados para a bacia (HOWARTH *et al.*, 1996).

Os resultados obtidos a partir da equação 4, demonstraram, para o cenário de 2010, uma emissão anual de $6.525 t N.ano^{-1}$ e $1.832 t P.ano^{-1}$ a partir dos efluentes urbanos e

rurais gerados pela população. Projetando, portanto, descargas per capita de $4,1 \text{ g N.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ e $1,1 \text{ g P.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ a partir dos esgotos. Resultados semelhantes, aqueles verificados para bacias litorâneas do Nordeste ($4 - 8 \text{ g N.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ e $0,6 - 2,9 \text{ g P.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$), relatadas por LACERDA *et al.*, 2006, e na mesma ordem de grandeza das relatadas por HOWARTH *et al.* (1996), $9,1 \text{ g N.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ e SMIL (2000) $1,5 \text{ g P.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ em estimativas globais de emissão destes nutrientes, reforçando a aplicabilidade da metodologia para a região.

O total estimado para a bacia do rio Parnaíba, respresenta uma emissão igual a $19,7 \text{ kg N.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ e $5,5 \text{ kg P.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$. Estes fatores de emissão, são inferiores àqueles reportados para outras bacias do Nordeste, com condições semelhantes de despejo de efluentes, como a de Contas/BA, cujas emissões corresponderam a $23 \text{ kg N.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ e $29 \text{ kg P.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$. Em virtude da heterogeneidade na ocupação do território da bacia do Parnaíba, com maior adensamento urbano nas sub-regiões do Médio e Baixo Parnaíba, a análise dos fatores de emissão, é melhor realizada de forma setorizada.

O setor Médio da bacia, contribui com as maiores cargas de nutrientes pelos efluentes domésticos, $3.838,5 \text{ t N.ano}^{-1}$ e $1.078,8 \text{ t P.ano}^{-1}$, seguido do Baixo, $1.951,2 \text{ t N.ano}^{-1}$ e $546,3 \text{ t P.ano}^{-1}$, com menores valores para o Alto Parnaíba, $734,9 \text{ t N.ano}^{-1}$ e $206,9 \text{ t P.ano}^{-1}$. Estas cargas representaram fatores de emissão iguais a $5,0 \text{ kg N.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ e $1,4 \text{ kg P.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$, para o Alto, $27,3 \text{ kg N.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ e $7,7 \text{ kg P.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$, para o Médio e $45,6 \text{ kg N.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ e $12,8 \text{ kg P.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$, para o Baixo Parnaíba. Estes resultados, refletiram as características demográficas da bacia. Além disso, traduziram as condições deficientes de acesso ao serviço de coleta de efluentes, por rede de esgotos, na região Hidrográfica.

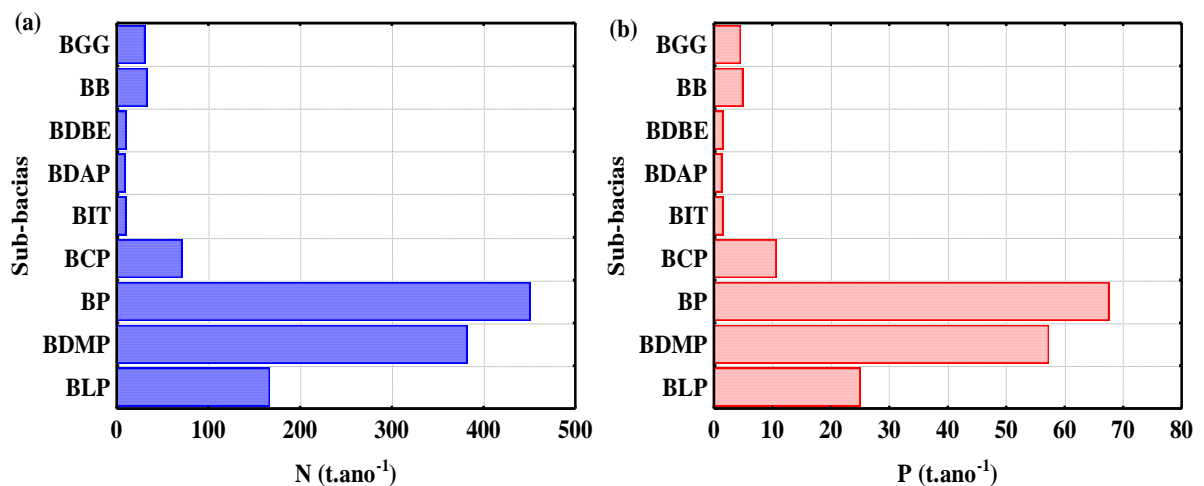
Os dados compilados para a elaboração das estimativas, indicam que, no Estado do Piauí, o índice de atendimento por rede de esgoto é inferior a 10% da população, restrito aos municípios Teresina (15%), Picos (21%) e Oeiras (20%), no Médio Parnaíba, além de Corrente (8%) no Alto Parnaíba (SNSA, 2012). No Estado do Maranhão, o percentual é inferior a 20%, restrito as cidades de São Luis e Imperatriz, ambas fora da abrangência da área de estudo. Por sua vez, o Estado do Ceará tem uma rede que atende a respectivamente 23,3% e 30,4% da população rural e urbana, dos quais estão inseridos no Médio Parnaíba os municípios de Crateús (22%), Croatá (4%), Guaraciaba do Norte (3,1%), Independência (10%), Novo Oriente (10%) e Poranga (4%), enquanto no Baixo Parnaíba apenas São Benedito (14%) e Tianguá (16%) apresentam serviço de coleta de esgotos (SNSA, 2012).

6.2.2 Emissões antrópicas: escoamento Superficial urbano (*Runoff*)

Para a Região Hidrográfica do rio Parnaíba, as cargas de nutrientes pelo escoamento superficial de áreas urbanas (equação 5), totalizaram $1.166 \text{ t N.ano}^{-1}$ e 175 t P.ano^{-1} , dos quais 92% são oriundos dos setores Médio e Baixo da bacia do Parnaíba, ou seja, de áreas mais urbanizadas. A Figura 16(a) e (b), apresenta as cargas de N e P a partir de cada uma das sub-bacias. Corresponde a uma exceção, o rio Uruçuí Preto, do qual não foram contabilizadas as emissões, em virtude deste, não conter sedes urbanas municipais.

A realidade da urbanização nos diferentes setores da bacia do Parnaíba é extremamente diversificada, pois inclui, desde pequenas cidades até grandes aglomerações conurbadas, como é o caso de Teresina no Piauí e Timom no Maranhão. Em conjunto, os dois centros totalizam um contingente populacional de, aproximadamente, um milhão de habitantes em uma área altamente urbanizada e impermeabilizada. As cargas estimadas levaram essas diferenças em consideração, e para tal utilizaram-se dos dados disponíveis em MIRANDA; GOMES; GUIMARÃES, (2005), que integraram dados censitários, imagens de satélite, procedimentos estatísticos e de geoprocessamento para estimar as áreas urbanas dos municípios brasileiros.

Figura 16 – Cargas estimadas de nitrogênio (a) e fósforo (b), em t.ano^{-1} , a partir do escoamento superficial urbano das sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.



Sub-bacias: Bacia do Gurguéia (BGG), Bacia de Balsas (BB), Bacia difusa de Boa Esperança (BDBE), Bacia difusa do Alto Parnaíba (BDAP), Bacia do Itaueiras (BIT), Bacia do Canindé/Piauí (BCP), Bacia do Poti (BP), Bacia Difusa do Médio Parnaíba (BDMP), Bacia do Longá/Parnaíba (BLP).

Fonte: O autor.

As bacias que se encontram em estágio de pré-desenvolvimento, em termos de urbanização, como as do rio Itaueiras (BIT) e as difusas do Alto Parnaíba (BDAP) e Barragem de Boa Esperança (BDBE), apresentaram menor aporte de nutrientes via *runoff* urbano emitindo para os rios, em média 10 t N.ano⁻¹ e 1,5 t P.ano⁻¹. Bacias com desenvolvimento intermediário como dos rios Guguéia (BGG) e Balsas (BB) tem emissões médias de 32 N.ano⁻¹ e 5 t P.ano⁻¹ e dos rios Canindé/Piauí 71 t N.ano⁻¹ e 11 t P.ano⁻¹. As bacias mais desenvolvidas ao Norte da Região Hidrográfica do Parnaíba (Poti, difusa do Médio Parnaíba e Longá/Parnaíba) são até uma ordem de grandeza superiores, as emissões das demais, variando entre 170 e 450 t N.ano⁻¹ e 25 a 70 t P.ano⁻¹.

Os fatores de emissão do escoamento urbano na bacia do Parnaíba, correspondem a 3,5 kg N.km⁻².ano⁻¹ e 0,5 kg P.km⁻².ano⁻¹. Estes valores foram, significativamente, inferiores aos reportados para bacias fortemente urbanizadas do Nordeste do Brasil, como as do rio Capiberibe no Estado de Pernambuco (24 kg N.km⁻².ano⁻¹ e 5 kg P.km⁻².ano⁻¹) e do rio Potengi (892 kg N.km⁻².ano⁻¹ e 134 kg P.km⁻².ano⁻¹). Por outro lado, estão na mesma ordem de grandeza dos valores apontados por LACERDA *et al.* (2006) para as bacias do rio Jaguaribe (5,4 kg N.km⁻².ano⁻¹ e 0,2 kg P.km⁻².ano⁻¹) e Icapuí (4,4 kg N.km⁻².ano⁻¹ e 0,2 kg P.km⁻².ano⁻¹) no Estado do Ceará.

6.2.3 Emissões antrópicas: resíduos Sólidos Municipais (RSM)

A maioria dos municípios da região do Vale do Parnaíba enfrentam graves dificuldades relativas ao correto gerenciamento dos resíduos gerados pela população local, pois a maioria deles dispõe de maneira inadequada estes materiais (MMA, 2006a; PLANAP, 2006). Apesar da sanção da Lei nº 12.305/10, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), e da determinação da adequação dos municípios até agosto de 2014 às exigências desta nova lei, o quadro na região não é nada promissor em relação ao manejo dos RSM (ABRELPE, 2011; IBGE, 2010; 2012a,b).

Dados da 10ª edição do Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE, demonstram que, apenas 35% do lixo produzido na bacia do Parnaíba, recebe destino ecologicamente correto.

Neste contexto, as cargas geradas por essa fonte e calculadas através da equação (6), totalizam 1.265 t N.ano⁻¹ e 664 t P.ano⁻¹, principalmente a partir das sub-bacias mais urbanizadas, ao Norte (médio e baixo Parnaíba). Em conjunto, as bacias dos rios

Canindé/Piauú, Poti, Longá/Parnaíba e Difusas do Médio Parnaíba respondem por 89% dos aportes de N e P para a bacia do Parnaíba pela disposição inadequada dos resíduos sólidos. A Figura 17(a) e (b), apresenta a contribuição individual para as cargas de N e P a partir dos resíduos sólidos municipais de cada sub-bacia que integra o Vale do Parnaíba.

A emissão total da Região Hidrográfica do Parnaíba, a partir dos resíduos sólidos municipais, correspondeu a 3,8 kg N.km⁻².ano⁻¹ e 2,0 kg P.km⁻².ano⁻¹. Estes valores, assim como os da maioria de suas sub-bacias, são em geral inferiores aos valores reportados para as bacias do Atlântico NE Oriental (LACERDA *et al.*, 2006; CUNHA, 2010), e do rio de Contas na Bahia (PAULA *et al.*, 2010).

As maiores cargas são da sub-bacia dos rios Longá/Parnaíba (BLP) 384 N.ano⁻¹ e 208 t P.ano⁻¹, seguida da sub-bacia do rio Poti (BP) 306 N.ano⁻¹ e 163 t P.ano⁻¹, Difusa do Médio Parnaíba (BDMP) 226 N.ano⁻¹ e 116 t P.ano⁻¹ e Canindé/Piauú (BCP) 207 t N.ano⁻¹ e 106 t P.ano⁻¹.

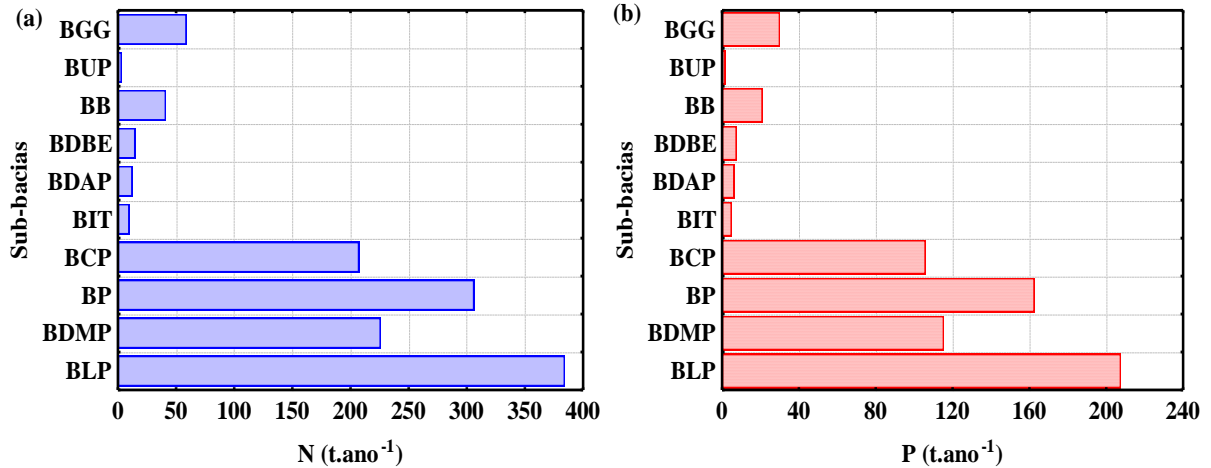
O maior adensamento urbano encontrar-se nas bacias BP e BDMP (onde se localiza Teresina a capital do Estado do Piauí) e, é neste setor onde há um melhor manejo na disposição dos resíduos sólidos urbanos gerados, muito embora, ainda sejam dispostos em aterro controlado, como mostra a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (IBGE, 2010). Do ponto de vista ambiental, essa destinação, pouco se diferencia dos próprios lixões, pois não possuem o conjunto de sistemas necessários para proteção do meio ambiente e da saúde pública (ABRELPE, 2011).

Considerando as emissões das sub-bacias do Médio e Baixo Parnaíba, os maiores fatores corresponderam a BDMP, 17 kg N.km⁻².ano⁻¹ e 8,7 kg P.km⁻².ano⁻¹, seguida da BLP com fluxos de 9,0 kg N.km⁻².ano⁻¹ e 4,9 kg P.km⁻².ano⁻¹, BP emite 6,0 kg N.km⁻².ano⁻¹ e 3,2 kg P.km⁻².ano⁻¹ e, por fim, a sub-bacia BCP com emissões de 2,7 kg N.km⁻².ano⁻¹ e 1,4 kg P.km⁻².ano⁻¹.

No Alto Parnaíba, destacam-se as bacias dos rios Gurguéia (BGG) e Balsas (BB), com cargas iguais a, respectivamente, 60 t N.ano⁻¹ e 30 t P.ano⁻¹, 41 t N.ano⁻¹ e 21 t P.ano⁻¹, correspondendo a 71% dos aportes de N e P emitidos a partir dos resíduos sólidos na região fisiográfica. O somatório das cargas das demais sub-bacias da sub-região (Uruçuí Preto, Itaeiras, Difusas do Alto Parnaíba e de Boa Esperança), totalizaram 40,6 t N.ano⁻¹ e 20,7 t P.ano⁻¹. De fato, as sub-bacias BGG e BB apresentaram nos últimos anos avanços em relação aos indicadores econômicos, principalmente em função da expansão das áreas de cultivo de soja, milho, feijão e algodão em seus territórios (IBGE, 2012a,b). Este incremento

levou ao fortalecimento do consumo das famílias e um consequente destaque na emissão de resíduos sólidos em relação às demais sub-bacias do Alto Parnaíba (ABRELPE, 2011).

Figura 17 – Cargas estimadas de nitrogênio (a) e fósforo (b), em $t.\text{ano}^{-1}$, a partir dos resíduos sólidos municipais por sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.



Sub-bacias: Bacia do Gurguéia (BGG), Bacia do Uruçuí Preto (BUP), Bacia de Balsas (BB), Bacia difusa de Boa Esperança (BDBE), Bacia difusa do Alto Parnaíba (BDAP), Bacia do Itaueiras (BIT), Bacia do Canindé/Piauí (BCP), Bacia do Poti (BP) Bacia Difusa do Médio Parnaíba (BDMP), Bacia do Longá/Parnaíba (BLP).

Fonte: O autor.

Os fatores de emissões de N e P das respectivas sub-bacias, permitem uma melhor comparação entre elas. Por esse critério a sub-bacia BDBE apresenta os maiores fatores entre as do Alto Parnaíba, $2,0 \text{ kg N.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ e $1,0 \text{ kg P.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$, enquanto que a BB emite $1,5 \text{ kg N.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ e $0,8 \text{ kg P.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$, seguida da sub-bacia BGG com $1,1 \text{ kg N.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ e $0,6 \text{ kg P.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$. As demais variam entre $0,2$ e $0,9 \text{ kg N.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ e entre $0,1$ e $0,5 \text{ kg P.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ (BUP, BDAP e BIT).

6.2.4 Emissões antrópicas: agricultura

A perda de nutrientes, a partir do escoamento para as águas superficiais, é uma preocupação ambiental importante relacionado à atividade agrícola, resultante da aplicação de fertilizantes químicos de natureza orgânica e inorgânica. Esta fonte é, particularmente, importante em bacias onde o setor primário da economia é forte, como naquelas que integram a Região Hidrográfica do Parnaíba.

Os dados estatísticos dos indicadores de desenvolvimento sustentável do Brasil - IDS (IBGE, 2012b) apresentam índices de aplicação de fertilizantes químicos de $74,5 \text{ kg.ha}^{-1}$, para a bacia do Parnaíba, sendo 21 kg N.ha^{-1} e 25 kg P.ha^{-1} , com base no Anuário Estatístico

do Setor de Fertilizantes de 2010 (ANDA, 2011). Assim, em função da área plantada 2.147.592 ha (IBGE, 2012c; CONAB, 2012), o total de N e P aplicados como insumos pela agricultura foi de 45.099 t.ano⁻¹ e 53.690 t.ano⁻¹, respectivamente.

As entradas de N e P foram estimadas como o produto da quantidade de fertilizante aplicada por hectare de área de plantio, por tipo de cultura e suas respectivas perdas, utilizando a equação (7). Por exemplo, a quantidade de N e P recomendada para a cultura de soja no Cerrado são de, respectivamente, 20 e 100 kg.ha⁻¹, e perdas estimadas na ordem de 20 e 10% (EMBRAPA, 2008). Uma tabela com as recomendações agrônômicas (kg.ha⁻¹) e as perdas (%) associadas ao uso de fertilizantes pelas principais culturas agrícolas praticadas na Região Hidrográfica do Parnaíba, pode ser consultada no Apêndice G.

A partir destas informações, a carga total calculada pela aplicação de compostos nitrogenados nas principais culturas da região (e.g. arroz, milho, soja, cana-de-açúcar, feijão, frutas e hortaliças) correspondeu a 14.668 t N.ano⁻¹ ou 33% do total aplicado, corrigida pela perda de N-NH₃, calculada a partir da equação (8), que foi de 6.287 t N.ano⁻¹ ou 14% do total aplicado. A recuperação pelas plantas do N fornecido através de adubação mineral varia de 20% a 40% do total aplicado (VLEK & BYRNES, 1986), estimando-se desta forma, uma incorporação de aproximadamente 18.000 t.ano⁻¹ do N aplicado na safra de 2010. A defasagem entre os dados da área de plantio do Censo Agropecuário (IBGE, 2012c) e os de aplicação de fertilizantes (ANDA, 2011; IBGE, 2012b) além das perdas na forma de N₂O (não contabilizada neste estudo), podem explicar a diferença de 13% verificada nas estimativas.

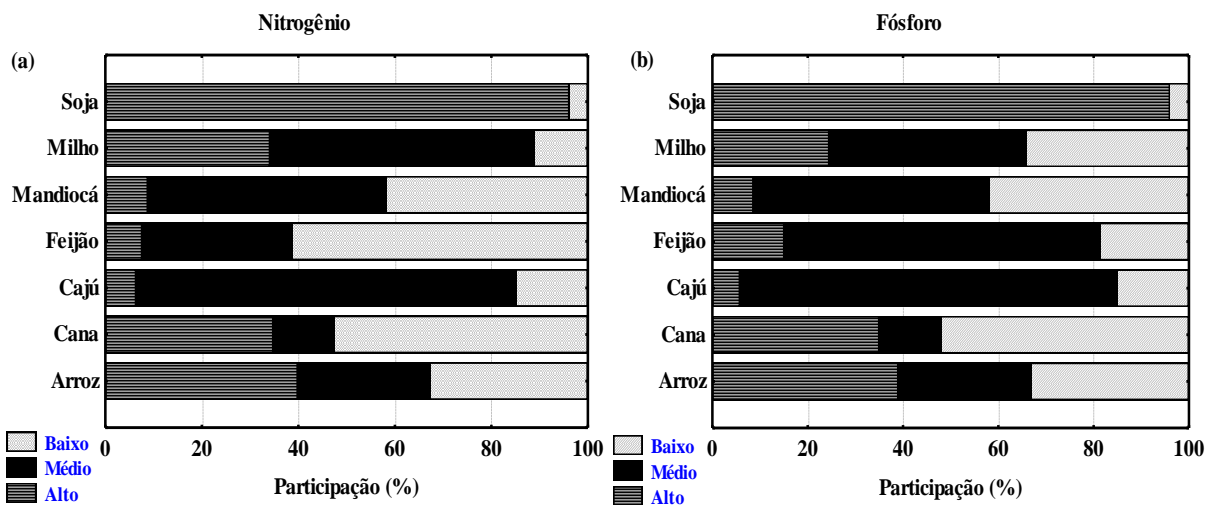
As perdas totais de P, no mesmo período, foram de 15.815 t P.ano⁻¹ ou 30% do total aplicado (equação 7), considerando-se que entre 5.328 e 13.320 t P.ano⁻¹ (10 – 25%), foi assimilado pelas plantas e o restante foi fixado pelo solo de 60 – 80% (BRADY & WEIL, 1996). Solos ricos em óxidos de ferro e alumínio, como é o caso dos latossolos, predominantes na bacia sedimentar do Parnaíba, são fixadores de fósforo. O termo fixação diz respeito à conversão do fósforo solúvel ou disponível em formas insolúveis ou pouco solúveis pelos solos (SILVA, 1996; EMBRAPA, 2003).

As culturas agrícolas que mais contribuíram para o total das cargas emitidas de N e P, a partir dos fertilizantes aplicados, são apresentadas na Figura 18(a) e (b). Informações detalhadas podem ser visualizadas no Apêndice H, através da tabela de cargas associadas a cada cultura agrícola considerada neste inventário de fontes.

As principais culturas praticadas na bacia do rio Parnaíba, responderam por 98% do nitrogênio e 99,6% do fósforo, transferidos para a bacia pela agricultura. As culturas de

milho (5.665 t.ano^{-1}), arroz (2.535 t.ano^{-1}), soja (2.440 t.ano^{-1}) e cana-de-açúcar (2.204 t.ano^{-1}), foram as que mais contribuíram com as cargas de nitrogênio. Em relação ao fósforo, a sojicultura e a cultura do milho apresentaram as maiores cargas, 8.708 t.ano^{-1} e 3.009 t.ano^{-1} , respectivamente. Estas duas culturas, representaram 75% do total de P estimado por perdas de fósforo para a bacia.

Figura 18 – Participação percentual dos principais cultivos para o total das cargas emitidas de N e P, a partir das perdas de fertilizantes aplicados na agricultura da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.



Fonte: O autor.

Considerando as cargas totais estimadas, o fator de emissão de N para a bacia do Parnaíba, a partir da adubação nitrogenada na atividade agrícola, foi de $44,3 \text{ kg N.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$. Nos principais adubos nitrogenados comercializados, o N está presente nas formas amídica, nítrica e amoniacal, sendo todas solúveis em água. Quando aplicadas no solo, em curto período de tempo, a maior parte do N amídico ou amoniacal sofre oxidação e passa para a forma nítrica. Esses processos de transformação do N, dependem da atividade biológica do solo e, também, do pH. A forma nítrica é predominantemente absorvida pelas plantas, mas pouco retida no solo e sujeita a grandes perdas por lixiviação (EMBRAPA, 2003). Desta forma, as perdas de nitratos pela enxurrada podem representar uma fonte significativa do nutriente para os corpos aquáticos superficiais e subterrâneos da região.

Além da lixiviação, podem ocorrer perdas significativas de N aplicado como fertilizante, por volatilização de amônia nas áreas de Cerrado e em outras áreas tropicais. Este processo ocorre principalmente, quando os adubos contendo o N na forma amídica, são aplicados na superfície sobre a palha da cultura anterior. Estas perdas de N-NH_3 podem

atingir até 50% se a uréia for aplicada na superfície sem incorporação (LARA CABEZAS, 1997a,b; LARA CABEZAS *et al.*, 2000). No caso da bacia do Parnaíba, de acordo com a equação (8), corresponderam a uma emissão de $19 \text{ kg N-NH}_3 \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$, onde, parte deste N perdido para atmosfera, eventualmente, retorna para os solos, a partir da deposição atmosférica, representando uma contribuição de origem antrópica considerada na correção das cargas para aquela fonte natural.

Para o fósforo, o fator de emissão para a bacia foi de $48 \text{ kg P} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$. Parte significativa do nutriente, é perdida principalmente associada a partículas minerais do solo, pois os solos da região são ricos em caulinita e óxidos de Fe e Al, ou seja minerais de carga variável, que possuem um alto poder de fixação do fosfato. Necessitando de grandes quantidades de fertilizantes, como o superfosfato triplo ou superfosfato simples para manutenção da produtividade das principais culturas agrícolas na região (EMBRAPA, 2003), como verificado para as culturas de soja e milho.

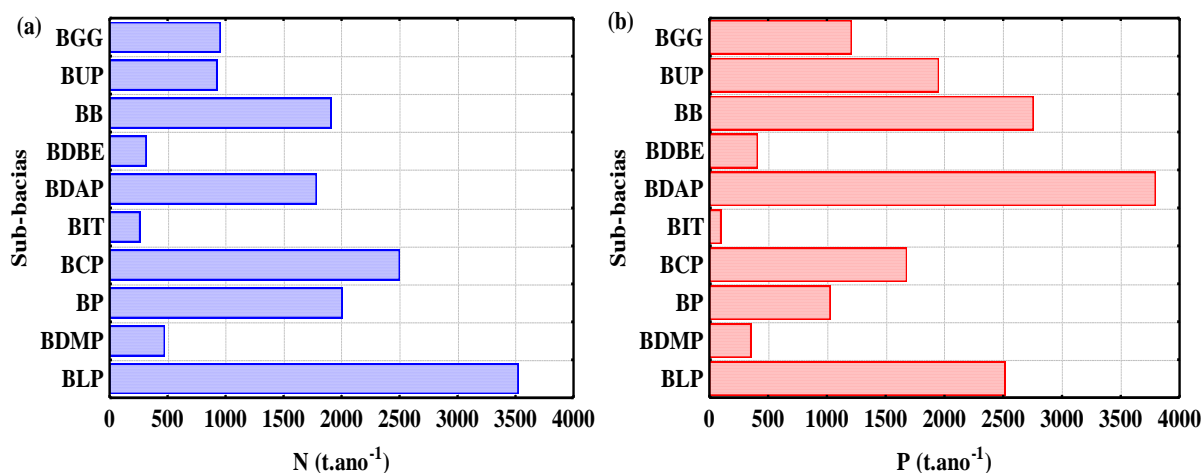
A análise das estimativas de cargas, em função das contribuições individuais de cada sub-bacia, pode ser visualizada através das Figuras 19(a) e (b). Os resultados demonstraram que nas sub-bacias do Alto Parnaíba, predominam as emissões de fósforo, principalmente em função da cultura da soja na porção Sul da bacia, enquanto que no Médio e no Baixo Parnaíba as emissões de nitrogênio são mais expressivas, e associadas, em maior parte, a cultura do milho. Informações detalhadas sobre o quantitativo de áreas cultivadas e as cargas estimadas de N e P ($\text{t} \cdot \text{ano}^{-1}$) pelo uso de fertilizantes nas principais culturas agrícolas praticadas na região, podem ser observadas no Apêndice I.

As sub-bacias dos rios Longá/Parnaíba (BLP), Canindé/Piauí (BCP), Poti (BP), de Balsas (BB) e Difusas do Alto Parnaíba (BDAP), foram as que apresentaram maiores cargas estimadas de N a partir do uso de fertilizantes, com valores respectivos de $3.524 \text{ t N} \cdot \text{ano}^{-1}$, $2.502 \text{ t N} \cdot \text{ano}^{-1}$, $2.006 \text{ t N} \cdot \text{ano}^{-1}$, $1.911 \text{ t N} \cdot \text{ano}^{-1}$ e $1.785 \text{ t N} \cdot \text{ano}^{-1}$, para suas emissões. Valores intermediários de cargas para a bacia do Parnaíba, são verificados para as sub-bacias do rio Gurguéia (BGG) e Uruçuí Preto (BUP), $956 \text{ t N} \cdot \text{ano}^{-1}$ e $928 \text{ t N} \cdot \text{ano}^{-1}$, e menores para as sub-bacias Difusas do Médio Parnaíba (BDMP), de Boa Esperança (BDBE) e Itaueiras (BIT), respectivamente, $476 \text{ t N} \cdot \text{ano}^{-1}$, $317 \text{ t N} \cdot \text{ano}^{-1}$ e $263 \text{ t N} \cdot \text{ano}^{-1}$.

As cargas estimadas de P, a partir das perdas do nutriente presente nos fertilizantes aplicados nas culturas agrícolas das sub-bacias, corresponderam a $3.797 \text{ t P} \cdot \text{ano}^{-1}$ nas Difusas do Alto Parnaíba, seguida das sub-bacias de Balsas com $2.758 \text{ t P} \cdot \text{ano}^{-1}$, Longá/Parnaíba, $2.517 \text{ t P} \cdot \text{ano}^{-1}$, Uruçuí Preto, $1.953 \text{ t P} \cdot \text{ano}^{-1}$, Canindé/Piauí,

1.681 t P.ano⁻¹, Gurguéia, 1.211 t P.ano⁻¹, Poti, 1.030 t P.ano⁻¹, Dif. de Boa Esperança, 412 t P.ano⁻¹, Dif. do Médio Parnaíba, 356 t P.ano⁻¹ e Itaueiras (100 t P.ano⁻¹).

Figura 19 – Cargas estimadas de nitrogênio (a) e fósforo (b), em t.ano⁻¹, a partir do uso de fertilizantes nas principais culturas agrícolas praticadas na Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.



Siglas: Bacia do Gurguéia (BGG), Bacia do Uruçuí Preto (BUP), Bacia de Balsas (BB), Bacia difusa de Boa Esperança (BDBE), Bacia difusa do Alto Parnaíba (BDAP), Bacia do Itaueiras (BIT), Bacia do Canindé/Piauí (BCP), Bacia do Poti (BP) Bacia Difusa do Médio Parnaíba (BDMP), Bacia do Longá/Parnaíba (BLP).

Fonte: O autor.

Considerando a divisão por sub-regiões hidrográficas, as principais áreas produtoras de grãos da bacia do Parnaíba estão inseridas na Macrorregião do Cerrado, mais especificamente nos Territórios de Desenvolvimento dos Tabuleiros do Alto Parnaíba e da Chapada das Mangabeiras (CODEVASF, 2006), no Alto Parnaíba, envolvendo as sub-bacias dos rios Gurguéia (BGG), de Balsas (BB), Uruçuí Preto (BUP) e Difusas do Alto Parnaíba (BDAP). Neste setor a atividade agrícola ocupa em torno de 7,7% da área, e segue em robusta expansão, principalmente em virtude do avanço da agricultura mecanizada com uso intensivo de insumos químicos nas culturas de soja, algodão e milho. As cargas estimadas para este setor, foram iguais a 6.160 t N.ano⁻¹, ou 42% do total, e 10.231 t P.ano⁻¹, ou 65% do total. Estas cargas correspondem a fatores de emissão para a sub-região do Alto Parnaíba, em função das áreas cultivadas, de 542,8 kg N.km⁻².ano⁻¹ e 901,6 kg P.km⁻².ano⁻¹.

As cargas totais de N e P, estimadas para o Médio Parnaíba, corresponderam a 4.984 t N.ano⁻¹, ou 34%, e 3.067 t P.ano⁻¹, ou 19,4% do total emitido. Os fatores de emissão da atividade para a bacia foram iguais a 749,7 kg N.km⁻².ano⁻¹ e 461,3 kg P.km⁻².ano⁻¹. Este setor da bacia, apresenta limitações para o desenvolvimento da agricultura, principalmente em

virtude da fronteira seca, região com índice pluviométrico inferior a 700 mm.ano⁻¹, consequentemente, apenas 4,7% da área tem uso agrícola.

No Baixo Parnaíba, a área ocupada pelas lavouras ficaram em torno de 7,7% ou 331.730 há (IBGE, 2012c). A sub-bacia do Longá/Parnaíba (BLP) é responsável pela maior emissão de nitrogênio, a partir do uso agrícola da terra, totalizando 3.524 t N.ano⁻¹ ou 24% do total, o que corresponde um fator de emissão pela atividade de 1.062,4 kg N.km⁻².ano⁻¹. A contribuição expressiva se deve, principalmente, as grandes áreas utilizadas pela rizicultura (6.513 ha) e plantio da cana-de-açúcar (30.871 ha), culturas cujas exigências agrônômicas de nitrogênio são elevadas, cerca de 90 e 180 kg N.ha⁻¹, respectivamente (EMBRAPA, 2012). Em relação ao fósforo a carga estimada foi de 2.517 t.ano⁻¹, ou 16% do total, o que representa fator de emissão pela atividade agrícola de 758,8 kg P.km⁻².ano⁻¹ para a bacia.

A variedade de recomendações de adubação e a diversidade de fatores que podem influenciar as perdas por lixiviação de fertilizantes dos sistemas agrícolas representa uma fonte significativa de incertezas no modelo de estimativas por fatores de Emissão. Por exemplo, HOWART *et al.* (1996), registraram perdas de 10% a 40% em argissolos, e de 25% a 80% em solos arenosos de regiões temperadas do Atlântico Norte. Em solos tropicais do Sudeste brasileiro perde-se de 6% a 20% de P e de 26% a 32% de N nos fertilizantes aplicados (MALAVOLTA & DANTAS, 1980; SILVA, 1996).

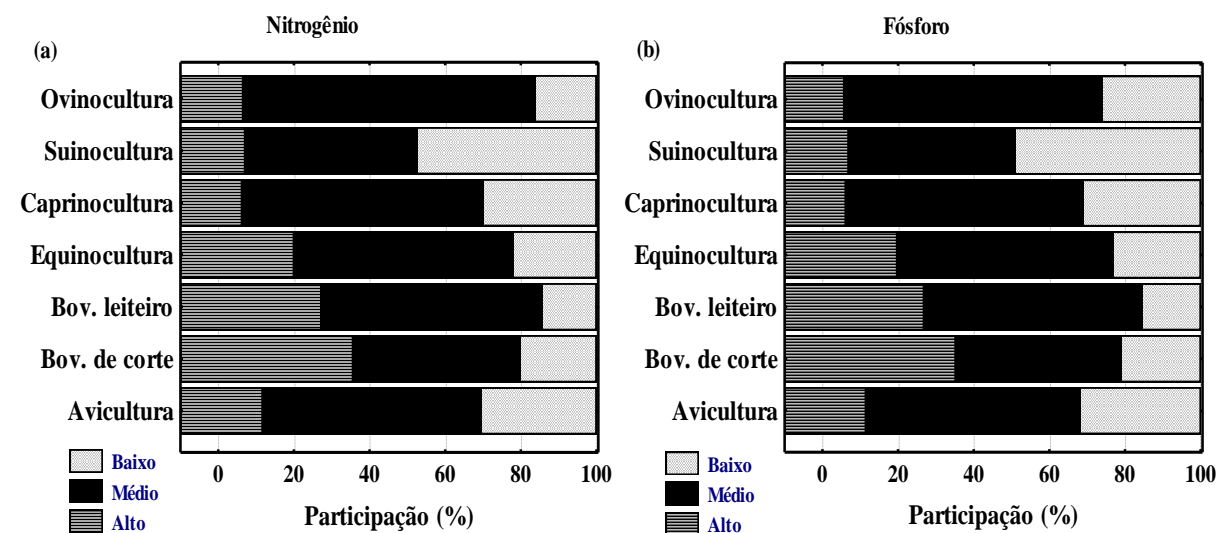
6.2.5 Emissões antrópicas: pecuária

As cargas totais de N e P (t.ano⁻¹), a partir da pecuária praticada na bacia do rio Parnaíba, apresentaram valores expressivos (equação 9), atingindo a carga líquida de 31.990 t N.ano⁻¹, corrigida pela volatilização de amônia dos resíduos (equação 10), a partir de fatores de emissão específicos para cada tipo de dejetos animal (EMBRAPA, 2004; SILVA GALVÃO; SALCEDO; OLIVEIRA, 2008). Por sua vez as cargas estimadas para o P, totalizaram 11.631 t P.ano⁻¹. Resultando em fatores de emissão para a bacia do Parnaíba de 96,5 kg N.km⁻².ano⁻¹ e 35,1 kg P.km⁻².ano⁻¹. Estes resultados indicam que essa atividade é a mais importante fonte antrópica de nutrientes para os solos e eventualmente para as águas superficiais. Onde outra parte das emissões é depositada nos solos, incorporada pelas plantas e, no caso do nitrogênio, perdida para a atmosfera (IPCC, 2006).

A pecuária é a atividade socioeconômica mais significativa em toda a bacia do Parnaíba, principalmente à criação de bovinos, caprino e suínos. Considerando as contribuições de cada tipo de criação pecuária desenvolvida na bacia do rio Parnaíba, a partir

dos dados tabelados no Apêndice J, são apresentadas graficamente na Figura 20(a) e (b), as contribuições percentuais de cada tipo de cultura em relação às emissões totais de N e P para os diferentes setores da bacia do Parnaíba.

Figura 20 – Participação percentual dos diferentes rebanhos nas emissões totais de N e P pela pecuária, para os diferentes setores da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.



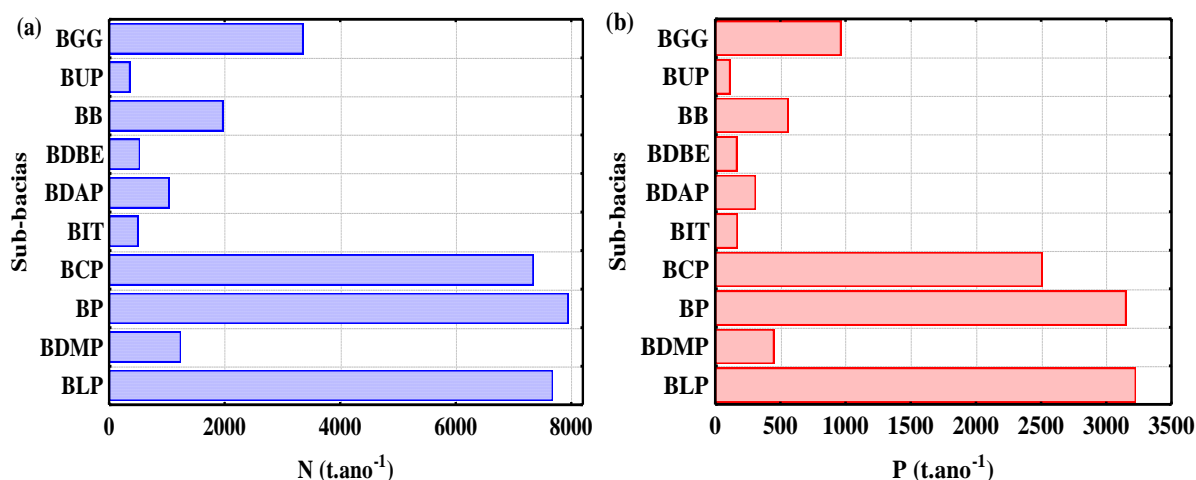
Fonte: O Autor.

A bovinocultura de corte e a avicultura são as atividades que mais contribuíram para o total das cargas de N e P estimadas para a bacia, respectivamente, $15.958 \text{ t.ano}^{-1}$ e 6.792 t.ano^{-1} de nitrogênio e, 3.903 t.ano^{-1} e 4.231 t.ano^{-1} de fósforo. As seguintes em importância, foram a criação de equinos e suínos, com cargas iguais a 2.321 t.ano^{-1} e 1.967 t.ano^{-1} , para o nitrogênio e, 879 t.ano^{-1} e 881 t.ano^{-1} , para o fósforo. Em relação às demais atividades consideradas neste inventário, a bovinocultura leiteira, ovinocultura e caprinocultura contribuíram com cargas, iguais a 1.780 t.ano^{-1} , 1.644 t.ano^{-1} e 1528 t.ano^{-1} , de nitrogênio, e a 444 t.ano^{-1} , 674 t.ano^{-1} e 619 t.ano^{-1} , de fósforo.

A Figura 21(a) e (b), permite visualizar as sub-bacias mais críticas em relação às cargas de N e P, a partir dos dejetos da pecuária. As sub-bacias com maior potencial exportador de nutrientes e, conseqüentemente, com maiores fatores de emissão foram as dos rios Poti (BP) e Longá/Parnaíba (BLP), com valores iguais a $156 \text{ kg N.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ e $179 \text{ kg N.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ e $62 \text{ kg P.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ e $75 \text{ kg P.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$. Estas emissões são superiores as verificadas para outras bacias do nordeste, como as do rio de Contas no Estado da Bahia, $32 \text{ kg N.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ e $23 \text{ kg P.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ (PAULA *et al.*, 2010) e do rio Jaguaribe no Estado do Ceará, $84 \text{ kg N.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ e $52 \text{ kg P.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ (LACERDA *et al.*, 2008).

De maneira semelhante, as sub-bacias dos rios Canindé/Piauí (BCP) e Difusas do Médio Parnaíba (BDMP), apresentam fatores de emissão expressivos, 96 kg P.km⁻².ano⁻¹ e 93 kg N.km⁻².ano⁻¹ e 33 kg P.km⁻².ano⁻¹ e 34 kg P.km⁻².ano⁻¹, respectivamente. No extremo oposto, a sub-bacia do rio Uruçuí Preto (BUP), recebe menor aporte de N e P a partir da pecuária, correspondendo a emissões de 23 kg N.km⁻².ano⁻¹ e 7,3 kg P.km⁻².ano⁻¹, portanto, no contexto regional, esta sub-bacia sofre baixo impacto por essa atividade antrópica.

Figura 21 – Cargas estimadas de nitrogênio (a) e fósforo (b), em t.ano⁻¹, a partir dos dejetos da pecuária por sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.



Sub-bacias: Bacia do Gurguéia (BGG), Bacia de Balsas (BB), Bacia do Uruçuí Preto (BUP), Bacia difusa de Boa Esperança (BDBE), Bacia difusa do Alto Parnaíba (BDAP), Bacia do Itaueiras (BIT), Bacia do Canindé/Piauí (BCP), Bacia do Poti (BP) Bacia Difusa do Médio Parnaíba (BDMP), Bacia do Longá/Parnaíba (BLP).

Fonte: O autor.

Em termos de contribuição relativa de cada setor da bacia, verifica-se que o Médio Parnaíba tem a maior parcela de participação nas emissões, fornecendo em torno de 52% do nitrogênio e 52,5% do fósforo emitido pela atividade pecuária, correspondendo a 16.535,4 t N.ano⁻¹ e 6.112,7 t P.ano⁻¹. Este setor se concentra a maior parte do rebanho bovino (45%), caprino (63%), ovino (78%) e de aves (55%) de toda a bacia do Parnaíba. A participação percentual do Alto e do Baixo Parnaíba no total das cargas estimadas para o nitrogênio, foram semelhantes, ficando em torno de 24%, ou, 7.772,3 t.ano⁻¹ e 7.681,4 t.ano⁻¹, do nutriente. Para o fósforo as cargas estimadas totalizaram 2.291,2 t.ano⁻¹ (19,7%), para o Alto Parnaíba e 3.227,0 t.ano⁻¹ (27,7%), para o Baixo Parnaíba.

Analisando este resultado em função das três regiões fisiográficas (alto, médio e baixo Parnaíba), verifica-se que a sub-região do Médio Parnaíba apresenta as maiores emissões, 49,9 kg N.km⁻².ano⁻¹ e 18,4 kg P.km⁻².ano⁻¹. As demais sub-regiões exibem

resultados semelhantes, com fatores de emissão de $23,4 \text{ kg N.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ e $6,9 \text{ kg P.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$, para o Alto Parnaíba e $23,2 \text{ kg N.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ e $9,7 \text{ kg P.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$, para o Baixo Parnaíba.

As emissões expressivas de N e P, verificadas para a bacia do Parnaíba, justificam-se pela vocação econômica da região, principalmente a bovinocultura nas terras do Piauí e Maranhão. Historicamente, o desenvolvimento econômico da região, ocorreu a partir da criação de gado as margens dos principais afluentes e do próprio rio Parnaíba. A criação de gado foi, em grande parte, quem determinou a distribuição demográfica, a disponibilidade de mão-de-obra, capitais e a própria estrutura fundiária tendo como principais produtos, os derivados do gado (CODEVASF, 2006).

Finalmente, é importante esclarecer que, o total de amônia emitida para a atmosfera, calculada com uso da equação (10), foi de $5.941 \text{ t N-NH}_3.\text{ano}^{-1}$, constituindo uma saída importante em ambientes de clima tropical, a partir dos dejetos da produção pecuária. Segundo HAO, CHANG e LARNEY; (2004), a maior parte das perdas de nitrogênio dos dejetos dos rebanhos ocorre por volatilização de amônia (95%) e o restante na forma de óxido nitroso, um gás de efeito estufa. Segundo MALAVOLTA (1979), durante o processo de fermentação do esterco, perdem-se até 60% do nitrogênio, na forma de amônia para a atmosfera, em um período de quatro meses. Desta forma, a carga de N-NH₃ volatilizada a partir dos dejetos da atividade pecuária, representa um fluxo antrópico de nitrogênio para a atmosfera e, portanto, foi subtraído do total calculado para as emissões naturais por deposição atmosférica.

O clima quente e úmido registrado na região NE do Brasil, com temperatura média anual em torno de 27°C , favorece maiores emissões por volatilização. Neste estudo, a perda média foi de 61% do N aportado na bacia pelos dejetos animais, valor na faixa reportada para perdas por volatilização de N (NH₃ e NO_x) indicadas pelo *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories* (IPCC, 2006). Entretanto, estudos similares, realizados em outras bacias do NE do Brasil (LACERDA *et al.*, 2006; 2008; NORIEGA & ARAUJO, 2009; PAULA *et al.*, 2010) não levaram em consideração a saída de N por volatilização e podem ter superestimado as emissões de N por esta atividade.

6.2.6 Emissões antrópicas: piscicultura da Tilápia do Nilo

A piscicultura é uma das atividades do agronegócio que, nos últimos anos, vem se desenvolvendo em todo o Nordeste e, conseqüentemente, no Vale do Parnaíba, como forma a

atender a demanda do mercado consumidor em expansão, principalmente, pelo declínio da pesca extrativista continental.

Segundo dados da Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca – SEAP, disponíveis no Plano Estadual de Recursos Hídricos do Piauí – PERH/PI (SEMAR, 2010), cinco projetos aquícolas estão em operação na bacia do Parnaíba, localizados no Estado do Piauí. Estes projetos estão distribuídos nos municípios de Bocaína na Bacia do Canindé/Piauí (0,22 ha), Parnaíba na região do Baixo Parnaíba (0,30 ha), Piripiri e Piracuruca na Bacia do Longá (3,0 ha) e Porto Alegre do Piauí nas Bacias Difusas da Barragem de Boa Esperança (2,0 ha). A principal espécie de peixe cultivada é a Tilápia do Nilo, em regime superintensivo em tanques-rede. A área total explorada atingiu 5,52 ha em 2009, resultando numa produção de pescado da ordem de 366 toneladas.

As estimativas referentes a esta produção, demonstram, que a atividade, por ser pouco desenvolvida na região, ainda apresenta cargas consideravelmente inferiores a outras áreas do Nordeste do Brasil, como no Estado do Ceará. As cargas estimadas foram de 35,4 t N.ano⁻¹ e 0,7 t P.ano⁻¹, que em função da área de cultivo, representam fatores de emissão de 6.400 kg N. ha⁻¹.ano⁻¹ e 129 kg P.ha⁻¹.ano⁻¹, onde o Baixo Parnaíba contribui com cerca de 60% das emissões, seguido do Alto com 36% e 4% relativo ao setor Médio da bacia. No entanto, apesar de emissões ainda pequenas, deve-se considerar os efeitos cumulativos dos aportes de N e P em sistemas lênticos, visto que a principal função das barragens na região é o abastecimento público.

6.2.7 Emissões antrópicas: carcinicultura.

As fazendas de camarão são expressivas fontes de exportação de nutrientes, com potenciais efeitos adversos para os ambientes costeiros (THOMAS *et al.*, 2010). A atividade se utiliza de grandes quantidades de ração para a manutenção de elevadas taxas de produtividade. Além disso, o volume e a qualidade dos efluentes, gerados pelas fazendas de cultivo, dependem do tipo de manejo e intensificação adotados, ou seja, quanto mais intensivo, maior o lançamento de efluentes no corpo receptor (CUNHA, 2010).

Dados disponíveis no Plano Estadual de Recursos Hídricos do Piauí (SEMAR, 2010), indicam que a carcinicultura, praticada no Delta do Parnaíba, ocupa uma área de cultivo de 754 ha, distribuídos entre os estados do Maranhão e Piauí (SAMPAIO *et al.*, 2008) e que representa 54,6% da produção aquícola, ou seja, 2.541 t. ano⁻¹, para uma produtividade de 3.383 kg.ha⁻¹.ano⁻¹. As estimativas de cargas relativas à carcinicultura

praticada no Delta do Rio Parnaíba, são apresentadas na Tabela 7, as quais são comparadas a outras áreas do litoral NE do Brasil.

Considerando o tipo de cultivo mais comumente adotado na região Nordeste (intensivo), utilizamos fatores de emissão gerados a partir das concentrações nutrientes particulares para esse tipo de manejo. As emissões correspondentes à área de cultivo foram da de 240 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹ e 20 kg P. ha⁻¹.ano⁻¹, e são semelhantes àqueles de outras áreas do Nordeste do Brasil (LACERDA *et al.*, 2006; 2008; CUNHA, 2010). A aquacultura, em particular a carcinicultura, apresenta grande importância econômica para alguns estados do Nordeste brasileiro. Portanto, a determinação das cargas de N e P emitidas pela atividade é fundamental na determinação da capacidade de suporte dos estuários onde as fazendas estão instaladas.

Tabela 7 – Comparação das estimativas de cargas (t.ano⁻¹) de N e P, a partir das fazendas de camarão instaladas em áreas costeiras nos estados do Ceará, Maranhão, Piauí e Rio Grande do Norte.

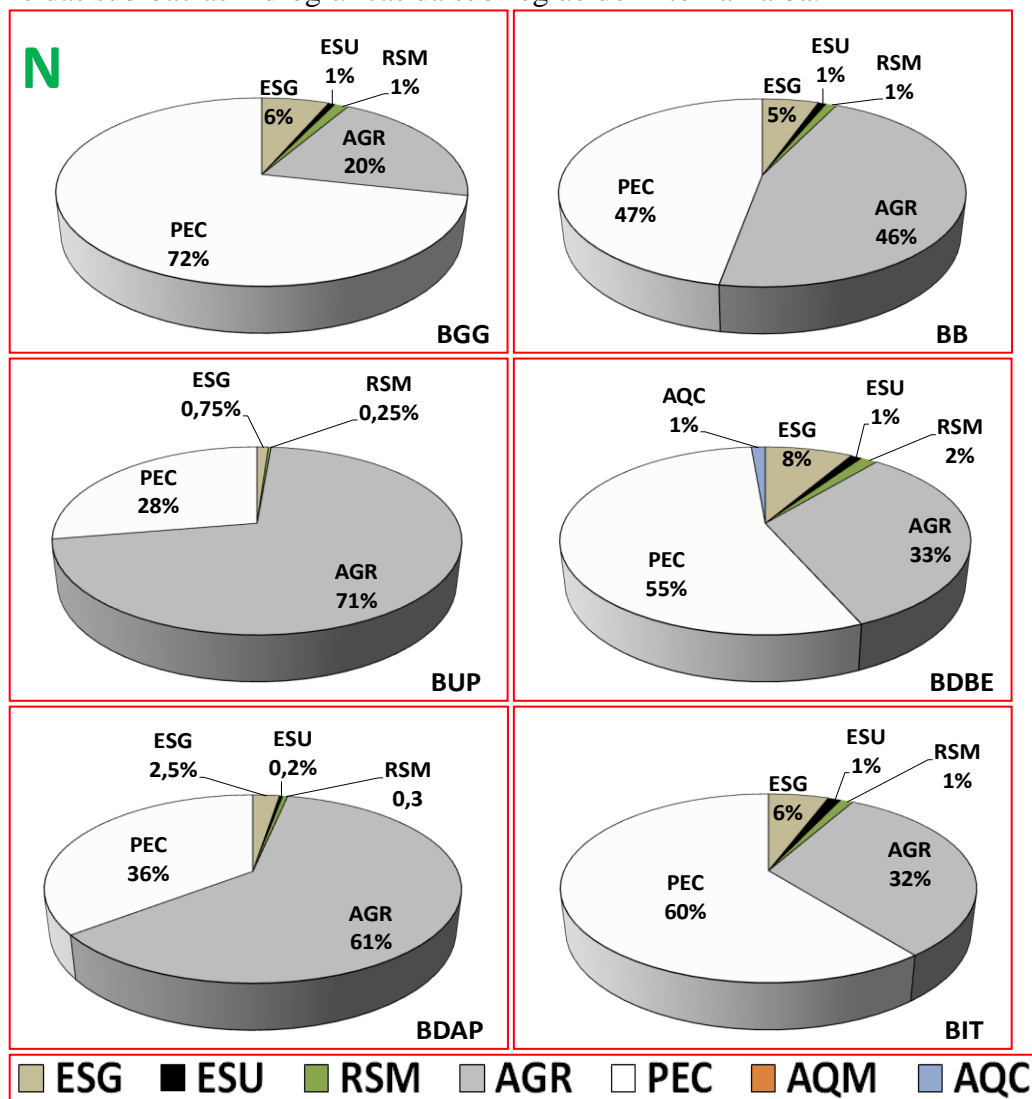
Bacia	Área de Cultivo (ha)	Carga total (t.ano ⁻¹)	
		N	P
Baixo Parnaíba/PI/MA ¹	754 ⁵	181	15
Jaguaribe/CE ²	1.640	346	29
Acaraú/CE ²	743	188	16
Açú/RN ³	1.679	411	35
Curimataú/RN ³	1.070	248	23
Potengi/RN ⁴	753	202	15

¹PAULA FILHO (este estudo); ²LACERDA *et al.*, (2008); ³LACERDA *et al.*, (2006); ⁴CUNHA (2010); ⁵SAMPAIO *et al.*, (2008)

6.3 Importância relativa das fontes antrópicas

A carga total de N e P antrópico, emitida para a bacia do Parnaíba, a partir dos diferentes vetores antrópicos, correspondeu a 55.830 t N.ano⁻¹ e 29.759 t P.ano⁻¹. Os gráficos das Figuras 22 e 23, mostram a participação percentual das emissões das fontes antrópicas de N e P consideradas no inventário para as sub-bacias do Alto Parnaíba. Nelas, a estrutura econômica é sustentada por uma forte produção agropecuária que, de acordo com a CODEVASF (2010), atinge a 46% das riquezas produzidas na sub-região.

Figura 22 – Contribuições relativas de N por diferentes vetores antrópicos considerados no inventário das sub-bacias hidrográficas da sub-região do Alto Parnaíba.



^aVetores antrópicos: esgotos sanitários (ESG); escoamento superficial urbano ou runoff (ESU); resíduos sólidos municipais (RSM); agricultura (AGR); pecuária (PEC); aquicultura marinha (AQM) e aquicultura costeira (AQC).

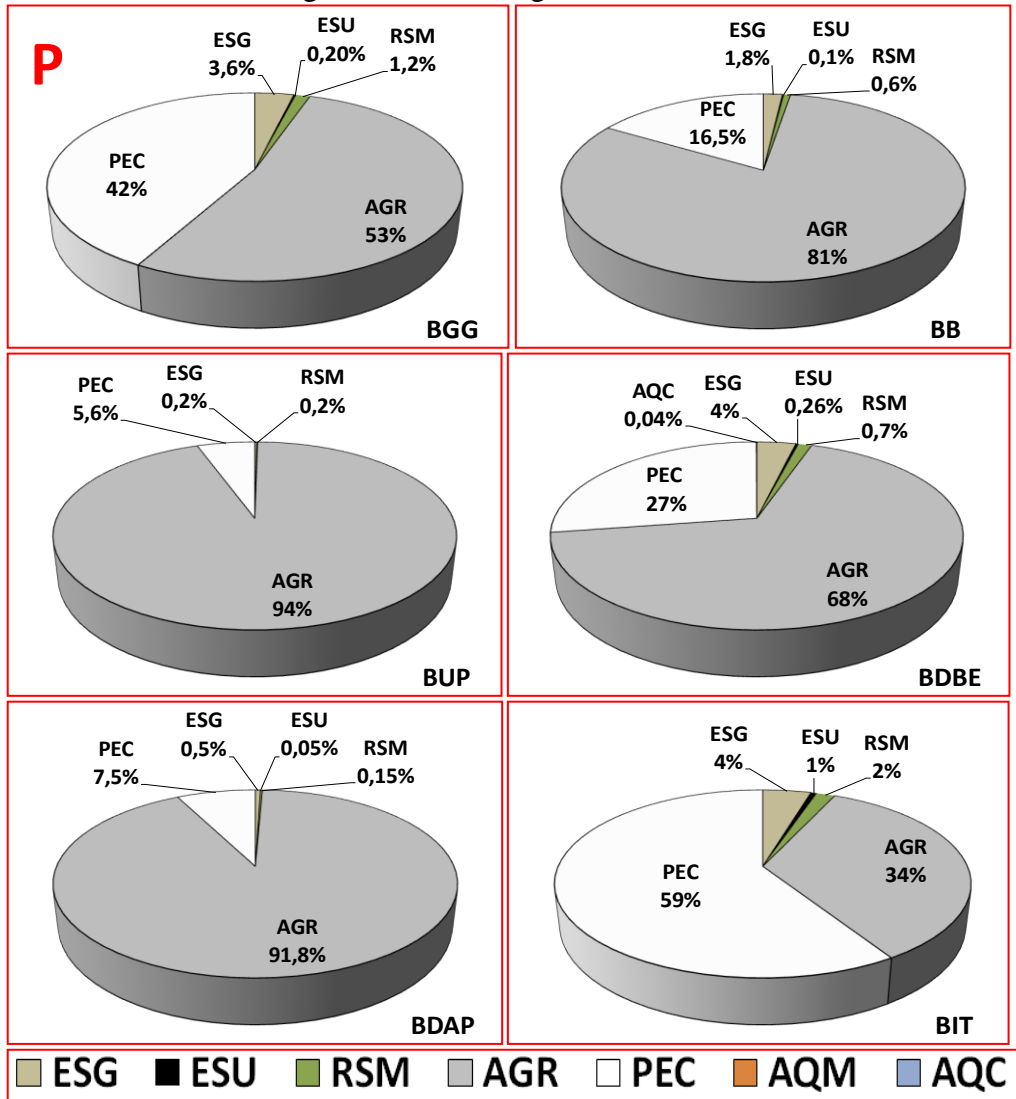
Fonte: O Autor.

As estimativas para a sub-região do Alto Parnaíba, demonstraram que as seis sub-bacias que a compõem, contribuíram em conjunto com $14.915 \text{ t N.ano}^{-1}$ e $12.816 \text{ t P.ano}^{-1}$, representando 27% e 43% das entradas de nitrogênio e fósforo por fontes antrópicas.

Notadamente, a agricultura apresenta forte contribuição nas bacias mais ao Sudoeste da sub-região, principalmente no chamado Território de desenvolvimento dos Tabuleiros do Alto Parnaíba (CODEVASF, 2010), que envolve as sub-bacias dos rios de Balsas, Uruçuí Preto e Difusas do Alto Parnaíba e da Barragem de Boa Esperança. Nelas identificam-se contribuições elevadas de fósforo, em média superiores a 80%.

Contribuições significativas de N e P, a partir da pecuária, são observadas, nas sub-bacias dos rios Gurgéia e Itaueiras. Nelas a agricultura praticada é principalmente de subsistência, exceto por algumas áreas de agricultura mecanizada. A pecuária é realizada de forma extensiva (CODEVASF, 2006, 2010).

Figura 23 – Contribuições relativas de P por diferentes vetores antrópica considerados no inventário das sub-bacias hidrográficas da sub-região do Alto Parnaíba.



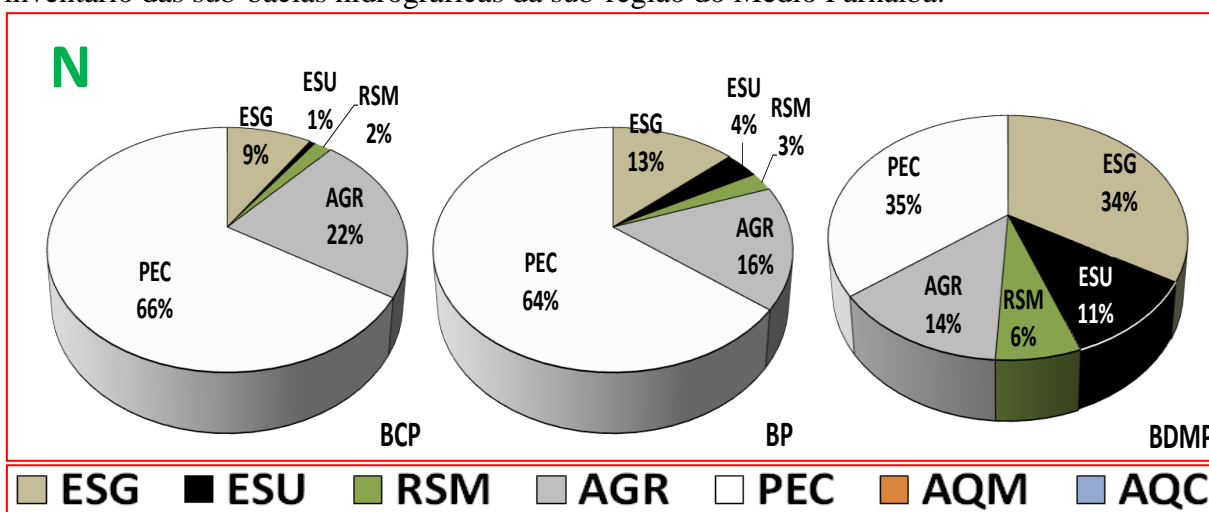
a. Vetores antrópicos: esgotos sanitários (ESG); escoamento superficial urbano ou runoff (ESU); resíduos sólidos municipais (RSM); agricultura (AGR); pecuária (PEC); aquicultura marinha (AQM) e aquicultura costeira (AQC).
 Fonte: O Autor.

A baixa densidade populacional da região e a menor urbanização, relativamente às sub-regiões do Médio e Baixo Parnaíba, resultam em menores emissões por esgotos sanitários (ESG), resíduos sólidos (RSM) e *runoff* urbano (ESU) vetores tipicamente de maior peso urbano. Neste sentido, as sub-bacias BGG e BIT merecem especial atenção em relação a

menor capacidade de suporte para o lançamento de esgotos sanitários *in natura*, em virtude da menor capacidade de diluição pela diminuição significativa das vazões no período de estiagem, 8 e 0,9 m³.s⁻¹, respectivamente. É, portanto, necessária à melhoria do gerenciamento das fontes pontuais por despejos sanitários nos cursos d'água dos vales dos rios Gurguéia e Itaeiras.

As Figuras 24 e 25, apresentam a participação percentual de cada fonte antrópica para o total das emissões para o Médio Parnaíba. As três sub-bacias que compõem esta sub-região hidrográfica, em conjunto, emitem 27.006 t N.ano⁻¹ ou 48% do nitrogênio e 10.778 t P.ano⁻¹ ou 36% do fósforo.

Figura 24 – Contribuições relativas de N por diferentes vetores antrópica considerados no inventário das sub-bacias hidrográficas da sub-região do Médio Parnaíba.



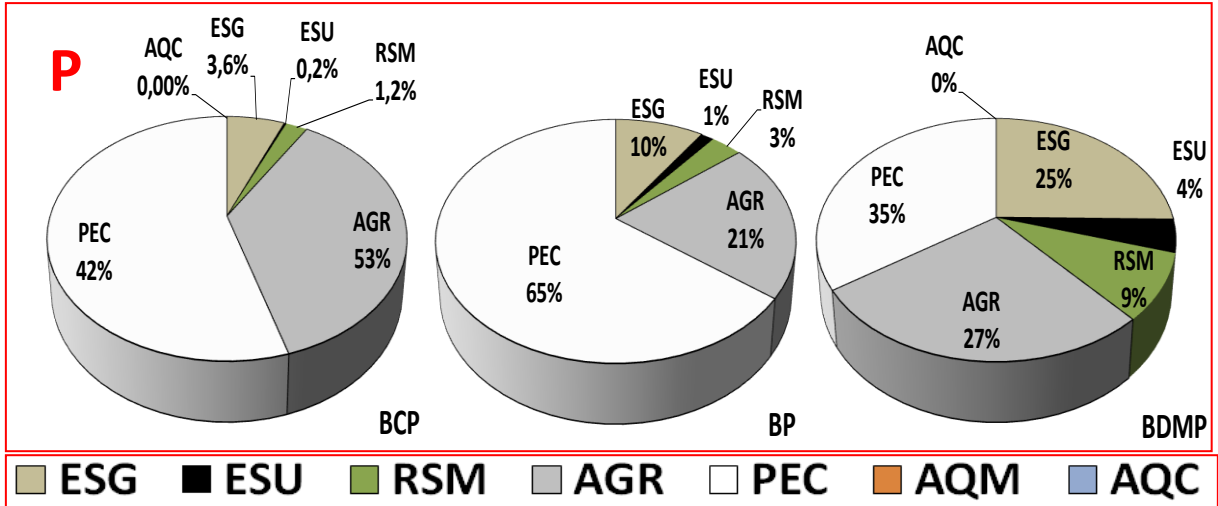
^a Vetores antrópicos: esgotos sanitários (ESG); escoamento superficial urbano ou runoff (SEU); resíduos sólidos municipais (RSM); agricultura (AGR); pecuária (PEC); aquicultura marinha (AQM) e aquicultura costeira (AQC). Fonte: O Autor.

O Médio Parnaíba apresenta expressiva participação das atividades pecuárias em sua economia, principalmente a criação de caprinos, ovinos, bovinos e aves, conferindo uma forte contribuição desta atividade para as cargas de N e P. Todavia há aumento da participação relativa das fontes pontuais por esgotos sanitários e resíduos sólidos e das difusas por *runoff* urbano, na sequência BCP < BP < BDMP, com conseqüente redução da participação de vetores rurais (agricultura e pecuária). Na BDMP, onde os maiores centros urbanos da região estão inseridos. A participação dos vetores eminentemente rurais é, naturalmente inferior.

O maior adensamento urbano na BDMP (densidade demográfica 58 hab.km⁻²), reflete no aumento da contribuição relativa das emissões por esgotos sanitários, 34% do N e

25% do P. Neste setor, o rio Panaíba é utilizado como fonte para o abastecimento público dos dois principais centros urbanos da sub-região, Teresina/PI e Timon/MA.

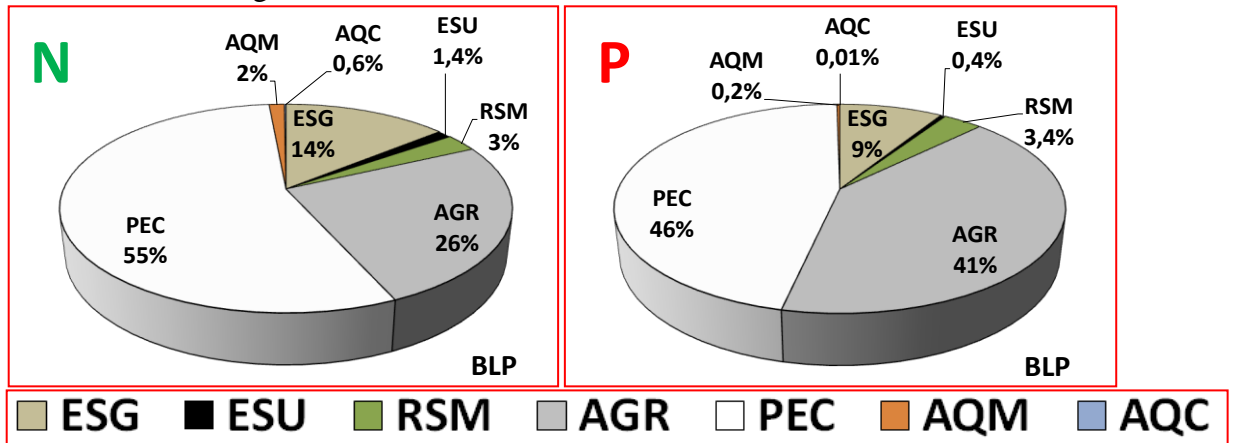
Figura 25 – Contribuições relativas de P por diferentes vetores antrópicos considerados no inventário das sub-bacias hidrográficas da sub-região do Médio Parnaíba.



^a. Vetores antrópicos: esgotos sanitários (ESG); escoamento superficial urbano ou runoff (SEU); resíduos sólidos municipais (RSM); agricultura (AGR); pecuária (PEC); aquicultura marinha (AQM) e aquicultura costeira (AQC). Fonte: O Autor.

A Figura 26, apresenta a participação percentual de cada fonte antrópica para o total das emissões do Baixo Parnaíba, compreendendo as bacias dos rios Longá/Parnaíba (BLP) e a costeira (Delta do Parnaíba), que de acordo com as estimativas contribuíram em conjunto com 13.909 t N.ano⁻¹ e 6.539 t P.ano⁻¹, representando 25% do N e 21% do P por fontes antrópicas para o Vale do Parnaíba.

Figura 26 – Contribuições relativas de N e P por diferentes vetores antrópicosa considerados no inventário da sub-região do Baixo Parnaíba.



^a Vetores antrópicos: esgotos sanitários (ESG); escoamento superficial urbano ou runoff (SEU); resíduos sólidos municipais (RSM); agricultura (AGR); pecuária (PEC); aquicultura marinha (AQM) e aquicultura costeira (AQC). Fonte: O Autor.

Como nas demais sub-regiões, o maior peso para as emissões antrópicas está no setor primário da economia. Todavia, as emissões relacionadas aos efluentes sanitários e resíduos sólidos são comparáveis aos da sub-região do médio Parnaíba, visto que a densidade populacional é de 30 hab.km⁻², segunda maior do Vale do Parnaíba.

6.4 Síntese das emissões de N e P da bacia do rio Parnaíba

As Tabelas 8 e 9 totalizam os resultados das estimativas obtidos neste inventário de cargas por fontes naturais e antrópicas de nitrogênio e fósforo (t.ano⁻¹) para todas as 10 sub-bacias que compõem a Região Hidrográfica do Parnaíba.

As estimativas de carga total (natural + antrópico), emitida a partir das diferentes fontes consideradas no inventário para a bacia do Parnaíba, corresponderam a 76.033 t N.ano⁻¹ e 36.533 t P.ano⁻¹, resultando em fluxos anuais de 229 t N.km⁻².ano⁻¹ e 110 t P.km⁻².ano⁻¹. Em termos relativos às fontes antrópicas contribuíram com 74,4% do nitrogênio e 82,5% do fósforo emitido para a bacia do Parnaíba e que podem atingir a Costa Atlântica Equatorial da bacia, na região do Delta do Parnaíba.

A influência antrópica na emissão de elementos químicos é descrita para várias bacias fluviais do Brasil, estando relacionada às atividades socioeconômicas específicas de cada região. Os resultados obtidos para a bacia do rio Parnaíba são comparados a estudos correlatos realizados em outras bacias exorreicas da costa brasileira, submetidas a diferentes intensidades de uso da terra.

Na Costa Nordeste Oriental, NORIEGA & ARAUJO, 2009, determinaram as cargas de N e P de 12 bacias hidrográficas costeiras no Estado de Pernambuco. Seus resultados evidenciaram as fontes antrópicas como sendo de 17 a 112 vezes superiores às fontes naturais, respectivamente para N e P, com predominância dos usos urbanos da terra sobre as cargas emitidas. O lançamento de efluentes nos rios compreendeu a maior fonte de N e P para a costa, alcançando 51% e 45% da carga total de nutrientes exportada.

Na Costa Leste do Brasil, PAULA *et. al.*, 2010, estimou as cargas de N e P exportados da bacia superior para o estuário do rio de Contas, no Sudeste da Bahia. As emissões naturais corresponderam a 516 t.N.ano⁻¹ e 19 t.P.ano⁻¹, enquanto as antrópicas foram 1.783 t. N.ano⁻¹ e 1.669 t. Pano⁻¹, onde as emissões antrópicas contribuem com 78% e 99% do N e P, respectivamente. Neste caso, os resultados evidenciam que os aportes antrópicos, oriundos do uso agrícola da terra no baixo rio de Contas, já superam os naturais despontando a agropecuária como a principal fonte de N e P para o litoral.

Tabela 8 – Síntese das contribuições naturais e antrópicas por diferentes fontes de N (t.ano⁻¹) das sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba.

Sub-bacias	Fontes de Nitrogênio								
	ATM ^a	DSL ^a	ESG ^b	ESU ^b	RSM ^b	AGR ^b	PEC ^b	AQM ^b	AQC ^b
Gurguéia	2.662	987	298	31	59	956	3.358	0	0
Balsas	1.360	519	224	33	41	1.911	1974	0	0
Uruçuí Preto^d	944	268	14	0	3,3	928	362	0	0
D. Boa Esperança	358	151	80	11	15	317	535	0	13
D. Alto Parnaíba	2.672	738	72	10	13	1.785	1.040	0	0
Itaueiras	243	268	47	10	9,7	263	503	0	0
Canindé/Piauí	1.229	1.598	1.016	71	207	2.502	7.344	0	1,4
Poti	2.600	1.242	1.644	451	306	2.006	7948	0	0
D. Médio Parnaíba	837	250	1.179	382	226	476	1244	0	1,2
Longá/Parnaíba	518	759	1.951	167	384	3524	7681	181	20,0
Total	13.424	6.779	6.525	1.166,3	1.264,4	14668	31.990	181	35,6

^a Fontes naturais: deposição atmosférica (ATM); denudação física e química dos solos (DSL); ^b Fontes antrópicas: esgotos sanitários (ESG); escoamento superficial urbano ou runoff (SEU); resíduos sólidos municipais (RSM); agricultura (AGR); pecuária (PEC); aquicultura marinha (AQM) e aquicultura costeira (AQC).

Tabela 9 – Síntese das contribuições naturais e antrópicas por diferentes fontes de P (t.ano⁻¹) das sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba.

Sub-bacias	Fontes de Fósforo								
	ATM ^a	DSL ^a	ESG ^b	ESU ^b	RSM ^b	AGR ^b	PEC ^b	AQM ^b	AQC ^b
Gurguéia	121	932	85	5,0	30	1.211	966	0	0
Balsas	83	503	63	5,0	21	2.758	561	0	0
Uruçuí Preto^d	46	301	4,0	0	2,0	1.953	115	0	0
D. Boa Esperança	19	127	22	1,6	8,0	412	167	0	0,3
D. Alto Parnaíba	118	566	20	1,4	6,4	3.797	312	0	0
Itaueiras	15	166	13	2,0	5,0	100	171	0	0
Canindé/Piauí	124	1324	286	11	106	1.681	2.509	0	0,03
Poti	155	736	462	68	163	1.030	3.152	0	0
D. Médio Parnaíba	41	258	331	57	116	356	452	0	0,02
Longá/Parnaíba	118	648	546	25	208	2.517	3.227	15	0,4
Total	839	5.561	1.832	175	664	15.815	11.631	15	0,8

^a Fontes naturais: deposição atmosférica (ATM); denudação física e química dos solos (DSL); ^b Fontes antrópicas: esgotos sanitários (ESG); escoamento superficial urbano ou runoff (SEU); resíduos sólidos municipais (RSM); agricultura (AGR); pecuária (PEC); aquicultura marinha (AQM) e aquicultura costeira (AQC).

Na Costa Sudeste, que, do ponto de vista sócio-econômico, é mais desenvolvida MOLISANI et al., (2013), determinaram os fluxos de N e P e outros materiais da bacia do Rio Macaé, no Rio de Janeiro. Esta área tem, nas últimas quatro décadas, sofrido um acentuado crescimento econômico, em virtude da expansão da estrutura de produção de petróleo. Os resultados demonstraram que 90% do N e 99% do P exportado pela bacia tem origem antrópica, predominando cargas a partir de fontes pontuais como as águas servidas e resíduos sólidos.

6.5 Comparação entre cargas estimadas e medidas

As Figuras 27 e 28, apresentam diagramas esquemáticos da bacia do Parnaíba, onde são apresentadas as emissões de N e P estimados (\mathcal{F}_e^N) e medidos (\mathcal{F}_m^N). As tabelas disponíveis nos Apêndices K e L, apresentam os valores das cargas ($t.\text{ano}^{-1}$) e fatores de emissão ($\text{kg.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$) calculados a partir das concentrações de NT e PT, vazão de referência ($Q_{95\%}$) e área de drenagem de cada sub-bacia.

As razões entre os valores estimados e medidos variaram entre 2,7 e 8,0 das emissões estimadas para o nitrogênio e entre 1,8 e 6,4 para o fósforo, resultados que espelham as características regionais de uso da terra de cada sub-bacia. O uso do solo para fins agrícolas predomina nas sub-bacias do Alto Parnaíba (BB, BDAP, BUP e BDMP), especialmente, relacionadas ao cultivo intensivo de soja em áreas de Cerrado sobressaindo as fontes difusas de contaminantes. Nos demais setores, apesar das atividades econômicas primárias serem significativas, o incremento populacional contribui consideravelmente com cargas por fontes pontuais, principalmente, de nitratos associados a efluentes e outros despejos urbanos.

Apesar do uso massivo de insumos nitrogenados e fosfatados nos cultivos nos Tabuleiros do Alto Parnaíba, e das entradas por fixação biológica de N, em áreas de Cerrado, que são de $250 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (ALVES; BODDEY; URQUIAGA, 2003), parte das entradas de N e P por essas fontes, e, potencialmente, alguma dos solos, são exportadas da região na forma de grãos colhidos (e.g. milho e soja). Por outro lado, os solos da região são planos, profundos e altamente intemperizados, e, neste caso, a lixiviação de nitrato tende a ser considerável em relação ao escoamento superficial, reduzindo a exportação de nitrato nas águas superficiais (SILVEIRA, 2004). O ânion nitrato é solúvel, pois é fracamente retido pelas cargas positivas dos colóides, tendendo a permanecer na solução do solo. Nesta

condição, o nitrato fica propenso ao processo de lixiviação e, ao longo do tempo, pode haver considerável incremento nos teores do ânion nos mananciais subterrâneos (MMA, 2006a).

Também a retenção de nutrientes, principalmente o P, pelas barragens contribuem para amortecer as cargas de materiais de bacias afluentes e modulam as vazões para as defluentes. No Alto Parnaíba, somente a UHE de Boa Esperança tem uma capacidade de armazenamento de 5,1 bilhões de m³, drena uma área de 87.500 km² e mantém o regime fluvial do rio Parnaíba. Este reservatório retém parte considerável das cargas de nutrientes, matéria orgânica e sedimentos que potencialmente poderiam ser transferidos para jusante. Também no Alto Parnaíba, mais especificamente no alto curso do rio Gurguéia, existe a barragem de Algodões II, com capacidade para 247 milhões de m³. No Médio Parnaíba, há uma maior incidência deste tipo de obra hídrica, principalmente nas sub-bacias dos rios Canindé/Piauí, Longá e Poti com capacidades de armazenamento de 430, 450 e 722 milhões de metros cúbicos de água, respectivamente, potencializando a retenção de nutrientes e outros materiais.

Na maioria das sub-bacias do Vale do Parnaíba, as fontes difusas são consideravelmente maiores que as pontuais, portanto, os mecanismos naturais de retenção também contribuem para atenuar os impactos das cargas emitidas pelas diferentes bacias. Por exemplo, as lagoas e lagos naturais são comuns em toda região. Segundo Aridas/PI (1995), na região do Vale do rio Gurguéia foram identificadas 11 lagoas naturais, onde se destaca a Lagoa de Parnaguá, com 20 km² de área e capacidade para 47 milhões de m³. Na bacia do Itaeiras, as Lagoas do Pavuçu, Flores e Rio Grande, atingem, em conjunto, 21 milhões de m³ de capacidade. Na bacia do Canindé/Piauí, estima-se uma capacidade de armazenamento de água pelas principais lagoas de 123,7 milhões de m³.

Na mesma vertente, as discrepâncias verificadas também podem ser explicadas em função das áreas de várzea dos rios, dos manguezais (*wetlands*) e dos mecanismos de retenção, assimilação e transformação de nutrientes que são intrínsecos a estas áreas (USEPA, 1993). No caso do nitrogênio, perdas expressivas por conversão de NO₃⁻ → N₂ (denitrificação) podem responder entre 30% e 70% da remoção do N transportado no continuum bacia de drenagem-rio-estuário (GALLOWAY *et al.*, 2003).

FILOSO *et al.*, 2003, evidenciaram que a denitrificação, controlou os fluxos de N observados em uma sub-bacia represada integrante da bacia do rio Piracicaba, em São Paulo, onde as taxas de exportação a jusante da barragem foram somente de 25% do total de entradas.

Figura 27 – Diagrama esquemático da bacia do Rio Parnaíba, com emissões de nitrogênio estimadas (\mathcal{F}_e^N) e medidas (\mathcal{F}_m^N), em $\text{kg N.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$.

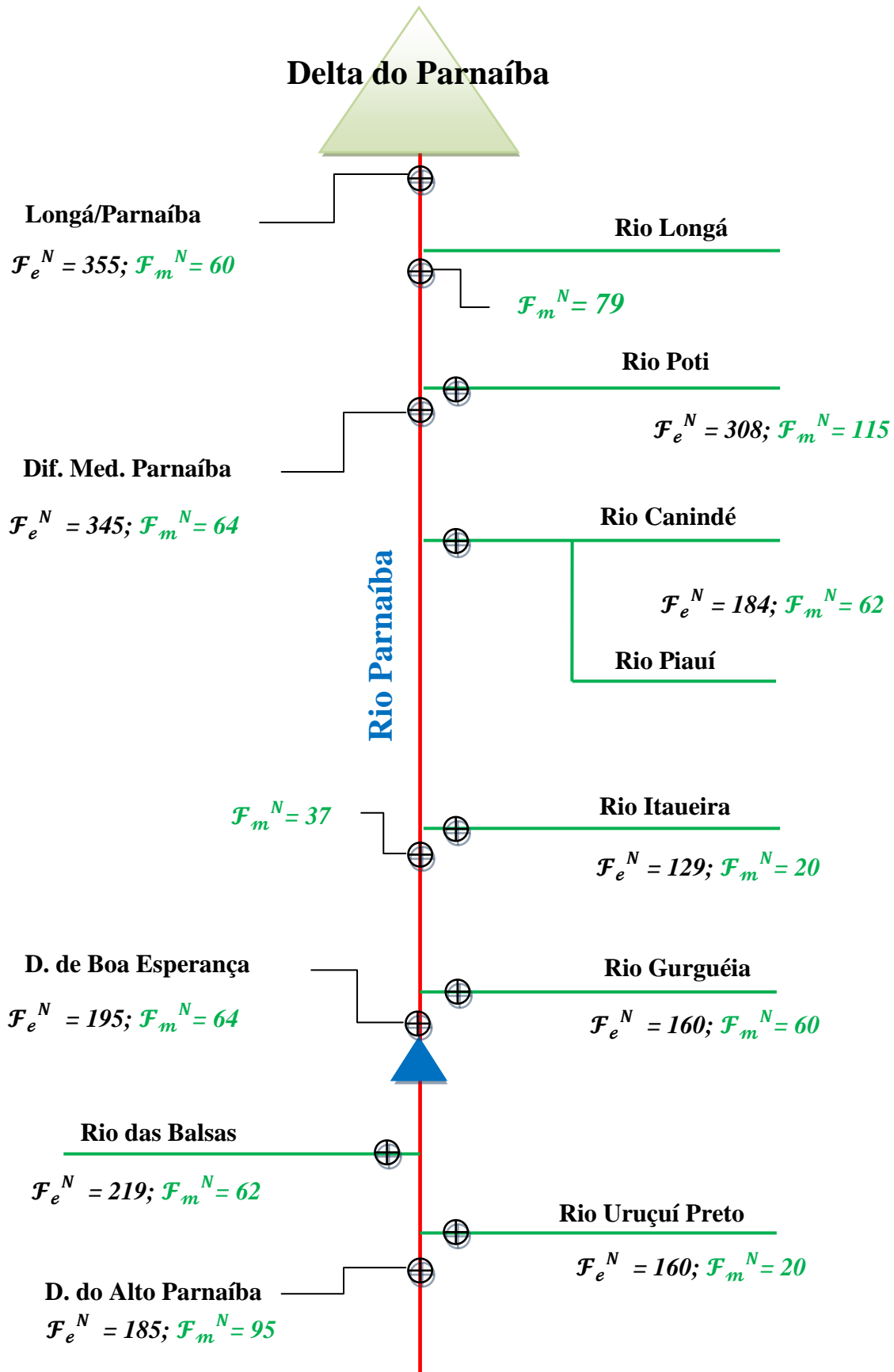
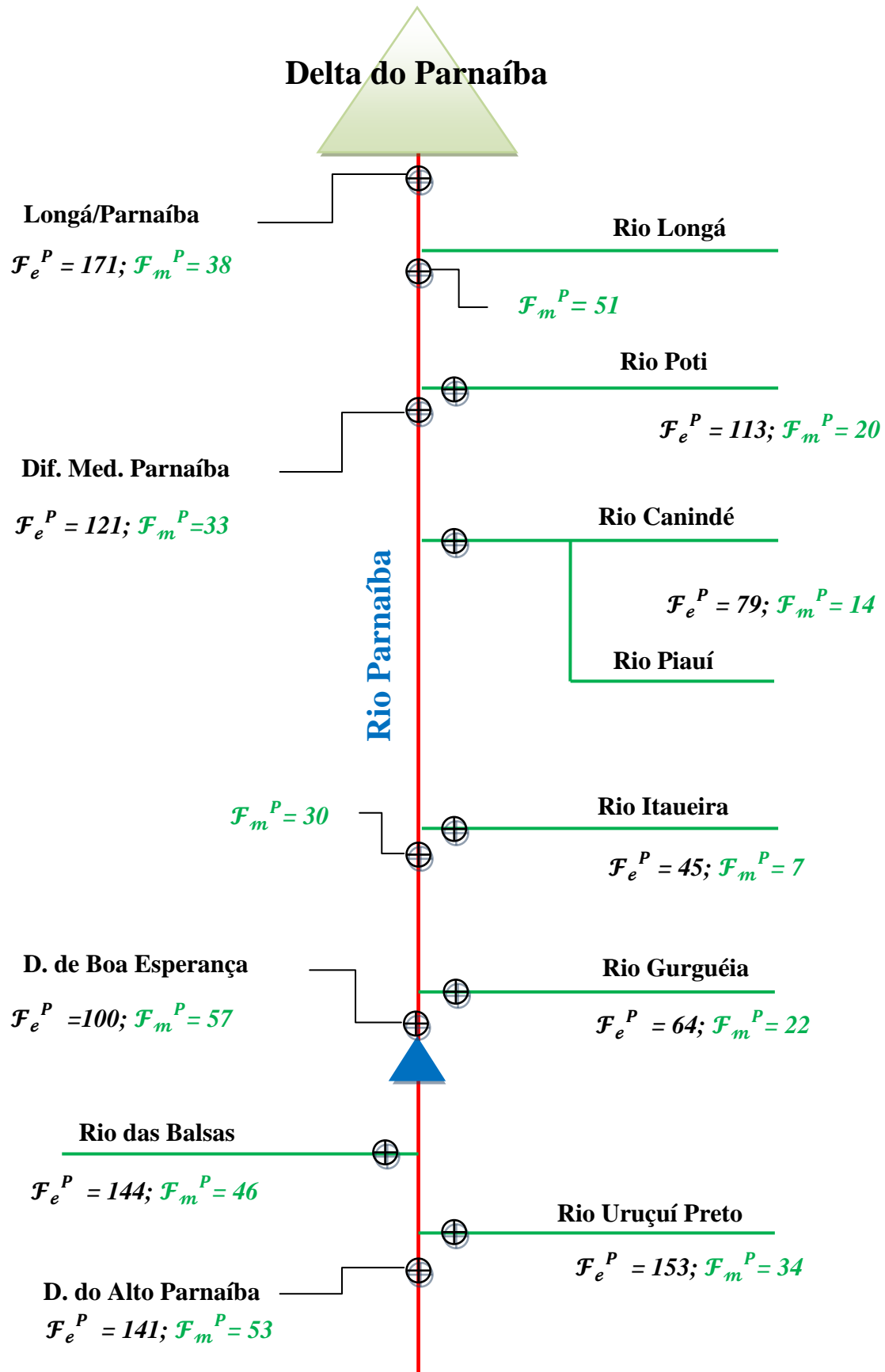


Figura 28 – Diagrama esquemático da bacia do Rio Parnaíba, com emissões de Fósforo estimadas (\mathcal{F}_e^P) e medidas (\mathcal{F}_m^P), em $\text{kg N.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$.



6.6 PARTE 2: Índice de qualidade de água e de estado trófico para classificação dos recursos hídricos da Região Hidrográfica do Parnaíba

Nesta seção, a partir dos dados de monitoramento mensal na sub-bacia do rio Gurguéia, será realizada a análise probabilística de ocorrência de conformidade ou não conformidade da qualidade da água, em relação à Resolução CONAMA nº 357/05 (CONAMA, 2005), com vistas a indicar as variáveis críticas para a qualidade da água do sistema.

Por fim, a identificação das variáveis críticas, possibilitará a aplicação do índice índice mínimo de qualidade (IQA_{Min}), de PESCE & WUNDERLIN (2000). Em relação às condições tróficas dos sistemas, será determinado o índice de estado trófico (IET), de LAMPARELLI (2004). Procura-se, portanto, através do uso destas ferramentas de análise, verificar os efeitos das emissões de N e P, pelos vetores apontados no inventário de fontes (Parte I), sobre a qualidade das águas da bacia do rio Parnaíba.

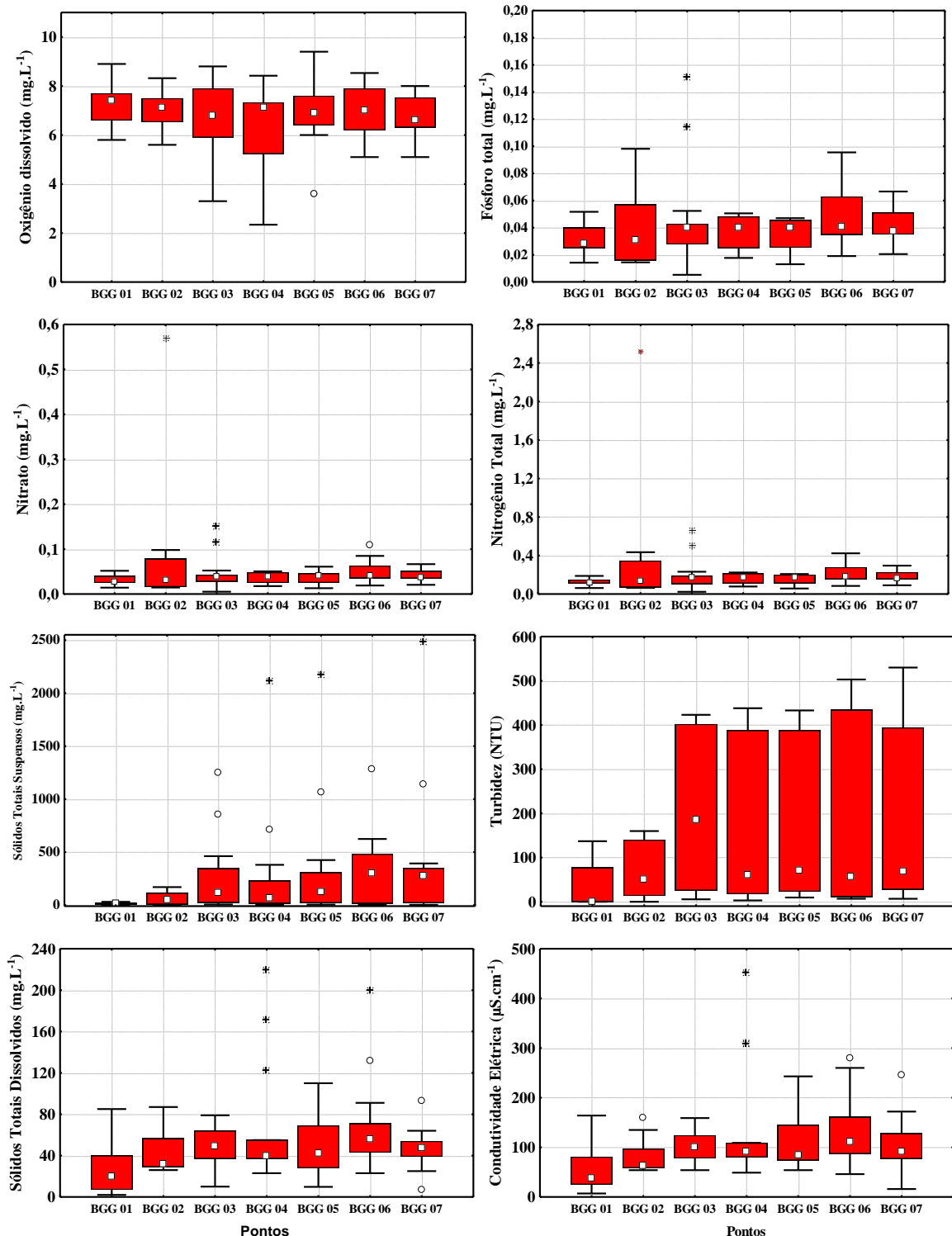
6.7 Análise probabilística de não conformidade das águas da sub-bacia do Rio Gurguéia

Procurando melhor caracterizar o comportamento das variáveis abióticas, elaborar as curvas de permanência de qualidade e dar suporte a determinação do índice mínimo de qualidade (IQA_{Min}), foi realizado o monitoramento anual das águas do rio Gurguéia entre abril de 2012 e março de 2013, com ênfase nos setores Alto e Médio da bacia.

Na Figura 29 são apresentados graficamente, através de *Box-and-Whisker Plots* (gráfico do tipo Box-Plot) os dados monitorados. Esta representação possibilita a observação da faixa de variação dos dados e a detecção de presença de possíveis valores extremos (*outliers*). No Apêndice M, é apresentada uma tabela com as faixas de valores, média e desvio padrão obtidos para cada variável monitorada.

Durante o monitoramento as chuvas foram irregulares, com precipitação total de 667 mm, ou 30% abaixo da média histórica para os últimos 30 anos. A hidroquímica fluvial, foi influenciada pela redução da vazão dos rios e riachos da bacia do rio Gurguéia, em virtude da sua dependência em relação ao regime de chuvas, irregular na ocasião do estudo, quando poucos tributários perenes afluíram para esta bacia.

Figura 29 – Box plots^a das variáveis hidroquímicas monitoradas durante 12 meses (2012-2013) na bacia do rio Gurguéia, principal afluente do rio Parnaíba, NE do Brasil.



^aOs símbolos (°) e (*) representam os *outliers*, cujos valores estão entre os limites dos quartis dentro da faixa até 3x o quartil (°) e acima de 3x o quartil (*). Fonte: O Autor.

O rio Gurguéia é o tributário mais representativo para o rio Parnaíba, na margem direita, que não sofre intervenções por barragens artificiais em seu curso principal, potencializando as transferências de cargas de materiais para jusante (Médio Parnaíba).

Os valores da temperatura correspondem às condições naturais associadas ao clima da região, com faixa entre 20 e 29 °C, de acordo com a época do ano e a hora da amostragem. Da mesma maneira, os valores de pH variaram entre 6,0 e 8,2, dentro da faixa prevista na legislação.

Em relação ao oxigênio dissolvido, apenas 9% das observações foram inferiores a 5,0 mg.L⁻¹. Valores mais baixos foram registrados nos pontos BGG 03 e 04 (OD = 3,3 e 2,3 mg. L⁻¹). O ponto BGG 03, recebe, ao mesmo tempo, a influência das entradas de materiais do rio Curimatá, afluente do rio Gurguéia que drena o extremo Sul da bacia e das áreas em processo de desertificação (núcleo de desertificação de Gilbués). Por outro lado, o ponto BGG 04, se situa a jusante de fontes pontuais de esgotos oriundas da cidade de Bom Jesus. Neste setor, pesquisas apontam que os riachos urbanos afluentes do rio Gurguéia, se apresentam em processo acentuado de eutrofização (LIMA, 2010; RIBEIRO, 2011; PAULA FILHO *et al.*, 2013).

As médias das concentrações de PT foram, em todos os pontos de amostragem, inferiores a 0,1 mg.L⁻¹, exceto em duas amostragens realizadas no ponto BGG 03, nos meses de novembro e dezembro de 2012 (*outliers*), coincidindo com o maior aporte de cargas pelo fluxo fluvial e de materiais terrígenos pelo Núcleo de Desertificação de Gilbués. Todavia, houve aumento da concentração de fósforo, de acordo com o fluxo longitudinal do rio, demonstrando enriquecimento das águas pelo nutriente. As concentrações mínimas foram detectadas no ponto BGG 01, na região das cabeceiras do rio (Chapada das Mangabeiras).

Provavelmente, os *outliers* nos pontos BGG 02 e BGG 03 para o nitrogênio total e nitrato reforçam a influência da erosão do solo exposto em Gilbués sobre a perda de nutrientes para os cursos d'água da região. Além disso, a entrada de cargas adicionais a partir do rio Curimatá, contribuem para explicar as discrepâncias no ponto BGG 03. Todavia, os valores obtidos estão abaixo dos parâmetros da Resolução CONAMA nº 357/05.

A condutividade elétrica e os sólidos totais dissolvidos, apresentaram tendência de crescimento com o aumento da área de drenagem monitorada, ou seja com a progressão dos pontos de amostragem.

Os resultados para turbidez e sólidos totais em suspensão (STS) corroboram na tendência de aumento com o gradiente fluvial, espelhando o aporte de materiais no continuum do rio. Particularmente, a turbidez apresentou significativa variabilidade, principalmente associada ao período chuvoso.

Os pontos extremos verificados para o STS nos pontos BGG 03, 04, 05 e 07, correspondem a amostras coletadas nos meses de maior pluviosidade no período de monitoramento (entre novembro e abril).

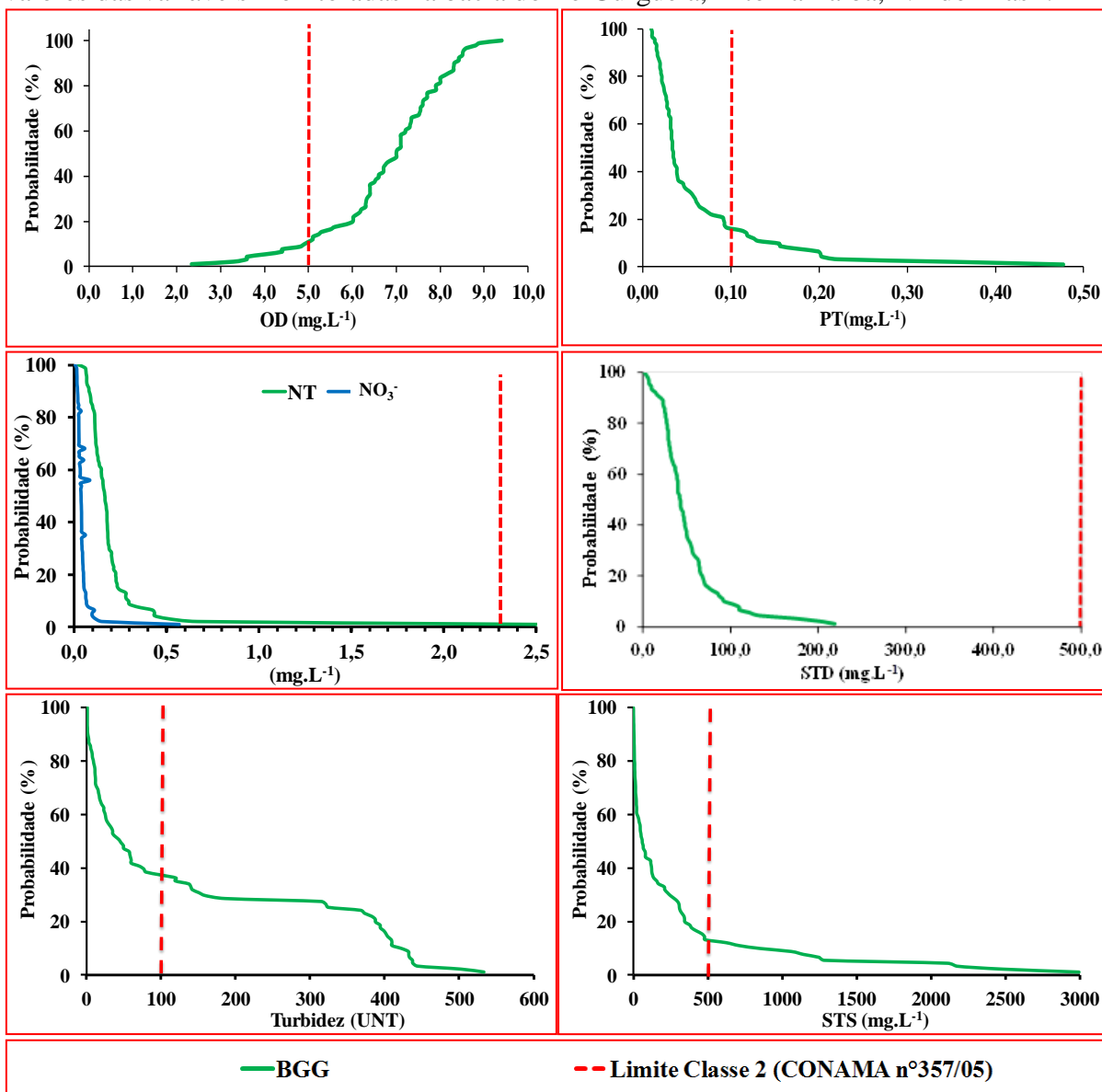
A Figura 30, completa a análise dos indicadores de qualidade de água, através da análise das curvas de probabilidade de excedência ou de não excedência (para OD), obtidas a partir dos dados do monitoramento, as quais permitem observar se a variável está ou não em conformidade com o enquadramento legal, ou seja, quais são críticas para o sistema (CUNHA & CALIJURI, 2010).

Os resultados demonstram que, em apenas 12% das medidas, houve probabilidade de não excedência do limite de $5,0 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, ou seja, de ocorrência de desacordo com o enquadramento legal da bacia. Concorreram para este resultado as concentrações médias em torno de $7,0 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ registradas no monitoramento. Para os nutrientes PT, NT e NO_3^- , as probabilidades de não conformidade calculadas foram respectivamente de, 17%, 2% e nula.

Os sólidos totais dissolvidos apresentaram-se em conformidade, ou seja, com concentrações inferiores a $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, enquanto a turbidez foi a variável que apresentou maior probabilidade de excedência, 35%. Estes resultados podem estar relacionados à intensificação dos processos erosivos, aumentando significativamente o fluxo de transporte de sedimentos, levando a alterações que irão refletir nos ambientes deposicionais fluviais e na qualidade das águas. Na região, os solos predominantes são associações de Neossolos, mais suscetíveis à erosão hídrica, como os latossolos amarelos (SALES, 2003). Os dados de monitoramento corroboram o inventário de fontes (Parte I), o qual indicou a perda de solos e a atividade pecuária, como os principais vetores de impactos por N e P para a sub-bacia do Gurguéia.

A análise do comportamento e das curvas de probabilidade para as variáveis monitoradas na sub-bacia do rio Gurguéia, evidenciou que a caracterização da qualidade da água em sistemas aquáticos do Vale do Parnaíba, pode ocorrer a partir de um número reduzido de variáveis críticas ao sistema. OLIVEIRA, CAMPOS e MEDEIROS, (2010), ao avaliar parâmetros importantes para a qualidade da água no semiárido baiano, demonstraram que um número reduzido de variáveis estratégicas facilita o monitoramento e, conseqüentemente, a determinação das condições de qualidade das águas de rios de semiárido. Assim, na análise por curvas de probabilidade para os dados do rio Gurguéia, foram identificados os indicadores que possuem fontes significativas para a bacia e que possam afetar os usos pretendidos.

Figura 30 – Curvas de probabilidade de excedência ou não excedência^a das concentrações e valores das variáveis monitoradas na bacia do rio Gurguéia, Alto Parnaíba, NE do Brasil.



^a A não excedência corresponde aos limites para o oxigênio dissolvido. Fonte: O Autor.

As curvas de probabilidade apontaram o oxigênio dissolvido, o fósforo total, sólidos totais suspensos e a turbidez, como as variáveis que apresentam maiores percentuais de desacordo com os parâmetros de qualidade. Destas, apenas o STS não será utilizado no cálculo do IQA_{Min} , pois apresenta estreita relação com a turbidez ($r = 0,61$; $n = 45$) e, além disso, ambos os indicadores demonstram interferências do uso e ocupação do solo de uma bacia na dinâmica fluvial (SILVA; SCHULZ; CAMARGO, 2003). As concentrações de NT e PT e de outros indicadores, obtidas em duas campanhas de amostragem, realizadas em períodos climáticos distintos, para as sub-bacias que integram a Região Hidrográfica do Parnaíba, são apresentados no Apêndice N.

6.8 Avaliação sazonal da qualidade das águas das sub-bacias do Rio Parnaíba

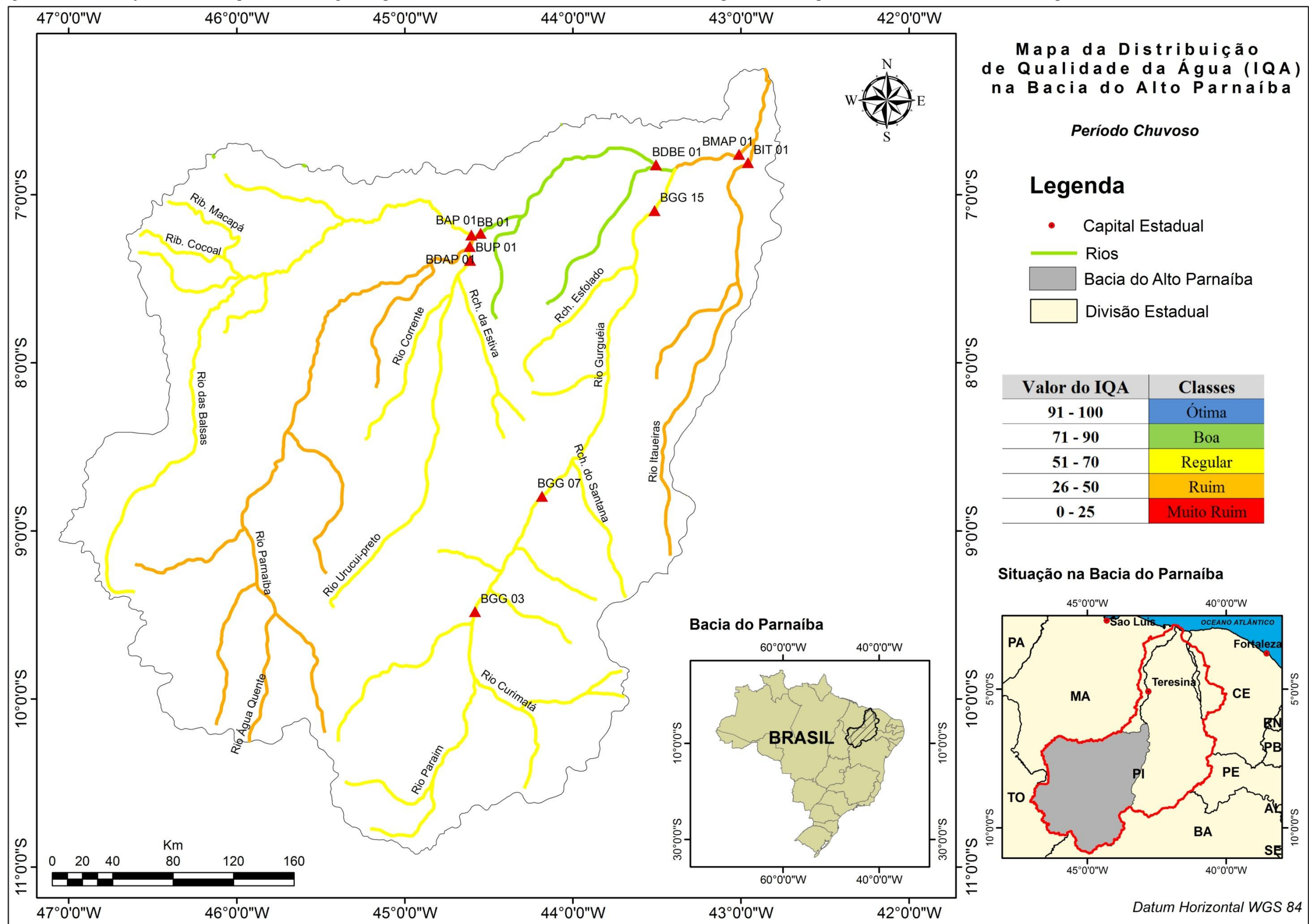
Os resultados para o IQA_{Min} são apresentados através de mapas de níveis de qualidade das águas superficiais por setor da bacia, em diferentes momentos hidrológicos (chuva e seca), através das Figuras 31 e 32, para a sub-região do Alto Parnaíba, 33 e 34 para o Médio e 35 e 36 para o Baixo Parnaíba.

Analisando os resultados das variáveis monitoradas (Apêndice N), com base nos parâmetros nacionais, pode-se verificar que o pH, manteve-se dentro da faixa de conformidade estipulada para os padrões de qualidade de corpos d'água Classe 2, estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05. Adotaram-se, nesta análise, os limites da Classe 2, uma vez que são os padrões utilizados pela Agência Nacional de Águas na realização de diagnósticos de qualidade das águas das regiões hidrográficas do Brasil.

O oxigênio dissolvido apresentou desconformidade com os padrões de qualidade de água para a classe 2, apenas nos pontos que representam as bacias dos rios Itaueiras, no período chuvoso, e Poti no período seco. Considerando os resultados para cada sub-bacia, as concentrações médias de oxigênio na sub-região do Alto Parnaíba ($6,6 \text{ mg.L}^{-1}$) foram superiores as das sub-regiões a jusante, Médio Parnaíba ($6,2 \text{ mg.L}^{-1}$) e Baixo Parnaíba ($6,0 \text{ mg.L}^{-1}$).

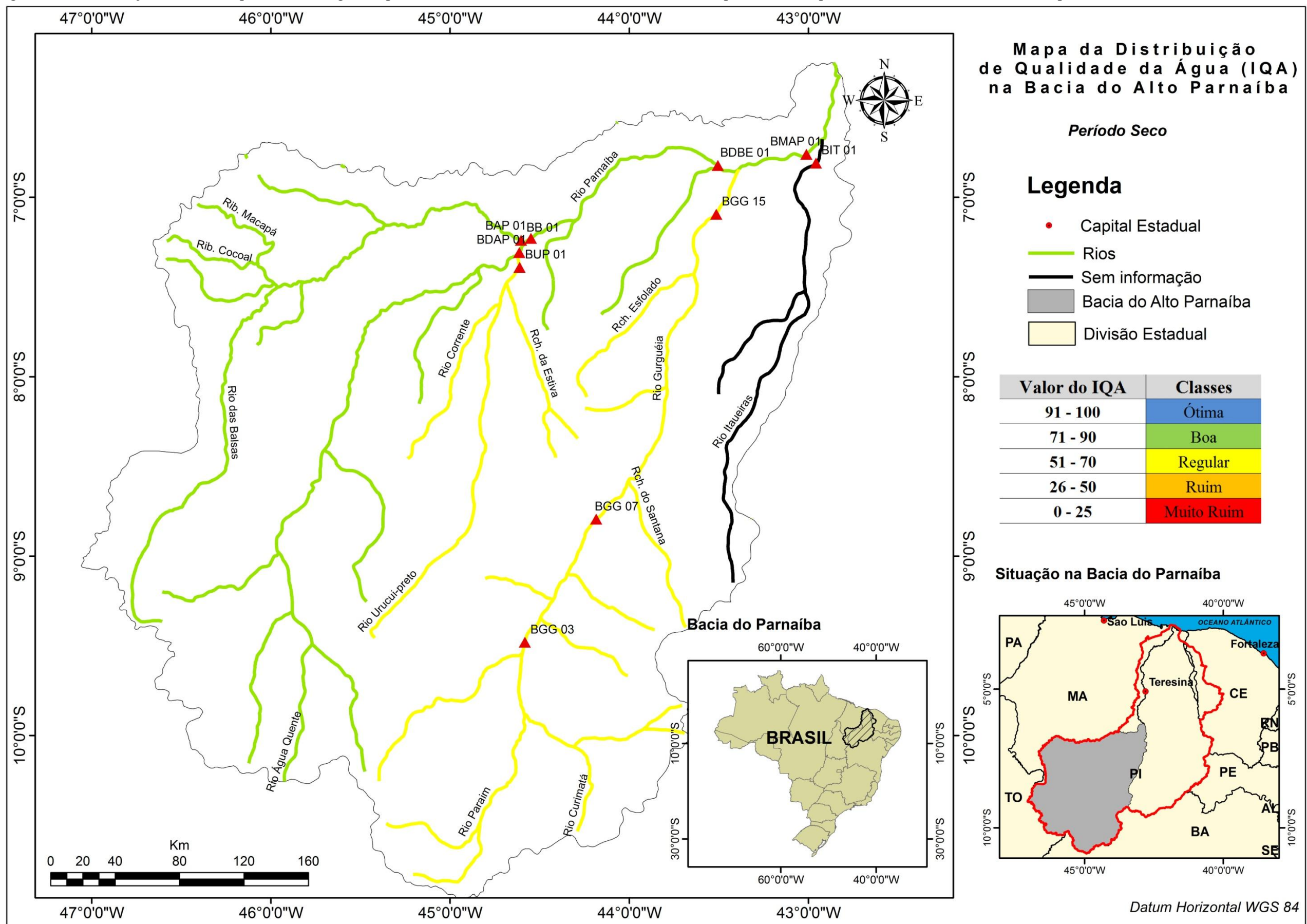
Avaliando os resultados para turbidez, verifica-se que os valores em desconformidade com o limite de 100 UNT, foram superados no período chuvoso, em cinco sub-bacias, sendo duas na sub-região do Alto Parnaíba (Gurguéia e difusas do Alto Parnaíba) e três no Médio Parnaíba (Canindé/Piauí, difusas do Médio Parnaíba e Poti). Considerando a média por sub-região, a turbidez foi de 77 UNT para o Alto, 97 UNT para o Médio e 51 UNT para o Baixo Parnaíba. Contribuíram para o resultado principalmente as áreas de solo exposto e em processo de desertificação na região Sul e Sudeste da bacia (Alto Parnaíba) e da fronteira seca no semiárido (Médio Parnaíba). Os resultados da turbidez foram acompanhados pelas concentrações de sólidos em suspensão, os quais foram, particularmente, elevados nas amostras do período chuvoso em pontos de monitoramento no rio Parnaíba, representando as contribuições das sub-bacias acima da barragem de Boa esperança.

Figura 31– Distribuição e níveis de qualidade das águas superficiais das sub-bacia do Alto Parnaíba, medidos pelo IQA_{Min} a partir do monitoramento sazonal no período chuvoso de 2012.



Autoria: Francisco Gleidson

Figura 32 – Distribuição e níveis de qualidade das águas superficiais das sub-bacia do Alto Parnaíba, medidos pelo IQA_{Min} a partir do monitoramento sazonal no período seco de 2012.



Autoria: Francisco Gleidson

A sub-região do Alto Parnaíba, apresentou as tipologias de qualidade mais elevadas para suas sub-bacias, comparativamente as demais sub-regiões hidrográficas. Este resultado, pode ser relacionado, a menores emissões de N e P, estimadas no inventário de fontes (Parte I), cujos fatores foram iguais a $172 \text{ kg N. km}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$ e $104 \text{ kg P. km}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$. As concentrações médias de NT e PT, foram de $0,12 \pm 0,09 \text{ mg N.L}^{-1}$ e $0,06 \pm 0,02 \text{ mg P.L}^{-1}$ (chuvoso), e $0,27 \pm 0,37 \text{ mg N.L}^{-1}$ e $0,05 \pm 0,03 \text{ mg P.L}^{-1}$ (seca).

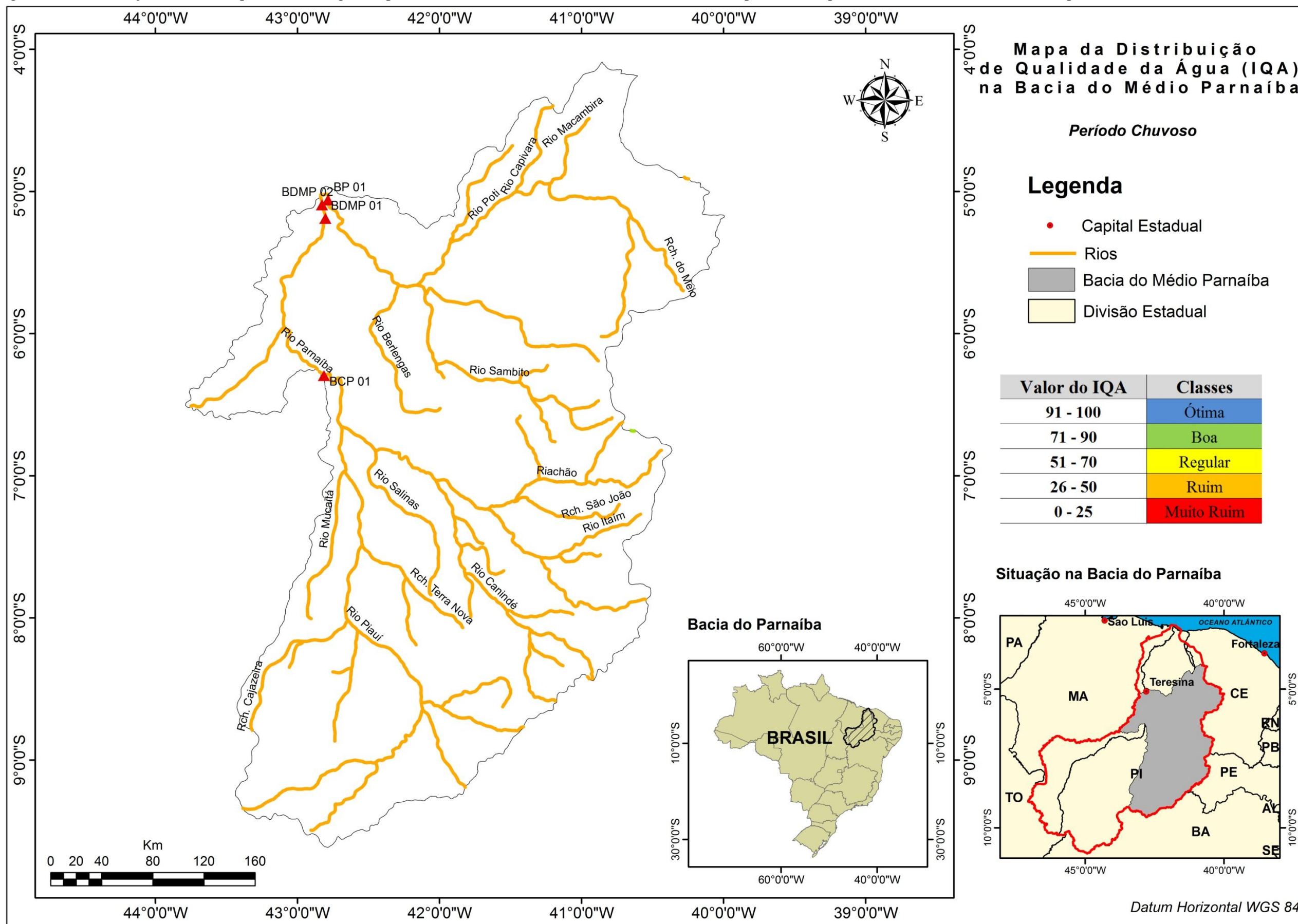
Os mapas de distribuição dos níveis de qualidade das águas do Alto Parnaíba, apontam valores de IQA variando entre 51 e 87, ou de Regular a Boa. Os pontos que representam as sub-bacias do rio Itaueiras e a Difusa do Alto Parnaíba (BDAP I e II), apresentaram os menores valores de IQA_{Min} , 47 e 51, no período chuvoso. Em relação ao rio Itaueiras, contribuiu para o resultado, a baixa pluviosidade registrada na bacia durante o período de coleta de dados, diminuindo a renovação de suas águas. No rio Gurguéia os três pontos apresentados nas Figuras 31 e 32, representaram os setores alto, médio e baixo da sub-bacia. O ponto Alto/Médio Parnaíba congrega as contribuições oriundas da bacia do Gurguéia para o Médio Parnaíba, repercutindo na redução do valor do IQA no período de chuvas na região. No período de estiagem (seco), os valores de IQA_{Min} variaram entre 60 e 87 (Figura 32), demonstrando melhoria na qualidade das águas da sub-região do Alto Parnaíba, principalmente em virtude da redução na concentração de sólidos em suspensão e turbidez, associados a maiores concentrações de oxigênio nos sistemas aquáticos.

Os resultados para o Médio Parnaíba nos períodos chuvoso e seco, podem ser visualizados nos mapas de distribuição das Figuras 33 e 34. Neste setor prevaleceram condições Ruins de qualidade, enquanto na sub-bacia do rio Poti esta se encontrou em condição Péssima no período de estiagem.

Como evidenciado no inventário de fontes (Parte I), o setor médio contribui com emissões totais de N e P para a bacia do Parnaíba, equivalentes a $254 \text{ kg N. km}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$ e $352 \text{ kg P. km}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$. Grande parte deste resultado, se deve principalmente a cargas antropicas pela pecuária e urbanas (esgotos), principalmente na bacia do rio Poti e Difusas do Médio Parnaíba.

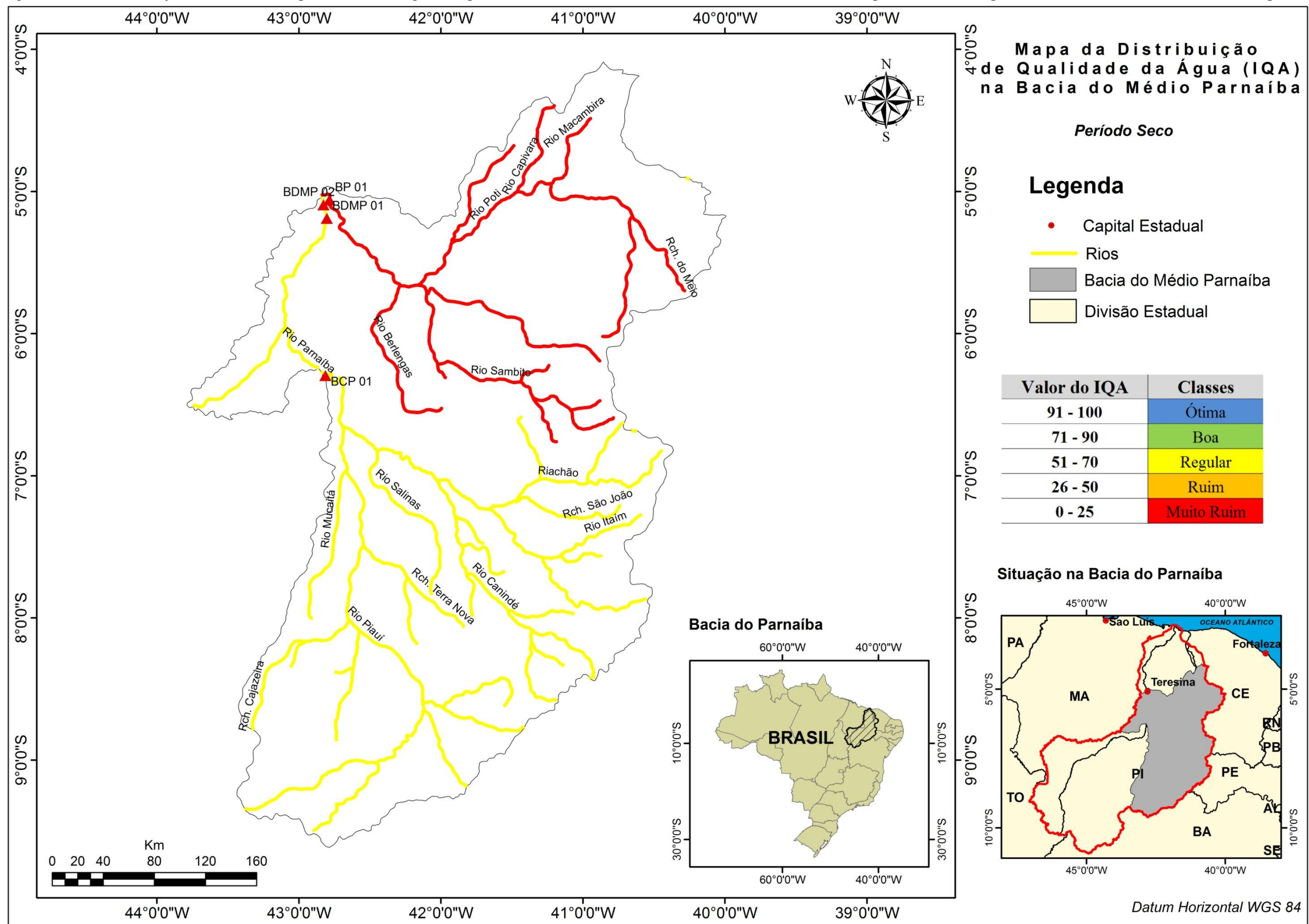
Cargas elevadas de esgotos não tratados, são despejados diariamente pela cidade de Teresina no curso do rio Poti, elevando sobremaneira o consumo de oxigênio para mineralização de cargas orgânicas nas águas. No trecho urbano do rio, são frequentes os indícios de eutrofização de suas águas, como a presença contínua de macrófitas aquáticas, emissão de gases de cheiro forte em função da decomposição anaeróbica da matéria orgânica, inclusive com episódios eventuais de mortandade de peixes (BATISTA, 2006).

Figura 33 – Distribuição e níveis de qualidade das águas superficiais das sub-bacias do Médio Parnaíba, medidos pelo IQA_{Min} partir do monitoramento sazonal no período chuvoso de 2012.



Autoria: Francisco Gleidson

Figura 34 – Distribuição e níveis de qualidade das águas superficiais das sub-bacia do Médio Parnaíba, medidos pelo IQA_{Min} a partir do monitoramento sazonal no período seco de 2012.



Autoria: Francisco Gleidson

OLIVEIRA (2012), realizando um estudo da variabilidade sazonal da qualidade da água do rio Poti, em sete pontos de amostragem entre 2009 e 2011, constatou que as concentrações de OD apresentaram resultados abaixo de $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$ nos meses de estiagem. A autora atribuiu estes resultados a maior presença de matéria orgânica no leito do rio em virtude das emissões de esgotos não tratados.

As concentrações de NT e o PT, apresentaram em valores médios por período, iguais a $0,24 \pm 0,16 \text{ mg N.L}^{-1}$ e $0,1 \pm 0,03 \text{ mg P.L}^{-1}$ (chuvoso), e $0,29 \pm 0,28 \text{ mg N.L}^{-1}$ e $0,6 \pm 0,5 \text{ mg P.L}^{-1}$ (seca). A esse respeito, OLIVEIRA *et al.*, (2009), quantificaram as concentrações de nitrogênio total e fósforo total em amostras de água coletada em 12 pontos dentro do trecho urbano de Teresina, nos períodos de estiagem entre 2006/2007 e 2007/2008. Seus resultados demonstram uma faixa que variou de 0,84 a $2,6 \text{ mg N.L}^{-1}$, na primeira campanha e entre 0,26 e $1,38 \text{ mg N.L}^{-1}$ na segunda campanha de coleta. Para o fósforo total seus resultados variaram entre 0,03 e $0,2 \text{ mg P.L}^{-1}$, e entre 1,0 e $1,5 \text{ mg P.L}^{-1}$, respectivamente na primeira e segunda campanha. Estes resultados são até uma ordem de grandeza superiores, aos apresentados nesta Tese para ambos os nutrientes.

Os resultados demonstram a manutenção de baixos valores de IQA para as águas do rio Poti no trecho urbano de Teresina. O índice manteve-se baixo nos dois períodos hidrológicos monitorados, correspondendo a 43 (período chuvoso), o que classifica a água como de qualidade regular e igual 23 (período seco), ou de qualidade ruim.

Esta situação demonstra, que mesmo com o aumento das vazões no período chuvoso, o restabelecimento do equilíbrio do meio aquático, por mecanismos ou processos de autodepuração não é atingido em velocidade suficiente para compensar as elevadas cargas de matéria orgânica despejadas diariamente em seu leito. Isto ocorre principalmente em função da baixa capacidade de transporte do rio, que apresenta baixos fluxos, entre $0,2$ a $0,6 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, durante a maior parte do ano, com impactos na elevação do tempo de residência de suas águas (OLIVEIRA, 2012). Por ser um rio de menor porte, o Poti ao desembocar no Parnaíba sofre um barramento natural em seu leito entre abril e dezembro (estiagem), formando um verdadeiro “lago” de aproximadamente 16 km de comprimento, que recebe elevada carga de esgotos sem tratamento da cidade de Teresina. A Figura 35, apresenta o cenário verificado no trecho urbano do rio Poti, onde é possível verificar a excessiva proliferação de vegetação aquática, a qual recobre parte do espelho d’água do rio.

Figura 35 – Trecho urbano do rio Poti na Zona Leste da cidade de Teresina no período de estiagem de 2012.



Fonte: O Autor.

OLIVEIRA (2012), ao realizar o estudo sazonal do IQA, pelo método da National Sanitation Foundation (IQA_{NSF}), para as águas do rio Poti, obteve classificações que variaram entre ruim e boa para os sete pontos de monitoramento ao longo do rio, entre 2009 e 2011. De acordo com a autora, houve uma tendência de diminuição da qualidade da água no decorrer do monitoramento, em decorrência das condições de precipitação em Teresina. No ano de 2009, em virtude do maior volume de chuvas, classificações entre regular e boa foram mais frequentes no monitoramento e a faixa de valores variou entre 48 e 78 para os pontos em áreas mais urbanizadas. Em contraste em 2010 e 2011, menores valores de precipitação foram registrados, o que levou a predominância de classificações regulares e ruins para as águas, principalmente nos pontos inseridos em trechos mais urbanizados, cujos valores do IQA variam entre 37 e 76.

Os resultados apresentados neste trabalho de Tese e obtidos no âmbito do monitoramento realizado, retratam comportamento semelhante ao verificado no trabalho de OLIVEIRA (2012), porém é importante salientar que no cálculo do IQA_{Min} , utilizou-se um número reduzido de variáveis, ao invés das nove preconizadas pelo método tradicional do IQA_{NSF} .

Completando a análise sazonal, os níveis de qualidade das águas no setor do Baixo Parnaíba (Figuras 36 e 37), entre a foz do rio Poti até a montante do Delta, demonstraram que, independente do período climático, a classificação da água não mudou, correspondendo a condições Ruins com valores de IQA_{Min} entre 47 e 50.

Figura 36 – Distribuição e níveis de qualidade das águas superficiais das sub-bacia do Baixo Parnaíba, medidos pelo IQA_{Min} a partir do monitoramento sazonal no período chuvoso de 2012.

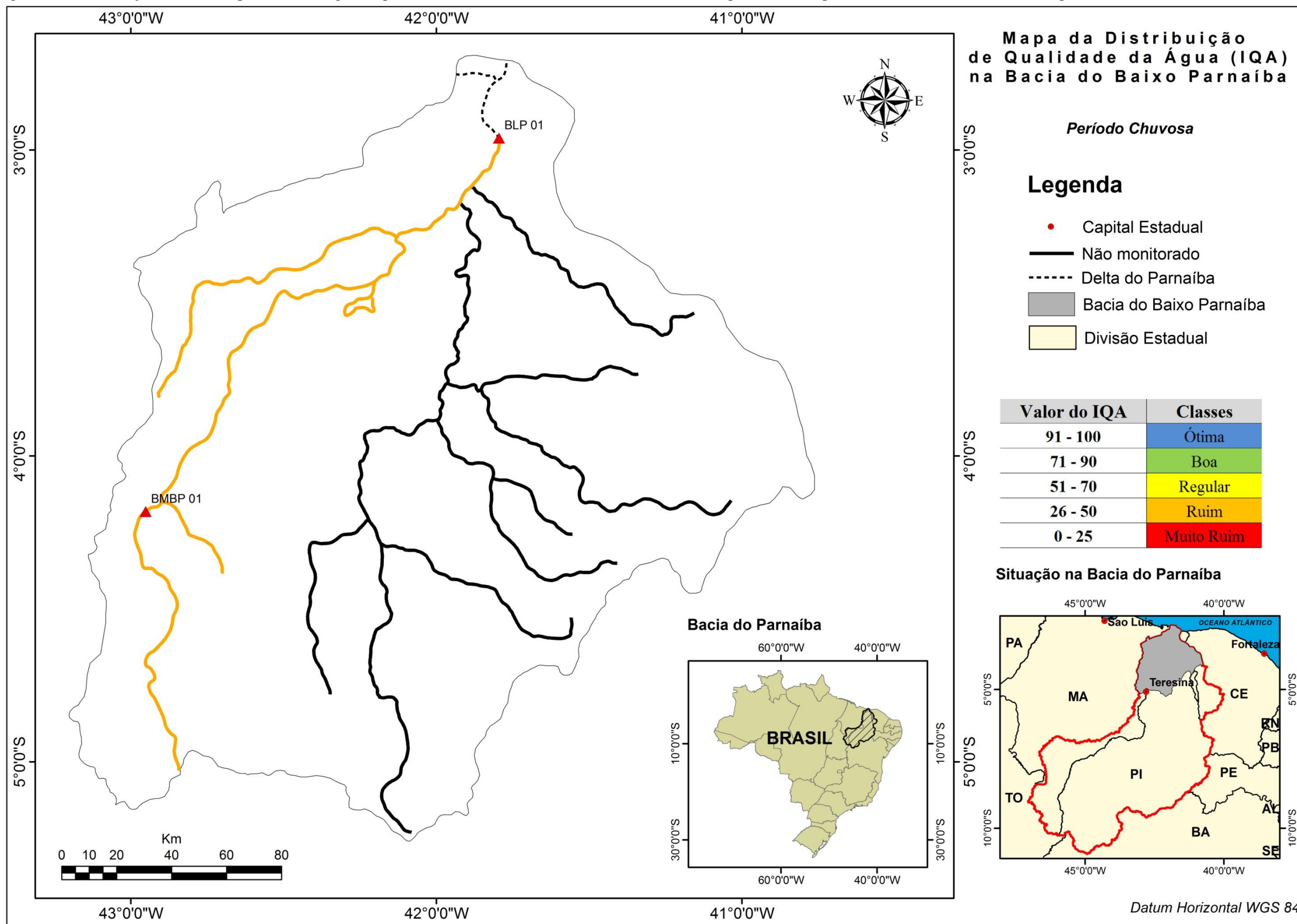
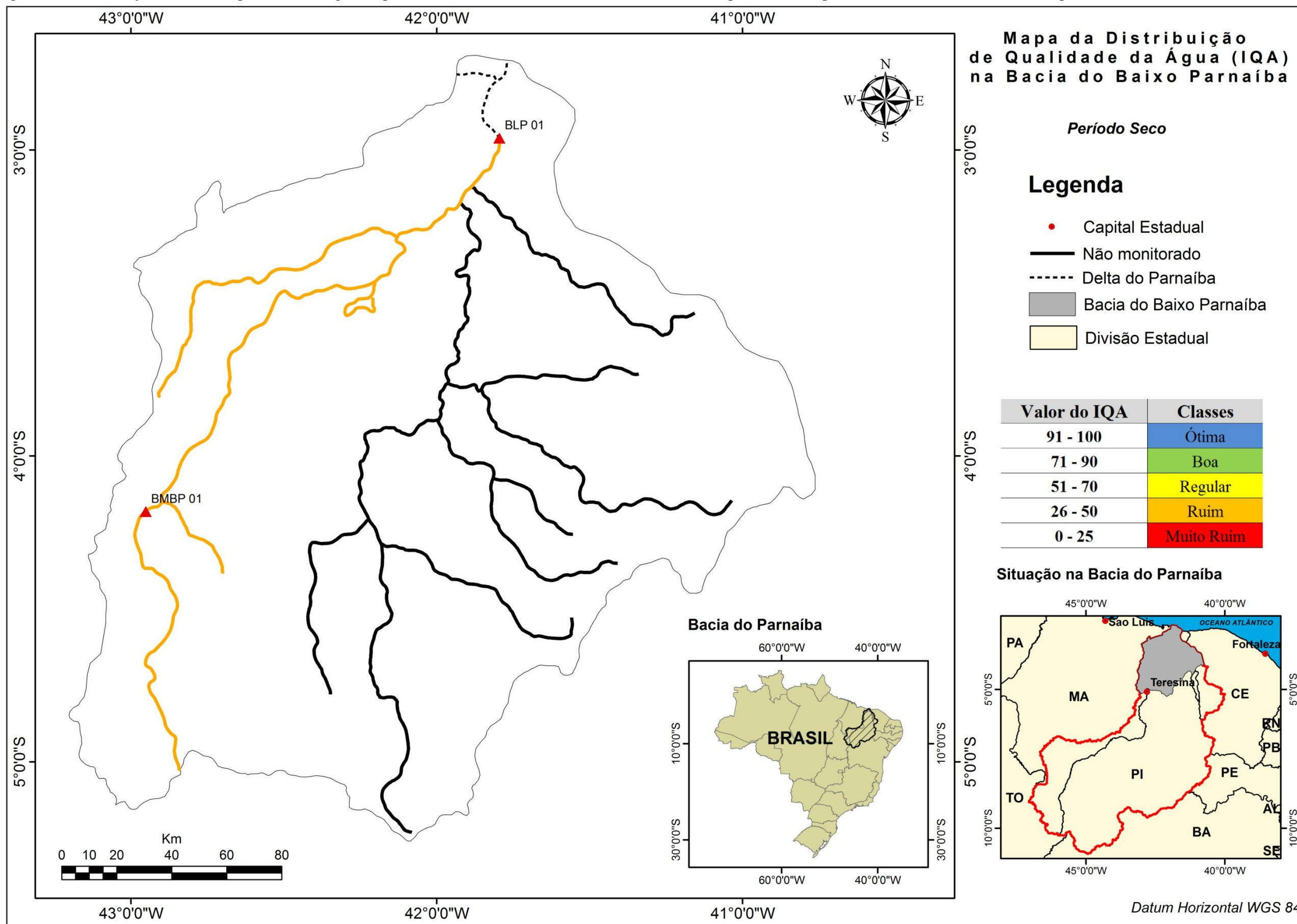


Figura 37 – Distribuição e níveis de qualidade das águas superficiais das sub-bacia do Baixo Parnaíba, medidos pelo IQA_{Min} a partir do monitoramento sazonal no período seco de 2012.



Autoria: Francisco Gleidson

As concentrações médias de NT e o PT, apresentaram-se iguais a $0,28 \pm 0,03$ mg N.L⁻¹ e $0,08 \pm 0,01$ mg P.L⁻¹ (chuvoso), e $0,14 \pm 0,01$ mg N.L⁻¹ e $0,17 \pm 0,02$ mg P.L⁻¹ (seco). Apesar de representar apenas 13% do território da bacia do Parnaíba, a sub-bacia do Longá/Parnaíba (Baixo Parnaíba), apresentou elevados fatores de emissão relativas ao inventário de emissões (Parte I), que foram iguais a 355 kg N.km⁻².ano⁻¹ e 170 kg P.km⁻².ano⁻¹, refletindo o conjunto de processos e atividades atuantes no sistema.

6.9 Avaliação das condições tróficas das águas da bacia do Parnaíba através do IET_{PT}

Tendo como premissa que a implementação de estudos de avaliação trófica em sistemas aquáticos tem como relevância a detecção e predição dos seus processos de eutrofização associados ao uso e ocupação do solo, evidenciado pelo inventário de fontes e estimativas de cargas (Parte I), são apresentados na Figura 38 os resultados obtidos para o IET_{PT} das sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba.

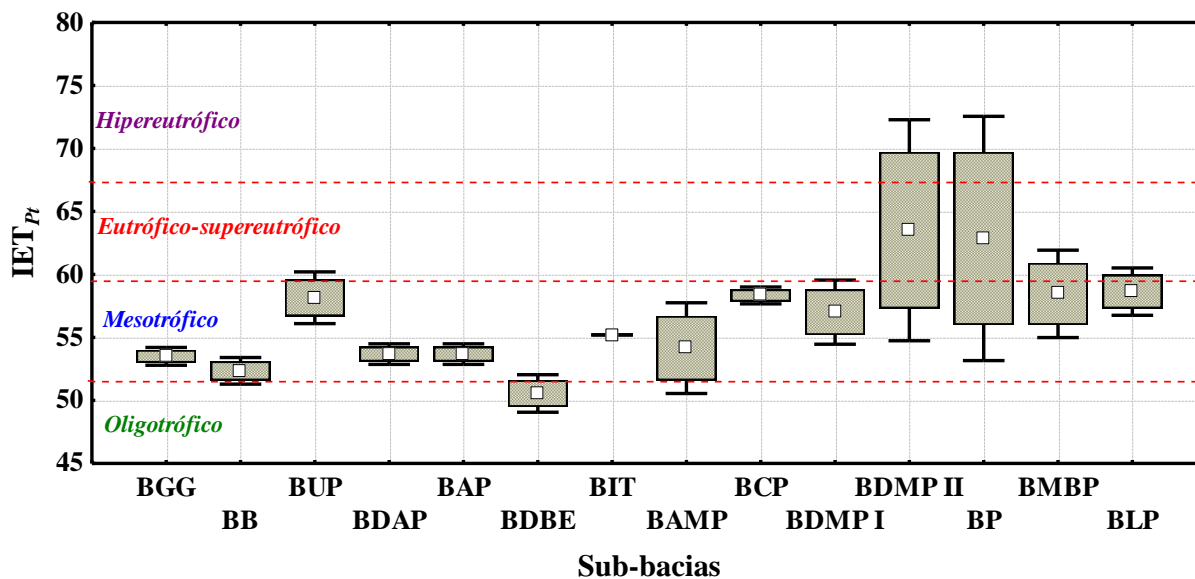
Em geral, predominou a tipologia mesotrófica nos pontos monitorados. Analisando por segmento, é possível identificar condições predominantes oligomesotróficas na sub-região do Alto Parnaíba. No entanto, a sub-bacia do Uruçuí Preto apresentou, em média, os maiores valores para o índice.

Houve tendência de elevação nos valores nos demais setores da bacia do Parnaíba, com destaque para a bacia do rio Poti e o ponto II, na bacia Difusa do Médio Parnaíba. Estes apresentaram concentrações elevadas de fósforo e, em consequência, condições que variaram de eutróficas a hipereutróficas, notadamente, no período de estiagem. As concentrações de fósforo total nos dois pontos são fortemente afetadas pelos despejos urbanos, tanto domésticos quanto industriais (SEMAR, 2010; OLIVEIRA, 2012), portanto a condição trófica apontada, representa um impacto direto dos vetores antrópicos apontados no inventário fontes e estimativa de cargas de nutrientes.

O ponto BDMP II, está localizado a jusante das áreas centrais das cidades de Teresina e Timom, bem como do distrito industrial da capital piauiense. Com a redução da capacidade de diluição do rio, pela baixa vazão no período de estiagem, as concentrações de PT permanecem altas neste setor, elevando os valores de IET para o período. De forma semelhante, ocorre para o ponto BP. Como resultado a jusante de Teresina, foi observada a condição limiar, entre mesotrófica e eutrófica, no período de estiagem no ponto de transição Médio/Baixo Parnaíba (BMBP). Este ponto, sofre os efeitos da ineficiência no tratamento dos esgotos domésticos e industriais da área metropolitana de Teresina e Timom, relacionados a

redução da capacidade de diluição. Os impactos sobre a qualidade da água, por esses vetores, se estendem ao Baixo Parnaíba. Esta condição pode a curto prazo comprometer os usos múltiplos da água nas cidades a jusante, dentre os quais o abastecimento público é o mais comum.

Figura 38 – Box plots^a dos resultados médios e desvios para o IET_{Pt} de cada sub-bacia da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.



Fonte: O Autor.

6.10 Avaliação da qualidade e das condições tróficas das águas do rio Parnaíba e Igaracú na Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba

A APA do Delta do Parnaíba, abriga grandes áreas de manguezais, que desempenham diversas funções naturais de grande importância ecológica e econômica e biogeoquímica, dentre as quais se destacam, a enorme capacidade de retenção de sedimentos carregados pelos rios, constituindo-se em uma área de deposição natural, onde a elevada ação depuradora, funcionando como um verdadeiro filtro biológico natural da matéria orgânica e área de concentração de nutrientes e retenção de metais-traço (FEMAR, 2001).

A avaliação da qualidade das águas superficiais de dois cursos d'água da região do Delta estuarino do Parnaíba, foi realizada tendo por base a aplicação do IQA_{Min} para os pontos monitorados nas campanhas realizadas em setembro de 2010 (seca) e março de 2012 (chuvoso). A Tabela 10 apresenta os dados para as variáveis monitoradas nos dezesseis pontos distribuídos no canal principal do rio Parnaíba e no rio Igaracú.

Tabela 10 – Valores analíticos das variáveis e qualidade das águas dos rios Parnaíba e Igaracú no Delta do Parnaíba, NE do Brasil.

Rio	Pontos	Período	Variáveis monitoradas ^a								IQA _{Min}
			T	pH	UNT	STS	OD	NT	PT	Sal	
Parnaíba	DP 01	chuva	28,3	8,4	19,3	103	4,2	0,42	0,08	0	60
		seca	27,0	7,5	5,6	50	5,2	–	0,10	0	67
	DP 02	chuva	28,9	8,6	40,5	100	4,4	0,31	0,02	0	57
		seca	28,1	7,5	6,9	63	5,0	–	0,10	0	63
	DP 03	chuva	29,0	7,9	46,5	68	4,7	0,47	0,02	0	57
		seca	29,1	7,4	5,0	45	5,4	–	0,11	0	67
	DP 04	chuva	28,9	8,2	31,9	111	4,6	0,48	0,01	0	63
		seca	28,2	7,2	7,0	56	7,5	–	0,09	0	80
	DP 05	chuva	28,6	7,9	50,0	86	5,6	0,60	0,01	0	57
		seca	27,9	7,5	9,0	105	7,4	–	0,19	0	70
	DP 06	chuva	29,1	7,4	61,0	86	3,9	0,41	0,07	0	47
		seca	27,0	7,6	8,2	77	6,7	–	0,21	0	67
	DP 07	chuva	29,1	8,0	50,0	42	6,7	0,48	0,02	0	67
		seca	27,7	7,7	7,3	34	8,0	–	0,23	5	73
	DP 08	chuva	29,1	7,9	37,8	29	4,4	0,51	0,06	0	53
		seca	28,0	7,9	6,4	30	8,7	–	0,13	12	80

Rio	Pontos	Período	Variáveis monitoradas ^a								IQA _{Min}
			T	pH	UNT	STS	OD	NT	PT	Sal	
Igaracú	IG 01	chuva	27,9	8,1	22,6	32	4,9	0,41	0,04	0	53
		seca	27,6	7,4	6,9	34	7,4	–	0,04	0	87
	IG 02	chuva	28,1	7,8	31,4	70	5,1	0,51	0,05	0	60
		seca	28,7	7,4	6,6	56	8,6	–	0,16	0	73
	IG 03	chuva	27,9	7,9	26,9	86	4,9	0,39	0,04	0	63
		seca	28,6	7,4	6,1	49	8,1	–	0,23	0	73
	IG 04	chuva	28,3	7,7	56,8	77	4,3	0,48	0,05	0	50
		seca	28,0	7,5	8,3	48	9,7	–	0,22	0	73
	IG 05	chuva	28,4	7,8	66,0	83	4,7	0,52	0,05	0	50
		seca	27,2	7,5	8,6	42	8,2	–	0,23	0	73
	IG 06	chuva	28,7	7,6	38,2	50	4,4	0,56	0,06	0	53
		seca	27,2	7,5	10,8	46	8,9	–	0,35	0	67
	IG 07	chuva	28,8	7,5	41,1	38	5,6	0,48	0,05	0	57
		seca	28,5	7,6	11,5	41	5,9	–	0,29	6	57
	IG 08	chuva	28,8	7,4	31,3	45	4,8	0,36	0,04	12	60
		seca	29,7	8,0	8,0	63	8,0	–	0,25	17	73

^a. Temperatura (°C), turbidez (UNT), condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-2}$ a 20°C), sólidos totais dissolvidos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), sólidos totais suspensos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), nitrogênio total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e fósforo total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

Classes	Muito Ruim	Ruim	Razoável	Boa	Ótima
Valor IQA	0 – 25	26 – 50	51 – 70	71 – 90	91 – 100

A primeira campanha de amostragem realizada em 2010 (estiagem), ocorreu entre os dias 09 e 10 de setembro, onde foram registradas alturas de marés de 3,6 e 3,5m, respectivamente. Por sua vez, a segunda campanha ocorreu nos dias 27 e 28 março de 2012, com alturas de maré respectivamente de 1,8 e 1,5m. Em ambas as ocasiões as amostragens e medidas das variáveis ocorreram entre picos de preamar.

Os dados obtidos nestas condições demonstraram uma forte influência fluvial, principalmente no período chuvoso, em praticamente toda à extensão dos dois canais deltaicos (Rio Parnaíba e Igaracú), com valores de salinidade zero até a proximidade da foz dos rios no momento da amostragem. As condições eminentemente fluviais possibilitaram uma melhor comparação dos resultados dos índices, relativamente aos de outros cursos hídricos do Vale do Parnaíba.

Na determinação do IQA_{Min} , foram empregadas apenas três variáveis, oxigênio dissolvido, fósforo total e turbidez, em virtude de não se dispor das concentrações de nitrogênio total da campanha de estiagem. A flexibilidade do índice, permite a retirada ou o acréscimo de variáveis, sem perda na qualidade dos resultados, desde que as remanescentes sejam consideradas relevantes para o sistema sob análise (PESCE & WUNDERLIN, 2002).

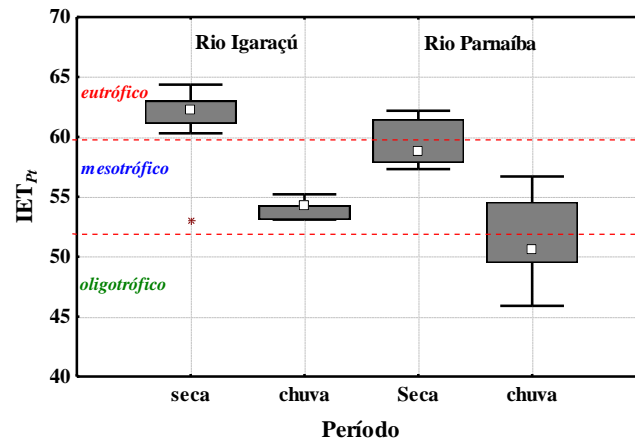
Para o setor final da bacia (Delta), os resultados do IQA_{Min} acompanharam a tendência apontada pelo Médio e Baixo Parnaíba, ou seja, o predomínio de condições Regulares da qualidade das águas no período chuvoso. No curso principal do rio Parnaíba os valores de IQA_{Min} , variaram entre 53 e 67, enquanto que no rio Igaracú, estes ficaram entre 50 e 60. Os pontos DP 06, IG 04 e IG 05, apresentaram classificação Ruim, principalmente em virtude das concentrações de oxigênio, que nestes pontos foi inferior a $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$.

No período de estiagem, houve uma melhoria da qualidade da água, apontada pelo IQA_{Min} , nos dois canais deltaicos, principalmente no rio Igaracú. Contribuiu para este resultado, os valores mais elevados de oxigênio dissolvido em suas águas, em comparação as do rio Parnaíba. Salienta-se que neste setor da bacia, a hidrodinâmica fluvial e a qualidade da água são influenciadas pela ocorrência de múltiplos fenômenos, como o efeito das marés, os processos químicos na zona de mistura, os ventos e mudança na batimetria, tornando a interpretação dos resultados mais complexa (SIGNORIN *et al.*, 2010).

A Figura 39 apresenta as condições tróficas pelo IET_{Pt} para ambos os rios no período de monitoramento. Os resultados para o período chuvoso, indicam predomínio de condições oligo-mesotróficas, principalmente no rio Parnaíba. Por outro lado, no período seco, ocorre elevação das concentrações de PT na coluna d'água, refletido em condições de

maior produtividade dos sistemas aquáticos e valores mais elevados IET, em especial no rio Igaracú.

Figura 39 – Box plots^a para o IET_{Pt} dos rios Parnaíba e Igaracú no Delta do Parnaíba, NE do Brasil.



Fonte: O Autor.

O uso dos IQA_{Min} e do IET na classificação das águas doces e salobras dos dois braços deltaicos, compreende uma tentativa de se aplicar instrumentos para avaliar a evolução da qualidade das águas neste setor do litoral brasileiro. Muito embora este ambiente seja muito dinâmico, por estar sujeito à ação das forçantes marinhas, altamente produtivo e adaptado a condições variáveis de oxigenação e disponibilidade de nutrientes.

Desta forma, a aplicação dos índices pode fornecer indícios das condições de qualidade, de modo a assegurar os usos preponderantes da água. Além disso, permitem, acompanhar os impactos dos vetores atuantes nas bacias de drenagem, sobre as áreas costeiras.

7 CONCLUSÕES

Ao estimar os aportes continentais de nitrogênio e fósforo da Bacia Hidrográfica do Parnaíba para o Delta estuarino do rio Parnaíba e Plataforma Atlântica do Nordeste do Brasil, utilizando um inventário de fontes e seus fatores de emissão, verificou-se que em todos os setores da RHP predominaram cargas de N e P de origem antrópica sobre as emitidas por fontes ou processos naturais. As estimativas obtidas corroboram com a hipótese levantada nesta Tese de que as contribuições antropogênicas de nitrogênio e fósforo já superariam as fontes naturais. Este conjunto de informações podem auxiliar na construção de cenários e na tomada de decisões pelos agentes públicos no que se refere ao gerenciamento e regulamentação das diversas atividades localizadas na bacia e em particular no Delta estuarino do Parnaíba.

Por tratar-se de uma sistematização de informações, apontando e hierarquizando os principais vetores de contaminação por nutrientes para a bacia, a metodologia de análise por estimativas de emissão pode contribuir para direcionar os esforços de gestão dos Recursos hídricos na região. Este trabalho de Tese evidenciou, claramente, a associação entre o tipo preponderante, a intensidade de uso e ocupação do solo em cada sub-região e sub-bacia e as cargas de nutrientes emitidas a partir das diferentes atividades e processos inseridos na bacia, onde ficou caracterizado que os aportes por fontes difusas prevaleceram.

Os resultados das estimativas de cargas de N e P por fatores de emissão permitiram hierarquizar as diferentes sub-regiões e sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba, em função de sua potencial capacidade de gerar e transferir os nutrientes para o curso principal do rio Parnaíba. Neste sentido, em relação às cargas totais de nitrogênio emitidas, o setor Médio da bacia teve maior participação. Para o fósforo, as maiores cargas foram atribuídas ao Alto Parnaíba, demonstrando a forte influência dos vetores agrícolas. Nos dois casos a sub-região do Baixo Parnaíba apresentou as menores cargas estimadas. Relativamente às estimativas para o N, há uma forte associação com as atividades pecuárias e a ocupação urbana do setor médio da bacia. Por sua vez para o P, é a agricultura praticada no Alto Parnaíba que representa maior peso nas estimativas, o que corrobora com a o tipo de manejo agrícola praticado na sub-região hidrográfica, com utilização massiva de fertilizantes químicos para manutenção da produtividade das monoculturas instaladas no Cerrado piauiense e maranhense.

A região do Médio Parnaíba é a mais sensível as cargas de N e P, oriundas dos esgotos doméstico, principalmente por abrigar centros urbanos regionais e uma grande malha

de rios intermitentes, sujeitos a menor capacidade de diluição de efluentes e, conseqüentemente, menor capacidade de suporte a este tipo de uso dos cursos d'água. Por motivo semelhante, sub-bacias com menor densidade urbana no Alto Parnaíba, como a do rio Gurguéia e do rio Itaueiras, merecem especial atenção, sobretudo pela redução significativa das vazões no período de estiagem. Nos exemplos citados, especial atenção é requerida para a melhoria do gerenciamento das fontes pontuais por despejos sanitários nos cursos d'água.

A contribuição relativa de N e P, emitidas por fontes antrópicas na Região Hidrográfica do Parnaíba, é inferior a de outras bacias fluviais exorreicas da costa brasileira, que empregaram a mesma metodologia de análise. Fato que está relacionado a intensidade das atividades socioeconômicas específicas de cada região.

O uso das curvas probabilísticas ou curvas de permanência para os dados de monitoramento do rio Gurguéia, permitiu a melhor identificação das variáveis críticas de qualidade da água e conseqüentemente proporcionou a adequação do índice de qualidade as condições regionais.

A avaliação integrada da qualidade das sub-bacias, demonstrou que o setor médio da bacia do Parnaíba é o que apresenta situação mais preocupante dentre as que compõem a região hidrográfica, principalmente em função do rio Poti, estendendo sua influência para os setores a jusante. Da mesma forma, os resultados para o índice de estado trófico, apresentaram um gradiente de condições tróficas, com estados mais elevados (eutrófico-supereutrofico), no setor médio da bacia. Os resultados corroboram com aqueles obtidos através das estimativas de N e P por fatores de emissão, reforçando a importância da elaboração prévia dos inventários de fontes em estudos integrados com vistas a elaboração de Planos e no gerenciamento de bacias hidrográficas.

Apesar da influência das forçantes marinhas sob a região do Delta estuarino do rio Parnaíba, contribuir para modificar a dinâmica e a composição dos constituintes orgânicos e inorgânicos dissolvidos ou em suspensão na coluna d'água, a aplicação do IQA_{Min} permitiu acessar as condições de qualidade presentes nos momentos distintos de amostragem.

Os valores de IET_{Pt} , obtidos alertam para a necessidade de redução das cargas orgânicas a partir das emissões urbanas de efluentes sem tratamento, diretamente nos cursos d'água. Portanto, são fundamentais ações que visem a expansão da rede coletora na região, principalmente por esta abrigar uma área de relevante importância ecológica e econômica, a APA do Delta do Parnaíba, o Delta das Américas.

Em linhas gerais, o conjunto de informações compiladas através das estimativas de cargas de N e P por fatores de emissão para a bacia do rio Parnaíba, permitiram a

confirmação da hipótese de que as contribuições por vetores antrópicos já superam as de origem natural, onde, a agricultura e a pecuária, por representarem fontes de difícil controle, tem papel central para o conjunto das emissões. Além disso, a integração destas informações com àquelas obtidas no monitoramento das águas e aplicação dos índices de qualidade e estado trófico, permitiram traçar uma visão ampla das condições de qualidade das águas superficiais da Região Hidrográfica do Parnaíba.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil: 2012/Agência Nacional de Águas - Brasília: ANA, 2012.

ALMEIDA, V.L.S.; DANTAS, Ê.W.; MELO-JÚNIOR, M.; BITTENCOURT OLIVEIRA, M.C. & MOURA, A.N. 2009. Zooplanktonic community of six reservoirs in northeast Brasil. *Brazilian Journal of Biology* 69(1) :57-65

ALVES B.J.R., BODDEY R.M., URQUIAGA, S. 2003. The success of BNF in soybean in Brazil. *Plant Soil* 252: 1–9.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. Standard methods for examination of water and wastewater. 20th ed. Washington, Port City Press. p. 34-38. 2001.

ANDERSEN, H. E., KRONVANG, B., LARSEN, S. E. (2005). Development, validation and application of Danish empirical phosphorus models. *Journal of Hydrology*, 304(1-4), 355–365.

ANEJA, V. P., BLUNDEN, J., JAMES, K., SCHLESINGER, W. H., KNIGHTON, R., GILLIAM, W., JENNINGS, G., NIYOGI, D., COLE, S. (2008). Ammonia Assessment from Agriculture: U.S. Status and Needs. *Journal of Environmental Quality*. 37:515–520.

ANTONELLO, A. A influência das variações sazonais e espaciais nas variáveis limnológicas do reservatório de Boa Esperança, Rio Parnaíba, PI-MA, 2006. 63 P. Dissertação de mestrado.

ARAÚJO JÚNIOR, R.J. A evolução temporal dos níveis Tróficos do açude e Epitácio Pessoa, semi-árido paraibano. Universidade Estadual da Paraíba, 2009. 70p. Dissertação de Mestrado.

ARIDAS/PI. Tema 3: Proposta de conservação de recursos hídricos e de meio ambiente do Estado do Piauí. Piauí: 1995. 70p.

ARTAXO, P., MARTINS, V., YAMASOE, M. A., PROCO, A. S., PAULIQUEVIS, T. M., ANDREAE, M. O., Guyon, P., Gatti, L.V., LEAL, C. (2002). Physical and chemical properties of aerosols in the wet and dry seasons in Rondonia , Amazonia, *Journal of Geophysical Research*, vol. 107, no. D20, 8081. p.1–14.

ASPILA, K.I., AGEMIAN, H. E CHAU A.S.Y. A semi-automated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. *Analyst*. Vol. 101: p. 187 – 197, 1976.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS – ABRELPE (2011). Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil.

ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA DIFUSÃO DE ADUBOS. ANDA, 2011. Anuário estatístico do setor de fertilizantes. <http://www.anda.org.br/index.php?mpg=03.00.00>. Acessado em 21 de agosto de 2012.

AYROZA, L.M.S. Criação de Tilápia-do-Nilo, *Oreochromis niloticus*, em Tanques-rede, na Usina Hidrelétrica de Chavantes, Rio Paranapanema, SP/PR / Luiz Marques da Silva Ayroza. – Jaboticabal, 2009 xiii, 92 f. ; 28 cm

BARBOSA, J.E.L., MEDEIROS, E.S.F., BRASIL, J., CORDEIRO, R.S., CRISPIN, M.C.B., SILVA, G.H.G. (2012). Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. *Acta Limnologica Brasiliensia*. v.24(1), 103–118.

BARTH, C.A. 1995. Nutrient Movement from the Lawn to the Stream? Watershed Protection Techniques. 2(1):239–246.

BATTYE, W., ANEJA, V.P., ROELLE, P.A. (2003). Evaluation and improvement of ammonia emissions inventories. *Atmospheric Environment*, 37(27), 3873–3883.

BENNETT, E. M., CARPENTER, S. R., CARACO, N. F. (2001). Human Impact on Erodeable Phosphorus and Eutrophication: A Global Perspective. *BioScience*, 51(3), 227.

BICUDO, C.E.DE M.; TUNDISI, J.G.; SCHEUENSTUHL, M.C.B., orgs. B583a. Águas do Brasil: análises estratégicas / Carlos E. de M. Bicudo; José G.Tundisi; Marcos C. Barnsley Scheuenstuhl – São Paulo, Instituto de Botânica, 2010.224 p.

BOBBINK, R.K., HICKS, J., GALLOWAY, T., SPRANGER, R. A., LKEMADE, M. A., SHMORE, M., BUSTAMANTE, S., CINDERBY, E., DAVIDSON, F., DENTENER, B., EMMETT, J.-W., ERISMAN, M., FENN, F., GILLIAM, A., NORDIN, L., PARDO AND DEVRIES, W. (2010). Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications*, 20(1), pp. 30 – 59.

BOUWMAN, A. F. (2005). Exploring changes in river nitrogen export to the world's oceans. *Global Biogeochemical Cycles*, 19(1).

BOUWMAN, A. F., & BOOIJ, H. (1998). Global use and trade of feedstuffs and consequences for the nitrogen cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 52(2-3), 261–267 LA – English. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1009763706114>

BOYER, E. W., GOODALE, C. L., NORBERT, A., HOWARTH, R. W. (2002). Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern U.S.A. 137–169.

BOYER, E.W., HOWARTH, R.W., GALLOWAY, J.N., DENTENER, F.J., GREEN, P.A. AND VÖRÖSMARTY C.J. (2006). Riverine nitrogen export from the continents to the coasts, *Global Biogeochem. Cycles*, 20, GB1S91.

BRADY, N.C. & WEIL, R.R. The nature and properties of soils. 11 ed. New Jersey: Prentice Hall, 1996.

BATISTA, M.G. Degradação ambiental urbana: uma análise de bairros da Zona Norte de Teresina. Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente. UFPI, 2006. 141p.

BRASIL. **Lei Nº 9433/1997** - "Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989." - Data da legislação: 08/01/1997 - Publicação DOU, de 09/01/1997

BRASIL. **Lei Nº 12.305/2010** – “Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências”. - Publicação DOU, de 02/08/2010

BRITES, A.P.Z.. 2010. Enquadramento dos corpos de água através de metas progressivas: probabilidade de ocorrência e custos de despoluição hídrica. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária São Paulo, 2010. 177 p

BURNS, D.A. 2004. The effects of atmospheric nitrogen deposition in the Rocky Mountains of Colorado and Southern Wyoming, USA—a critical review. *Environmental Pollution* 127, 257–269.

CARACO, N.F., COLE, J.J. 1999. Human impact on nitrate export: an analysis using major world rivers. *Ambio*, 28:167-170.

CARLSON, R.E. (1977) A trophic state index for lakes. *Limnol. and Oceanogr.* v.22 (2).p. 261-269.

CIRILO, J.A., MONTENEGRO S.M.G.L., CAMPOS, J.N.B. A questão da água no semiárido brasileiro. In: Bicudo, C.E.de M.; Tundisi, J.G.; Scheuenstuhl, M.C.B. , orgs. B583a Águas do Brasil: análises estratégicas / Carlos E. de M. Bicudo; José G.Tundisi; Marcos C. Barnsley Scheuenstuhl – São Paulo, Instituto de Botânica, 2010. 224 p.

COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DOS VALES DO SÃO FRANCISCO E DO PARNAÍBA – CODEVASF. 2006. Plano de Ação para o Desenvolvimento Integrado da Bacia do Parnaíba, PLANAP : relatório final : Plano de Ações Estratégicas da Bacia do Parnaíba / Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba – CODEVASF. – Brasília, DF : TDA Desenho & Arte Ltda., 2006.130p. : il. – (Plano de Ação para o Desenvolvimento Integrado da Bacia do Parnaíba, PLANAP ; v. 14)

COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DOS VALES DO SÃO FRANCISCO E PANAÍBA – CODEVASF. Cenários prospectivos para os vales do São Francisco e do Parnaíba : 2009 a 2028/Codevasf, Fundação Getúlio Vargas. – Brasília : Codevasf, 2010.258 p. : il. color.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. 2011. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos/Companhia Ambiental do Estado de São Paulo;

Organizadores: Carlos Jesus Brandão . [et al.]. -- São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.326 p.: II

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. 2012. Relatório de Qualidade das Águas Superficiais no Estado de São Paulo - 2011. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente. Série Relatórios. São Paulo.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO – CONAB. (2012). Indicadores da agropecuária. Ano XXI, n.ºs. 11 e 12 – Brasília. Disponível também em: www.conab.gov.br, acessado em 05 de maio de 2013.

CONESA, F-V.V. Guia metodológico para la evolucion del impacto ambiental. 2 ed. Madri: Mundi-Prensa, 1995.

CONNELL, J. H., MEYER, R. D., MEYER, J. L., & CARLSON, R. M. (1979). Gaseous ammonia losses following nitrogen fertilization. California agriculture. January 1979.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. 2005. Resolução CONAMA Nº 357, de 17 de março de 2005. Publicada no DOU nº 053, de 18/03/2005, págs. 58-63. Alterada pela Resolução 410/2009 e pela 430/2011 Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf/>. acessado em 12 março de 2014.

CREPANI, E. 2009. O Núcleo de Desertificação de Gilbués observado pelo Sensoriamento Remoto e pelo Geoprocessamento. Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, Brasil, 25-30 abril de 2009, INPE, p. 5185-5192.

CUNHA, D.G.F. & CALIJURI, M.C. 2010. Probabilistic analysis of the occurrence of incompatibility of the water quality with the legal framework of aquatic systems – case study of Pariquera-Açu River (SP, Brazil). Engenharia Sanitária Ambiental. V. 15.n 4. 337–346.

CUNHA, D.G.F., BOTTINO, F., CALIJURI, M.C. (2010). Land use influence on eutrophication-related water variables : case study of tropical rivers with different degrees of anthropogenic interference. Acta Limnologica Brasiliensia, 2010, vol. 22, no. 1, p. 35-45.

CUNHA, P.E.V. 2010. Tese de Doutorado. Fatores de emissão – nutrientes e metais pesados – de efluentes de carcinicultura para o estuário do Rio Potengi/RN – Brasil. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo.

DANTAS, K.P. & MONTEIRO, M.S.L. (2011). Valoração econômica dos efeitos internos da erosão: impactos da produção de soja no Cerrado piauiense. *Revista de Economia e Sociologia Rural*. Piracicaba, SP. vol. 48, nº 4, p. 619-633.

DE MELLO, W.Z. 2001. Precipitation chemistry in the coast of the Metropolitan Region of Rio de Janeiro, Brazil. *Environ. Pollut.* 114: 235-242.

DE MELLO, W.Z., & DE ALMEIDA, M.D. (2004). Rainwater chemistry at the summit and southern flank of the Itatiaia massif, Southeastern Brazil. *Environmental Pollution*, 129(1), 63–68.

DENTENER F.J. AND CRUTZEN P.J. 1994. A three-dimensional model of the global ammonia cycle. *J. Atmos. Chem.* 19: 331–369.

DIAZ, R.J. & ROSENBERG, R. 2008. Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems. *Science* 15 August 2008: vol. 321 no. 5891 pp. 926-929

DUMONT, E. (2005). Global distribution and sources of dissolved inorganic nitrogen export to the coastal zone: Results from a spatially explicit, global model. *Global Biogeochemical Cycles*, 19(4), GB4S02.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. (1986). Exploratory survey - reconnaissance soil of the State of Piauí. por JACOMINE, P.K.T., CAVALCANTI, A.C, PESSOA, S.C.P., BURGOS, N., MÉLO-FILHO, H.F.R., LOPES, O.F., & MEDEIROS, L.A.R. Rio de Janeiro. EMBRAPA-SNLCS/SUDENE-DRN. Boletim de pesquisa, 36. 782p il.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. (2003) Correção do solo e adubação no sistema de plantio direto nos cerrados / Alberto Carlos de Campos Bernardi... [et al.]. -Rio de Janeiro : Embrapa Solos, 2003.22 p. - (Embrapa Solos. Documentos; n. 46)

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. (2004a). Embrapa Arroz e Feijão. Sistemas de Produção, No. 3 ISSN 1679-8869 Versão eletrônica. Nov/2004.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. (2004b). Embrapa Hortaliças. Sistemas de Produção, 6 Versão Eletrônica. Dezembro/2004. <http://www.cnph.embrapa.br/> . acessado em 12 março de 2014.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. (2004c). Nutrição, Calagem e Adubação do Mamoeiro Irrigado. Circular técnica nº 69. Versão eletrônica: http://www.cnpmf.embrapa.br/publicacoes/circulares/circular_69.pdf. acessado em 12 março de 2014.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. (2006). Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos – SIBCS. 2ª Ed. Rio de Janeiro, 306p

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. (2008). Adubação e calagem da soja. Circular técnica nº 61. Versão eletrônica <http://www.cnpso.embrapa.br/download/cirtec/cirtec61.pdf>. acessado em 12 março de 2014.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. (2009). Adubando para alta produtividade e qualidade: fruteiras tropicais do Brasil /

organizadores, Lindbergue Araújo Crisóstomo, Alexey Naumov; tradução Lindbergue Araújo Crisóstomo. – Fortaleza : Embrapa Agroindústria Tropical, 2009.238 p.; 21 cm. – (IIP. Boletim 18).

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. (2012). *Embrapa Sistemas de Produção*, <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/>> acessado em 12 março de 2014.

ESTEVES, F. A. Fundamentos de Limnologia, 3ª ed., Interciência: Rio de Janeiro, 2011.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY - EEA.2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy as amended by Decision 2455/2001/EC and Directives 2008/32/EC, 2008/105/EC and 2009/31/EC.

FARINASSO, M., CARVALHO JUNIOR, O.A., GUIMARÃES, R.F., GOMES, R.A.T., RAMOS, V.M. 2006. Avaliação qualitativa do potencial de erosão laminar em grandes áreas por meio da EUPS – Equação Universal de Perdas de Solos utilizando novas metodologias em SIG para os cálculos dos seus fatores na região do alto Parnaíba – PI-MA. *Revista Brasileira de Geomorfologia*. n. 2 p. 73-85.

FAULKNER, W.B., & SHAW, B.W. (2008). Review of ammonia emission factors for United States animal agriculture. *Atmos. Environ.* 42, 65-67.

FEKETE, B. M., VOROSMARTY, C. J., GRABS, W. (2002) Global, composite runoff fields based on observed river discharge and simulated water balances, *Global Biogeochem. Cycles*, 16(3), 1042.

FILOSO, S., MARTINELLI, L. A., HOWARTH, R. W., BOYER, E. W., DENTENER, F. (2006). Human activities changing the nitrogen cycle in Brazil. *Biogeochemistry*, 79(1-2), 61–89.

FILOSO, S., MARTINELLI, L.A., WILLIAMS, M.R., LARA, L.B., KRUSCHE, A., BALLESTER, M.V., VITORIA, R., CAMARGO, P. B. (2003). Land use and nitrogen export in the Piracicaba River basin , Southeast Brazil. *Biogeochemistry*. 65: 275–294.

FONSECA R., CANARIO T., MORAIS M., BARRIGA F.J.A.S. 2011 Phosphorus sequestration in Fe-rich sediments from two Brazilian tropical reservoir. *Applied Geochemistry*, 26 (9-10), pp. 1607-1622.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF UNITED NATIONS - FAO. (2012). Animal feed resources information system (AFRIS). Manure. Disponível em <http://www.fao.org/ag/AGA/AGAP/FRG/AFRIS/Data/476.HTM> acessado em 20 de novembro de 2012

FORMIGONI, Y., BRITES, A.P., FERNANDES, C., PORTO, M. (2011). Análise crítica da curva de permanência de qualidade da água com base em dados históricos. XIX

Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. 27 de novembro a 01 de dezembro de 2011. Maceió – AL

FREITAS, F.R.S., RIGHETTO, A.M., ATTAYDE, J.L. 2011. Cargas de Fósforo Total e Material em Suspensão em um Reservatório do Semi-Árido Brasileiro. *Oecologia Australis*, v. 15, p. 655-665.

FUNDAÇÃO DE ESTUDOS DO MAR – FEMAR. Manguezais: educar para proteger / Organizado por Jorge Rogério Pereira Alves.- Rio de Janeiro: FEMAR: SEMADS, 2001.96 p.: II

GALLOWAY J. N., ABER J. D., ERISMAN J. W., SEITZINGER S. P., HOWARTH R. W., COWLING E. B., AND COSBY B. J. (2003) The nitrogen cascade. *BioScience*, Vol. 53, No. 4 (Apr., 2003), pp. 341-356 <http://www.jstor.org/stable/1314367>

GALLOWAY, J. N., TOWNSEND, A. R., ERISMAN, J. W., BEKUNDA, M., CAI, Z., FRENEY, J. R., MARTINELLI, L. A., SEITZINGER, S.P. SUTTON, M.A. (2008). Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science (New York, N.Y.)*, 320(5878), 889–92.

GOLLEY, F.B., MC GUINNESS, J.T., CLEMENTS, R.G., CHILD, G.I., DUEVER, M.J. Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida. EDUSP, São Paulo. 1978.

GREENLAND, D.J., LAL, R., 1977. *SOIL Conservation and Management in the Humid Tropics*. Willey, Chichester.

HADAS, A., AGASSI, M., ZHEVELEV, H., KAUTSKY, L., LEVY, G.J., FIZIK, E., GOTESMAN, M. (2004). Mulching with composted municipal solid wastes in Central Negev, Israel II. Effect on available nitrogen and phosphorus and organic matter in soil. *Soil & Tillage Research*, 78: 115-128.

HAMILTON, K. (1996). Policy-Driven Indicators for Sustainable Development. Mediterranean Blue Plan Environmental Performance Indicators workshop. Damasco: Banco Mundial, 1996.54p.

HAO, X.; C. CHANG, C.; LARNEY, J. F. 2004. Carbon, nitrogen balances and greenhouse gas emission during cattle feedlot manure composting. *J. Environ. Qual.* v. 33:37–44.

HOUSE, M.A., & ELLIS, J.B., 1987. The development of water-quality indexes for operational management. *Water Sci. Technol.* 19, 145–154.

HOWARTH RW, BILLEN G, SWANEY D, TOWNSEND A, JAWORSKI N, LAJTHA K, DOWNING JA, ELMGREN R, CARACO N, JORDAN T, BERENDSE F, FRENEY J, KUDEYAROV V, MURDOCH P & ZHU ZHAO-LIANG (1996) Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: natural and human influences. *Biogeochem.* 35: 75–139

HOWARTH, R. W. (2008). Coastal nitrogen pollution: A review of sources and trends globally and regionally. *Harmful Algae*, 8(1), 14–20.

I.C. CONSULTANTS, 2001. *Pollutants in Urban Waste Water and Sewage Sludge*. The Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE (1996). *Macrozoneamento Geoambiental da Bacia Hidrográfica do rio Parnaíba*. IBGE, Rio de Janeiro.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. 2010. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008*. Rio de Janeiro, 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. (2012a). *Pesquisa de Informações Básicas Municipais. Perfil dos Municípios Brasileiros*. Rio de Janeiro, 2012. ISBN 978-85-240-4256-2 (CD-ROM).

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE, 2012b. *Indicadores de Desenvolvimento Sustentável 2012*. Rio de Janeiro, 2012. ISSN 1517-1450

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. (2012c). *Censo Agropecuário 2006. Brasil, Grandes Regiões e Unidades da Federação. Segunda apuração*. Rio de Janeiro, 2012. ISBN (CD-ROM).

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. *Produtos agrotóxicos e afins comercializados em 2009 no Brasil: uma abordagem ambiental/Rafaela Maciel Rebelo... [et al].- Brasília: Ibama, 2010. 84 p. : il. color. ; 29cm.*

INSTITUTO DE MEIO AMBIENTE DE MATO GROSSO DO SUL – IMASUL. *Relatório de Qualidade das Águas Superficiais do Estado de Mato Grosso do Sul - 2011*. Campo Grande, MS, IMASUL, 2013. (Série Relatórios). 185 p

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE – IPCC. 2006. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Agriculture, forestry and other land use. Vol. 4*. IGES, Japan. ISBN 4-88788-032-4. Disponível em: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp>.

KLOSE, K., COOPER, S.D., LEYDECKER, A.D., KREITLER, J. (2012) Relationships among catchment land use and concentrations of nutrients, algae, and dissolved oxygen in a southern California river. *Freshwater Science*: September 2012, Vol. 31, No. 3, pp. 908-927.

KROM, M. D., HERUT, B., MANTOURA, R.F.C. (2004) Nutrient budget for the Eastern Mediterranean : Implications for phosphorus limitation. *Limnol. Oceanogr.* 49(5), 2004, 1582–1592.

LACERDA, L.D., VAISMAN, A.G., MAIA, L.P., CUNHA, E., SILVA, C.A.R., 2006. Relative importance of nitrogen and phosphorus emissions from shrimp farming and other

anthropogenic sources for six estuaries along the NE Brazilian coast. *Aquaculture*, vol. 253, p. 433-446.

LACERDA, L.D., MOLISANI, M.M., SENA, D., MAIA, L.P., 2008. Estimating the importance of natural and anthropogenic sources on N and P emission to estuaries along Ceará State Coast NE Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 141, p.149-164.

LAMPARELLI, M. C. 2004. Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. 2004. 235 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LANDWEHR, J. M., & DEININGER, R. A. (1976). A comparison of several water quality indexes. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 954-958.

LARA CABEZA, W.A.R., et al. 1997a. Volatilização de NH₃ na cultura de milho: I. Efeito da irrigação e substituição parcial da uréia por sulfato de amônio. *Revista. Bras. Cien. Solo*, v.21, p.481- 487.

LARA CABEZA, W.A.R., et al. 1997b Volatilização de NH₃ na cultura de milho: II. Avaliação de fontes sólidas e fluída sem sistema de plantio direto e convencional. *Revista. Bras. Cien. Solo*, v.21, p.489- 496.

LARA CABEZA, W.A.R.; TRIVELIN, P. C. O.; KORNDORFER, G. H.; PEREIRA S.2000. Balanço da adubação nitrogenada sólida e fluída de cobertura na cultura de milho, em sistema de plantio direto no triangulo mineiro. *Revista. Bras. Cien. Solo*, v.24, p.363- 476.

LEE, D.S., & LONGHURST, J.W.S. (1993). Estimates of Emissions of SO₂, NO_x, HCl and NH₃ from a Densely Populated Region of the UK. *Environmental Pollution*, Volume 79:37-44.

LIMA, J. V. Variáveis hidroquímicas e frações de fósforo na água de microbacias urbanas de Bom Jesus/PI. Bom Jesus (PI), 2010. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal do Piauí, Campus Professora Cinobelina Elvas, Curso de Licenciatura em Ciências Biológicas.

LOVETT G.M. AND RUETH H. 1999. Soil nitrogen transformations in Beech and Maple stands along a nitrogen deposition gradient. *Ecol. Appl.* 9: 1330–1344.

LUU, T.N.M., GARNIER, J., BILLEN, G., LE, T.P.Q., NEMERY, J., ORANGE, D., LE, L.A. (2012). N, P, Si budgets for the Red River Delta (northern Vietnam): how the delta affects river nutrient delivery to the sea. *Biogeochemistry*, 107(1-3), 241–259.

MACKENZIE, F. T., VER, L. M., LERMAN, A. (2002). Century-scale nitrogen and phosphorus controls of the carbon cycle. *Chemical Geology*, 190(1-4), 13–32.

MAGALHAES JR., A.P. Indicadores ambientais e recursos hídricos: realidade e perspectivas para o Brasil a partir da experiência francesa/Antônio Pereira Magalhães Junior. – Rio de Janeiro: Bertand Brasil, 2007. 688p.: il.

MAGGI, F., & DALY, E. (2013). Decomposition Pathways and Rates of Human Urine in Soils. *J. Agric. Food Chem.* V.61, p.6175–6186.

MALAVOLTA, E. ABC da adubação. 4. ed. São Paulo: Agronômica Ceres, 1979. 256p.

MALAVOLTA, E. AND DANTAS, J.P. (1980). Nutrição e adubação do milho. In: Paterniani, E. (ed.). *Melhoramento e Produção do Milho no Brasil*. 2º ed., Fundação Cargill, São Paulo, p: 429-479.

MARINS, R.V., PAULA-FILHO, F.J., ESCHRIQUE, S.A., LACERDA, L.D. Anthropogenic sources and distribution of phosphorus in sediments from the Jaguaribe River estuary, NE, Brazil. *Braz. J. Biol.* 2011, vol.71, n.3, pp. 673-678. ISSN 1519-6984.

MARINS, R.V., PAULA-FILHO, F.J., ROCHA, C.A.S., 2007. Geoquímica de fósforo como indicadora da qualidade ambiental e dos processos estuarinos do rio Jaguaribe – costa nordeste oriental brasileira. *Química Nova*, vol. 30, p. 1208-1214.

MARONE, E., MACHADO, E. C., LOPES, R. M., & TEIXEIRA, E. (2005). Land-ocean fluxes in the paranaguá bay estuarine system, southern brazil, *53(870)*, 169–181.

MARTINELLI, L. A, COLETTA, L. D., RAVAGNANI, E. C., CAMARGO, P. B., OMETTO, J. P. H. B., FILOSO, S., & VICTORIA, R. L. (2010). Dissolved nitrogen in rivers: comparing pristine and impacted regions of Brazil. *Brazilian journal of biology = Revista brasleira de biologia*, 70(3 Suppl), 709–22.

MAYORGA, E., SEITZINGER, S. P., HARRISON, J. A., DUMONT, E., BEUSEN, A. H. W., BOUWMAN, A. F., FEKETE, B. M., ET AL. (2010). Global Nutrient Export from WaterSheds 2 (NEWS 2): Model development and implementation. *Environmental Modelling & Software*, 25(7), 837–853.

MERCANTE, C.T.J. & TUCCI-MOURA, A. 2001. Comparação entre os índices de Carlson e de Carlson modificado aplicados a dois ambientes aquáticos subtropicais, São Paulo, SP. *Acta Limnologica Brasiliensia*11:1-14.

MEYBECK, M. (1982). Carbon nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *American Journal of Science* 282,401-450.

MEYBECK, M., DÜRR, H.H. VÖRÖSMARTY, C.J. (2006). Global coastal segmentation and its river catchment contributors: A new look at land-ocean linkage. *Global Biogeochem. Cycles*, 20, GB1S90.

MIKKELSEN, R. (2009). Ammonia Emissions from Agricultural Operations: Fertilizer. *Better Crops*. Vol. 93, No. 4, p. 9-11.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA (2000). Plano diretor de recursos hídricos da Bacia Hidrográfica dos rios Canindé/Piauí, no Estado do Piauí – Tomo I – Diagnóstico. Vol. 10. Cap. 2. Piauí. 46p

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. (2003). Secretaria Executiva. Indicadores mínimos de qualidade da água para os projetos do PNMA II: oficina realizada de 2 a 4 de outubro de 2001, em Brasília, DF. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2003.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA (2005). Secretaria de Políticas Públicas para o Desenvolvimento Sustentável. Projeto-Piloto Zoneamento Ecológico-Econômico do Baixo Rio Parnaíba – 1a Aproximação. Brasília: 2005 CD-ROM.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE/MMA (2006a). Caderno da Região Hidrográfica do Parnaíba / Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Recursos Hídricos. – Brasília: MMA, 2006. 184 p. : il. color. ; 27cm

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2006b. Secretaria de Recursos Hídricos. Plano Nacional de Recursos Hídricos: panorama e estado dos recursos hídricos do Brasil. Volume I. Brasília, 2006.

MIRANDA, E. E., GOMES, E. G., GUIMARÃES, M. 2005. Mapeamento e estimativa da área urbanizada do Brasil com base em imagens orbitais e modelos estatísticos. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: <<http://www.urbanizacao.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em: 7 out. 2013.

MIZERKOWSKI, B. D., HESSE, K., LADWIG, N., MACHADO, C., ROSA, R., ARAUJO, T., & KOCH, D. (2012). Sources, loads and dispersion of dissolved inorganic nutrients in Paranaguá Bay. *Ocean Dynamics*, 62:1409–1424.

MOLISANI, M.M.; ESTEVES, F.A., LACERDA, L.D., REZENDE, C.E. (2013). Emissões naturais e antrópicas de nitrogênio, fósforo e metais para a bacia do Rio Macaé (Macaé, RJ, Brasil) sob influência das atividades de exploração de petróleo e gás na Bacia de Campos. *Quím. Nova*. 2013, vol.36, n.1, pp. 27-66.

MÖLLER, D. & SCHIEFERDECKER, H. (1989). Ammonia emission and deposition of NH_x, in the G.D.R. *Atmospheric Environment*, V.23:1187-1193.

MULLER, R. & O. WIDEMANN. 1955. Die Bestimmung des Nitrat-Ion in Wasser. *Von Wasser* 22, 247 p.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL – NRC. (2000). Clean coastal waters: Understanding and reducing the effects of nutrient pollution. Washington, DC: National Academy Press.

NORIEGA, C., & ARAUJO, M., 2009. Nitrogen and phosphorus loading in coastal watersheds in northeastern Brazil. *Journal of Coastal research*, SI 56 (Proceedings of the 10th International Coastal Symposium), 871-875. Lisbon, Portugal, ISSN 0749-0258.

OLE HJELMAR, ANDERSEN, L., HANSEN, J.B., VKI, DENMARK. (2000). Leachate emissions from landfills. Final Report. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, Sweden.

OLIVEIRA, C.N., CAMPOS, V.P., MEDEIROS, Y.D.P. (2010). Avaliação e identificação de parâmetros importantes para a qualidade de corpos d'água no semiárido baiano. estudo de caso: bacia hidrográfica do rio Salitre. *Quim. Nova*, Vol. 33, No. 5, 1059-1066.

OLIVEIRA, L.N. Estudo da variabilidade sazonal da qualidade da água do rio Poti em Teresina e suas implicações na população local. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Piauí, Teresina. 2012. 113 f.:il.

OLIVEIRA, K.F, PERES, T.F., KURY, M.L., BEZERRA, M.F., SANTOS, J.A., LACERDA, L.D. Fator de emissão para a piscicultura em tanque-rede de um Açude do semiárido brasileiro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA.14., 2013, Bonito. Anais. Associação Brasileira de Limnologia. Disponível em http://cblbonito2013.com.br/artigo-completo/232_52000335a1c57.pdf. Acessado em: 12 de dezembro de 2013.

OTT, W.R. 1978. Environmental Indices: Theory and Practice. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan.

PANOSSO, R., COSTA, I.A.S., SOUZA, N.R., ATTAYDE, J.L., CUNHA, S.R.S., GOMES, F.C.F. 2007. Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do Estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). *Oecologia Brasiliensis*, vol. 11, no. 3, p. 433-449.

PAULA FILHO, F.J., DE MOURA, M.C.S., MARINS, R.V. (2012). Phosphorus Geochemical Fractioning in Water and Sediment from Corrente River, Catchment, Parnaíba/PI. *Revista Virtual de Química*, vol. 4(6), 623–640.

PAULA FILHO, F.J., DE MOURA, M.C.S., RIBEIRO, I.C., SANTOS, G.V., PEREIRA, A.C.A., MARINS, R.V. Influence of land use on the quality and trophic conditions of water catchments in the valley of the Parnaíba river, brazil's semiarid northeast. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA.14., 2013, Bonito. Anais. Associação Brasileira de Limnologia. Disponível em http://cblbonito2013.com.br/artigo-completo/109_5200ece2cc17a.pdf. Acessado em: 12 de dezembro de 2013.

PAULA, F.C.F.; LACERDA, L.D.; MARINS, R.V.; AGUIAR, J.E.; OVALLE, A.R.C. & FALCÃO FILHO, C.A.T. 2010. Emissões naturais e antrópicas de metais e nutrientes para a bacia inferior do Rio de Contas, Bahia. *Química Nova* 33(1): 70-75.

PEREIRA NETO, J. T. Gerenciamento do lixo urbano: aspectos técnicos e operacionais. Viçosa: UFV, 2007. 129 p.

PESCE, S.F., & WUNDERLIN, D.A. 2000. Use of water quality indices to verify the impact of Cordoba City (Argentina) on Suquia River. *Water Research* 34: 2915-2926.

RAYMOND, P. A., DAVID, M. B., SAIERS, J. E. (2012). The impact of fertilization and hydrology on nitrate fluxes from Mississippi watersheds. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4(2), 212–218.

REBOUÇAS, A.C. Água doce no mundo e no Brasil, In: Rebouças, A. C; Braga B., Tundisi, J. G eds. *Águas Doces no Brasil*, São Paulo. Escrituras Editora, 1999.

RIBEIRO, I.C. Graus de trofia em águas das microbacias urbanas de Bom Jesus/PI. Bom Jesus (PI), 2011. Monografia, Universidade Federal do Piauí, Campus Professora Cinobelina Elvas, Curso de Licenciatura em Ciências Biológicas.

ROMERO, E., GARNIER, J., LASSALETTA, L., BILLEN, G., LE GENDRE, R., RIOU, P., & CUGIER, P. (2013). Large-scale patterns of river inputs in southwestern Europe: seasonal and interannual variations and potential eutrophication effects at the coastal zone. *Biogeochemistry*, V. 113, Issue 1-3, pp 481-505.

SALAS, I.H.J., MARTINO, P. 2001. Metodologías simplificadas para la evaluación de eutroficación en lagos cálidos tropicales. Centro panamericano de ingeniería sanitaria y ciencias del ambiente (CEPIS). Programa Regional CEPIS/HPE/OPS 1981-1990

SALES, M.C.L. (2003). Degradação Ambiental em Gilbués, PI. *Mercator - Revista de Geografia da UFC*, n. 4, p. 1-19.

SAMPAIO, Y., COSTA, E.F., ALBUQUERQUE, E., SAMPAIO, B.R. (2008). Impactos sócio-econômicos do cultivo do camarão marinho em municípios selecionados do nordeste brasileiro. *Rev. Econ. Sociol. Rural*. 46 (4), 1015-1042.

SCHLESINGER, W., AND HARTLEY, A. (1992). A global budget for atmospheric NH₃. *Biogeochemistry*, 15(3), 191–211.

SCHOUW, N.L., DANTERAVANICH, S., MOSBAEK, H., TJELL, J.C. (2002). Composition of human excreta - case study from Southern Thailand. *The Science of the Total Environment*. V.286, p.155 – 166.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DO PIAUÍ – SEMAR. Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Piauí. Teresina: 2010.

SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL - SNSA (2012). Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico dos serviços de água e esgotos –2010.–Brasília: MCIDADES.SNSA, 2012.

SEITZINGER, S. P., HARRISON, J. A., DUMONT, E., BEUSEN, A. H. W., & BOUWMAN, A. F. (2005). Sources and delivery of carbon, nitrogen, and phosphorus to the coastal zone: An overview of Global Nutrient Export from Watersheds (NEWS) models and their application. *Global Biogeochemical Cycles*, 19(4), GB4S01.

SIGNORIN, M., PEREIRA FILHO, J., DELFIM, R., SCHETTINI, C.A.F. (2010). Hidrodinâmica e nutrientes inorgânicos dissolvidos no estuário do rio Perequê, SC. Braz. J. Aquat. Sci. Technol., 2010, 14(2):13-21.

SILVA GALVÃO, S.R., SALCEDO, I.H., OLIVEIRA, F.F. (2008). Acumulação de nutrientes em solos arenosos adubados com esterco bovino. *Pesq. agropec. Brás*, v.43, n.1, p.99-105.

SILVA, A. M.; SCHULZ, H. E; CAMARGO, P. B. Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas. São Carlos: RiMa, 2003. 114 p.

SILVA, G.S.D., & JARDIM, W.D.F. (2006). A new water quality index for protection of aquatic life applied to the Atibaia River, region of Campinas/Paulínia cities-São Paulo State. *Química Nova*, 29(4), 689-694.

SILVA, L.F. 1996. Solos Tropicais: Aspectos Pedológicos, Ecológicos e de Manejo. Terra Brasilis Editora, São Paulo.

SILVEIRA, M.P. (2004). Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios / Mariana Pinheiro Silveira.-- Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente. 68p.-- (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 36).

SIMÕES, F.S., MOREIRA, A.B., BISINOTI, M.C., GIMENEZ, S.M.N., YABE, M.J.S. (2008). Water quality index as a simple indicator of aquaculture effects on aquatic bodies. ecological indicators. V.8, p.476-484.

SMIL, V. (2000). Phosphorus in the environment: Natural Flows and Human interferences. *Annu. Rev. Energy Environ.* 2000. 25:53-88.

SMITH, D.G. 1990. A better water quality indexing system for river and streams. *Water Res.* V.24:10.

SMITH, R.A., ALEXANDER, R.B., WOLMAN, M.G., 1997. Regional interpretation of water monitoring data. *Water Resources Research* 33, 2781-2798.

SMITH, V. H. (2006). Responses of estuarine and coastal marine phytoplankton to nitrogen and phosphorus enrichment. *Limnology and Oceanography*, 51(1_part_2), 377-384.

SOUZA, P.A., DE MELLO, W.Z., MALDONADO, J. (2006). Rainwater chemistry and atmospheric deposition at Ilha Grande, RJ. *Quim. Nova*, Vol. 29, No. 3, 471-476.

STRICKLAND, J.D.H. & PARSONS, T.R. 1972. A Practical handbook of sea water analysis. *Bulletim Fisheries Research Board of Canada*, 167: 1-311

TAPPIN, A.D. 2002. An examination of the fluxes of nitrogen and phosphorus in temperate and tropical estuaries: Current estimates and uncertainties. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, vol. 55, p. 885-901.

THOMAS, Y., COURTIES, C., EL HELWE, Y., HERBLAND, A., LEMONNIER, H. (2010). Spatial and temporal extension of eutrophication associated with shrimp farm wastewater discharges in the New Caledonia lagoon. *Marine pollution bulletin*, 61(7-12), 387–98.

TOLEDO JÚNIOR, A.P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J.; AGUDO, E.G. A. 1983. Aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 12., 1983, Camboriú. Anais.p.1-34.

TORRES, R.F., LACERDA, L.D., PAULA FILHO, F.J., SILVA, F.A.T.F., MARINS, R.V. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA.14., 2013, Bonito. Anais. Estimativa por fatores de emissão das cargas naturais e antrópicas de carbono orgânico na área de influência da bacia do médio Jaguaribe – CE. Associação Brasileira de Limnologia. Disponível em http://cblbonito2013.com.br/artigo-completo/659_51fef544c5b9e.pdf. Acessado em: 12 de dezembro de 2013.

TUNDISI, J.G. Água no século XXI: enfrentando a escassez. São Paulo: RiMa, IIE, 2003.

TUNDISI, J.G., 2008. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. Estudos avançados. São Paulo, vol. 22, no. 63, p. 7-16.

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. Soil Sampling Quality Assurance User’s Guide – EPA 600/8-89/046. Las Vegas, NV, DC, Environmental Monitoring Systems Laboratory, 1989.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY OF UNITED STATE (USEPA). Guidance Specifying Management Measures For Sources Of Nonpoint Pollution In Coastal Waters. Chapter 7. Management Measures for Wetlands, Riparian Areas, and Vegetated Treatment Systems. – EPA 840-B-92-002, Washington, DC. 1993.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2002a, National water quality inventory—2000 report: U.S. Environmental Protection Agency Office of Water Report EPA-841-R-02-001, 207 p., available online at <http://www.epa.gov/305b/2000report/>

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). 2002b. National Water Quality Inventory. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC. Disponível em: <http://www.epa.gov/305b/2000report>. Acessado em 12 de março de 2014.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 2003. National Management Measures to Control Nonpoint Source Pollution from Agriculture. EPA 841-B-03-004, July 2003.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY OF UNITED STATE (USEPA). 2007. Emission factor uncertainty assessment. Review Draft. Emission factor uncertainty assessment. Review Draft. Office of Air Quality Planning and Standards.

U.S. GEOLOGICAL SURVEY. 2012. SPARROW Surface Water-Quality Modeling. <http://water.usgs.gov/nawqa/sparrow/index.html>. Acessado em 12 de março de 2014.

UNCED – UNITED NATIONS CONFERENCE ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT. 1992. Agenda 21. Programme of Action for Sustainable Development. Official outcome of the United Nations Conference on Environment and Development (UNCED), 3–14 June 1992, Rio de Janeiro

VALDERRAMA, J. C. 1981. The simultaneous analysis of total N and total P in natural Waters. *Mar. Chem.* 10:109-122

VAN BREEMEN, N. ET AL., (2002) Where did all the nitrogen go? Fate of nitrogen inputs to large watersheds in the northeastern U.S.A. *Biogeochemistry* 57:267–293.

VAN DRECHT, G. (2003). Global modeling of the fate of nitrogen from point and nonpoint sources in soils, groundwater, and surface water. *Global Biogeochemical Cycles*, 17(4). <http://dx.doi.org/10.1029/2003GB002060>

VASCONCELOS, J.F., BARBOSA, J.E.L., DINIZ, C.R., CEBALLOS, B.S.O. 2011. Cianobactérias em reservatórios do Estado da Paraíba: ocorrência, toxicidade e fatores reguladores. *Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia*, vol. 39, no. 2, p. 1-20.

VIGIAK, O., RATTRAY, D., MCINNES, J., NEWHAM, L. T. H., & ROBERTS, A M. (2012). Modelling catchment management impact on in-stream phosphorus loads in northern Victoria. *Journal of environmental management*, 110, 215–25.

VLEK, P.L. & BYRNES, B.H. (1986). The efficacy and loss of fertilizer N in lowland rice. *Fertilizer Research*, v. 9, p. 131- 147.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo horizonte: DESA / UFMG, 2005.

WINTER, J. G., DILLON, P. J., FUTTER, M. N., NICHOLLS, K. H., SCHEIDER, W. A., SCOTT, L. D. (2002). Total Phosphorus Budgets and Nitrogen Loads: Lake Simcoe, Ontario (1990 to 1998). *Journal of Great Lakes Research*. 28(3), 301–314.

WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. (1978). Predicting rainfall erosion losses; a guide to conservation planning. U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C. 58p.

WORLD WATER COUNCIL – WWC. (2000). World Water Vision Commission Report: A Water Secure World. Vision for Water, Life and the Environment. World Water Council.

YUAN, Y., LOCKE, M.A, BINGNER, R.L., REBICH, R.A. (2013). Phosphorus losses from agricultural watersheds in the Mississippi Delta. *Journal of environmental management*, 115, 14–20.

APÊNDICE A – Localização dos pontos, coordenadas geográficas, frequência amostral e período de amostragem.

Sub-região	Sub-bacia	Notação	Coordenadas	Frequência	n	Descrição	
Alto Parnaíba	Rio Gurguéia	BGG 01	10° 01' 38"S 45°18' 11"O	mensal	13	A montante da cidade de São Gonçalo.	
		BGG 02	9°52' 56"S 45°14' 3"O	mensal	13	A jusante da cidade de Gilbués.	
		BGG 03	9°28' 23"S 44°36' 3"O	mensal	13	A jusante do afluente rio Curimatáu e do posto ANA (n° 34230000).	
		BGG 04	9° 6' 42"S 44° 21' 49"O	mensal	13	Ponte da BR 135 na cidade de Bom Jesus.	
		BGG 05	9° 4' 35"S 44° 20' 41"O	mensal	13	A jusante da cidade de Bom Jesus.	
		BGG 06	9° 0' 24"S 44°18' 26"O	mensal	13	A montante da cidade de Cristino Castro.	
		BGG 07	8°49' 44"S 44°13' 46"O	mensal	13	A jusante do posto ANA (n° 34251000).	
			BGG 15	7° 5' 38"S 43°30' 52"O	sazonal	2	A montante da cidade de Jerumenha.
		Difusas de Boa Esperança	BDBE 01	7°13' 33"S 44°33' 02"O	sazonal	2	A jusante da UHE de Boa Esperança.
		Rio de Balsas	BB 01	7°14' 09"S 44°34' 37"O	sazonal	2	No exultório a jusante do posto fluviométrico da ANA (n° 34170000).
		Rio Uruçuí Preto	BUP 01	7°23' 22"S 44°36' 44"O	sazonal	2	No exultório a jusante do posto fluviométrico da ANA (n° 34090000).
		Difusas do Alto Parnaíba	BDAP 01	7°18' 34"S 44°37' 29"O	sazonal	2	A montante do exultório rio Uruçuí Preto, posto fluviométrico da ANA (n° 34060000).
		Rio Itaueiras ^e	BIT 01	6°48' 31"S 42°57' 31"O	sazonal	1	A Jusante da estação ANA (n° 34350000), sob a ponte da BR - 343.

“continua”

Sub-região	Sub-bacia	Notação	Coordenadas	Frequência	n	Descrição
	BDBE + Rio Gurguéia	BAMP ^f	6°45' 34"S 43° 0' 44"O	sazonal	2	Ponte BR – 230 a jusante do posto fluviométrico da ANA (n° 34311000).
	Canindé/Piauí	BCP 01	6°17' 41"S 42°48' 52"O	sazonal	2	Ponte BR – 343 a jusante do posto fluviométrico da ANA (n° 34600000).
Médio Parnaíba	D. Médio Parnaíba	BDMP 01	5°11' 20"S 42°47' 51"O	sazonal	2	A montante de Teresina e a jusante do posto fluviométrico da ANA (n° 34660000).
	D. Médio Parnaíba	BDMP 01 ^h	5° 3' 50"S 42°48' 25"O	sazonal	2	Teresina a jusante da estação central.
	Poti	BP 01	5° 0' 05"S 42°51' 08"O	sazonal	2	Teresina na Ponte Primavera a jusante do posto fluviométrico da ANA (n° 34789000)..
	Rio Parnaíba	BMAP 01	4°10' 54"S 42°57' 06"O	sazonal	2	A montante da cidade de Miguel Alves.
	Rio Parnaíba	BLP 01	3° 5' 41"S 41°53' 51"O	sazonal	2	Ponte sobre o rio Parnaíba a jusante do exultório do rio Longá do posto fluviométrico ANA (n°34879500)
Baixo Parnaíba						

“continua”

Sub-região	Sub-bacia	Notação	Coordenadas	Frequência	n	Descrição
	Rio Parnaíba	DP 01	02° 57' 41"S 41° 47' 44"O	sazonal	2	Ponto a montante do canal do rio Igaracú.
	Rio Parnaíba	DP 02	02° 53' 24"S 41° 50' 58" O	sazonal	2	Defronte a primeira ilha do canal principal.
	Rio Parnaíba	DP 03	02° 49' 54"S 41° 51' 05" O	sazonal	2	A montante da foz do canal da ilha dos tatus.
	Rio Parnaíba	DP 04	02° 49' 02"S 41° 50' 11" O	sazonal	2	A jusante da foz do canal da ilha dos tatus.
	Rio Parnaíba	DP 05	02° 46' 55"S 41° 49' 34" O	sazonal	2	Igarapé dos PiriQUITOS.
	Rio Parnaíba	DP 06	02° 46' 41"S 41° 50' 58" O	sazonal	2	Defronte a ilha das Canárias.
	Rio Parnaíba	DP 07	02° 45' 06"S 41° 49' 39" O	sazonal	2	Defronte a Ilha de Poldros.
Delta do	Rio Parnaíba	DP 08	02° 44' 11"S 41° 48' 04" O	sazonal	2	Foz do rio Parnaíba.
Parnaíba	Rio Igaracú	IG 01	02° 56' 12"S 41° 48' 17" O	sazonal	2	Entrada do canal do rio Igaracú.
	Rio Igaracú	IG02	02° 55' 55"S 41° 48' 09" O	sazonal	2	A montante da cidade de Parnaíba.
	Rio Igaracú	IG03	02° 54' 14"S 41° 47' 14" O	sazonal	2	A montante da ponte da Ilha Grande de Santa Isabel.
	Rio Igaracú	IG04	02° 53' 47"S 41° 46' 04" O	sazonal	2	A jusante da cidade de Parnaíba.
	Rio Igaracú	IG05	02° 52' 59"S 41° 43' 49" O	sazonal	2	Comunidade de pescadores artesanais.
	Rio Igaracú	IG06	02° 52' 38"S 41° 42' 48" O	sazonal	2	Canal principal no início da área de manguezal.
	Rio Igaracú	IG07	02° 52' 32"S 41° 40' 43" O	sazonal	2	Montante do Porto pesqueiro de Luis Corrêa.
	Rio Igaracú	IG08	02° 52' 11"S 41° 39' 13" O	sazonal	2	Defronte ao Porto de Luis Corrêa.

^a. Riachos afluentes do Rio Gurgueia em sua margem esquerda. ^b. Período I – amostragem realizada entre janeiro e dezembro de 2011; ^c. Período II – amostragem realizada entre abril de 2012 e abril de 2013; ^d. Período III – Amostragem realizada em março e julho de 2012; ^e. O rio Itaueiras estava seco em julho de 2012; ^f. Ponto de transição entre o Alto e Médio Parnaíba; ^g. Período IV – amostragem realizada em setembro de 2010 e março de 2012; ^h. Ponto de transição entre o Médio e Baixo Parnaíba.

APÊNDICE B – Tabela de fatores normalizadores para as variáveis monitoradas e utilizadas no cálculo do IQA_{Min} .

Variável	Peso Relativo (w)	Fator de Normalização (C_i)										
		100	90	80	70	60	50	40	30	20	10	0
		Valores analíticos ^a										
O.D.	4	$\geq 7,5$	$> 7,0$	$> 6,5$	$> 6,0$	$> 5,0$	$> 4,0$	$> 3,5$	$> 3,0$	$> 2,0$	$\geq 1,0$	$< 1,0$
NT	2	$< 0,4$	$< 0,7$	< 1	$< 1,5$	< 5	< 10	< 15	< 20	< 30	≤ 35	> 35
C.E.	1	< 750	< 1000	< 1250	< 1500	< 2000	< 2500	< 3000	< 5000	< 8000	≤ 12.000	> 12.000
pH	1	7	7 – 8	7 – 8,5	7 – 9	6,5 – 7	6 – 9,5	5 – 10	4 – 11	3 – 12	2 – 13	1 – 14
PT	1	$< 0,16$	$< 1,60$	$< 3,20$	$< 6,40$	$< 9,60$	$< 16,0$	$< 32,0$	$< 64,0$	$< 96,0$	$\leq 160,0$	$> 160,0$
STS	4	< 250	< 750	< 1000	< 1500	< 2000	< 3000	< 5000	< 8000	< 12.000	≤ 20.000	> 20.000
NTU	2	< 5	< 10	< 15	< 20	< 25	< 30	< 40	< 60	< 80	≤ 100	> 100
T	1	21/16	22/15	24/14	26/12	28/10	30/5	32/0	36/– 2	40/– 4	45/– 6	$> 45/ < -6$

^a Valores em: NT; PT; O.D.; STS (mg.L^{-1}), Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), UNT (unidade nefelométrica de turbidez), Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) de acordo com [CONESA \(1995\)](#); [PESCE & WUNDERLIN, 2000](#); [SILVA & JARDIM, \(2006\)](#); [SIMÕES *et al.* \(2012\)](#).

APÊNDICE C – Tabela com os dados das estimativas de cargas de N e P (t.ano^{-1}), a partir da deposição atmosférica para as sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.

Sub-região	Sub-bacias	Área ^a (km^2)	Pluviosidade ^b (mm.ano^{-1})	[N] ^c ($\text{mg.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$)	[P] ^c ($\text{mg.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$)	Carga N ^d (t.ano^{-1})	Carga P ^d (t.ano^{-1})
Alto Parnaíba	Gurguéia	52.315,3	978,0	97,8	7,8	2.661,8	120,6
	Balsas	27.743,0	1.244,0	124,4	10,0	1.360,1	82,8
	Uruçuí Preto	15.794,0	1.204,0	120,4	9,6	943,7	45,6
	D. Boa Esperança	7.594,0	1.055,0	105,5	8,4	358,2	19,2
	D. Alto Parnaíba	34.298,0	1.429,0	142,9	11,4	2.672,3	117,7
	Itaueiras	10.414,3	676,0	67,6	5,4	243,3	14,7
Médio Parnaíba	Canindé/Piauí	76.162,0	676,0	67,6	5,4	1.229,1	123,5
	Poti	50.977,0	1.269,0	126,9	10,2	2.600,3	155,3
	D. Médio Parnaíba	13.334,0	1.269,0	126,9	10,2	836,4	41,0
Baixo Parnaíba	Longá/Parnaíba	42.810,0	1.150,3	115,2	9,2	517,7	118,4
Σ das sub-bacias		331.441,6	-	-	-	13.423,7	838,8

^a. A partir das informações da base de dados cidades do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/index.php>).

^b. A partir de dados das estações pluviométricas do Sistema de Informações Hidrológicas, portal HydroWeb da Agência Nacional de Águas – ANA, (<http://hidroweb.ana.gov.br/>).

^c. Valores de deposição atmosférica para N e P corrigidos pela precipitação pluviométrica local, a partir da média $100 \text{ mg N.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ e $8,0 \text{ mg P.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ (DENTENER & CRUTZEN, 1994; MELLO & ALMEIDA, 2004).

^d. Cargas obtidas em função da concentração dos nutrientes depositados ($\text{mg.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$), área da bacia (km^2) corrigidos pelo fator de retenção dos solos que para a bacia correspondem a 63% para N e 70% para o P (GOLLEY, *et al.* 1978; MALAVOLTA & DANTAS, 1980; SILVA., 1996).

APÊNDICE D – Tabela com os dados das estimativas de cargas de N e P ($t.an^{-1}$), a partir da denudação física e química dos solos da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.

Sub-Região	Sub-bacias	Tipo de solo ^a							
		Neossolos Quartzarênicos ^b	Latosolos	Plintossolos	Neossolos Litólicos ^c	Planossolos ^d	Argissolos ^e	Neossolos Flúvicos ^f	Σ
	Área ^g	3.212,3	31.860,0	2.733,1	10.503,3	1.221,5	1.914,5	870,6	
Gurguéia	N	90,0	434,9	37,3	331,6	16,7	26,1	50,0	986,5
	P	20,2	611,7	10,5	201,7	23,5	36,8	27,4	931,8
	Área ^g	2.391,2	17.230,2	223,1	5.101,0		2.454,6	343	
Balsas	N	67,0	235,2	3,0	161,0		33,5	19,7	519,4
	P	15,1	330,8	0,9	98,0		47,1	10,8	502,6
	Área ^g	244,9	12.439,8		2.579,2		474,5	56,0	
Uruçuí Preto	N	6,9	169,8		81,4		6,5	3,2	267,8
	P	1,5	238,9		49,5		9,1	1,8	300,8
Médio Parnaíba	Área ^g	1.447,9	3.363,1		1.486,0		1.297,0		
D. Boa Esperança	N	40,5	45,9		46,9		17,7		151,1
	P	9,1	64,6		28,5		25,0		127,1
	Área ^g	7.581,7	16.728,9		7.930,6	1.634,7		422	
D. Alto Parnaíba	N	212,3	228,4		250,4	22,3		24,2	737,5
	P	47,8	321,2		152,3	31,4		13,3	565,9
	Área ^g	327	6.080,0	51,0	1.584,0		1.990,0	382,5	
Itaueiras	N	9,2	139,8	0,7	50,4		45,8	22,1	268,0
	P	2,1	91,2	0,2	30,4		29,9	12,1	165,9

Sub-Região	Sub-bacias	Tipo de solo ^a								
		Neossolos Quartzarênicos ^b	Latosolos	Plintossolos	Neossolos Litólicos ^c	Planossolos ^d	Argissolos ^e	Neossolos Flúvicos ^f	Σ	
	Área ^g	9.203,0	23.385,3	1.173,1	19.549,0	153,0	18.042,8	626,3		
Médio Parnaíba	Canindé/Piauí	N	299,3	371,6	16,3	622,1	2,1	250,8	36,1	1.604,1
		P	62,3	513,3	4,5	375,3	2,9	346,4	19,7	1.324,5
	Área ^g	7.889,6	12.140,4	3.244,7	11.077,0	2.795,4	10.526,0	347,2		
	Poti	N	222,9	320,3	45,1	352,5	38,9	242,1	20,0	874,7
		P	49,8	238,9	12,5	212,7	53,7	157,9	10,9	564,6
	Área ^g	75,0	5.462,0	119,3	2.861,2		4.505,4	311,1		
D. Médio Parnaíba	N	1,0	75,9	1,7	91,04		62,6	17,9	250,2	
	P	1,4	104,9	0,5	54,9		86,5	9,8	258,0	
Área ^g	2.310,2	11.537,2	10.900,0	5.160,0	1.769,4	8.481,2	1.438,6			
Baixo Parnaíba	Longá/Parnaíba	N	35,6	177,7	167,9	171,9	27,2	130,6	47,9	758,8
		P	9,0	273,9	41,9	99,1	34,0	162,8	27,6	648,5

^a Perda de solo: Latossolos: 100 t.km⁻².ano⁻¹ (FARINASSO *et al.*, 2006); Plintossolos, Planossolos, Litólicos, Argissolos: 128 t.km⁻².ano⁻¹ (GREENLAND & LAL, 1977); Neossolos Quartzarênicos e flúvicos: 210 t.km⁻².ano⁻¹ (FARINASSO *et al.*, 2006). Concentração de N e P nos solos, respectivamente: Neossolos Quartzarênicos de 500 e 100 mg.kg⁻¹ (Silva, 1996); planossolos, latossolos, argissolos e planossolos de 500 e 500 mg.kg⁻¹ (Silva, 1996); Cambissolos de 900 e 100 mg.kg⁻¹ (RAMALHO & SOBRINHO, 2001); solos litólicos e regossolos, e neossolos flúvicos de 900 e 500 mg.kg⁻¹ (Ramalho *et al.*, 2001).

^bReclassificação conforme EMBRAPA (2006) da classe Areias Quartzosas.

^cReclassificação conforme EMBRAPA (2006) da classe solos Litólicos.

^dReclassificação conforme EMBRAPA (2006) da classe Solonetz Solodizado.

^eReclassificação conforme EMBRAPA (2006) da classe Podzólicos.

^fReclassificação conforme EMBRAPA (2006) da classe Aluvial.

^g Áreas (km²) para cada tipo de solo (EMBRAPA, 1986, 2006).

APÊNDICE E – Artigo publicado na Revista Virtual de Química, 2012, 4 (6), 623-640.
Data de publicação na Web: 7 de novembro de 2012. <http://www.uff.br/rvq>



Artigo

Fracionamento Geoquímico do Fósforo em Água e Sedimentos do Rio Corrente, Bacia hidrográfica do Parnaíba/PI

Paula Filho, F. J.;* de Moura, M. C. S.; Marins, R. V.

Rev. Virtual Quim., 2012, 4 (6), 623-640. Data de publicação na Web: 7 de novembro de 2012

<http://www.uff.br/rvq>

Phosphorus Geochemical Fractioning in Water and Sediment from Corrente River, Catchment, Parnaíba/PI

Abstract: Phosphorus (P) is an essential element for all forms of life, among the various naturally occurring P species, orthophosphate (PO_4^{3-}) corresponds to the more available species to autotrophs. Excess P concentrations from anthropogenic sources may trigger eutrophication in lakes, ponds, streams and headwaters of estuarine systems. In this study, different P fractions in water and in surface sediments were determined in samples collected in the Current River watershed Parnaíba/PI, in order to access the potential of sediments to contribute to P concentrations in the water column and its export downstream. In water, we measured total P (TP_w), total dissolved P (TDP), particulate P (PP), dissolved inorganic P (DIP) and dissolved organic P (DOP), whereas in sediments we determined total P (TP), total inorganic P (TIP) and organic P (TOP). Particulate P is the dominant fraction in river transport, corresponding to an average of 78% of TP_w , whereas in sediment the organic P fraction predominates, accounting for 53% of the total P content in this compartment.

Keywords: Nutrients; hydrochemistry; multivariate analysis.

Resumo

O Fósforo (P) é um elemento essencial para todas as formas de vida e o ortofosfato (PO_4^{3-}) corresponde a forma mais disponível do nutriente para assimilação de organismos autotróficos. Concentrações excessivas de P a partir de fontes pontuais e/ou difusas podem causar a eutrofização da água em lagos, represas, riachos e cabeceiras dos sistemas estuarinos. Neste estudo diferentes frações de fósforo na água e em sedimentos superficiais foram determinadas em amostras coletadas em fevereiro de 2010 no rio Corrente dos Matões na região hidrográfica do Parnaíba/PI, com vistas a acessar o potencial dos sedimentos em contribuir para as concentrações de fósforo na coluna d'água do rio e sua exportação para bacias a jusante. Na água foram medidas as concentrações de fósforo total (PT_w), fósforo total dissolvido (PTD), fósforo particulado (PP), inorgânico dissolvido (PID) e orgânico dissolvido, já nos sedimentos foram determinadas as frações total (PT), inorgânica total (PIT) e orgânica. A forma particulada é a preferencial no transporte aquático, correspondendo em média a 78% do PT_w , enquanto que nos sedimentos predominou a fração orgânica, perfazendo 53% do conteúdo total de P neste compartimento.

Palavras-chave: nutrientes; hidroquímica; análise multivariada.

* Universidade Federal do Piauí, Campus Cinobelina Elvas, Rod. BR 135, Km 03, Planalto Horizonte, CEP 60900-000, Bom Jesus-PI, Brasil.

✉ franciscoiose@ufpi.edu.br



Fracionamento Geoquímico do Fósforo em Água e Sedimentos do Rio Corrente, Bacia hidrográfica do Parnaíba/PI

Francisco José de Paula Filho,^{*a} Marcio Cleto S. de Moura,^a Rozane V. Marins^b

^a Universidade Federal do Piauí, Campus Cinobelina Elvas, Rod. BR 135, Km 03, Planalto Horizonte, CEP 60900-000, Bom Jesus-PI, Brasil.

^b Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Av. da Abolição, 3207, Meireles, CEP 60165-081, Fortaleza-CE, Brasil.

* franciscojose@ufpi.edu.br

Recebido em 20 de dezembro de 2011. Aceito para publicação em 3 de setembro de 2012

1. Introdução

2. Materiais e métodos

2.1. Área de estudo

2.2. Amostragem

2.3. Variáveis hidroquímicas e determinação dos carreadores geoquímicos

2.4. Frações do fósforo na água e sedimentos

2.5. Avaliação estatística dos dados gerados

3. Resultados e discussão

3.1. Propriedades hidroquímicas

3.2. Frações de P na água

3.3. Carreadores geoquímicos nos sedimentos

3.4. Frações de P nos sedimentos

3.5. Análise estatística dos dados

4. Considerações finais

1. Introdução

Os rios são a principal via de contaminação de áreas costeiras e estuarinas por poluentes gerados no continente.¹ O movimento unidirecional no sentido da foz, além de suas características hidroquímicas, que podem variar sazonalmente, levam aos

oceanos uma composição química de materiais, que por sua vez irão depender de vários fatores naturais envolvendo principalmente os aspectos geológicos, topográficos, hidrológicos e biológicos, além é claro das contribuições antrópicas de toda a bacia de drenagem.²

Nas últimas décadas, a introdução de contaminantes químicos como nutrientes,

metais traço e compostos xenobióticos nos ecossistemas aquáticos tem aumentado de forma alarmante, como resultado da ação humana sobre o meio ambiente.² Os reflexos desta afirmativa são particularmente dramáticos em áreas com notório déficit hídrico, como a do semiárido do Nordeste brasileiro. Nesta região, em particular, a preservação e o correto gerenciamento dos recursos hídricos, compreende uma dimensão fundamental para o adequado suporte das condições de vida das populações e para a manutenção das atividades econômicas instaladas.³

Modificações no uso e na ocupação do solo de uma bacia de drenagem influenciam diretamente a qualidade química das águas superficiais e sedimentos, seja pela disposição inadequada de resíduos sólidos, ou pelo lançamento de cargas orgânicas ricas em nutrientes de efluentes domésticos, urbanos ou industriais. Ou, ainda, carreados pela lixiviação dos solos em áreas rurais, onde o uso de fertilizantes e pesticidas foi intensificado. O fato é que atualmente para algumas espécies químicas como o fósforo, as emissões de origem antropogênica superam os valores naturais, visto que este é um elemento presente de forma ubíqua em vários efluentes de atividades humanas.⁴

Não obstante, em ambientes ecologicamente frágeis, como no semiárido, o uso de práticas inadequadas no manejo do solo, com intensa remobilização, pode promover desequilíbrio aumentando as taxas de erosão e conseqüentemente incrementando a transferência de materiais alóctones para os rios e em seu continuum para a Zona Costeira.⁵ Os efeitos deletérios ocasionados pelo aporte de poluentes comprometem a qualidade ambiental dos corpos hídricos, tornando necessário o uso de indicadores e/ou índices para avaliação dessas alterações.

Dentre estes, o fósforo (P) é considerado por vários autores como um excelente traçador das contribuições antropogênicas para os corpos aquáticos, além de ser apontado como fator chave no processo de eutrofização das águas doces.^{6,7}

Em particular, os sistemas lóticos são sensíveis ao excesso do nutriente que é introduzido em suas bacias de drenagem a partir dos diferentes usos da terra.^{8,9} O crescimento intenso de algas planctônicas e bentônicas, modificação na estrutura das comunidades e depreciação das funções do ecossistema, são efeitos ocasionados pelo aporte excessivo do fósforo.¹⁰ Relações empíricas entre a carga e concentração de fósforo e produção de biomassa são normalmente baseadas nas concentrações de fósforo total na água (PT_a) para reportar o fenômeno de eutrofização.¹¹

Nos últimos anos o avanço na legislação permitiu um maior controle das fontes pontuais de poluição por fósforo ao compararmos com a contribuição das fontes difusas, principalmente a partir de áreas agrícolas.^{12,13}

Em termos da Região Hidrográfica do Parnaíba e suas sub-bacias, apesar da importância regional, pouco se conhece sobre os aportes de compostos fosfatados, em suas formas inorgânicas e orgânicas que possam ser utilizadas para estimativas do potencial de fertilização do rio para manutenção da produção primária e na avaliação do potencial de contaminação antrópica da bacia para a Zona Costeira.^{14,15}

De forma semelhante, são incipientes as informações quanto à biogeoquímica do P em suas águas e sedimentos. Neste contexto, pesquisas foram realizadas na bacia superior do rio Parnaíba, tendo como foco determinar as concentrações e os aportes de P a partir das bacias de menor porte, como a microbacia do rio Corrente dos Matões.¹⁶ Estas constituem ambientes de nascedouros das fontes hídricas da região Hidrográfica do Parnaíba e alimentam os cursos d'água que formam a rede hídrica local e regional, configurando-se como o "berço das águas" do rio Parnaíba.¹⁵

O presente estudo tem como objetivo determinar a variabilidade espacial nas concentrações das diferentes frações de P em água e nos sedimentos superficiais ao longo do gradiente biogeoquímico do rio

Corrente dos Matões, em relação às variáveis hidroquímicas, matéria orgânica, ferro, alumínio e granulometria dos sedimentos. Este estudo permitirá avaliar o papel potencial do nutriente do sedimento para a crescente contribuição de P para a bacia do rio Parnaíba, além de contribuir para traçar estratégias de gerenciamento dos recursos hídricos da região.

2. Materiais e métodos

2.1. Área de estudo

A microbacia do rio Corrente dos Matões, afluente do Rio Gurguéia, Alto Parnaíba, (coordenadas geográficas: 9° 00' e 9° 20'SO 44° 20' e 44° 50'W), está localizada numa região de transição entre os biomas Cerrado e Caatinga, no Sudoeste do Piauí (Figura 1). Sua área de drenagem é de 700 km² e extensão aproximada de 50Km abrangendo

as chapadas do Quilombo e do Pirajá, onde são encontrados algumas das principais áreas agrícolas do Estado.¹⁷

Esta área nos últimos anos vem passando por forte expansão agrícola, com a implantação de culturas anuais (monoculturas de soja e milho), com intensa mobilização dos solos e que adotam um pacote tecnológico com uso intensivo de fertilizantes químicos fosfatados, visando corrigir a baixa fertilidade natural dos solos da região.¹⁷

Apesar de pouco habitada (<5.000 hab) e ser uma bacia eminentemente rural, as atividades agrícolas que se desenvolvem em seu entorno podem representar fontes difusas de fósforo para o sistema aquático. Uma vez que suas águas são utilizadas para abastecimento pela população local bem como para dessedentação de animais, o uso contínuo de compostos fosfatados constitui uma potencial ameaça para a qualidade dos recursos hídricos em nível local e regional.

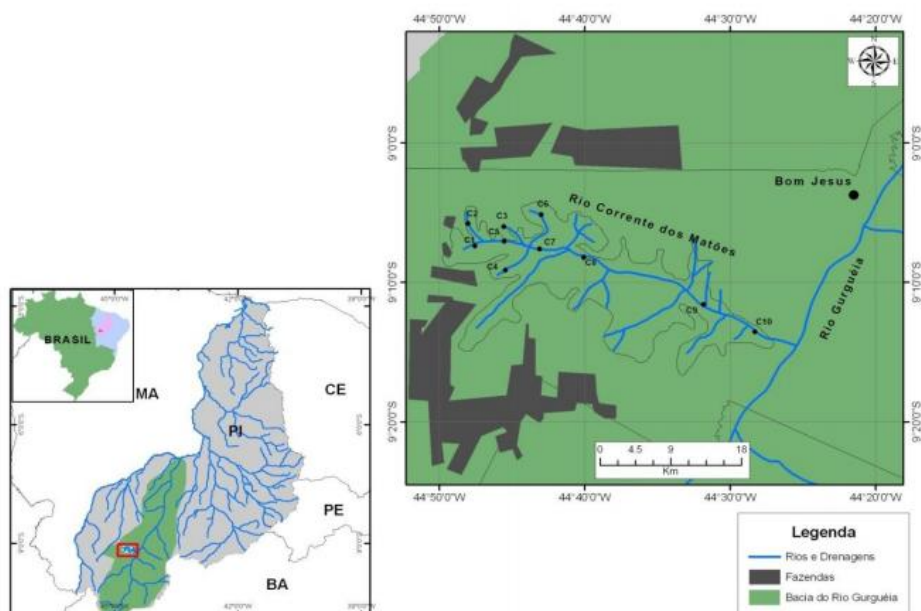


Figura 1. Região Hidrográfica do rio Parnaíba destacando a localização dos pontos de amostragem na microbacia do rio Corrente dos Matões, sub-bacia do rio Gurguéia, no município de Bom Jesus, Sudoeste do Piauí

Em toda sua extensão há presença de vegetação ciliar ainda conservada, formada principalmente pelos Buritizais, originando áreas alagadas (brejos), que podem funcionar como verdadeiros “reatores” para a ciclagem de nutrientes, geração de matéria orgânica dissolvida e particulada, onde os nutrientes liberados para o rio podem ser exportados para jusante ou ficarem retidos no sistema como resultado da atividade biológica local

(Figura 2).¹⁸

De acordo com classificação climática de Köppen, a região apresenta uma variedade do clima AW', o BSwH', que é do tipo semiárido e se caracteriza por possuir uma curta estação chuvosa (Figura 3), ressaltando-se que são registrados baixos valores de umidade relativa do ar e elevados valores de evapotranspiração.¹⁷



Figura 2. Zonas alagadas ou Brejos com florestas de Buritis entrecortando os vales formados entre as chapadas

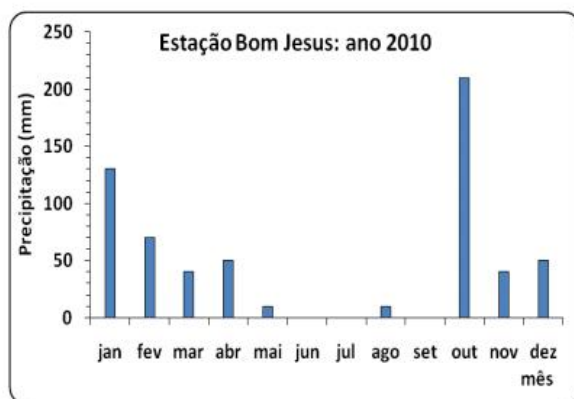


Figura 3. Acumulado mensal de chuvas na região da microbacia do rio Corrente dos Matões/Bacia do Gurguéia/Alto Parnaíba¹⁹

2.2 Amostragem

As amostragens de água e sedimentos ocorreram em 10 pontos da microbacia, no mês de fevereiro de 2010, compreendendo

nascentes, segmentos intermediários e foz (Figura 1). Em campo as amostras de água foram obtidas através do uso de garrafas polietileno, enquanto que para os sedimentos superficiais foram utilizadas pás e sacos plásticos para coleta e

acondicionamento. As amostras foram conservadas a baixa temperatura e posteriormente processadas e analisadas no laboratório de Química Geral e Analítica da Universidade Federal do Piauí, campus de Bom Jesus.

2.3. Variáveis hidroquímicas e determinação dos carreadores geoquímicos

O acesso a informações sobre as condições hidroquímicas (e.g. pH, Eh, O₂ e etc.), bem como da natureza da matriz sedimentar (e.g. tamanho dos grãos e composição química) corroboram na elucidação de aspectos sobre os processos geoquímicos de imobilização e liberação do fósforo na interface água/sedimento. Desta forma em cada estação de amostragem foram realizadas medidas *in situ* das variáveis abióticas: temperatura da água (°C), pH, potencial redox (mV), oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹), turbidez (NTU), condutividade elétrica (μS.cm⁻¹), através do uso de sondas portáteis.

Em laboratório as amostras de água foram filtradas (filtros AP40, 0,45μm de porosidade) para determinação do material particulado em suspensão (MPS) por método gravimétrico e a matéria orgânica nos sedimentos foi determinada por perda de massa por ignição.²⁰

O procedimento adotado para extração dos metais (Fe, Al e Mn) nos sedimentos, foi o de extração parcial com uso de água-régia (50%) em forno de micro-ondas a temperatura de 180 °C/5min. A quantificação dos metais extraídos foi realizada por espectrofotometria de absorção atômica de chama (AAS) no Laboratório de Biogeoquímica Costeira do Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará.²¹

2.4. Frações do fósforo na água e sedimentos

A separação do fósforo em suas várias formas é definida analiticamente e incorpora dois passos processuais: **(1)** a conversão da forma de fósforo de interesse em ortofosfato dissolvido; **(2)** a determinação colorimétrica do ortofosfato dissolvido (Figura 4). Esta diferenciação analítica permite determinar as frações geoquímicas em que o nutriente se apresenta no ambiente aquático.²²

A fração total de fósforo presente na água (**PT_d**) pode ocorrer combinada com matéria orgânica, portanto, é necessário uma etapa de digestão da amostra não filtrada para garantir a efetiva oxidação dos compostos orgânicos possivelmente presentes e a consequente liberação de todo o nutriente na forma de ortofosfato. Na fração fósforo total dissolvido (**PTD**) podem estar contidos ortofosfato, polifosfatos, coloides orgânicos ou fósforo combinado com coloides adsorvíveis e ésteres de fosfato de baixo peso molecular. A fração particulada (**PP**) está associada à produção biológica de plantas, bactérias e animais, restos de organismos mortos, a produtos do intemperismo de minerais primários e secundários, precipitação direta de P inorgânico (formação mineral autigênica), apresentando natureza química complexa, contemplando tanto formas orgânicas como inorgânicas.

O fósforo inorgânico dissolvido (**PID**) corresponde à forma mais assimilável pelos organismos aquáticos, ou seja, mais biodisponível e suas concentrações refletem diretamente na produção primária do sistema. Em meio aquático o fosfato inorgânico dissolvido pode apresentar-se sob diferentes formas iônicas (H₂PO₄⁻, HPO₄²⁻ e PO₄³⁻) e suas proporções dependem do pH do meio. A fração orgânica dissolvida (**POD**) pode compreender formas de P condensadas, açúcares fosfatados, fosfolipídeos, ATP e enzimas.

A separação das formas de P nos sedimentos é realizada quimicamente por

agentes extratores específicos a uma dada fração. A extração do fósforo total (PT) nos sedimentos foi realizada a partir da queima da amostra, com posterior digestão em solução ácida. A queima da amostra promove a oxidação da matéria orgânica e dos carbonatos, liberando o fósforo associado a estes carreadores geoquímicos. A extração do fósforo inorgânico total (PIT) é realizada

seguindo o mesmo procedimento do PT, excetuando-se a etapa de queima da amostra. Por fim, o fósforo orgânico total (POT), foi obtido a partir da diferença entre o conteúdo total de fósforo (PT) e o fósforo inorgânico (PIT), obtidos nas extrações anteriores.²³ A detecção final foi realizada por espectrofotometria na faixa do visível.²⁴

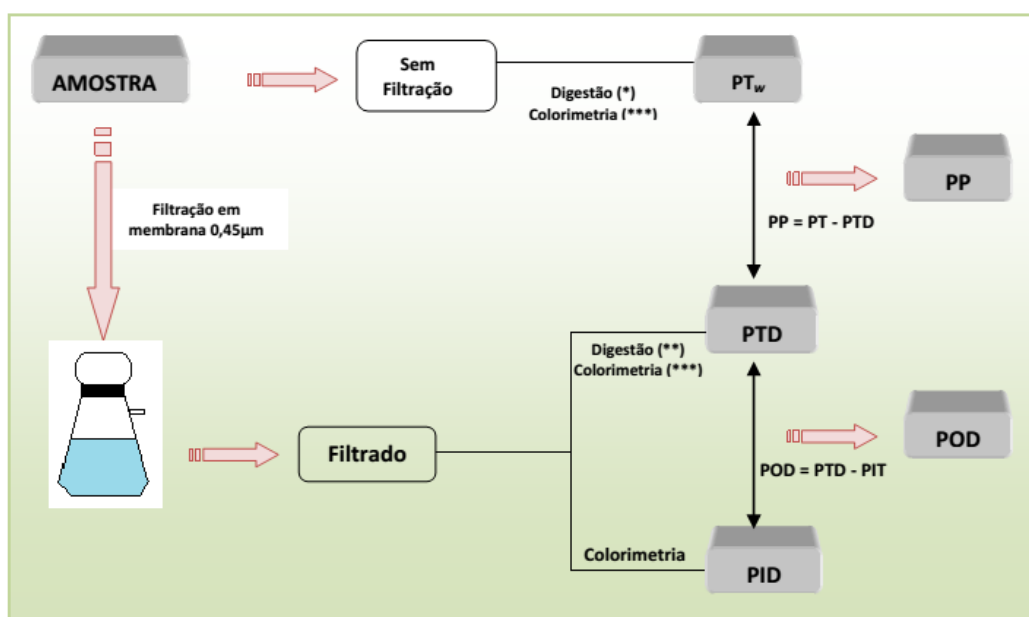


Figura 4. Esquema de fracionamento e classificação das diferentes formas de fosfato presentes em águas continentais

2.5. Avaliação estatística dos dados gerados

A validação e síntese dos dados foram realizadas pelo emprego de técnicas estatísticas de análises multivariadas. Os métodos utilizados foram a análise de agrupamentos (*cluster analysis*), tendo como objetivo encontrar e separar grupos de variáveis similares e o método de análise de componentes principais (ACP), que possibilita a ordenação e identificação dos parâmetros responsáveis pelas maiores variações entre os resultados. Nas análises estatísticas foi utilizado o programa Statistica7.0® (Stat Soft, 2006). Como os dados apresentam diferenças

em suas amplitudes, as unidades de medida utilizadas podem afetar os resultados da análise de clusters. Assim antes de aplicar o método, foi necessário padronizar os dados para anular o efeito das diferentes unidades de medida das variáveis conferindo peso igual a cada um dos atributos (*z-score*).²⁵ Coeficientes de correlação linear também foram calculados para auxiliar nas interpretações.

3. Resultados e discussão

3.1. Propriedades hidroquímicas

As propriedades hidroquímicas variaram horizontalmente das cabeceiras até a foz do rio e são apresentadas na Figura 5, cujos gráficos traduzem o comportamento das variáveis abióticas monitoradas na campanha de fevereiro de 2010.

Em todos os pontos avaliados, os valores de pH foram sempre inferiores a 7,0, com média igual a 6,4, mostrando que a acidez

das águas corrobora com o domínio dos Latossolos na região, o que pode resultar em águas com tendência à acidez, principalmente nas nascentes. Este comportamento também foi identificado nas nascentes do rio Salitre/BA, onde foi verificado pH igual a 3,8 e para a microbacia de Lajeado Passo dos Índios/SC, com valores médios variando de 6,6 a 7,3.^{26,27} Por outro lado, por se tratar de uma microbacia preservada com cobertura vegetal ciliar, há uma forte presença da matéria orgânica que, por decomposição, gera ácidos orgânicos; e estes por sua vez, também contribuem para o caráter ácido das águas.

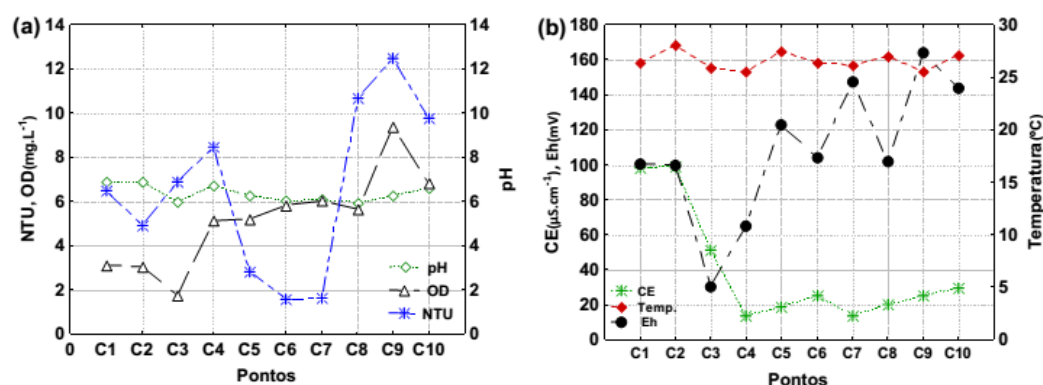


Figura 5. Comportamento das variáveis hidroquímicas: **(a)** pH, Oxigênio dissolvido (OD) e turbidez (NTU); **(b)** Temperatura (T), Condutividade elétrica (CE), Potencial Redox (Eh)

Em relação ao oxigênio dissolvido (Figura 5a) a concentração média verificada foi de 5,2 mg.L⁻¹, com representando uma saturação de 71%. Nos pontos localizados nas áreas alagadas (brejos) das cabeceiras da microbacia (C1, C2 e C3), foram verificadas condições sub-óxicas, com concentrações inferiores a 3,0 mg.L⁻¹. Os baixos valores para o oxigênio, favorecem os processos anaeróbicos, que produzem grande quantidade de substâncias reduzidas, que por sua vez consomem mais oxigênio para a sua oxidação. A depleção na concentração de oxigênio dissolvido verificada neste setor da microbacia, é provavelmente favorecida por elevadas taxas de respiração para degradação da matéria orgânica de origem

autóctone e alóctone, comparativamente à produção primária do sistema.²⁸

Os ambientes aquáticos com predomínio de condições de baixa concentração de oxigênio, podem favorecer a solubilização dos óxidos de ferro e alumínio amorfos, diminuindo a capacidade máxima de adsorção de fósforo dos sedimentos, aumentando a biodisponibilidade do nutriente. No entanto, para a microbacia estudada em mais de 60% dos pontos de verificação os valores foram superiores a 5,0mg.L⁻¹, ou seja condições óxicas.²⁸

Os valores obtidos para a turbidez foram baixos quando comparados a bacias de porte semelhante, porém submetidas a pressões

relacionadas à exploração mineral.²⁶ Similarmente a concentração de material particulado em suspensão (MPS) refletiu o baixo aporte de sólidos para as águas, com seus valores variando entre 15 mg.L^{-1} (C5) e 120 mg.L^{-1} (C9), com média de 66 mg.L^{-1} .

A tendência de redução da condutividade elétrica reflete o aumento da capacidade de diluição do rio e principalmente a inexistência de fontes poluidoras pontuais significativas. A condutividade elétrica é um fator ambiental relevante, permitindo a identificação da influência direta e indireta das atividades desenvolvidas nas bacias hidrográficas.²⁹

Os valores de potencial redox (Eh) seguiu o comportamento verificado para o oxigênio dissolvido com valores positivos para todos os pontos de amostragem. Enquanto que os valores observados para a temperatura da água apresentaram valores superiores a 25°C .

Aparentemente, os condicionantes naturais (cobertura vegetal, clima, geologia e geomorfologia), ainda controlam a hidroquímica fluvial da microbacia do rio Corrente dos Matões. A partir dos dados levantados, podemos constatar a baixa influência de fatores antrópicos (e.g. agrícolas e urbanos) nas variáveis determinadas, evidenciado pelos baixos valores de turbidez, material particulado em suspensão e condutividade elétrica.

3.2. Frações de P na água

As figuras 6 e 7, apresentam a distribuição das diferentes frações geoquímicas de P na água (PT_o , PTD, PP, POD e PID) ao longo do gradiente fluvial.

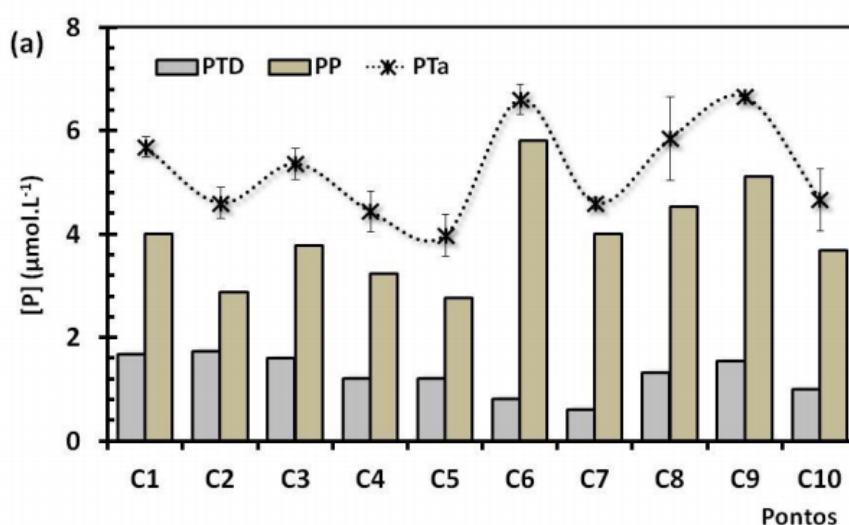


Figura 6. Distribuição e fracionamento geoquímico do P em águas superficiais da microbacia do rio Corrente dos Matões: Fósforo total (PT_o), total dissolvido (PTD) e particulado (PP)

Em 50% dos pontos de amostragem, os valores para o fósforo total na água foram inferiores ao valor máximo estipulado pela legislação ambiental brasileira, considerando ambientes lóticos e tributários de ambientes intermediários de água.¹² O valor médio do PT_o foi de $5,3 \mu\text{mol.L}^{-1} \pm 0,9$, referente aos dez

pontos de amostragem. Este resultado é similar à média obtida para as águas da microbacia do Arroio Lino, no município de Agudo/RS ($PT_o = 5,5 \mu\text{mol.L}^{-1}$), uma microbacia com características de uso do solo eminentemente rural.³⁰

Por outro lado, os resultados verificados para o rio Corrente dos Matões são significativamente inferiores àqueles obtidos para uma microbacia com uso predominante urbano como a do Lajeado Passo dos Índios/SC, cujos valores médios obtidos para o fósforo total variaram de $9,7\mu\text{mol.L}^{-1}$ a $45\mu\text{mol.L}^{-1}$. Os autores consideraram o uso urbano do solo como a principal causa das elevadas concentrações do nutriente na água, apesar do vetor agrícola também ter sua parcela de contribuição a partir do uso de fertilizantes na área rural da microbacia.²⁷

No estudo de caso realizado na bacia do rio Salitre, no semiárido baiano, foi verificado que as concentrações de PT_o ultrapassaram os limites legais em 71% dos trechos analisados. Naquele estudo os autores atribuíram os resultados a interferência de esgotos domésticos e ao carreamento de resíduos de fertilizantes químicos oriundos dos projetos de agricultura irrigada no entorno do rio.²⁶

A figura 6, também demonstra que o **PP**, predomina no sistema aquático, com média igual a $4,1\mu\text{mol.L}^{-1}$, compondo até 88% do conteúdo total de fósforo na água. Em termos percentuais, sua contribuição para o total de fósforo na água foi em todos os casos superior a 70%. A fração apresentou tendência de aumento das nascentes para o exultório da microbacia. Este comportamento condiz com o gradiente de concentração de MPS. Os baixos valores obtidos espelham as condições de conservação do ecossistema, que se caracteriza como uma microbacia florestada com incipiente perturbação antrópica.

As concentrações das frações **PTD** foram em todos os pontos de amostragem, inferiores as **PP** e apresentaram média de $1,2\mu\text{mol.L}^{-1} \pm 0,4$ com tendência de redução nos valores de acordo com o gradiente fluvial. A contribuição do **PTD** para o PT_o apresentou tendência de redução em seus valores, variando de 30% (C1) a 21% (C10) com mínimo de 12% (C6).

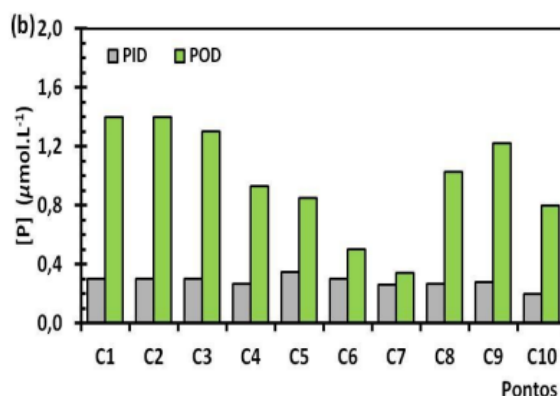


Figura 7. Distribuição e fracionamento geoquímico do P em águas superficiais da microbacia do rio Corrente dos matões: fósforo inorgânico dissolvido (**PID**) e orgânico dissolvido (**POD**)

O predomínio da fração particulada sobre a forma dissolvida ocorreu em todos os pontos de amostragem chegando a ser sete vezes maior no ponto C6, corroborando com a menor concentração de sólidos totais dissolvidos, expressada pelo menor valor de condutividade elétrica no local (Figura 5b).

Entre as formas dissolvidas de fósforo houve predomínio da fração orgânica (**POD**) perfazendo, em média, 76% do total dissolvido e concentração média de $1,0\mu\text{mol.L}^{-1}$. O **PID** apresentou baixas concentrações, em geral inferiores a $0,4\mu\text{mol.L}^{-1}$, este resultado é sete vezes inferior

à média reportada para a microbacia do Arroio Lino/RS, que foi de $2,9 \mu\text{mol.L}^{-1}$.³⁰

3.3. Carreadores geoquímicos nos sedimentos

A figura 8 e a tabela 1, apresentam respectivamente a variação espacial na granulometria dos sedimentos, as concentrações de matéria orgânica e metais (Fe, Al e Mn), associada a cada ponto de amostragem.

Ficou evidente o predomínio de frações finas ($< 63 \mu\text{m}$), na porção superior do rio. Neste setor o teor de finos chegou a 71,0% no ponto C2, contra apenas 7,0% no ponto C6, com média de 35% para a microbacia. Este dado é bastante relevante tendo em vista a forte associação das frações de fósforo ligado a ferro e alumínio com os teores de finos nos sedimentos, o que ocorre em virtude da elevada razão superfície/volume para a adsorção de coloides de ferro, aumentando a capacidade de adsorção de formas de fósforo pelos sedimentos.³¹

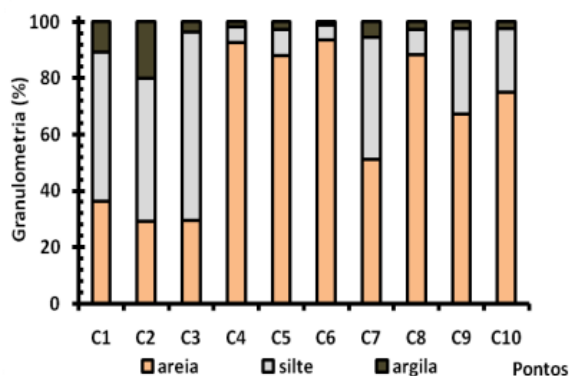


Figura 8. Fracionamento granulométrico dos sedimentos do rio Corrente dos Matões

Acompanhando a distribuição das partículas finas houve uma maior contribuição orgânica nos pontos C1, C2 e C3, denotando uma forte associação entre as duas variáveis.

Estes resultados evidenciam que o setor mais a montante da bacia é um ambiente de

acumulação. Aparentemente a morfologia deste setor, a menor turbulência por diminuição do fluxo de água e a cobertura vegetal ainda conservada, favorecem a deposição de materiais terrígenos e de matéria orgânica a ele associada.

Tabela 1. Carreadores geoquímicos para o P nos sedimentos do rio Corrente dos Matões

	M.O.*	<63 μ m	Fe**	Al**	Mn**
C1	34,4	63,6	23,2	4,8	6,3
C2	25,6	71,0	23,2	4,7	4,0
C3	34,6	70,5	23,3	12,3	5,3
C4	1,8	7,5	23,4	12,8	7,5
C5	3,0	12,1	23,4	13,4	20,7
C6	1,0	6,6	23,0	14,6	11,9
C7	34,6	48,8	22,8	11,2	0,9
C8	11,2	11,6	23,2	3,6	17,0
C9	25,2	32,8	23,2	6,0	5,6
C10	1,1	25,1	23,1	2,1	3,9

(*). Estimativa da matéria orgânica nos sedimentos por perda de massa em porcentagem (%);

(**) Concentração nos sedimentos em mg.g⁻¹

A granulometria, os teores de matéria orgânica e as concentrações de metais (Fe, Al e Mn) nos sedimentos em associação com o pH e as condições de redox do meio, bem como as interações com a biota atuam diretamente na taxa de sorção/dessorção de P dos sedimentos e conseqüentemente na concentração de equilíbrio do nutriente na interface água/sedimento.³²

3.4. Frações de P nos sedimentos

A variação nas concentrações das diferentes formas sedimentares de fósforo e sua distribuição de acordo com o gradiente fluvial são apresentadas através de gráficos de *Box plot* na figura 9.

Na figura 9a, verifica-se que a concentração do fósforo total nos sedimentos apresentou tendência de redução, saindo de $4,7 \pm 0,1 \mu\text{mol.g}^{-1}$ em C1 para $2,9 \pm 0,3 \mu\text{mol.g}^{-1}$ em C10, com média de $3,7 \pm 1,0 \mu\text{mol.g}^{-1}$. Este valor é cerca de duas vezes menor que a média verificada para o fósforo total nos sedimentos do trecho urbano do rio Itajaí-Açú/SC.³³

A distribuição do PIT acompanhou o comportamento do fósforo total nos sedimentos superficiais, com médio de $1,7 \pm 0,5 \mu\text{mol.g}^{-1}$ (Figura 9b). O POT por sua vez apresentou valor médio igual a $2,0 \mu\text{mol.g}^{-1}$ (Figura 9c).

Em todos os pontos de amostragem (exceto C6), houve predomínio das formas orgânicas de P associada aos sedimentos que em média representaram 53% do conteúdo total do nutriente.

A distribuição espacial das diferentes formas de fósforo é fortemente dependente do teor de partículas finas no sedimento. Estas são ricas em frações mais leves, como argila e matéria orgânica coloidal, que se caracterizam como materiais com maior conteúdo relativo de fósforo.³¹

Houve no entanto, tendência de redução nos estoques das frações de fósforo nos sedimentos de acordo com o gradiente fluvial. Este comportamento pode significar que o sistema apresenta uma maior capacidade de exportação em relação à de retenção do nutriente, corroborando com o aumento da turbidez e do MPS no setor a jusante da microbacia.³⁴

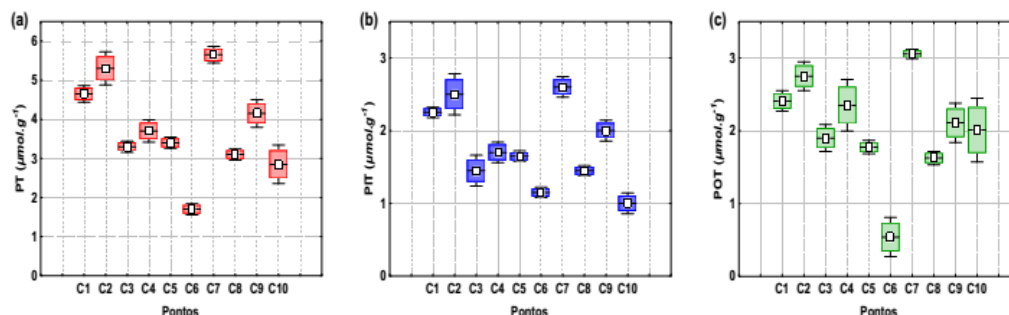


Figura 9. Gráficos de *Box plot* das diferentes frações sedimentares de fósforo do rio Corrente dos Matões: (a) Fósforo total (PT), (b) Fósforo inorgânico total (PIT) e (c) Fósforo orgânico total (POT)

3.5. Análise estatística dos dados

Buscando melhorar a resolução através da organização das variáveis em grupos relativamente mais homogêneos. Procedeu-se a análise de agrupamentos (*clusters*) envolvendo as variáveis na água e sedimento. Como resultado quatro distintos clusters são identificados no dendrograma da Figura 10, que segue agrupando as variáveis de acordo com suas similaridades.

O Cluster (*a*) apresenta as relações entre o PID (fosfato) e as concentrações de metais nos sedimentos (Fe, Al e Mn), reforçando a afirmativa de que as características

mineralógicas dos sedimentos representam um importante papel na dinâmica do P em sistemas aquáticos.³¹ A adsorção de fosfato na maioria dos solos e sedimentos tropicais é geralmente atribuída a óxidos, hidróxidos e oxi-hidróxidos de Fe e Al, onde a adsorção é creditada a presença de grupos Fe-OH e Al-OH na superfície do mineral.³²

No cluster (*b*) é mostrada a associação que há entre conteúdo total de fósforo na água (PT_a) e a fração particulada (PP), bem como é expressada a influencia exercida pela condição redox do sistema na permanência do nutriente no compartimento aquático ou sua deposição para o ambiente sedimentar.

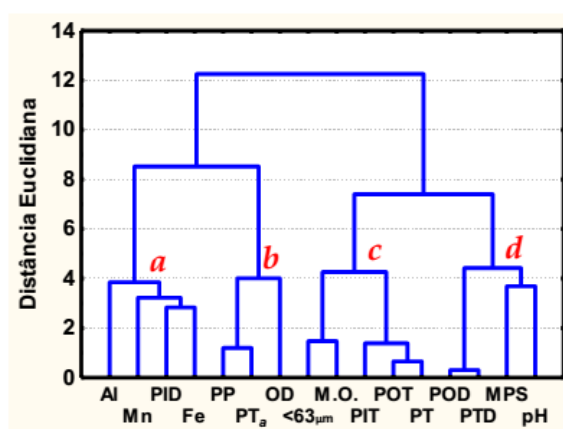


Figura 10. Dendrograma de análise de agrupamento (*cluster*) para as formas de P em água e sedimentos, variáveis hidroquímicas e carreadores geoquímicos

O Cluster (c) confirma a forte associação das frações de P nos sedimentos com as concentrações de matéria orgânica e as partículas de silte e argila.³¹ A competição entre as espécies químicas dissolvidas pelos sítios de adsorção das partículas em suspensão pode ser inferida a partir do grupo do cluster (d).³⁵

A Análise de Componentes Principais (ACP) confirma as principais associações verificadas a partir da análise de agrupamentos. Como resultado, foram obtidos dois fatores ou componentes principais mais significativos associados à matriz de dados, que em conjunto explicaram 62% da variância total em relação às variáveis originais (Figura 11). A primeira componente (fator 1), explicou 36,8% e a segunda componente (fator 2), explicou 25,1% da variância original.

No gráfico da Figura 11 observa-se que na primeira componente (fator 1) as variáveis relacionadas às frações de fósforo nos sedimentos são as que melhor explicam seu comportamento. O PT ($r = 0,81$), PIT ($r = 0,73$), POT ($r = 0,83$), M.O. ($r=0,76$) e sedimentos finos ($r= 0,82$) guardam valores positivos de correlação e maior peso em relação a esta componente. As correlações positivas sugerem uma forte associação entre a matéria orgânica e as partículas de silte e argila em relação formas de P presentes nos sedimentos. Estes resultados corroboram com as características dos sedimentos da área de estudo que apresentam caráter orgânico e textura mais argilosa (Tabela 1), denotando elevada capacidade de adsorção de fósforo nos sítios ativos destas partículas.^{31,32,35}

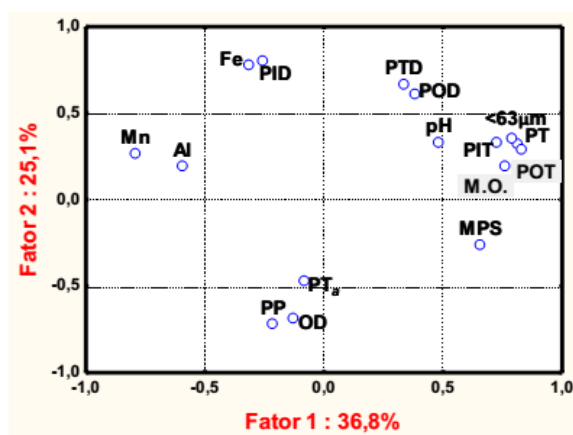


Figura 11. Gráfico do ACP com seus pesos e variância explicada para as duas primeiras componentes principais da análise dos dados de fevereiro de 2010

Para a segunda componente (fator 2), as variáveis de maior peso e que melhor explicam sua variância são aquelas associadas ao fósforo na água, em particular ao PID ($r = 0,80$), PP ($r = - 0,82$) e as condições óxidas do sistema representado pelo OD ($r = - 0,79$) e Eh ($r = - 0,77$). A análise das proximidades ou oposições entre estas variáveis é feita em termos de suas correlações. O resultado confirma o comportamento inverso

apresentado pelo ortofosfato, em relação à disponibilidade de oxigênio na água, levando a sua deposição no compartimento sedimentar associado ao ferro ($r = 0,78$).³²

A relação direta entre o PP e OD, evidenciada pela componente 2, deve-se provavelmente ao fato de que ao mesmo tempo em que a turbulência provocada pelo fluxo fluvial aumenta a concentração de oxigênio nas águas, ela também provoca a

ressuspensão de sedimentos, aumentando assim a disponibilidade do fósforo em sua forma particulada.³⁶

A correlação de Pearson foi utilizada para detalhar que variáveis determinam o comportamento do fósforo em cada um dos grupos obtidos pela análise de agrupamento. A tabela 2 apresenta os resultados da análise, os quais foram comparados para avaliar o grau de relacionamento entre observações emparelhadas de duas variáveis para cada grupo individual.

Não foram identificadas correlações significativas entre as formas de P nos sedimentos e as variáveis hidroquímicas, sendo mais importante sua relação com os carreadores geoquímicos no sedimento (M.O. e teor de finos). Confirmando os resultados da análise de cluster (Figura 10), verificamos que as frações de P na água e nos sedimentos têm comportamento distinto em relação às variáveis hidroquímicas, mostrando a forte influência exercida pelos sedimentos na dinâmica do fósforo.

A correlação estatisticamente significativa entre os teores de matéria orgânica e as concentrações de silte e argila (<63µm), ($r = 0,90$; $n=10$), evidenciam a natureza orgânica destes sedimentos e, conseqüentemente, a elevada capacidade de retenção para compostos de fósforo, principalmente nas cabeceiras do rio. A matéria orgânica nos sedimentos tanto pode adsorver o fósforo como também bloquear os sítios de adsorção que ocorrem nas superfícies das argilas e dos óxidos de ferro e alumínio, o que pode explicar valores pouco significativos de correlação entre as frações de P e os metais presentes no sedimento, bem como a redução nas concentrações de PT ao longo do gradiente fluvial.³⁷

A estabilidade química das ligações entre o P e o material em suspensão definirá, conseqüentemente, seu potencial em liberar

ortofosfato, o que está diretamente relacionada com as condições do ambiente, as quais podem regular a sua retenção ou liberação da fase sedimentar, em que os processos de adsorção/dessorção são responsáveis por este mecanismo, os quais são influenciados pelo pH e concentração do fosfato.³⁸

A capacidade máxima de adsorção de fósforo é consideravelmente reduzida em pH alcalino, isto é atribuído ao aumento da competição dos íons hidroxila com o ortofosfato pelos sítios de adsorção dos coloides dos sedimentos.^{35,39} As águas do rio Corrente dos Matões apresentaram-se, em todos os pontos, dentro da faixa de pH favorável a processos de adsorção de fosfato, que se situa entre o pH 3,0 e 7,0, como demonstrado pelos valores inversos de correlação entre o pH e o PP ($r=-0,61$)(Tabela 2).

Nas condições do presente estudo as concentrações elevadas de oxigênio na água, associados à menor competição pelos sítios de adsorção das partículas em suspensão (baixa concentração de íons em solução), contribuem para uma exportação mais efetiva do P na fase particulada, o que é evidenciado pela correlação positiva entre o PP e o OD ($r = 0,79$) e inversa com a CE ($r = -0,76$). Desta forma podemos inferir que o PP é a principal forma de fósforo exportada pelo rio Corrente dos Matões para as bacias a jusante. Suas concentrações sofrem incremento de acordo com o gradiente fluvial, corroborando com pesquisas que apontam que o transporte de fósforo em rios e riachos de regiões rurais e florestadas apresenta forte associação com a matéria particulada, compreendendo entre 70% a 90% do conteúdo total do nutriente no meio aquático.³⁸⁻⁴⁰

Tabela 2. Matriz de correlação de Pearson para as frações de P em água, sedimentos, dados hidroquímicos, frações finas no sedimento (<63 μm), matéria orgânica (M.O.) e metais (Fe, Al e Mn). Os coeficientes de correlação estatisticamente significativos são apresentados em negrito para $p < 0,05$ e $n = 10$

Variáveis	Frações de P na água					Frações de P no sedimento			
	PT _a	PTD	PP	POD	PID	PT	PIT	POT	
Hidroquímicas	pH	-0,33	0,48	-0,61	-0,60	-0,11	0,43	0,40	0,44
	OD	0,31	-0,70	0,79	0,79	-0,51	-0,18	-0,19	-0,16
	CE	0,02	0,91	-0,76	-0,77	0,28	0,40	0,44	0,35
	MPS	0,24	0,38	0,52	-0,62	-0,53	0,17	0,01	0,28
	NTU	0,30	0,07	0,68	0,12	-0,40	-0,05	-0,18	0,05
Sedimentos	<63 μm	-0,07	0,78	-0,70	-0,70	0,24	0,64	0,62	0,62
	M.O.	0,14	0,63	-0,47	-0,46	0,20	0,70	0,72	0,64
	Fe	-0,19	0,37	-0,43	-0,44	0,55	-0,13	-0,16	-0,10
	Al	-0,11	-0,27	0,17	0,15	0,49	-0,27	-0,13	-0,35
	Mn	0,00	-0,24	0,20	0,19	0,43	-0,51	-0,43	-0,53

4. Considerações finais

As condições hidroquímicas no período de amostragem o (período de chuvas), favoreceram a manutenção do P na coluna d'água, onde houve incremento nas concentrações de PT_a de acordo com o gradiente fluvial.

As condições óxicas, os valores de pH levemente ácidos e potencial redox positivo das águas, contribuem para a manutenção do P na fase particulada, em virtude dos processos de adsorção das formas dissolvidas de P pelas partículas em suspensão, principalmente associadas a matéria orgânica, potencializando a exportação mais efetiva do nutriente na fase particulada para a bacia do rio Gurguéia.

Os resultados do presente trabalho ao serem comparados com outras áreas do Brasil, demonstram que as concentrações de P nas águas da microbacia apresentem-se abaixo da faixa reportada para ambientes impactados.^{26,27,30,33,37,41} Por outro lado, verificamos que houve, seguindo o gradiente fluvial, redução nos teores de P associados

aos sedimentos, caracterizando o sistema como exportador do nutriente e potencializando seu papel como fonte de fósforo para as bacias a jusante (rio Gurguéia e Parnaíba).

Estudos futuros podem contribuir para esclarecer maiores aspectos quanto à importância relativa das emissões por fontes naturais e antropogênicas de P para a microbacia do rio Corrente dos Matões e para o controle dessas emissões prevenindo o eventual surgimento de condições eutróficas neste corpo aquático.

Agradecimentos

Os autores deste trabalho agradecem pelo apoio efetivo do projeto Instituto Nacional de Ciência, Tecnologia e Inovação – Transferência de Materiais na Interface Continente-Oceano (INCT-TMCOcean).

Referências Bibliográficas

- ¹ Salomons, W.; Turner, K. *Reg. Environ. Change* **2005**, *5*, 50. [CrossRef]
- ² Meybeck, M.; Vörösmarty, C. C. R. *Geosci.* **2006**, *337*, 107. [CrossRef]
- ³ Rebouças, A. C.; Braga, B.; Tundisi, J. G.; *Águas doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. Escrituras: São Paulo, 1999.
- ⁴ De Paula, F. C. F.; de Lacerda, L. D.; Marins, R. V.; Aguiar, J. E.; Ovalle, A. R. C.; Falcão Filho, C. A. T. *Quím. Nova.* **2010**, *33*, 70. [CrossRef]
- ⁵ Abreu, I. M.; de Lacerda, L. D.; Marins, R. V.; *Anais do VI Congresso de Ecologia do Brasil*, Fortaleza, Brasil, 2003. [Link]
- ⁶ Marins, R. V.; de Paula Filho, F. J.; Rocha, C. A. S. *Quím. Nova.* **2007**, *30*, 1208. [CrossRef]
- ⁷ Duan, S. W.; Xu, F.; Wang, L. -J. *Biogeochemistry* **2007**, *85*, 215. [CrossRef]
- ⁸ Lacerda, L. D.; Molisani, M. M.; Sena, D.; Maia, L. P. *Environ. Monit. Assess.* **2008**, *141*, 149. [CrossRef] [PubMed]
- ⁹ House, W. A. *Appl. Geochem.* **2003**, *18*, 739. [CrossRef]
- ¹⁰ Xie, L. Q.; Xie, P.; Tang, H. J. *Environ. Pollut.* **2003**, *122*, 391. [PubMed]
- ¹¹ Biggs, B. J. F. J. *N. Am. Benthol. Soc.* **2000**, *19*, 17. [CrossRef]
- ¹² CONAMA. Conselho nacional de meio ambiente. Ministério do meio ambiente. Resolução, nº 357 de 17 de março, 2005. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 17 mar. 2005. [Link]
- ¹³ Sharpley A. N.; McDowell R. W.; Weld, J. L.; Kleinman, P. J. A. *J. Environ. Qual.* **2001**, *30*, 2026. [CrossRef] [PubMed]
- ¹⁴ Secretaria de Recursos Hídricos – SRH. Ministério do Meio Ambiente. Caderno da Região Hidrográfica do Parnaíba – Brasília: MMA, 2006. 184 p. : il. 2006. [Link]
- ¹⁵ Agência Nacional de Águas – ANA. Cadernos de recursos hídricos 1. Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil / Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos - Brasília: TDA Desenho & Arte Ltda. 2005. [Link]
- ¹⁶ De Paula Filho, F. J.; da Luz, W. H.; Guimarães, G. S. C.; de Macedo, L. F. B.; *Resumos da 62ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência*, Natal, Brasil, 2010. [Link]
- ¹⁷ Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba – CODEVASF. Plano de Ação para o Desenvolvimento Integrado da Bacia do Parnaíba, PLANAP. Brasília, DF. 2006. [Link]
- ¹⁸ Roberts, B. J.; Mulholland, P. J. J. *Geophys. Res.* **2007**, *112*, G04002 [CrossRef]
- ¹⁹ Sítio do Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/sonabra/iframe.php?codEst=A326&mesAno=2010>>. Acesso em: 30 janeiro 2011.
- ²⁰ Howard, P. J. A.; Howard, D. M. *Biol. Fertil Soils* **1990**, *9*, 306. [CrossRef]
- ²¹ Aguiar, J. E.; Marins, R. V.; Almeida, M. D. *Geochim. Brasil.* **2007**, *21*, 304. [Link]
- ²² APHA. American Public Health Association. *Standard methods for examination of water and wastewater*. 20th ed. Washington, Port City Press. cap.1:34-38 p. 2001. [Link]
- ²³ Berner, R. A.; Rao, J.-L. *Geochim. Cosmochim. Acta* **1994**, *58*, 2333. [CrossRef]
- ²⁴ Hansen, H. P.; Koroleff, F. Em *Methods of Seawater Analysis*; Grasshoff, K.; Kremling, K.; Ehrhardt, M., eds.; Wiley-VCH Verlag Chemie: Flórida, 1999, cap. 10.
- ²⁵ Karadjov, M.; Simeonov, V. *Mikrochim. Acta* **1990**, *102*, 191. [CrossRef]
- ²⁶ De Oliveira, C. N.; Campos, V. P.; Medeiros, Y. D. P. *Quím. Nova.* **2010**, *33*, 1059. [CrossRef]
- ²⁷ Bottin, J.; Dal Magro, J.; Souza-Franco, G. M.; Mocelin, D. J. C. *Biológico*, **2007**, *69*, 31. [Link]
- ²⁸ Esteves, F. A.; *Fundamentos de Limnologia*, 3a. ed., Interciência:Rio de Janeiro, 2011.

APÊNDICE F – Tabela com os dados das estimativas de carga de N e P (t.ano⁻¹), a partir dos esgotos em função da população e do consumo per capita de água nas áreas urbanas e rurais dos municípios que integram a Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.

Sub-regiões	Sub-bacias	População Urbana ^a (hab.)	População Rural ^a (hab.)	Carga Urbana ^b (t.ano ⁻¹)		Carga Rural ^b (t.ano ⁻¹)		Carga N ^c (t.ano ⁻¹)	Carga P ^c (t.ano ⁻¹)
				N	P	N	P		
Alto Parnaíba	Gurguéia	115.472	85.004	192,5	53,9	105,5	29,5	298	84,5
	Balsas	108.170	35.048	180,4	50,5	43,5	12,2	223,9	62,7
	Uruçuí Preto ^d	-	11.332	-	-	14,1	3,9	14,1	3,9
	D. Boa Esperança	40.051	10.705	66,8	18,7	13,3	3,7	80,1	22,4
	D. Alto Parnaíba	28.031	20.604	46,7	13,1	25,6	7,2	72,3	20,3
	Itaueiras	11.836	21.653	19,73	5,53	26,87	7,52	46,5	13,1
Médio Parnaíba	Canindé/Piauí	340.398	364.224	567,6	158,9	452,0	126,6	1.015,7	285,5
	Poti	754.210	316.373	1.257,5	352,1	392,6	109,9	1.643,9	462,0
	D. Médio Parnaíba	645.805	85.901	1.076,8	301,5	106,6	29,9	1.178,9	331,3
Baixo Parnaíba	Longá/Parnaíba	729.943	593.307	1.214,9	340,2	736,3	206,2	1.951,2	546,3
Σ das bacias		2.773.916	1.544.151	4.623,0	1.294,0	1.916,0	537,0	6.524,6	1.832,0

^aDemografia da bacia (IBGE, 2010). ^bConcentração em águas servidas: 50 mg N.L⁻¹ e 14 mg P.L⁻¹, taxa de retorno 80% do total de água consumida na bacia (Von Sperling, 2005), consumo de água: CE: 130,3 L.hab⁻¹.dia⁻¹; PI: 115,9 L.hab⁻¹.dia⁻¹; MA: 128,8 L.hab⁻¹.dia⁻¹ (SNSA, 2012). ^c Total rural + urbano. ^d não há centros urbanos na sub-bacia.

APÊNDICE G – Tabela com as recomendações de aplicação ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) e taxas de perdas (%), pelo uso de fertilizantes nitrogenados e fosfatados, nas principais culturas agrícolas praticadas na Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.

Cultura	Recomendação de adubação ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)		Perda (%)	
	N	P	N	P
Algodão ^a	22	12	16	6,0
Arroz ^{a,b}	90	150	20	10
Batata-doce ^{a,c}	20	90	20	10
Banana ^{a,e}	100	30	20	10
Coco-da-baía ^{a,e}	40	20	25	20
Cana-de-açúcar ^{g,h}	182,5	30	29	13
Castanha de caju ^{a,e,h}	20	30	20	25
Feijão ^{a,b}	10	60	21	1,0
Mandioca ^a	20	37,5	25	20
Goiaba ^e	100	30	20	10
Laranja ^{a,e}	150	45	21	1,1
Limão ^{a,e}	150	45	21	1,1
Mamão ^{d,e}	100	30	20	10
Manga ^{a,e}	40	20	16	6,0
Melancia ^{a,e}	100	30	20	10
Melão ^{a,e}	65	70	20	10
Milho ^a	100	30	20	10
Sorgo ^a	100	30	20	10
Tomate ^{a,c}	100	30	20	10
Tangerina ^e	150	45	21	1,1
Soja ^{a,f}	20	100	16	10

^a Recomendações agrônômicas de aplicação de fertilizantes nas diferentes culturas praticadas na região e suas respectivas taxas de perda, com dados disponíveis em Embrapa Sistemas de Produção, <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/>> (EMBRAPA, 2012a). ^b EMBRAPA, 2004a. ^c EMBRAPA, 2004b. ^d EMBRAPA, 2004c. ^e EMBRAPA, 2009. ^f EMBRAPA, 2008. ^g EMBRAPA, 2012b. ^h MALAVOLTA & DANTAS, 1980.

APÊNDICE H – Tabela de cargas associadas ($t.an^{-1}$) ao uso de fertilizantes nitrogenados e fosfatados, utilizados nas principais culturas agrícolas praticadas na Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.

Cultura	Área (ha)	Carga do Baixo Parnaíba ^a		Carga do Médio Parnaíba ^a		Carga do Alto Parnaíba ^a		Carga total da cultura	
		N	P	N	P	N	P	N	P
Algodão	19.374,2	0	0	2,60	0,76	45,1	13,2	47,7	14,0
Arroz	200.569,6	825,5	982,7	699,63	832,90	1.010,7	1.193,0	2535,8	3.008,5
Batata-doce	705,5	1,2	3,7	0,81	2,61	0,0	0,0	1,98	6,35
Banana	6.294,0	7,7	0,6	28,03	6,01	16,5	3,5	52,3	10,1
Coco-da-baía	1.843,3	5,4	3,1	5,80	3,31	1,7	0,9	13,0	7,4
cana-de-açúcar	59.039,3	1.159,4	120,4	277,78	29,24	766,8	80,6	2.204,0	230,3
Caju	178.053,7	74,4	199,2	395,44	1.059,21	31,9	77,0	501,7	1.335,4
Feijão	279.526,1	520,5	32,7	266,31	116,91	64,9	26,5	851,7	176,1
Mandioca	90.308,6	132,3	283,4	156,65	335,67	27,9	58,2	316,8	677,3
Goiaba	339,9	2,0	0,4	0,98	0,21	1,8	0,4	4,8	1,0
Laranja	1.330,5	25,5	2,1	9,03	0,198	4,4	0,1	38,9	2,4
Limão	210,9	2,3	0,5	0,99	0,022	0,0	0,0	3,3	0,5
Mamão	537,3	5,3	1,1	2,26	0,48	0,0	0,0	7,5	1,6
Manga	1.793,8	2,7	0,9	4,13	1,11	0,6	0,2	7,4	2,2
Melancia	3.395,2	31,1	6,7	11,97	2,57	4,6	1,0	47,7	10,2
Melão	165,0	0,1	0,01	1,47	1,13	2,0	1,1	3,6	2,2
Milho	430.107,0	621,4	547,1	3.110,92	666,63	1.933,0	394,1	5.665,3	1.607,9
Sorgo	1.130,0	0	0	0,00	0,00	15,8	3,4	15,8	3,4
Tomate	1.221,0	10,5	2,3	6,38	1,37	0,2	0,0	17,1	3,7
Tangerina	230,9	4,0	0,1	0,97	0,021	0,0	0,0	5,0	0,1
Soja	871.415,9	92,5	330,4	1,68		2.345,8	8.377,7	2.440,0	8.708,2
Σ	2.147.591,7	3.524,5	2.517,3	4.984,3	3.066,4	6.161,0	10.231,0	14.668,2	15.814,7

^aA partir das áreas de plantio (IBGE, 2012c), quantidades de N e P aplicação e perdas estimadas (Apêndice E) corrigido pela perda de N-NH₃, equações (7) e (8).

APÊNDICE I – Tabela com as estimativas de cargas de N e P (t.ano^{-1}), a partir do uso de fertilizantes nas principais culturas agrícolas praticadas na Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.

Sub-região	Sub-bacias	Área Cultivada ^a (km^2)	Percentual cultivado (%)	Carga N ^b (t.ano^{-1})	Carga P ^b (t.ano^{-1})	N-NH ₃ ^c (t.ano^{-1})
Alto Parnaíba	Gurguéia	1.531	2,9	956	1.211	410
	Balsas	3.056	11,0	1.911	2.758	819
	Uruçuí Preto	2.117	13,4	928	1.953	398
	D. Boa Esperança	460	6,1	317	412	136
	D. Alto Parnaíba	4.071	11,9	1.785	3.797	765
	Itaueiras	113	1,1	263	100	113
Médio Parnaíba	Canindé/Piauí	3.936	5,2	2.502	1.681	1.072
	Poti	2.284	44,8	2.006	1.030	860
Baixo Parnaíba	D. Médio Parnaíba	428	3,2	476	356	204
	Longá/Parnaíba	3.317	7,7	3.524	2.517	1.510
Σ das sub-bacias		21.313	–	14.668	15.815	6.287

^a. Somatório das áreas por tipo de cultivar, a partir do Censo Agropecuário Brasileiro (IBGE, 2012c; CONAB, 2012); ^b. Estimados a partir das quantidades de N e P aplicação como fertilizantes nas diferentes culturas praticadas na região e suas respectivas taxas de perda, com dados disponíveis em Embrapa Sistemas de Produção, <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/>> (EMBRAPA, 2012). ^c. Taxa de volatilização N-NH₃ do fertilizante nitrogenado aplicado variando de 15 a 40% (OLIVEIRA, 1999; LARA CABEZAS *et al.*, 2000; MIKKELSEN, 2009), consideramos o valor de 30% neste estudo.

APÊNDICE J – Tabela com as estimativas de carga de N e P ($t.an^{-1}$), a partir dos principais rebanhos da atividade pecuária praticada na Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.

Sub-região	Sub-bacias	Tipo de rebanho ^a							Σ
		Aves ^b	Bovinos de Corte ^b	Bovinos leiteiros ^b	Caprinos ^b	Equinos ^{b,c}	Suínos ^b	Ovinos ^b	
Alto Parnaíba	Gurguéia								
	Cabeças	425.828	365.723	29.746	39.405	28.932	34.491	59.716	
	N	274,6	2.484,3	238,5	37,9	211,8	54,1	57,1	3.358,3
	P	167,9	600,7	58,6	15,1	79,2	23,6	20,6	965,7
	Balsas								
	Cabeças	256.810	228.661	12.580	16.718	13.801	15.260	13.479	
	N	165,6	1.553,1	100,9	16,1	101,0	23,9	12,9	1.973,5
	P	101,2	375,6	24,8	6,4	37,8	10,4	4,6	560,9
	Uruçuí Preto								
	Cabeças	94.033	36.677	2.520	2.631	2.720	5.076	1.783	
	N	60,6	249,1	20,2	2,5	19,9	8,0	1,7	362
	P	37,1	60,2	5,0	1,0	7,4	3,5	0,6	114,8
	D. Boa Esperança								
	Cabeças	121.576	53.654	3.724	14.890	3.890	6.483	9.578	
	N	78,4	364,5	29,9	14,3	28,5	10,2	9,2	535
	P	47,9	88,1	7,3	5,7	10,6	4,4	3,3	167,3
	D. Alto Parnaíba								
	Cabeças	203.898	112.844	8.031	6.812	7.237	8.686	5.063	
	N	131,5	766,5	64,4	6,5	53,0	13,6	4,8	1.040,3
	P	80,4	185,3	15,8	2,6	19,8	5,9	1,7	311,5
	Itaueiras								
Cabeças	131.931	39.154	3.897	19.435	6.866	18.892	23.325		
N	85,1	266,0	31,2	18,7	50,3	29,6	22,3	503,1	
P	52,0	64,3	7,7	7,4	18,8	12,9	8,0	171,2	

Sub-região	Sub-bacias	Tipo de rebanho ^a							Σ
		Aves ^b	Bovinos de Corte ^b	Bovinos leiteiros ^b	Caprinos ^b	Equinos ^{b,c}	Suínos ^b	Ovinos ^b	
Médio Parnaíba	Canindé/Piauí								
	Cabeças	1.550.704	493.356	60.426	572.875	109.248	266.269	774.640	
	N	1.000,0	3.351,3	484,5	550,7	799,8	417,7	740,3	7.344,3
	P	611,3	810,3	119,1	219,6	299,1	182,2	267,2	2.508,8
	Poti								
	Cabeças	4.032.822	448.909	61.762	398.806	65.792	272.448	534.382	
	N	2.600,3	3049,3	495,2	383,4	481,6	427,4	510,7	7.947,9
	P	1.589,7	737,3	121,7	152,8	180,1	186,5	184,3	3.152,4
	D. Médio Parnaíba								
	Cabeças	516.571	98.678	7.836	44.412	8.733	31.254	23.456	
N	333,1	670,3	62,8	42,7	63,9	49,0	22,4	1.244,2	
P	203,6	162,1	15,4	17,0	23,9	21,4	8,1	451,5	
Baixo Parnaíba	Longá/Parnaíba								
	Cabeças	3.777.920	498.461	41.774	500.531	73.877	628.769	255.909	
	N	933,6	2.058,6	252,8	161,0	417,2	732,2	112,3	4.667,7
	P	1.340,3	818,7	68,6	191,8	202,2	430,3	175,1	3.227,4

^aCenso agropecuário (IBGE, 2012); ^b Produção diária de excretas (kg.animal⁻¹.dia⁻¹): bovinos/equinos = 10; suínos = 2.5; caprinos e ovinos = 1.0; galináceos = 0.18 (FAO, 2012; EMBRAPA, 2004); Concentração de N e P nas excretas, respectivamente: bovinos/equinos = 0.6 e 0.4%; suínos = 0.5 e 0.3%; caprinos e ovinos = 0.5 e 0.5%; galináceos = 1.2 e 1.3% (EMBRAPA, 2004; SILVA GALVÃO; SALCEDO; OLIVEIRA, 2008); fator de retenção dos solos: N = 0.65 e P = 0.7; emissão N-NH₃ (kg NH₃.cabeça⁻¹.ano⁻¹): bovinos = 4.3, vacas leiteiras = 5.6; equinos = 7.0, frangos = 0.1, caprinos = 1.1, ovelhas = 0,7, suínos = 1.5 (FAULKNER & SHAW, 2008; ANEJA *et al.*, 2012). ^cSomatórios dos rebanhos de equinos, asininos e muare.

APÊNDICE K – Tabela de cargas (t.ano^{-1}) e fatores de emissão ($\text{kg.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$), a partir das concentrações de NT em amostras de água coletadas nas campanhas de monitoramento, nas sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.

Sub-região	Sub-bacia	Área de drenagem (km^2)	$Q_{95\%}$ ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$)	[C^{N}] (mg.L^{-1})		\mathbb{L}_m^{N} (t.ano^{-1})	\mathcal{F}_m^{N} ($\text{kg.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$)
				Chuva	Seca		
Alto Parnaíba	Gurguéia ^a	47.000	17	0,3–0,6	0,2 – 0,7	2.800	60
	Balsas ^b	22.800	75	0,06	0,03	1.413	62
	Uruçuí Preto ^c	14.700	14	0,05	0,05	260	19
	D. Boa Esperança ^d	87.500	177	0,04	0,02	5.583	64
	Alto/Médio Parnaíba ^e	140.000	191	0,09	0,05	5.193	37
	D.Alto Parnaíba ^f	32.700	151	0,05	0,06	3.120	95
	Itaueiras ^g	4.550	4,7	0,15	–	90	20
Médio Parnaíba	Canindé/Piauí ^h	73.900	24	0,22	0,70	4.541	62
	Poti ⁱ	51.400	32	0,46	0,85	5.917	115
	D. Médio Parnaíba ^j	269.823	224	0,18	0,22	17.236	64
Baixo Parnaíba	Médio/Baixo Parnaíba ^l	298.000	279	0,26	0,14	23.489	79
	Longá/Parnaíba ^m	322.267	319	0,13	0,27	19.440	60

Estações fluviométricas: ^a Barra do Lance, cod. 34270000; ^b São Felix de Balsas, cod. 34170000; ^c Fazenda Bandeira, cod. 34090000; ^d UHE de Boa Esperança, cod. 3421981 (CHESF); ^{e, D.} Boa Esperança + Gurguéia, estação Barão de Grajaú, cod. 34311000; ^f Ribeiro Gonçalves, cod. 34060000; ^g Ponte Itaueiras, cod. 34350000; ^h Francisco Aires, cod. 34600000; ⁱ Fazenda Cantinho II, cod. 34789000; ^j Teresina, cod. 34690000; ^l Luzilândia, cod. 34690000; ^m Montante Delta, cod. 34980000. ⁿ Vazão mínima e máxima (portal hidroweb).

APÊNDICE L – Tabela de cargas (t.ano^{-1}) e fatores de emissão ($\text{kg.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$), a partir das concentrações de PT em amostras de água coletadas nas campanhas de monitoramento, nas sub-bacias da Região Hidrográfica do Parnaíba, NE do Brasil.

Sub-região	Sub-bacia	Área de drenagem ^a (km^2)	$Q_{95\%}$ ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$)	[C ^P] (mg.L^{-1})		\mathbb{L}_m^P (t.ano^{-1})	\mathcal{F}_m^P ($\text{kg.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$)
				Chuva	Seca		
	Gurguéia ^a	47.000	17	0,05–0,13	0,05 – 0,22	1.010	22
	Balsas ^b	22.800	75	0,02	0,01	1.038	46
	Uruçuí Preto ^c	14.700	14	0,04	0,01	498	34
Alto Parnaíba	D. Boa Esperança ^d	87.500	177	0,05	0,02	5.014	57
	Alto/Médio Parnaíba ^e	140.000	191	0,08	0,03	4.177	30
	D.Alto Parnaíba ^f	32.700	151	0,04	0,03	1.742	53
	Itaueiras ^g	4.550	4,7	0,06	-	33	7
	Canindé/Piauí ^h	73.900	24	0,08	0,05	1.000	14
Médio Parnaíba	Poti ⁱ	51.400	32	0,07	0,18	975	20
	D. Médio Parnaíba ^j	269.823	224	0,09	0,12	8.901	33
	Médio/Baixo Parnaíba ^l	298.000	279	0,13	0,18	15.170	51
Baixo Parnaíba	Longá/Parnaíba ^m	322.267	319	0,09	0,15	12.774	38

Estações fluviométricas: ^a Barra do Lance, cod. 34270000; ^b São Felix de Balsas, cod. 34170000; ^c Fazenda Bandeira, cod. 34090000; ^d UHE de Boa Esperança, cod. 3421981 (CHESF); ^e.D. Boa Esperança + Gurguéia, estação Barão de Grajaú, cod. 34311000; ^f Ribeiro Gonçalves, cod. 34060000; ^g Ponte Itaueiras, cod. 34350000; ^h Francisco Aires, cod. 34600000; ⁱ Fazenda Cantinho II, cod. 34789000; ^j Teresina, cod. 34690000; ^l Luzilândia, cod. 34690000; ^m Montante Delta, cod. 34980000. ⁿ Vazão mínima e máxima (portal hidroweb).

APÊNDICE M – Resultados para as variáveis hidroquímicas monitoradas, faixa de variação, média (\bar{X}) e desvio padrão (s), entre 2012-2013 na sub-bacia do rio Gurguéia, Alto Parnaíba, NE do Brasil.

Pontos	N	PT ^a	NT ^a	OD ^a	pH	STD ^a	UNT ^b	T ^c	STS ^a	CE
GG01	12	0,01 – 0,16	0,01 – 0,05	4,4 – 8,9	5,6 – 8	2,0 – 85	0 – 274	21,0 – 27,6	1 – 31	7 – 164
		0,05 ± 0,04	0,03 ± 0,01	7,0 ± 1,3	7 ± 0,6	28 ± 25	59 ± 94	25,3 ± 1,7	13 ± 9	54 ± 46
GG02	12	0,01 – 0,04	0,01 – 0,1	5,6 – 8,3	6 – 7,4	26 – 87	0,0 – 319	21,2 – 27,4	2 – 170	54 – 159
		0,03 ± 0,01	0,04 ± 0,03	7,0 ± 0,8	7 ± 0,5	43 ± 21	117 ± 129	24,5 ± 2,2	64 ± 58	82 ± 35
GG03	12	0,02 – 0,20	0,01 – 0,15	3,3 – 8,8	6 – 8	10 – 79	6 – 846	20,5 – 28,4	6 – 1.250	54 – 159
		0,1 ± 0,1	0,05 ± 0,04	6,7 ± 1,6	7 ± 1	47 ± 20	415 ± 393	25,4 ± 2,9	285 ± 380	101 ± 31
GG04	12	0,01 – 0,4	0,02 – 0,05	2,3 – 8,4	6 – 8	23 – 219	3 – 875	20,1 – 29,4	2 – 1.112	49 – 452
		0,5 ± 0,04	0,04 ± 0,01	6,3 ± 1,8	7 ± 1	69 ± 61	364 ± 385	26,2 ± 2,9	339 ± 399	146 ± 126
GG05	12	0,02 – 0,48	0,01 – 0,05	3,6 – 9,4	6 – 8	10 – 110	10 – 865	22,3 – 28,6	5 – 1.175	54 – 243
		0,05 ± 0,04	0,03 ± 0,01	6,8 ± 1,7	7 ± 1	53 ± 34	378 ± 398	26,5 ± 2,2	286 ± 393	113 ± 63
GG06	12	0,02 – 0,20	0,02 – 0,10	5,1 – 8,5	6 – 8	23 – 200	7 – 1005	20,8 – 28,6	10 – 1.284	46 – 280
		0,06 ± 0,05	0,05 ± 0,02	7,0 ± 1,1	7 ± 1	70 ± 49	406 ± 436	26,0 ± 2,5	363 ± 407	130 ± 72
GG07	12	0,01 – 0,20	0,02 – 0,07	5,1 – 8,0	6 – 8	7 – 93	7 – 1067	22,5 – 28,8	3 – 1.484	16 – 246
		0,06 ± 0,06	0,04 ± 0,01	6,7 ± 0,9	7 ± 1	47 ± 20	398 ± 421	26,5 ± 2,1	346 ± 459	104 ± 57

^a. (mg.L⁻¹); ^b. Turbidez (NTU); ^c. (°C); ^d. (μS.cm⁻¹); ^d. Resolução nº 357/05 (CONAMA, 2005).

Sub-região	Sub-bacia	ano	período	Variáveis monitoradas ^a										
				T	pH	UNT	CE	STD	STS	OD	NT	PT	IQA _{Min} ^b	
Médio Parnaíba	BCP	2012	chuva	30,0	7,6	267	195	110	243	5,5	0,22	0,12	37	
			seca	30,5	8,1	18	343	206	25	6,0	0,70	0,10	60	
	BDMP I ^f	2012	chuva	29,9	7,7	163	33	20	223	6,4	0,09	0,06	47	
			seca	29,7	6,7	22	25	14	43	6,3	0,12	0,98	57	
	BDMP II ^g	2012	chuva	30,2	8,0	73	39	26	345	7,0	0,18	0,09	53	
			seca	30,6	8,1	31	36	23	65	7,5	0,22	0,12	47	
	BP	2012	chuva	31,7	7,6	110	119	71	220	6,0	0,46	0,07	43	
			seca	32,2	7,7	95	140	84	14	4,5	0,12	0,98	23	
	Baixo Parnaíba	Médio/Baixo ^h	2012	chuva	26,9	6,3	70	58	35	108	5,6	0,26	0,07	50
				seca	27,4	6,1	21	67	40	77	5,8	0,14	0,18	50
BLP		2012	chuva	29,3	7,1	86	62	45	123	6,5	0,30	0,09	47	
			seca	30,2	6,9	26	71	42	68	5,9	0,13	0,15	50	
Classes				Muito Ruim	Ruim	Razoável	Boa	Ótima						
Valor IQA _{Min}				0 – 25	26 – 50	51 – 70	71 – 90	91 – 100						

^a Temperatura (°C), turbidez (UNT), condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-2}$ a 20°C), sólidos totais dissolvidos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), sólidos totais suspensos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), nitrogênio total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e fósforo total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). ^b Fator de normalização a partir das curvas de Coneza citadas por PESCE & WUNDERLIN (2002). ^c Considerando o valor do ponto BGG 15 em Barra do Lance. ^d Ponto a jusante da cidade de Uruçuí e que integra as contribuições das bacias dos rios de Balsas, rio Uruçuí Preto e Difuras do Alto Parnaíba. ^e Ponto a jusante da cidade de Floriano e que integra as contribuições das bacias do rio Gurguéia e a montante da Barragem de Boa Esperança. ^f A jusante da cidade de Teresina. ^g A montante da confluência do rio Poti, entre Timom e Teresina. ^h A jusante da confluência do rio Poti, na cidade de Miguel Alves.