

MARCELA ANDREA PÉREZ PÉREZ

**BIOGEOQUÍMICA DA VÁRZEA DO LAGO GRANDE DE CURUAI, RIO
AMAZONAS, PARÁ, BRASIL: CARACTERIZAÇÃO, ORIGEM, CICLAGEM E
DESTINO DO MATERIAL ORGÂNICO E INORGÂNICO**

Tese apresentada ao curso de Pós-
Graduação em Geociências da Universidade Federal
Fluminense, como requisito parcial para obtenção do
Grau de Doutor. Área de concentração:
Geoquímica Ambiental

Orientador(a): Prof^a. Dr^a. Patrícia Florio Moreira Turcq

Niterói
Junho 2008

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

P 4381 Pérez Pérez, Marcela Andrea
Biogeoquímica da Várzea do Lago Grande de
Curuai, Rio Amazonas, Pará, Brasil: caracterização,
origem, ciclagem e destino do material orgânico e
inorgânico / Marcela Andrea Pérez Pérez. – Niterói,
RJ: [s.n.], 2008
266 f.: il; 30 cm
Tese (doutorado - Geoquímica Ambiental) -
Universidade Federal Fluminense, 2008.
Orientadora: Prof^a. Dr^a. Patrícia Florio Moreira Turcq.
1. Planície de inundação 2. Ciclo hidrológico 3.
Adsorção 4. Matéria orgânica 5. Amazônia I. Título

CDD 551.9

MARCELA ANDREA PÉREZ PÉREZ

**BIOGEOQUÍMICA DA VÁRZEA DO LAGO GRANDE DE CURUAI, RIO
AMAZONAS, PARÁ, BRASIL: CARACTERIZAÇÃO, ORIGEM, CICLAGEM E
DESTINO DO MATERIAL ORGÂNICO E INORGÂNICO**

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em Geociências da Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial para obtenção do **Grau de Doutor**. Área de concentração: **Geoquímica Ambiental**

Aprovada em junho de 2008

Banca examinadora

Prof^a. Dr^a. Patrícia Florio Moreira Turcq – orientadora
IRD-França/UFF

Prof. Dr. Bastiaan Knoppers
UFF

Prof. Dr. Marcelo Bernardes
UFF

Prof. Dr. Patrick Seyler
IRD-França/UnB

Dr. Fernando Lamego
IRD-Brasil

Niterói
2008

À minha mãe **Mercedes** pelo exemplo de vida: coragem, força e superação; e
pelo seu amor incondicional.

AGRADECIMENTOS

À professora Sra. Patrícia Turcq pela sua orientação e pelas oportunidades com as quais foi possível a realização deste estudo.

Ao professor Sr. Marc Benedetti pela sua orientação na realização do Projeto Estágio no Exterior.

Aos Srs. membros da pré-banca e banca: Bastiaan Knoppers, Marcelo Bernardes, Fernando Lamego e Patrick Seyler pela avaliação e críticas ao estudo.

À tripulação dos barcos: Capitão Dário, Comandante Quadros e Quadros Neto pela ajuda, simpatia e gentileza durante as campanhas na Amazônia.

Aos funcionários da ANA e CPRM pela ajuda, apoio operacional e logístico durante as campanhas.

Aos professores, alunos e demais participantes das campanhas pela ajuda e colaboração no trabalho de campo.

Aos professores, alunos e funcionários do Departamento de Geoquímica da Universidade Federal Fluminense, do *Laboratoire de Géochimie des Eaux, Université Paris 7 – Denis Diderot*, do *Centre d’Enseignement et de Recherche Eau Ville Environnement, Université Paris 12 – Val de Marne* e do *Laboratoire de Chimie de l’Eau et de l’Environnement, École Supérieure d’Ingénieurs de Poitiers, Université de Poitiers*; que direta ou indiretamente ajudaram na realização deste estudo.

Às instituições CAPES e CNPq pelo financiamento da Bolsa de Doutorado e Bolsa Individual de Estágio no Exterior, respectivamente.

Um agradecimento particular aos amigos: Andrea Rocha, Eugênio e Pilar, João e Tereza, e Glória, que sempre me apoiaram, torceram por mim e que tanto ajudaram a mim e minha mãe física e emocionalmente.

Um agradecimento especial ao meu pai, Carlos Pérez, pelo seu amor carinho e apoio de sempre.

RESUMO

Este trabalho teve por objetivo estudar a biogeoquímica de um sistema de várzea no baixo Amazonas. A Várzea do Lago Grande de Curuai está localizada na margem direita do Rio próxima à cidade de Óbidos, no estado do Pará a 850 km da foz com o Oceano Atlântico. O sistema é composto por mais de 30 lagos de águas brancas e pretas, conectados entre si e ao Rio Amazonas. O estudo consistiu em determinar a origem, as características e os processos de ciclagem dos principais elementos orgânicos e inorgânicos dentro do sistema e seu papel no transporte de material para o Rio. As variações do nível das águas na Várzea acompanham as do Amazonas, no qual o ciclo hidrológico é constituído por um período de altas águas entre os meses de maio e junho, e um período de baixas águas entre os meses de outubro e novembro. Foram realizadas sete campanhas ao longo dos anos de 2004 e 2006, em diferentes períodos hidrológicos: enchente, altas águas, vazante e baixas águas. As amostras foram coletadas para análise de material particulado e dissolvido. Foram medidos *in situ*, temperatura (T), pH, condutividade e oxigênio dissolvido (OD). No material particulado foram determinados: carbono orgânico (COP), nitrogênio total (NTP), os isótopos estáveis $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, material particulado em suspensão (MPS). No material dissolvido foram analisados: carbono orgânico (COD) e inorgânico (CID), nitrogênio orgânico (NOD) e inorgânico (NH_4^+ , NO_2^- e NO_3^-), fósforo orgânico (POD) e inorgânico (PO_4^{3-}). O material dissolvido também foi caracterizado pelas frações hidrofóbica (HPO) e transfílica (TPH) a partir dos parâmetros: COD, NOD, $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, absorvância ultravioleta específica à 254 nm (SUVA em inglês), reatividade (grupos carboxílicos e hidroxílicos) e peso molecular (PM). Para a identificação da matéria orgânica dissolvida mais reativa, foram realizados experimentos de adsorção com as frações HPO e TPH sob uma matriz mineral caolinita e goetita (nas proporções de 84,6 e 15,4%, respectivamente). A Várzea de Curuai é um sistema bastante produtivo e limitado pelo nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) que apresentou uma razão N/P entre 4,51 e 12,80. Os processos de reciclagem atuam intensamente durante o ciclo hidrológico ($\delta^{15}\text{N}$ de $6,03 \pm 2,55$, nos lagos de águas brancas). A matéria autóctone produzida durante a enchente e início das altas águas é predominantemente fitoplanctônica (C/Chla de $116,35 \pm 116,39$) e exportada para o Rio Amazonas no período de vazante. Enquanto que, nas baixas águas se observa a remineralização do MPS. As frações HPO e TPH da MOD apresentaram peso molecular (PM) ~448 Da e predominância de grupos carboxílicos. A principal fração que interagiu com as partículas minerais foi a HPO, de maior aromaticidade e rica em carbono. A Várzea funciona como exportador de matéria orgânica tanto particulada (MOP) quanto dissolvida (MOD) para o Rio Amazonas. No ano de 2004 a Várzea de Curuai exportou para o Rio Amazonas o equivalente a 64.990 ton COP e 12.008 ton NOP. Também foram calculados um balanço equivalente a 52.824 ton COD e um equivalente a 8.093 ton NOD exportado para o rio.

Palavras-chave: planície de inundação, ciclo hidrológico, adsorções, matéria orgânica e Amazônia.

ABSTRACT

The aim of this work was to study the biogeochemistry of a floodplain system in the Amazon lowland. The Lago Grande of Curuai floodplain is located on the right bank of the river near to Óbidos city, in the Pará state to 850 km of the Atlantic Ocean. The system is composed of more than 30 lakes of black and white waters, connected to each other and to the Amazon. This study consisted into determine the origin, the characterization and the cycling processes of major organic and inorganic elements within the system and its role in the transport of material into the river. Variations in the water level in the floodplain accompanying the Amazon ones, in which the hydrological cycle consists of a period of high waters between May and June, and a period of low water between October and November. Seven campaigns were conducted from 2004 to 2006 in different hydrological periods: rising, high, low and falling waters. The samples were taken for particulate and dissolved matter analysis. Temperature (T), pH, conductivity and dissolved oxygen (DO) were measured in situ. In the particulate matter were determined: organic carbon (POC), total nitrogen (PTN), $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ isotopes, total suspended solids (TSS). In the dissolved matter were analyzed: organic carbon (DOC) and inorganic (DIC), organic nitrogen (DON) and inorganic (NH_4^+ , NO_2^- and NO_3^-), and organic phosphorus (DOP) and inorganic (PO_4^{3-}). The dissolved matter was also characterized by fractions hydrophobic (HPO) and transphilics (TPH) from the parameters: DOC, DON, $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$, specific ultraviolet absorbance to 254 nm (SUVA), reactivity (carboxylic and hydroxylic groups) and molecular weight (MW). To identify the most reactive dissolved organic matter, sorptions experiments were conducted between the fractions HPO and TPH and a mineral mixture of Kaolinite and Goethite (84.6 e 15.4%, respectively). The Curuai floodplain is a very productive system and limited by the dissolved inorganic nitrogen (DIN) that presented a N/P rate between 4,51 and 12,80. Recycling processes work intensively during the hydrological cycle ($\delta^{15}\text{N}$ de $6,03 \pm 2,55$, in the white water lakes). The autochthonous produced during the rising and initial high water is dominated by phytoplankton (C/Chla de $116,35 \pm 116,39$) and exported to the Amazon River during falling waters. While, in the lower water is observed the demineralization of the MPS. The HPO and TPH fractions of the DOM presented molecular weight (MW) ~ 448 Da, and predominance of carboxylic groups. The major fraction HPO that was sorpted onto mineral particles has more aromaticity and it is rich in carbon. The floodplain works as an exporter of both particulate and dissolved organic matter (POM and DOM, respectively) to the Amazon. In 2004 the Curuai floodplain exported to Amazon River 64.990 ton POC and 12.008 ton PON. It is also exported 52.824 ton DOC and 8.093 ton DON.

Keywords: floodplain, hydrological cycle, sorptions, organic matter, and Amazonian.

LISTA DE FIGURAS

Fig. 1: Características fisiográficas da Bacia Amazônica-----	21
Fig. 2: Constituintes encontrados na água-----	30
Fig. 3: Rede hidrológica da Bacia Amazônica-----	39
Fig. 4: Hidrogramas do Rio Amazonas e seus principais tributários-----	40
Fig. 5: Distribuição e caracterização das planícies de inundação neotropicais-----	41
Fig. 6: Localização da Várzea do Lago Grande de Curuai-----	45
Fig. 7: Distribuição das planícies de inundação e áreas de cobertura vegetal no Rio Amazonas-----	46
Fig. 8: Hidrogramas do Rio Amazonas (Óbidos) e da Várzea de Curuai (Curuai)---	47
Fig. 9: Mapa das condições de inundação e tipo de vegetação da Várzea do Lago Grande de Curuai-----	49
Fig. 10: Mapa com a caracterização dos lagos da Várzea de Curuai-----	50
Fig. 11: Fotos de dois diferentes tipos de lagos da Várzea-----	54
Fig. 12: Mapa com as estações de amostragem-----	55
Fig. 13: Os períodos de amostragem ao longo do ciclo hidrológico entre os anos de 2004 e 2006-----	56
Fig. 14: Fotos de florescimento fitoplanctônico e banco de macrófitas na Várzea---	57
Fig. 15: Mapa com as estações de amostragem próximas a bancos de macrófitas e florescimentos fitoplanctônico-----	58
Fig. 16: Foto do fracionamento do material particulado em suspensão em peneira com poro de 63 μm -----	61
Fig. 17: Mapa com as estações de amostragem para a caracterização e determinação da reatividade da matéria orgânica dissolvida-----	63
Fig. 18: Foto do sistema de ultrafiltração tangencial-----	65
Fig. 19: Foto do sistema de filtração por osmose reversa-----	66
Fig. 20: Esquema do princípio de operação de um analisador CHN(OS)-----	71
Fig. 21: Esquema do princípio de operação de um espectrômetro de massa-----	72
Fig. 22: Esquema da montagem em série das resinas macroporosas Amberlite empregadas-----	75
Fig. 23: Mapa da bacia da Várzea de Curuai-----	84
Fig. 24: Resultados dos parâmetros analisados no material dissolvido do Rio Amazonas-----	85
Fig. 25: Evolução da composição da matéria orgânica particulada do Rio Amazonas (Óbidos)-----	87
Fig. 26: Imagem de Satélite dos lagos da Várzea na campanha de agosto de 2004 (vazante)-----	93
Fig. 27: Teor das espécies de nitrogênio inorgânico dissolvido próximo a bancos de macrófitas, florescimentos fitoplanctônico e gramíneas-----	94
Fig. 28: Composição da matéria orgânica particulada próximo a bancos de macrófitas e florescimentos fitoplanctônico-----	95
Fig. 29: Comparação da qualidade da matéria orgânica particulada no Lago Curumucuri com as estações próximas a bancos de macrófitas-----	96
Fig. 30: Variação da condutividade e pH entre os lagos de águas brancas e águas pretas da Várzea-----	98
Fig. 31: Medições de vazão instantâneas realizadas no Igarapé do Salé em agosto de 2004 (vazante)-----	100

Fig. 32: Distribuição espacial das formas dissolvidas orgânicas e inorgânicas de carbono, nitrogênio e fósforo no sistema Rio Amazonas-Várzea de Curuai-----	103
Fig. 33: Teor das frações orgânicas e inorgânicas sobre o total de nitrogênio, fósforo e carbono dissolvido nos lagos de águas brancas-----	104
Fig. 34: Distribuição espacial das espécies de nitrogênio dissolvido no sistema Rio Amazonas-Várzea de Curuai-----	106
Fig. 35: Variação do teor das espécies de nitrogênio inorgânico dissolvido no Lago Piraquara-----	107
Fig. 36: Distribuição espacial das formas de nitrogênio dissolvido: orgânica e inorgânica no sistema Rio Amazonas-Várzea de Curuai-----	109
Fig. 37: Distribuição espacial das formas orgânica e inorgânica de carbono dissolvido no Rio Amazonas-Várzea de Curuai-----	111
Fig. 38: Distribuição espacial da razão entre nitrogênio e carbono orgânicos dissolvidos (NOD/COD) no Rio Amazonas-Várzea de Curuai-----	113
Fig. 39: Distribuição espacial das formas orgânica e inorgânica de fósforo dissolvido no Rio Amazonas e na Várzea de Curuai-----	115
Fig. 40: Distribuição espacial da razão entre nitrogênio e fósforo inorgânicos dissolvidos (NID/PID) no Amazonas e na Várzea-----	118
Fig. 41: Distribuição espacial do material particulado em suspensão nos lagos da Várzea e no Rio Amazonas-----	120
Fig. 42: Distribuição espacial da razão entre nitrogênio e carbono particulados (NTP/COP) nos lagos da Várzea e em Óbidos-----	123
Fig. 43: Distribuição espacial da assinatura de $\delta^{13}\text{C}$ nos lagos da Várzea e em Óbidos (Rio Amazonas)-----	125
Fig. 44: Distribuição espacial da clorofila a no sistema Rio Amazonas-Várzea de Curuai-----	127
Fig. 45: Contribuição das espécies de nitrogênio inorgânico dissolvido nos lagos de águas brancas nos diferentes períodos hidrológicos-----	129
Fig. 46: Teor das espécies de nitrogênio inorgânico dissolvido nos lagos de águas pretas-----	132
Fig. 47: Evolução sazonal do teor das frações orgânica e inorgânica dissolvidas de carbono, nitrogênio e fósforo nos lagos de águas pretas da Várzea-----	134
Fig. 48: Evolução sazonal do material particulado nos lagos de águas pretas-----	136
Fig. 49: Evolução temporal das concentrações de carbono orgânico e nitrogênio total particulados no Lago Curumucuri-----	140
Fig. 50: Qualidade da matéria orgânica particulada do Lago Curumucuri-----	142
Fig. 51: Qualidade da matéria orgânica particulada do Lago Açaí-----	144
Fig. 52: Qualidade da matéria orgânica particulada do Lago Piraquara-----	145
Fig. 53: Composição elementar e isotópica das frações hidrofóbicas e transfílicas	152
Fig. 54: Espectros UV-visível das frações da matéria orgânica dissolvida-----	153
Fig. 55: Reatividade das frações da matéria orgânica dissolvida-----	156
Fig. 56: Espectros de distribuição de afinidade nas frações hidrofóbica e transfílica da matéria orgânica dissolvida-----	157
Fig. 57: Percentagem de carbono e nitrogênio orgânicos dissolvidos adsorvidos na fase mineral durante os experimentos de adsorção-----	159
Fig. 58: Valores da razão entre carbono e nitrogênio (C/N) e da absorbância específica de UV (254 nm) das frações hidrofóbica e transfílica antes e após os experimentos de adsorção-----	161

Fig. 59: Distribuição de carbono, nitrogênio e fósforo entre o Rio Amazonas, a Várzea de Curuai e os igarapés de terra firme-----	163
Fig. 60: Correlação percentual de carbono e nitrogênio particulados no Rio Amazonas, Várzea de Curuai e igarapés de terra firme-----	170
Fig. 61: Teor das principais formas de nitrogênio inorgânico dissolvido no Rio Amazonas, na Várzea e nos igarapés-----	173
Fig. 62: Variação do amônio em relação ao nitrogênio inorgânico dissolvido no Amazonas, na Várzea e nos igarapés-----	174
Fig. 63: Correlação entre o teor de carbono orgânico particulado e as concentrações de material particulado em suspensão nos diferentes períodos hidrológicos-----	181
Fig. 64: Qualidade da matéria orgânica particulada no sistema Rio Amazonas-Várzea de Curuai-----	183
Fig. 65: Evolução da contribuição das duas principais fontes de matéria orgânica particulada para a Várzea-----	185
Fig. 66: Evolução da qualidade de material vivo presente na Várzea de Curuai durante os diferentes períodos hidrológicos (1999 – 2003)-----	186
Fig. 67: Qualidade do material vivo nos lagos da Várzea entre 2004 - 2005-----	187
Fig. 68: Fracionamento da matéria orgânica particulada no sistema Rio Amazonas-Várzea de Curuai-----	188
Fig. 69: Ocorrência relativa das classes taxonômicas do fitoplâncton de superfície na Várzea de Curuai-----	189
Fig. 70: Evolução da razão entre carbono e nitrogênio orgânicos dissolvidos (COD/NOD) no sistema Rio Amazonas-Várzea de Curuai durante os diferentes períodos hidrológicos-----	190
Fig. 71: Variação sazonal da limitação de nitrogênio e fósforo inorgânicos dissolvidos para o desenvolvimento da produção primária no sistema Rio-Várzea-----	192
Fig. 72: Relação entre carbono orgânico dissolvido e absorvância específica de UV das amostras de água naturais-----	197
Fig. 73: Qualidade da matéria orgânica dissolvida-----	200
Fig. 74: Correlação entre a adsorção de carbono orgânico dissolvido e o peso molecular das frações hidrofóbica e transfílica-----	203
Fig. 75: Balanço de água na Várzea de Curuai, segundo modelo HEVa-----	208
Fig. 76: Balanço de sedimento na Várzea de Curuai, segundo modelo HEVa-----	209
Fig. 77: Fluxos diários de carbono e nitrogênio orgânicos particulados no sistema Rio-Várzea durante as campanhas de 2004 e 2005-----	211
Fig. 78: Fluxos diários da matéria orgânica dissolvida no sistema Rio- Várzea durante as campanhas de 2004 e 2005.-----	212
Fig.79: Balanço de carbono e nitrogênio orgânicos particulados, segundo modelo HEVa, no ano de 2004 no sistema Rio Amazonas-Várzea de Curuai-----	215
Fig. 80: Balanço de carbono e nitrogênio orgânicos dissolvidos, segundo modelo HEVa, no ano de 2004 no sistema Rio -Várzea-----	217

APÊNDICES

Fig. A1: Variação temporal da matéria inorgânica dissolvida no Rio Amazonas (Óbidos)-----	235
Fig. A2: Variação temporal da matéria orgânica dissolvida em Óbidos-----	236
Fig. A3: Material dissolvido e particulado do perfil vertical no Rio Amazonas (altas águas de 2005)-----	237

Fig. A4: Material dissolvido e particulado do perfil vertical no Rio Amazonas (baixas águas de 2005)-----	238
Fig. A5: Variação temporal da matéria inorgânica dissolvida nos lagos de águas brancas da Várzea -----	239
Fig. A6: Variação temporal da matéria orgânica dissolvida nos lagos de águas brancas da Várzea -----	240
Fig. A7: Variação temporal da matéria inorgânica dissolvida nos lagos de águas pretas da Várzea-----	241
Fig. A8: Variação temporal da matéria orgânica dissolvida nos lagos de águas brancas da Várzea -----	242
Fig. A9: Parâmetros do material dissolvido e particulado do perfil vertical no Lago Açaí – águas pretas (enchente de 2005) -----	243
Fig. A10: Parâmetros do material dissolvido dos perfis verticais dos Lagos do Poção e Sta Ninha (enchente de 2005)-----	244
Fig. A11: Parâmetros do material dissolvido dos perfis verticais dos Lagos do Salé e Grande (enchente de 2005)-----	245
Fig. A12: Parâmetros do material particulado dos perfis verticais dos Lagos do Poção e Sta Ninha (enchente de 2005)-----	246
Fig. A13: Parâmetros do material particulado do perfil vertical do Lago Grande (enchente de 2005) -----	247
Fig. A14: Parâmetros do material particulado dos perfis verticais dos Lagos Grande e Salé (altas águas de 2005)-----	248

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Estimativa da extensão das planícies de inundação da América do Sul--	42
Tabela 2: As principais planícies de inundação dos maiores rios amazônicos no território brasileiro -----	43
Tabela 3: Distribuição espacial e características físico-químicas dos lagos da Várzea de Curuai -----	51
Tabela 4: Contribuição de nitrogênio e carbono nas duas frações do material particulado em suspensão, grossa e fina-----	62
Tabela 5: Algumas características físico-químicas das resinas macroporosas empregadas-----	74
Tabela 6: Massa de carbono orgânico recuperado em cada amostra após a extração sob as resinas macroporosas -----	78
Tabela 7: Algumas propriedades do mineral e argilomineral utilizados nos experimentos de adsorção -----	81
Tabela 8: Concentração da matéria orgânica dissolvida pelo sistema de osmose reversa -----	150
Tabela 9: Resultados das análises elementar e isotópica das frações hidrofóbica e transfílica da matéria orgânica dissolvida -----	151
Tabela 10: Valores de absorvância específica na fração após a ultrafiltração tangencial e nas frações hidrofóbica e transfílica -----	154
Tabela 11: Concentração de carbono orgânico dissolvido antes da filtração por ultrafiltração tangencial e osmose reversa -----	196
Tabela 12: Diferenças estruturais entre os dois tipos de fração da matéria orgânica dissolvida: hidrofóbica e transfílica -----	199
Tabela 13: Parâmetros das titulações ácido-base derivados com o modelo NICA-Donnan-----	204

APÊNDICES

Tabela A1: Parâmetros físico-químicos medidos durante as campanhas-----	249
Tabela A2: Resultados das análises químicas da fração dissolvida nas amostras superficiais -----	253
Tabela A3: Resultados das análises químicas do material particulado das águas superficiais -----	257
Tabela A4: Resultados dos parâmetros químicos do material dissolvido dos perfis verticais -----	261
Tabela A5: Resultado dos parâmetros químicos do material particulado dos perfis verticais -----	263
Tabela A6: Resultados dos experimentos de adsorção -----	265
Tabela A7: Coordenadas das estações de amostragem -----	266

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

Alc.	Alcalinidade
AF	Ácido Fúlvico
AH	Ácido Húmico
ANA	Agência Nacional de Águas
ATTZ	sigla em inglês: Zona de Transição entre Aquática e Terrestre
C	Carbono
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
Chla	Clorofila a
CI	Carbono inorgânico
CID	Carbono inorgânico dissolvido
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
CO	Carbono orgânico
COD	Carbono orgânico dissolvido
Cond	Condutividade
COP	Carbono orgânico particulado
COT	Carbono orgânico total
CPRM	Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
CT	Carbono total
HPI	sigla em inglês: fração Hidrofílica da matéria orgânica dissolvida
HPO	sigla em inglês: fração Hidrofóbica da matéria orgânica dissolvida
HYBAm	sigla em francês: Hidrogeodinâmica Atual da Bacia Amazônica
INPA	Instituto Nacional de Pesquisa na Amazônia
MI	Matéria inorgânica
MID	Matéria inorgânica dissolvida
MO	Matéria orgânica
MOD	Matéria orgânica dissolvida
MODU	Matéria orgânica dissolvida ultrafiltrada
MON	Matéria orgânica natural
MOP	Matéria orgânica particulada
MOPF	Matéria orgânica particulada fração fina
MOPG	Matéria orgânica particulada fração grossa
MPS	Material particulado em suspensão
MPSF	Material particulado em suspensão fração fina
MPSG	Material particulado em suspensão fração grossa
N	Nitrogênio
NID	Nitrogênio inorgânico dissolvido
NID-N	Nitrogênio inorgânico dissolvido em massa de nitrogênio
NOD	Nitrogênio orgânico dissolvido
NOD-N	Nitrogênio orgânico dissolvido em massa de nitrogênio
NOP	Nitrogênio orgânico particulado
NT	Nitrogênio total
NTP	Nitrogênio particulado
OD	Oxigênio dissolvido
OR	Osmose reversa
ORE-HYBAm	sigla em francês: Observatório de Pesquisa em Meio Ambiente - Controles geodinâmico, hidrológico e bioquímico de

	erosão/alteração e dos transportes de matérias na Bacia Amazônica
P	Fósforo
pH	Potencial hidrogênico
PDT	Fósforo dissolvido total
PID	Fósforo inorgânico dissolvido
PID-P	Fósforo inorgânico dissolvido em massa de fósforo
PM	Peso molecular
POD	Fósforo orgânico dissolvido
POD-P	Fósforo orgânico dissolvido em massa de fósforo
PSR	Fósforo solúvel reativo
SUVA	sigla em inglês: Absorbância Específica de Ultravioleta
T	Temperatura
TPH	sigla em inglês: fração Transfílica da matéria orgânica dissolvida
UFT	Ultrafiltração tangencial
UV	Ultravioleta
ZCIT	Zona de Convergência Intertropical

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	17
2	OBJETIVOS	20
2.1	GERAL	20
2.2	ESPECÍFICOS	20
3	FUNDAMENTOS TEÓRICOS	21
3.1	A BACIA DO RIO AMAZONAS	21
3.1.1	Fisiologia e hidroclimatologia da Amazônia	22
3.1.2	Geoquímica da Amazônia	23
3.2	AS PLANÍCIES DE INUNDAÇÃO	25
3.2.1	A geoquímica das várzeas	27
3.3	O PAPEL DAS DIFERENTES FRAÇÕES SOBRE O DESTINO E O TRANSPORTE DE MATERIAL	28
3.3.1	As três classes de fração do material transportado pelos rios	29
3.4	METABOLISMO FLUVIAL E LACUSTRE	36
4	ÁREA DE ESTUDO	38
4.1	O RIO AMAZONAS	38
4.2	AS PLANÍCIES DE INUNDAÇÃO	41
4.3	VÁRZEA DO LAGO GRANDE DE CURUAI	44
4.3.1	Localização	44
4.3.2	Hidroclimatologia	47
4.3.3	Geomorfologia	48
4.3.4	Vegetação	48
4.3.5	Distribuição espacial e as principais características dos lagos da Várzea	49
4.3.6	Características sócio-econômicas (Fonte: Centro de Apoio aos Projetos de Ação Comunitária – CEAPAC)	53
5	MATERIAIS E MÉTODOS	54
5.1	PLANEJAMENTO DAS COLETAS	54
5.1.1	Distribuição espacial	54
5.1.2	Distribuição temporal	56
5.2	AMOSTRAGEM E ANÁLISES QUÍMICAS	59
5.2.1	Coletas	59
5.2.2	Quantificação da matéria orgânica e inorgânica	67
5.2.2.1	Material Particulado	67
5.2.2.2	Material dissolvido	67
5.2.3	Caracterização da matéria orgânica	70
5.2.3.1	Matéria orgânica particulada	70
5.2.3.2	Matéria orgânica dissolvida.....	74
5.2.4	Determinação da fração orgânica mais reativa (experimentos de adsorção)	81
5.3	INFRA-ESTRUTURA PARA AS ANÁLISES	82
6	RESULTADOS	83
6.1	COMPOSIÇÃO C N P DA MATÉRIA INORGÂNICA E ORGÂNICA DO SISTEMA RIO AMAZONAS – VÁRZEA DE CURUAI	83

6.1.1	Características dos dois principais sistemas que influenciam os lagos da Várzea.....	83
6.1.1.1	O Rio Amazonas (Óbidos)	84
6.1.1.2	Os igarapés da bacia de drenagem	90
6.1.2	Características do material dissolvido e particulado coletados próximos a bancos de macrófitas, gramíneas e em meio a florestamentos fitoplanctônico.....	93
6.1.3	Características dos principais sistemas da Várzea do Lago Grande de Curuai	96
6.1.3.1	Parâmetros físico-químicos dos lagos de águas brancas e águas pretas da Várzea	97
6.1.3.2	Variação espacial nos lagos da Várzea	99
6.1.3.3	Variação temporal nos lagos da Várzea	128
6.1.3.4	Perfis verticais na coluna d'água dos lagos da Várzea de Curuai	145
6.2	CARACTERÍSTICAS E REATIVIDADE DA MATÉRIA ORGÂNICA DISSOLVIDA.....	149
6.2.1	Caracterização da matéria orgânica dissolvida	150
6.2.2	Adsorção da matéria orgânica dissolvida sobre matriz mineral.....	158
7	DISCUSSÃO	162
7.1	BIOGEOQUÍMICA DO SISTEMA VÁRZEA DO LAGO GRANDE DE CURUAI	162
7.1.1	As formas do Carbono.....	164
7.1.2	As formas de Nitrogênio.....	168
7.1.3	As formas do Fósforo dissolvido	177
7.2	INFLUÊNCIA DA HIDROLOGIA NO SISTEMA RIO AMAZONAS – VÁRZEA DE CURUAI.....	179
7.2.1	Funcionamento do sistema Rio Amazonas – Várzea de Curuai	193
7.3	COMPOSIÇÃO E REATIVIDADE DA MATÉRIA ORGÂNICA DISSOLVIDA	195
7.3.1	Teor e características das substâncias hidrofóbicas e anfífilas	195
7.3.2	Comparação das propriedades estruturais das duas diferentes frações de matéria orgânica dissolvida extraídas	198
7.3.3	Composição da matéria orgânica dissolvida	200
7.3.4	Estudo das interações entre as frações hidrofóbica e anfífila da matéria orgânica dissolvida em uma matriz mineral	201
7.4	BALANÇO DA MATÉRIA ORGÂNICA ENTRE O SISTEMA RIO AMAZONAS - VÁRZEA DE CURUAI	208
7.4.1	Balanço hidrológico.....	208
7.4.2	Balanço da matéria orgânica	210
8	CONCLUSÕES.....	219
9	REFERÊNCIAS	222
	APÊNDICES.....	234

1 INTRODUÇÃO

As zonas de inundação ou várzeas na Amazônia constituem uma rede complexa de florestas e lagos conectados ao curso principal dos rios que cobrem uma superfície estimada entre 60.000 e 300.000 km² para toda a Bacia Amazônica, podendo alcançar até 500.000 km², dependendo do período hidrológico (MARTINEZ; LE TOAN, 2007).

As planícies de inundação amazônicas têm um papel importante na ecologia, na economia, e no balanço de água e de material da região. São áreas altamente produtivas comportadas pelo aporte de águas ricas em nutrientes e em material particulado provenientes do Rio Amazonas. Estima-se que 30% da vazão média do Amazonas transitam pelas planícies de inundação (MERTES *et al.*, 1996). Assim como, mais de $\frac{3}{4}$ dos sedimentos do Rio transitam por esses sistemas (MERTES *et al.*, 1996; DUNNE *et al.*, 1998; MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2007).

As planícies de inundação são sistemas complexos e dinâmicos que oscilam entre as fases terrestre e aquática. Elas são periodicamente inundadas pelo transbordamento lateral de rios ou lagos, pela precipitação direta ou pela entrada de água do lençol freático. A melhor abordagem para se entender estes sistemas é o conceito de pulso de inundação (JUNK, 1997) baseado nas considerações hidrológicas, na área de drenagem de um rio e em suas planícies de inundação. O grau de conexão entre o rio e a planície de inundação depende do nível d'água do rio.

De acordo com os diferentes períodos hidrológicos, os compartimentos metabólicos das planícies de inundação assumem uma posição intermediária entre abertos (transporte entre os sistemas) e fechados (sistemas cumulativos) (JUNK, 1997). A acumulação periódica de substâncias seguida pela exportação do material pode ocorrer em períodos curtos de tempo, associado com o ritmo do pulso de inundação. Durante a fase terrestre (baixas águas), o material orgânico é acumulado em vários habitats e depois carregado durante o período de vazante, quando pode ser transportado para outras áreas da planície de inundação ou carregada para o rio e posteriormente para o oceano (JUNK, 1997).

De acordo com o conceito do pulso de inundação, a maior parte do carbono processado no Rio Amazonas provavelmente é produzido nas planícies de inundação. Moreira-Turcq *et al.* (2003) mostraram que o transporte de carbono orgânico no Rio Amazonas não é conservativo. A média anual de entrada de carbono orgânico total (COT) encontrada pelos autores, proveniente dos principais tributários do Amazonas (Negro, Solimões e Madeira) foi de 28,7 Tg C/ano. Quando comparada com o fluxo de carbono (C) exportado em Óbidos ($32 \pm 3,3$ Tg C/ano), última estação hidrológica no Rio Amazonas antes do estuário, foi observado um ganho de carbono orgânico (em torno de 4 Tg C/ano) que mostra claramente a importância de uma fonte extra de carbono. Durante o período de baixas águas, Richey *et al.* (1990) estimaram que mais de 400 kg/s de carbono orgânico vêm do sistema de várzeas. Estas entradas adicionais pelas várzeas seriam suficientes para explicar o ganho de carbono orgânico observado em Óbidos.

Com base nesse balanço pode-se entender que as planícies de inundação são uma importante fonte de matéria orgânica para o Rio Amazonas. As planícies de inundação representam também uma grande fonte de carbono para a atmosfera sob a forma de metano (BARTLETT; HARRIS, 1993) e de gás carbônico (RICHEY *et al.*, 2002). Quay *et al.* (1992) demonstraram que aproximadamente 40% do carbono produzido pela respiração microbiana no Rio Amazonas é oriundo da vegetação das várzeas. Enquanto que Richey *et al.* (1990) enfatizaram a importância das várzeas para o suprimento dessa matéria orgânica lábil (provavelmente dissolvida) para o curso principal do Rio. Hipótese corroborada pelo trabalho realizado por Moreira-Turcq *et al.* (2008, submetido).

Entretanto, a produção, transformação e o posterior transporte dessa matéria orgânica mais lábil para o Rio Amazonas são controlados por fatores e processos biogeoquímicos que ocorrem entre o sistema rio – várzea. A dinâmica e os fluxos de nutrientes estão diretamente relacionados à hidrologia local, à precipitação, ao escoamento superficial e infiltração de águas subterrâneas. Além dos processos abióticos de troca entre a coluna d'água e o sedimento e os bióticos baseados nos domínios da vegetação, fitoplâncton ou perifíton (JUNK, 1997).

Este estudo se propôs a determinar as principais fontes e processos de ciclagem, além de quantificar o balanço de massa do sistema Rio Amazonas –

Várzea do Lago Grande de Curuai. E com isso tentar entender um pouco mais sobre o papel das várzeas no transporte de material do Rio Amazonas até o oceano.

A Várzea de Curuai é composta por um complexo sistema de lagos de águas brancas e de águas pretas, alguns diretamente conectados ao Rio Amazonas e outros fortemente influenciados pela bacia de drenagem de terra firme. Amostragens foram realizadas para a caracterização e quantificação espacial e temporal (em diferentes períodos hidrológicos) do material presente nos lagos, com o objetivo de estudar a composição, origem e reatividade do material nos diferentes ambientes lacustres da Várzea, e a influência da hidrologia do Amazonas sobre o transporte desse material.

Esta tese está inserida no Projeto de Cooperação Internacional HIBAm (sobre a hidrologia e a geoquímica da Bacia Amazônica) e BIOBAm (biogeoquímica dos lagos de várzea da Bacia Amazônica) entre a França e o Brasil, mais precisamente entre o *Institut de Recherche pour le Développement* (IRD) e o CNPq, projeto no qual a Universidade Federal Fluminense no nome do Departamento de Geoquímica é parte integrante. Neste estudo também colaborou o *Laboratoire de Géochimie des Eaux / Institut Physique du Globe de Paris* (LGE/IPGP), *Université de Paris 7-Denis Diderot*.

2 OBJETIVOS

2.1 GERAL

Determinar a origem, os processos de ciclagem e o destino do material orgânico e inorgânico no sistema Várzea do Lago Grande de Curuai - Rio Amazonas, assim como quantificar o balanço de massa neste sistema.

2.2 ESPECÍFICOS

- Caracterizar e quantificar os materiais orgânico e inorgânico presentes nos lagos da Várzea;
- Caracterizar e quantificar a natureza da matéria orgânica dissolvida (MOD) mais reativa e determinar a importância das interações entre a MOD e as partículas minerais.
- Determinar a influência do ciclo hidrológico do Rio Amazonas sobre o transporte do material orgânico e inorgânico nos lagos da Várzea de Curuai;
- Determinar a influência dos diferentes nutrientes sobre a produção orgânica ao longo de um ciclo hidrológico.

3 FUNDAMENTOS TEÓRICOS

3.1 A BACIA DO RIO AMAZONAS

A Bacia Amazônica drena uma vasta e heterogênea região do norte da América do Sul, englobando grandes áreas de sete países e importantes centros populacionais, tais como Manaus, Porto Velho, Iquitos, Cusco, e La Paz (**Figura 1**).

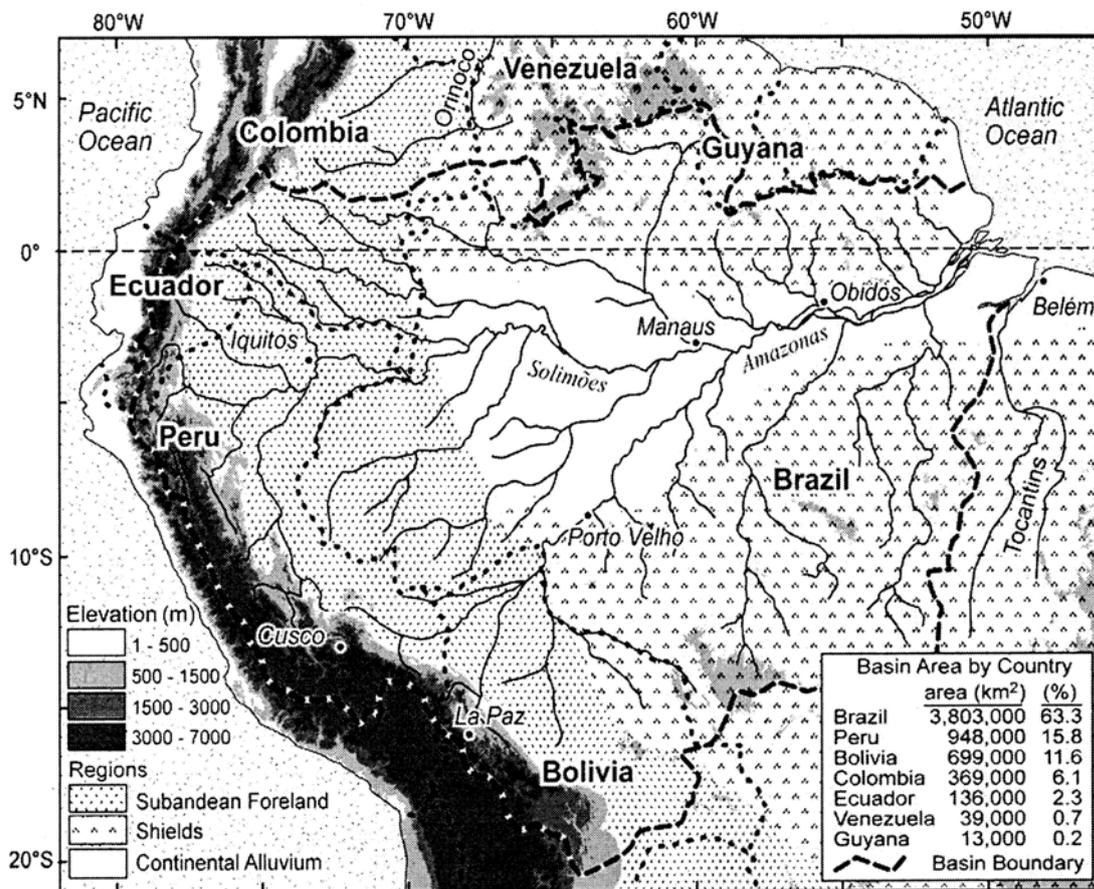


Figura 1: Características fisiográficas da Bacia Amazônica. Limites da bacia hidrológica (linha pontual em negrito), fronteiras do Brasil com os outros países (linha pontual), principais tributários, altitudes, e área da bacia em cada país. (Fonte : Tardy *et al.*, 2005).

A Amazônia como o maior sistema fluvial do mundo, desempenha um papel significativo na modulação climática, nos ciclos biogeoquímicos e nas entradas de material terrestre para o oceano (DEVOL *et al.*, 1994; MEADE, 1994; DEVOL e HEDGES, 2001; MARENGO e NOBRE, 2001). O Rio Amazonas é o maior rio do mundo em termos de descarga de água e em termos de área de drenagem, a qual

representa 5% da superfície continental mundial (CALLÈDE *et al.*, 2004). A composição das águas fluviais é uma função complexa de diversos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem na bacia de drenagem e no próprio sistema fluvial, tais como a hidrologia, o regime climatológico, o intemperismo das rochas, lixiviação do solo, a dinâmica sedimentar e o metabolismo bacteriano (MAYORGA; AUFDENKAMPE, 2002).

3.1.1 Fisiologia e hidroclimatologia da Amazônia

Quatro importantes regiões geomorfológicas podem ser destacadas na Bacia Amazônica (**Figura 1**), cada qual com uma geologia, vegetação e clima local distintos. 1) Cordilheira dos Andes e 2) Sopé dos Andes estão localizados na parte oeste. 3) Planícies aluviais temporariamente inundadas (várzeas), orientadas na parte oeste-leste e nas margens do canal principal, ocupam a área central. 4) Os Escudos estão situados ao norte e sul da Amazônia Central. As altitudes destas regiões variam entre 7.000 m (Cordilheira dos Andes) e abaixo de 200m (planícies aluviais) (TARDY *et al.*, 2005). Estas diferentes regiões representam fontes diversas na composição química dos vários tributários do Rio Amazonas.

A precipitação na Bacia Amazônica é sazonal e geograficamente variada, devido ao deslocamento da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) (SALATI *et al.*, 1979). Em termos de clima e acima de tudo em termos de umidade, a Bacia Amazônica não é homogênea e pobremente contrastada próxima ao equador. A partir do Oceano Atlântico até o centro da bacia, o clima se torna muito úmido à noroeste, e mais seco e muito mais contrastante à sudoeste. A precipitação máxima (~7.000 mm/ano) (RICHEY *et al.*, 1990) ocorre à leste da Cordilheira do Andes. Este máximo diminui para aproximadamente 4.000 mm/ano na região noroeste, particularmente na bacia dos Rios Iça, do Japurá e do Negro; e para 1.800 mm/ano na região sul (Rios Madeira e Juruá). Existe uma distinção da estação seca no Hemisfério Norte (janeiro-fevereiro) e o Hemisfério Sul (junho- agosto). Resultando em ciclos hidrológicos diferentes entre os tributários localizados na parte sul e norte (RICHEY *et al.*, 1990).

A vazão afluyente dos tributários da parte sul e do norte produzem um hidrograma do curso principal com uma amplitude progressivamente mais elevada à jusante. À montante, próximo as fronteiras com o Peru e Colômbia, a descarga varia de em torno de 20.000 m³/s, em setembro até 50.000 m³/s em abril (RICHEY *et al.*, 1990). A amplitude mínima e o pico de descarga aumentam drasticamente à jusante. Em Óbidos (~850 km do oceano) a descarga média anual é de 163.000 m³/s (CALLÈDE *et al.*, 2002).

O ciclo sazonal da descarga no Amazonas é acompanhado por uma mudança de em torno de 10 m no nível das águas fluviais. Na enchente e nas altas águas o Rio transborda sobre suas margens e escoa para as planícies de inundação (várzeas) através de uma complexa rede de canais.

3.1.2 Geoquímica da Amazônia

Uma grande variedade de ambientes, áreas de drenagem, rios e níveis relativamente baixos de impacto humano, têm atraído estudos geoquímicos e ecológicos para a região. As primeiras investigações foram centradas em grandes rios da Amazônia brasileira, especialmente no curso Amazonas-Solimões, em torno de suas planícies de inundação (várzeas) e seus principais tributários e os principais afluentes, e a região em torno de Manaus (SIOLI, 1984).

Observações sobre os três tipos de águas fluviais baseadas na cor foram desenvolvidos e classificados por H. Sioli (SIOLI, 1984). Rios de águas brancas têm coloração ocre, concentrações relativamente elevadas de sólidos dissolvidos, e pH de alcalino a neutro; sua alta carga de sedimento é originária de planícies aluviais e regiões andinas. Os exemplos incluem os Rios Solimões e Madeira, e outros rios à montante drenados pela região andina.

Rios de águas pretas têm coloração cor-de-chá e alta concentração de matéria orgânica dissolvida (MOD), possuem cargas de sedimento em suspensão muitas vezes negligenciáveis e média transparência. São águas muito diluídas em íons dissolvidos, e normalmente são ácidas. Estes rios geralmente drenam áreas de baixo relevo e solos arenosos de podzol. O Rio Negro é um exemplo clássico.

Por último, rios de águas claras podem apresentar alta transparência, são águas claras ou de cor verde-oliva. A sua carga de íons dissolvidos é relativamente baixa, mas entre os dois sistemas anteriores. Estes rios têm uma vasta gama de pH, desde características ácidas até alcalinas e suas cargas de sedimentos em suspensão são baixas. Estes rios são caracterizados pela presença de uma importante atividade fotossintética. Exemplos disso são os Rios Xingu e Tapajós.

Estudos sobre a geoquímica e ecologia dos rios e planícies de inundação na Amazônia Central foram realizados por H. Sioli, K. Furch, W. Junk e colaboradores e por outros pesquisadores do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA (Manaus, Brasil).

Outros estudos sobre a mineralogia e geoquímica inorgânica dos rios desde os Andes até as áreas de planície na bacia central foram desenvolvidas por H. Klinge, W. Ohle, M.P. Williams e R.J. Gibbs. Importantes publicações sobre sedimentologia (MEADE *et al.*, 1979; SHOLKOVITZ e PRICE, 1980), biogeoquímica (RICHEY *et al.*, 1980; STALLARD e EDMOND, 1983), e biologia (FISHER, 1979; WISSMAR *et al.*, 1981) entre outras deram origem ao projeto CAMREX (*Carbon in the Amazon River Experiment*). Estudos continuam a ser realizados sobre os fluxos de água, sedimentos e elementos bioativos (MEADE *et al.*, 1985; RICHEY *et al.*, 1986; RICHEY *et al.*, 1990); a dinâmica sedimentar das várzeas (MERTES *et al.*, 1996; DUNNE *et al.*, 1998; MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2007) a diagênese dos sedimentos fluviais (VICTORIA *et al.*, 1989; MARTINELLI *et al.*, 1993; KEIL *et al.*, 1997); a dinâmica dos nutrientes nos sistemas fluviais, planícies de inundação e nos igarapés de terra firme (FORSBERG *et al.*, 1988; DEVOL *et al.*, 1995; McCLAIN *et al.*, 1997); biogênicos produção de gás e de taxas dos fluxos na interface ar-água (DEVOL *et al.*, 1994; RICHEY *et al.*, 2002); marcadores bioquímicos de matéria orgânica (MO) fontes e processos (ERTEL *et al.*, 1986; HEDGES *et al.*, 1994; HEDGES *et al.*, 2000; AUFDENKAMPE *et al.*, 2001); marcadores isotópicos do ciclo e fontes de matéria orgânica (ARAUJO-LIMA *et al.*, 1986; QUAY *et al.*, 1992; VICTORIA *et al.*, 1992; QUAY *et al.*, 1995); marcadores isotópicos do ciclo da água (MARTINELLI *et al.*, 1996); metabolismo microbológico da matéria orgânica (AMON; BENNER, 1996).

Outros já estudaram as fontes e os mecanismos das elevadas concentrações de MOD em solos arenosos da bacia do Rio Negro (LEENHEER, 1980). Nas

várzeas da Amazônia Central estudos biogeoquímicos, hidrológicos e ecológicos foram realizados em lagos e pequenas áreas inundáveis (LESACK; MELACK, 1995). A partir da década de 1980 o projeto PHICAB (*Programa Hidrológico y Climatológico de la Cuenca Amazónica de Bolívia*) realizou extensa pesquisa sobre a hidrologia, a dinâmica sedimentar e a geoquímica dos rios (GUYOT, 1993; GUYOT *et al.*, 1999). Atualmente o programa HYBAm (*Hydro-géodynamique actuelle du Bassin Amazonien*) tem realizado estudos ao longo de toda a bacia com trabalhos dando ênfase ao papel das várzeas e seus fatores que podem influenciar o curso principal do Amazonas, como o intemperismo químico (GAILLARDET *et al.*, 2003), a dinâmica dos elementos de terras raras e elementos traços (VIERS *et al.*, 2005; BARROUX *et al.*, 2006), as emissões de CO₂ e CH₄ (GUERIN *et al.*, 2006) e a sedimentação de C nos sistemas de várzea (MOREIRA-TURCQ *et al.*, 2004).

3.2 AS PLANÍCIES DE INUNDAÇÃO

O Rio Amazonas e seus tributários são acompanhados ao longo de seu médio e baixo curso por largas planícies de inundação que cobrem uma área de mais ou menos 300.000 km². Estes locais são chamados de “várzea” e “igapó” (KLINGE *et al.*, 1990; JUNK, 1997). Estes termos têm sido adotados na literatura científica (SIOLI, 1968). Baseado em investigações hidroquímicas o termo “várzea” tem sido usado para denominar as planícies de inundação provenientes de rios de águas brancas, ricos em nutrientes e material em suspensão; e as planícies de inundação chamadas de “igapó” são as provenientes de rios de águas pretas, pobres em nutrientes e em material em suspensão, mas ricas em material húmico dissolvido.

A formação das várzeas e igapós é fortemente relacionada às flutuações do nível do mar durante o Pleistoceno e é um resultado direto das mudanças climáticas globais (IRION, 1989). Por causa da baixa elevação da Bacia Amazônica durante os períodos de baixo nível do mar, onde mais de 1.000.000 km² estiveram 100 m abaixo do nível do mar atual, as flutuações no nível do mar promoveram: uma incisão alternadamente do médio e baixo Amazonas e seus tributários, ou um bloqueio das inundações durante os elevados níveis do mar (IRION, 1989). Durante

os períodos glaciais quando os níveis do mar eram baixos, os rios erodiram os vales profundos de sedimentos fluviais do Cretáceo/Terciário da Amazônia Central e de depósitos dos próprios rios, provenientes de períodos anteriores. Com o aumento do nível do mar durante os períodos interglaciais (mais quentes), os vales foram cheios novamente com sedimento fluvial. Estes efeitos influenciaram o sistema fluvial pelo menos 2.500 km à montante da boca do rio e nas áreas norte e sul do rio principal até as divisas dos escudos da Guiana e Brasileiro (IRION *et al.*, 1983).

As planícies de inundação são áreas que, periodicamente, são inundadas pelo transbordamento lateral de rios ou lagos, pela precipitação direta ou pela infiltração de água do lençol freático. A biota destes sistemas é gerenciada por parâmetros físico-químicos ambientais que respondem pelas adaptações morfológicas, anatômicas e fisiológicas e produzem comunidades bem características (JUNK, 1997).

As planícies de inundação podem ser classificadas de acordo com a amplitude, freqüência e a fonte de inundação. Por exemplo, planícies de inundação provenientes de rios extensos, são caracterizadas por um pulso de inundação monomodal e uma grande amplitude, como ocorre nas planícies de inundação do Rio Amazonas e de seus principais tributários (JUNK, 1997). As planícies de inundação também podem ser caracterizadas pela quantidade de substâncias dissolvidas e em suspensão introduzidas no sistema pelas inundações. Como exemplo, na Amazônia, a diferença entre as planícies de inundação por rios de águas brancas, ricos em nutrientes; e as planícies de inundação por rios de águas pretas, pobres em nutrientes ou as planícies inundadas pelas águas da chuva (JUNK, 1997). A vegetação de cobertura pode caracterizar uma planície de inundação, como as planícies cobertas por floresta e as planícies de caatinga.

A forte conexão com um corpo d'água permanente influencia a colonização do sistema por plantas aquáticas e espécies de animais. Como visto em planícies de inundação conectadas a extensos lagos ou rios (Amazônia) versus as planícies isoladas do principal sistema aquático permanente (campinarana ou caatinga). A dinâmica poderosa resultante do pulso de inundação distingue as planícies de inundação da maioria das outras áreas de transição entre continente e água, que possuem nível relativamente constante de água (JUNK, 1997).

O conceito de pulso de inundação é baseado nas considerações hidrológicas do rio, suas áreas de descarga e suas planícies de inundação. O mesmo domínio existe em vários aspectos biológicos, como a troca de organismos, biomassa e energia (JUNK *et al.*, 1989). Nos compartimentos metabólicos, as planícies de inundação assumem uma posição intermediária entre aberta (transporte entre os sistemas como é o caso dos rios) e fechada (sistemas cumulativos, caso dos lagos) (JUNK, 1997). A acumulação periódica de substâncias seguida pela exportação do material pode ocorrer em períodos curtos de tempo, associado com o ritmo do pulso de inundação. Durante a fase terrestre (baixas águas), o material orgânico é acumulado em vários habitats e depois carregado durante a fase aquática (altas águas), onde pode ser transportado para outras áreas da planície de inundação ou carregada para o rio e posteriormente para o oceano (JUNK, 1997).

As terras altas não inundáveis influenciam as planícies de inundação via a entrada pelo sistema de drenagem, como um refúgio temporário para organismos terrestre, e como uma espécie de combinação de colonizadores facultativos ou permanentes destas planícies. Plantas e animais usam nutrientes disponíveis durante sua fase de crescimento e atividade biológica e transferem alguns destes nutrientes, dentro de sua fase de menor atividade, isto provoca uma troca de nutrientes e energia com as planícies de inundação (JUNK, 1997).

3.2.1 A geoquímica das várzeas

As várzeas são compostas por inúmeros lagos permanente e sazonalmente inundados. Durante a residência nas várzeas, as águas fluviais sofrem modificações biogeoquímicas sob a influência de processos como adsorções, reações redoxi e consumo de nutrientes pela biota. Estas mudanças interferem diretamente na química das águas fluviais do Amazonas (RICHEY *et al.*, 1990; JUNK e FURCH, 1991), afetando a natureza e a quantidade de material orgânico (VICTORIA *et al.*, 1989; 1992) e inorgânico (JOHNSSON e MEADE, 1990; DUNNE *et al.*, 1998).

Parte do material previamente depositado é subseqüentemente re-introduzido ao canal principal, retornando à carga do total em suspensão (RICHEY *et al.*, 1990; QUAY *et al.*, 1992). A ecologia das várzeas já foi estudada por vários autores e

descrita por Junk (1997), enquanto que a composição mineralógica dos sedimentos foi detalhada por Martinelli *et al.* (1993).

As planícies de inundação e os lagos associados são importantes componentes da biogeoquímica da Bacia Amazônica (KLINGE *et al.* 1996; MELACK e FORSBERG, 2001). A composição química e isotópica da matéria orgânica (MO) coletada nas várzeas, localizadas ao longo do canal principal, confirma as conclusões baseadas nas análises de carbono orgânico particulado (COP) (VICTORIA *et al.*, 1992). Sendo a razão média de C/N entre 8 – 11 (MEYBECK, 1982), confirma que a composição elementar da MO nos sedimentos lacustres e nas substâncias húmicas do solo (ERTEL *et al.*, 1986) são similares. Variações das quantidades de C e N são pequenas e não exibem uma evolução clara entre a distância de Vargem Grande até Óbidos. Entretanto a composição isotópica da fração orgânica exibe uma significativa evolução nesse trajeto ($\delta^{13}\text{C} = -29\text{‰}$; em Vargem Grande e $\delta^{13}\text{C} = -23\text{‰}$; em Óbidos) (TARDY *et al.*, 2005). Esta observação foi interpretada como uma consequência da contribuição progressiva de plantas C_4 aquáticas, abundantes, à montante e caracterizada pela isotopia mais pesada do C ($\delta^{13}\text{C} = -11,5$ a $-13,5\text{‰}$) (MAYORGA; AUFDENKAMPE, 2002).

Espécies de gramíneas nas várzeas mostram uma razão C/N mais elevada ($41,6 \pm 11,6$) e sua contribuição para a MO nos sedimentos de várzea resultam em uma tendência oposta para $\delta^{13}\text{C}$ versus C/N (VICTORIA *et al.*, 1992). A contribuição de gramíneas C_4 , relativas à assinatura de árvores C_3 , aumenta à montante, onde atingem ao menos 10% (QUAY *et al.*, 1992).

3.3 O PAPEL DAS DIFERENTES FRAÇÕES SOBRE O DESTINO E O TRANSPORTE DE MATERIAL

O ciclo global da água é um importante carreador de carbono orgânico (CO). Os rios transportam em torno de 500×10^{12} g de CO para os oceanos anualmente (SPITZY; ITTEKKOT, 1991). Os rios tropicais são responsáveis por 60% do carbono orgânico total (COT) transportado até os oceanos (MEYBECK, 1982). Os fluxos de material orgânico dissolvido e particulado transportados pelo Amazonas são de grande importância na ciclagem biogeoquímica entre o continente e oceano. Richey

et al. (1990) calcularam uma exportação média anual de CO de 36,1 Tg/ano para o Amazonas. Este resultado mostra que o Rio é a principal fonte de matéria orgânica de origem continental transportada até o oceano.

Vários estudos sobre os materiais biogênicos nos rios são concentrados em medidas da concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) e particulado (COP). Concentrações (MEYBECK, 1982; DEGENS *et al.*, 1991) e fluxos (LUDWING *et al.*, 1996) de COD e COP em grandes rios foram amplamente estudados e seus resultados têm sido reportados e relacionados ao estudo de componentes bioquímicos que atuam em menor escala espacial (ITTEKKOT; ARAIN, 1986). Os processos que controlam as composições e os fluxos das substâncias orgânicas e inorgânicas das águas fluviais são difíceis de serem definidos devido às várias formas moleculares e origens existentes e a elevada variabilidade temporal na produção e taxas de remobilização características do material biológico (CUMMINS *et al.*, 1983).

3.3.1 As três classes de fração do material transportado pelos rios

O transporte fluvial de elementos bioativos do continente para o mar constitui um importante elo entre os sistemas biogeoquímicos globais. A diversidade do material transportado nas águas de um rio é grande – produtos intemperizados de rochas e solos e todas as formas de organismos vivos e também seus detritos. O tamanho total desse material varia desde moléculas individuais a galhos e árvores. Estudos recentes das águas separam o material fluvial em frações baseados no tamanho (MEYBECK, 1982).

Frações de partículas grossas, partículas finas e dissolvidas foram, assim definidas usando peneira com poros de tamanhos variando de 20 a 65 μm para separar as partículas, e filtro com poros de tamanhos variando de 0,1 a 1,0 μm a fim de isolar o material dissolvido. Estas dimensões muitas vezes diferem um pouco entre os grupos de pesquisa. Apesar disto, as três classes – grossa, fina e dissolvida – exibem diferentes parâmetros na dinâmica do transporte, na degradação e nas características de suas composições. Além disso, estas três frações permanecem diferentes em sua composição apesar de interagir umas com as outras (**Figura 2**).

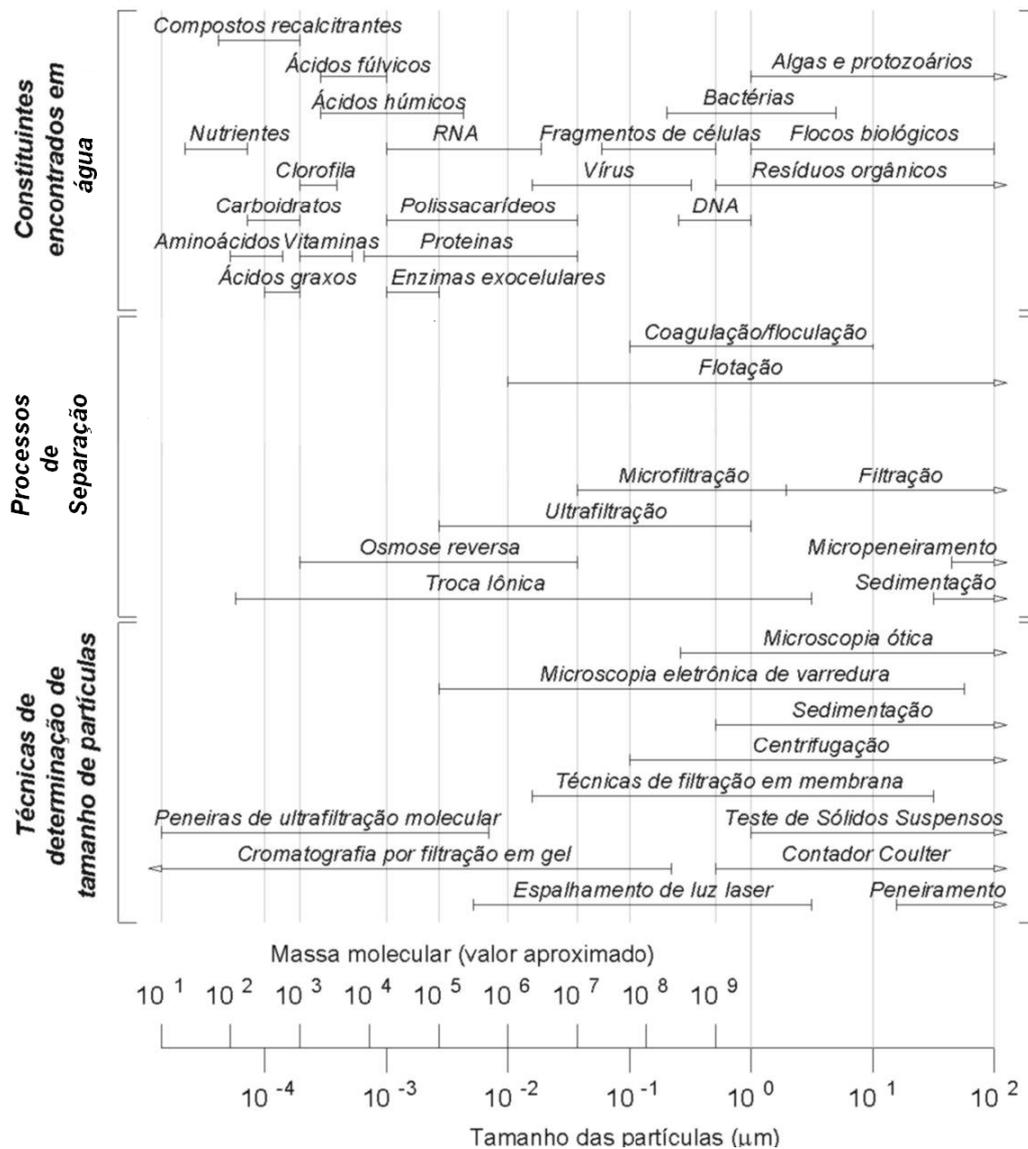


Figura 2: Constituintes encontrados na água. Relacionados aos processos de separação por faixa de tamanho e algumas técnicas de determinação do tamanho das partículas. Modificado de dos Santos *et al.* (2004).

- **Partículas grossas**

Essencialmente todo o material transportado pelos rios começa no tamanho de partículas grossas. As rochas e a vegetação degradada são física e quimicamente intemperizadas e erodidas até alcançarem o rio. Embora as partículas grossas incluam cascalhos e detritos vegetais, a maior parte dos estudos enfoca este material em tamanho de partículas arenosas (entre 63 μm – 2 mm). O

transporte de matéria orgânica particulada grossa (MOPG) é altamente sazonal, com o seu máximo ocorrendo durante o período de enchente. O Rio Amazonas próximo à Manaus tem concentrações médias de MOPG 10 - 20 mg/L durante as baixas águas e 45 - 70 mg/L nas altas águas (DEVOL *et al.*, 1995). A carga de MOPG é estimada como uma pequena fração do total de sedimento presente nos rios (DUNNE *et al.*, 1998), entretanto esta fração pode ser importante em pequenos rios. Tal como todas as frações, as partículas grossas são constituídas por partículas minerais e orgânicas derivadas de organismos vivos remanescentes (KEIL *et al.*, 1997).

Dentro da Bacia Amazônica, o quartzo é o mineral dominante na MOPG, formando 25 - 75% do total (GIBBS, 1967); outros silicatos primários tais como feldspatos, micas, e clorita compreendem o restante de 2 - 25% cada. Estes minerais primários presentes nos rios, nos contornos da bacia, nos solos e aquíferos exibem diferentes taxas de intemperismo e produtos que determinam a composição dos minerais secundários, tais como argilas e aluminossilicatos e óxidos de ferro e alumínio e a composição dos principais íons dissolvidos inorgânicos (STALLARD; EDMOND, 1987).

No Amazonas e em outros rios com elevada turbidez a matéria orgânica (MO) é uma pequena mas importante porção da MOPG, compreendendo apenas 0,6 - 3,3% em massa (RICHEY *et al.*, 1990; DEVOL *et al.*, 1995).

Entre 10 e 20% da MOPG podem ser identificadas bioquimicamente como aminoácidos, carboidratos e ligninas - moléculas primárias atuando como estrutura de organismos vivos - relativas a 25 - 60% em relação a fontes de biomassa (HEDGES *et al.*, 1994). Indicadores bioquímicos de fontes tais como a razão entre carbono e nitrogênio e razão entre fenóis de lignina como cinamil e vanilina, mostram que a MOPG da Bacia Amazônica derivada principalmente de folhas de árvores (DEVOL; HEDGES, 2001). Outras evidências, incluindo as composições do isótopo estável de carbono, confirmam estas conclusões, mas também mostram pequenas contribuições de gramíneas em certos rios (QUAY *et al.*, 1992; VICTORIA *et al.*, 1992).

A MOPG é ativamente degradada, e lixiviada, suprindo organismos microscópicos com substratos e liberando compostos orgânicos e inorgânicos dissolvidos no rio. Os compartimentos dos igarapés e dos rios sugerem que a MOPG

entra continuamente nos rios, principalmente oriunda de bancos de plantas e como detritos que caem diretamente nos rios (McCLAIN *et al.*, 1997).

A MOPG fluvial é, assim uma mistura heterogênea de grãos minerais e fragmentos de plantas. Ambos os compostos inorgânicos e orgânicos da MOPG são geralmente novos e quando degradados suprem o compartimento de compostos dissolvidos.

- **Partículas finas**

As partículas finas são compostas de matéria orgânica particulada fina (MOPF) e de minerais como argilas e siltes, de tamanho entre 0,45 e 63 μm . Mantidas em suspensão mesmo em pouca turbulência, uma vez introduzida em um córrego ou rio, a MOPF geralmente não irá sedimentar. Os ambientes que muitas vezes impedem que a MOPF seja transportada diretamente para o oceano são os lagos, reservatórios e as planícies de inundação nas margens dos rios, como por exemplo, as várzeas amazônicas. Algumas evidências sugerem que no Amazonas as partículas de MOPF passam através das várzeas e se depositam por algum tempo entre a fronteira peruana e o Oceano Atlântico (DUNNE *et al.*, 1998).

O ciclo de deposição e ressuspensão nas várzeas pode variar entre centenas a alguns milhares de anos (MERTES *et al.*, 1996; DUNNE *et al.*, 1998). Como a MOPF é mobilizada pelos eventos de erosão, as concentrações são também uma função da descarga fluvial, embora a MOPF tenha a tendência de não voltar a ser depositada. Resultados mostram que a MOPF apresenta correlação com uma descarga fluvial mais fraca que a observada para a MOPG (DEVOL *et al.*, 1995). O Amazonas próximo à Manaus exibe concentrações de MOPF entre 70 - 120 mg/L durante as baixas águas e máximas anuais de 210 - 340 mg/L durante o período de enchente (DEVOL *et al.*, 1995).

A mineralogia da MOPF pode ser bastante diversificada. Grãos de silte (5 - 63 μm) muitas vezes mantêm características da fração grossa e ao mesmo tempo mostrando sinais de ser mais intemperizada. O quartzo fino é importante nas bacias mais intemperizadas. Enquanto que outros minerais primários de silicato dominam nos rios que drenam a Cordilheira dos Andes (GIBBS, 1967). A fração argilosa (0,45

- 5µm) é composta principalmente de filo aluminossilicato de argilominerais, que são produtos de intemperismo dos silicatos primários. A diversidade mineral na MOPF é muito ampla e depende da geologia (fonte de minerais) e do clima (taxas de intemperismo) (MAYORGA; AUFDENKAMPE, 2002).

Esta fração fina é geralmente caracterizada por uma grande área superficial das partículas e alta capacidade de troca catiônica. Como tal, quantidades significativas de certos íons inorgânicos (NH_4^+ , PO_4^{3-} e a maioria dos metais) e compostos orgânicos podem ser absorvidas em superfícies de minerais finos (MAYORGA; AUFDENKAMPE, 2002).

Tal como acontece com a MOPG, a MOPF contribui para apenas uma pequena fração do MPS geralmente 0,5 - 2,0% em peso, nos rios com alta turbidez (RICHEY *et al.*, 1990; DEVOL *et al.*, 1995). No entanto, a MOPF é bastante associada à fase mineral.

Bioquimicamente, uma pequena fração de MOPF é identificada como carboidratos ou ligninas quando comparado a MOPG, mas freqüentemente uma grande parte é identificada como aminoácidos. Parece que a MOPF vem em grande parte, de material foliar como a MOPG, mas muitas vezes diageneticamente alterado (DEVOL; HEDGES, 2001). A MOPF parece ser ainda relativamente nova comparada com a MOD fluvial (HEDGES *et al.*, 1994).

Este parece ser o resultado de uma proteção física contra o ataque microbiano inibido pela associação da MOPF com as superfícies minerais (KEIL *et al.*, 1994; KAISER e GUGGENBERGER, 2000).

Minerais finos são formados a partir do intemperismo de minerais grossos, e a MOPF é o resultado das interações desses minerais com a MOD. No entanto, considerando que as bacias em altos relevos são a principal fonte para > 90% da carga de MOPF (MEADE, 1994), isótopos estáveis de carbono mostram que em Óbidos > 60% da MOPF associada é oriunda das planícies (QUAY *et al.*, 1992; HEDGES *et al.*, 2000).

- **Matéria dissolvida**

Assim como para as partículas, a fração dissolvida (< 0,45 µm) é composta de matéria abrangendo um contingente de tamanhos, de moléculas individuais

dissolvidas à géis coloidais minerais e orgânicos. A distinção física característica deste material é de que irá permanecer em suspensão indefinidamente devido ao movimento Browniano (MAYORGA; AUFDENKAMPE, 2002). Assim, o transporte de material dissolvido é determinado pela advecção e mistura das águas na coluna d'água. No entanto, os fluxos não são determinados apenas pela hidrologia, mas também por processos que transferem o material para dentro e fora da fase dissolvida, tais como a degradação, a adsorção e a coagulação (SPITZY; ITTEKKOT, 1991).

A característica mais importante do material dissolvido é que ele tem o potencial de ser diretamente biodisponível. Microrganismos, plantas, raízes, e muitos tecidos animais transportam moléculas dissolvidas através das membranas celulares, tanto de forma passiva como ativamente (MAYORGA; AUFDENKAMPE, 2002). O material inorgânico dissolvido no interior da fração inclui os principais íons, nutrientes, gases dissolvidos e minerais coloidais. A maior parte da composição iônica mineral do Amazonas é muito semelhante à média encontrada para outros rios do mundo, dominada por HCO_3^{2-} , Ca^{2+} , Na^+ , $\text{Si(OH)}_4 + \text{SiO(OH)}_3^{2-}$, Cl^- , Mg^{2+} e SO_4^{2-} por ordem de importância (STALLARD; EDMOND, 1983).

A diversidade dentro da bacia do Amazonas, com uma ampla gama de composições e concentrações iônicas é controlada em grande parte pela geologia e pelo intemperismo com pequenas entradas pela precipitação (STALLARD; EDMOND, 1987). Uma vez dentro do rio, estes íons se misturam de forma que a condutividade e a alcalinidade servem como bons marcadores para a origem das águas (STALLARD e EDMOND, 1983; DEVOL *et al.*, 1995).

Entre os compostos bioativos, o fosfato mostra uma menor variabilidade, geralmente 0,4 - 2,0 μm em rios com alta turbidez (DEVOL *et al.*, 1995). Por outro lado, compostos de nitrogênio inorgânico - NO_3^- e NH_4^+ - reciclam rapidamente através da remineralização da matéria orgânica e de outros processos microbianos, como a nitrificação e desnitrificação (McCLAIN *et al.*, 1994). A dinâmica de dissolução dos gases, como o CO_2 e O_2 , é também em grande parte controlada pela respiração da matéria orgânica (QUAY *et al.*, 1992). Águas do Amazonas são caracteristicamente supersaturadas em CO_2 no que diz respeito ao equilíbrio atmosférico (comumente por um fator de 20 - 50), e atuam como uma fonte significativa de CO_2 para a atmosfera (RICHEY *et al.*, 2002).

A matéria orgânica dissolvida (MOD) existe como uma simples mistura de moléculas, complexos biomacromoleculares, produtos de sua degradação parcial e moléculas aglomeradas ou géis. As concentrações totais medidas, como carbono orgânico dissolvido (COD), dependem fortemente da mineralogia da bacia, destacando a importância da dinâmica de adsorção da MOD. Bacias hidrográficas com solos dominados por quartzo de baixa área superficial originam os rios de águas pretas com 7 - 40 mg/L de COD. Enquanto que as bacias hidrográficas ricas em argilas originam águas superficiais com baixo COD (2 - 7 mg/L) (McCLAIN *et al.*, 1997).

Para compreender melhor a composição e a dinâmica da MOD técnicas de ultrafiltração têm sido empregadas para separar e concentrar a MOD em várias frações (HEDGES *et al.*, 1994; AMON e BENNER, 1996). Geralmente, a matéria orgânica dissolvida ultrafiltrada (MODU) se refere à MO com pesos moleculares (PM) > 1000 g/mol ou Daltons. Colóides inorgânicos também compõem a fração MODU, compreendendo entre 5 - 10% da massa total no baixo Amazonas, e em torno de 80 - 90% nos Andes (HEDGES *et al.*, 2000). Nos rios do baixo Amazonas, 70 - 90% do total da MOD podem ser isolados como MODU (HEDGES *et al.*, 1994), com rendimentos decrescentes à montante para 40 - 50% nos Andes (HEDGES *et al.*, 2000).

A MOD mostra extensivos sinais de degradação derivada de material foliar (ERTEL *et al.*, 1986; HEDGES *et al.*, 1994). O fracionamento bioquímico da MOD ocorre durante a adsorção. A MOD adsorvida recente tende a ter alto PM, ser mais hidrofóbica, mais enriquecida em nitrogênio e aminoácidos hidrolisáveis e de diferentes composições (GU *et al.*, 1995; AUFDENKAMPE *et al.*, 2001; MOREIRA-TURCQ *et al.*, 2003). Evidências sugerem que a MOD é produto em grande parte da degradação e/ou lixiviação de detritos foliares semelhantemente a MOPG (DEVOL; HEDGES, 2001).

Uma vez em solução, as biomacromoléculas, tais como proteínas e carboidratos, são facilmente hidrolisadas por exo-enzimas, para subseqüentemente serem consumidas por ação microbiana. A degradação tende a diminuir o tamanho e a biodisponibilidade da MOD de alto peso molecular para formar moléculas de baixo peso molecular (< 200 - 1000 Daltons) (AMON; BENNER, 1996).

Contudo, a atividade microbiana e fotoquímica sob o carbono orgânico dissolvido e particulado pode gerar um compartimento de moléculas de baixo PM (< 200 Daltons), como aminoácidos livres, açúcares livres e ácidos orgânicos, tais como acetato e citrato (AMON; BENNER, 1996). Apesar da probabilidade de que esta MOD com baixo peso molecular representa uma proporção muito pequena do total de MOD fluvial, estes compostos geralmente são extremamente biodisponíveis e podem conduzir a significativos fluxos biológicos.

Compostos orgânicos e inorgânicos existem em ambas as fases, dissolvida e coloidal. Essa mistura contém a maior parte lábil de material transportado pelo rio (por exemplo, NH_4^+ e aminoácidos livres) e também material não lábil de produtos finais do intemperismo (íons inorgânicos que determinam a alcalinidade e MOD de baixo peso molecular) (MAYORGA; AUFDENKAMPE, 2002).

3.4 METABOLISMO FLUVIAL E LACUSTRE

As frações MOPG, MOPF e MOD são distintas e interagem umas com as outras numa base contínua através dos processos de degradação e adsorção. A dinâmica de uma fração não pode ser totalmente compreendida sem considerar a dinâmica das outras duas. Do mesmo modo, quando se consideram os processos que ocorrem num rio, tais como o metabolismo, todas as três frações devem ser consideradas em conjunto, pois nutrientes e substratos podem residir em mais de uma fração.

A biomassa bacteriana representa apenas 15 - 50 $\mu\text{g CO/L}$ ($0,75 - 2,5 \times 10^9$ células/L) ou < 5% do total de carbono orgânico (BENNER *et al.*, 1995), não contribuindo significativamente para a massa de qualquer fração. No entanto, a comunidade microbiana remedia quase todas as transformações bioquímicas de um ambiente, incluindo o intemperismo das rochas.

Assim como os rios possuem microorganismos com uma ampla variedade de substratos, nutrientes e fontes de energia, as planícies de inundação também contêm um conjunto diverso de ambientes físico-químicos em que quase todas as transformações bioquímicas podem ocorrer.

A maior parte dos rios da Amazônia é dominada pela respiração heterotrófica acompanhada de uma baixa taxa de fotossíntese (taxa de $R / P > 3$) devido à baixa penetração da luz nos rios com alta turbidez e nos igarapés com uma densa cobertura vegetal (QUAY *et al.*, 1995). O Amazonas e seus principais tributários mostram uma ampla gama de taxa de respiração, a partir de 0,2 - 2 $\mu\text{mol C/Lh}$ (RICHEY *et al.*, 1990; DEVOL *et al.*, 1995), não havendo padrões sazonais ou fluviais. Estas taxas parecem ser limitadas pelos substratos ao invés de pelos nutrientes (BENNER *et al.*, 1995). O que evidencia que a MO dissolvida e particulada nos rios é de biodisponibilidade limitada, mas que um pequeno grupo de compostos lábeis abastece a maior parte da respiração (AMON; BENNER, 1996).

O fluxo de água dentro e fora de zonas subóxicas e anóxicas no fundo dos rios é uma provável fonte de produtos lábeis provenientes de processos de fermentação. Gradientes de metano, oriundos de bancos no curso principal, podem ser elevados (RICHEY *et al.*, 1989; DEVOL *et al.*, 1994).

Por outro lado, em águas menos turvas, reações fotoquímicas podem ser importantes na oxidação da MOD e na liberação de compostos orgânicos de baixo peso molecular consumidos na atividade bacteriana (AMON; BENNER, 1996). Conforme aumenta a penetração da luz, o mesmo acontece com o processo de fotossíntese. Nos lagos de várzea, nos rios de águas claras e em rios de águas pretas, a razão entre a respiração e a fotossíntese aborda esta tendência (QUAY *et al.*, 1995). A profundidade integrada bruta de fotossíntese nessas águas é comparável às regiões mais produtivas dos oceanos, com taxas tão elevadas como 160 $\text{mmol C/m}^2/\text{dia}$ (WISSMAR *et al.*, 1981; QUAY *et al.*, 1995).

4 ÁREA DE ESTUDO

4.1 O RIO AMAZONAS

O Rio Amazonas conta com 1.100 afluentes e é o maior e mais largo rio do mundo e o principal responsável pelo desenvolvimento da Floresta Amazônica (**Figura 3**).

O Rio Amazonas nasce na Cordilheira dos Andes, no Lago Lauri ou Lauricocha, no Peru e deságua no Oceano Atlântico, junto à Ilha de Marajó, no Brasil. Ao longo de seu percurso ele recebe os nomes Tunguragua, Marañon, Apurimac, Ucayali. Entra no Brasil com o nome de Solimões e passa a chamar-se Rio Amazonas quando recebe as águas do Rio Negro, no interior do estado do Amazonas.

O volume de suas águas representa 20% de toda a água presente nos rios do planeta. Tem extensão de 6.868 km, sendo que 3.165 km estão em território brasileiro. Sua vazão é da ordem de 91.700 m³/s e 203.000 m³/s na estação das chuvas (SILVA, 2004). O Rio Solimões, o qual sua origem é principalmente andina, e o Rio Negro que nasce na Colômbia e drena o Escudo das Guianas, têm, respectivamente, vazões médias de 103.000 m³/s e 28.000 m³/s (MOLINIER *et al.*, 1997; GUYOT *et al.*, 1998; CALLÈDE *et al.*, 2004). À jusante, encontram-se quatro principais afluentes do Rio Amazonas. O Rio Madeira, de origem andina e vazão média de 31.200 m³/s, o Rio Trombetas (2.555 m³/s), que provém do Escudo das Guianas, o Rio Tapajós (13.500 m³/s), que deságua no Rio Amazonas próximo à cidade de Santarém e provém do Planalto de Mato Grosso, e o Rio Xingú (9.700 m³/s) proveniente da parte oriental do Escudo Brasileiro (CALLÈDE *et al.*, 2004).

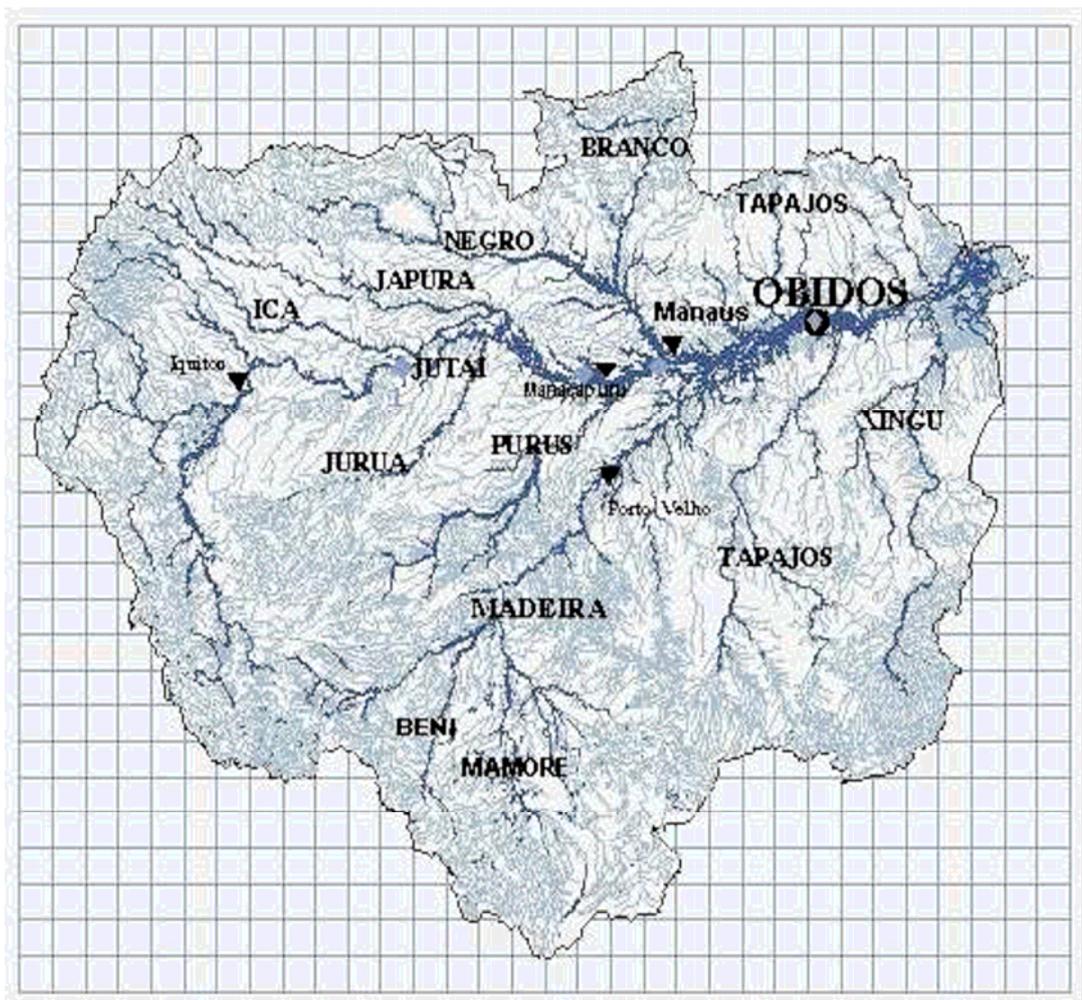


Figura 3: Rede hidrológica da Bacia Amazônica apresentando os principais tributários do Rio Amazonas. Fonte: Barroux (2006).

A área coberta por água no Rio Amazonas e seus afluentes mais do que triplica durante as diferentes estações do ano. Em média, na estação seca, 110.000 km² estão submersas, enquanto que na estação das chuvas essa área chega a ser de 350.000 km². A largura média do Rio Amazonas é de aproximadamente 5 km. No seu ponto mais largo atinge na época seca 11 km de largura, que se transforma em 45 km na estação das chuvas. No ponto onde o rio mais se contrai, o chamado “Estreito de Óbidos”, a largura diminui para 2,5 km e a profundidade máxima é de aproximadamente 60 m (SIOLI, 1984). Na foz, onde deságua no mar, a sua largura é de 320 km e a profundidade média é de 30 a 40 m.

Segundo Sioli (1968), as águas do Rio Solimões, são classificadas como águas brancas devido ao grande teor em material particulado em suspensão (MPS:

média de 100 mg/L) e as águas pretas como as do Rio Negro, são ricas em substâncias húmicas dissolvidas, e pobres em MPS. As águas como as do Rio Tapajós, pobres em MPS e matéria orgânica (MO), mas com grande produtividade fitoplanctônica, são ditas águas claras.

A hidrologia do Rio Amazonas é regida principalmente pelos seus três maiores afluentes: Solimões, Negro e Madeira (**Figura 4**).

Os níveis das águas destes rios apresentam hidrogramas monomodais com uma pequena decalagem entre eles ao longo do tempo (SIOLI, 1968; MOLINIER *et al.*, 1997; CALLÈDE *et al.*, 2004). Durante os meses de chuva, a partir de dezembro, as águas sobem em média 10 m e podem atingir 18 m em algumas áreas. Isso significa que durante metade do tempo, grande parte da Planície Amazônica fica submersa, o que caracteriza a maior área de floresta inundada do planeta, cobrindo uma área de até 700.000 km² (BARROUX, 2006).

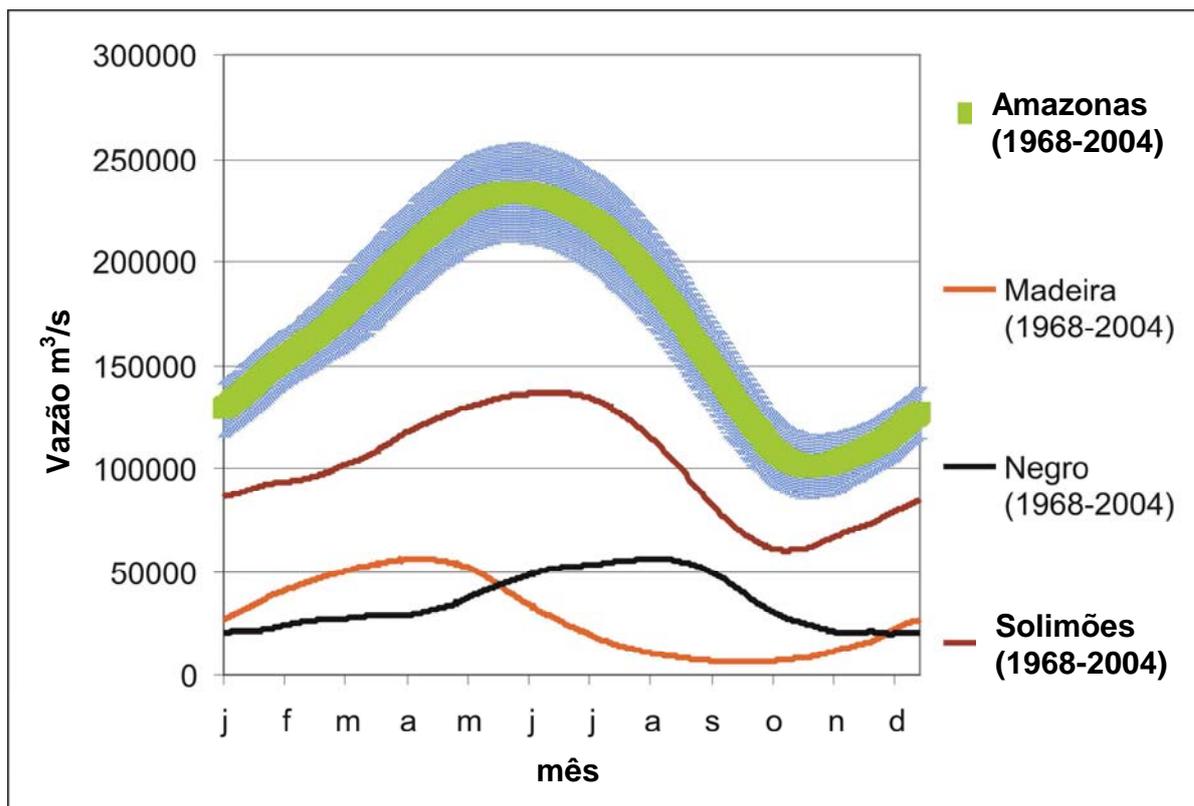


Figura 4: Hidrogramas médios do Rio Amazonas em Óbidos, no Rio Madeira em Porto Velho, no Rio Negro em Manaus e no Rio Solimões em Manacapuru. A banda azul representa o desvio padrão da vazão média do Rio Amazonas. Dados adquiridos pela Agência Nacional de Águas (ANA). Modificado de Barroux (2006).

Tabela 1: Estimativa da extensão das principais planícies de inundação da América do Sul.

Regime hidrológico/Planície de inundação	Extensão (km)	Vegetação dominante
A. Polimodal imprevisível		
Ao longo dos córregos dentro das planícies amazônicas	1.000	Floresta
Sopé dos Andes	>100	Floresta
Fronteiras Colômbia/Venezuela/Brasil	50	Floresta, caatinga, campinarana
B. Monomodal		
Rio Amazonas e seus principais tributários no Brasil	300	Floresta, gramíneas
Rios Beni, Mamoré, Guaporé	150	Campinarana, floresta
Pantanal, Brasil	140	Campinarana, floresta
Brasil Central	100	Campinarana, cerrado
Llanos, Venezuela	80	Campinarana, floresta
Rio Araguaia (Bananal e adjacências)	65	Campinarana, floresta
Médio Rio Negro	50	Floresta e arbustos
Planícies de Roraima e Rupununi, Guianas	33	Campinarana
C. Bimodal		
Rio Magdalena	20	Floresta, gramíneas
D. Regime de maré, região costeira		
Costa do Atlântico-Caribe	120	Mangue, floresta, gramíneas
Estuário do Rio Amazonas	50	Mangue, floresta, gramíneas
Delta do Rio Orinoco	22	Mangue, floresta, gramíneas
Delta do Rio Magdalena	5	Mangue, floresta, gramíneas
Costa do Pacífico	1	Mangue, floresta, gramíneas

FONTE: Klinge *et al.*, 1990); Modificado de Junk (1997).

Segundo Junk (1997), às margens do Rio Amazonas e de seus principais tributários são encontradas extensas áreas de planícies de inundação, que cobrem aproximadamente 307.000 km² (**Tabela 2**). Um estudo mais recente estimou uma área de 300.100 km² (HESS *et al.*, 2003), incluindo 110.000 km² no curso principal (MELACK; FISHER, 1990).

Tabela 2: Planícies de inundação dos maiores rios amazônicos do território brasileiro, exceto o delta do Rio Amazonas e Bananal do Rio Araguaia. As áreas incluem os canais fluviais e os lagos de várzea. Os canais fluviais ocupam até 10% da área total dos principais lagos de várzea de rios de águas brancas e até 90% em algumas várzeas de rios de águas claras. As áreas em parênteses incluem as planícies de inundação ao longo dos afluentes menores. (Fonte: mapa geomorfológico do RADAM Brasil).

Rio	Km ²	Km ²	de	até
Amazonas	87.600	(107.700)	Fronteira do Brasil-Peru- Colômbia	Boca do Rio Xingú
Negro	11.600	(29.00)	Fronteira do Brasil- Venezuela	Confluência com Rio Amazonas
Branco	3.300	(4.200)	Boa Vista	Confluência com o Rio Negro
Icá	2.500	(3.300)	Fronteira do Brasil- Colômbia	Confluência com Rio Amazonas
Jutaí	5.200	(8.200)	-	Confluência com Rio Amazonas
Juruá	19.700	(27.900)	Fronteira Brasil-Peru	Confluência com Rio Amazonas
Japurá	4.000	(7.100)	Fronteira Brasil- Colômbia	Confluência com Rio Amazonas
Tefé	1.400	(1.800)	-	Confluência com Rio Amazonas
Javará	3.700	(9.100)	Fronteira Brasil-Peru	Confluência com Rio Amazonas
Irirí	1.600	(2.600)		Confluência com Rio Xingú
Madeira	9.800	(12.800)	Confluência Rio Mamoré-Rio Beni	Confluência com Rio Amazonas
Uatuma	3.300	(4.600)	-	Confluência com Rio Amazonas
Tapajós	4.500	(13.600)	Confluência Rio Juruena-Rio Teles Peres	Confluência com Rio Amazonas
Xingú	8.500	(17.700)	Confluência Rio Culuene-Rio Sete de Setembro	Confluência com Rio Amazonas
Araguaia	4.800	(5.100)	Jusante Ilha Bananal	Confluência Rio Tocantins
Tocantins	8.800	(9.200)	-	Confluência com Rio Amazonas
Purús	21.100	(40.600)	Fronteira Brasil-Peru	Confluência com Rio Amazonas
Coarí	1.700	(2.800)	-	Confluência com Rio Amazonas
TOTAL:	203.100	(307.300)		

FONTE: Modificado de Junk (1997)

As várzeas são compostas por lagos temporários e permanentes interconectados e conectados ao curso principal. Estes sistemas são periodicamente inundados pelo transbordamento lateral de rios ou lagos, pela precipitação direta, pelo escoamento superficial das bacias de drenagem ou pela infiltração das águas subterrâneas. As várzeas podem ser classificadas de acordo com a amplitude, frequência e a fonte de inundação. Planícies de inundação, provenientes de rios extensos, como o Rio Amazonas, são caracterizadas por um pulso de inundação monomodal e uma grande amplitude (JUNK, 1997).

A vegetação de cobertura também pode caracterizar uma planície de inundação, como as planícies cobertas por floresta ou as planícies de caatinga. Os sistemas de várzea são submetidos a uma alternância regular entre uma fase terrestre e outra aquática, responsáveis por várias implicações ecológicas na vegetação de várzea (PIEDADE *et al.*, 2005). Este tipo de vegetação é caracterizado por quatro comunidades principais (JUNK; PIEDADE, 1997): algas (fitoplâncton e perifíton), herbáceas aquáticas e terrestres e a floresta de várzea.

4.3 VÁRZEA DO LAGO GRANDE DE CURUAI

4.3.1 Localização

A Várzea do Lago Grande de Curuai (**Figura 6**) está localizada a uma distância de 850 km do Oceano Atlântico (MOREIRA-TURCQ *et al.*, 2004) na margem direita do curso principal do Rio Amazonas (01°50'S - 02°15'S e 55°00'W - 56°05'W), constituindo um imenso lago que abrange 3 municípios: Óbidos, Juruti e Santarém, no estado do Pará.

A Várzea possui uma área superficial de 3.660 km² o que corresponde aproximadamente a 13% do total da área de inundação do Rio Amazonas, entre Manacapuru e Óbidos (MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2007).

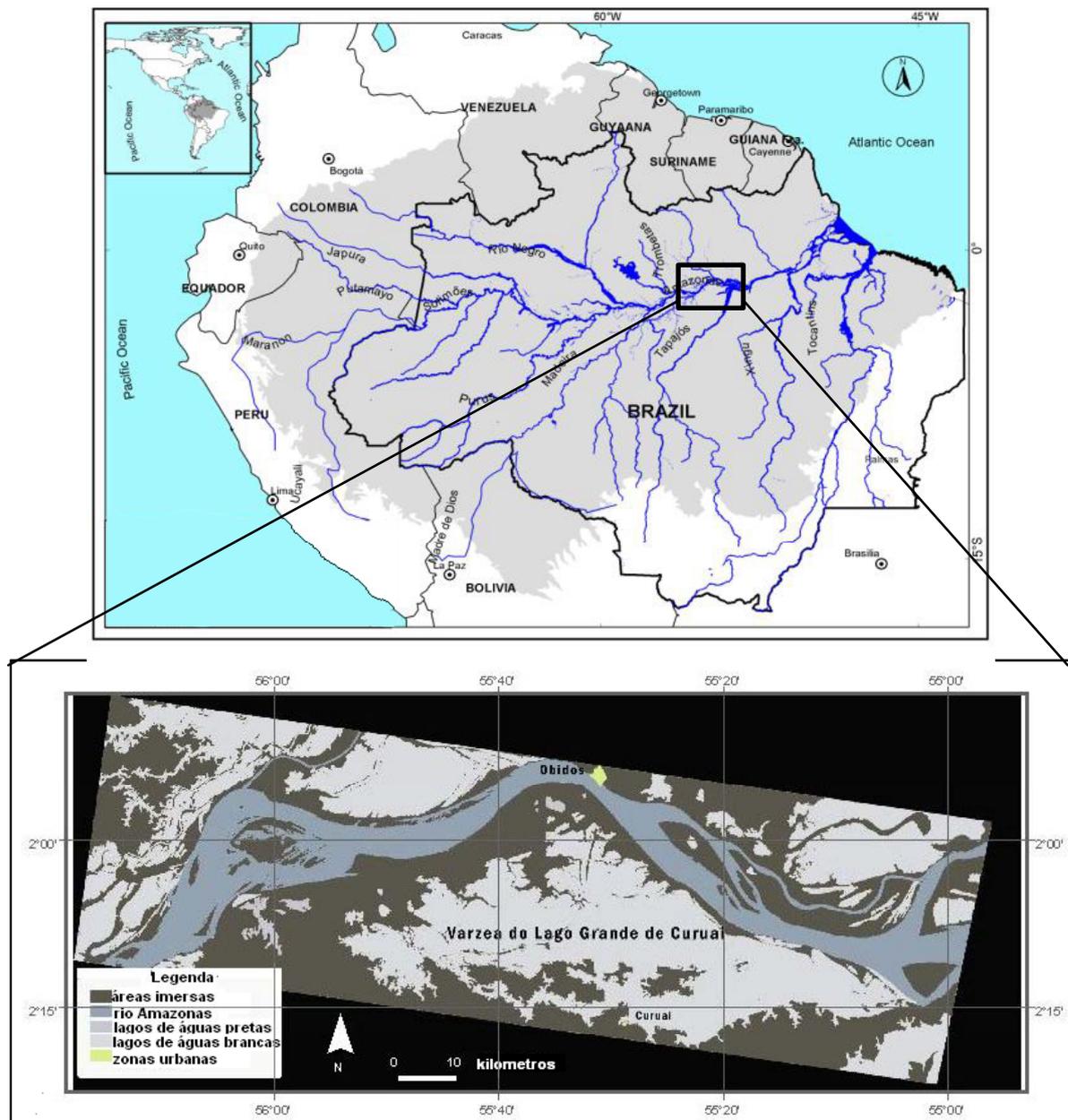


Figura 6: Localização da Várzea do Lago Grande de Curuai. Localizada próxima à cidade de Óbidos, margem direita do Rio Amazonas a 850 km do Oceano Atlântico (01°50'S - 02°15'S e 55°00'W - 56°05'W).

Num gráfico mostrado por Maurice-Bourgoin *et al.* (2007) (**Figura 7**), que divide o Rio Amazonas em 16 setores, entre Manacapuru e Santarém, se pode observar a elevada heterogeneidade nas características geomorfológicas das várzeas localizadas ao longo deste percurso.

De Parintins à jusante de Santarém, se observa um significativo decréscimo da área de floresta inundada (de 50 a 20%) e um aumento das áreas de lagos permanentes (de 5 a 20%).

A Várzea de Curuai é bastante representativa da parte à jusante do Rio Amazonas, localizada entre os setores 14 e 15 do mapa. Em comparação aos outros sistemas de várzea representados no gráfico, a Várzea de Curuai apresenta a maior área superficial de lagos permanentes e a menor área de cobertura florestal inundada.

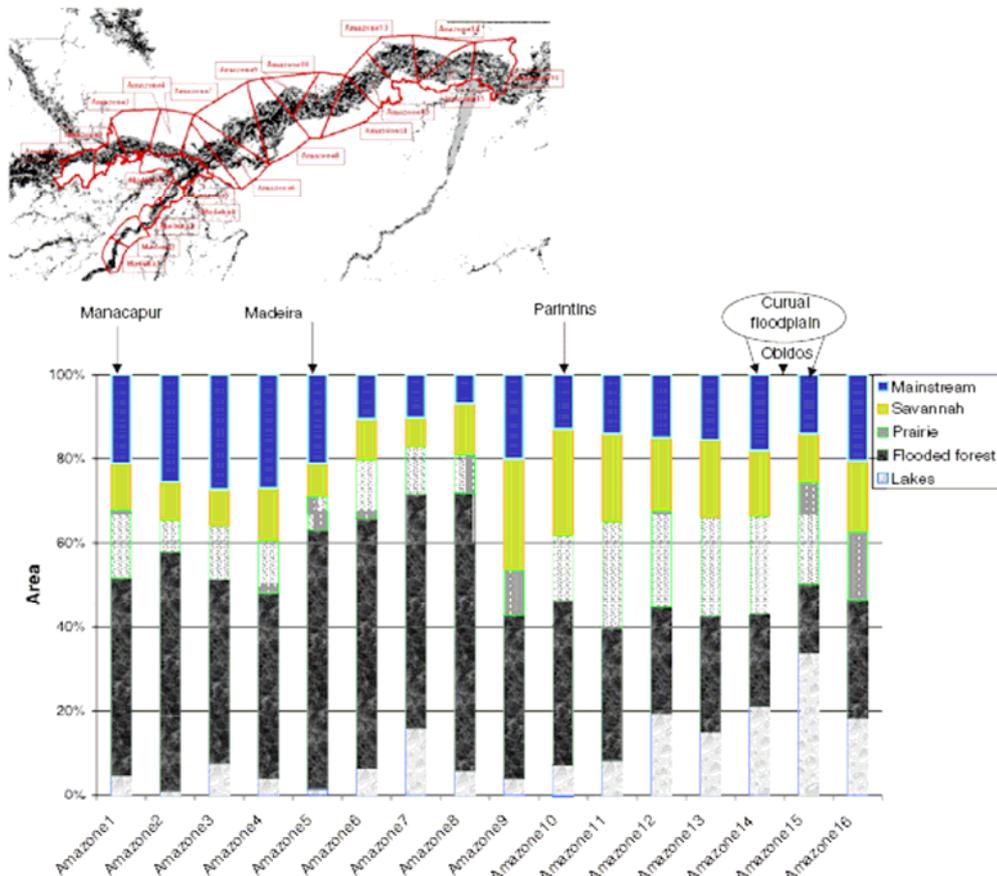


Figura 7: Distribuição das planícies de inundação e áreas de cobertura vegetal (em % de km total por setor) para os 650 km de área no Rio Amazonas, entre Manacapuru (jusante do Rio Solimões) e Santarém. A extensão das várzeas e os tipos de vegetação foram mapeados usando imagem de satélite (SAR) adquirida pelo *Japanese Earth Resources Satellite 1*, durante os períodos de baixas e altas águas. Os cinco tipos de áreas consistiram em três classes de vegetação: floresta inundada (*Flooded Forest*), campinarana (*Savannah*) e pradaria (*Prairie*); e duas classes de corpos d'água permanentes: lagos de várzea (*Lakes*) e canal principal fluvial (*Mainstream*). A Várzea de Curuai (*Curuai floodplain*) está localizada entre os setores *Amazonas 14* e *Amazonas 15*. Fonte: Maurice-Bourgoin *et al.* (2007).

4.3.2 Hidroclimatologia

O nível das águas na Várzea é próximo ao do Rio e suas flutuações anuais são praticamente sincronizadas (MOREIRA-TURCQ *et al.*, 2004) (**Figura 8**). A sua área de inundação que varia entre 575 e 2.090 km²; e o volume máximo de água represada é de 9,3 km³ (HESS *et al.* 2003; MARTINEZ e LE TOAN, 2007) de acordo com o período hidrológico.

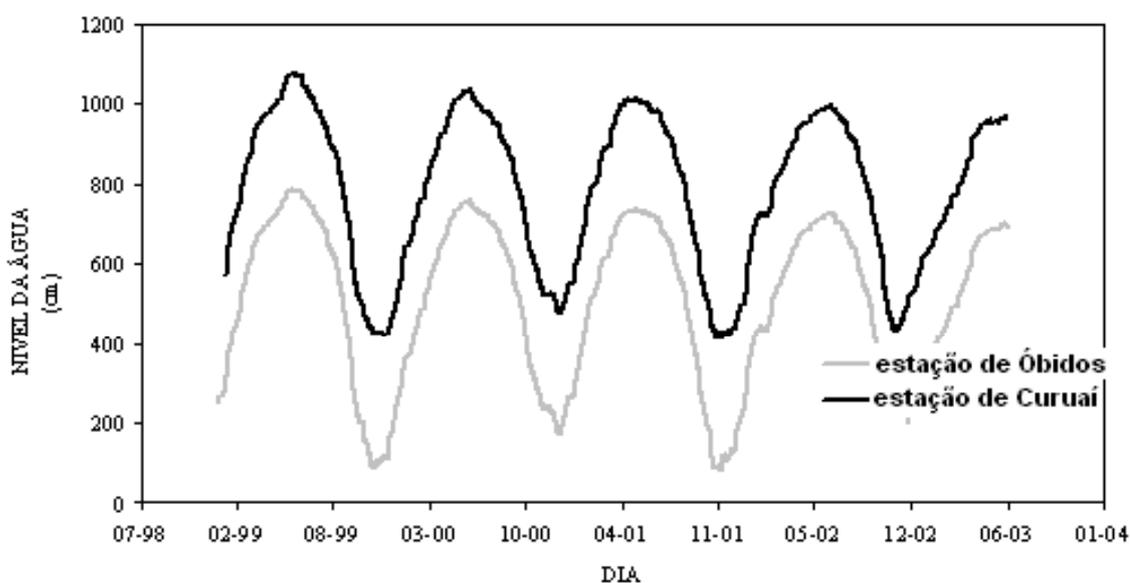


Figura 8: Hidrogramas do Rio Amazonas (Óbidos) e da Várzea do Lago Grande de Curuai (Curuai).

Os níveis máximo e mínimo ocorrem durante os meses maio - junho e novembro - dezembro, respectivamente, e a diferença do nível das águas é da ordem de 5 m em Curuai. A circulação das águas se faz no sentido oeste-leste no período de dezembro a janeiro (BARBOSA, 2005). O tempo de residência das águas na Várzea é entre 3 e 5 meses (BONNET *et al.*, 2005).

A precipitação anual média é em torno de 2.400 mm com máxima precipitação observada entre fevereiro e abril; e a média de evapotranspiração é de 1.400 mm (KOSUTH, 2002). A temperatura média anual é em torno dos 25 a 28°C, com umidade relativa de 86%.

4.3.3 Geomorfologia

A bacia da Várzea é margeada ao norte e de leste à oeste pelo Rio Amazonas, área limitada por bancos fluviais caracterizados por floresta jovem e comunidades pioneiras. E ao sul, por 2.430 km² de área de terra firme, composta por uma densa floresta não inundável (DUTRA *et al.*, 2008, submetido). Esta zona apresenta uma litologia correspondente à formação Alter do Chão, desde o período Cenozóico (LUCAS, 1989). Esta formação está disposta sobre uma placa terciária (Turonien), de natureza detrítica (arenitos argilosos) (SAMPAIO; NORTHFLEET, 1973), caracterizada por um solo de vários metros de espessura (entre 10 e 20 m) e constituída principalmente por depósitos aluviais recentes e por compostos de ferro. Seus oito primeiros metros são essencialmente formados por compostos de quartzo, goetita, caolinita e illita. Nos horizontes mais profundos (> 8 m) Irion (1984) mostra a possibilidade de uma neoformação de montmorilonita pela dissolução de minerais de potássio (micas e illitas). Este solo é submetido a um regime de alteração muito forte, e daí a importância da caolinita na razão com outras espécies argilosas (BARROUX, 2006).

4.3.4 Vegetação

Sobre o solo se estende uma cobertura vegetal típica de floresta tropical e caatinga, nas áreas de inundação inexistente ou moderada. As áreas de inundação são cobertas, na fase de baixas águas, por pastagens e nas altas águas por uma vegetação aquática do tipo macrófitas (**Figura 9**) (MARTINEZ; LE TOAN, 2007).

Extensos bancos de herbáceas semi-aquáticas (ex. *Paspalum repens*, *Paspalum fasciculatum* e *Echinochloa polystachya*) colonizam a maioria dos canais de conexão (MOREIRA-TURCQ *et al.*, 2008, submetido). Em alguns lagos são encontrados extensos florescimentos fitoplanctônico, sendo que estes, não apresentam um comportamento sazonal marcante, mas são predominantes na subida das águas e principalmente na descida das águas (MOREIRA-TURCQ *et al.*, 2005).

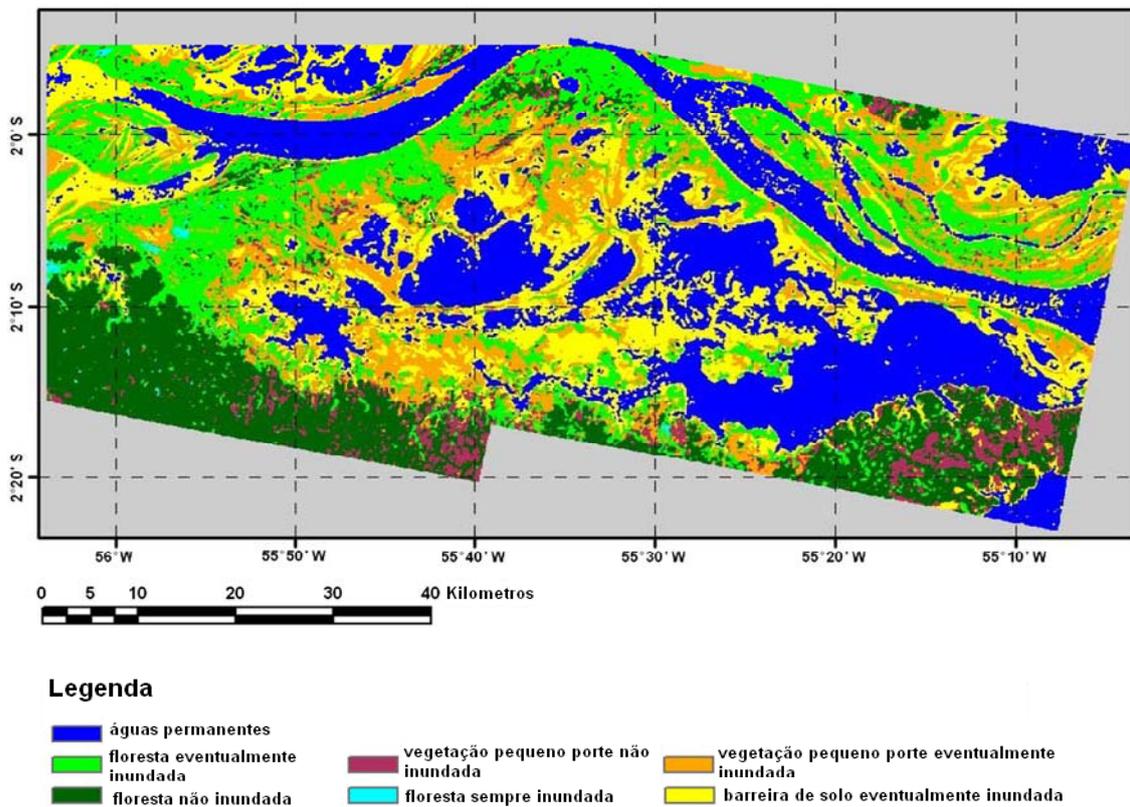


Figura 9: Mapa da Várzea de Curuai derivado de imagens 21 J-ERS. O mapa atribui as condições de inundação (nunca, eventualmente e sempre inundadas) e o tipo de vegetação: barreira de solo (pastagem e área desmatada), vegetação de pequeno porte (caatinga e formação pioneira), floresta. Modificado de Martinez; Le Toan (2007).

4.3.5 Distribuição espacial e as principais características dos lagos da Várzea

A Várzea possui mais de 30 lagos interconectados (BONNET *et al.*, 2008) e está ligada ao Rio Amazonas através de um sistema de canais (igarapés) (**Figura 10**).

A Várzea está permanentemente conectada ao Rio Amazonas por dois canais, Foz Norte e Foz Sul, localizados à leste na chamada “boca do Lago Grande de Curuai”. Outros canais são formados, em diferentes pontos, principalmente em período de altas águas, pelos quais parte dos lagos da Várzea é conectada ao curso principal do Rio Amazonas. De oeste a leste são observados 7 canais principais: Igarapé do Salé (Ai10), Irateua (Ai20), Muratuba (Ai30), Muratubinha (Ai40), Igarapé do Açú (Ai50), Igarapé do Cassiano (Ai60) e Santa Ninha (Ai70).

Dos cursos d'água provenientes da bacia de drenagem ao sul da Várzea, dois são os principais igarapés que drenam a floresta de várzea e terra firme: Tabatinga do Salé (AT10) e Piraquara (AT20).

De acordo com as propriedades geoquímicas dos lagos da Várzea apenas dois deles possuem características dos sistemas de águas pretas ao longo de todo o ano do ciclo hidrológico: o Lago Cumurucuri (A33) e Piraquara (A42) (**Tabela 3**). Os Lagos Açaí (A36) e Miuã (A39) também mostram características de um sistema de águas pretas, contudo no período de altas águas, estes lagos são influenciados pelas águas do Rio Amazonas e assim, apresentam uma mistura ou até mesmo, características próprias dos sistemas de águas brancas.

Tabela 3: Distribuição espacial e características físico-químicas dos principais lagos que compõem a Várzea de Curuai.

Lago	Classe	Local	Superfície (km ²)		Profundidade (m)		pH	Cond. (μS/cm)
			cheia	seca	cheia	seca		
Grande	branca	jusante	309,7	116,46	9,95	0,36	7,61±0,55	41,68±9,40
Curumucuri	preta	montante	30	4,08	7,00	1,60	6,57±0,19	26,50±0,71
Grande Poção	branca	jusante	257,32	51,3	-	-	6,82±0,02	58,60±6,70
Salé	branca	jusante	83,49	11,61	5,60	0,28	6,86±0,41	43,00±6,98
Piraquara	preta	montante	70,23	15,71	4,00	1,00	6,55±0,02	36,70±9,28
Poção	branca	jusante	218,09	43	5,70	0,25	7,31±0,48	49,36±9,66
Sta Ninha	branca	jusante	118,29	14	6,00*	4,50*	7,08±0,14	58,30±13,30
Açaí	preta	jusante	8,75	4,96	7,20	2,84	6,34**	62,50±19,10
Fazenda	branca	montante	79,66	13,44	5,50	-	7,00±0,20	72,5±36,10

* variação de profundidade no período de enchente.

** resultado de uma única medição.

FONTE: Este estudo.

O Lago Cumurucuri é circundado por uma vegetação tropical e apresenta o menor corpo d'água e a menor área inundada (MARTINEZ; LE TOAN, 2007). O Lago Açaí possui uma pequena área de vegetação inundada composta principalmente por floresta. O Miuã é margeado principalmente por vegetação. Em junho de 2005 foi medida uma coluna d'água de 4,20 m de profundidade. O pH e a condutividade foram de $6,86 \pm 0,49$ e $70,00 \pm 26,87$, respectivamente. O Lago

Piraquara localizado ao sul da Várzea é abastecido pelas águas da chuva que drenam a bacia de floresta de terra firme. O Lago é margeado ao norte, sul e oeste por vegetação tropical composta principalmente por caatinga (51 km²) (DUTRA *et al.*, 2008, submetido).

O Lago do Salé (A20) é margeado por uma vegetação tropical e recebe as águas do Rio Amazonas pelo canal Ai10 bem como as águas do Lago Cumurucuri e da bacia de drenagem pelo igarapé AT10 (terra firme). Sua área inundada é composta principalmente de floresta. O Lago da Porta (A18), juntamente ao Lago da Piedade fazem parte de um complexo maior chamado Lago da Fazenda. O Lago da Porta é delimitado pelo Lago do Salé, o Lago Irateua (A23), pelo Lago do Poção (A25) e o Lago da Piedade (A16). A profundidade de sua coluna d'água varia de 5,05 a 5,50 m (DUTRA *et al.*, 2008, submetido). O Lago do Poção apresenta a segunda maior área inundada, com uma vegetação composta principalmente por caatinga e florestas. As suas águas parecem ser abastecidas pelos vários corpos d'água que delimitam o lago: os Lagos da Porta, Irateua, Miuã (A39), Santa Ninha (A11), Inferno (A14), e da Piedade; além dos canais que conectam o Lago ao Rio Amazonas (Ai30 e Ai40). O Lago Santa Ninha é fortemente influenciado pelo Rio Amazonas através dos canais Ai60 e Ai70. O Lago é delimitado por uma vegetação tropical ao norte; e ao sul e sudoeste pelos Lagos Inferno e Vermelho (A09), ambos pertencentes ao sistema do Lago Grande do Poção. A área inundada do Lago Sta Ninha é composta principalmente por pastagem e vegetação de baixo porte. No período de baixas águas o nível das águas do Lago é extremamente baixo. Em novembro de 2005 o Lago secou completamente, impossibilitando a coleta. O Lago Vermelho faz parte de um sistema maior que é o Lago Grande do Poção. Na região do Lago Vermelho a coluna d'água varia entre 4,30 e 5,50 m; no período de enchente. O Lago Grande, sistema diferente ao Lago Grande do Poção, é limitado e influenciado, em sua parte oeste, pelo Lago Piraquara. A conexão entre os dois lagos forma uma zona de mistura entre águas brancas e pretas. À leste o Lago recebe as águas do Rio Amazonas através de dois canais permanentes: Foz Norte e Foz Sul. Este é o Lago que apresenta a maior área inundada da Várzea, incluindo a área de vegetação inundada, a qual é composta na maior parte por pastagens (274 km²) (DUTRA *et al.*, 2008, submetido).

4.3.6 Características sócio-econômicas (Fonte: Centro de Apoio aos Projetos de Ação Comunitária – CEAPAC)

A área da Várzea do Lago Grande de Curuai tem uma população de 18.000 habitantes, descendentes dos indígenas de Curuai que chegaram para povoar esta região por volta dos anos de 1580-1600, provenientes da região do Xingú. Encontraram terras férteis e lagos com uma ampla variedade de peixes. Os caboclos do Lago Grande de Curuai têm características fisionômicas que os diferenciam dos caboclos que habitam os arredores dos Rios Tapajós e Arapiuns. Eles possuem rostos largos, olhos muito negros e são de baixa altura.

A população do Lago Grande de Curuai mantém viva muita de sua herança e legado indígena, e tem ocorrido pouca imigração das cidades para esta região. São excelentes artesãos com materiais como a madeira, fibras, argilas combinadas com fibras de *caripé* e *curauá*. Eles têm o conhecimento de como se produzem o *tarubá* e o *caxiri*, bebidas a base de mandioca, e também dos doces típicos de *beiju* seco a base de mandioca. Seu sotaque é característico dos caboclos e sua forma de falar é bem baixa. São bons pescadores com rede e com vara de pescar. Utilizam carroças de boi como meio de transporte.

A principal atividade produtiva que realizam é o cultivo de colheitas de rápida remuneração, mandioca e criação de gado. Contudo, existe na região uma Reserva Nacional Florestal Extrativista, cujos habitantes ganham a vida com atividades extrativistas de produtos que não sejam de madeiras ou de animais.

5 MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 PLANEJAMENTO DAS COLETAS

5.1.1 Distribuição espacial

O trabalho em campo compreendeu amostragens fluviais de material particulado em suspensão (MPS) e dissolvido em vários lagos que constituem a Várzea do Lago Grande de Curuai. Os pontos de coletas foram distribuídos de modo a caracterizar os dois principais tipos de sistemas encontrados na Várzea: lagos de águas pretas e de águas brancas (**Figura 11**). A variação espacial teve como objetivo caracterizar e quantificar os materiais orgânico e inorgânico, determinar a qualidade da matéria orgânica (MO), e identificar as possíveis fontes em cada um dos dois tipos de sistemas.



Figura 11: Fotos de dois diferentes tipos de lagos da Várzea de Curuai. À esquerda o Lago Curumucuri (águas pretas), e à direita o Lago do Poção (águas brancas) em período de enchente (março 2004).

Amostras foram coletadas em estações centrais em relação à área superficial total de cada lago, como mostra a **Figura 12**, com a localização das estações de coleta. Outras estações foram amostradas, levando em consideração a variação da área superficial inundada a cada período hidrológico, representando uma área mais extensa dos lagos. Estações próximas às margens também foram amostradas para observar a influência do habitat da Zona de Transição entre Aquática e Terrestre (cuj sigla em inglês é ATTZ), e igualmente a influência da drenagem de áreas não inundáveis que margeiam os lagos.

Estações de amostragem de água Várzea do Lago Grande de Curuai

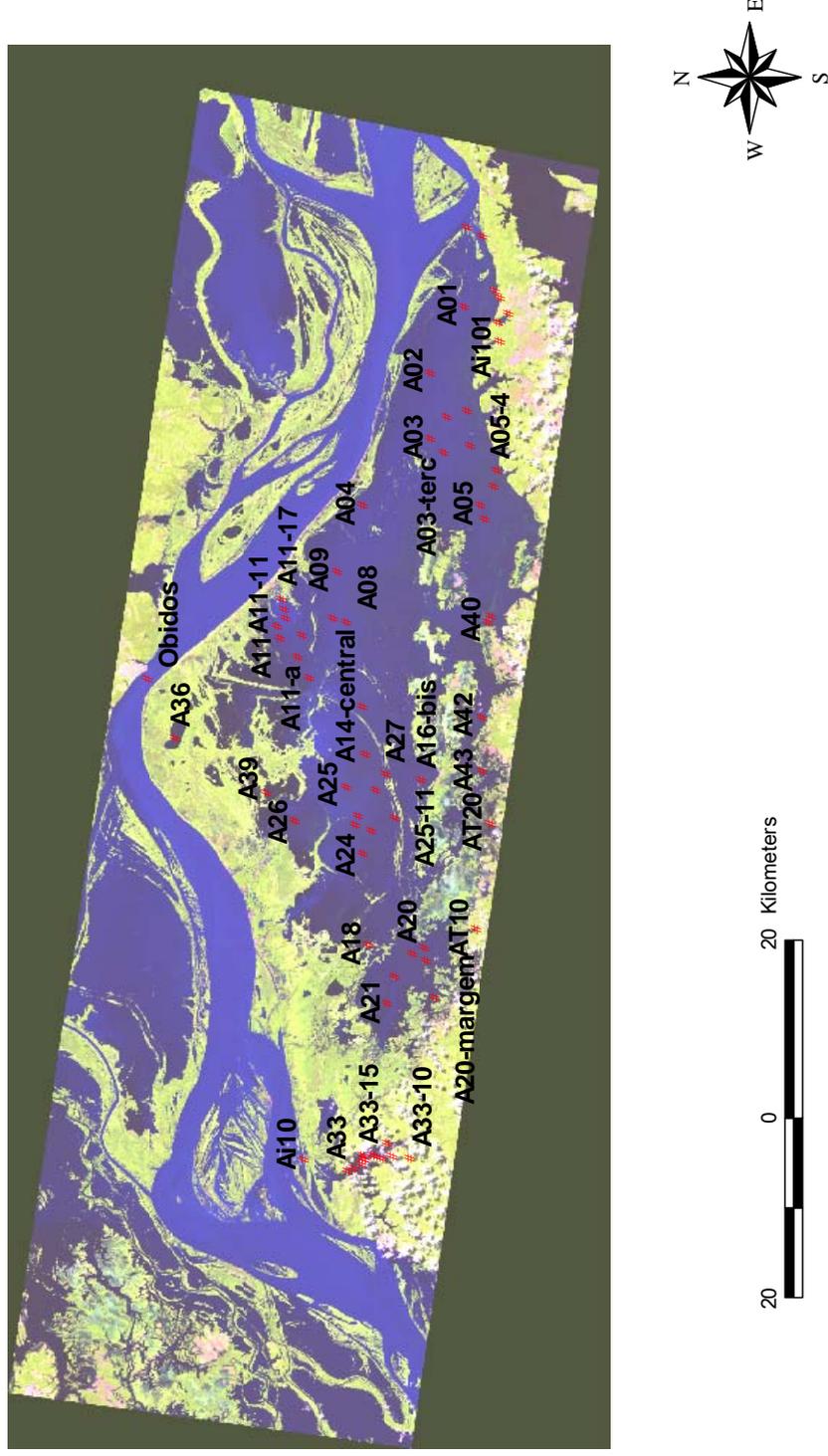


Figura 12: Mapa com as estações de amostragem das águas nos lagos da Várzea do Lago Grande de Curuai e no Rio Amazonas (Óbidos).

Os principais igarapés de conexão entre a Várzea e o Rio Amazonas também foram amostrados, assim como os igarapés de drenagem da bacia de terra firme. Estes últimos amostrados apenas em períodos em que foi possível o acesso a esses igarapés, já que houve campanhas em que estes estavam com as entradas fechadas.

5.1.2 Distribuição temporal

As campanhas de amostragem foram realizadas em diferentes períodos do ciclo hidrológico: enchente, altas águas, vazante e baixas águas (**Figura 13**). Foram realizadas 7 campanhas, das quais 3 no ano de 2004: março, agosto e novembro; 3 em 2005: nos meses de março, junho e novembro; e uma em março de 2006.

As amostragens sazonais foram realizadas para determinar a influência da hidrologia do Rio Amazonas no transporte de material para a Várzea, nos processos de ciclagem e na exportação de material para o Rio.

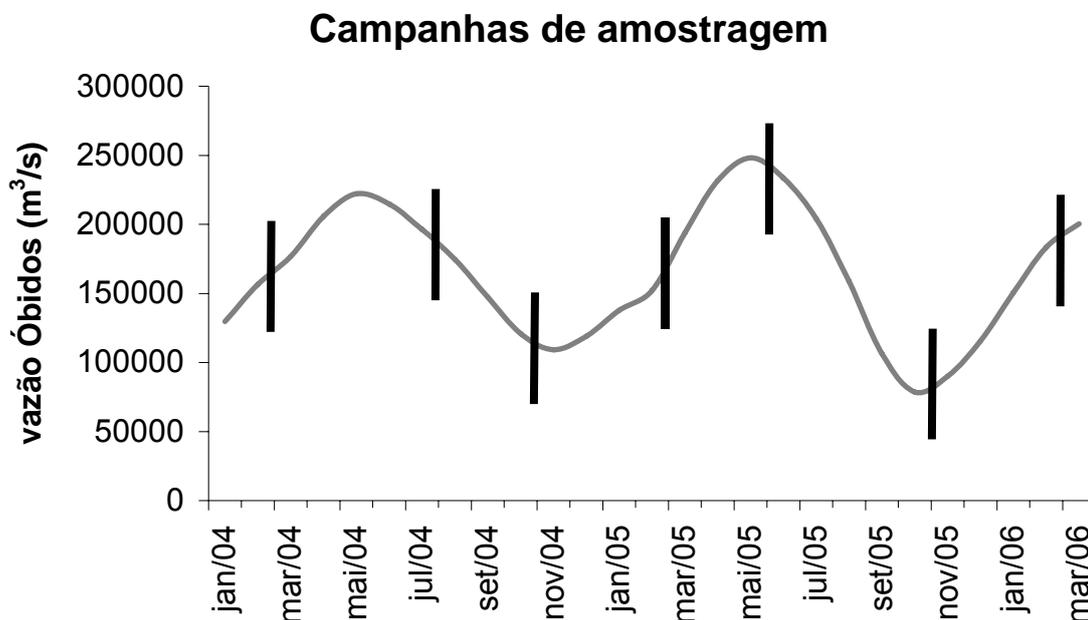


Figura 13: Esquema mostrando as fases do ciclo hidrológico do Rio Amazonas (Óbidos), nas quais foram realizadas as campanhas de amostragem entre março de 2004 e março de 2006. Os dados de vazão são referentes às vazões mensais em Óbidos durante o período, obtidos do Projeto ORE-HYBAm.



Figura 14: Fotos de um florescimento fitoplanctônico à esquerda e de um banco de macrófitas à direita, observados em vários lagos e canais de conexão da Várzea em diferentes períodos hidrológicos.

Para estudar a influência da produção autóctone foram amostradas águas próximas a florescimento fitoplanctônico e bancos de macrófitas (**Figura 14**). As localizações destas estações de coleta são mostradas na **Figura 15**.

Nos dois períodos de baixas águas, quando a coluna d'água dos lagos chegou a apenas alguns décimos de centímetros, as estações de amostragem e o número de lagos amostrados foram reduzidos devido à impossibilidade de acesso através das embarcações utilizadas. Ou ainda pela falta de área inundável, como ocorreu no Lago Sta Ninha em novembro de 2005 (baixas águas), quando este estava completamente seco. Por outro lado, em períodos de altas águas em que a coluna d'água tem alguns metros de profundidade, foi possível realizar perfis verticais de coleta. Estes perfis foram feitos em março e junho de 2005 (enchente e altas águas, respectivamente).

Estações de amostragem próximas a bancos de macrófitas e florescimentos fitoplancôntico

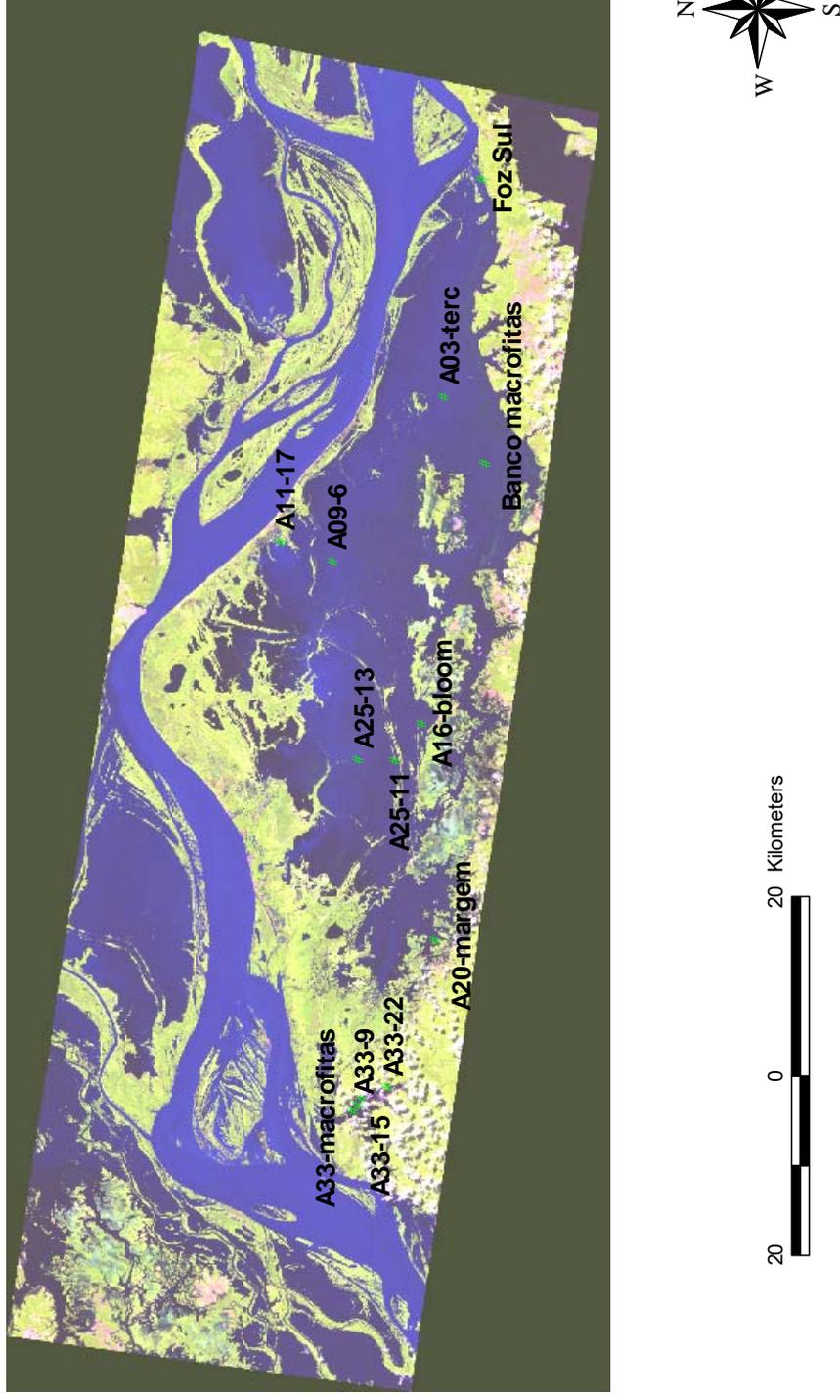


Figura 15: Mapa com a localização das amostragens realizadas próximas a bancos de macrófitas, florescimentos de fitoplâncton e área de gramíneas.

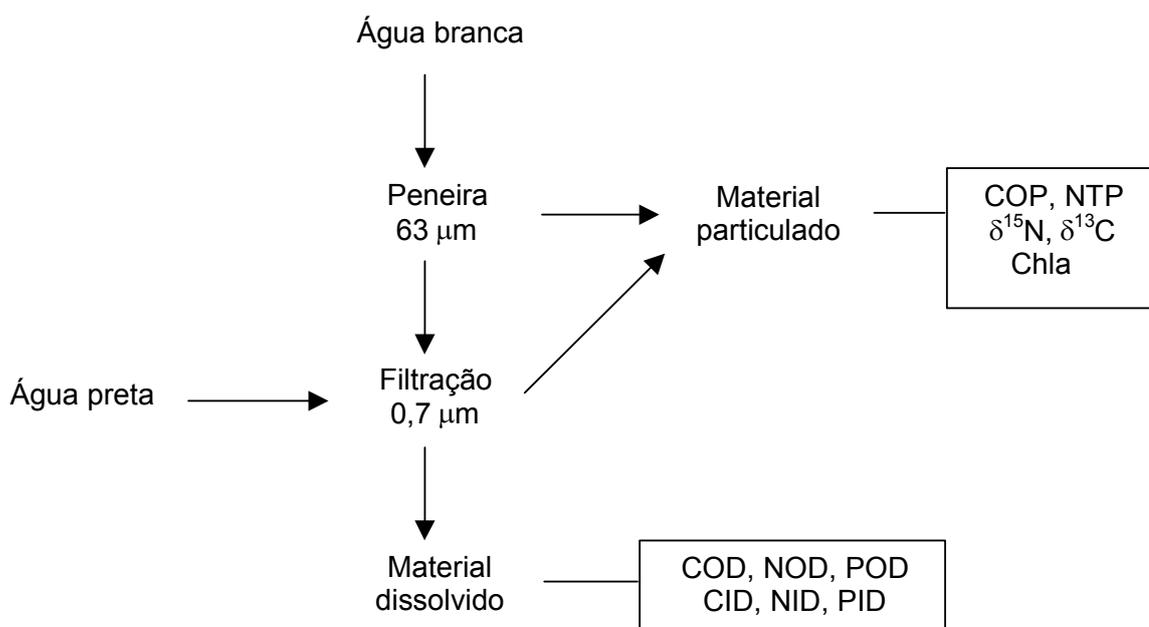
5.2 AMOSTRAGEM E ANÁLISES QUÍMICAS

5.2.1 Coletas

Os parâmetros físico-químicos foram mensurados *in situ* em cada ponto de amostragem determinando temperatura, pH, condutividade, turbidez e teor de oxigênio dissolvido através de multi-sondas WTW.

As coletas de água foram feitas com frascos de vidro âmbar ou de polietileno de 1L, descontaminados com solução de HCl 10% (v/v) e rinsados com água Milli-Q.

As amostragens de superfície foram realizadas a alguns centímetros abaixo da superfície (~0,5 m). Os perfis verticais foram amostrados com garrafa tipo *Van Dorn*.



Fluxograma das etapas realizadas no tratamento e nas análises químicas das amostras.

As frações particuladas e dissolvidas foram fracionadas em kit de filtração de vidro descontaminado com solução de ácido clorídrico (HCl) 10% (v/v), rinsado com água Milli-Q e seco em estufa à 60°C; e filtros de fibra de vidro Whatman GF/F, com porosidade de 0,7 µm; previamente lavados com água Milli-Q e calcinados a 450 °C por 12 h.

As amostras de MPS recuperadas nos filtros de GF/F foram armazenadas em porta-filtros à temperatura ambiente. Amostras de MPS para análise de clorofila a (Chla) foram filtradas em filtro GF/F e acondicionadas ao abrigo da luz e refrigeradas até o momento da análise.

As amostras de material dissolvido recuperado foram separadas em alíquotas. Para as análises de carbono dissolvido as amostras foram acondicionadas em frascos de vidro previamente calcinados a 450 °C por 12 h. As amostras de carbono orgânico dissolvido (COD) foram acidificadas com H₃PO₄ ultrapuro até pH 2. Para as análises de nitrogênio dissolvido, alíquotas foram armazenadas em frascos de polietileno e congeladas até o momento das análises.

Na primeira campanha, em março de 2004, as amostras de MPS foram divididas em grossa - MPSG (> 63 μm) e fina - MPSF (< 63 μm). A coleta das duas frações particuladas foi realizada nos lagos de águas brancas, com elevadas concentrações de MPS. A fração grossa foi obtida a partir da coleta de vários litros de água fracionados em uma peneira de 63 μm (**Figura 16**), posteriormente a peneira foi rinsada com um pequeno volume de água Milli-Q para a recuperação do material por filtração em filtro GF/F poro de 0,7 μm. A fração dissolvida foi obtida a partir da recuperação de alíquotas do filtrado após peneiração da fração > 63 μm e filtração em filtro GF/F (Ø = 0,7 μm). E a fração particulada fina (0,7 μm > MPSF < 63 μm) retida no filtro GF/F.



Figura 16: Foto do fracionamento do material particulado em suspensão (MPS) em peneira com poro de 63 μm numa amostragem de águas brancas em período de enchente (março de 2004).

Nos lagos de águas pretas onde a quantidade de MPS é muito pequena não foi possível coletar material particulado suficiente para análise, nestes sistemas as coletas foram feitas sob a fração total (dissolvida + particulada).

As análises das duas frações: MPSG e MPSF mostraram que a fração grossa não contribuiu significativamente para a quantidade de nitrogênio (N) e carbono (C) presente no MPS total de cada amostra. A contribuição média de N e C da MPSG foi de 0,5% e 0,4%, respectivamente (**Tabela 4**). Por isso nos trabalhos de campo decorrentes, as amostragens de MPS foram realizadas sob a fração total ($> 0,7 \mu\text{m}$).

Tabela 4: Contribuição de nitrogênio (NTP) e carbono (COP) das duas frações de material particulado em suspensão (MPS), analisadas no período de enchente de 2004 (março). O MPS foi fracionado nos tamanhos > 63 µm (MPSG) e < 63 µm (MPSF).

Local	Estação	NTP (%)		COP (%)	
		MPSF	MPSG	MPSF	MPSG
Amazonas	Óbidos	99,6	0,4	99,6	0,4
Poção	A26	99,8	0,2	99,8	0,2
	A25	98,8	0,2	99,8	0,2
	A27	98,2	1,8	98,3	1,7
	A25-3	99,6	0,4	99,5	0,5
	A24	99,8	0,2	99,9	0,1
Sta Ninha	A11	99,7	0,3	99,7	0,3
	A11-2	99,5	0,5	99,6	0,4
	A11-11	99,5	0,5	99,9	0,1
	A11-6	99,5	0,5	99,7	0,3
	A11-14	99,5	0,5	99,9	0,1

FONTE: Este estudo.

Em março de 2006 (período de enchente) foram realizadas amostragens especificamente de material dissolvido como mostra o mapa da **Figura 17**, com a localização das estações amostradas.

Estações de amostragem para caracterização e a reatividade da Matéria Orgânica Dissolvida

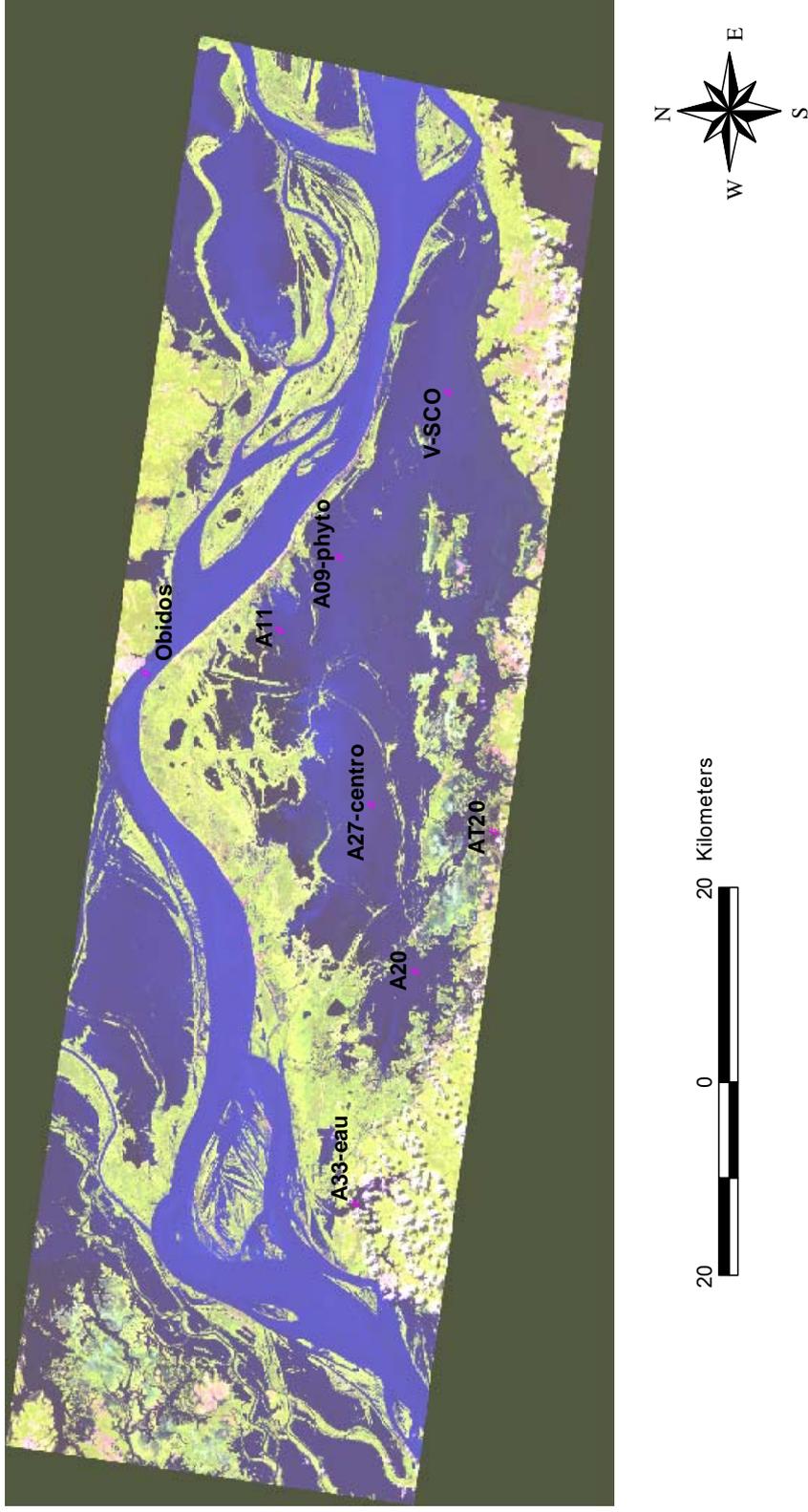


Figura 17: Mapa com a localização das estações de amostragem para a caracterização e determinação da reatividade da matéria orgânica dissolvida.



Figura 18: Foto do sistema de ultrafiltração tangencial (UFT). Filtração realizada com duas membranas de $0,22\ \mu\text{m}$ nas amostras coletadas em Óbidos e nos lagos de águas brancas, ricos em material particulado em suspensão (MPS); e fluorescência fitoplanctônica (duas amostras), no período de enchente (março) de 2006.

No processo, os primeiros 5 L de amostra são descartados para evitar uma possível contaminação durante a filtração. Para a recuperação das membranas a cada filtração, estas foram rinsadas com um considerável volume de água Milli-Q.

Ao fim deste processo, estas amostras e também as amostras dos lagos de águas pretas (não submetidas a UFT) foram processadas num sistema de osmose reversa (OR) para a concentração do material dissolvido (**Figura 19**).

A filtração foi conduzida com o uso de um cartucho de membrana de osmose inversa (Filmtec TW30 tamanho 2514 – diâmetro de 2,5 polegadas e largura de 14 polegadas), e alimentada por um recipiente de alimentação de 50 L num fluxo de produção de 20 L/h. O material concentrado foi reciclado no recipiente até a obtenção de um volume final de 1 a 2 L de amostra. A cada filtração, os primeiros 10 L de amostra eram descartados para evitar qualquer tipo de contaminação.



Figura 19: Foto do sistema de filtração por osmose reversa (OR). Filmtec TW30 tamanho 2514 – diâmetro de 2,5 polegadas e largura de 14 polegadas. O sistema foi utilizado para concentrar um volume aproximadamente de 200 L em 1 – 2 L de fração dissolvida e coloidal das amostras coletadas em lagos de águas pretas e das amostras previamente filtradas na ultrafiltração tangencial (UFT), no período de enchente (março) de 2006.

Os cartuchos foram sucessivamente substituídos quando chegavam ao estado de saturação. Após o término da utilização do sistema, este é rinsado em circuito fechado com solução de HCl (pH 2) por 30 min e com uma solução de NaOH (0,05 mol/L)/EDTA (1g/L). Ao término de cada etapa o sistema é rinsado com água Miili-Q. Por fim as membranas são estocadas sob uma solução de bissulfito de sódio (1,6 mg/L) a fim de evitar o desenvolvimento bacteriano.

Todas as amostras concentradas foram acidificadas com H_3PO_4 ultrapuro e armazenadas sob refrigeração até o momento da realização do protocolo analítico.

5.2.2 Quantificação da matéria orgânica e inorgânica

5.2.2.1 Material Particulado

Para as análises de carbono orgânico particulado (COP), nitrogênio total particulado (NTP), e cálculo do MPS, alíquotas das amostras foram filtradas com o volume conhecido e com filtros pesados em balança de 5 casas decimais Shimadzu. Em laboratório, os filtros foram secos em estufa a 60°C por no mínimo 3 h (até atingir peso constante) e novamente pesados.

Cálculo do material particulado em suspensão (MPS)

$$\text{MPS (mg/L)} = [(A - B) / C] * 10^6$$

onde:

A = peso da amostra seca + filtro (g)

B = peso do filtro (g)

C = volume de amostra filtrado (mL)

O MPS é constituído de partículas de granulação reduzida (silte e argila) que permanecem em suspensão na água corrente, durante considerável período de tempo, sem contato com o leito do rio e sem se depositar. Este material é constituído de frações: inorgânica (partículas minerais, metais pesados) e orgânica (resíduos de vegetais e de microorganismos, micropoluentes).

5.2.2.2 Material dissolvido

- **Análise das formas dissolvidas de carbono orgânico e inorgânico**

A determinação das concentrações carbono orgânico e inorgânico dissolvidos (COD e CID) foi obtida através de um analisador TOC 5000.

O aparelho opera por princípio de combustão catalítica. Este processo ocorre via um tubo de combustão que contém um catalisador de platina adsorvida em óxido de alumínio aquecido à temperatura de 680°C e com fluxo de gás de arraste de 150 mL/min. Este gás deve ser ar sintético e uma pureza de 99,995%.

As amostras em combustão produzem gás carbônico (CO_2) e água. A água é removida por meio de um desumificador e o CO_2 é transportado pelo gás de arraste para um detector de ultravioleta (UV) não dispersivo. A concentração de carbono total (CT) é medida por meio de detecção em infravermelho, de acordo com padrões externos de hidrogenoftalato de potássio. O carbono inorgânico (CI) acidificado e convertido a CO_2 é medido separadamente, utilizando padrão externo de bicarbonato de sódio. A concentração de carbono orgânico é calculada pela diferença entre as concentrações de CT e CI.

- **Análise das formas nitrogenadas dissolvidas**

A concentração do nitrogênio orgânico dissolvido (NOD) é determinada pela diferença das concentrações das formas inorgânicas (NO_3^- -N, NO_2^- -N e NH_4^+ -N), analisadas por métodos espectrofotométricos, e das concentrações do nitrogênio total (NT) analisado através do método de oxidação com persulfato de potássio segundo Grasshoff (1983).

- Determinação de nitrato e nitrito

O nitrito (NO_2^-) foi determinado pelo do método espectrofotométrico a partir da complexação com os compostos sulfanilamida e n-naftil. A leitura da absorbância do complexo em cada amostra foi realizada a 540 nm. A reprodutibilidade do método é de $\pm 0,02 \mu\text{M}$ e o limite máximo pela Lei de Lambert-Beer é de $10,0 \mu\text{M}$.

O íon nitrato (NO_3^-) foi determinado pela diferença entre as concentrações de NO_2^- obtidas pelo protocolo descrito anteriormente e as concentrações de NO_2^- obtidas após a redução das amostras por meio de uma amálgama de Cd - Cu. A reprodutibilidade do método é de $\pm 0,1 \mu\text{M}$ para amostras com concentrações entre $0 - 0,5 \mu\text{M}$ de NO_3^- . Em torno de $0,2 \mu\text{M}$ para amostras com concentrações entre $5 - 10 \mu\text{M}$. E $\pm 0,5 \mu\text{M}$ para amostras com concentrações acima de $10 \mu\text{M}$.

- Determinação de amônio

O amônio (NH_4^+) foi analisado por método espectrofotométrico específico, azul de indofenol, complexo formado pela reação da amônia (NH_3) com hipoclorito e fenol. A concentração do NH_4^+ é calculada a partir da absorbância medida a 630 nm. O limite máximo pela Lei de Lambert-Beer é de 40,0 μM .

- Determinação do nitrogênio total

O método com persulfato de potássio determina a concentração do nitrogênio total (NT) pela oxidação de todos os compostos nitrogenados a nitrato. A oxidação alcalina a 100-110°C converte o nitrogênio orgânico e inorgânico a nitrato. O NT é determinado pela análise de nitrato na digestão.

- **Análise de fósforo orgânico e inorgânico dissolvidos**

O fósforo orgânico dissolvido (POD) é determinado pela diferença das concentrações da forma inorgânica (PO_4^{3-}), analisada por método espectrofotométrico, e das concentrações do fósforo total (PT) analisado através do método de oxidação com persulfato de potássio segundo Grasshoff (1983).

- Determinação de orto-fosfato

O íon orto-fosfato (PO_4^{3-}) foi determinado pela reação com reagente molibdato ácido, com o qual é formado um complexo de fosfomolibdato, então reduzido à um composto de coloração azul intensa e feita a leitura a 881 nm. O método possui um erro relativo de $\pm 15\%$ para concentrações de 0,2 μM ; de 5% para concentrações em torno de 0,9 μM ; e de $\pm 2\%$ para concentrações altas de 2,8 μM .

- Determinação do fósforo total

Assim como o nitrogênio total o fósforo total (PT) foi determinado pela oxidação alcalina com persulfato de potássio da qual se analisa o fósforo orgânico e inorgânico convertidos à forma de orto-fosfato. A diferença entre as concentrações iniciais e após a digestão determina a concentração de fósforo orgânico dissolvido (POD).

5.2.3 Caracterização da matéria orgânica

5.2.3.1 Matéria orgânica particulada

- **Análises de carbono orgânico particulado, nitrogênio total particulado, e isótopos $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$**

Os filtros de GF/F, os quais retinham o MPS coletado, foram secos a 60 °C e pesados, em seguida foram cortados, novamente pesados e condicionados em cápsulas de estanho.

As amostras do material particulado foram analisadas em um analisador elementar Micro/CHN(OS) Europa Integra – Perkin Elmer 2400 em linha com um espectrômetro de massa, nos quais se obtém a razão dos isótopos estáveis do nitrogênio e carbono ($\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$) e suas concentrações totais em peso percentual (%N e %C).

- Analisador elementar CHN(OS)

O princípio de funcionamento do analisador elementar compreende 4 etapas principais: combustão, homogeneização dos gases, separação e detecção (**Figura 20**).

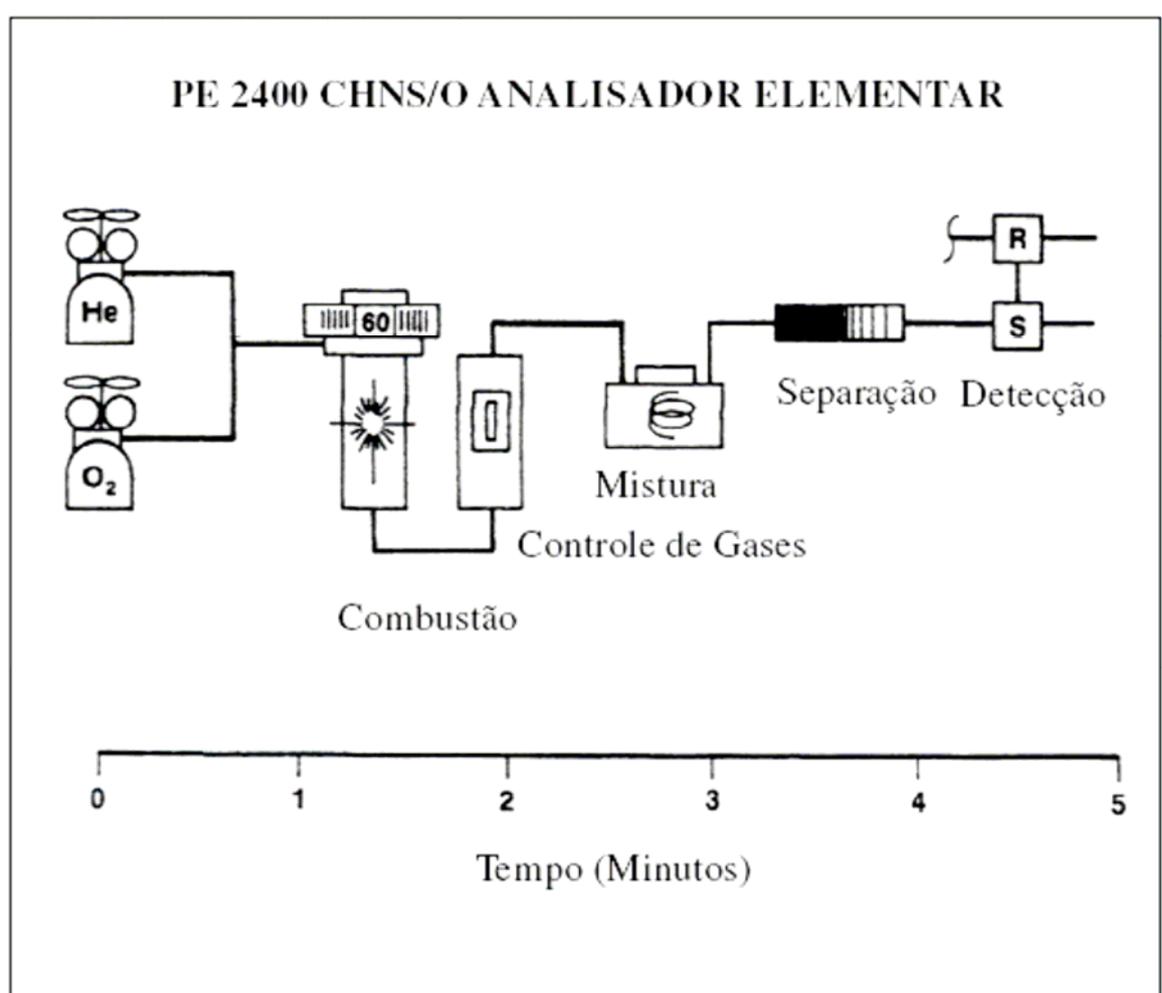


Figura 20: Esquema do princípio de operação do analisador CHN(OS) Perkin Elmer 2400.

No modo CHN, as cápsulas contendo os filtros são inseridas em um auto-amostrador integrado. Na presença de excesso de oxigênio e reagentes de combustão, as amostras sofrem combustão completa e são reduzidas, respectivamente, aos gases CO_2 , H_2O e N_2 , a 925°C . Os gases produzidos seguem para a etapa de homogeneização, onde são rapidamente misturados e mantidos sob condições controladas de volume, temperatura e pressão. Em seguida, na etapa de separação, os gases são separados segundo a técnica de cromatografia frontal. Um detector de condutividade térmica quantifica os gases por retenção seletiva de forma que cada sinal é gradualmente medido.

- Espectrômetro de massa

A **Figura 21** apresenta o princípio de funcionamento de um espectrômetro de massa.

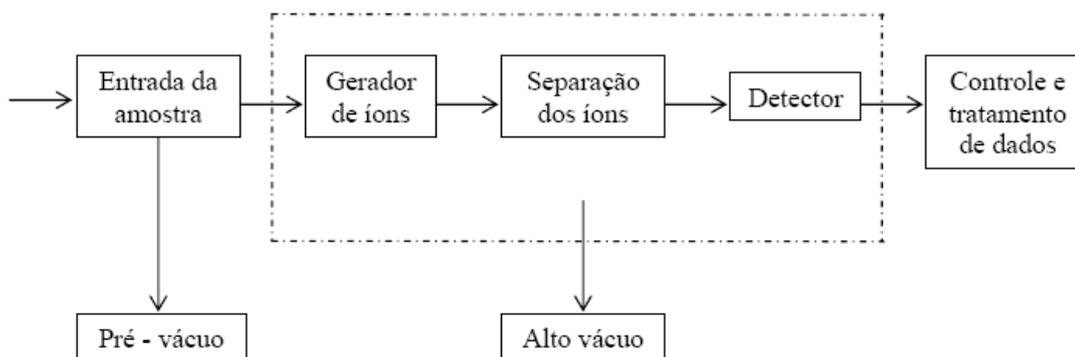


Figura 21: Esquema em blocos do princípio de operação de um espectrômetro de massa.

As moléculas da amostra são introduzidas numa câmara sob alto vácuo e bombardeadas com elétrons para provocar sua ionização. Em seguida, as diferentes espécies iônicas ou “frações” são separadas em função da relação entre sua massa e carga elétrica, e assim serem detectadas. Em função das frações e da quantidade relativa de cada fração detectada, o sistema de tratamento dos dados fornece informações qualitativas e quantitativas sobre os componentes da amostra.

Nas análises deste estudo, os resultados de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ foram expressos em função dos padrões Air e PDB, respectivamente, tal que:

$$\delta^{15}\text{N ou } \delta^{13}\text{C} = 1000 * [R \text{ amostra} - R \text{ padrão} / R \text{ padrão}]$$

onde:

$R \text{ amostra} = (^{15}\text{N} / ^{14}\text{N}) \text{ ou } (^{13}\text{C} / ^{12}\text{C})$ da amostra

$R \text{ padrão} = (^{15}\text{N} / ^{14}\text{N}) \text{ ou } (^{13}\text{C} / ^{12}\text{C})$ do padrão Air ou PDB, respectivamente

- **Análise de Clorofila a**

O parâmetro de clorofila a (Chla) foi interpretado a partir de dados secundários obtidos no trabalho realizado por Masson (2006) em amostras coletadas durante as referidas campanhas anteriormente citadas.

Os filtros de cada amostra foram ligeiramente macerados em tubos de ensaio de vidro e submetidos à reação com 10 mL de solução de acetona 90% (v/v) para a extração dos pigmentos. As amostras nos tubos foram conservadas sob refrigeração por 24 h na ausência de luz. Todo o procedimento da análise foi realizado em ambiente o mais escuro possível para evitar a degradação da clorofila. Após o período de 24 h, as amostras foram centrifugadas a 5500 tr/min por 40 min e em seguida o sobrenadante foi recuperado.

As concentrações de Chla foram calculadas a partir das absorvâncias dos extratos recuperados mensuradas num espectrofotômetro ultravioleta de varredura (Perkin Elmer UV/VIS Spectrometer, lambda 12). Existem equações para calcular a concentração de Chla com algumas pequenas diferenças, como as de Strickland; PARSONS (1972) e Jefferey; Humphrey (1975). Mas o princípio é multiplicar um coeficiente de extinção à absorvância em 664 nm (clorofila a) e subtrair a absorvância da amostra nos comprimentos de onda 645 nm (clorofila b) e 630 nm (clorofila c) para corrigir a interferência desses pigmentos. As leituras da absorvância para a Chla foram feitas nos comprimentos de onda de 663 e 665 nm. Uma outra leitura foi feita a 750 nm para corrigir a absorção do solvente. E por fim três outras medidas foram feitas a 663, 665 e 750 nm com as amostras acidificadas com HCl. O ácido reage com os feopigmentos (clorofila degradada) e as diferenças entre as absorvâncias medidas, acidificadas e não acidificadas, é apenas da Chla ativa.

(Strickland; Parsons, 1972)

$$\text{Chla } (\mu\text{g}/10 \text{ mL}) = (11,6 * \text{abs}_{664} - 1,31 * \text{abs}_{645} - 0,14 * \text{abs}_{630}) * [\text{vol. ext. (mL)} / \text{c.o. (cm)}]$$

(Jefferey; Humphrey, 1975)

$$\text{Chla } (\mu\text{g}/10 \text{ mL}) = (11,47 * \text{abs}_{664} - 0,40 * \text{abs}_{630}) * [\text{vol. ext. (mL)} / \text{c.o. (cm)}]$$

$$[\text{Feopigmentos}] = 26,7 * (1,7 * \text{abs}_{663-665a} - \text{abs}_{663-665})$$

onde:

abs = absorvância

c.o. = caminho ótico (largura da cubeta)

vol. ext. = volume do extrato

abs._{663-665a} = absorvância da amostra acidificada

5.2.3.2 Matéria orgânica dissolvida

O protocolo destas análises foi realizado sob a supervisão do professor Marc Benedetti, no Laboratório de Geoquímica das Águas (LGE em francês) da Universidade Paris 7 – Denis Diderot, Paris, França. As análises foram realizadas sob o aval de um projeto de Estágio no Exterior num período de seis meses.

- **Extração sobre resinas macroporosas não iônicas**

As resinas Amberlite XAD que foram empregadas para a extração da matéria orgânica dissolvida (MOD) são as XAD-8 e XAD-4 que possuem características diferentes (Tabela 5). Segundo Leenheer (1981), as MO retidas pela XAD-8 são ditas substâncias húmicas ou hidrofóbicas (HPO) de alto peso molecular (PM) e aquelas que não são retidas são consideradas como: substâncias não húmicas ou hidrofílicas (HPI), e substâncias com propriedades intermediárias as duas anteriores consideradas substâncias menos hidrofóbicas ou transfílicas (TPH).

Tabela 5: Algumas características físico-químicas das resinas Amberlite empregadas.

Resinas	XAD-4	XAD-8
Composição	Estireno divinil benzeno	Éster acrílico
Polaridade	Não polar	Ligeiramente polar
Granulometria (MPSH)	60-80	25-50
Diâmetro médio dos poros (A)	50	250
Superfície específica (m²/g)	750	140

FONTE: Este estudo.

Antes de seu uso as resinas devem passar por um processo de purificação para a retirada de qualquer contaminante como os monômeros de constituição ou agentes conservantes. As resinas são lavadas em soxhlet, sucessivamente, com metanol, éter dietílico e diclorometano (por 24 h, cada solvente). A resina XAD-4 recebe uma etapa complementar de lavagem com acetonitrila. O preenchimento das colunas com as resinas requer o cuidado de evitar a entrada de ar no sistema. A etapa final consiste em rinsar as resinas com soluções de HCl e NaOH 0,1M sucessivamente. Esta etapa é repetida até a obtenção de um teor de COD inferior a 0,5 mgC/L. A rinsagem deve terminar com a solução de HCl 0,1M.

Para a extração as colunas de resinas XAD-8 e XAD-4 foram montadas em série (**Figura 22**).

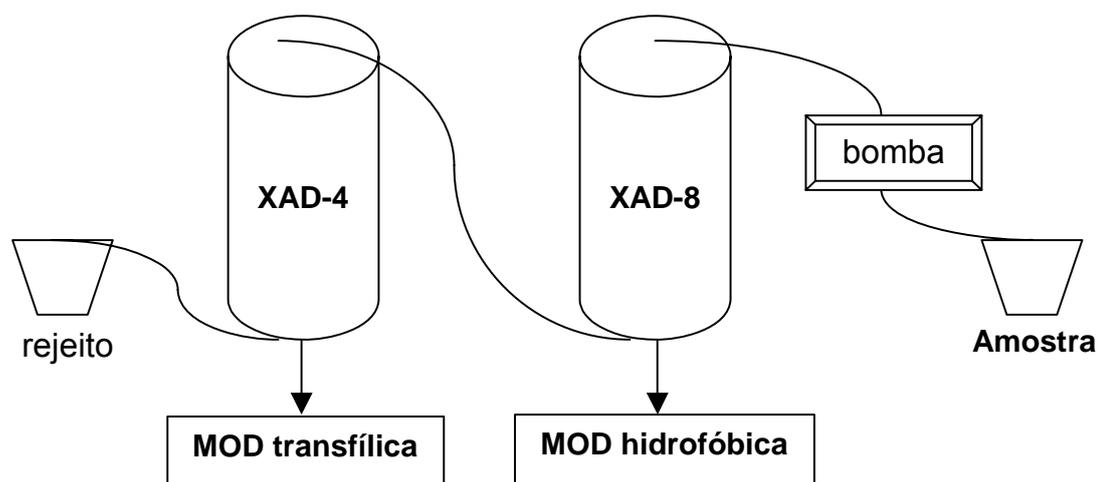


Figura 22: Esquema das colunas XAD-8 e XAD-4 montadas em série para a recuperação do material hidrofóbico e transfílico, respectivamente.

- Princípio básico (LEENHEER, 1981)

O princípio de adsorção das resinas consiste na capacidade destas de fixar os compostos. A retenção da MOD sobre as resinas se baseia no princípio da afinidade. A afinidade de um composto por um suporte adsorvente pode ser definida pela seguinte relação:

$$C_{ads} = K * C_{influyente}$$

onde:

C_{ads} = concentração da MO adsorvida por litro de adsorvente

K = coeficiente de distribuição

$C_{influyente}$ = concentração da MO (mg/L)

Levando em conta a porosidade do adsorvente (ε):

$$C'_{ads} = C_{ads} * \varepsilon = K * \varepsilon * C_{influyente} = k' * C_{influyente}$$

onde:

k' = fator de capacidade

No ponto de escape a quantidade de moléculas dadas corresponde à quantidade de moléculas em solução (porosidade da resina) mais a quantidade de moléculas adsorvidas, tem-se:

$$\varepsilon * V_{ads} * C_{influyente} + V_{ads} * k' * C_{influyente} = (\varepsilon + k') * V_{ads} * C_{influyente}$$

Considerando uma retenção de 100% num ponto particular, tem-se :

$$V_{influyente} * C_{influyente} = (\varepsilon + k') * V_{ads} * C_{influyente}$$

onde :

$$\varepsilon + k' = V_{influyente} / V_{ads}$$

onde:

$$V_{influyente} / V_{ads} = \text{volume da resina}$$

Geralmente:

$$k' \gg \varepsilon, \text{ então } k' = V_{influyente} / V_{ads}$$

A fração da MO solúvel desorvida pela resina XAD-8 é separada da fração (hidrofílica + transfílica) sob condições em que se verifica uma retenção de 50% de alguns compostos. Isto representa um fator de capacidade k' igual a 50.

O objetivo desta extração é trabalhar com a amostra na forma mais concentrada possível, mas com uma quantidade de MO em que não ocorra a saturação da resina o que prejudicaria as boas condições da extração. Por isso o

volume de diluição da amostra, levando em conta a retenção da resina, é calculado a partir da seguinte fórmula:

$$V_{0,5r} = 2V_0 (1 + k')$$

onde:

$V_{0,5r}$ = volume de diluição (50% retenção)

V_0 = volume morto da coluna de resinas (L) (60% do volume da resina)

k' = fator de capacidade - massa do composto sobre a resina / massa do composto na fase

- A extração

A concentração de MOD nas amostras preparadas para a extração deve estar na faixa de 5 a 60 mg/L.

Cada amostra foi diluída no fator de diluição correspondente, acidificada com HCl concentrado até pH 2 e passadas pelas colunas a um fluxo de 3 L/h. Ao término do processo o sistema foi rinsado com uma solução de ácido fórmico a pH 2 para diluir as amostras dentro das colunas.

Para extrair as frações adsorvidas, a conexão em série das colunas foi desfeita e mais ou menos 1 L de uma mistura de acetonitrila/água Milli-Q, numa proporção de 3:1, foi passada em cada coluna em fluxo invertido e cada fração recuperada **Tabela 6**.

Da resina XAD-8 as substâncias hidrofóbicas (HPO) foram recuperadas e da XAD-4, as substâncias transfilicas (TPH). As amostras, agora divididas em duas frações, foram conservadas sob refrigeração em frascos de vidro. Entre cada extração, as colunas foram rinsadas, sucessivamente com soluções de HCl e NaOH 0,1M até o teor de COD no sistema ser menor que 0,5 mg/L.

Tabela 6: Massa de carbono orgânico recuperado nas frações hidrofóbicas e transfilicas após as extrações nas resinas macroporosas.

Estação	Concentrado Osmose			Extração resinas		
	DOC (mg/L)	Volume (L)	Fator dil.	COD rejeito (mg/L)	% recuperação	COD recuperado (mgC)
A33-eau*	131	1,0	2,6	5,582	88,9	116,46
Óbidos	86	2,0	12,0	1,667	77,5	111,41
V-SCO	86,8	1,75	1,7	7,639	85,1	129,27
A27-central	268	1,05	9,1	4,653	84,1	236,81
AT20	157	1,62	5,6	4,610	83,6	212,71
A20	244	1,85	5,3	10,600	77,0	347,77
A11	277	1,1	6,9	5,579	86,0	262,13
A09-phyto	158	1,15	3,9	3,866	90,5	164,49

* a amostra A33-eau foi descartada devido a problemas de contaminação durante a extração.

FONTE: Este estudo.

- Rota-evaporização e liofilização

A rota-evaporização pode ser usada para a eliminação de um solvente em solução. A pressão do sistema é reduzida o que permite trabalhar a temperatura de ebulição mais baixa do solvente e agilizar o processo. Além do que a manipulação das amostras a temperaturas maiores que 60°C pode transformar os compostos da MOD.

A fim de eliminar a acetonitrila e o ácido fórmico (solventes) e reduzir o seu volume, cada amostra foi colocada num balão em banho-maria conectado a um sistema de refluxo e baixa pressão. A temperatura de ebulição do sistema foi mantida a 35 - 45°C. O volume de cada amostra foi reduzido até mais ou menos 40 mL. As amostras foram conservadas a -10°C pelas primeiras 24 h e depois a uma temperatura de -80°C até o momento da liofilização.

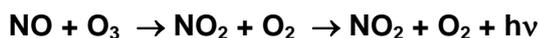
O método de liofilização utiliza a sublimação para evaporar a água presente em uma solução congelada. Esta técnica permite conservar as substâncias mais frágeis. Como neste caso, a matéria orgânica. As amostras totalmente congeladas foram distribuídas nos vários compartimentos do aparelho e submetidas à sublimação por um período de 3 - 4 dias até sua completa secagem.

A obtenção da MO sob forma sólida permitiu estudar suas funções aplicando diversas técnicas analíticas.

- **Análises de caracterização**

- Razão entre carbono e nitrogênio orgânicos dissolvidos

As concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD) e nitrogênio orgânico dissolvido (NOD) foram obtidas por um analisador TOC-VCSH Shimadzu com uma unidade TNM-1 acoplada. O método para determinação de COD é por meio de oxidação em combustão catalítica descrito anteriormente. O NOD é determinado pelo método de quimiluminescência. A amostra é inserida num tubo de pirólise, onde todas as moléculas de nitrogênio são transformadas em óxido nitroso (NO), conforme a equação:



As moléculas de NO resultantes, reagem com ozônio (O_3) emitindo energia luminosa detectada por um sistema ótico. O oxigênio (O_2) deve ter uma pureza de 99,75% e o gás de arraste (argônio ou hélio) 99,99% de pureza.

Os limites de detecção são de 0,1 mg C/L e 0,1 mg N/L, com um erro sistemático em torno de 10% dentro da gama de concentrações analisadas.

As amostras (pó) foram pesadas e diluídas em água Milli-Q de modo a obter soluções com concentração de 10 mg MO/L. Cada amostra foi analisada em triplicata e os resultados obtidos foram correspondentes a média desses valores.

- Determinação da composição isotópica do carbono e do nitrogênio

O método para determinação da composição isotópica das amostras foi o mesmo empregado nas análises para as amostras de material particulado. Determinação por meio de um espectrômetro de massas.

- Determinação da aromaticidade pela absorvância específica de ultravioleta

As medidas de absorvância em ultravioleta (UV) ou visível foram realizadas em um espectrofotômetro Perkin Elmer Lambda 11 UV-vis com uma cubeta de quartzo e caminho ótico de 1 cm. Neste estudo os resultados são apresentados pelo critério de absorvância específica de UV (em inglês, SUVA), que corresponde à relação da absorvância UV a 254 nm sobre o teor de COD expresso em $\text{m}^{-1}\text{L}/\text{mg C}$. Este parâmetro permite dosar a taxa de aromaticidade das frações da MO.

- Dosagem das funções carboxílicas e hidroxílicas

Para a dosagem das funções carboxílicas e hidroxílicas das frações de MO foi usado um método dito “ida e volta” (*aller-retour*) elaborado pelo prof. Marc Benedetti. As titulações foram realizadas por meio de um titulador automático munido de duas microburetas Metrohm 665 Dosimat com sensibilidade em torno de $0,001 \text{ cm}^3$. Os valores de pH foram medidos usando dois eletrodos de pH Metrohm (6.0133.100) com solução saturada de 0,01 M de KNO_3 . Os eletrodos foram calibrados a cada nova troca das soluções titulantes de ácido (HCl 0,02M) e base (NaOH 0,02N).

A cada análise foi feita uma curva de calibração usando padrões tampões NIST de pH 4,006; 6,87; 9,18 (em algumas medidas foi usado o tampão de 10,01), e um eletrodo de referência de vidro Metrohm (6.0733.100). Cada amostra foi diluída em solução de KCl 0,1N a uma concentração de 100 mg MO/L e posta num recipiente termostático a 25°C , sob agitação e mantida sob uma atmosfera inerte com nitrogênio (N_2) com 99,99% de pureza durante todo o processo para eliminação de CO_2 .

Foram feitas duas sucessivas titulações de ida e volta com as soluções titulantes de base e ácido, respectivamente. A primeira titulação ida e volta teve como objetivo a adição de base para a completa diluição da MO e a adição de ácido para a eliminação de CO_2 presente em solução. Na segunda titulação foram realizadas as medidas propriamente ditas. Os potenciais limites foram fixados em – 150 e 220 mV, correspondentes a faixa de pH entre 9,18 e 3,5. As leituras eram

feitas a intervalos de 5 mV sendo que a taxa de desvio foi de 0,20 mV/min e o tempo de espera para a leitura fixado entre 1 e 20 min.

5.2.4 Determinação da fração orgânica mais reativa (experimentos de adsorção)

Para determinar a reatividade e a natureza da MOD mais lábil presente na várzea, foram realizados experimentos de adsorção com os dois tipos de frações das diferentes amostras de água coletadas (lagos de águas pretas, brancas e de florescimentos fitoplanctônico). Foram usados dois tipos diferentes de suporte mineral. Cada um com propriedades mineralógicas diferentes (**Tabela 7**). As superfícies específicas de cada matriz mineral usadas nestes experimentos foram determinadas pelo método cne-point BET (Brauner-Emmett-Teller).

A matriz dissolvida de cada amostra foi quantificada e caracterizada pelas ferramentas analíticas citadas anteriormente (COD, NOD e SUVA). Alíquotas das amostras foram analisadas antes e após cada adsorção.

Tabela 7: Algumas propriedades do mineral e argilomineral usados nas adsorções.

Mineral	Grupo	Fórmula química	Cristalografia (classe)	Superfície específica (m ² /g)
Goetita	Hidróxido	FeO(OH)	Ortorrômbico (bipiramidal rômica)	74,9
Caolinita	Filossilicato	Al ₂ Si ₂ O ₅ (OH) ₄	Pseudo hexagonal (prismática)	7,7

FONTE: Este estudo.

- **Experiência goetita e caolinita**

O objetivo de realizar experimentos de adsorção com uma mistura de padrões minerais, foi simular uma matriz que fosse mais próxima ao ambiente natural. Os latossolos representam aproximadamente 45% da área total da Bacia Amazônica e segundo um estudo realizado por Costa *et al.* (1999) em Águas Claras, Carajás, os latossolos são ricos em silicatos (66%) e pobres em óxidos de ferro (12%). Com

base nessas proporções a matriz utilizada foi uma mistura de caolinita e goetita nas proporções de 84,6 e 15,4%, respectivamente. O protocolo seguido foi uma adaptação do proposto por Korshin *et al.* (1997). As amostras foram diluídas com água Milli-Q, a fim de obter uma concentração de 16 mg MO/L. Cada experiência consistiu em adicionar 10 mL de amostra diluída em 60 mg de mistura (goetita e caolinita), agitar a mistura por 24 h na ausência de luz e centrifugar a 7.000 rpm durante mais ou menos 30 min. Um branco foi preparado com 60 mg da mistura mineral e 10 mL de água Milli-Q. Os experimentos, inclusive o branco, foram realizadas em duplicatas. Logo em seguida os sobrenadantes foram filtrados com filtro de fibra de vidro Whatman GF/F 0,7 μ m de porosidade e kit de filtração de vidro e depois analisados.

5.3 INFRA-ESTRUTURA PARA AS ANÁLISES

As análises químicas foram realizadas nos seguintes laboratórios:

- Departamento de Geoquímica - Universidade Federal Fluminense (Brasil)
 - Laboratório de Geoquímica das águas,
 - Laboratório de Paleoambiente e paleoclima,
 - Laboratório de Biogeoquímica,
- *Davis Stable Isotope Facility – University of Califórnia* (EUA).

Com a cooperação:

- *Laboratoire de Géochimie des Eaux / Institut de Physique du Globe de Paris (LGE/IPGP), Université Paris 7-Denis Diderot, Jussieu, Paris, França;*
- *Laboratoire des Mécanismes et Transferts en Géologie (LMTG) - Université Paul Sabatier, Toulouse, França ;*
- *Centre d'Enseignement et de Recherche Eau Ville Environnement (CEREVE), Université Paris 12-Val de Marne, Créteil, Paris, França;*
- *Laboratoire de Chimie de l'Eau et de l'Environnement (LCEE), École Supérieure d'Ingénieurs de Poitiers, Université de Poitiers, Poitiers, França ;*
- *Institut de Minéralogie et de Physique des Milieux Condensés / Institut de Physique du Globe de Paris (IMPMC/IPGP), Campus Boucicaut, Paris, França.*

6 RESULTADOS

Os valores dos parâmetros físico-químicos, assim como os resultados das análises químicas realizadas no material dissolvido e particulado em cada amostragem nas diferentes campanhas, estão disponibilizados nas **Tabelas A1, A2, A3 - apêndices**. Dos parâmetros físico-químicos foram medidos *in situ*: temperatura (T), pH, condutividade e oxigênio dissolvido (OD). No material dissolvido foram analisados: carbono inorgânico (CID) e orgânico (COD); nitrogênio inorgânico (NID), fracionado nas espécies amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-); nitrogênio orgânico (NOD); fósforo inorgânico – orto fosfato (PID – PO_4^{3-}) e orgânico (POD). No material particulado foram determinados: carbono orgânico (COP), nitrogênio total (NTP), os isótopos estáveis $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, e calculada a concentração de material em suspensão (MPS).

6.1 COMPOSIÇÃO C N P DA MATÉRIA INORGÂNICA E ORGÂNICA DO SISTEMA RIO AMAZONAS – VÁRZEA DE CURUAI

6.1.1 Características dos dois principais sistemas que influenciam os lagos da Várzea

A Várzea do Lago Grande de Curuai é margeada desde sua porção leste, norte à oeste pelo Rio Amazonas e em sua margem sul por uma bacia de floresta aluvial e terra firme (**Figura 23**). De acordo com a evolução do nível das águas nos diferentes períodos do ciclo hidrológico, estes dois principais sistemas influenciam ou são influenciados pelos processos biogeoquímicos que ocorrem nas águas da Várzea. Por isso, para tentar determinar a influência dessa troca de material sobre as águas dos lagos, foram realizadas amostragens no Rio Amazonas (estação de Óbidos) e em igarapés alimentados pela bacia de terra firme que deságuam na Várzea.

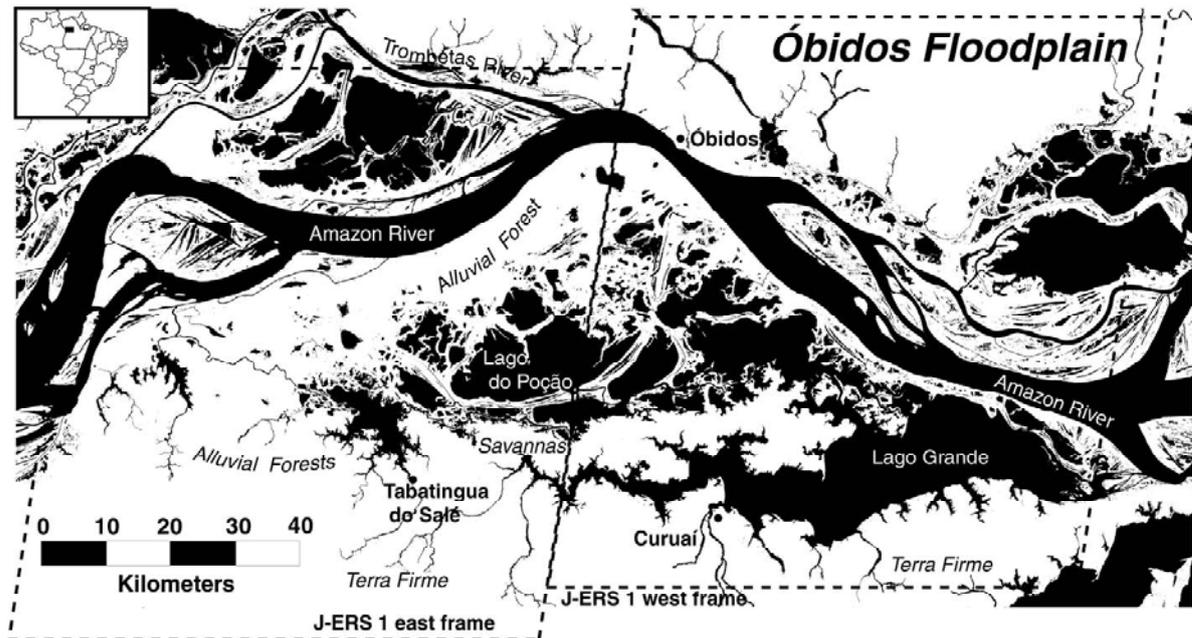


Figura 23: Mapa da bacia da Várzea do Lago Grande de Curuai. Fonte: Martinez; Le Toan (2007).

6.1.1.1 O Rio Amazonas (Óbidos)

Em todas as campanhas foram realizadas amostragens de água na estação de Óbidos com o objetivo de determinar a influência das águas do Rio Amazonas sobre o sistema da Várzea nos diferentes períodos hidrológicos estudados.

Durante as campanhas foi observado que no período de enchente a condutividade no Rio Amazonas foi menor do que a encontrada na Várzea (nos lagos diretamente influenciados pelo Rio: Salé, Poção, Sta Ninha e Grande), com valores de $53,0 \mu\text{S}/\text{cm}$ no Rio e $64,1 \mu\text{S}/\text{cm}$ na Várzea. No período de altas águas foi possível identificar a mistura das águas entre os dois sistemas a partir dos valores de condutividade similares observados. No Rio Amazonas a condutividade foi de $48,0 \mu\text{S}/\text{cm}$ e na Várzea foi em torno de $49,1 \mu\text{S}/\text{cm}$. Enquanto que nas baixas águas foi observada novamente uma diferença da condutividade entre os dois sistemas ainda mais significativa. No Rio a condutividade foi em torno de $85,2 \mu\text{S}/\text{cm}$ e na Várzea de $53,9 \mu\text{S}/\text{cm}$.

- **Material dissolvido em Óbidos**

As menores concentrações de NID-N foram analisadas no período de altas águas e no período de enchente de 2005 (0,042 – 0,067 mg/L; respectivamente) (**Figura 24**). Os gráficos para cada parâmetro analisado nos diferentes períodos hidrológicos, separadamente são apresentados em anexo (**Figuras A1 e A2 - apêndices**).

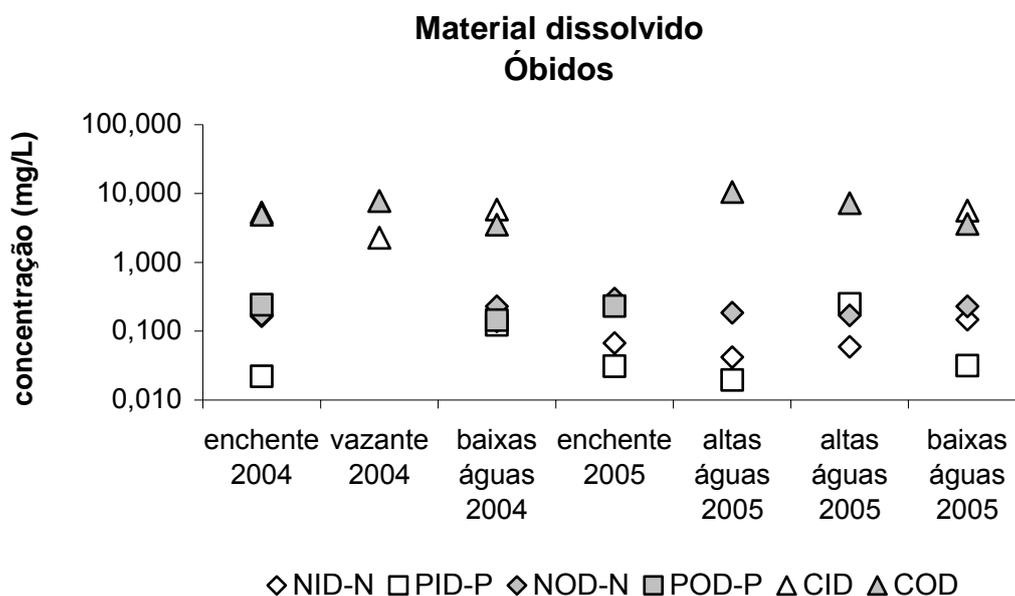


Figura 24: Parâmetros analisados no material dissolvido das águas do Rio Amazonas (Óbidos). As concentrações são apresentadas em eixo logarítmico. Os gráficos para cada parâmetro mensurado nos diferentes períodos hidrológicos são apresentados em anexo.

A espécie NO_3^- -N representou entre 74,6 e 90,0% do total de nitrogênio inorgânico dissolvido ($n= 5$). Na maior parte das amostras ($n= 4$), as concentrações de PO_4^{3-} -P variaram de 0,019 e 0,248 mg/L. A maior e menor concentrações foram analisadas no período de altas águas. A menor concentração de CID foi observada no período de vazante (2,269 mg/L). No período de enchente de 2004 e nos dois períodos de baixas águas, as concentrações de CID variaram entre 5,304 e 5,870 mg/L.

Dentre as frações orgânicas, as concentrações de NOD-N foram mais baixas no período de altas águas (0,170 e 0,186 mg/L). A concentração mais elevada foi analisada no período de enchente de 2005 (0,296 mg/L), sendo que o mesmo não

foi observado no ano de 2004, quando a concentração de NOD-N no período de enchente (0,172 mg/L) foi mais baixa. As concentrações de POD-P nos dois períodos de enchente foram 0,022 e 0,31 mg/L. No período de baixas águas foi observada uma concentração de 0,123 mg/L. As maiores concentrações de COD foram analisadas no período de altas águas (10,550 e 7,224 mg/L). Outra concentração elevada foi observada no período de vazante (7,748 mg/L). As menores concentrações foram analisadas nos dois períodos de baixas águas (3,511 e 3,609 mg/L).

A razão COD/NOD apresentou valores de 11,6 e 15,5 ($N/C = 0,09$ e $0,06$) no período de altas águas e nas baixas águas valores bem menores (4,2 e 4,3) ($N/C = 0,24$ e $0,23$).

Os teores das frações orgânicas e inorgânicas variaram bastante nos períodos estudados. Para o nitrogênio dissolvido, a fração orgânica foi predominante em todas as campanhas. No período de altas águas o teor de NOD-N foi elevado (74,2 e 81,5%). Enquanto que nos períodos de baixas águas o teor foi mais baixo (61,0 e 62,1%). Entre os períodos de enchente foi observada uma grande diferença entre os teores de NOD-N. No ano de 2004 a contribuição de NOD-N para o total de nitrogênio foi de 50,9%; bem menor que o teor calculado para a amostra de 2005 (81,5%). Entre as frações de carbono e fósforo, as frações inorgânicas foram predominantes. O CID representou entre 52,0 – 62,6% do total de carbono dissolvido. Sendo que na campanha realizada no período de altas águas a amostra de Óbidos apresentou um teor de CID de apenas 22,7%. O teor de PID-P representou 90,6% do total de fósforo dissolvido no período de enchente; enquanto que no período de baixas águas sua contribuição foi de 54,0% do fósforo total.

- **Material particulado em Óbidos**

A maior concentração de MPS foi calculada em uma das amostras coletada no período de altas águas (191,46 mg/L). Esta amostra apresentou concentrações elevadas de NTP e COP (0,215 e 2,162 mg/L), por outro lado os teores de ambos os parâmetros analisados nesta amostra foram os mais baixos calculados em Óbidos: 0,11% de NTP e 1,13% de COP.

A menor concentração de MPS, assim como as menores concentrações de NTP e COP foram observadas no período de vazante (29,27; 0,075 e 0,936 mg/L; respectivamente). Em contra partida o teor de NTP e COP foram elevados (0,26 e 3,20%; respectivamente).

A razão COP/NTP foi mais alta nos períodos de vazante e enchente de 2005 (12,5) (N/C= 0,08). Este mesmo valor não foi observado no período de enchente de 2004, quando a razão COP/NTP apresentou seu valor mais baixo medido em Óbidos (6,9) (N/C= 0,14). No período de altas águas a razão COP/NTP variou entre 9,1 e 10,8 (N/C= 0,11 e 0,09) (**Figura 25**). E no período de baixas águas de 2005 o valor de COP/NTP foi de 8,4 (N/C= 0,12).

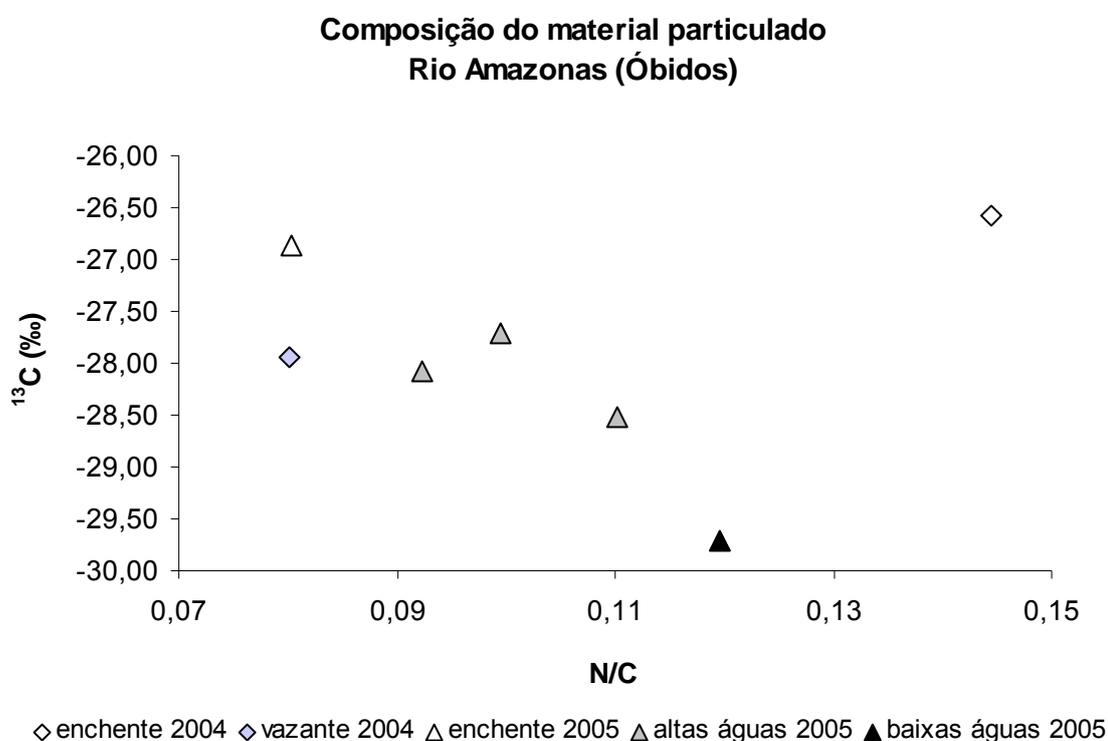


Figura 25: Evolução da composição da matéria orgânica particulada (MOP) no Rio Amazonas (Óbidos) em diferentes períodos do ciclo hidrológico. Em losango são apresentados os períodos do ano de 2004 e em triângulo, os períodos analisados no ano de 2005.

Os sinais isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ mais leves foram analisados no período de altas águas (4,20 – 4,56‰), enquanto que o mais pesado foi observado no período de vazante (8,15‰). O sinal isotópico de $\delta^{13}\text{C}$ nos dois períodos de enchente foi de -

26,58 e -26,87‰. Nos períodos de vazante e de altas águas, o sinal isotópico variou de -27,71 a -28,51‰. O sinal isotópico mais leve foi observado no período de baixas águas de 2005 (-29,72‰).

- **Perfis verticais na coluna d'água do Rio Amazonas (Óbidos)**

Nos períodos de altas e baixas águas de 2005 foram realizadas amostragens de água em perfis verticais no Rio Amazonas. Na campanha de junho foram coletadas 6 amostras até uma profundidade de 60 metros. Enquanto que na campanha de novembro foram três amostras até a profundidade de 50 metros (**Figuras A3 e A4; Tabelas A4 e A5 - apêndices**).

- Altas águas (junho de 2005)

O pH nas águas da estação de Óbidos variou de 6,92 a 6,98 numa profundidade desde a superfície até 60 m. Os maiores valores foram observados nos primeiros 30 m (6,95 – 6,98). A condutividade não apresentou uma variação contínua, sendo observados valores entre 46 e 48 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Em junho as concentrações de nitrogênio dissolvido variaram bastante ao longo de toda coluna d'água (**Figura A3 - apêndices**). Sendo que as frações orgânica e inorgânica apresentaram um comportamento inversamente proporcional. As concentrações de NID-N variaram entre 0,042 – 0,073 mg/L; do qual foi observada uma predominância do NO_3^- -N em quatro das cinco amostras analisadas. As concentrações de NOD-N foram observadas na faixa de 0,117 – 0,195 mg/L. A concentração de PID-P variou entre 0,019 – 0,553 mg/L; sendo que o pico foi observado a 45 m. Entre a superfície e 2 metros, a concentração de COD diminuiu pela metade de 10,550 a 5,296 mg/L. E até os 60 m variou entre 5,296 – 8,331 mg/L.

No material particulado, as concentrações de MPS, NTP e COP aumentaram até atingirem os 15 metros de profundidade, onde foram observadas as maiores concentrações; 97,35 mg/L para o MPS; 0,180 mg/L NTP e 1,822 mg/L para o COP (**Figura A3 - apêndices**). Os teores de NTP e COP na superfície foram

respectivamente de 0,28 e 3,00%; diminuindo a partir dos 2 metros de profundidade para 0,18 e 1,90% e permanecendo relativamente constantes até a profundidade de 45 metros.

A razão COP/NTP que na superfície apresentou um resultado de 10,8 (N/C= 0,09); diminuiu até a profundidade de 30 metros (9,50) (N/C= 0,10). O sinal isotópico do $\delta^{13}\text{C}$ variou pouco de -27,89 a -28,18‰. Da superfície aos 2 metros o sinal isotópico tornou-se mais pesado. Em seguida o sinal apresentou valores mais leves até os 30 metros e novamente tornando-se mais pesado aos 45 metros.

- Baixas águas (novembro de 2005)

Em novembro a temperatura da água foi em torno de 27 °C. O pH entre as três profundidades variou entre 6,716 (50 m) e 6,833 (superfície). E a condutividade também apresentou o menor valor no fundo (94,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e o maior valor (101,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$) na superfície.

Entre as espécies de NID-N analisadas, o NO_3^- -N foi predominantemente constante ao longo de toda coluna d'água com um teor maior que 83%. Da superfície até os 50 metros a concentração de NID-N diminuiu de 0,140 a 0,133 mg/L (**Figura A4 - apêndices**). O inverso foi observado para o NOD-N, do qual a concentração aumentou de 0,230 mg/L na superfície para 0,241 mg/L a 50 metros. O PID-P aumentou de 0,032 a 0,078 mg/L também da superfície ao fundo. As concentrações de ambas as frações de carbono dissolvido foram relativamente constantes em torno de 5,6 e 3,5 mg/L; respectivamente, na superfície e a 25 m e aumentaram a 50 m para 6,373 e 11,050 mg/L. Sendo que o teor de COD nas duas amostras mais superficiais foi em torno de 38% aumentando para 63,4% a 50 metros.

No material particulado as concentrações de MPS e NTP aumentaram da superfície aos 50 metros, de 64,04 – 94,76 mg/L e 0,163 – 0,224 mg/L; respectivamente. Enquanto que a concentração de COP, como mostra a **Figura A4 - apêndices**, variou entre 1,362 – 2,264 mg/L; com o pico observado a 25 m. O teor de COP, assim como o teor de NTP, apresentou essa mesma tendência com um pico de 3,03% para o COP e 0,28% para o NTP a 25 m.

A razão COP/NTP na superfície e a 50 metros apresentaram valores de 8,4 e 7,1 (N/C= 0,12 e 0,14) e um pico de 10,9 (N/C= 0,09) foi observado a 25 metros. A esta profundidade o sinal isotópico de $\delta^{13}\text{C}$ apresentou um valor mais pesado (-28,43‰) do que os observados na superfície e fundo (-29,72 e -29,53‰; respectivamente).

6.1.1.2 Os igarapés da bacia de drenagem

Com o objetivo de estudar a influência da bacia de drenagem sobre as águas da Várzea, foram realizadas amostragens em sete igarapés alimentados pela bacia de terra firme localizada na margem sul da Várzea e por uma floresta aluvial na margem sudoeste. As amostragens foram realizadas em diferentes períodos hidrológicos, em que o nível da coluna d'água não fosse muito baixo e permitisse a entrada nesses pequenos igarapés para a realização das coletas. Os igarapés amostrados foram: o Igarapé Jaraquiquara (A33-10) alimentado pela floresta aluvial e que por sua vez deságua no Lago Curumucuri, os Igarapés Tabatinga do Salé (AT10) e Piraquara (AT20) localizados mais ao centro da margem sul da Várzea e alimentados pela bacia de terra firme e que deságuam no Lago do Salé e no Lago Piraquara, respectivamente; e os igarapés Ai99, Ai100, Ai101 (Igarapé do Andaraí) e Ai102 (Igarapé do Jacaré); localizados na margem sul do Lago Grande e alimentados também por uma área de terra firme (**Figuras 10 e 23**).

Estes Igarapés são caracterizados pela presença de uma água cristalina, onde a condutividade é relativamente baixa (4,5 – 12,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$); exceto pelos valores de condutividade encontrados na estação AT10 (31,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e na estação Ai99 (64,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$) ambas medidas no período de enchente de 2005 (**Tabela A1 - apêndices**). Entre as campanhas o pH variou de 3,72 a 6,02. As concentrações de OD variaram de 3,38 a 5,88 mg/L, sendo que uma concentração de 1,91 mg/L foi mensurada na estação A33-10 no período de altas águas de 2005.

- **Material dissolvido (igarapés de terra firme)**

As concentrações de NID-N variaram entre 0,007 e 0,060 mg/L (n= 10); com exceção das concentrações de 0,105 e 0,159 mg/L analisadas nas estações Ai99 e AT20 em março de 2005 (**Tabela A2 – apêndices**). Os igarapés localizados mais a oeste da margem sul da Várzea apresentaram teores de NH_4^+ -N acima de 65%. Entre os igarapés localizados mais a sudeste, o Igarapé do Andaraí (Ai101) apresentou teores de NH_4^+ -N e NO_2^- -N de 44,8 e 39,5%; respectivamente. No período de baixas águas de 2005, nos igarapés Ai99 e Ai102, foi observada a predominância da espécie NO_3^- -N (76,2 e 81,7%; respectivamente). Dentre estes igarapés que deságuam no Lago Grande o Ai100 foi o único em que o teor de NH_4^+ -N foi maior que 50%. As concentrações de PO_4^{3-} -P variaram entre 0,004 e 0,044mg/L.

Entre as frações de fósforo dissolvido, a fração inorgânica representou mais de 58% do total. Exceto no Igarapé Jaraquara em que o teor de PID-P foi de 45,5 e 47,6% e no Igarapé Piraquara que o teor de PID-P foi de apenas 7,9%.

Para o CID foram observadas as seguintes concentrações: na estação Ai100 (0,847 mg/L), Ai101 (1,424 mg/L) e A33-10 (0,963 mg/L) em período de baixas águas 2004 e 2005 e em março de 2004; respectivamente.

As concentrações de NOD-N variaram bastante não apresentando uma tendência sazonal nem espacial. A maior concentração foi analisada na estação AT10 (0,440 mg/L) e a menor concentração observada na estação A33-10 em junho de 2005 (0,045 mg/L). O teor de NOD-N nos igarapés foi acima de 79%, exceto no Igarapé Piraquara em março de 2005, quando o NOD-N representou 46,1% do total de nitrogênio dissolvido.

Para o POD-P foi observada uma faixa de concentração de 0,008 – 0,031 mg/L; com exceção do Igarapé Piraquara que em março de 2005 apresentou uma concentração elevada igual a 0,128 mg/L.

No mesmo igarapé foram analisadas concentrações altas de COD de 29,159 e 28,290 mg/L em março e junho de 2005, respectivamente. Outras concentrações elevadas foram observadas também em março de 2005 nas estações Ai99 (30,323 mg/L) e Ai102 (47,177 mg/L). As outras concentrações de COD (n= 6), em diferentes

períodos variaram de 1,262 a 4,589 mg/L. Entre os teores de carbono dissolvido, a fração orgânica representou mais de 59% do total.

As razões COD/NOD variaram de acordo com as concentrações de COD. Nas amostras em que as concentrações de COD foram elevadas, foram observados valores de COD/NOD entre 22,9 e 32,4 (N/C= 0,04 e 0,03); chegando a um valor de 58,5 (N/C= 0,02) no Igarapé Piraquara em março de 2005. As outras amostras apresentaram um COD/NOD de 2,8 – 3,9 (N/C= 0,36 – 0,24) (n= 5).

- **Material particulado dos igarapés de terra firme**

A concentração de MPS nos igarapés não ultrapassou os 28,80 mg/L, sendo esta observada em março de 2005 (**Tabela A3 – apêndices**). As maiores concentrações de NTP (0,959 mg/L) e COP (3,533 mg/L) foram analisadas na estação Ai101 em período de baixas águas, onde a concentração de MPS calculada foi de 10,64 mg/L. As concentrações de COP (n = 9) variaram entre 0,393 – 2,423 mg/L. Concentrações abaixo de 1,000 mg/L foram observadas somente nos Igarapés Jaraquicara e Piraquara.

Os teores de NTP variaram entre 0,57 e 2,00%. Teores de COP maiores que 50% foram observados nas amostras dos Igarapés Andaraí e do Jacaré em março de 2005. Nas demais amostras os teores de COP foram relativamente altos variando de 4,90 a 32,86% (n= 8).

Os valores das razões COP/NTP também foram elevados (9,2 – 27,2) (N/C= 0,11 – 0,04), com exceção de dois valores extremos calculados na estação Ai101. Nesta estação foi calculada uma razão COP/NTP de 43,1 (N/C= 0,02) no período de enchente e outra de 3,7 (N/C= 0,27) em baixas águas, do mesmo ano (2005). Das dez amostras analisadas, sete delas apresentaram um sinal isotópico de $\delta^{15}\text{N}$ de 4,00 – 5,99‰. As estações Ai99 e Ai102 apresentaram um sinal de 9,88 e 7,63‰; respectivamente. Um sinal mais leve (2,50‰) foi observado na estação Ai101 no período de altas águas. O sinal isotópico do $\delta^{13}\text{C}$ variou numa faixa de -27,09 e -29,72‰. Um sinal mais leve (-30,01‰) foi analisado no Igarapé Jaraquicara nas altas águas e um sinal mais pesado (-25,98‰) na estação Ai99.

6.1.2 Características do material dissolvido e particulado coletados próximos a bancos de macrófitas, gramíneas e em meio a florescimentos fitoplanctônico

Nas campanhas realizadas ao longo dos dois anos foram observados bancos de macrófitas e florescimentos de fitoplâncton nos diferentes lagos estudados. Para tentar identificar a influência destas comunidades sobre as características físicas e químicas das águas da Várzea, algumas amostras de água foram coletadas próximas a essas comunidades em diferentes períodos hidrológicos.

As águas no período de vazante de 2004 (agosto) foram particularmente povoadas por comunidades fitoplanctônica distribuídas nos vários lagos da Várzea, principalmente nos lagos de águas brancas (**Figura 26**).



Figura 26: Imagem de satélite referente à época de amostragem da campanha de agosto de 2004. A coloração esverdeada das águas indica a forte presença de florescimentos fitoplanctônico em grande parte da Várzea.

Amostras próximas a bancos de macrófitas e em meio a florescimentos fitoplanctônico foram coletadas nos lagos de águas brancas (**Figura 15**). Estas coletas foram realizadas no período de vazante e em outros períodos, quando foram identificados grandes florescimentos fitoplanctônico. Vale ressaltar que as coletas do material particulado em meio aos florescimentos fitoplanctônico foram referentes ao próprio material do fitoplâncton.

Dentre os parâmetros analisados na fração dissolvida das amostras coletadas próximas aos fitoplâncton, a espécie $\text{NH}_4^+\text{-N}$ foi predominante representando mais

de 50% do total de nitrogênio inorgânico dissolvido. As amostras próximas as macrófitas também apresentaram um teor de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ elevado (**Figura 27**).

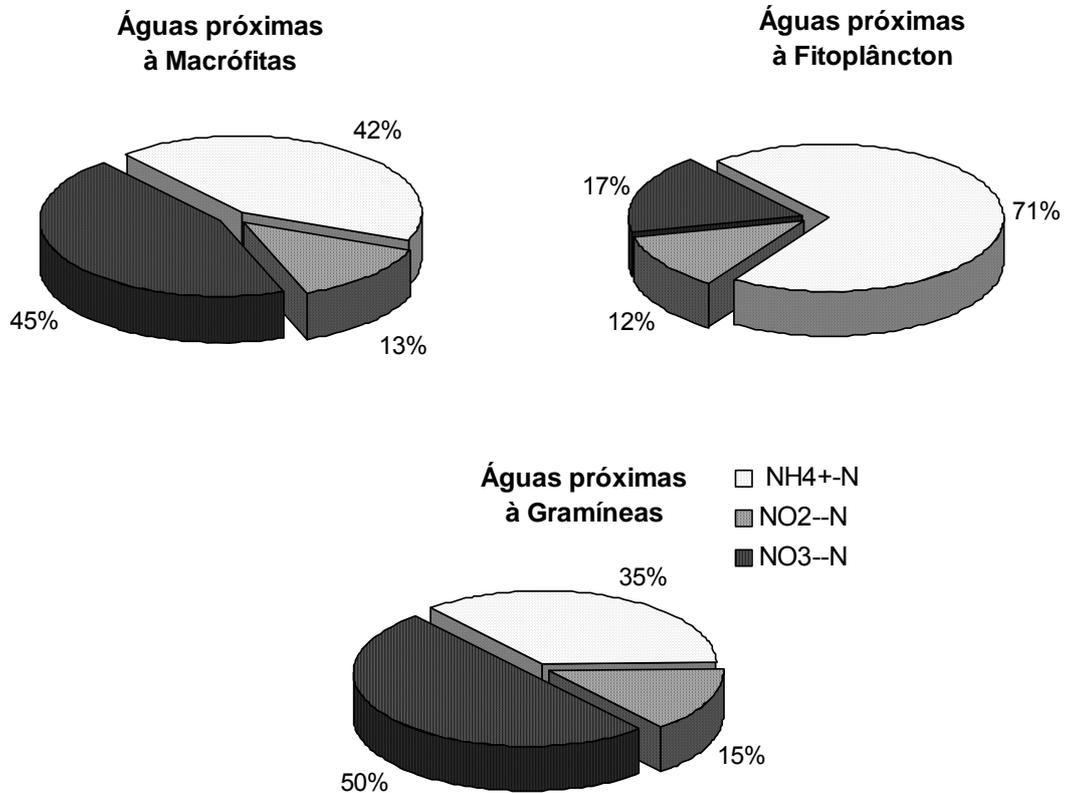


Figura 27: Teor das espécies de nitrogênio inorgânico dissolvido nas amostras coletadas próximas à banco de macrófitas, gramíneas e em meio a florescimentos fitoplanctônico. Além dos resultados dos lagos de águas brancas, estão incluídos os resultados das amostras próximas à banco de macrófitas no Lago Curumucuri (águas pretas).

Dentre os parâmetros da fração particulada os valores de $\delta^{13}\text{C}$ das amostras coletadas próximas aos florescimentos de fitoplâncton foram mais pesados (-16,07 a -24,35‰) que os comumente observados nos lagos de águas brancas.

Embora as coletas em meio aos florescimentos de fitoplâncton tenham sido realizadas apenas em lagos de águas brancas e as coletas próximas aos bancos de macrófitas, tanto em lagos de águas brancas quanto de águas pretas, foi observada uma diferença na qualidade da MOP coletada em meio as duas comunidades. A **Figura 28** mostra que as amostras coletadas próximas aos bancos de macrófitas

apresentaram sinais isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ mais leves (-27,75 a -32,18‰) que as amostras coletadas em meio aos florescimentos fitoplanctônico.

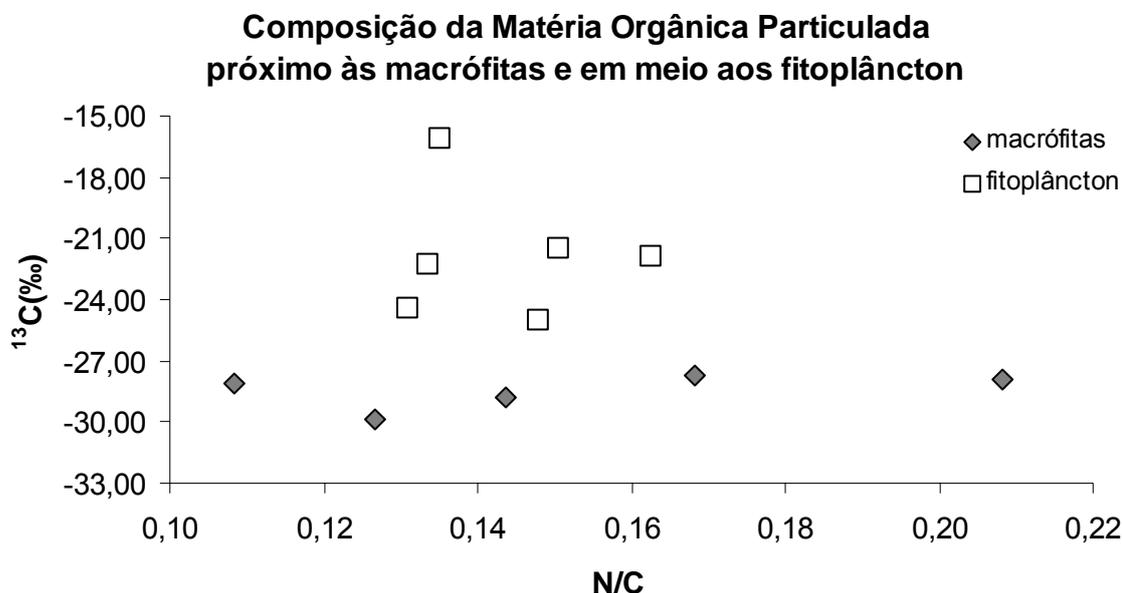


Figura 28: Composição da matéria orgânica particulada (MOP) coletada próxima a bancos de macrófitas e em meio a florescimentos fitoplanctônico. O material particulado coletado entre os florescimentos é referente à própria composição do fitoplâncton.

No Lago Curumucuri os valores de $\delta^{15}\text{N}$ encontrados nas amostras em meio aos bancos de macrófitas foram mais leves (1,73 – 5,55‰) do que os observados nas amostras coletadas nos lagos de águas brancas (7,90 – 12,27‰). Este último valor mais pesado foi observado na estação Banco de macrófitas do Lago Grande amostrada nas baixas águas de 2005.

Nas coletas em meio aos florescimentos fitoplanctônico, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ se mostraram mais pesados (5,15 – 12,52‰). O valor mais pesado foi observado no período de enchente de 2005 na estação A16-bloom. Esta coleta foi realizada em meio a um denso florescimento fitoplanctônico, que deveria estar já bastante degradado. A estação está localizada à montante do Rio Amazonas (Lago da Piedade) num ambiente mais recluso em que as fontes de material alóctone para o lago devem ser mais fortemente influenciadas pela bacia de drenagem.

Os lagos de águas pretas, a exemplo do Lago Curumucuri, com concentrações mais baixas de sais nutrientes que os lagos de águas brancas, não

apresentou grandes florescimentos fitoplanctônico. No entanto, foram observados bancos de macrófitas em todos os períodos do ciclo hidrológico, localizados principalmente às margens do lago.

As coletas próximas a bancos de macrófitas no Lago Curumucuri não apresentaram diferenças significativas na fração dissolvida, nem na particulada. Exceto pelos valores de $\delta^{13}\text{C}$, dos quais a matéria orgânica particulada próxima aos bancos apresentou valores entre -28,09 e -29,84‰ (3 das 4 amostras analisadas) (**Figura 29**).

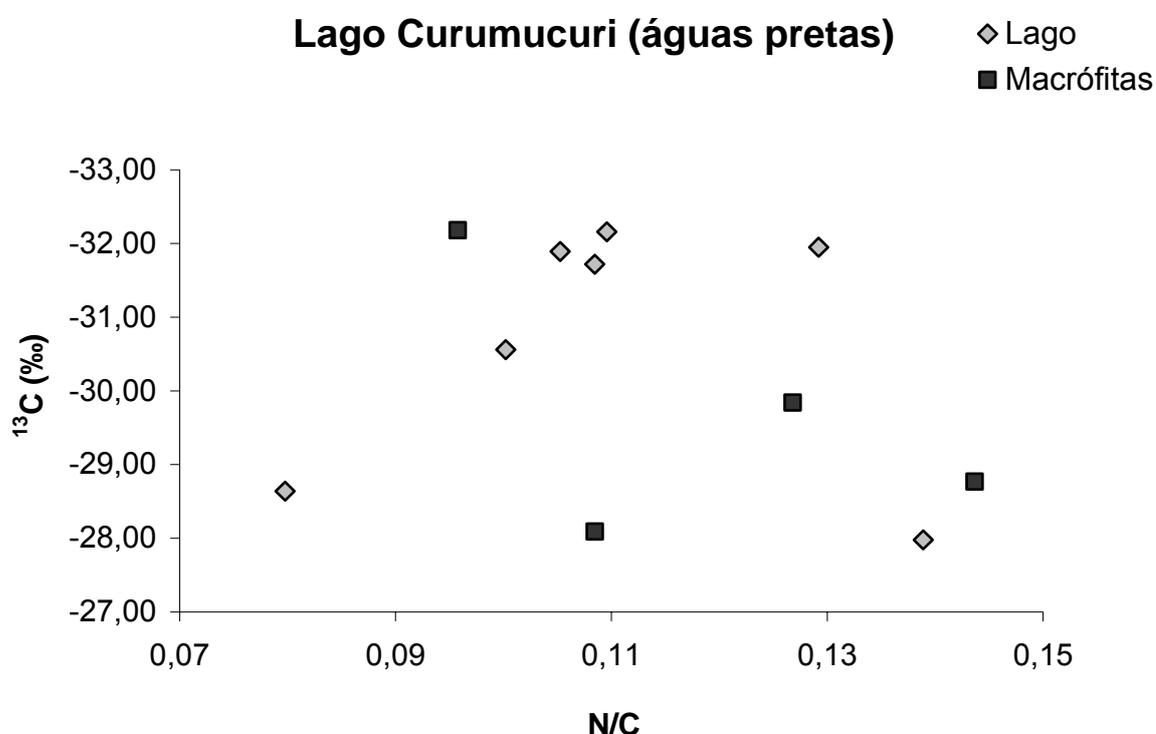


Figura 29: Qualidade da matéria orgânica particulada (MOP) nas águas superficiais do Lago Curumucuri. Comparação entre as amostras coletadas sem influência da vegetação aquática (Lagos) e as amostras coletadas próximas à banco de macrófitas (Macrófitas).

6.1.3 Características dos principais sistemas da Várzea do Lago Grande de Curuai

Os dois principais tipos de sistemas que compõem a Várzea são lagos de águas brancas e lagos de águas pretas, sendo que os lagos de águas brancas são dominantes em número e superfície (**Figura 10 e Tabela 3**). Entretanto, a partir dos

dados obtidos e analisados, foi observado que ao longo deste estudo, estes sistemas sofreram influências sazonais e espaciais bem particulares, que impossibilitaram de agrupá-los de forma tão simples.

6.1.3.1 Parâmetros físico-químicos dos lagos de águas brancas e águas pretas da Várzea

Um sistema de águas brancas possui altas concentrações de material em suspensão e minerais dissolvidos. Estes materiais são oriundos de processos erosivos nos Andes ou dos solos de várzea que são relativamente férteis. Os sistemas de águas pretas possuem altas quantidades de substâncias húmicas dissolvidas formadas principalmente em solos podzólicos pouco férteis. E por isso são sistemas que apresentam pH ácido, e baixa concentração de minerais dissolvidos, conseqüentemente baixa condutividade.

A temperatura das águas superficiais na Várzea não sofreu mudanças sazonais ou espaciais significativas. A sua pequena variação esteve sujeita a incidência dos raios solares ao longo do dia. As temperaturas mais amenas foram medidas pela manhã e as maiores no meio do dia. Ao entardecer as temperaturas tenderam a diminuir novamente. A temperatura média nos lagos da Várzea foi de $31,4 \pm 0,4$ °C.

A condutividade elétrica de um sistema de águas brancas é caracteristicamente mais elevada que num sistema de águas pretas. A condutividade mede a capacidade da água em conduzir corrente elétrica. Quanto maior a quantidade de íons dissolvidos presentes nas águas, maior será a medida da condutividade.

Na Várzea, a condutividade média observada nos lagos de águas brancas foi de $54,90 \pm 17,32$ $\mu\text{S}/\text{cm}$ (**Figura 30(A)**). No período de enchente (março de 2004 e 2005) foi observada a maior condutividade média ($64,3 \pm 9,3$ $\mu\text{S}/\text{cm}$). E a menor média no período de vazante, agosto de 2004 ($32,1 \pm 3,7$ $\mu\text{S}/\text{cm}$).

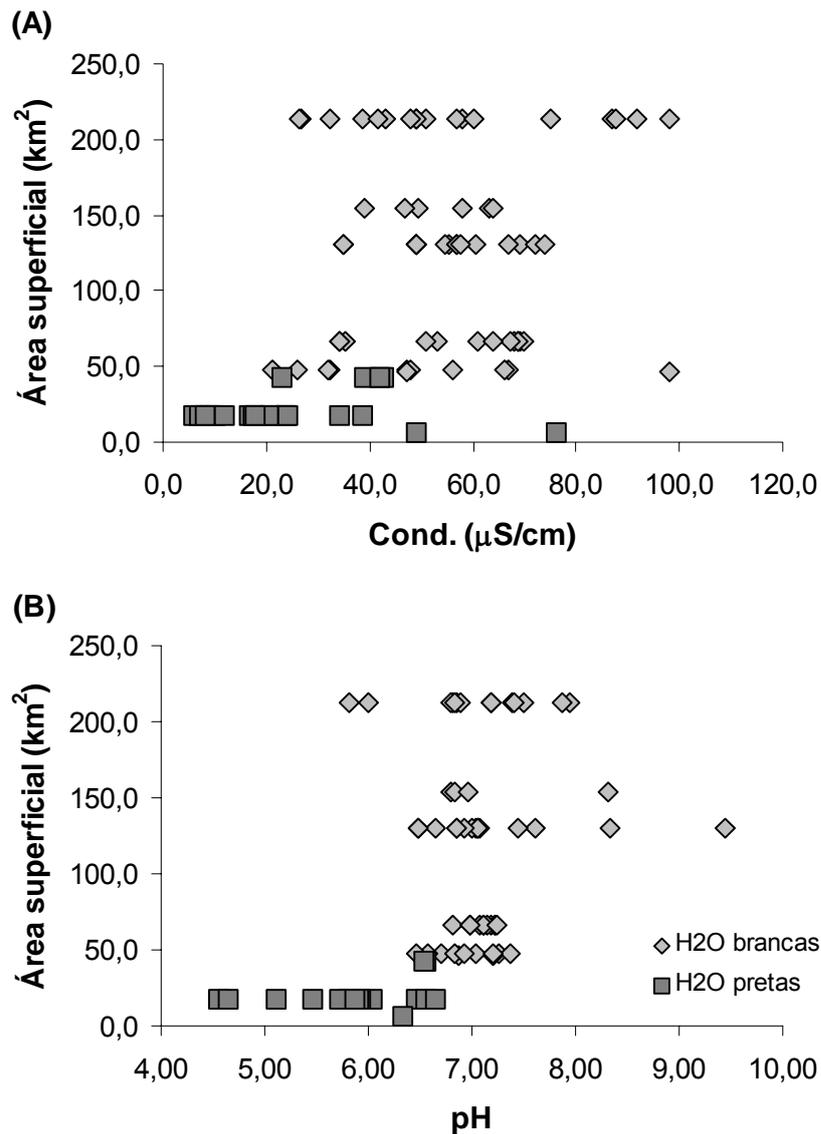


Figura 30: Variação espacial: (A) condutividade e (B) pH, entre os dois diferentes sistemas encontrados na Várzea: águas brancas e águas pretas. Os dois parâmetros são relacionados com a área superficial média (média entre a área nos períodos de altas e baixas águas) de cada lago.

Enquanto que nos lagos de águas pretas a condutividade média foi de $26,62 \pm 17,46 \mu\text{S/cm}$. Em comparação aos lagos de águas brancas, os de águas pretas mostraram maior variabilidade nos valores de condutividade, devido a influência da entrada das águas brancas em alguns desses lagos: Açaí e Miuã recebem as águas do Rio Amazonas, enquanto que o Lago Piraquara pode ser influenciado pelas águas do Lago Grande.

O pH de um sistema de águas brancas tende a um valor próximo ao neutro (**Figura 30(B)**). O pH médio das águas brancas na Várzea foi de $7,095 \pm 0,551$. O pH de um sistema de águas pretas tende a ser mais ácido do que num de águas brancas. O pH médio nestes lagos foi de $5,901 \pm 0,596$.

A concentração média de OD não variou muito entre os dois sistemas. Nos lagos de águas brancas a concentração média foi de $6,69 \pm 1,22$ mg/L e nos lagos de águas pretas $5,79 \pm 1,62$ mg/L.

6.1.3.2 Variação espacial nos lagos da Várzea

A Várzea de Curuai é formada por mais de 30 lagos, sendo a área superficial total da Várzea representada em sua maioria por lagos de águas brancas interconectados (**Figura 10**). Alguns são conectados diretamente ao Rio Amazonas: Salé, Poção (que compreende o Lago Pirapitinga), Sta Ninha, e Grande. O Lago do Salé é influenciado pela mistura das águas (Ai12) vindas do Rio pelo Igarapé Ai10 e pelas águas do Lago Curumucuri, um sistema de águas pretas (**Figura 31**).

O Lago Grande, em sua parte sudoeste, próximo à cidade de Curuai é conectado ao Lago Piraquara, também um sistema de água pretas, influenciado pela bacia de terra firme ao sul.

Outros lagos de águas brancas amostrados, foram os sistemas do Lago Grande do Poção (que compreende os lagos do Inferno e Vermelho) e o Lago da Fazenda (que compreende os Lago da Porta e Piedade), este último sistema localizado a montante do Rio Amazonas, se encontra mais isolado entre os outros lagos e por isso menos influenciado pelo Rio e pela bacia de drenagem ao sul. O cordão aluvial que circunda este sistema é temporariamente inundado dependendo do período hidrológico.

Os lagos de águas brancas apresentaram características similares entre eles, que os diferenciaram dos sistemas de águas pretas, embora cada um deles ter apresentado propriedades específicas.

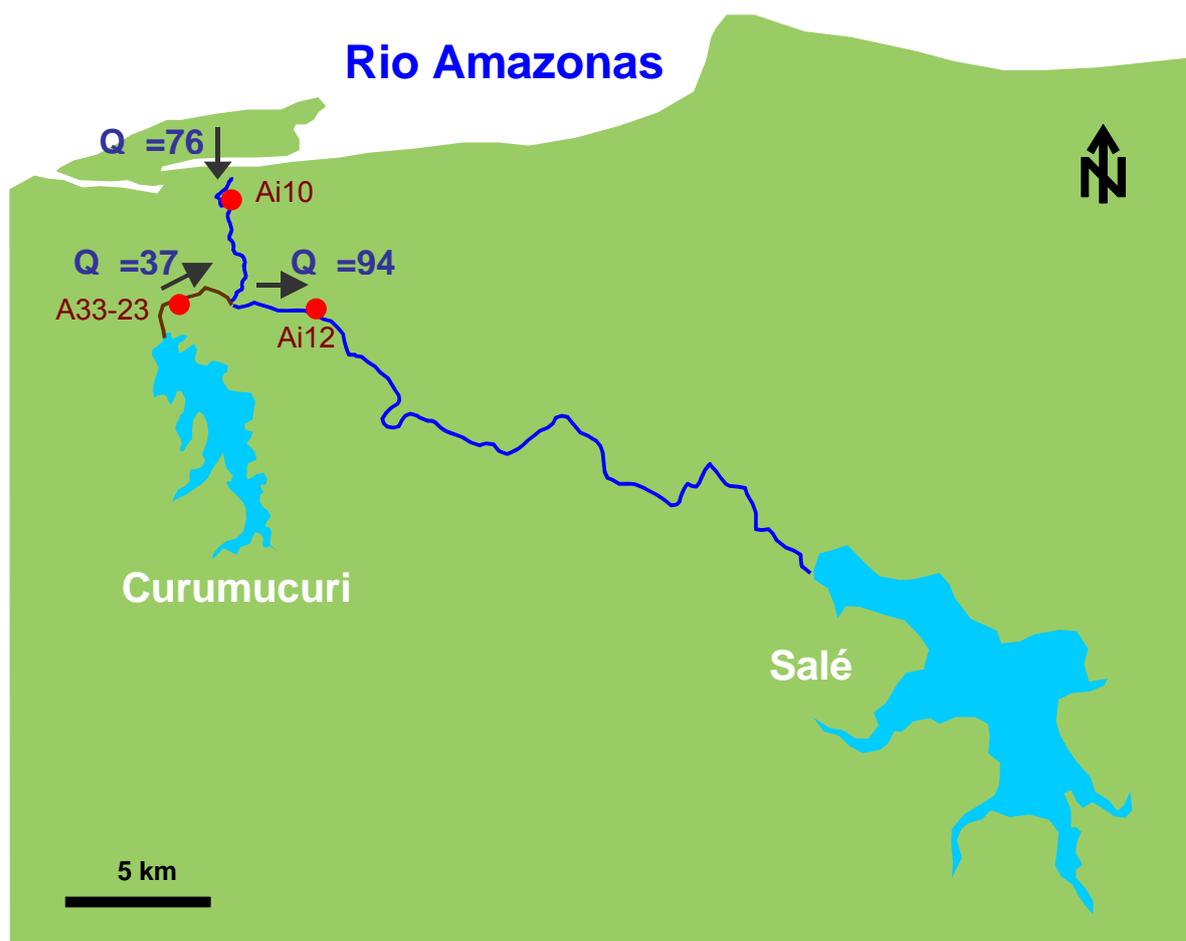


Figura 31: Medições de vazão instantâneas realizadas no Igarapé do Salé na campanha de agosto de 2004 (período de vazante). Os sentidos das correntes de água, representados pelas setas, foram determinados por medições de vazão e pela condutividade em diferentes pontos ao longo das estações Ai10, A33-23 e Ai12. Os sentidos das setas foram os mesmos na maioria das campanhas realizadas durante este estudo.

Entre os principais lagos de águas pretas da Várzea, que foram amostrados durante este estudo, estão os lagos: Açaí, Miuã, Piraquara e Curumucuri (**Figura 10**) mas, somente este último apresentou características físico-químicas bem definidas que determinaram um sistema de águas pretas. O Lago Curumucuri, localizado à sudoeste da Várzea é um sistema mais isolado, circundado por uma área de floresta aluvial. Este lago foi amostrado ao longo de todas as campanhas.

Os outros três lagos pareceram ser influenciados pela mistura com as águas brancas de outros lagos e do Rio Amazonas. Nestes lagos foram realizadas amostragens nos períodos de enchente e de altas águas visto que durante o período de baixas águas era difícil o acesso. No Lago Açaí as coletas foram feitas em março de 2004 e 2005 e em junho de 2005.

As coletas no Lago Miuã foram realizadas em março de 2004 e junho de 2005. Este lago apresentou características particulares que dificultaram em caracterizar-lo tanto como um lago de águas pretas quanto como um lago de águas brancas. A concentração média calculada de MPS nas duas amostras coletadas foi de $19,81 \pm 0,97$ mg/L, relativamente menor do que as concentrações de MPS encontradas em sistemas de águas brancas. Contudo, a condutividade e pH medidos foram $51,0$ μ S/cm e 6,25; respectivamente.

O Lago Piraquara é alimentado pelo Igarapé Piraquara de terra firme localizado à oeste, e conectado ao Lago Grande (o maior lago de águas brancas da Várzea) à leste (**Figura 10**). As águas do Lago Piraquara, visualmente, apresentam características próprias de um sistema de águas pretas: coloração escura e translúcida. Entretanto, com a apresentação dos resultados físicos e químicos foi observada uma mistura das águas dos dois diferentes tipos de sistema. O Lago Piraquara foi amostrado nas campanhas de março (enchente) e junho (altas águas) de 2005, nas quais foram realizadas coletas em duas estações: A42, a estação mais próxima à conexão do Piraquara com o Lago Grande; e A43, localizada mais para o interior do lago próxima ao Igarapé Piraquara (**Figura 12**).

Muitos dos resultados apresentados a seguir são referentes às médias das concentrações de cada parâmetro analisado para cada lago da Várzea ou para o Rio Amazonas na estação de Óbidos. Estes resultados foram calculados a partir da média das concentrações analisadas nas várias estações amostradas em cada lago, ao longo dos diferentes períodos hidrológicos entre 2004 e 2005. Os valores brutos das concentrações em cada estação e período estão disponíveis nas **Tabelas A2 e A3 – apêndices**.

- **Distribuição espacial do material dissolvido nos lagos da Várzea**

Os lagos da Várzea, assim como o Rio Amazonas (Óbidos) são ricos em carbono dissolvido, principalmente na forma orgânica (**Figura 32**). Entre as formas nitrogenadas e fosforadas dissolvidas, a orgânica também é dominante. Entre as formas nitrogenadas, nos lagos de águas brancas, a orgânica representa em torno de 70% do total de nitrogênio dissolvido. Enquanto que o carbono e fósforo

orgânicos representam um pouco mais de 50% das suas respectivas formas dissolvidas (**Figura 33**).

Dentre todas as formas dissolvidas analisadas nos lagos de águas pretas, as frações orgânicas foram predominantes sobre as frações inorgânicas (**Figura 32**). Com exceção do Lago Miuã que apresentou concentrações elevadas das espécies inorgânicas dissolvidas analisadas. As quais predominaram sobre as frações orgânicas.

Nos lagos de águas pretas, a contribuição percentual da forma de nitrogênio orgânico dissolvido é ainda maior que nos lagos de águas brancas, acima de 85%. Já as formas de carbono e fósforo apresentam contribuição mais variável.

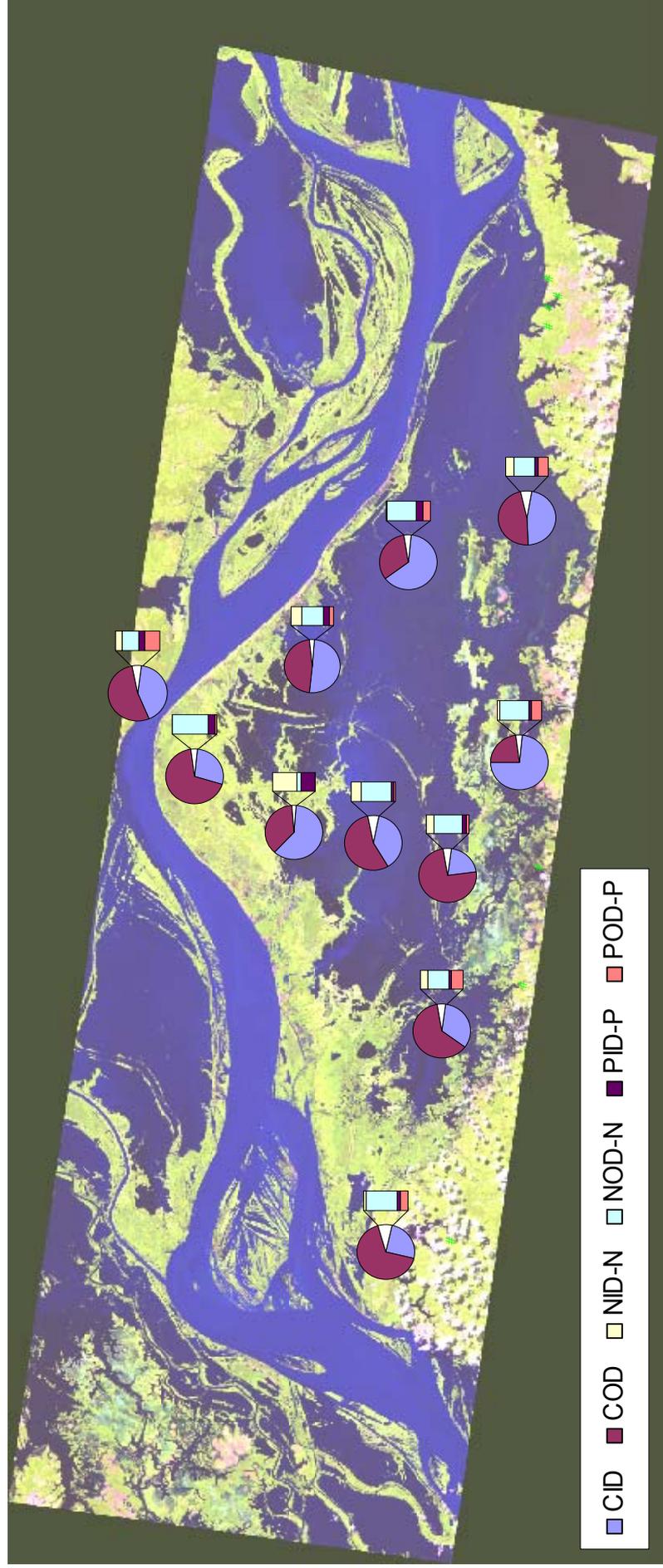


Figura 32: Distribuição espacial das formas dissolvidas orgânicas e inorgânicas de carbono, nitrogênio e fósforo nos lagos da Várzea e no Rio Amazonas (Óbidos). A distribuição está representada em termos percentuais das concentrações médias calculadas para cada lago e no Rio. Com base nas medições realizadas em cada estação dos diversos lagos amostrada em diferentes períodos do ciclo hidrológico ao longo dos anos de 2004 e 2005. Lembrando que somente os Lagos Curumucuri (águas pretas); Salé, Poção e Grande (águas brancas); e Óbidos foram amostrados em diferentes períodos referentes a um ciclo hidrológico completo: enchente, altas águas, vazante e baixas águas.

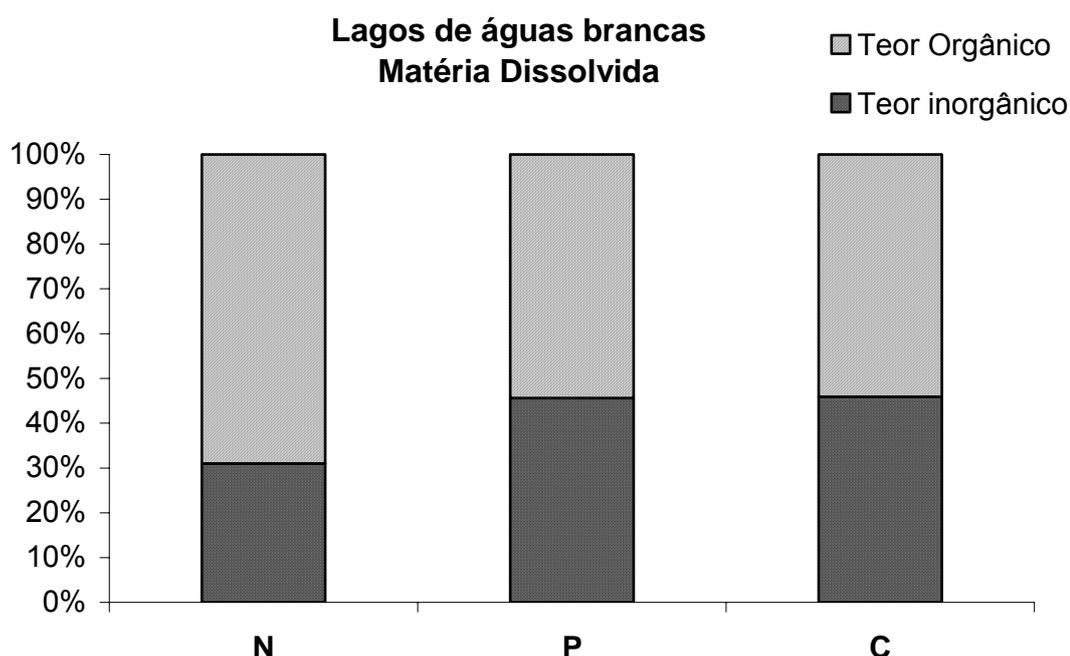


Figura 33: O teor em porcentagem (%) das frações orgânica e inorgânica sobre o total de nitrogênio, fósforo e carbono dissolvido. O gráfico é referente às médias das concentrações de cada fração analisada nos lagos de águas brancas da Várzea.

- Nitrogênio dissolvido

Entre os principais lagos de águas brancas conectados com o Rio Amazonas: Salé, Poção, Sta Ninha e Grande (**Figura 10**), a distribuição espacial observada para o nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) foi da seguinte forma.

No Lago do Salé a concentração média de NID-N foi de $0,076 \pm 0,052$ mg/L, do qual a espécie predominante foi o NO_3^- -N ($76,25 \pm 9,84\%$) (**Figura 34**). Entre estes lagos amostrados, o Lago do Poção foi o que apresentou a maior média de NID-N ($0,176 \pm 0,104$ mg/L). A média no Lago Grande foi de $0,161 \pm 0,138$ mg/L. O Lago Sta Ninha, não amostrado em período de baixas águas, apresentou uma média de $0,107 \pm 0,055$ mg/L. Assim como o Salé, os lagos do Poção, Sta Ninha e Grande, apresentaram uma predominância da espécie nitrato, do qual foram observadas contribuições percentuais de $76,55 \pm 30,52\%$; $66,58 \pm 30,10\%$ e $72,88 \pm 27,44\%$; respectivamente.

Comparando com os resultados observados em Óbidos, estes lagos apresentaram resultados relativamente próximos. No Rio a concentração média de

NID-N foi de $0,103 \pm 0,053$ mg/L, no qual $75,92 \pm 12,42\%$ foram referentes à espécie nitrato.

Outros lagos de águas brancas: Lago Grande do Poção, no qual foi incluído o sistema do Lago Vermelho; e o Lago da Porta (referente ao sistema do Lago da Fazenda), ambos amostrados somente em março e junho de 2005, apresentaram médias de NID-N de $0,023 \pm 0,006$ mg/L e $0,087 \pm 0,058$ mg/L; respectivamente. No Lago Grande do Poção foi observada a predominância da espécie amônio ($71,25 \pm 4,00\%$). No Lago da Porta o nitrato foi a espécie dominante ($65,74 \pm 19,65\%$).

Entre os lagos de águas pretas, o Lago Açaí é conectado diretamente ao Rio Amazonas. Apesar de sofrer influência das águas brancas do Rio, este lago é ligado ao Rio por um canal (Igarapé Açu – Ai50) (**Figura 10**), bastante extenso e sinuoso, o que favorece a preservação de algumas propriedades físico-químicas de um sistema de águas pretas. No Lago Açaí, as análises de NH_4^+ -N e NO_3^- -N apresentaram grande variação nos resultados. As concentrações médias destas espécies foram $0,009 \pm 0,010$ e $0,003 \pm 0,004$ mg/L; respectivamente. Para as análises de NH_4^+ -N o elevado desvio padrão ocorreu por causa da elevada concentração ($0,020$ mg/L), medida em junho de 2005. Além do PO_4^{3-} -P que será apresentado mais adiante, esta tendência não foi observada para as demais espécies dissolvidas analisadas.

O Lago Miuã, o qual pode ser influenciado pelo Lago Pirapitinga (Salé) de águas brancas, mostrou que as concentrações de todas as espécies dissolvidas analisadas não variaram muito, nos dois períodos de amostragem: enchente (março) e altas águas (junho) de 2005. Entre as frações nitrogenadas inorgânicas, as concentrações médias de NH_4^+ -N, NO_3^- -N foram respectivamente $0,199 \pm 0,013$ ($76,68 \pm 0,10\%$) (**Figura 34**); $0,038 \pm 0,002$. A concentração de NO_2^- -N apresentou uma média de $0,023 \pm 0,001$ mg/L.

O Lago Curumucuri, apesar de estar conectado a um canal ligado ao Rio (Igarapé do Salé – Ai10), é um sistema mais isolado. O seu leito apresenta um desnível em direção ao canal que dificulta a entrada das águas em direção ao lago. Como já foi dito, foi observado durante as campanhas que a corrente das águas deste lago, normalmente mostravam um sentido de saída do lago. E por isso, o Curumucuri apresentou características físico-químicas bem marcantes dos sistemas de águas pretas. A concentração de NID-N foi de $0,041 \pm 0,026$ mg/L, e a espécie amônio representaram $71,8 \pm 9,7\%$ do NID-N.

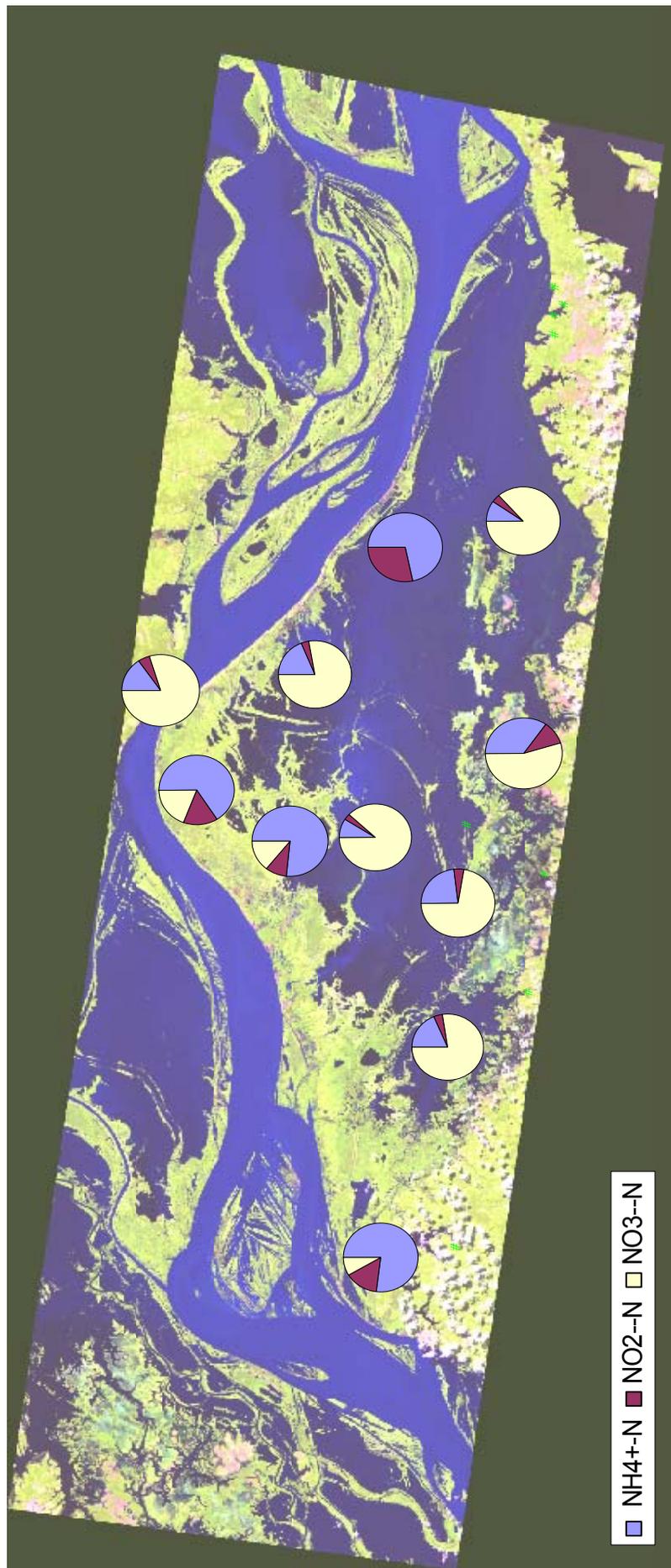


Figura 34: Distribuição espacial das espécies de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID): NH_4^+ , NO_2^- e NO_3^- . A distribuição está apresentada em termos de percentagem média da contribuição de cada espécie, ao longo das coletas realizadas em cada lago nas diferentes campanhas de amostragem. Lembrando que somente alguns lagos foram amostrados em períodos que representassem um ciclo hidrológico completo: Salé, Poção, Grande, Curumucuri e a estação de Óbidos no Rio Amazonas.

No Lago Piraquara foi possível observar variabilidades espacial e temporal bem definidas entre as coletas. Este lago pode sofrer influência das águas que drenam a bacia de terra firme ao sul e das águas do Lago Grande (águas brancas) (**Figura 10**). Uma variabilidade espacial mais definida é observada entre as duas estações amostradas neste lago. A estação A42 (próxima ao Lago Grande) e a estação A43 (próxima ao Igarapé Piraquara – AT20) que drena a bacia de terra firme. As concentrações de NID-N variaram espacialmente em março, quando a concentração de NID-N na estação A42 (0,090 mg/L) foi maior que a analisada na estação A43 (0,057 mg/L).

O $\text{NH}_4^+\text{-N}$ foi a espécie predominante de nitrogênio inorgânico dissolvido nos lagos de águas pretas. Diferentemente, no Lago Piraquara, das espécies nitrogenadas inorgânicas dissolvidas analisadas, o $\text{NO}_3^-\text{-N}$ foi predominante na estação A42. O seu teor foi maior no período de enchente (64,4%) do que nas altas águas (50,0%). Na estação A43, analisada em março, a espécie predominante foi o $\text{NH}_4^+\text{-N}$, a qual representou 45,6% do NID-N contra 42,1% do $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (**Figura 35**).

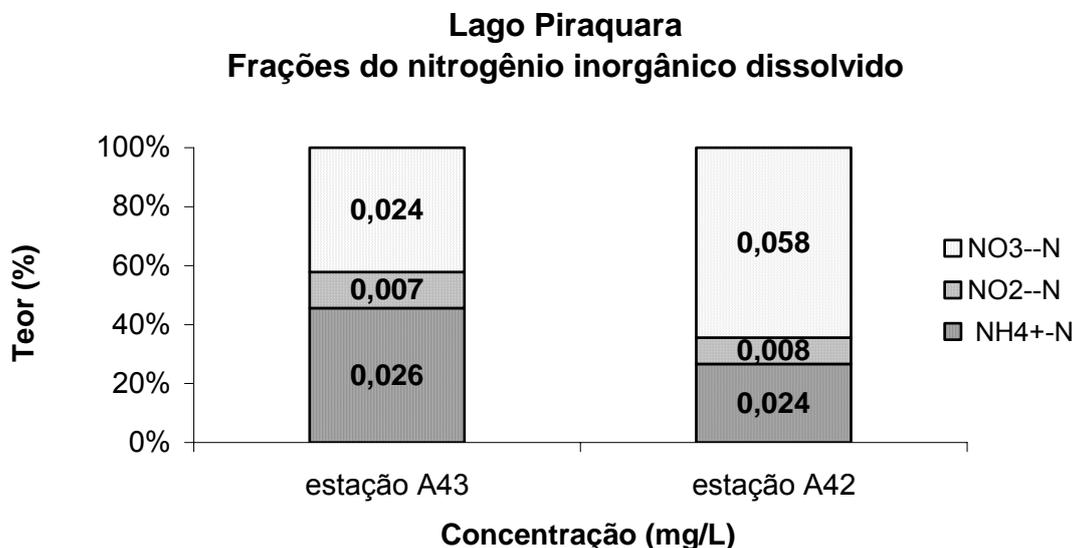


Figura 35: Variação do teor das espécies de nitrogênio inorgânico dissolvido entre as duas estações amostradas no Lago Piraquara durante o período de enchente .

Entre as frações nitrogenadas dissolvidas, a fração orgânica foi predominante (**Figura 36**). Nos lagos de águas brancas, o NOD-N foi responsável por um teor médio de $70,2 \pm 19,7\%$ do nitrogênio total.

Em Óbidos, a concentração média de NOD-N foi de $0,214 \pm 0,048$ mg/L ($68,54 \pm 12,49\%$ do total de carbono dissolvido).

Entre os lagos de águas brancas fortemente influenciados pelo Rio, o Salé e o Sta Ninha, apresentaram concentrações médias de NOD-N similares ($0,196 \pm 0,091$ e $0,194 \pm 0,040$ mg/L; respectivamente). Enquanto que, nos Lagos do Poço e Grande as concentrações observadas foram mais elevadas que as encontradas no Rio ($0,478 \pm 0,132$ e $0,341 \pm 0,271$ mg/L; respectivamente). Apesar da diferença das concentrações, a contribuição em percentagem do NOD-N para o nitrogênio dissolvido total variou entre $73,58 \pm 13,55\%$ (Poço) e $65,38 \pm 15,70\%$ (Sta Ninha).

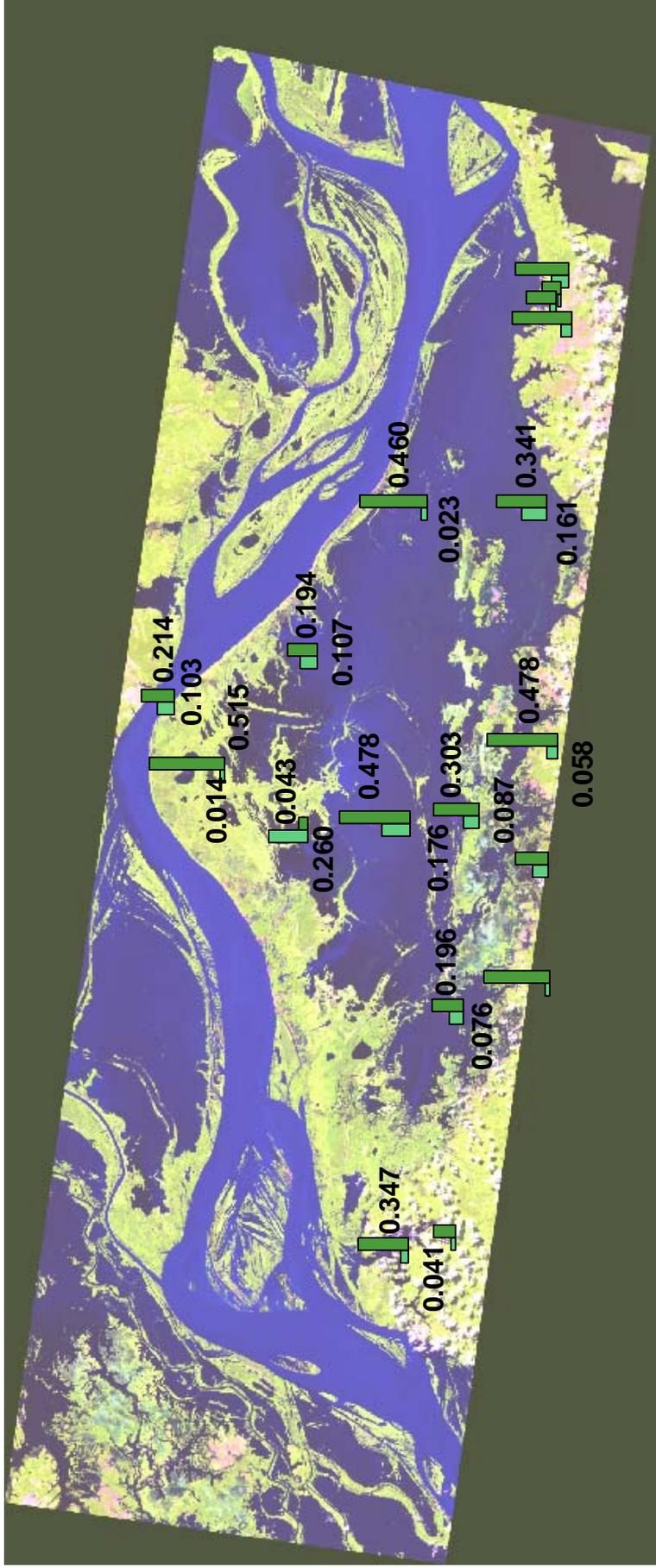


Figura 36: Distribuição espacial das formas de nitrogênio dissolvido (ND): orgânico (NOD) e inorgânico (NID) nos diferentes lagos da Várzea e no Rio Amazonas (Óbidos). A distribuição está apresentada em termos de concentração em mg/L. Os lagos Curumucuri (águas pretas); Salé, Poção, Grande (águas brancas) e a estação de Óbidos foram amostrados ao longo de períodos que completam um ciclo hidrológico.

As concentrações médias nos Lagos Grande do Poção e da Porta (Fazenda) foram elevadas ($0,460 \pm 0,001$ e $0,303 \pm 0,222$ mg/L; respectivamente). O Lago da Porta apresentou uma percentagem de $72,15 \pm 26,62\%$ de NOD-N. Enquanto que, no Lago Grande do Poção a contribuição de NOD-N para o ND foi elevada ($95,24 \pm 1,11\%$).

Nos lagos de águas pretas, as concentrações de NOD-N foram bastante elevadas, com exceção do Lago Miuã, onde foi observada uma concentração média de apenas $0,043 \pm 0,003$ mg/L, o que representou $14,21 \pm 0,04\%$ do nitrogênio dissolvido total.

Nos Lagos Curumucuri, Açai e Piraquara, as concentrações médias de NOD-N foram respectivamente: $0,347 \pm 0,268$; $0,515 \pm 0,319$ e $0,478 \pm 0,217$ mg/L. A contribuição percentual de NOD-N nos três lagos foi elevada e variou entre $86,31 \pm 8,61\%$ (Curumucuri) e $93,83 \pm 9,33\%$ (Açai).

Na estação A43 (do Lago Piraquara), próxima ao Igarapé AT20, a concentração de NOD-N analisada foi de $0,256$ mg/L em março de 2005 (enchente). Contudo, a percentagem de NOD-N, em relação do nitrogênio total dissolvido, no Lago não variou mais do que $81,79 - 96,09\%$.

- Carbono dissolvido

Entre os lagos de águas brancas influenciados pelo Amazonas, a menor média de CID foi observada no Lago do Salé ($2,778 \pm 1,296$ mg/L) (**Figura 37**).

Os Lagos do Poção, Sta Ninha e Grande apresentaram concentrações médias de CID de $4,270 \pm 1,180$; $5,850 \pm 4,516$ e $5,300 \pm 3,396$ mg/L. Concentrações estas similares à encontrada em Óbidos ($4,778 \pm 1,689$ mg/L).

Diferentemente, no Lago Grande do Poção a concentração média de CID foi bastante elevada ($10,732 \pm 0,078$ mg/L). Enquanto que, no Lago Piedade (Fazenda) foi mesurada uma concentração de $1,874$ mg/L em novembro de 2005 (baixas águas).

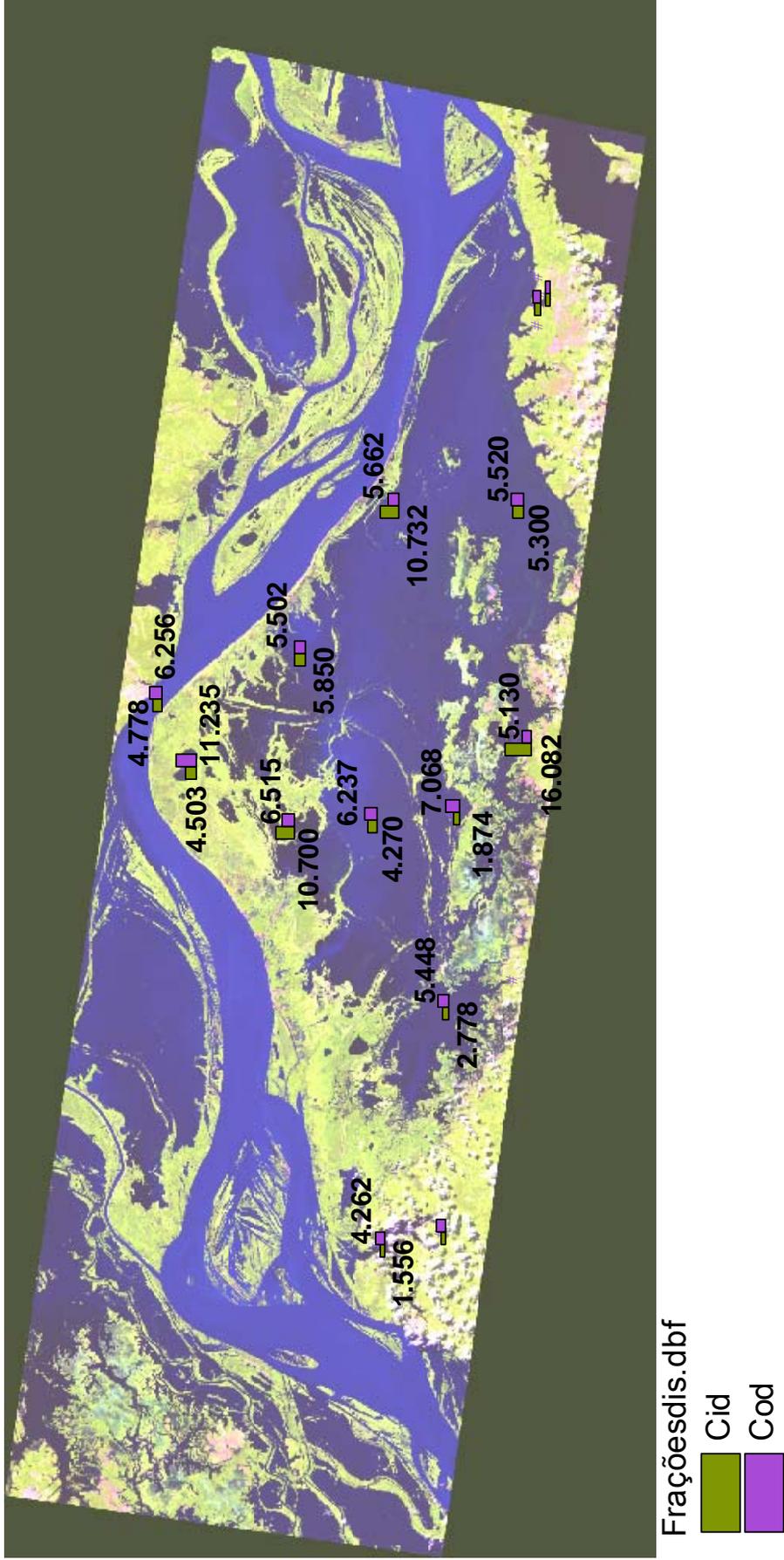


Figura 37: Distribuição espacial das formas de carbono orgânico dissolvido: orgânica (COD) e inorgânica (CID) nos lagos da Várzea e no Rio Amazonas (Óbidos). A contribuição está apresentada em termos de concentração média (mg/L) com nas medições realizadas em diferentes estações de cada lago. As medições foram realizadas ao longo de diferentes períodos do ciclo hidrológico entre os anos de 2004 e 2005.

Entre os lagos de águas pretas, o Curumucuri apresentou uma concentração média baixa ($1,556 \pm 0,600$ mg/L). As concentrações nos Lagos Açaí e Miuã foram respectivamente: 4,503 e 10,700 mg/L; mensuradas em março de 2004 (enchente).

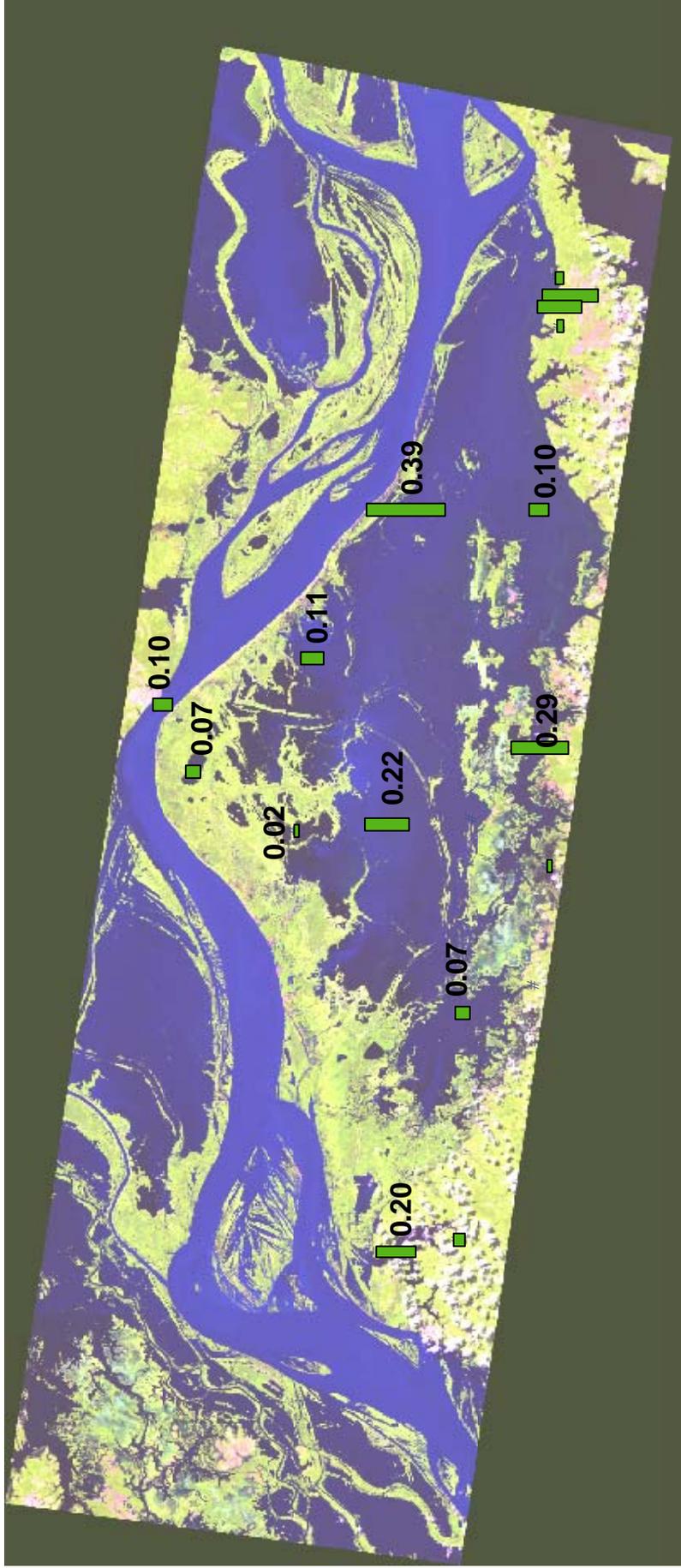
No Lago Piraquara, a concentração média de CID foi elevada ($16,082 \pm 0,991$ mg/L). Em período de altas águas a concentração de CID aumentou da estação A42 para a A43 ($15,381$ mg/L e $16,782$ mg/L; respectivamente).

A concentração média de COD nos lagos de águas brancas diretamente conectados ao Amazonas variou de $5,448 \pm 2,361$ mg/L; no Lago do Salé a $6,237 \pm 2,964$ mg/L no Lago do Poção. O Lago Grande apresentou uma média de $5,520 \pm 1,679$ mg/L e o Sta Ninha $5,502 \pm 1,236$ mg/L. A contribuição percentual de COD nestes lagos foi de 52,44 a 56,88% do total de carbono dissolvido.

O Lago Grande do Poção mostrou uma concentração média similar aos outros lagos de águas brancas ($5,662 \pm 1,485$ mg/L). No entanto, a sua contribuição percentual foi menor ($37,18 \pm 4,47\%$). No Lago Piedade a concentração de COD foi mais elevada (7,068 mg/L), analisada no período de baixas águas de 2005. E a contribuição percentual mais elevada (79,04%).

No Lago Miuã (águas pretas) a concentração média de COD foi $6,515 \pm 0,092$ mg/L. No Lago Piraquara as concentrações de COD apresentaram um aumento entre os períodos de enchente e altas águas, e também da estação A42 ($3,863$ mg/L em março e $4,798$ mg/L em junho) para a A43 ($4,528$ mg/L; março e $7,340$ mg/L; junho). Nestes dois lagos, a contribuição percentual de COD para o total de carbono dissolvido foi baixo ($38,08\%$ e $27,09 \pm 4,73\%$; respectivamente), se comparados com os outros lagos de águas pretas ($70,77 \pm 8,61\%$ para o Lago Curumucuri e $70,28\%$ para o Açaí). A concentração média de COD observada no Lago Curumucuri foi de $4,262 \pm 3,246$ mg/L. E no Lago Açaí foi de $11,235 \pm 0,827$ mg/L.

As razões médias entre nitrogênio e carbono orgânicos dissolvidos são apresentadas na **Figura 38**. Em Óbidos a razão COD/NOD foi de $10,1 \pm 5,7$ ($N/C= 0,13 \pm 0,07$). Similar as observadas nos Lagos Salé e Sta Ninha: $13,8 \pm 16,9$ e $9,4 \pm 1,8$; respectivamente ($N/C= 0,14 \pm 0,10$ e $0,11 \pm 0,02$). Nos Lagos do Poção e Grande as razões foram um pouco menos elevadas: $4,5 \pm 3,1$ e $9,9 \pm 12,9$; respectivamente ($N/C= 0,29 \pm 0,12$ e $0,21 \pm 0,16$).



Cndis.dbf

 Nod/cod

Figura 38: Distribuição espacial da razão média entre nitrogênio e carbono orgânicos dissolvidos nos lagos da Várzea e em Óbidos (Rio Amazonas). As razões foram calculadas a partir dos resultados das diferentes estações amostradas em cada lago e em Óbidos, ao longo dos diferentes períodos hidrológicos entre os anos de 2004 e 2005.

No Lago Grande do Poção, a razão COD/NOD foi ainda menor: 2,6 (N/C= 0,39); observada em março de 2005 (enchente).

Entre os lagos de águas pretas, a razão COD/NOD foi igualmente baixa, nos Lagos Curumucuri e Piraquara: $5,01 \pm 4,07$ e $3,46 \pm 1,89$; respectivamente (N/C= $0,35 \pm 0,24$ e $0,34 \pm 0,15$). Enquanto que, no Lago Açaí a razão média de COD/NOD foi maior, mas apresentou grande variação: $15,28 \pm 14,60$ (N/C= $0,12 \pm 0,12$). No Lago Miuã ao contrário, não houve variação da razão COD/NOD: $48,37 \pm 3,87$ (N/C= $0,02 \pm 0,00$), entretanto a razão média foi bem alta.

- Fósforo dissolvido

Diferentemente aos lagos da Várzea, Óbidos (Rio Amazonas) apresentou uma predominância da forma inorgânica de fósforo dissolvido, da qual a concentração média de $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ foi de 0,153 mg/L (**Figura 39**).

No Lago do Salé a concentração média de $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ foi bem menor ($0,029 \pm 0,016$ mg/L). Enquanto que nos Lagos do Poção, Sta Ninha e Grande, as concentrações foram: $0,048 \pm 0,029$; $0,055 \pm 0,061$ e $0,060 \pm 0,043$ mg/L; respectivamente.

No Lago Grande do Poção, a concentração média de $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ foi de $0,104 \pm 0,088$ mg/L. E no Lago da Porta (Fazenda) foi de $0,043 \pm 0,049$ mg/L.

Entre os lagos de águas pretas, no Lago Açaí, as análises de $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ apresentaram grande variação nos resultados. A concentração média desta espécie foi de $0,089 \pm 0,138$ mg/L. O elevado desvio padrão ocorreu por causa da elevada concentração (0,248 mg/L), medidas em junho de 2005 (altas águas).

No Lago Miuã foi calculada a maior média ($0,146 \pm 0,010$ mg/L) de $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, o qual apresentou altas concentrações nos dois períodos amostrados.

No Lago Piraquara, as concentrações de $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ apresentaram uma tendência espacial inversa à observada para o NID-N. No período de enchente as concentrações de $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ foram 0,018 mg/L e 0,073 mg/L nas estações A42 e A43, respectivamente.

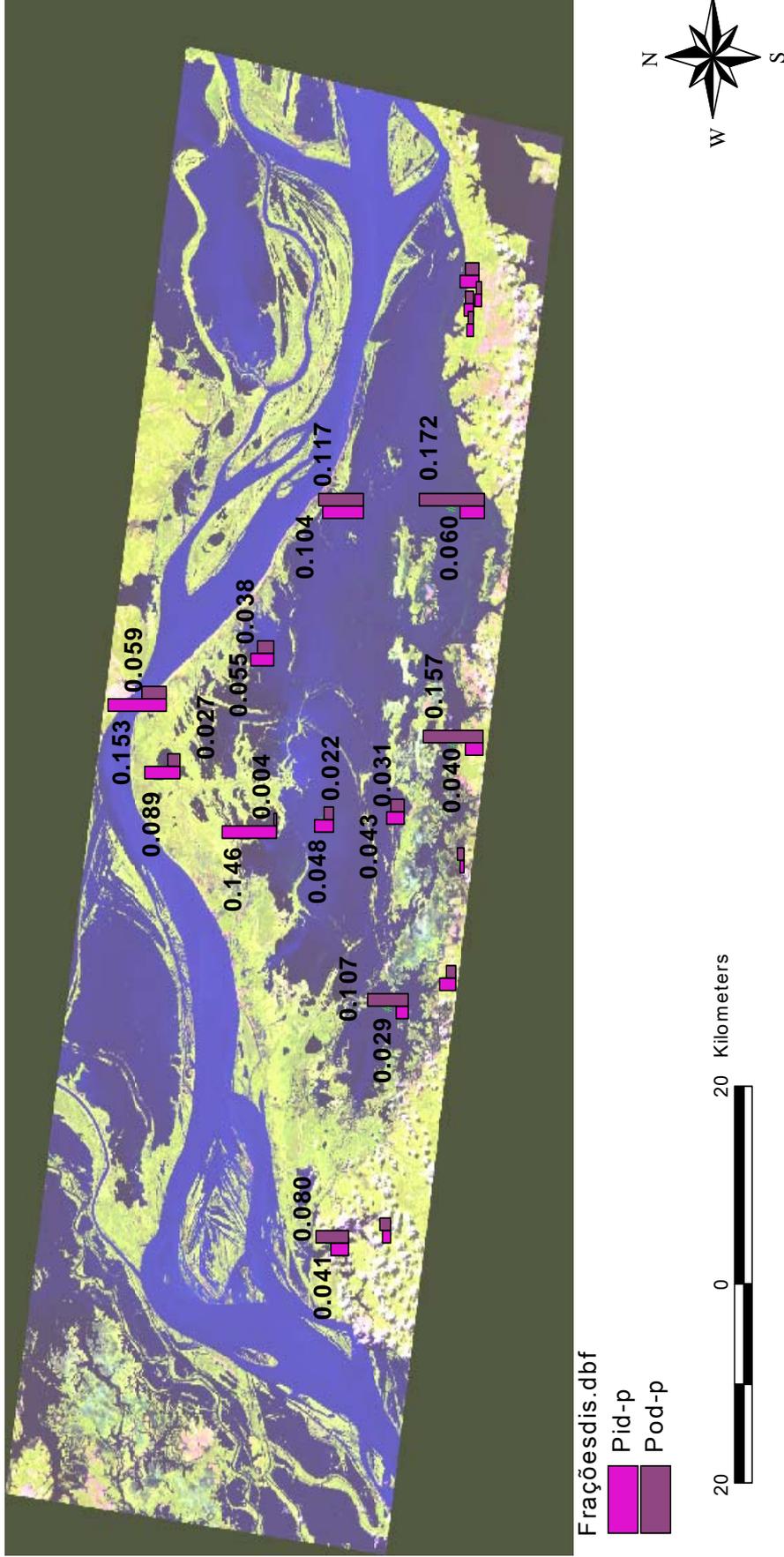


Figura 39: Distribuição espacial das formas de fósforo dissolvido: orgânica (POD) e inorgânica (PID – PO43-), nos lagos da Várzea e em Óbidos no Rio Amazonas. A contribuição está representada em valores de concentração média (mg/L). Os lagos onde foram realizadas medições nos períodos do ciclo hidrológico de enchente, altas águas, vazante e baixas águas foram: Curumucuri (águas pretas), Salé, Poção e Grande. Além de Óbidos.

O Lago Curumucuri, assim como o Lago Açaí, apresentou acentuada variação nas concentrações de $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ($0,041 \pm 0,068$ mg/L). Esta tendência foi influenciada pelas concentrações de 210 e 190 mg/L, analisadas em novembro de 2004 (baixas águas) e junho de 2005 (altas águas), respectivamente. Ambas encontradas na estação A33 (**Figura 12**).

Em Óbidos, a forma POD-P representou apenas 27,22% do total de fósforo dissolvido. Equivalente a uma concentração média de 0,059 mg/L (**Figura 39**).

Nos Lagos do Salé, Sta Ninha e Grande a contribuição do POD-P foi acima de 52%, sendo a maior contribuição no Lago Grande ($72,20 \pm 24,18\%$). No Lago do Poção, o POD-P representou apenas $32,05 \pm 22,85\%$ do total de fósforo dissolvido. Em termos de concentrações médias, dentre estes quatro lagos, as maiores concentrações foram observadas no Lago do Salé ($0,107 \pm 0,125$ mg/L) e no Lago Grande ($0,172 \pm 0,088$ mg/L). As concentrações médias nos Lagos do Poção e Sta Ninha foram: $0,022 \pm 0,018$ e $0,038 \pm 0,022$ mg/L.

No Lago Grande do Poção, assim como a concentração de $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, a concentração média de POD-P foi elevada ($0,117 \pm 0,128$ mg/L). No Lago da Porta (Fazenda), a concentração de POD-P analisada em março de 2005 (enchente) foi de 0,031 mg/L, representando apenas 28,57% do total de fósforo dissolvido.

Nos Lagos de águas pretas a contribuição da forma orgânica do fósforo dissolvido foi maior que as encontradas nos lagos de águas brancas, variando entre $61,95 \pm 45,49\%$ no Lago Piraquara até $76,25 \pm 17,73\%$ no Lago Curumucuri. Com exceção do Lago Miuã em que o POD-P representou somente 2,80% do total de fósforo dissolvido, calculado no período de enchente de 2004 (março). As concentrações médias de POD-P não tão elevadas. Nos Lagos Curumucuri e Açaí as concentrações foram: $0,080 \pm 0,090$ e $0,027 \pm 0,009$ mg/L. No Lago Miuã, a concentração analisada foi muito baixa (0,004 mg/L). O Lago Piraquara foi dentre os lagos de águas pretas, aquele que apresentou a maior concentração média de POD-P ($0,157 \pm 0,178$ mg/L). Neste mesmo lago, o teor de POD-P em março de 2005, na estação A42 (próxima ao Lago Grande), foi de 94,1%; enquanto que na estação A43 (próxima ao Igarapé Piraquara) foi de 29,8%.

A distribuição espacial da razão entre o nitrogênio e fósforo inorgânicos dissolvidos é mostrada na **Figura 40**.

O Rio Amazonas apresentou um razão média de NID/PID baixa ($3,32 \pm 3,76$), que variou entre 0,53 – 10,31.

Os lagos de águas brancas diretamente conectados ao Rio também apresentaram uma significativa variabilidade nos resultados. No entanto, as razões apresentaram valores mais elevados: $5,73 \pm 1,39$ (Salé); $9,30 \pm 6,94$ (Poção); $8,35 \pm 7,50$ (Sta Ninha) e $7,44 \pm 7,26$ (Grande).

No Lago Grande do Poção a razão média de NID/PID foi tremendamente baixa ($0,84 \pm 0,83$), variando apenas de 0,25 a 1,42. E ao contrário, no Lago da Porta (Fazenda) a razão NID/PID foi de $18,35 \pm 24,11$.

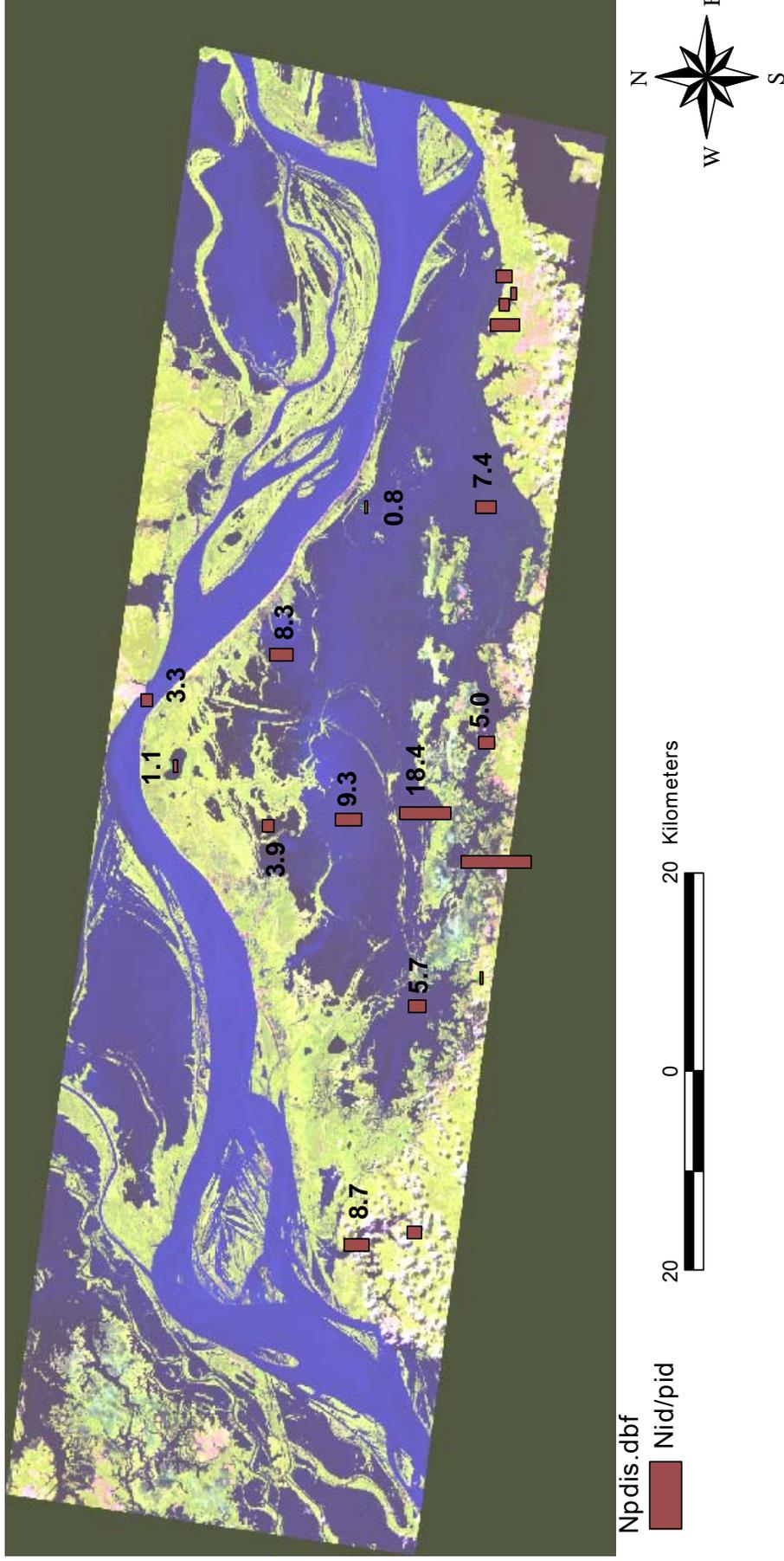


Figura 40: Distribuição espacial da razão média entre nitrogênio e fósforo inorgânicos dissolvidos (NID/PID) nos lagos da Várzea de Curuai e no Rio Amazonas na estação de Óbidos. Os resultados são referentes as médias das razões calculadas nas diferentes estações de amostragem de cada lago. Coletadas nos diferentes períodos hidrológicos: enchente, altas águas, vazante e baixas águas entre os anos de 2004 e 2005.

- **Distribuição espacial do material particulado nos lagos da Várzea**

No Rio Amazonas (Óbidos) a concentração média de material particulado em suspensão (MPS) encontrada foi de $90,92 \pm 58,86$ mg/L (**Figura 41**).

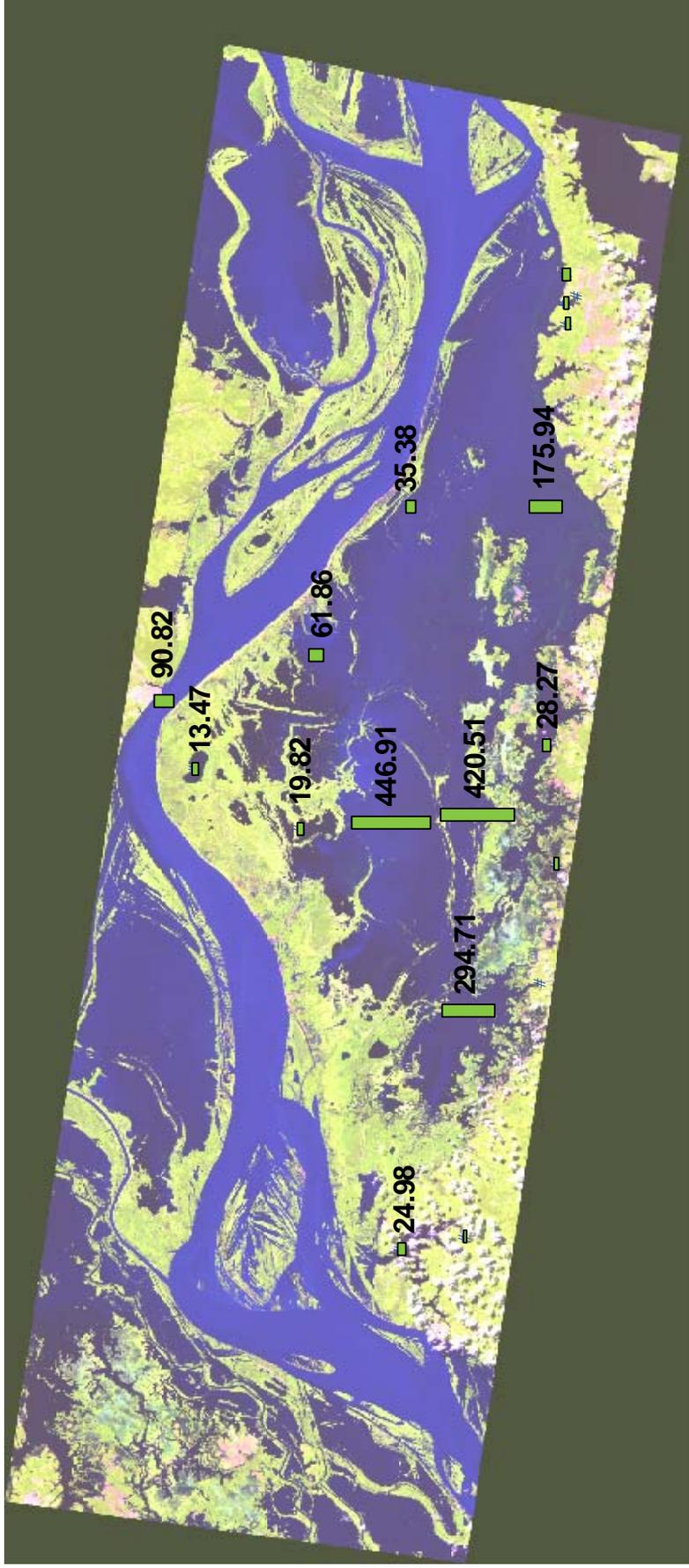
Concentrações muito mais elevadas foram encontradas nos lagos da Várzea, particularmente em lagos de águas brancas. Esta tendência foi observada, principalmente nos lagos amostrados em períodos de baixas águas, como será descrito e discutido posteriormente.

Dentre os lagos de águas de águas brancas, diretamente conectados ao Rio, o Lago do Salé apresentou uma concentração média de MPS de $294,71 \pm 495,19$ mg/L. A concentração no Lago do Poção foi ainda maior $446,91 \pm 733,73$ mg/L. No Sta Ninha foi menor ($61,86 \pm 55,25$ mg/L) e no Lago Grande de $175,94 \pm 235,43$ mg/L.

O Lago Grande do Poção, não amostrado em período de baixas águas, apresentou uma concentração média de MPS mais modesta ($35,38 \pm 23,50$ mg/L). Enquanto que, no Lago Fazenda foi observada uma concentração média de alta variabilidade ($420,51 \pm 692,44$) devido a uma coleta realizada em novembro de 2005 (baixas águas) no Lago Piedade.

Os lagos de águas pretas apresentaram concentrações de MPS mais baixas que as encontradas nos lagos de águas brancas.

No Lago Curumucuri foi observada uma concentração média de $24,98 \pm 27,88$ mg/L. O Lago Piraquara, apesar de receber as águas de drenagem da bacia de terra firme, localizada ao sul da Várzea (**Figura 10**), a concentração de MPS foi de $28,27 \pm 23,79$ mg/L. Da mesma forma, embora os Lagos Açaí e Miuã serem influenciados por sistemas de águas brancas: o Rio Amazonas e o Lago Pirapitinga (Poção), respectivamente; as concentrações de ambos foram de $13,47 \pm 8,64$ e $19,82 \pm 0,97$, nesta ordem.



Mespert.dbf



MPS

Figura 41: Distribuição espacial do material particulado em suspensão (MPS) nos lagos da Várzea e no Rio Amazonas (Óbidos). A distribuição está representada em concentração média (mg/L). Os resultados são referentes às médias de todas as estações amostradas em cada lago ao longo dos anos de 2004 e 2005, durante as campanhas nos períodos de enchente, altas águas, vazante e baixas águas.

As concentrações médias de carbono orgânico particulado (COP), assim como, sua contribuição percentual no total de MPS, foram maiores que os resultados relativos ao nitrogênio total particulado (NTP).

A concentração de COP observada no Rio foi de $1,74 \pm 0,82$ mg/L ($2,32 \pm 0,96\%$ do total de MPS). Enquanto que, para o NTP a concentração encontrada foi de $0,18 \pm 0,07$ mg/L ($0,23 \pm 0,07$).

As concentrações de COP encontradas nos Lagos do Salé ($7,27 \pm 11,14$ mg/L), Poção ($9,47 \pm 13,81$ mg/L) e Grande ($6,76 \pm 10,50$ mg/L) foram maiores que a encontrada no Rio. Já no Lago Sta Ninha a concentração foi de $2,16 \pm 2,63$ mg/L. A contribuição percentual de COP nestes lagos variou entre $6,00 \pm 3,70\%$ (Grande) e $3,67 \pm 2,17\%$ (Poção).

Em relação ao NTP, a concentração média encontrada no Rio foi de $0,18 \pm 0,07$ mg/L ($0,23 \pm 0,07\%$ do total de MPS).

Nos Lagos do Salé, Poção e Grande; as concentrações de NTP foram mais elevadas: $1,16 \pm 1,89$; $1,66 \pm 2,54$ e $1,12 \pm 1,72$ mg/L; respectivamente. No Lago Sta Ninha, a concentração de NTP foi menor ($0,23 \pm 0,23$ mg/L). Contudo, as contribuições percentuais de NTP nestes quatro lagos foram maiores que a observada no Rio, na faixa de $0,46 \pm 0,35\%$ (Sta Ninha) a $0,89 \pm 0,62\%$ (Grande).

No Lago Grande do Poção, a concentração de COP foi de $1,16 \pm 0,54$ mg/L ($3,85 \pm 1,22\%$) e de NTP foi de $0,16 \pm 0,06$ mg/L ($0,54 \pm 0,18\%$). No Lago da Fazenda, a concentração de COP foi relativamente elevada: $7,54 \pm 11,27$ mg/L ($4,25 \pm 2,54\%$). O mesmo não observado para o NTP: $1,13 \pm 1,74$ ($0,50 \pm 0,23\%$).

Em geral, nos lagos de águas pretas, as concentrações de COP e NTP foram menores que as concentrações observadas nos lagos de águas brancas. No entanto, em termos de contribuição do total de MPS, as percentagens de COP e NTP nos lagos de águas pretas foram mais elevadas.

Nos Lagos Curumucuri e Açaí, as concentrações médias de COP foram: $3,10 \pm 2,48$ mg/L ($16,89 \pm 7,51\%$) e $3,47 \pm 2,40$ mg/L ($25,53 \pm 13,38\%$); respectivamente. Enquanto que nos Lagos Miuã e Piraquara, as concentrações foram de $1,50 \pm 0,01$ mg/L ($7,57 \pm 0,31\%$) e $1,59 \pm 1,25$ mg/L ($6,42 \pm 1,59\%$); respectivamente.

As concentrações de NTP nos lagos de águas pretas foram: $0,37 \pm 0,33$ mg/L ($1,97 \pm 0,98\%$) no Curumucuri; $0,44 \pm 0,29$ mg/L ($3,30 \pm 1,95\%$) no Açaí; $0,22 \pm 0,01$ mg/L ($1,12 \pm 0,01\%$) no Miuã e $0,18 \pm 0,10$ mg/L ($0,89 \pm 0,40\%$) no Piraquara.

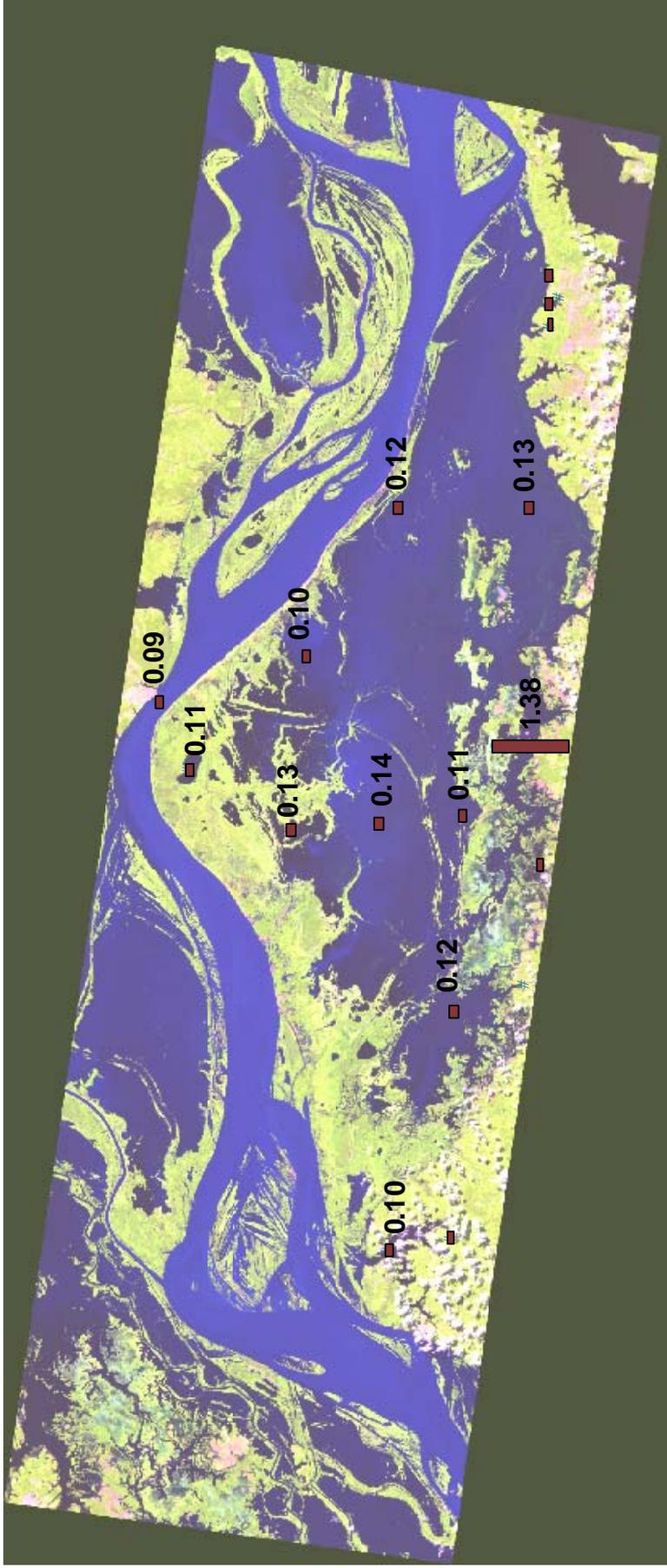
A razão média entre o carbono e nitrogênio particulado (COP/NTP) encontrada em Óbidos ($11,7 \pm 2,4$ ou $N/C = 0,09 \pm 0,02$) foi maior do que as razões médias observadas nos lagos da Várzea (**Figura 42**).

Entre os lagos fortemente influenciados pelo Amazonas, o Sta Ninha apresentou a maior razão COP/NTP: $11,4 \pm 4,0$ ($N/C = 0,10 \pm 0,03$). Seguido dos Lagos do Salé e Grande: $8,7 \pm 1,5$ ($0,12 \pm 0,02$) e $7,8 \pm 4,0$ ($0,13 \pm 0,03$). O Lago do Poção apresentou uma razão COP/NTP de $7,4 \pm 1,0$ ($N/C = 0,14 \pm 0,02$).

O Lago Grande do Poção e o Lago da Fazenda apresentaram razões COP/NTP de $8,4 \pm 1,1$ ($N/C = 0,12 \pm 0,01$) e $9,3 \pm 1,8$ ($0,11 \pm 0,02$); respectivamente.

As razões de COP/NTP nos lagos de águas pretas não foram significativamente diferentes às encontradas nos lagos de águas brancas.

Nos Lagos Curumucuri e Açáí, as razões médias de COP/NTP foram de $10,2 \pm 1,9$ ($N/C = 0,10 \pm 0,02$) e $9,1 \pm 0,7$ ($0,11 \pm 0,01$). E nos Lagos Miuã e Piraquara as razões observadas foram de $7,9 \pm 0,4$ ($N/C = 0,13 \pm 0,01$) e $9,3 \pm 3,1$ ($0,12 \pm 0,03$); respectivamente.



Ncpart.dbf

■ N/c

Figura 42: Distribuição espacial da razão média entre nitrogênio e carbono particulados (NTP/COP) nos diferentes lagos da Várzea de Curuai e no Rio Amazonas (Óbidos). Os dados apresentados são referentes às médias calculadas para as diferentes estações de amostragem de cada lago, nos diferentes períodos do ciclo hidrológico: enchente, altas águas, vazante e baixas águas entre 2004 – 2005.

A assinatura isotópica média do $\delta^{13}\text{C}$ em Óbidos foi de $-27,92 \pm 1,05\text{‰}$ (**Figura 43**). Os lagos de águas brancas da Várzea apresentaram sinais isotópicos mais pesados que o observado no Rio. Em contra partida, os sinais isotópicos nos lagos de águas pretas foram mais leves que o do Rio.

A assinatura isotópica do $\delta^{13}\text{C}$ nos lagos de águas brancas, diretamente conectados ao Amazonas, foi a seguinte: Salé ($-26,21 \pm 1,90\text{‰}$); Poção ($-25,22 \pm 2,38\text{‰}$); Sta Ninha ($-25,82 \pm 1,75\text{‰}$) e Grande ($-26,19 \pm 1,95\text{‰}$).

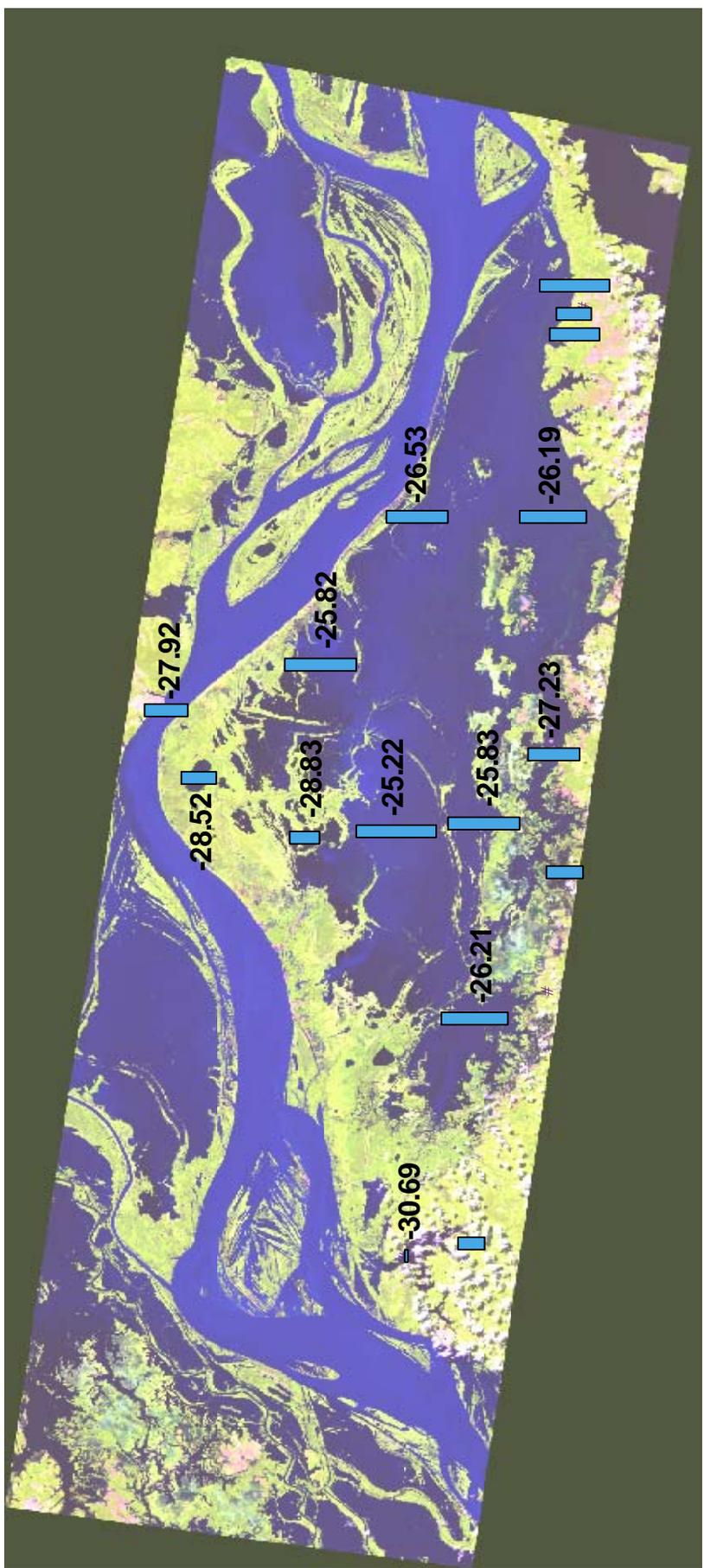
Nos Lagos Grande do Poção e da Fazenda, o sinal isotópico médio do $\delta^{13}\text{C}$ foi respectivamente: $-26,53 \pm 1,66$ e $-25,83 \pm 2,65\text{‰}$.

O Lago Curumucuri (águas pretas) apresentou o sinal isotópico médio de $\delta^{13}\text{C}$ mais leve ($-30,69 \pm 1,78\text{‰}$). Os Lagos Açaí e Miuã apresentaram uma assinatura média de $-28,52 \pm 2,87$ e $-28,83 \pm 1,05\text{‰}$; respectivamente. O sinal isotópico médio observado no Lago Piraquara ($-27,23 \pm 2,36\text{‰}$) foi um pouco mais pesado que o encontrado no Amazonas.

Da mesma forma que o apresentado para o sinal do $\delta^{13}\text{C}$, a assinatura média do $\delta^{15}\text{N}$ nos lagos de águas brancas foi mais pesada que a observada no Rio Amazonas em Óbidos ($5,78 \pm 1,48\text{‰}$). Enquanto que, nos lagos de águas pretas, o sinal isotópico foi mais leve.

Entre os lagos de águas brancas, primeiramente, os diretamente conectados ao Amazonas, o Sta Ninha apresentou o maior sinal médio de $\delta^{15}\text{N}$ ($11,66 \pm 5,26\text{‰}$). Os Lagos do Salé, Poção e Grande apresentaram sinais de $6,29 \pm 2,01$; $8,26 \pm 4,69$ e $6,03 \pm 3,77\text{‰}$; respectivamente.

Os sinais médios de $\delta^{15}\text{N}$ nos Lagos Grande do Poção e da Fazenda foram: $6,06 \pm 1,70$ e $3,91 \pm 2,07\text{‰}$.



Isotopospart.dbf

13C

Figura 43: Distribuição espacial da assinatura do isótopo $\delta^{13}\text{C}$ nos lagos da Várzea e no Rio Amazonas na estação de Óbidos. Os valores apresentados são referentes às médias das estações amostradas para cada lago, nos diferentes períodos hidrológicos: enchente, altas águas, vazante e baixas águas entre os anos de 2004 – 2005.

O sinal isotópico médio do $\delta^{15}\text{N}$ nos lagos de águas pretas foi: $3,72 \pm 1,54$ ‰ no Lago Curumucuri; $3,18 \pm 3,33$ ‰ no Lago Açaí; $0,13 \pm 0,01$ ‰ no Lago Miuã e $1,38 \pm 1,32$ ‰ no Lago Piraquara.

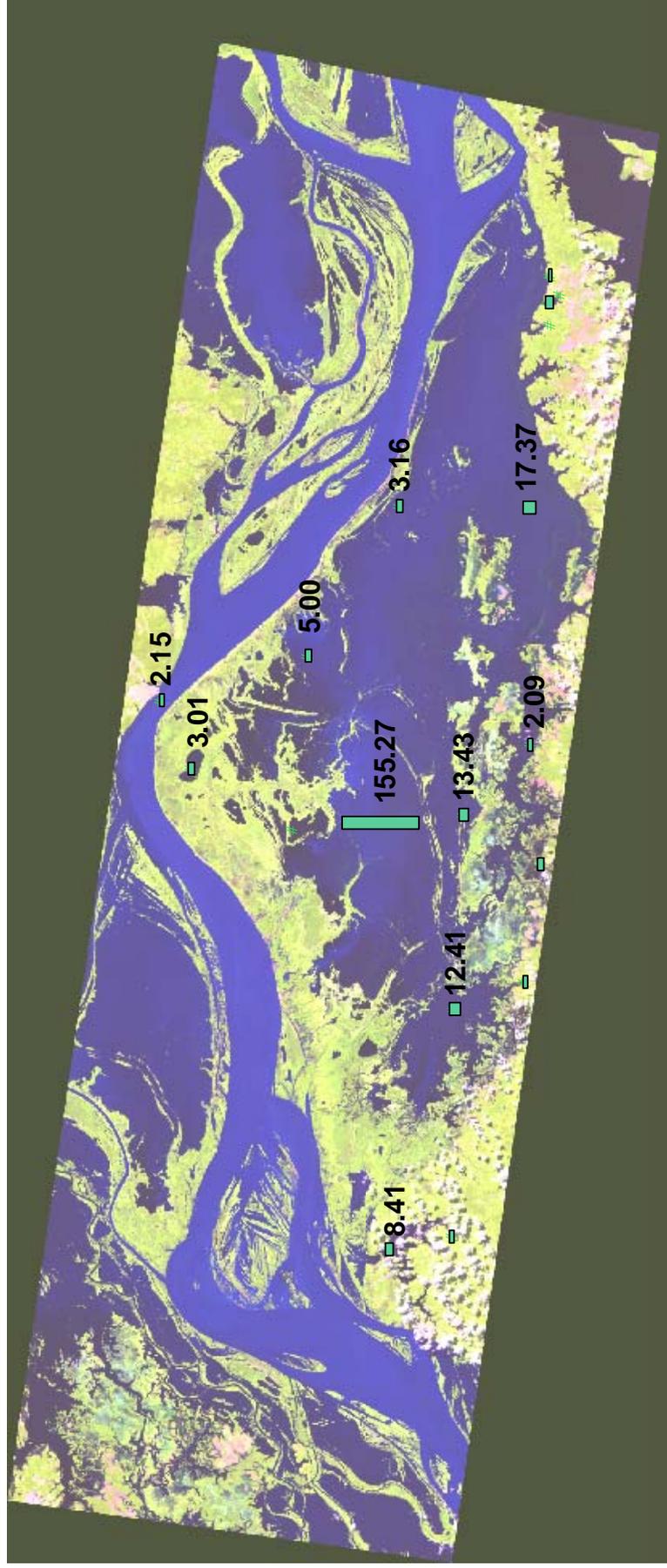
A distribuição da clorofila a (Chla) no sistema Rio Amazonas – Várzea de Curuai, mostrou que as concentrações nos lagos da Várzea foram, em geral, podem ser maiores que a encontrada no Rio (**Figura 44**).

Em Óbidos, a concentração analisada foi de $2,15$ $\mu\text{g/L}$; mensurada em março de 2005 (enchente).

Nos Lagos do Salé, Sta Ninha e Grande; as concentrações médias de Chla foram: $12,41 \pm 17,93$; $5,00 \pm 2,26$ e $17,37 \pm 18,24$ $\mu\text{g/L}$; respectivamente. A concentração observada no Lago do Poço foi extremamente alta e com grande variabilidade: $155,27 \pm 451,97$ $\mu\text{g/L}$.

O Lago Grande do Poço e o Lago da Fazenda apresentaram concentrações médias de $3,16 \pm 1,37$ e $13,43 \pm 15,41$ $\mu\text{g/L}$.

Entre os lagos de águas pretas, o Curumucuri apresentou uma concentração de Chla de $8,41 \pm 11,40$ $\mu\text{g/L}$. Enquanto que, no Lago Açaí a concentração de Chla foi de $3,01$ $\mu\text{g/L}$; mesurada em março de 2005 (enchente); e no Lago Piraquara a média de Chla foi de $2,09 \pm 1,30$ $\mu\text{g/L}$.



Chlapart.dbf

Chla_

Figura 44: Distribuição espacial das concentrações médias de clorofila a (Chla) nos lagos da Várzea e em Óbidos (Amazonas). As concentrações são representadas em $\mu\text{g/L}$. Os resultados são equivalentes às médias obtidas nas diferentes estações amostradas em cada lago, nos diferentes períodos hidrológicos: enchente, altas águas, vazante e baixas águas de 2004 e 2005.

6.1.3.3 Variação temporal nos lagos da Várzea

Assim como, os dados de variabilidade espacial, alguns dos resultados apresentados a seguir foram expostos em termos de valores médios. Como já foi dito, os resultados brutos estão disponibilizados nas **Tabelas A2 e A3 – apêndices**.

- **Variação temporal do material dissolvido (lagos de águas brancas)**

A concentração média de NID-N nos lagos de águas brancas foi de $0,135 \pm 0,107$ mg/L. A maior concentração média de NID-N foi encontrada em novembro de 2004 ($0,361 \pm 0,100$ mg/L) (**Figura A5 - apêndices**). E a menor média foi observada em agosto do mesmo ano ($0,032 \pm 0,014$ mg/L). Nas outras campanhas a média de NID-N variou entre $0,107 \pm 0,088$ mg/L (março de 2005) e $0,174 \pm 0,085$ mg/L (março de 2004). Nestes sistemas a espécie de NID predominante foi o NO_3^- -N ($70,4 \pm 29,3\%$). Contudo, no período de vazante a espécie NH_4^+ -N contribuiu com um teor maior que 50% do total de NID-N na maioria das estações de amostragem (**Figura 45**).

Entre as frações nitrogenadas dissolvidas analisadas nos lagos de águas brancas, a fração orgânica foi predominante, responsável por um teor médio de $70,2 \pm 19,7\%$ do nitrogênio total. No período de vazante foi observada a maior contribuição de NOD-N sobre o nitrogênio total, com um teor médio de $91,8 \pm 5,3\%$. Nos períodos de baixas águas, os teores das frações orgânica e inorgânica de nitrogênio foram mais equiparados. Em novembro de 2004, período em que somente o Lago Grande foi amostrado, a teor médio de NOD-N ($38,7 \pm 13,6\%$) chegou a ser menor que a de NID-N. E em novembro de 2005 a teor médio de NOD-N foi de $57,2 \pm 18,7\%$, resultado influenciado pelas baixas percentagens de contribuições de NOD-N (entre 38,0 e 38,2%) encontradas nas amostras do Lago Grande.

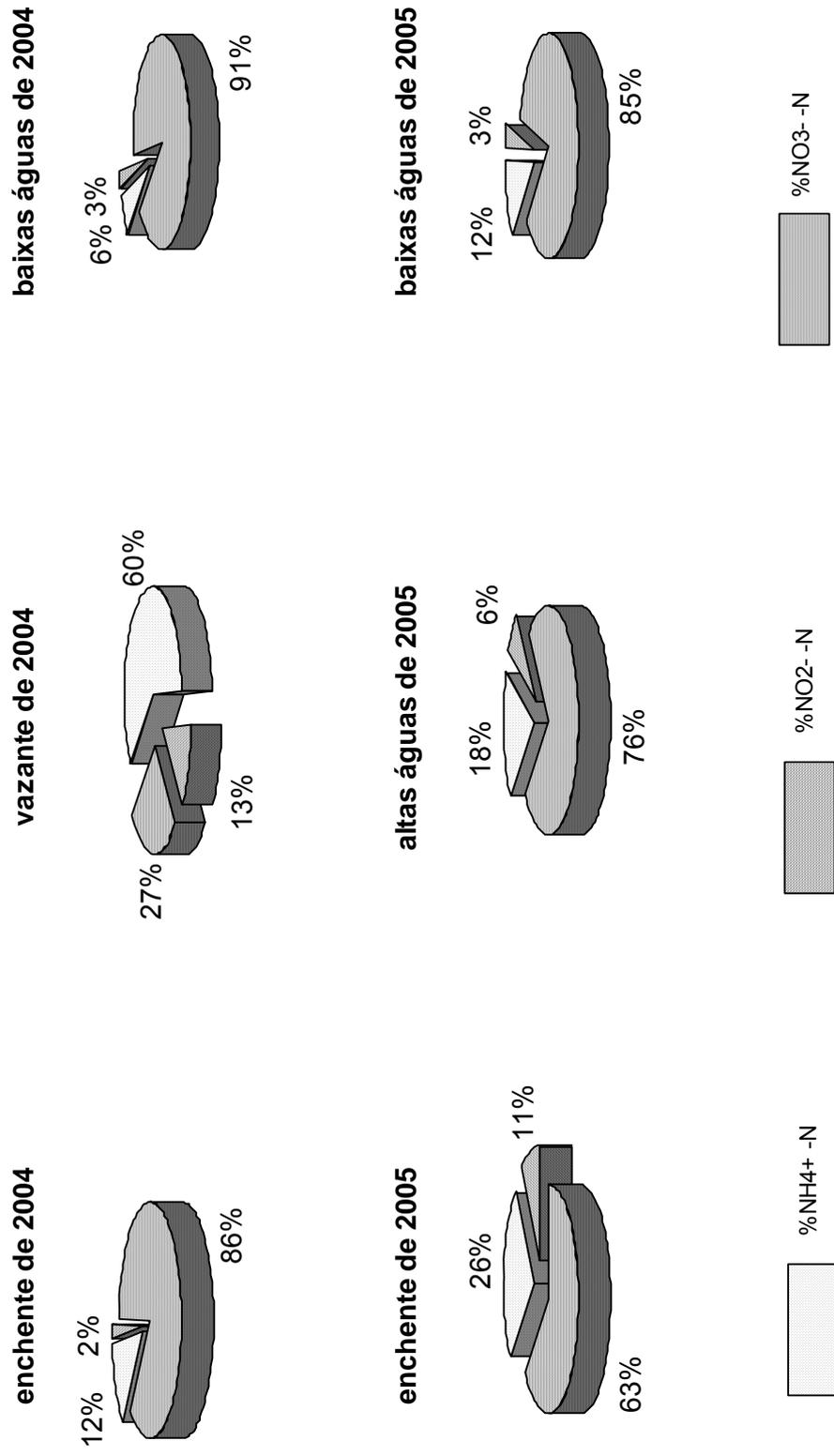


Figura 45: Contribuição em percentagem das espécies iônicas analisadas na fração inorgânica de nitrogênio dissolvido dos lagos de águas brancas para as campanhas realizadas nos anos de 2004 e 2005.

Com a mesma tendência apresentada pelos teores, as menores concentrações médias de NOD-N foram observadas nos períodos de baixas águas ($0,223 \pm 0,069$ mg/L em 2004 e $0,250 \pm 0,238$ mg/L em 2005) (**Figura A6 - apêndices**). E a maior média encontrada no período de altas águas ($0,450 \pm 0,403$ mg/L). Nos períodos de enchente as médias foram de $0,310 \pm 0,131$ mg/L em 2004 e $0,336 \pm 0,127$ mg/L em 2005.

Nos lagos de águas brancas, a concentração média de CID obtida foi de $5,053 \pm 3,278$ mg/L (**Figura A5 - apêndices**). Sendo que no período de altas águas a média foi mais elevada ($13,496 \pm 3,234$ mg/L), quando também foi analisada a maior concentração ($16,899$ mg/L), em uma amostra do Lago Sta Ninha. Neste período o teor médio de CID foi de $69,2 \pm 7,8\%$ do carbono total.

As menores médias de CID foram encontradas nos períodos de baixas águas ($3,466 \pm 1,826$ mg/L em 2004 e $3,183 \pm 1,590$ mg/L em 2005). Foi observado, que nos períodos de altas águas e de enchente de 2004, o CID foi a fração predominante de carbono total ($69,2 \pm 7,8\%$ e $56,3 \pm 8,9\%$; respectivamente). Nos períodos de vazante de 2004 e de baixas águas em 2004 e 2005 o CID foi responsável por $37,7 \pm 4,6\%$; $38,2 \pm 17,9$ e $35,6 \pm 18,0\%$; respectivamente.

A concentração média de COD nas águas brancas foi de $5,755 \pm 2,107$ mg/L. Sendo que as concentrações de COD ficaram na faixa de $0,619$ mg/L em novembro de 2005 no Lago do Salé até $8,187$ mg/L em março de 2005 no Lago Grande (**Figura A6 – apêndices**). Uma concentração mais elevada de $14,500$ mg/L foi encontrada em uma amostra do Lago do Poção em novembro de 2005. Contudo, a maior parte das outras concentrações analisadas nessa campanha também foi relativamente alta, variou entre $5,729$ mg/L e $9,256$ mg/L ($n=8$). Enquanto que a maior concentração média de COD foi observada em novembro de 2005, a menor média foi encontrada em março de 2004 ($3,995 \pm 0,783$ mg/L). No período de altas águas e vazante, as médias observadas foram $6,016 \pm 0,988$ mg/L e $6,470 \pm 1,146$ mg/L; respectivamente.

Nas águas brancas a razão COD/NOD variou de 1,5 ($N/C= 0,67$); calculada em março de 2004 e junho de 2005, na estação A05, Lago Grande até 47,3 (0,02); na mesma estação A05 em novembro de 2005. As maiores médias da razão COD/NOD foram encontradas em períodos de baixas águas. Quando as razões foram de $30,8 \pm 18,6$ em 2004 e $52,7 \pm 59,5$ em 2005 ($N/C= 0,04 \pm 0,02$ em 2004 e

0,04 ± 0,03 em 2005). Nos períodos de enchente de 2004 e 2005 as razões COD/NOD foram, respectivamente de 16,8 ± 10,1 (N/C= 0,09 ± 0,05) e 16,6 ± 9,0 (0,07 ± 0,03). Nas altas águas (junho de 2005) a razão COD/NOD foi de 19,4 ± 13,4 (N/C= 0,08 ± 0,06) e na vazante de 18,2 ± 8,8 (0,07 ± 0,03).

Para a espécie $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ a concentração média encontrada nas águas brancas foi de 0,052 ± 0,043 mg/L. Dentre os períodos estudados a maior média (0,126 ± 0,015 mg/L) foi observada em novembro de 2004, quando, entre os lagos de águas brancas, somente o Lago Grande foi amostrado, devido ao nível de água extremamente baixo impossibilitando a navegação. O mesmo comportamento não foi observado em novembro de 2005, quando a média de $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ no Lago Grande foi de 0,049 ± 0,020 mg/L. O Lago do Salé foi o que apresentou a menor média de 0,029 ± 0,015 mg/L. A maior média foi observada no Lago Grande do Poção (enchente e altas águas de 2005), influenciada pela alta concentração (0,166 mg/L) de março (**Figura A5 - apêndices**). Neste mesmo período foram analisadas outras concentrações igualmente elevadas, como no Lago Sta. Ninha (0,097 mg/L) e no Lago Pirapitinga (0,124 mg/L), este último considerado como parte do sistema do Lago do Poção.

- **Variação temporal do material dissolvido (lagos de águas pretas)**

As frações orgânicas e inorgânicas dissolvidas analisadas no Lago Curumucuri apresentaram uma evolução sazonal.

A maior concentração média de NID-N (0,062 ± 0,013 mg/L) foi calculada em março de 2005 (**Figura A7 – apêndices**). E a menor média (0,022 ± 0,007 mg/L) observada em novembro de 2004 (baixas águas), resultado este que não coincidiu com a média de novembro de 2005 (0,048 ± 0,043 mg/L), por influencia da alta concentração de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ na estação A33-b. A média de NID-N entre as amostras coletadas nessa campanha, excluindo a estação A33-b, foi de 0,017 ± 0,012 mg/L.

Ao longo de todos os períodos hidrológicos amostrados, o $\text{NH}_4^+\text{-N}$ foi a espécie predominante de nitrogênio inorgânico dissolvido nos lagos de águas pretas (**Figura 46**).

No Lago Curumucuri, a espécie representou $71,8 \pm 9,7\%$ do NID-N. No Lago Açaí o $\text{NH}_4^+\text{-N}$ representou $65,6 \pm 15,0\%$ do total de NID-N, sendo que a sua contribuição variou entre as campanhas. Em março de 2004 o $\text{NH}_4^+\text{-N}$ e o $\text{NO}_2^-\text{-N}$ representaram cada um, 50% do NID-N. Em março de 2005, 80% do NID-N foi composto por $\text{NH}_4^+\text{-N}$, e em junho do mesmo ano este íon representou 66,7%. Nestas duas últimas campanhas, a segunda espécie dissolvida predominante foi o $\text{NO}_3^-\text{-N}$ representando 20,0 e 23,3%, respectivamente. No Lago Miuã, o $\text{NH}_4^+\text{-N}$, representou $76,68 \pm 0,10\%$ do total de NID-N.

Lagos de águas pretas

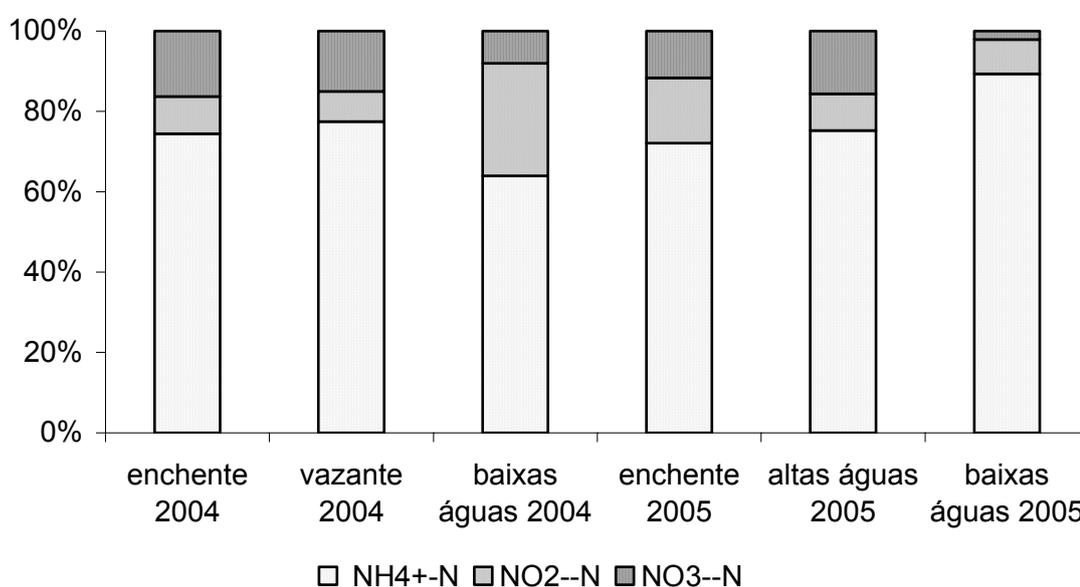


Figura 46: Teor (%) das espécies de nitrogênio inorgânico dissolvido ($\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ e $\text{NO}_3^-\text{-N}$) analisadas ao longo das campanhas, nos lagos de águas pretas: Açaí, Miuã e Curumucuri. Os Lagos Açaí e Miuã estão representados apenas nos períodos de março 2004 e 2005 (Açaí) e junho 2005. O Lago Piraquara não está representado nestes resultados.

No Lago Piraquara, das espécies nitrogenadas inorgânicas dissolvidas analisadas, o $\text{NO}_3^-\text{-N}$ foi predominante na estação A42. O seu teor foi maior no período de enchente (64,4%) do que nas altas águas (50,0%).

Os resultados de $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ nos lagos de águas pretas apresentaram uma faixa mais extensa de concentração entre 0,002 e 0,210 mg/L (**Figura A7 – apêndices**).

Esta última concentração influenciou significativamente na média de $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ do período de baixas águas de 2004 ($0,061 \pm 0,083$ mg/L).

O CID apresentou resultados que variaram entre 0,608 mg/L (novembro de 2004) e 2,699 mg/L (agosto do mesmo ano, período de vazante) (**Figura A7 – apêndices**). As concentrações de CID nos períodos de baixas águas de 2004 foram menores que as analisadas no período de baixas águas de 2005, variando de 0,608 a 1,048 mg/L. Enquanto que, nas baixas águas de 2005 foi observada uma faixa de concentração de 1,399 a 1,857 mg/L. No período de enchente (março) a concentração média de CID calculada foi de $1,766 \pm 0,218$ mg/L.

O Lago Miuã apresentou concentrações elevadas das espécies inorgânicas dissolvidas analisadas. As quais predominaram sobre as frações orgânicas. A maior predominância foi observada entre as frações do fósforo dissolvido, em que o PID-P representou 97,2% do total (concentração média de $0,146 \pm 0,010$ mg/L). Entre as frações de carbono dissolvido, o CID foi responsável por 61,9% do total de carbono (concentração de 10,700 mg/L; analisada apenas em março de 2004). Entre as frações de nitrogênio dissolvido o NID-N representou $85,78 \pm 0,04\%$ do total.

Dentre todas as formas dissolvidas analisadas nos lagos de águas pretas, com exceção do Lago Miuã, as frações orgânicas foram predominantes sobre as frações inorgânicas (**Figura 47**).

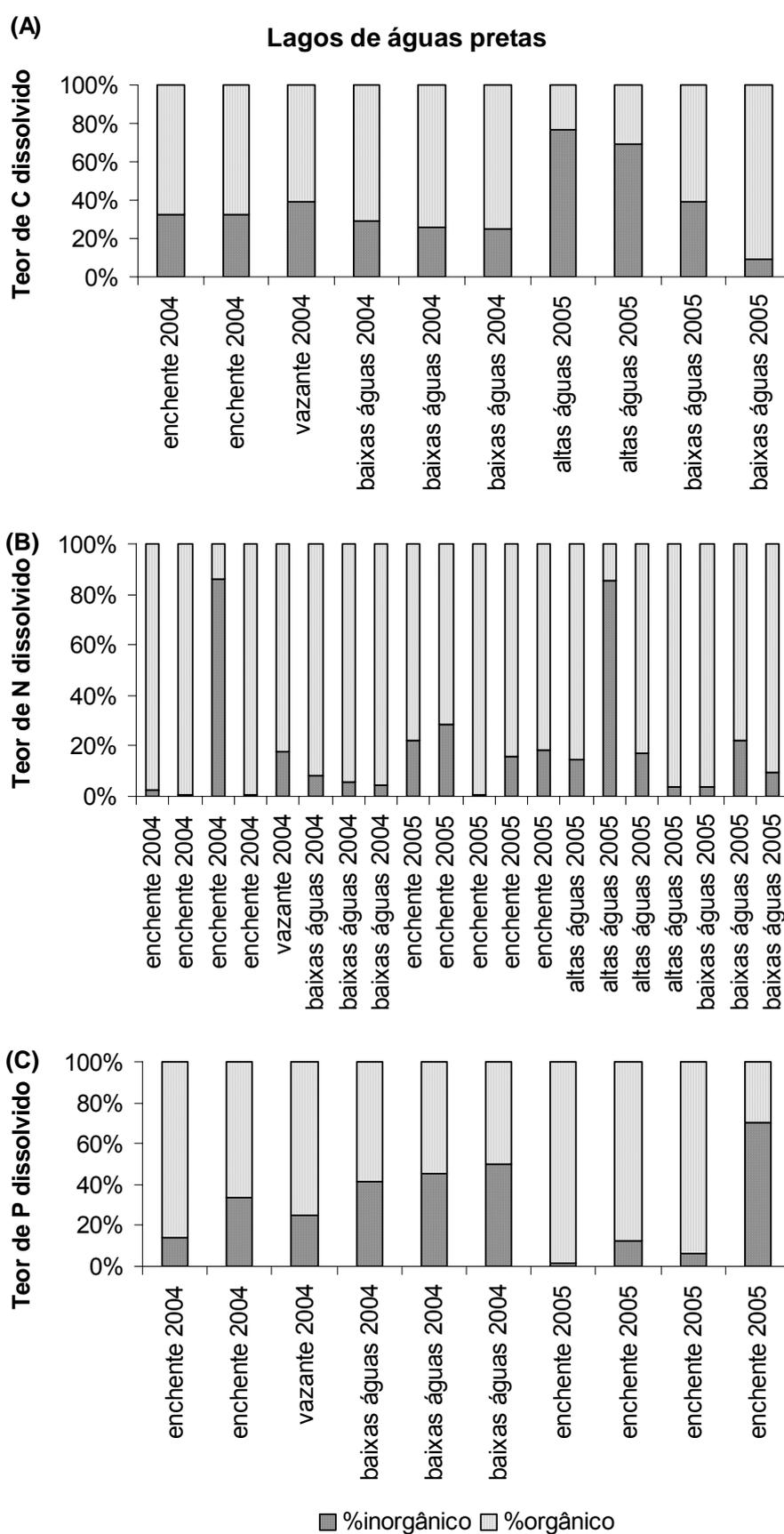


Figura 47: Evolução sazonal do teor das frações orgânica e inorgânica dissolvida de carbono (C), nitrogênio (N) e fósforo (P) nos lagos de águas pretas nos diferentes períodos hidrológicos.

No Lago Piraquara a fração orgânica nitrogenada foi predominante nas duas campanhas (81,8 – 96,1%). O teor de COD calculado em junho mostrou que a fração orgânica de carbono não foi a predominante neste período (23,7% na estação A42 e 30,4% na estação A43).

No Lago Curumucuri, a concentração média de COD em março foi de $3,939 \pm 0,987$ mg/L (**Figura A8 – apêndices**). No período de vazante (agosto), a concentração foi de 4,191 mg/L. E no período de baixas águas foi encontrada a menor média ($2,407 \pm 0,346$ mg/L). Já no período de altas águas de 2005 a concentração analisada foi de 5,785 mg/L. No período de baixas águas do mesmo ano, a média de COD foi de $4,093 \pm 1,656$ mg/L, quase o dobro da encontrada no mesmo período de 2004.

No Lago Açaí, as concentrações de NOD-N foram mais elevadas nos períodos de enchente 2004 e 2005 (0,685 e 0,719 mg/L; respectivamente) do que nas altas águas (0,178 mg/L) (**Figura A8 – apêndices**). No Lago Miuã a concentração média de NOD-N foi de $0,043 \pm 0,003$ mg/L. No Lago Piraquara, assim como para as concentrações de COD, para o NOD-N também foi observado um aumento na estação A42 entre os dois períodos amostrados (0,488 mg/L em março e 0,689 mg/L em junho). Já entre as estações, a concentração de NOD-N na estação A43 (0,256 mg/L) foi menor que na estação A42.

No Lago Curumucuri, as maiores médias de NOD-N foram observadas em período de baixas águas, tanto em 2004 quanto 2005, com média de $0,509 \pm 0,213$ mg/L. Nos demais períodos de enchente, altas águas e vazante foram encontrados valores de $0,184 \pm 0,006$; 0,142 e 0,185 mg/L; respectivamente. Sendo que o primeiro valor é referente à média das concentrações do período.

As concentrações de POD-P apresentaram variabilidade espacial e temporal entre os lagos de águas pretas (**Figura A8 – apêndices**). No Lago Açaí, a concentração média de POD-P foi de $0,027 \pm 0,009$ mg/L nos períodos de enchente. Enquanto que, no Lago Miuã o POD-P apresentou uma concentração de 0,004 mg/L na enchente de 2004. No mesmo período (no ano de 2005) a concentração de POD-P nas estações A42 e A43 foram, respectivamente 0,283 mg/L e 0,031 mg/L.

Já no Lago Curumucuri, a maior média de POD-P foi encontrada em março de 2005 ($0,137 \pm 0,013$ mg/L). A concentração em agosto de 2004 foi de 0,040 mg/L. A média encontrada em novembro de 2004 foi de $0,039 \pm 0,014$ mg/L.

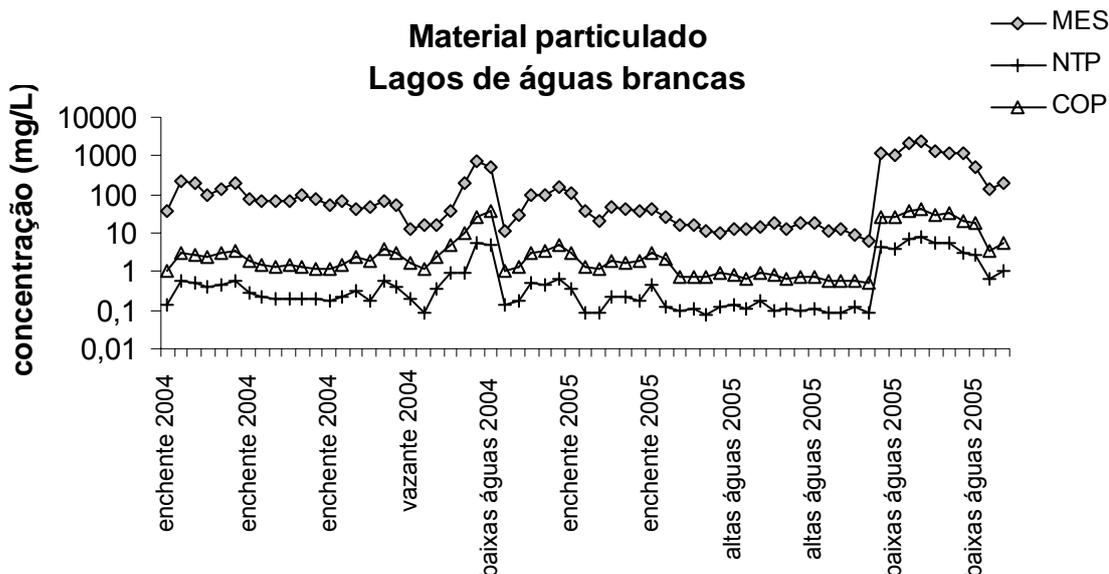


Figura 48: Evolução sazonal do material particulado nos lagos de águas brancas. As concentrações (mg/L) de MPS, NTP e COP foram apresentadas ao longo de um eixo logarítmico.

A razão média de COD/NOD variou bastante sazonal e espacialmente entre os águas de águas pretas. Em março de 2004 (enchente) a razão COD/NOD foi de $40,6 \pm 58,8$ ($N/C = 0,05 \pm 0,03$). Em agosto do mesmo ano (vazante) a razão COD/NOD foi de $22,7$ ($N/C = 0,04$); calculada em uma única estação no Lago Curumucuri. No mês de novembro (baixas águas) a razão COD/NOD foi mais baixa; $6,3 \pm 1,3$ ($N/C = 0,16 \pm 0,04$). Diferentemente ao período de enchente de 2004, em março de 2005 a razão COD/NOD foi de $12,8 \pm 6,9$ ($N/C = 0,09 \pm 0,05$). Em junho (altas águas) a razão COD/NOD foi mais elevada; $67,8 \pm 58,6$ ($N/C = 0,05 \pm 0,07$). E em novembro do mesmo ano (baixas águas) a razão foi de $14,5 \pm 9,9$ ($0,11 \pm 0,10$).

- **Variação temporal do material particulado nos lagos de águas brancas**

As concentrações de MPS nos lagos de águas brancas variaram numa faixa de $6,54$ mg/L (analisada na estação A40 do Lago Grande no período de altas águas) até $2288,80$ mg/L (encontrada na estação A24-centro do Lago do Salé no período de baixas águas de 2005) (**Figura 48**).

A menor concentração média de MPS foi observada no período de altas águas ($13,33 \pm 3,59$ mg/L), seguida pela média calculada no período de vazante ($35,77 \pm 19,05$ mg/L). Nos períodos de enchente de 2004 e 2005 as médias de MPS foram $104,93 \pm 60,88$ mg/L e $56,76 \pm 40,56$ mg/L; respectivamente. Em 2005, os resultados variaram de 11,93 mg/L (estação A20-a no Lago do Salé) a 146,15 mg/L (estação A24 no Lago do Poção).

Dentre os períodos de baixas águas, no ano de 2004 a média de MPS observada foi de $476,33 \pm 268,52$ mg/L, quando as amostragens foram realizadas apenas no Lago Grande. No ano de 2005 a concentração média dos lagos foi bem mais elevada ($1.049,81 \pm 737,80$ mg/L). Neste ano a média de MPS no Lago Grande foi de $281,42 \pm 172,93$ mg/L, enquanto que as concentrações dos outros lagos amostrados: Salé, Poção e Piedade variaram de 1.010,88 mg/L a 2.288,80 mg/L.

O teor médio de COP nos lagos de águas brancas representou $4,52 \pm 2,84\%$ do total de MPS. O maior teor médio foi calculado no período de vazante ($8,59 \pm 4,12\%$). E a menor média, no período de enchente de 2004 ($2,01 \pm 0,42\%$). Contribuição semelhante foi observada no período de baixas águas de 2005 ($2,34 \pm 0,52\%$), numa faixa de percentagem que variou entre 1,68 e 3,35%.

As maiores concentrações médias de COP foram observadas nos períodos de baixas águas, $24,07 \pm 12,96$ mg/L em 2004 e $23,94 \pm 12,42$ mg/L em 2005. Os lagos que foram amostrados em todos os períodos de um ciclo hidrológico: Salé, Sta Ninha, Poção e Grande; as concentrações de COP variaram bastante. Dentre esses lagos, o Sta Ninha foi o que mostrou a menor variação. A maior concentração de COP, nesse lago, foi de 10,046 mg/L; observada na única amostra coletada em período de baixas águas. A menor concentração (0,868 mg/L) foi mensurada no período de altas águas. Nos períodos de enchente e vazante as concentrações de COP variaram de 1,123 a 1,981 mg/L.

A maior concentração analisada de COP nas águas brancas foi 40,907 mg/L; no Lago do Poção no período de baixas águas de 2005. Neste período o lago apresentou uma concentração média de $35,095 \pm 5,269$ mg/L.

Dos lagos amostrados apenas em março e junho de 2005, o Lago Grande do Poção apresentou uma concentração média de $1,609 \pm 0,34$ mg/L em março e em junho de $0,727 \pm 0,010$ mg/L. No Lago da Porta a concentração de COP em março foi de 1,302 mg/L e em junho 0,769 mg/L. No Lago do Inferno, que compõe o

sistema do Lago Grande do Poção, foi analisada uma concentração de 0,683 mg/L. Na única amostra coletada em Piedade (pertencente ao sistema do Lago da Fazenda), novembro de 2005, a concentração de COP foi elevada (20,556 mg/L).

A fração nitrogenada do MPS nas águas brancas representou em média $0,63 \pm 0,43\%$ do total de material particulado. O maior teor médio foi observado no período de vazante ($1,17 \pm 0,77\%$) e a menor média em março de 2004 ($0,31 \pm 0,05\%$). As concentrações de NTP mostraram a mesma tendência observada nas concentrações de COP. As maiores concentrações médias de NTP foram encontradas nos períodos de baixas águas de 2004 e 2005 ($3,844 \pm 2,561$ mg/L e $3,882 \pm 2,360$ mg/L; respectivamente). E a menor média no período de altas águas ($0,107 \pm 0,023$ mg/L). Não foi observada diferença entre as concentrações médias entre os períodos de enchente de 2004 e 2005 ($0,309 \pm 0,158$ mg/L e $0,278 \pm 0,181$ mg/L; respectivamente).

Esta tendência sazonal foi observada em todos os lagos de águas brancas amostrados. Os períodos de baixas águas apresentaram as maiores concentrações de NTP e o período de altas águas as menores concentrações.

No Lago Sta Ninha, entre os períodos de enchente, o ano de 2004 apresentou concentrações mais elevadas (0,195 a 0,294 mg/L), enquanto que as concentrações em 2005 foram de 0,081 mg/L e 0,083 mg/L. Concentração semelhante foi analisada na amostra do período de altas águas (0,091 mg/L). A maior concentração (0,905 mg/L) foi analisada na amostra coletada no período de baixas águas de 2004.

No Lago do Poção, nos períodos de enchente (2004 e 2005) e no período de vazante, o lago apresentou concentrações numa mesma faixa de variação, sendo que as médias foram: $0,497 \pm 0,080$ mg/L (março 2004 e 2005) e $0,493 \pm 0,130$ mg/L (vazante). No período de altas águas foram observadas as menores concentrações no lago (média de $0,135 \pm 0,020$ mg/L); e no período de baixas águas de 2005, as concentrações de NTP variaram numa faixa de 5,340 a 7,529 mg/L.

No Lago Grande do Poção, a concentração média em março de 2005 foi de $0,213 \pm 0,020$ mg/L enquanto que em junho (quando apenas duas amostras foram coletadas) foi um pouco menor ($0,104 \pm 0,010$ mg/L). No Lago da Porta em março a concentração de NTP analisada foi de 0,166 mg/L e em junho 0,080 mg/L. No Lago do Inferno (junho de 2005) a concentração de NTP foi de 0,104 mg/L e em Piedade 3,129 mg/L (novembro de 2005).

Os resultados isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ nas águas brancas mostraram uma variação entre $-21,43\text{‰}$ e $-29,59\text{‰}$. Nos períodos de enchente foram encontrados sinais isotópicos médios de $-24,59 \pm 0,93\text{‰}$ (2004) e $-25,29 \pm 1,39\text{‰}$ (2005). O período de altas águas apresentou uma média com sinais isotópicos mais leves de $\delta^{13}\text{C}$ ($-28,48 \pm 0,78\text{‰}$). No período de vazante o sinal isotópico médio de $\delta^{13}\text{C}$ foi de $-24,96 \pm 2,40\text{‰}$; e nos períodos de baixas águas foram $-25,90 \pm 1,20\text{‰}$ e $-24,89 \pm 1,47\text{‰}$ correspondentes aos anos de 2004 e 2005, respectivamente. Especialmente as médias de $\delta^{13}\text{C}$ ficaram na faixa de $-26,93 \pm 2,60\text{‰}$ (Lago da Porta) até $-25,22 \pm 2,38\text{‰}$ (Lago do Poção).

Os resultados de $\delta^{15}\text{N}$ nos lagos de águas brancas apresentaram grandes variações sazonal e espacial. O sinal isotópico médio de $\delta^{15}\text{N}$ no período de enchente de 2004 ($12,64 \pm 5,66\text{‰}$) foi o dobro do calculado para o ano de 2005 no mesmo período ($6,53 \pm 2,46\text{‰}$). Uma diferença maior foi observada entre os períodos de baixas águas. Em 2004 a média de $\delta^{15}\text{N}$ ($1,27 \pm 6,07\text{‰}$) foi bem menor que a encontrada em 2005 ($6,51 \pm 2,99\text{‰}$). No primeiro ano a média foi influenciada pelo sinal isotópico negativo ($-5,72\text{‰}$) analisado na estação A40 (Lago Grande, próxima à cidade de Curuai). No período de altas águas a média de $\delta^{15}\text{N}$ foi $5,58 \pm 1,49\text{‰}$ e no período de vazante $7,64 \pm 1,86\text{‰}$.

A razão COP/NTP do material particulado nos lagos de águas brancas variou de 4,7 a 16,9 ($\text{N/C} = 0,24$ a $0,06$). Foi observada uma diferença entre as razões de COP/NTP dos períodos de enchente de 2004 e 2005. No primeiro ano, a razão média foi de $6,5 \pm 0,6$ ($\text{N/C} = 0,15 \pm 0,02$). Enquanto que no ano de 2005 a razão média foi de $9,8 \pm 3,6$ ($0,11 \pm 0,03$) a menor maior média calculada dentre todas as campanhas realizadas. O período de altas águas apresentou uma razão média de COP/NTP de $6,8 \pm 1,4$ ($0,15 \pm 0,03$) e o período de vazante uma média de $8,9 \pm 2,6$ ($0,13 \pm 0,03$). Assim como ocorreu nos períodos de enchente, os dois períodos de baixas águas estudados apresentaram diferenças nos valores de COP/NTP calculados. Em novembro de 2004 a média de COP/NTP: $7,6 \pm 3,2$ ($\text{N/C} = 0,15 \pm 0,06$), foi maior que a observada no mesmo período de 2005: $5,8 \pm 0,4$ ($0,17 \pm 0,01$).

- **Variação temporal do material particulado dos lagos de águas pretas**

As frações de nitrogênio e carbono analisadas no material particulado do Lago Curumucuri foram influenciadas pela variação na concentração de MPS e por fatores sazonais. As concentrações da fração nitrogenada apresentaram variações na mesma linha de tendência às observadas nas concentrações de MPS e COP (Figura 49).

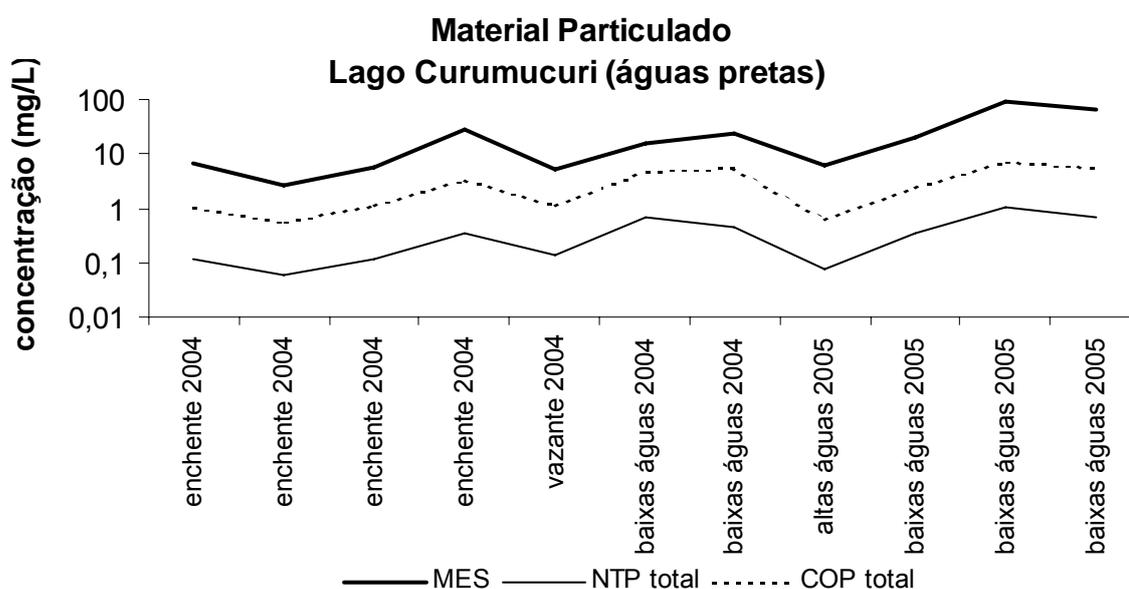


Figura 49: Evolução temporal das concentrações do material particulado em suspensão (MPS), carbono orgânico particulado (COP) e nitrogênio particulado (NTP) no Lago Curumucuri. As concentrações em mg/L são apresentadas em eixo logarítmico.

No período de enchente de 2004 as concentrações de MPS variaram de 2,67 (a menor concentração analisada no lago durante todo o estudo) até 6,64 mg/L, com exceção da concentração calculada na estação A33-14 (28,08 mg/L), localizada no braço esquerdo do lago. Os períodos de baixas águas de 2004 e 2005 apresentaram concentrações médias de MPS de $21,21 \pm 4,54$ mg/L e $67,61 \pm 34,03$ mg/L; respectivamente.

O teor médio de COP em março de 2004 representou $17,11 \pm 4,15\%$ do total de MPS. E a média de NTP foi de $1,82 \pm 0,47\%$. No período de altas águas (junho de 2005) o teor COP foi menor (10,62%), aumentando no período de vazante de

2004 (21,42%). O teor de NTP no total de MPS foi de 1,24 e 2,77%; respectivamente para este dois períodos. O maior teor médio de COP ($27,92 \pm 3,76\%$) no Lago Curumucuri foi calculada em novembro de 2004, assim como o de NTP ($3,72 \pm 1,55\%$ do total de material particulado). Tendência esta, não observada em 2005, quando o teor médio de COP foi menor ($10,33 \pm 2,55\%$) e de NTP $1,41 \pm 0,38\%$.

As concentrações de COP variaram entre 0,570 e 11,104 mg/L. Concentrações elevadas foram analisadas nos períodos de baixas águas variando de 4,698 a 7,551 mg/L. Sendo que a menor e maior concentrações (2,471 e 11,104 mg/L), foram ambas observadas no período de baixas águas de 2005. A maior concentração média de NTP encontrada no Lago Curumucuri ($0,905 \pm 0,497$ mg/L) foi observada em novembro de 2005, seguida da concentração média calculada no mesmo período de 2004 ($0,690 \pm 0,241$ mg/L). Em março de 2004 as concentrações de COP variaram entre 0,57 e 3,34 mg/L. A concentração média de NTP no mesmo período foi de $0,157 \pm 0,122$ mg/L. No período de altas águas a concentração de COP foi de 0,652 mg/L e no período de vazante 1,099 mg/L. As concentrações de NTP, analisadas nos períodos de altas águas e vazante, foram respectivamente; 0,076 e 0,142 mg/L.

No Lago Açaí, as maiores concentrações de MPS, NTP e COP foram analisadas no período de enchente de 2004 (23,3; 0,668 e 5,620 mg/L; respectivamente). No ano de 2005 para o mesmo período estes parâmetros apresentaram concentrações um pouco menores (10,0; 0,543 e 3,913 mg/L; respectivamente). Sendo que neste último ano o teor tanto de NTP quanto de COP foram maiores (5,43% para NTP e 39,13%; para COP) que em 2004 (2,87% e 24,12%; respectivamente).

No Lago Miuã os resultados não apresentaram variações significativas entre os dois períodos de amostragem. A concentração média de NTP encontrada no lago foi de $0,222 \pm 0,013$ mg/L, responsável por $1,120 \pm 0,014\%$ do total de MPS. Enquanto que a fração de COP ($1,498 \pm 0,011$ mg/L) compôs $7,570 \pm 0,311\%$ do MPS.

No Lago Piraquara as concentrações de MPS foram bem mais elevadas no período de enchente tanto na estação A42 quanto na A43 (51,20 e 46,40 mg/L; respectivamente). Enquanto que no período de altas águas as concentrações foram 7,58 e 7,90 mg/L; respectivamente.

A mesma tendência foi observada para as concentrações de NTP e COP. Em março as concentrações de NTP foram respectivamente, 0,255 e 0,269 mg/L. E as de COP foram 2,097 e 3,134 mg/L. E em junho 0,094 e 0,97 mg/L de NTP e 0,546 e 0,601 mg/L de COP. Com a diminuição da concentração de MPS de março para junho, houve um aumento do teor de NTP e COP no material particulado. Os teores de NTP nas amostras do período de enchente foram 0,50% na estação A42 e 0,58% na estação A43; e os teores de COP foram 4,10 e 6,75%; respectivamente. No período de altas águas os teores de NTP foram 1,24% (A42) e 1,23% (A43); e os teores de COP foram 7,20% (A42) e 7,61% (A43).

Os valores da razão COP/NTP no Lago Curumucuri variaram entre 7,0 E 10,0 (N/C= 0,13 e 0,10); com exceção da razão de 12,5 (0,08); calculada em novembro de 2004 na estação A33-21, próxima ao Igarapé de Jaraquiquara. A razão média de COP/NTP em novembro de 2005 foi de $7,4 \pm 0,4$ (N/C= $0,14 \pm 0,01$). O maior valor médio de COP/NTP foi calculado em março de 2004 $9,5 \pm 0,4$ (N/C= $0,11 \pm 0,00$). A razão COP/NTP da amostra coletada no período de altas águas foi 8,6 (N/C= 0,12); enquanto que a amostra coletada no período de vazante mostrou um valor de 7,7 (0,13).

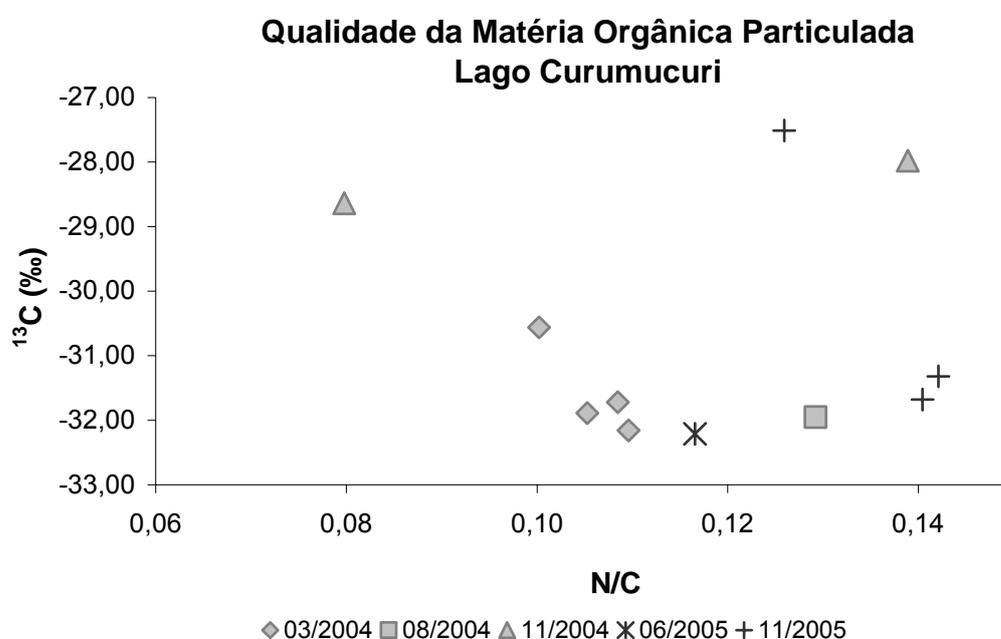


Figura 50: Qualidade da matéria orgânica particulada (MOP) do Lago Curumucuri (águas pretas) ao longo dos anos de 2004 e 2005, no diferentes períodos hidrológicos: enchente, altas águas, vazante e baixas águas.

O Lago Curumucuri apresentou sinais isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ leves, característicos de sistemas de águas pretas (**Figura 50**). Entre os períodos de enchente, altas águas e vazante o sinal isotópico do $\delta^{13}\text{C}$ variou de $-32,21\text{‰}$ a $-30,56\text{‰}$. No período de baixas águas de 2004 o sinal isotópico foi mais pesado ($-28,64\text{‰}$ e $-27,98\text{‰}$). No mesmo período de 2005, foi analisado um sinal isotópico de $\delta^{13}\text{C}$ ainda mais pesado ($-27,51\text{‰}$); proveniente de uma amostra coletada próxima a uma das comunidades ribeirinhas residentes no lago. As outras duas amostras coletadas no período apresentaram sinais isotópicos de $-31,32\text{‰}$ e $-31,68\text{‰}$.

O sinal isotópico médio de $\delta^{15}\text{N}$ no Lago Curumucuri foi de $4,28 \pm 3,04\text{‰}$. No período de enchente de 2004 o sinal isotópico variou entre $2,26\text{‰}$ e $5,16\text{‰}$. Na amostra coletada no período de altas águas o sinal isotópico foi de $4,13\text{‰}$. Enquanto que no período de vazante um sinal mais pesado foi observado ($6,59\text{‰}$). No período de baixas águas de 2004 os sinais isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ observados foram: $2,69\text{‰}$ na estação A33-21; a mais próxima ao Igarapé Jaraquiquara, alimentado pela floresta aluvial presente a sudoeste da Várzea; e o sinal de $5,40\text{‰}$ na estação A33-20. Em 2005 do mesmo período os resultados de $\delta^{15}\text{N}$ variaram de $1,18\text{‰}$ a $3,25\text{‰}$.

No Lago Açaí, a razão COP/NTP e o sinal isotópico de $\delta^{15}\text{N}$ foram diferentes entre as duas campanhas em período de enchente. A razão COP/NTP em 2004 foi de 8,4 (N/C= 0,12); enquanto que em 2005 foi de 7,2 (0,14). O sinal de $\delta^{15}\text{N}$ variou bastante: de $0,56\text{‰}$ em 2004 para $6,93\text{‰}$ em 2005. Já o sinal isotópico do $\delta^{13}\text{C}$ foi de $-26,26\text{‰}$ e $-27,56\text{‰}$; respectivamente (**Figura 51**). No período de altas águas a razão COP/NTP foi de 7,7 (N/C= 0,13) e o sinal isotópico de $\delta^{15}\text{N}$ foi de $2,06\text{‰}$. O $\delta^{13}\text{C}$ apresentou um sinal isotópico mais leve de $-31,75\text{‰}$.

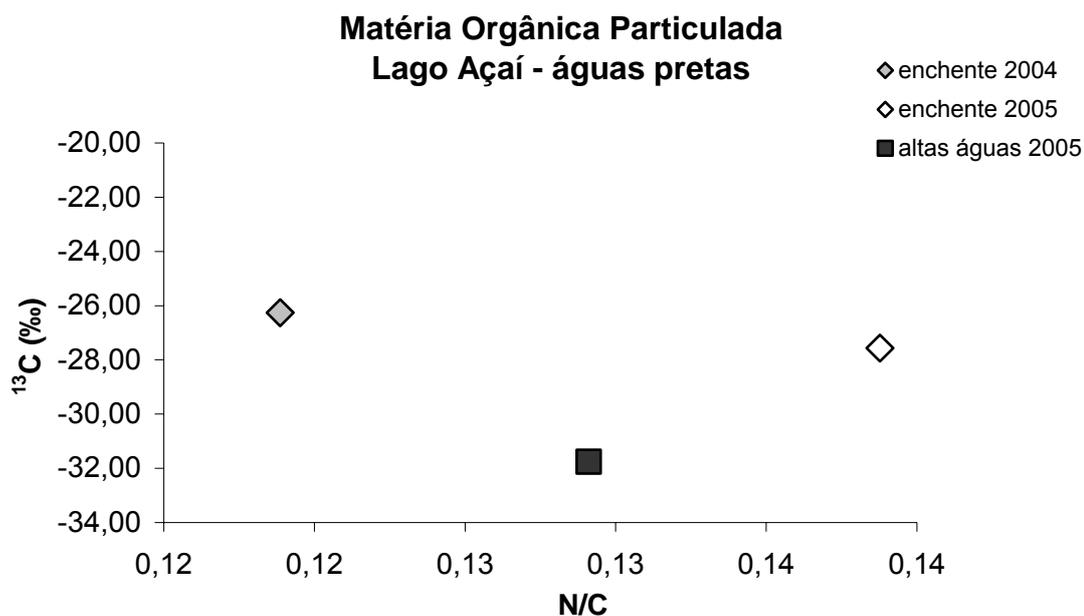


Figura 51: Qualidade da matéria orgânica particulada (MOP) do Lago Açaí (águas pretas) influenciado pelo Rio Amazonas. Os resultados são referentes aos períodos de coleta: enchente de 2004 e 2005 e altas águas de 2005.

No Lago Miuã os valores da razão COP/NTP foi 6,5 (N/C= 0,15) em março de 2004 e 7,0 (0,14) em junho de 2005, assim como o sinal de $\delta^{13}\text{C}$ foi de -28,09‰ e -29,57‰; respectivamente. O sinal de $\delta^{15}\text{N}$, respectivamente, em março e junho foi 4,99‰ e 3,64‰.

No Lago Piraquara, as razões COP/NTP foram mais elevadas no período de enchente e maiores na estação A43 (**Figura 52**).

Na estação A43 as razões COP/NTP foram de 11,6 (N/C= 0,09) em março e 6,2 (0,16) em junho; e na estação A42 os valores das razões foram de 8,2 (0,12) (março) e 5,8 (0,17) (junho). Os isótopos de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ apresentaram tendências sazonais opostas. O sinal isotópico do $\delta^{15}\text{N}$ foi mais pesado no período de enchente (8,23‰; estação A42 e 11,65‰; estação A43) do que nas altas águas (5,81‰; A42 e 6,20‰; A43). Já o sinal isotópico do $\delta^{13}\text{C}$ foi mais pesado no período de enchente que apresentou resultados de -24,46‰ (A42) e -26,08‰ (A43) contra -29,43‰ (A42) e -28,94‰ (A43).

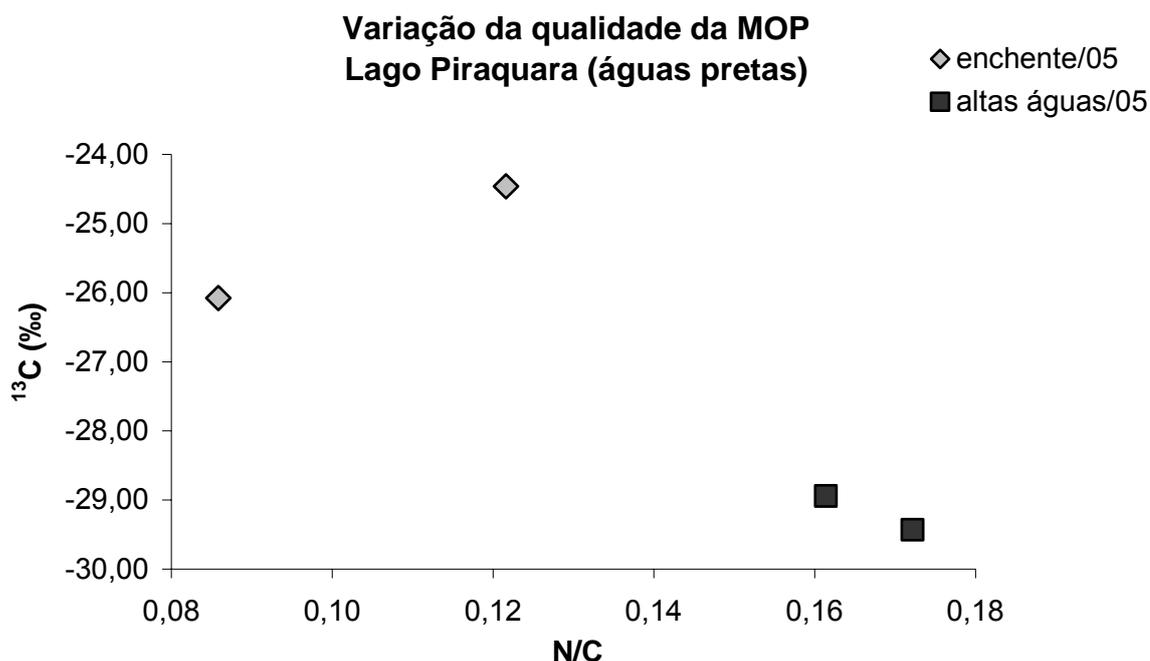


Figura 52: Qualidade da matéria orgânica particulada (MOP) do Lago Piraquara (águas pretas). Sistema este que pode ser mais fortemente influenciado pela bacia de terra firme (na estação A43) e pelo Lago Grande (águas brancas), na estação A42. Os resultados são referentes aos períodos de coleta: enchente e altas águas de 2005.

6.1.3.4 Perfis verticais na coluna d'água dos lagos da Várzea de Curuai

No período de enchente de 2005 foi realizada uma amostragem de água num perfil vertical no Lago Açaí. Foram amostradas três profundidades (0,5; 1,0 e 2,0 m) no horário de 16:00 h. Entre os parâmetros físico-químicos mensurados (**Tabela A1 - apêndices**), a temperatura não variou significativamente (31,7 – 28,7°C), nem a condutividade (76,0 – 75,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Apenas o OD apresentou uma variabilidade um pouco mais significativa (2,39 – 0,27 mg/L). Dos parâmetros analisados na fração dissolvida foi observado um aumento nas concentrações da superfície até o fundo, exceto para o NOD-N, no qual foram observadas as menores concentrações a 1 e 2 metros (**Figura A9 – apêndices**).

No material particulado, a concentração de MPS variou entre 4,80 e 11,30 mg/L; sendo que a menor concentração foi observada a profundidade de 1 metro (**Figura A9 – apêndices**). A concentração de NTP diminuiu da superfície até os 2 metros de 0,543 a 0,306 mg/L. A concentração de COP, assim como foi observado

para o MPS, apresentou a menor concentração de 3,074 mg/L a 1 metro de profundidade. O teor de COP no Lago Açaí foi bastante elevado, acima de 29% em todo o perfil, e o maior valor (64,1%) foi observado a profundidade de 1 metro. A razão COP/NTP aumentou da superfície até o fundo na faixa de 7,2 – 10,9. Assim como o sinal isotópico de $\delta^{13}\text{C}$ da superfície até 1 metro (-27,56 para -31,95‰); e aos 2 metros (-31,40‰).

Assim como no Lago Açaí (águas pretas), amostragens de perfis verticais foram realizadas nos lagos de águas brancas. Nos períodos de enchente e altas águas de 2005 foram realizados alguns perfis verticais nos lagos: Poção, Sta Ninha e Açaí (amostrados somente no período de enchente); e nos lagos: Salé e Grande (amostrados na enchente e nas altas águas), com o objetivo de determinar variações químicas e físicas que possam ocorrer ao longo da coluna d'água, principalmente durante os períodos em que o nível das águas nos lagos atinge alguns metros de profundidade.

A temperatura das águas no momento das coletas foi em torno de 30,2 °C; da qual foi observada uma diminuição da superfície para o fundo (**Tabela A1 - apêndices**). Essas variações foram de 0,8 a 3,5 °C. As coletas foram realizadas entre 11:00 e 15:00 h. As maiores variações foram observadas entre 11:00 e 13:00 h (1,2 a 2,9 °C).

No período de enchente, nos lagos de águas brancas, foi observada a mesma tendência para a condutividade. Os valores mensurados foram em média de 64,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na superfície, variando entre 1,0 e 5,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ da superfície para o fundo. No Rio Amazonas, no mesmo período, a condutividade medida na superfície foi menor (53,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$) que as encontradas na Várzea. No período de altas águas as condutividades entre o Rio e os lagos da Várzea amostrados nos perfis foram similares: 48,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no Rio, e 47,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no Lago do Salé; 48,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no Lago Grande e 49,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no Lago do Poção.

Entretanto nenhuma variação significativa foi observada nos parâmetros analisados, tanto na fração dissolvida quanto na particulada como mostram as **Figuras A 10 a A14 - apêndices**.

No período de enchente, no perfil realizado no Lago do Poção (A25), a menor concentração de NID-N foi a 2 metros de profundidade (0,248 mg/L) (**Figura A10 – apêndices**). Entre as espécies de NID-N analisadas foi observada a predominância

de mais de 90% do NO_3^- -N, sendo este teor um pouco mais elevado a 2 e 4 metros de profundidade. A concentração de NOD-N no Lago do Poço apresentou uma tendência inversa à observada para o NID-N, sendo analisada aos 2 metros de profundidade a maior concentração (0,445 mg/L). As frações orgânica e inorgânica de fósforo também apresentaram as concentrações mais elevadas a 2 metros de profundidade (0,015 e 0,135 mg/L; respectivamente).

Na estação A11 do Lago Sta Ninha a maior concentração de NID-N foi analisada na profundidade de 2 metros (**Figura A10 – apêndices**). O teor de NO_3^- -N aumentou da superfície para o fundo de 76,4 a 84,5%. Neste caso, assim como observada para o NID-N a concentração de NOD-N foi a mais elevada aos 2 metros (0,230 mg/L). A concentração de PID-P também foi maior aos 2 metros apresentando um valor de 0,316 mg/L. Enquanto que a concentração de POD-P aumentou da superfície até os 4 metros de 0,013 a 0,018 mg/L.

Os resultados da estação A20-centro no Lago do Salé, apresentados na **Figura A11 - apêndices**, mostram que a concentração de NID-N foi relativamente constante na superfície e aos 2 metros e diminuiu aos 4 metros a uma concentração de 0,080 mg/L. Diferentemente aos outros perfis o teor de NO_3^- -N, espécie predominante na superfície e aos 2 metros (> 73%), diminuiu aos 4 metros onde seu teor foi de 41,3%; profundidade na qual a espécie predominante foi o NH_4^+ -N. A tendência do NOD-N foi inversa a do NID-N e a menor concentração foi observada a 2 metros de profundidade (0,196 mg/L).

No Lago Grande, estação A05, o teor de NO_3^- -N foi relativamente constante (88,5 - 89,6%) (**Figura A11 – apêndices**). A concentração de COD no Lago Grande foi analisada na superfície (8,187 mg/L) e aos 4 metros. A esta profundidade a concentração de COD foi bastante elevada (35,517 mg/L).

Entre os parâmetros analisados na fração particulada, a estação A25 no Lago do Poço, apresentou a maior concentração de MPS na superfície (101,20 mg/L) e a 2 metros de profundidade a menor concentração de 77,20 mg/L (**Figura A12 - apêndices**). A concentração de NTP diminuiu da superfície até os 4 metros de 0,505 para 0,359 mg/L. A concentração de COP, inversamente ao observado para o MPS apresentou a concentração mais elevada de 3,240 mg/L a 2 metros de profundidade, na qual o teor de COP também foi o mais elevado (4,2%). A razão COP/NTP do material particulado aumentou da superfície até os 4 metros de 6,3 para 8,1. E o

sinal isotópico de $\delta^{13}\text{C}$ tornou-se mais leve em direção ao fundo (de $-23,94$ a $-24,26\text{‰}$).

Na estação A11 (Lago Sta Ninha) a concentração de MPS aumentou da superfície até os 4 metros de $36,86$ a $54,14$ mg/L (**Figura A12 - apêndices**). Assim como observado para as concentrações de NTP e COP que aumentaram $0,083 - 0,191$ mg/L e $1,335 - 2,575$ mg/L; respectivamente. O teor de COP também aumentou da superfície até o fundo, representando $3,6\%$ do total de MPS na superfície e $4,8\%$ do total aos 4 metros de profundidade. A razão COP/NTP no Lago Sta Ninha, diminuiu da superfície até os 2 metros de $16,1$ ($N/C = 0,06$) para $13,2$ ($0,08$) e permaneceu relativamente constante aos 4 metros: $13,5$ ($0,07$). O sinal isotópico de $\delta^{13}\text{C}$ tornou-se mais leve da superfície até os 4 metros ($-25,76$ a $-27,22\text{‰}$).

No Lago Grande (A05) a menor concentração de MPS foi calculada a uma profundidade de 2 metros ($35,70$ mg/L) (**Figura A13 - apêndices**). Na mesma profundidade foi também observada a menor concentração de COP ($1,283$ mg/L) a qual representa o menor teor de COP analisado neste perfil ($3,6\%$). A concentração de NTP, no Lago Grande, aumentou da superfície até a profundidade de 4 metros ($0,165 - 0,211$ mg/L). A razão COP/NTP na superfície e no fundo foram respectivamente de $11,7$ e $10,2$ ($N/C = 0,08$ e $0,10$); sendo o menor valor observado a 2 metros de profundidade: $7,7$ ($0,13$). O sinal isotópico de $\delta^{13}\text{C}$ mais pesado foi analisado a 2 metros ($-24,88\text{‰}$).

No período de altas águas, o perfil vertical amostrado no Lago do Salé, estação A20, (**Figura A14 - apêndices**) mostrou que a concentração de MPS aumentou da superfície até o fundo a 5 metros ($16,32$ a $24,56$ mg/L), assim como foi observado também para a concentração de COP que aumentou de $0,738$ a $0,945$ mg/L. A maior concentração de NTP foi analisada na superfície ($0,092$ mg/L) e a menor a 3 metros de profundidade ($0,069$ mg/L). Os maiores teores de COP e NTP, no Lago do Salé, foram calculados na superfície ($4,5$ e $0,6\%$; respectivamente). A razão COP/NTP aumentou da superfície até 3 metros de profundidade de $8,0$ a $11,0$ ($N/C = 0,12$ a $0,09$). Enquanto que o sinal isotópico de $\delta^{13}\text{C}$ tornou-se mais pesado com o aumento da profundidade (de $-28,49$ para $-26,26\text{‰}$).

Na estação A05 do Lago Grande, diferentemente ao período de enchente, foi observado que a concentração de MPS aumentou da superfície até o fundo a uma

profundidade de 6 metros (8,96 a 9,92 mg/L) (**Figura A14 - apêndices**). A concentração de COP assim como a de NTP diminuiu da superfície até os 6 metros (0,584 – 0,453 e 0,124 – 0,063 mg/L; respectivamente). Os teores de NTP (1,4 – 0,6%) e de COP (6,5 – 4,6%), também diminuíram com o aumento da profundidade. A razão COP/NTP aumentou da superfície até os 6 metros de 4,7 (N/C= 0,21) para 7,2 (0,14). O sinal isotópico de $\delta^{13}\text{C}$, nas altas águas, variou pouco ao longo do perfil de -26,38 a -26,11‰. Sendo o sinal mais leve analisado a 3 metros e o mais pesado a 6 metros de profundidade.

6.2 CARACTERÍSTICAS E REATIVIDADE DA MATÉRIA ORGÂNICA DISSOLVIDA

O objetivo desta parte do estudo foi de caracterizar a matéria orgânica dissolvida (MOD) separada em duas frações distintas, utilizando diferentes ferramentas analíticas. E determinar a composição da MOD mais reativa, presente nos lagos da Várzea.

Foram realizadas amostragens em sistemas de águas pretas: Lago Curumucuri (A33-eau) e Igarapé Piraquara (AT20); e brancas: Lago do Poção (A27-centro), Lago do Salé (A20), Lago Sta Ninha (A11) e no Rio Amazonas (estação de Óbidos); além de duas amostragens em florescimentos fitoplanctônico: no Lago Grande (V-SCO) e no Lago Vermelho que pertence ao sistema do Lago Grande do Poção (A09-phyto) (**Figura 17**). As amostragens foram realizadas no período de enchente de 2006.

Em torno de 100 - 200 L de água das amostras naturais dos lagos de águas brancas e do Rio Amazonas foram previamente filtradas por ultrafiltração tangencial (UFT) para a retirada da matéria particulada maior a 0,22 μm . Em seguida, igualmente às coletas realizadas nos lagos de águas pretas, as amostras foram submetidas ao sistema de osmose reversa (OR).

6.2.1 Caracterização da matéria orgânica dissolvida

A concentração prévia da matéria orgânica natural (MON) dissolvida coletada nas águas da Várzea, por meio do sistema de Osmose Reversa, consistiu em amostrar uma quantidade maior de MOD num volume reduzido (**Tabela 8**), o que possibilitou o uso de vários métodos analíticos na caracterização dessa matéria orgânica (MO).

Tabela 8: Concentração da matéria orgânica dissolvida (MOD) pelo sistema de Osmose Reversa (OR).

Estação	Amostras naturais/UFT			Concentrado osmose	
	Volume amostra (L)	COD (mg/L)	pH	COD (mg/L)	Volume recuperado (L)
Óbidos	78,8	4,88	6,919	86	1,6
V-SCO	86,4	5,79	7,062	86,8	1,6
A27-central	122,8	8,28	7,277	268	1,62
AT20	137	-	5,692	157	1,4
A20	100	9,80	6,745	244	1,85
A11	190	6,58	-	277	1,8
A09- phyto	143	3,69	7,004	158	1,9

*UFT: ultrafiltração tangencial

FONTE: Este estudo

Essa MOD concentrada foi extraída por duas resinas macroporosas não iônicas XAD-8 e XAD-4 para a recuperação de dois diferentes tipos de frações ricas em substâncias húmicas ou hidrofóbicas (HPO) e substâncias transfílicas (TPH), respectivamente. Cada uma dessas frações foi caracterizada por meio de variadas técnicas analíticas, das quais, seus resultados serão descritos a seguir.

- **Análise elementar e isotópica**

Foi observado que a fração HPO é mais rica em carbono que a fração TPH (**Tabela 9**).

A primeira apresentou concentrações que variaram entre 509,6 mg C/g; analisada na estação V-SCO amostrada em meio a um florescimento fitoplanctônico no Lago Grande; e 524,1 mg C/g; observada na estação A27-central no Lago do

Poção, enquanto que a maior concentração de COT observada na fração TPH foi de 461,9 mg C/g. Em contra partida a fração TPH apresentou concentrações mais elevadas de nitrogênio entre 22,1 mg N/g em Óbidos e 32,2 mg N/g no Lago do Poção. A maior concentração de NT analisada em uma fração HPO foi de 17,6 mg N/g observada na estação A09-phyto, amostrada no Lago Vermelho (pertencente ao sistema do Lago Grande do Poção) em meio a um florescimento fitoplanctônico.

Tabela 9: Resultados das análises elementar e isotópica das frações hidrofóbica (HPO) e transfílica (TPH) da matéria orgânica dissolvida (MOD).

Estação	Análise elementar						Análise isotópica			
	COT		NT		COT/NT		$\delta^{15}\text{N}$		$\delta^{13}\text{C}$	
	(mg C/g)		(mg N/g)				(%vs.AIR)		(%vs.PDB)	
	HPO	TPH	HPO	TPH	HPO	TPH	HPO	TPH	HPO	TPH
Óbidos	527,8	421,8	14,9	22,1	35,42	19,08	1,77	2,70	-29,58	-28,57
A27- central	524,1	461,9	16,2	32,3	32,35	14,30	2,29	3,29	-28,85	-27,69
A20	518,0	408,5	14,8	27,6	35,00	14,80	2,27	3,32	-29,34	-28,35
A11	517,0	-	14,3	-	36,15	-	2,26	-	-29,27	-
AT20	519,1	-	16,7	-	31,08	-	2,36	-	-27,74	-
V-SCO	509,6	426,3	17,4	30,0	29,29	14,21	3,04	4,06	-28,88	-27,85
A09- phyto	524,3	-	17,6	-	29,79	-	3,21	-	-28,80	-

FONTE: Este estudo

As frações HPO e TPH apresentaram características em sua composição elementar e isotópica bem diferenciadas (**Figura 53**).

As razões C/N da fração TPH apresentaram valores abaixo de 20,00 (N/C= 0,05) e um sinal isotópico de $\delta^{13}\text{C}$ entre -27,69 e -28,57‰. Na fração HPO a razão C/N em todas as amostras foi acima de 29,00 (N/C= 0,03) e o sinal isotópico de $\delta^{13}\text{C}$ analisado foi mais leve (de -27,74‰ a -29,59‰) que o observado na fração TPH. Entre as frações HPO foi observado que as razões C/N calculadas nas duas amostras coletadas em meio aos florescimentos fitoplanctônico foram similares 29,29 e 29,79 (ambos N/C= 0,03). E mais baixas que as encontradas nas amostras

de águas brancas: acima de 31,00 (N/C= 0,03) sem a presença de fitoplâncton. O mesmo não foi observado nas frações TPH.

- **Espectrometria de UV-visível (SUVA)**

Outra ferramenta analítica utilizada para caracterizar a MOD foi a medida de absorvância no UV, através do critério do SUVA (sigla em inglês que representa Absorvância de Ultravioleta Específica), que corresponde a razão entre a absorvância UV no comprimento de onda a 254 nm sobre a concentração de COD da amostra. Este parâmetro permite determinar a taxa de aromaticidade das frações da MOD. A **Figura 54** mostra espectros UV registrados entre os comprimentos de onda 190 a 400 nm de algumas amostras analisadas neste trabalho.

Os espectros são referentes à amostra natural após filtração pela UFT; composta por partículas inferiores a 0,22 μ m. E às frações HPO e TPH. A absorvância na faixa de comprimento de onda estudada é atribuída principalmente

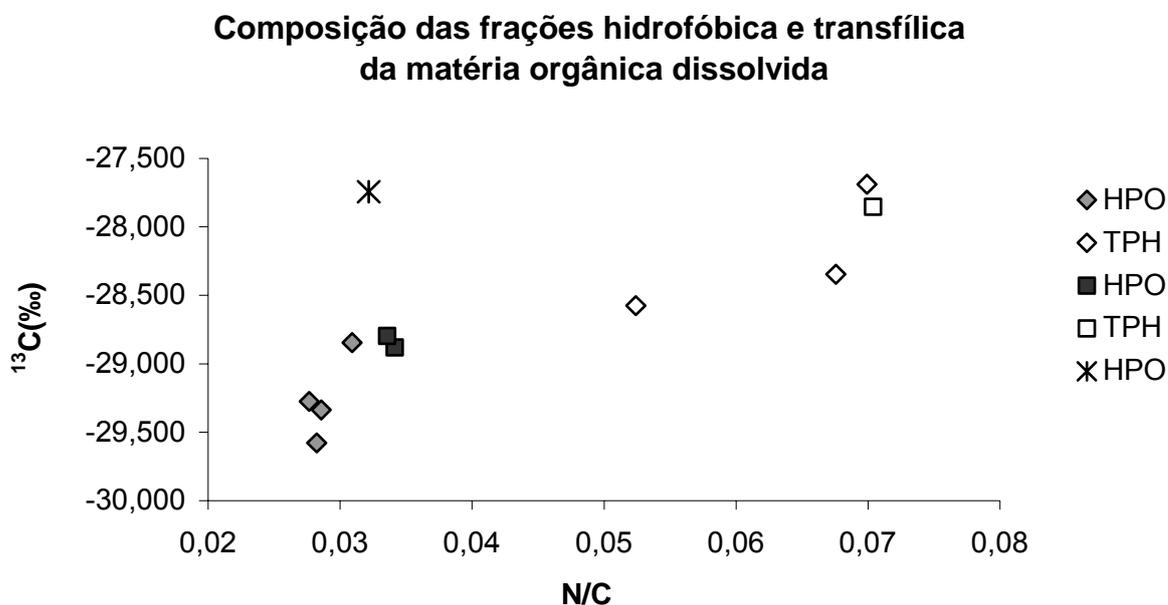


Figura 53: Composição elementar e isotópica das frações hidrofóbica (HPO) e transfílica (TPH). Em triângulo são apresentados os lagos de águas brancas, em quadrado as amostras em meio a florescia mentos fitoplanctônico e em asterístico igarapé de águas pretas.

aos cromóforos aromáticos presentes em uma matriz orgânica, apesar de alguns compostos inorgânicos serem absorvidos em uma faixa em torno de 230 nm. E pelos espectros foi observado que a absorbância na fração HPO foi superior a absorbância da fração TPH.

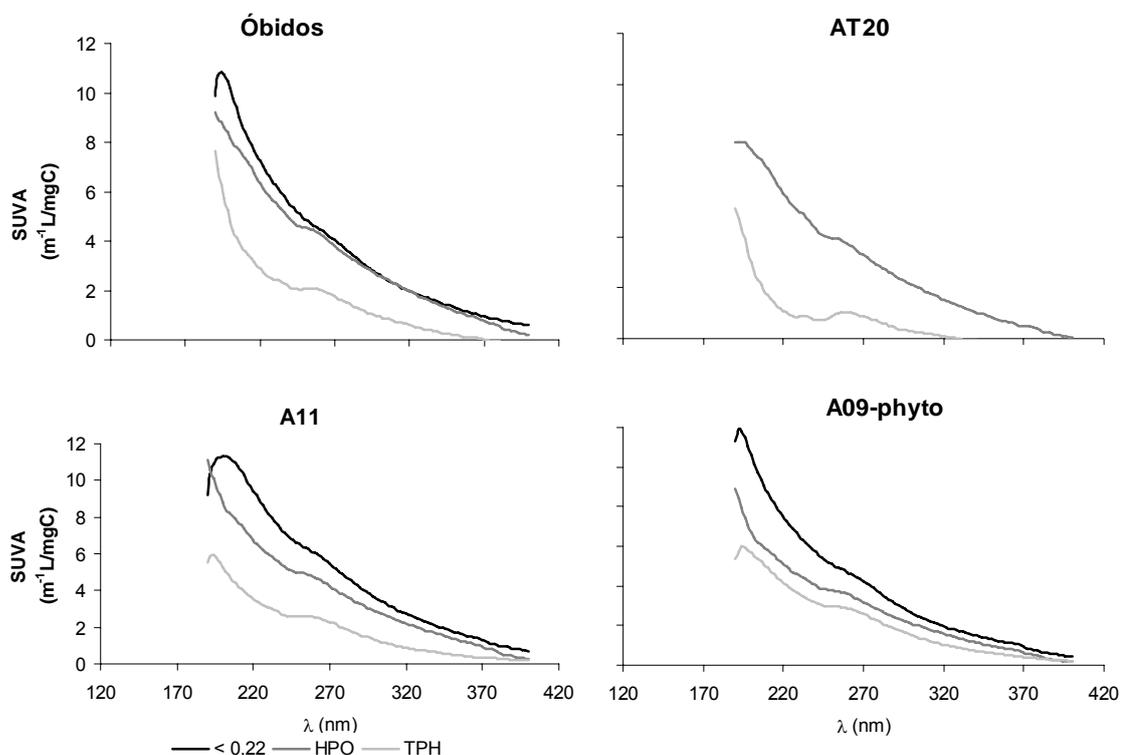


Figura 54: Espectros UV-visível das frações de matéria orgânica dissolvida (MOD) coletadas no Rio Amazonas (Óbidos), Igarapé Piraquara de águas pretas (AT20), Lago Sta Ninha (A11) e em meio a florescimento fitoplânctônico no Lago Vermelho (A09-phyto).

Entre todos os valores de absorbância específica, o SUVA é considerado um bom indicador da presença de estruturas aromáticas, principalmente na fração HPO. Nesta fração os valores de SUVA (**Tabela 10**) variaram entre 3,74 e 5,30 $\text{m}^{-1}\text{L}/\text{mg C}$. Sendo que as amostras coletadas em meio aos florescimentos de fitoplâncton apresentaram um SUVA de 4,81 $\text{m}^{-1}\text{L}/\text{mg C}$ no Lago Grande e de 3,74 $\text{m}^{-1}\text{L}/\text{mg C}$ no Lago Vermelho. O valor de SUVA no Igarapé Piraquara (águas pretas) foi de 4,45 $\text{m}^{-1}\text{L}/\text{mg C}$. Enquanto que em Óbidos e nos lagos de águas brancas os valores de SUVA foram mais elevados (5,09 – 5,30 $\text{m}^{-1}\text{L}/\text{mg C}$). Na fração TPH a variação entre os valores de SUVA foi mais homogênea. O valor mais baixo foi observado no

igarapé ($2,42 \text{ m}^{-1}\text{L/mg C}$), enquanto que nas outras amostras o SUVA foi calculado na faixa de 2,93 a $3,26 \text{ m}^{-1}\text{L/mg C}$.

Tabela 10: Valores de SUVA na fração amostrada após ultrafiltração tangencial - UFT ($< 0,22 \mu\text{m}$) e nas frações hidrofóbica (HPO) e transfílica (TPH) da matéria orgânica dissolvida (MOD).

Estação	SUVA ($\text{m}^{-1}\text{L/mg C}$)		
	$< 0,22 \mu\text{m}$	HPO	TPH
Óbidos	4,69	4,81	2,99
A27-central	3,02	5,09	2,93
A20	2,29	4,45	2,42
A11	6,34	5,18	2,94
AT20	1,53*	5,09	3,15
V-SCO	2,30	5,30	3,26
A09-phyto	4,93	3,74	2,95

*A amostra AT20 não foi filtrada em UFT.

FONTE: Este estudo

- **Dosagem das funções carboxílicas e hidroxílicas**

Para estudar a reatividade da MOD foram realizadas análises de titulação ácido – base. A capacidade de troca iônica das frações HPO e TPH é determinada a partir da dosagem das funções carboxílicas e hidroxílicas presentes em cada fração.

Como mostra a **Figura 55** mais a diante, a carga das frações analisadas da MOD diminuiu com o aumento do pH, as funções são desprotonadas em função da adição de base. Inversamente a carga negativa diminui com a adição de ácido. A fração HPO mostra ser menos reativa que a fração TPH. A amostra mais reativa foi a fração TPH do Igarapé Piraquara (AT20) que apresentou uma carga relativa de até $10,8 \text{ meq/g}$. Nesta mesma amostra foi observada uma quantidade maior de sítios reativos na faixa de pH entre 7 e 8, do que na sua fração HPO correspondente. O mesmo foi observado entre as frações THP e HPO da estação de Óbidos. A quantidade de sítios reativos presentes em ambas as estações ainda apresentam uma inversão entre os pH 5 e 7, onde a fração HPO possui maior quantidade de

sítios que a fração TPH. Os sítios reativos representam grupos de baixa afinidade, do tipo carboxílicos, e de alta afinidade, tipo hidroxílicos (**Figura 56**). A maior parte das amostras, tanto da fração HPO quanto à de TPH, apresentam espectros de distribuição de afinidade mono-modal centrados num valor de pK entre 3,7 e 4,5; atribuídos aos grupos carboxílicos. Contudo a fração TPH das amostras de Óbidos e do Igarapé Piraquara apresentaram uma distribuição bi-modal com regiões de pK_1 entre 4,2 e 4,3 e pK_2 de 6,9 que correspondem aos grupos carboxílicos e hidroxílicos, respectivamente.

Reatividade da MOD

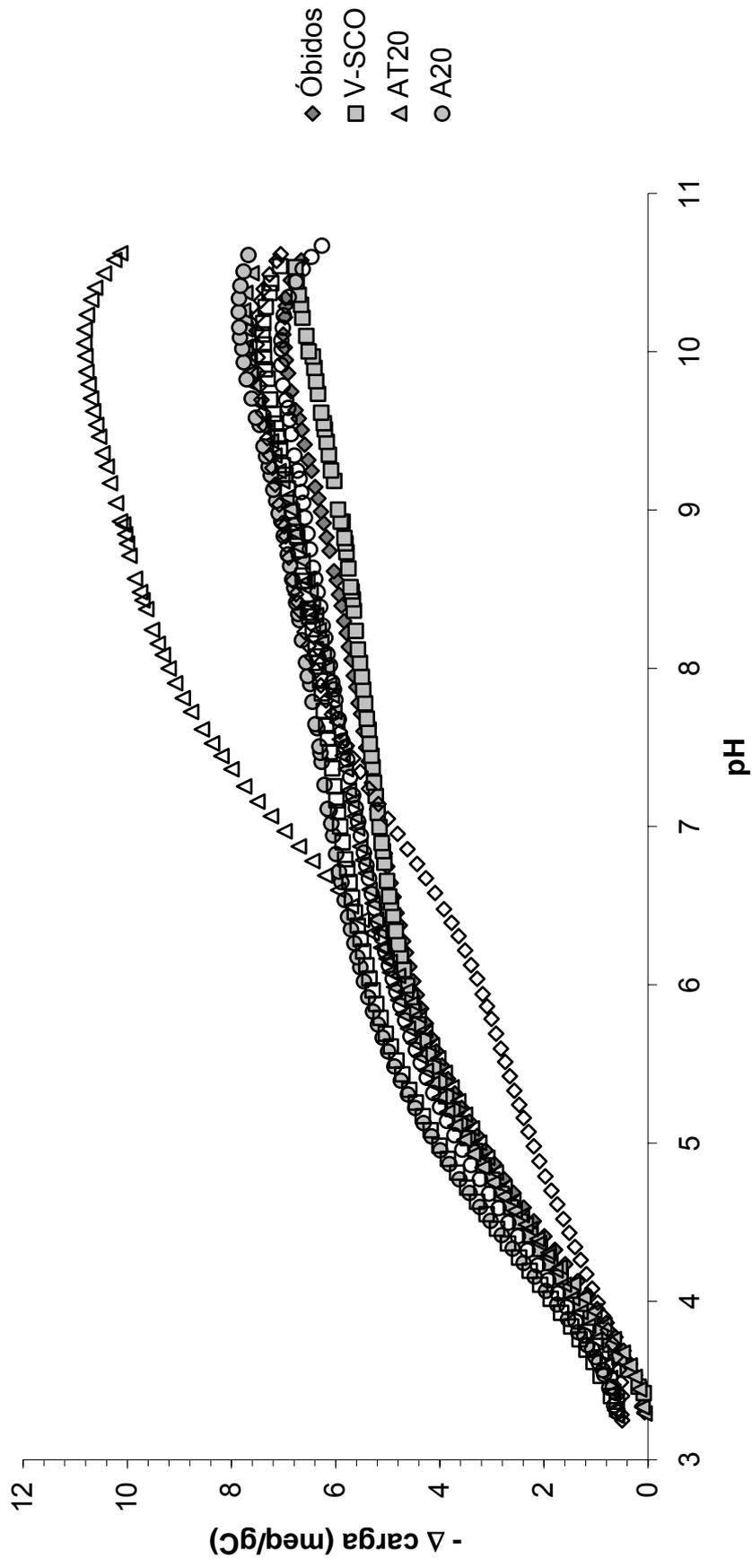


Figura 55: Reatividade das frações da matéria orgânica dissolvida (MOD) em Óbidos, no Lago do Salé de águas brancas, no Igarapé Piraquara de águas pretas e num florecimento fitoplanctônico no Lago Grande. Os marcadores cheios são referentes à fração hidrofóbica (HPO) e os marcadores em contorno representam a fração transfílica (TPH).

Distribuição Afinidade

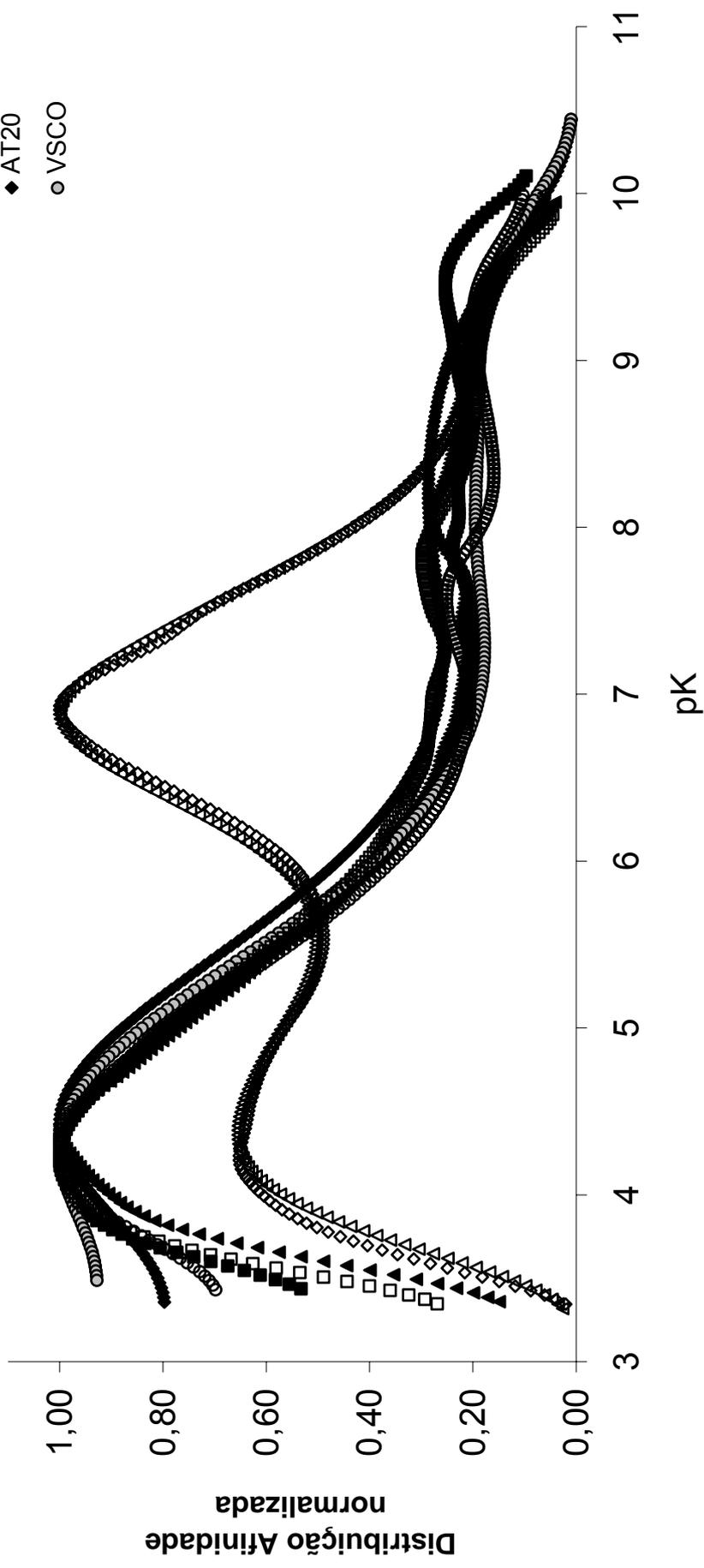


Figura 56: Espectros de distribuição da afinidade nas frações hidrofóbica (HPO) e transfílica (TPH) de Óbidos, Igarapé Piraquara de águas pretas, Lago do Salé de águas brancas e Lago Grande em meio a fitoplâncton. Os marcadores cheios representam a fração HPO e os marcadores vazados, a fração TPH.

6.2.2 Adsorção da matéria orgânica dissolvida sobre matriz mineral

Neste trabalho foram realizados experimentos de adsorção com as duas frações HPO e TPH da matéria orgânica dissolvida sobre uma matriz mineral. O intuito destes experimentos foi de determinar a reatividade e a composição dessa MOD mais lábil.

- **Adsorção com a matriz mineral goetita e caolinita**

Os experimentos foram realizados sob condições de pH natural das águas da várzea (entre 5,81 e 6,35). E com uma quantidade de 16 mg MOD/L em 6,0 g/L de partículas minerais.

O teor mineral da matriz composta por goetita e caolinita foi baseado na composição dos latossolos que representam em torno de 45% da área total da Bacia Amazônica. Sua composição é rica em compostos de silicatos (~66%) e pobre em óxidos de ferro (~12%), como mostrou um estudo realizado por COSTA *et al* (1999), e são encontrados principalmente em áreas de platô. Esses solos, por processos de lixiviação e drenagem na bacia são carregados para os rios e compõem parte da fração particulada dessas águas.

A superfície específica de cada mineral padrão (goetita e caolinita) utilizados nos experimentos foi determinada pelo método cne-point BET (Brauner-Emmett-Teller), resultando nos valores de 74,9 e 7,7 m²/g; respectivamente.

- **Resultados dos experimentos**

Pelos resultados obtidos foi observado que a MOD foi fortemente adsorvida pelas partículas minerais. Partindo de concentrações iniciais de COD na faixa de 6,721 – 4,494 mg/L, as concentrações finais do sobrenadante foram de 0,735 a 1,776 mg/L de COD. Sendo a fração HPO mais fortemente adsorvida (acima de 79%) contra 67,3 a 85,0% da fração TPH (**Figura 57**).

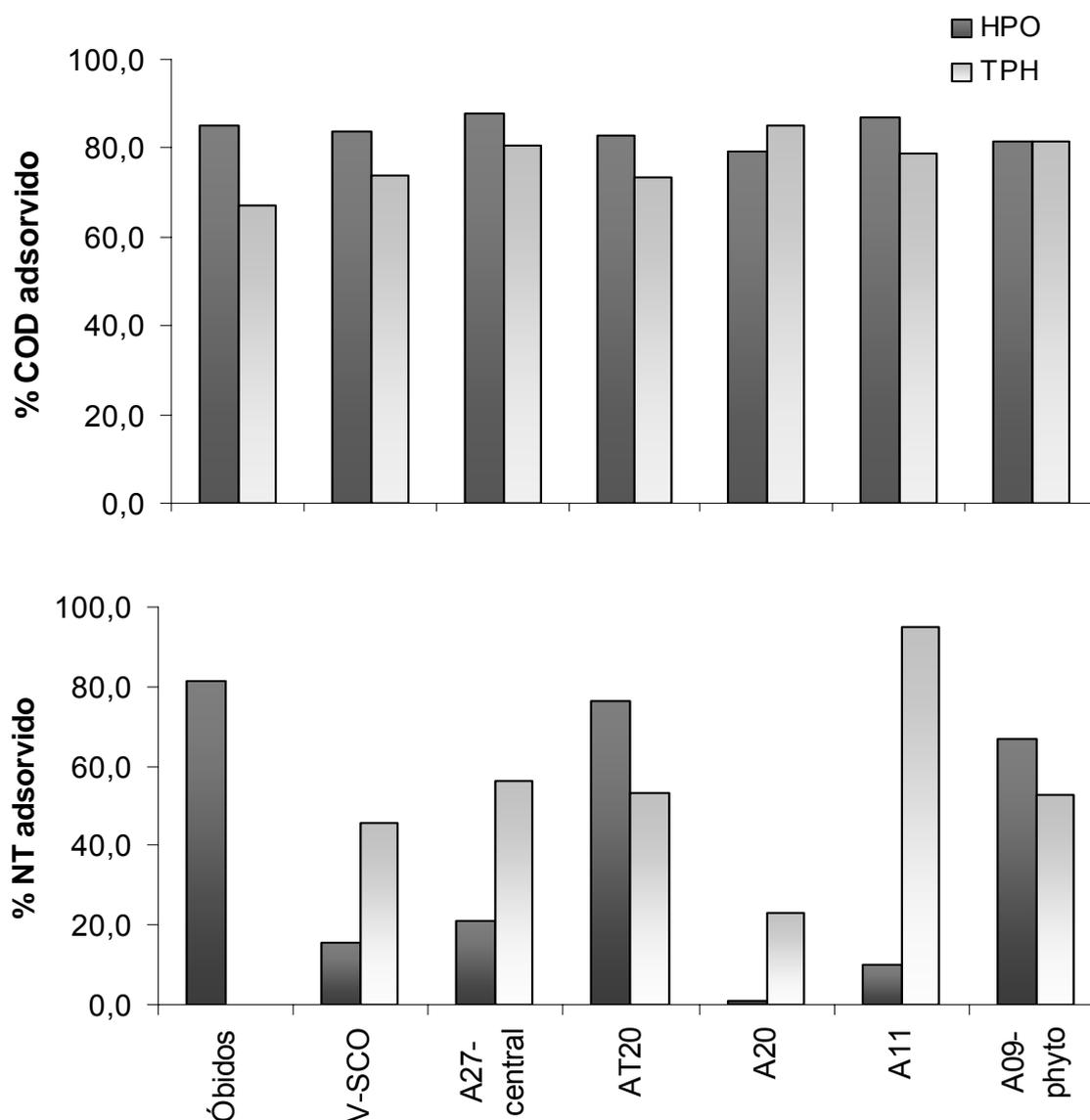


Figura 57: Percentagem de carbono orgânico dissolvido (%COD) e nitrogênio total (%NT) adsorvidos na fase mineral dos experimentos de adsorção das frações hidrofóbica (HPO) e transfílica (TPH).

No entanto, a adsorção não depende unicamente da fração (HPO ou TPH), mas sim da natureza da amostra analisada. A amostra coletada no Lago do Salé mostrou uma maior adsorção de MOD na fração TPH (85,0%) do que na fração HPO (79,2%). E na amostra coletada na estação A09-phyto do Lago Vermelho as percentagens de COD adsorvido nas duas frações foram iguais (81,4 e 81,5%).

A adsorção do NT foi mais moderada, na qual as concentrações iniciais de 0,102 – 0,365 mg/L passaram a 0,016 – 0,187 mg/L no sobrenadante variando entre 15 e 51% de NT adsorvido. Nas estações AT20 de águas pretas e a A09-phyto mostraram uma adsorção maior de NT na fração HPO (76,2 e 66,9%; respectivamente), enquanto que na fração TPH as percentagens foram de 53,5 e 52,9%. A amostra da estação de Óbidos apresentou um aumento da concentração de NT após a adsorção de 0,220 para 0,322 mg/L. As demais amostras (n=4) mostraram uma maior adsorção de NT na fração TPH de 22,9 – 94,9% contra 1,2 – 21,1% na fração HPO.

A razão C/N calculada na fase sobrenadante antes dos experimentos mostrou valores mais elevados para a fração HPO: 32,6 – 59,7 (N/C= 0,03 – 0,02) do que os observados na fração TPH: 15,4 – 24,7 (N/C= 0,06 – 0,04), assim como mostrou a análise elementar realizada em espectrômetro de massa. Após a realização dos experimentos de adsorção foi observada a diminuição da razão C/N, sendo a variação da mesma dependente da amostra e não do tipo de fração analisada (**Figura 58**). Na fração TPH da amostra coletada no Lago Sta Ninha ocorreu o oposto, a razão C/N aumentou de 15,9 (N/C= 0,06) para 67,7 (0,01); isto devido a grande adsorção de NT (94,9%) observada neste experimento.

Os valores de SUVA mostraram um aumento da aromaticidade na fase sobrenadante após a realização dos experimentos, tanto na fração HPO quanto na fração TPH. Na fração HPO do Lago Sta Ninha foi observado um grande aumento da aromaticidade, na qual o valor de SUVA aumentou de 5,61 para 49,19 m⁻¹/mg C.

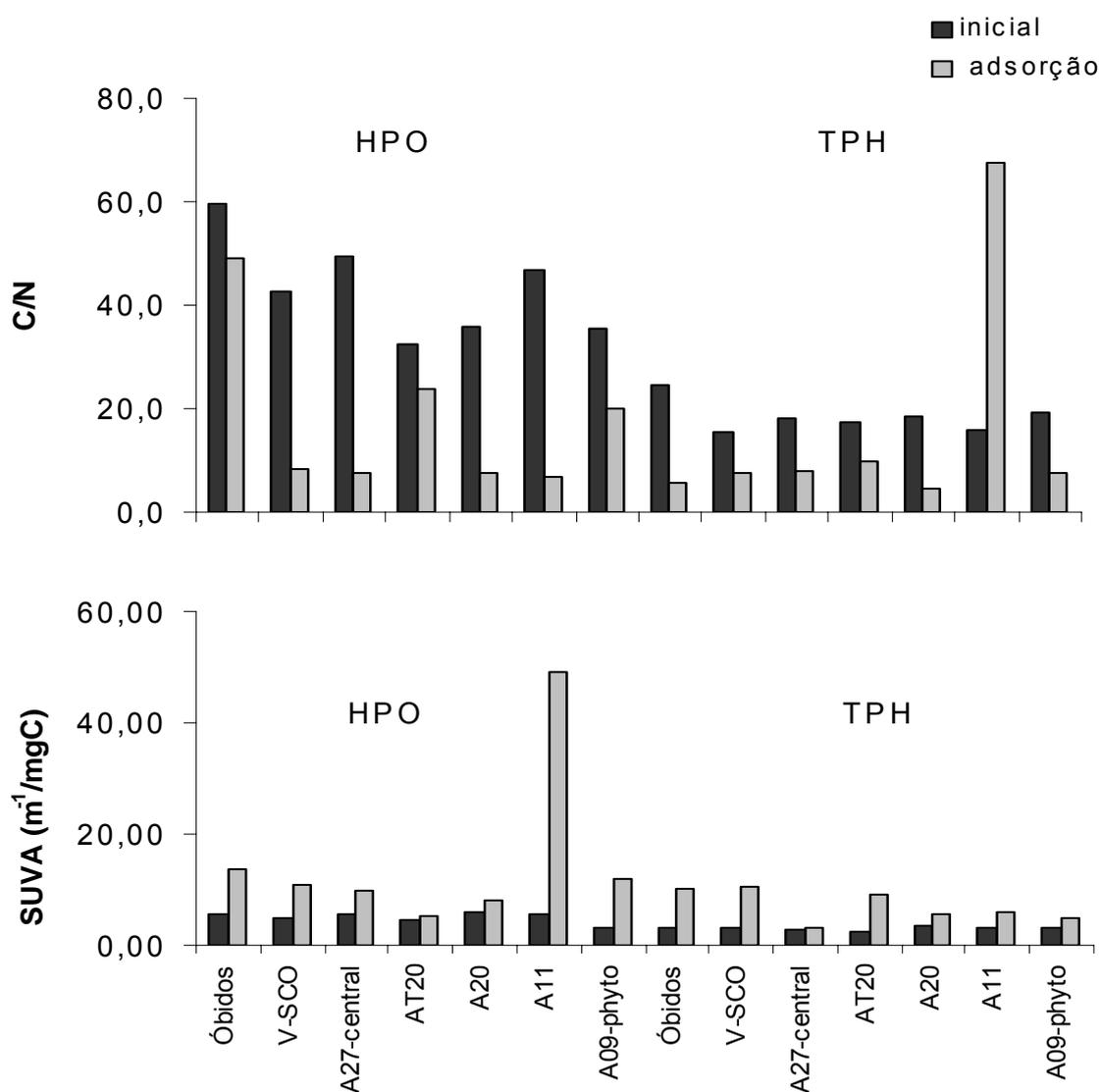


Figura 58: Valores da razão entre Carbono e Nitrogênio (C/N) e do SUVA na fase sobrenadante das frações hidrofóbica (HPO) e transfílica (TPH) antes e após os experimentos de adsorção.

7 DISCUSSÃO

7.1 BIOGEOQUÍMICA DO SISTEMA VÁRZEA DO LAGO GRANDE DE CURUAI

A conceituação de materiais bioativos como interação das frações (particulada grossa, fina, e dissolvida) com propriedades diferentes têm levado a estudos para determinar as transformações biogeoquímicas dominantes nos ambientes fluvial (DEVOL; HEDGES, 2001). No entanto, uma melhor compreensão da dinâmica biogeoquímica em um sistema fluvial exige uma dimensão adicional: um exame de toda a gama e os padrões de variabilidade natural, em concentrações, composições, taxas dos processos, e das suas principais fontes ambientais (MEYER *et al.*, 1988).

A estrutura biogeoquímica do funcionamento das águas na bacia do Rio Amazonas é extremamente diversificada. A heterogeneidade espacial pode ser manifestada em várias escalas e em grandes diferenças regionais entre os rios que drenam os Andes e os efluentes das planícies; através de tendências e interações geoquímicas longitudinais à jusante do rio, e as trocas com o ambiente de várzea (MAYORGA; AUFDENKAMPE, 2002).

As planícies de inundação (várzeas) e os lagos a elas associados são componentes importantes da biogeoquímica da Bacia Amazônica. As várzeas possuem inúmeros lagos e áreas inundáveis conectados uns aos outros e aos rios da Bacia Amazônica. A biogeoquímica, a ecologia e a hidrologia das várzeas são diferenciadas e dependem da composição do mosaico que as compõem: a bacia de drenagem e suas florestas inundáveis, a vegetação flutuante e terrestre, as áreas permanentemente inundadas e as águas dos rios.

Esses lagos de várzea modificam a passagem das águas de inundação (RICHEY *et al.*, 1989), aumentam a retenção e reciclagem de nutrientes (MELACK; FISHER, 1990) e influenciam a química dos rios (DEVOL *et al.*, 1995) através de reações biogeoquímicas, responsáveis pela transformação dos elementos entre as fases particulada, orgânica e inorgânica dissolvidas. A distribuição e o tamanho destes estoques influenciam a ciclagem elementar de um rio, seus tributários e das várzeas.

A distribuição e a ciclagem dos elementos carbono, nitrogênio e fósforo que ocorre na Várzea do Lago Grande de Curuai, será descrita a seguir, comparando-as com os dois principais sistemas de escoamento: fluvial (Óbidos - Rio Amazonas) e superficial (pelos igarapés de terra firme) (**Figura 59**).

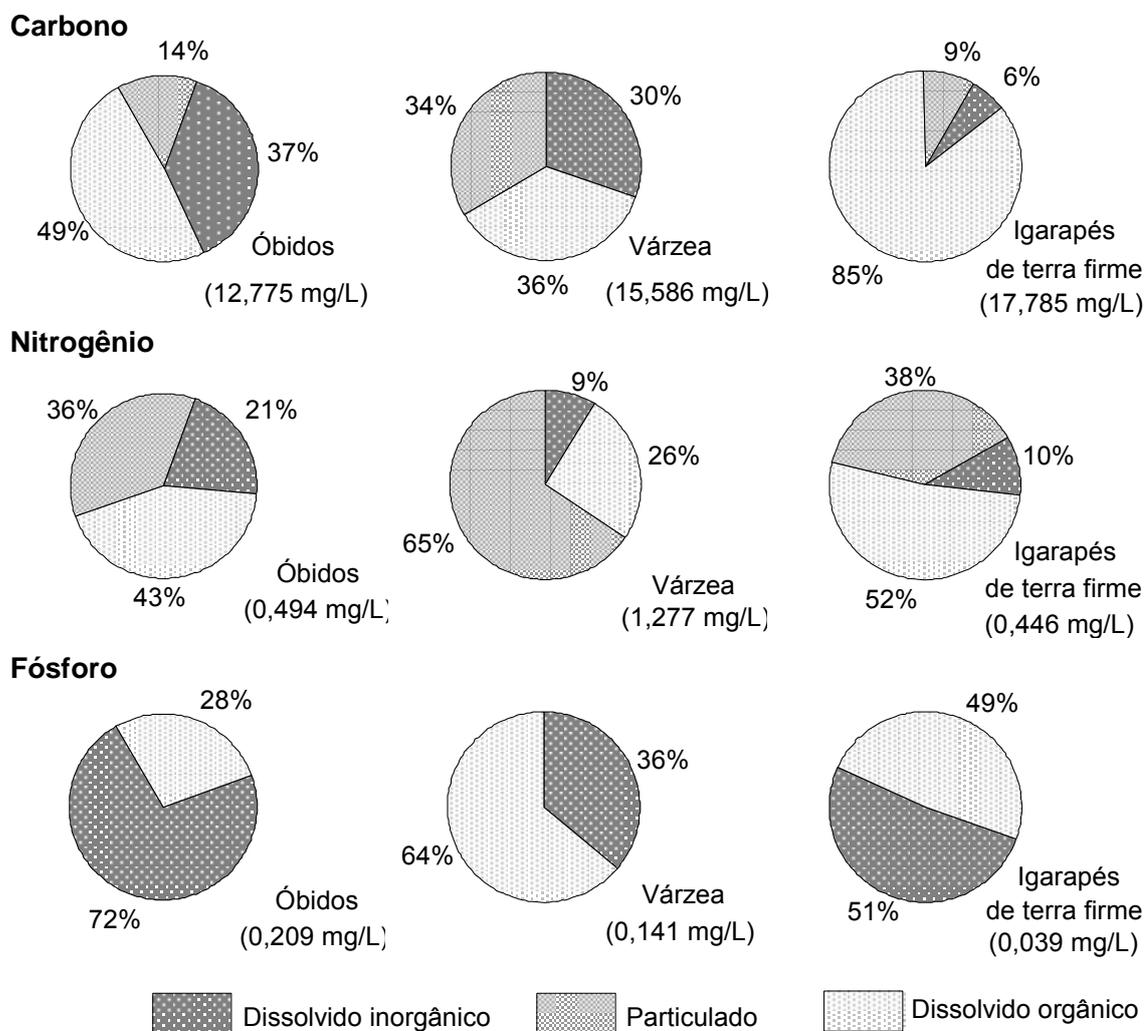


Figura 59: Distribuição de carbono e nitrogênio entre as frações particulada, orgânica e inorgânica dissolvidas. E de fósforo nas frações dissolvidas orgânica e inorgânica. Os valores em parênteses são referentes às concentrações médias analisadas em cada ambiente durante as campanhas de 2004 – 2005 ao longo de diferentes períodos do ciclo hidrológico. O sistema Várzea representa os lagos de águas brancas e pretas amostrados. Os Igarapés de terra firme, sistemas que atuam como fonte de águas e material para a Várzea. E Óbidos (Rio Amazonas), fonte e destino das águas e material do sistema Rio – Várzea. Na fração de carbono inorgânico dissolvido (CID) destes gráficos não foram levados em consideração os resultados de alcalinidade.

A distribuição de C, N e P nos diferentes ambientes da Bacia Amazônica está relacionada ao tipo de água: brancas, pretas e claras. Altas concentrações de alcalinidade no curso principal do Rio Amazonas indicam que boa parte de suas águas é originada nos Andes onde rochas ricas em minerais são intemperizadas. Esta contribuição dos Andes também pode ser detectada geralmente pela apresentação de altas concentrações de C, N e P na fase particulada. Ao longo do baixo Amazonas, as menores quantidades de compostos provenientes dos tributários refletem no aumento da influência de rios de águas pretas e claras que drenam bacias intemperizadas pobres em íons (MOREIRA-TURCQ *et al.*, 2003). E as concentrações da fase particulada diminuem em parte devido à sedimentação desse material nos lagos de várzea.

7.1.1 As formas do Carbono

Ao longo de dois anos de coletas em que foram realizadas campanhas em março (período de enchente), em junho (altas águas), agosto (vazante) e novembro (baixas águas); foi observado que o nível de carbono total encontrado na Várzea de Curuai (**Figura 59**) foi sempre maior que em Óbidos (Rio Amazonas). A quantidade de carbono particulado (COP) foi o estoque que acentuou a diferença entre os dois sistemas.

Contudo o maior nível de carbono total foi observado nos igarapés de terra firme, ambiente no qual a quantidade de carbono orgânico dissolvido (COD) foi extremamente elevada (15,154 mg/L), representando 85% do carbono total nesse ambiente. E demonstrando ser este uma importante fonte de matéria orgânica dissolvida (MOD) para a Várzea. Lesack (1993) encontrou em afluentes de terra firme que circundam a bacia do Lago Calado uma concentração de 23,061 mg/L de COD. A elevada quantidade de COD encontrada nos igarapés de terra firme pode ser em boa parte de origem terrestre, uma das principais fontes tanto de COD quanto de COP.

Nos meios lacustres não antrópicos, a matéria orgânica alóctone é aportada pela água intersticial e pelo escoamento superficial. Quando a bacia de drenagem é arborizada e o lago de tamanho pequeno (km^2), as folhas são uma fonte essencial de matéria orgânica e geralmente 80 - 90% desse material chega na forma dissolvida.

Parcialmente transformada pelo consumo dos animais e pela degradação microbiana durante seu transporte, a matéria orgânica alóctone é essencialmente de natureza refratária, com uma razão C/N (na ordem de 50 g/g) nitidamente mais elevada que a matéria orgânica autóctone (<10 g/g) (MEYBEK, 1982). A decomposição das folhas é relativamente rápida e as substâncias remanescentes que chegam ao rio, lago, ou igarapés são ricas em lignina (SPITZY; ITTEKKOT, 1991). A razão COP/NTP encontrada nos igarapés de terra firme de Curuai foi de 16,79 (N/C= 0,09). A qual pode indicar a influência de plantas vasculares terrestres (C/N > 14).

Os dois estoques de carbono orgânico (dissolvido e particulado) incluem biomassa viva, húmus e carbono orgânico do solo, principalmente compostos fenólicos resultantes da decomposição do húmus. Estas substâncias húmicas freqüentemente são complexadas em argilominerías do solo (ESSER; KOHLMAIER, 1995).

Assim como nos igarapés, o maior estoque de carbono em Óbidos e na Várzea de Curuai foi o COD (**Figura 59**). Sendo que a sua contribuição diminuiu do Rio para a Várzea. A quantidade de COD encontrada em Óbidos durante as campanhas do presente trabalho foi em torno de 6,256 mg/L; representando 78,25% do carbono orgânico total (COT) encontrado no Rio. Ainda em Óbidos, contribuições de COD entre 76,12 – 95,51% foram calculadas com dados obtidos no trabalho realizado por Moreira-Turcq *et al.* (2003).

Estes teores são diferentes à contribuição calculada para os dados de Meybeck (1982) apresentados para o Rio Amazonas, em que o COD representou 50% do total de carbono orgânico. Mesma contribuição também foi calculada para os dados obtidos por Richey *et al.* (1990) no baixo Amazonas. A divergência entre os resultados dos trabalhos aqui citados pode ser devido à diferenciação entre os processos de fracionamento das amostras utilizados em cada trabalho. No trabalho

de Richey *et al.* (1990) a fração dissolvida foi fracionada por meio de ultrafiltração em vários tamanhos (MODU).

Apesar do Rio Amazonas ser rico em nutrientes, a alta turbidez de suas águas não suporta níveis significativos de produção autóctone (HEDGES *et al.*, 1994). As fontes alóctones de COD num sistema fluvial são provenientes, principalmente, da decomposição de resíduos vegetais e lixiviação do solo (SPITZY; ITTEKKOT, 1991).

As principais fontes autóctones de COD, assim como para o carbono orgânico particulado (COP), são os produtos da fotossíntese e a degradação que ocorrem na coluna d'água de rios e lagos. O estoque de matéria orgânica dissolvida (MOD) é alimentado pelos produtos intermediários oriundos da decomposição microbiana e pelos compostos excretados de organismos como as algas e macrófitas durante o seu ciclo de crescimento.

A excreção da matéria orgânica dos fitoplâncton varia de 1 a 50% do carbono total fixado pela fotossíntese, enquanto que a excreção dos vegetais é estimada em torno de 10% do carbono total fixado (GAILLARD, 1995).

Os fenômenos de degradação permitem por sua vez transformar a MOD em material particulado. Uma fração do estoque de MOD é rapidamente assimilada por bactérias heterotróficas (particularmente a matéria orgânica excretada), outra fração é mais lentamente degradada e utilizada após a ação por hidrólise enzimática, e ainda, parte da MOD pode ser adsorvida na superfície de partículas em suspensão ou aglomerar em partículas e decantar sobre o sedimento superficial.

Na Várzea de Curuai, as três formas de carbono analisadas: orgânica e inorgânica dissolvida e a particulada apresentaram praticamente a mesma contribuição para o estoque de carbono total (**Figura 59**). Os maiores teores de COP no material particulado em suspensão foram observados em março (enchente) e em agosto (vazante).

A entrada de nutrientes tanto pelo Rio como pela bacia de drenagem de terra firme no período de enchente, pode favorecer a produtividade autotrófica na Várzea que irá contribuir para o estoque de COP até o período de vazante, quando este material é exportado para o Rio (MOREIRA-TURCQ *et al.*, 2008, submetido).

Os igarapés de terra firme, além de contribuir com a entrada de nutrientes para os lagos da Várzea, 26,85% do total de MPS transportados por esses ambientes são constituídos por carbono orgânico.

No Rio Amazonas, o carbono particulado é essencialmente orgânico, mas composto principalmente de material refratário, constituído de detritos vegetais e substâncias húmicas do solo (HEDGES *et al.*, 1986), dos quais a sua degradação deve ocorrer primeiramente em ambiente terrestre. A matéria orgânica autóctone particulada compreende organismos vivos, bactérias, animais (zooplâncton e zoobento). A produção fitoplanctônica pode ser rápida e totalmente consumida por zooplânctons. Vegetais como macrófitas, algas epífita e planctônica (comumente transportadas dos lagos de várzea) estão presentes em pequena quantidade, mas também suas formas em diferentes estados de degradação (SPITZY; ITTEKKOT, 1991).

À fração detritica é somada a degradação bacteriana na coluna d'água e nos sedimentos. No presente estudo foi calculada uma razão média de COP/NTP (10,03) ($N/C = 0,10$) nas águas de Óbidos em que provavelmente o resultado mostra uma mistura de fontes, das quais a influência de plantas vasculares terrestres ($C/N > 14$) e de fito e bacterioplâncton ($C/N < 8$). Com dados apresentados por Hedges *et al.* (1994) em Óbidos foi calculada a razão C/N que apresentou o mesmo valor 10,03.

O carbono inorgânico dissolvido (CID) nas águas amazônicas está presente principalmente sob as formas de carbonatos derivadas em sua maior parte dos rios de águas brancas que drenam os Andes (STALLARD e EDMOND, 1983; DEVOL *et al.*, 1995); e CO_2 dissolvido. No curso principal do Rio Amazonas ($pH \sim 6,2 - 7,2$) as espécies dominantes de CID são o CO_2 dissolvido e os bicarbonatos que representam em torno de 60-90% do CID (RICHEY *et al.*, 1990), sem a presença significativa da forma carbonatada (DEVOL *et al.*, 1987).

Conseqüentemente as formas particuladas de carbono inorgânico estão praticamente ausentes.

Neste estudo o CID constituiu aproximadamente 37% do carbono total no Rio Amazonas (Óbidos). No entanto as percentagens diminuíram para 30% na Várzea e 6% nos igarapés de terra firme, ocasionando um decréscimo do pH, do qual foram calculados valores médios de 6,86; 6,54 e 4,83; respectivamente.

A alcalinidade, definida como o total equivalente de bases fracas dissolvidas, é essencialmente equivalente a concentração de bicarbonatos. No sistema do Rio Amazonas a alcalinidade é derivada quase exclusivamente pelo intemperismo de carbonatos e evaporitos provenientes dos Andes (STALLARD e EDMOND, 1983; DEVOL *et al.*, 1987). A alcalinidade média que Forsberg *et al.* (1988) determinaram em rios banhados por águas provenientes dos Andes (incluindo paranás) foi de 34,23 mg/L; valor próximo à média (35,09 mg/L) encontrada na estação de Óbidos durante as campanhas realizadas neste estudo.

Em contraste, igarapés de águas claras e pretas que drenam áreas baixas de florestas têm geralmente baixa alcalinidade (FURCH, 1984). O valor médio encontrado nos igarapés de terra firme na Várzea de Curuai foi de 4,51 mg/L. No baixo Amazonas, a alcalinidade tem uma propriedade conservativa e se mantém relativamente concentrada (DEVOL *et al.*, 1987).

Por isso a alcalinidade em torno de 16,41 mg/L encontrada na Várzea de Curuai pode indicar que a fração das águas do Rio Amazonas estocadas na Várzea são significativamente influenciadas pela contribuição do escoamento local das águas pretas e claras dos igarapés de terra firme e do escoamento superficial da bacia de drenagem. Outros processos comumente observados em sistemas de várzea, como consumo de nutrientes durante a fotossíntese, liberação destes durante a decomposição, a fixação do nitrogênio molecular, a denitrificação e algumas reações de oxi-redução também podem alterar o balanço de carga da alcalinidade total de um corpo d'água (STUMM e MORGAN, 1981; FORSBERG *et al.*, 1988).

7.1.2 As formas de Nitrogênio

Assim como o nível de carbono total, o total de nitrogênio também foi maior na Várzea do que em Óbidos (**Figura 59**). As três formas de nitrogênio analisadas: particulada e dissolvidas orgânica e inorgânica, apresentaram quantidades mais elevadas na Várzea.

A diferença entre as formas particuladas entre os dois ambientes foi mais significativa. Já nos igarapés de terra firme o nível de nitrogênio total foi próximo ao

encontrado em Óbidos. As menores quantidades de nitrogênio total tanto no Rio quanto nos igarapés pode sugerir que a elevada quantidade de nitrogênio presente na Várzea tenha sido proveniente de processos e produção autóctone.

A razão entre o carbono orgânico particulado e o nitrogênio particulado (COP/NTP) encontrada na Várzea de Curuai foi de 7,60 (N/C= 0,14). Valor este que se insere na faixa de 5 – 8, relacionada aos plâncton presentes em lagos de várzea, ricos em nitrogênio. Microorganismos como bactérias e fungos, também ricos em nitrogênio, apresentam valores de C/N < 10. Por outro lado, valores mais elevados são observados em folhagens arbóreas e gramíneas de várzea em que as médias de C/N são 25 e 70, respectivamente (HEDGES *et al.*, 1986).

Entre as formas nitrogenadas, a particulada (NTP) foi a fração predominante na Várzea de Curuai (**Figura 59**), a qual representou em média 1,25% do total de MPS. Esta predominância sobre a quantidade de nitrogênio total na Várzea foi observada em novembro (baixas águas), período hidrológico no qual o NTP contribui com 87% do nitrogênio total. Enquanto que durante as outras campanhas realizadas em março (enchente), junho (altas águas) e agosto (vazante); o maior estoque de nitrogênio foi a fração orgânica dissolvida (em média 50% do N total).

Um dos processos que pode estar relacionado à elevada quantidade de NTP observada em novembro é a ressuspensão de partículas depositadas sobre o sedimento superficial devido à turbulência na coluna d'água como consequência da baixa profundidade de apenas algumas dezenas de centímetros da lâmina d'água e da ação dos ventos. Masson (2006), estimou que em torno de 1,4 µg/L de carbono e 0,12 µg/L de nitrogênio presentes nas águas da Várzea sejam oriundos da ressuspensão do sedimento superficial dos lagos.

Hedges *et al.* (1986) observaram que o nitrogênio particulado presente no Rio Amazonas é exclusivamente orgânico. No trabalho dos autores, os resultados em percentagens de COP e NTP mostraram uma boa relação linear ($r^2 = 0,97$). Entre os resultados obtidos neste estudo, a **Figura 60** também mostra uma boa relação entre os resultados de %COP e %NTP obtidos em Óbidos ($r^2 = 0,8029$) e uma relação ainda melhor entre as duas frações dentro da Várzea ($r^2 = 0,9282$).

Contudo, nos igarapés de terra firme a relação entre o carbono e nitrogênio particulados foi muito fraca ($r^2 = 0,0578$). A baixa correlação entre %COP e %NTP no igarapés pode ser a presença de material detrítico rico em C.

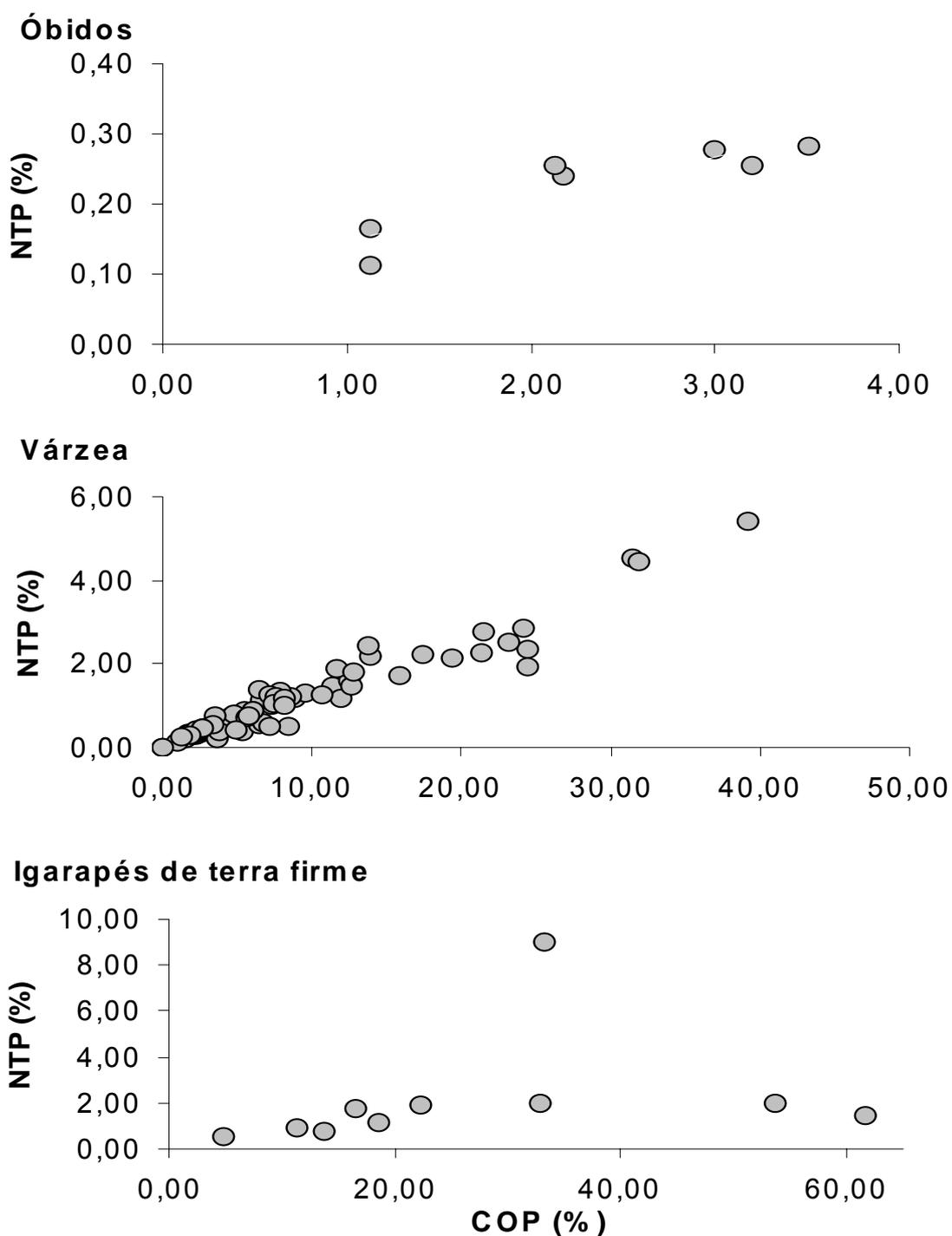


Figura 60: Gráficos das concentrações percentuais de COP e NTP calculados em Óbidos, na Várzea e nos igarapés de terra firme.

Neste estudo, foi observado que o material particulado em suspensão do Rio Amazonas é composto por apenas 0,23% de nitrogênio. Hedges *et al.* (1994) determinaram uma contribuição de ainda menor de 0,10% de nitrogênio no MPS

transportado pelo Amazonas em Óbidos. Como boa parte de seu material particulado têm origem alóctone, detritos de plantas vasculares terrestres, como a madeira, apresentam elevados níveis de lignina, difíceis de serem degradados e ricas em carbono com uma razão C/N em torno de 210 ± 70 (HEDGES *et al.*, 1986).

Nos igarapés de terra firme a percentagem de nitrogênio encontrada no presente estudo foi a maior entre os três ambientes analisados, representando 2,14% do MPS. A contribuição de COP no MPS dos igarapés foi bastante elevada (26,85%) e a razão COP/NTP de 16,79 (N/C= 0,09) como já foi mostrada.

Na Várzea de Curuai, a produção fitoplanctônica parece deter-se principalmente aos lagos de águas brancas. Entretanto, detritos produzidos por macrófitas (C/N entre 13 e 21) podem ser uma das fontes de MOP presente nos igarapés. Outra fonte provável para a MOP destes ambientes tem origem no escoamento superficial e lixiviação da bacia de terra firme. Razões C/N da matéria orgânica do solo de floresta podem apresentar valores entre 10 e 18.

Ainda, o nitrogênio húmico de origem terrestre é dificilmente remineralizado (sobretudo a forma heterocíclica), assim como o nitrogênio orgânico ao longo do tempo se torna cada vez menos degradável. (GAILLARD, 1995). Resultados de $\delta^{15}\text{N}$ ($5,32 \pm 2,11\text{‰}$) mostraram que a MOP dos igarapés parece ser um material relativamente degradado. Em materiais de várias composições e diferentes tipos existe a evidência de enriquecimento de $\delta^{15}\text{N}$ do nitrogênio orgânico durante o processo de degradação, o que sugere o fracionamento do isótopo estável associado ao processo (THUNELL *et al.*, 2004).

As três formas de nitrogênio (dissolvidas orgânica e inorgânica, e a particulada) estiveram presentes em quantidades significativas em Óbidos. Por outro lado, na Várzea e nos igarapés de terra firme a fração inorgânica dissolvida representou apenas ~9% do nitrogênio total (**Figura 59**).

Entre as espécies de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) analisadas (NH_4^+ , NO_2^- e NO_3^-), a predominante foi o nitrato (NO_3^-) tanto em Óbidos quanto na Várzea, mais precisamente nos lagos de águas brancas.

O Rio Amazonas é um sistema considerado heterotrófico, com baixa produtividade primária devido ao alto grau de turbidez de suas águas. O que favorece o fracionamento do material mais lábil transportado até o Rio. A nitrificação

($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_3^-$) é favorecida pelos pH neutros ou ligeiramente básicos (Rio Amazonas: ~6,88).

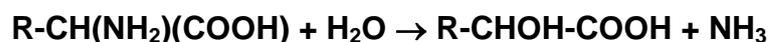
O aporte de material do Rio para a Várzea é uma fonte de NO_3^- , principalmente para os lagos de águas brancas diretamente conectados ao Rio. O material proveniente dos igarapés de terra firme, rico em NH_4^+ , deve ser fracionado nos lagos de águas brancas durante o período de residência das águas na Várzea (~3 meses) (BONNET *et al.*, 2008). Enquanto que nos lagos de águas pretas o processo de nitrificação deve ser inibido devido ao pH mais ácidos desses sistemas.

O nitrato na verdade é a espécie mais freqüentemente analisada, principalmente em estudos realizados em sistemas fluviais.

Diferentemente ao observado nos lagos de águas brancas e no Rio Amazonas, nos igarapés de terra firme a espécie predominante foi o NH_4^+ (**Figura 61A**).

Como a maior parte da Várzea é composta por lagos de águas brancas, a análise geral do sistema mostrou uma predominância de NO_3^- . Contudo, no Lago Curumucuri (águas pretas), Lago Açaí e Miuã a espécie NH_4^+ -N representou mais de 65% do NID-N (**Figura 61B**).

Nos sistemas lacustres, em torno de 40% do nitrogênio orgânico é apresentado sob a forma protéica. A degradação das proteínas é feita por enzimas extracelulares. A amonificação libera NH_4^+ pela desaminação (oxidativa ou redutiva) ou por hidrólise:



A liberação do nitrogênio mineral no meio depende da razão C/N dos detritos. Para valores baixos, como no caso das células das algas e de bactérias ($\text{C/N} < 6$), o nitrogênio amoniacal é liberado no meio (GAILLARD, 1995). As razões COP/NTP encontradas nos lagos Curumucuri, Açaí e Miuã foram entorno de 8,37. O íon amônio está presente na água como NH_4^+ e NH_4OH , cuja proporção, depende da temperatura e do pH. A maior acidez dos lagos de águas pretas em relação aos lagos de águas brancas favorece a estabilidade do íon NH_4^+ .

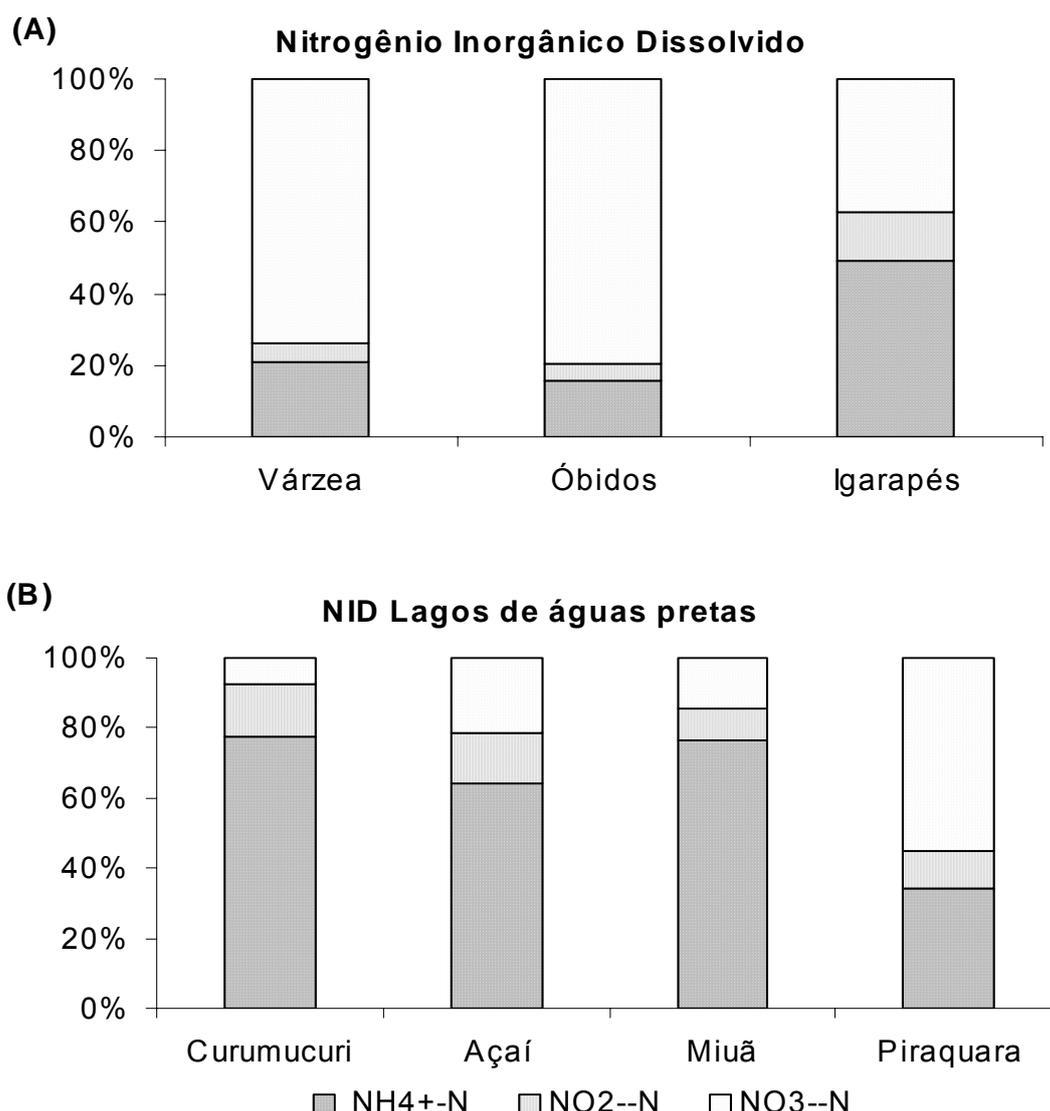


Figura 61: (A) Teor das três principais formas de NID presentes em Óbidos, na várzea (todos os lagos estudados) e nos igarapés de terra firme. (B) Teor das espécies de NID nos lagos de águas pretas: Curumucuri, Açai, Miuã e Piraquara.

A predominância de NH₄⁺-N nos igarapés de terra firme (0,022 mg/L) não condiz com o trabalho realizado por Lesack (1993) nos afluentes de terra firme do Lago Calado, no qual a quantidade de NH₄⁺-N (0,010 mg/L) representou apenas 5,7% do NID-N (NH₄⁺-N + NO₃⁻-N). Num outro trabalho realizado no Lago Camaleão (JUNK, 1997), sistema este não influenciado por entradas de terra firme, foi observada a predominância de NH₄⁺-N que contribuiu em quase 63% do NID-N (NH₄⁺-N, NO₂⁻-N e NO₃⁻-N). O que leva a crer que a fonte de NH₄⁺ não deve ser alóctone e sim derivada dos processos autóctones que ocorrem no corpo d'água, na

interface sedimento – água e das comunidades ecológicas presentes nestes ambientes. Um curto tempo de residência das águas nos igarapés durante os períodos de enchente – altas águas poderia explicar a baixo fracionamento e a predominância do NH_4^+ no material dissolvido carregado para os lagos da Várzea.

Em águas naturais a razão NH_4^+ -N/NID-N apresenta uma extensa faixa entre uma pequena percentagem até um valor de 80% (MEYBECK, 1982). Esta variação parece estar relacionada ao nível total de nitrogênio mineral (NID) presente num sistema. Calculada a razão NH_4^+ -N/NID-N para os ambientes aqui estudados, os resultados mostraram razões NH_4^+ -N/NID-N elevadas (entre 40 – 80%) nos sistemas com baixas quantidades de NID-N (< 0,010 mg/L), encontradas nos igarapés de terra firme e nos lagos Curumucuri, Açai e Miuã (**Figura 62**).

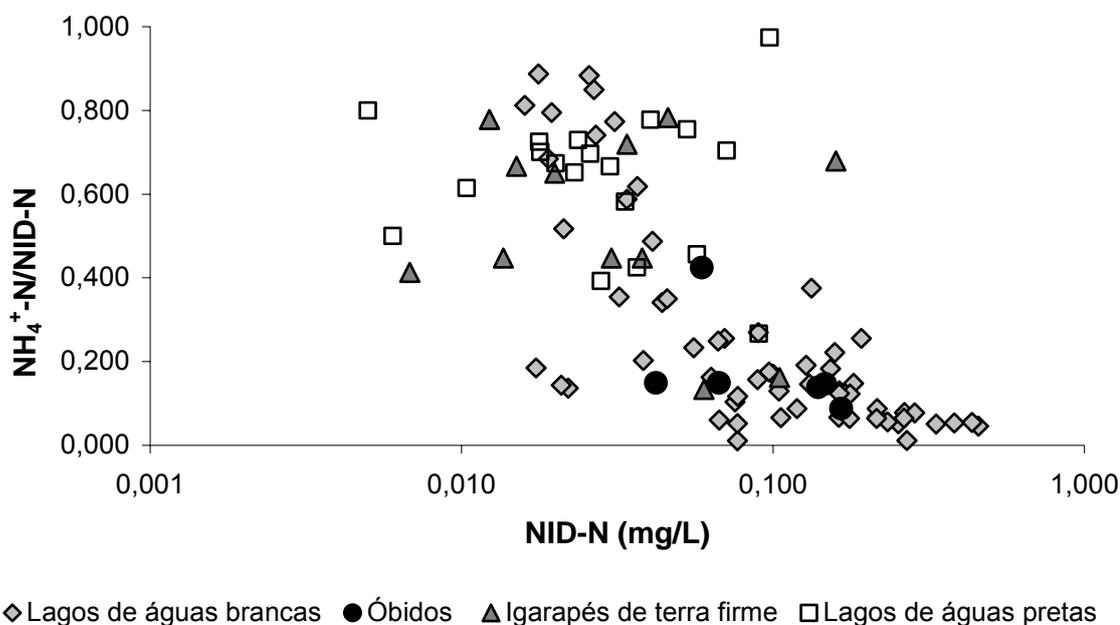


Figura 62: Variação da proporção de NH_4^+ -N em relação ao NID-N em Óbidos, na Várzea e nos igarapés de terra firme. A escala da concentração de NID-N está em unidade logarítmica.

No outro extremo, os sistemas que apresentaram concentrações de NID-N > 0,250 mg/L as razões de NH_4^+ -N/NID-N foram baixas (< 19%), as quais foram encontradas nos lagos de águas brancas da Várzea. E numa faixa de concentração de NID-N intermediária foram observadas razões variáveis desde uma pequena

percentagem até 100%. A grande dispersão dos resultados pode indicar diferentes fontes de nitrogênio adicional em cada um desses sistemas.

O Lago Piraquara, não característico como um lago de águas brancas da Várzea, apresentou predominância de NO_3^- -N (52,18%) como mostra a **Figura 61(B)**. Este lago parece ser bastante influenciado pela entrada de material da terra firme, através do Igarapé Piraquara (**Figura 10**) e pelo escoamento superficial, além de sua ligação ao Lago Grande (águas brancas) com forte influência das águas do Rio Amazonas, através dos canais de conexão Foz Sul e Foz Norte.

Entre as duas estações de coleta localizadas no Piraquara, aquela mais próxima ao Lago Grande (estação A42 – **Figura 12**) apresentou maior quantidade de NO_3^- -N que a estação mais próxima ao Igarapé Piraquara – estação A43 (teor de NH_4^+ -N > 67%). Pelos valores de condutividade medida nos três ambientes (**Tabela A1 - apêndices**) se pôde observar que no Lago Piraquara em junho (altas águas) ocorreu uma diluição da entrada de água proveniente do Lago Grande. E a percentagem de NH_4^+ -N (39,3% do total de NID-N) foi maior que a encontrada em março no período de enchente (26,7% do NID-N), provavelmente influenciada pela maior influência das águas vindas do igarapé.

No período de enchente a diluição da condutividade não foi observada, pelo contrário, o aumento da condutividade no Lago Piraquara pode indicar a entrada de elementos iônicos, talvez pela lixiviação do solo de terra firme. Outra possibilidade é a entrada preferencial das águas do Lago Grande no mês de março. No período de enchente as águas do Rio Amazonas alcançam o Lago pelos canais Foz Sul e Foz Norte o que poderia favorecer o fluxo de entrada de material em direção também ao Lago Piraquara.

A forma orgânica de nitrogênio dissolvido (NOD-N) é o principal estoque de nitrogênio presente em Óbidos e nos igarapés de terra firme, representando 43 e 52% do nitrogênio total, respectivamente (**Figura 59**). Na Várzea o NOD-N é o segundo maior estoque de nitrogênio (27% do N total) depois da forma particulada.

Em sistemas lacustres, o nitrogênio orgânico dissolvido representa geralmente mais de 50% do nitrogênio solúvel e se trata sobretudo de nitrogênio amina, no entanto os aminoácidos livres são pouco importantes, pois são facilmente degradados. Excretada pelas algas superiores e as macrófitas, esta forma de nitrogênio aumenta com a eutrofização. Ela se torna então superior ao nitrogênio

particulado, este por outro lado, geralmente segue a evolução dos fitoplâncton (GAILLARD, 1995).

Na Várzea a quantidade de NOD-N foi maior que as encontradas no Rio e nos igarapés (0,034 mg/L) e a mesma apresentada por Junk (1997) no Lago Camaleão (0,035 mg/L). As razões NOD/NDT na Várzea também foram próximas aos resultados apresentados no Lago Camaleão (JUNK, 1997) de 0,74 e 0,78; respectivamente. Com os dados de Meybeck (1982) se pôde estimar uma razão de NOD/NDT para o Rio Amazonas de 0,72; maior do que a encontrada em Óbidos no presente estudo (0,68). Esta diferença nos resultados pode estar relacionada aos diferentes métodos para a determinação das espécies iônicas de nitrogênio dissolvido. Meybeck (1982) utilizou o método de Kjeldahl para a determinação das duas espécies NOD e o NH_4^+ , no qual algumas vezes não é possível diferenciar as duas espécies.

A importância do NOD também pode ser relacionada à quantidade de COD. A razão COD/NOD em Óbidos foi em torno de 31,8 e é maior que a calculada com os dados de Meybeck (1982) para o Rio Amazonas (25,0). A razão COD/NOD na Várzea de Curuai foi de 28,36 (N/C= 0,07) (n= 70); com a apresentação de alguns valores extremamente altos, acima de 140 (0,01) (n= 4). Nos igarapés de terra firme a razão COD/NOD foi mais elevada (68,3) (N/C= 0,04). Razão COD/NOD elevada (78,2) também foi calculado para os resultados de COD e NOD apresentados em Junk (1997); realizados em igarapés de terra firme localizados ao longo da rodovia entre Manaus – Caracaraí de novembro de 1980 a julho de 1981.

Razões COD/NOD elevadas são características de ácidos húmicos (AH) e fúlvicos (AF). Sendo que as razões dos ácidos fúlvicos são consistentemente maiores que as correspondentes aos ácidos húmicos. Ertel *et al.* (1986) determinou razões COD/NOD de ácidos húmicos e fúlvicos em Óbidos, nos quais os resultados foram de 30,2 e 60,0; respectivamente. Os sistemas de águas pretas, geralmente tendem a apresentar razões COD/NOD das substâncias húmicas ainda maiores, como o Rio Negro em que Ertel *et al.* (1986) encontrou valores de COD/NOD para o AH de 58,1 e AF de 85,0.

7.1.3 As formas do Fósforo dissolvido

Do total de fósforo dissolvido (PDT), a quantidade mais elevada foi observado em Óbidos, seguida da quantidade encontrada na Várzea e nos igarapés de terra firme. O fósforo é assimilado por fitoplâncton, bactérias e plantas bênticas. Está presente em moléculas de DNA, ATP e ADP, e em membranas de células lipídicas como os fosfolipídios. Aproximadamente 82% do P presente nos cursos de água estão na forma particulada (MEYER *et al.*, 1981) e desta em torno de $\frac{1}{3}$ a $\frac{1}{4}$ é orgânica e a parte remanescente é composta por várias fases inorgânicas (BERNER; RAO, 1994).

Os processos de transporte e reciclagem do P ainda não foram bem calculados, principalmente em rios extensos como os da Bacia Amazônica, onde os sistemas de várzea podem reter o P por meio da decantação de partículas e por meio da remoção de P da coluna d'água pela ação de organismos. Lewis *et al.* (1990) estimou que o P exportado de uma várzea para o Rio Orinoco era negligenciável. Por outro lado em estudo realizado por Fisher *et al.* (1991) foi observado que uma várzea no Rio Amazonas atuou como fonte de P para o rio ao longo de um ano de pesquisa.

Entre as formas dissolvidas de fósforo a quantidade de fósforo inorgânico (PID-P) foi predominante em Óbidos, representando 72% do fósforo dissolvido total (PDT) (**Figura 59**). De forma semelhante, a partir de resultados mostrados por Meybeck (1982) foi observado que do total de fósforo dissolvido a forma inorgânica contribuiu com 60% de fósforo no Rio Amazonas.

Neste estudo, a quantidade de PID-P encontrada em Óbidos foi de 0,153 mg/L; uma ordem de grandeza maior que as observadas em outros trabalhos como de Meybeck (1982) em que a quantidade de PID-P para o Rio Amazonas foi de 0,012 mg/L. Em Devol *et al.* (1991) as quantidades de PID-P encontradas foram um pouco maiores. No trabalho dos autores, nos períodos de baixas águas e vazante foram observadas concentrações de PID-P em Óbidos de 0,034 e 0,019 mg/L; respectivamente, e nos quais se pôde observar uma diferença entre os teores orgânico e inorgânico do PDT.

No período de baixas águas a contribuição de PID-P foi de 73% e no período de vazante a sua contribuição caiu para 60%. Devol *et al.* (1991) também observaram uma diminuição da concentração de PID-P ao longo de 1.600 km do Amazonas até Óbidos (0,031 - 0,019 mg/L), a qual os autores associaram à diluição proveniente das entradas dos tributários (0,014 mg/L) e das várzeas (0,010 mg/L). A quantidade de PID-P encontrada na Várzea de Curuai (0,050 mg/L) foi menor que a encontrada no Rio. A perda de PID nas águas pode ser proveniente de seu consumo durante a produção primária de macrófitas, perifiton e algas; e a sua associação à partículas minerais e posterior sedimentação no período da vazante.

Diferentemente a Óbidos, na Várzea a forma predominante de fósforo dissolvido foi a orgânica (POD-P) que contribuiu com 64% do PDT. Geralmente, ambas as formas de fósforo dissolvido, inorgânica e orgânica, interagem fortemente com partículas em suspensão e com depósitos de sedimentos.

Algumas dessas interações representam o consumo biológico por algas e macrófitas e as interações com as superfícies minerais dos sedimentos, onde ocorre a formação de complexos superficiais inorgânicos (GROBBELAAR; HOUSE, 1995). Os mesmos autores realizaram experimentos em laboratório para estudar as interações entre minerais e fosfatos, e determinaram que em águas duras (ricas em cálcio e magnésio) pode ocorrer nucleação heterogênea de calcita e co-precipitação do P nos rios e lagos.

Já em águas doces (sem dureza significativa) o processo observado foi a formação de co-precipitados de FePO_4 e $\text{Fe}(\text{OH})_3$ em sólidos em suspensão e em depósitos de sedimentos. Barroux (2006) determinou que os sedimentos da Várzea de Curuai possuem em sua composição 6% de Fe e comparou as concentrações de MPS do Rio Amazonas com os sedimentos da Várzea de Curuai e observou um forte empobrecimento de cálcio nos sedimentos da Várzea.

A ciclagem do P ainda não foi muito bem calculada em rios como o Amazonas, onde os sistemas de várzea podem reter o P. Na verdade, as várzeas tanto podem atuar como sistemas de retenção quanto como uma fonte de fósforo. A retenção de P e outros nutrientes está relacionada ao tempo de estocagem das águas fluviais nos sistemas de várzea, à circulação da água dentro do sistema, à adsorção físico-química em partículas e a sua sedimentação (MELACK; FISCHER, 1990).

As concentrações de POD-P na Várzea e em Óbidos foram respectivamente 0,03 e 0,06 mg/L (**Tabela A2 - apêndices**). Devol *et al.* (1991) encontrou uma quantidade de 0,012 mg/L de POD-P no Rio Amazonas. Um pouco maior que a apresentada por Meybeck (1982) (0,008 mg/L). No presente estudo, a razão COD/POD entre os três sistemas apresentados variou bastante.

Nos igarapés de terra firme a razão COD/POD encontrada foi de 1.201; a mais elevada. Na Várzea a razão foi de 398,69 e em Óbidos foi encontrada a razão mais baixa (124,86); valor este bem menor ao calculado com dados de Meybeck (1982) no Rio Amazonas (625,0). A diferença se deve as elevadas concentrações encontradas no presente estudo para as espécies de fósforo dissolvidas analisadas.

7.2 INFLUÊNCIA DA HIDROLOGIA NO SISTEMA RIO AMAZONAS – VÁRZEA DE CURUAI

Extensas áreas de várzea estão associadas com o Rio Amazonas e seus tributários. São áreas periodicamente inundadas pelo transbordamento lateral dos rios, pela precipitação direta ou pela infiltração do lençol freático. As várzeas alteram o transporte de água e de materiais dissolvido e particulado das bacias hidrográficas localizadas à montante e que atravessam os rios até o oceano (JUNK, 1997; DUNNE *et al.*, 1998; HESS *et al.*, 2003).

A acumulação periódica de substâncias seguida pela exportação de material pode ocorrer em períodos curtos de tempo, associado com o ritmo do pulso de inundação, ou períodos longos (centenas a milhares de anos). Durante a fase terrestre (baixas águas), a matéria orgânica é acumulada em vários habitats e depois é carregada durante a fase aquática (altas águas e vazante) quando é transportada para o rio e posteriormente para o oceano (JUNK, 1997). Durante a residência das águas nos sistemas de várzea ocorrem modificações biogeoquímicas sob a influência de processos de adsorção, reações redoxi e processos bióticos (RICHEY *et al.*, 1990; MELACK *et al.*, 2004). Estes processos são influenciados pelos modelos espacial e temporal da hidrologia, que são alterados pela topografia, solo e vegetação da várzea (MERTES *et al.*, 1995).

Na Várzea de Curuai, o Rio Amazonas domina as entradas de água para a Várzea, contabilizando aproximadamente 77% do total anual de entradas. A

precipitação e o escoamento contabilizam em torno de 9 e 10%, respectivamente. Enquanto que, a infiltração proveniente das águas subterrâneas responde por 4% (BONNET *et al.*, 2008).

Em anos típicos, a distribuição temporal do fluxo de água através dos canais de conexão indica uma vazão afluente do Rio Amazonas no mês de janeiro, seguida por um período de alternância entre influxo e efluxo de fevereiro a fim de abril. A direção da vazão muda para uma descarga efluente desde o fim do mês de abril até fim de outubro (BONNET *et al.*, 2008). O tempo de residência hidrológico da Várzea é em torno de três meses e a Várzea tem uma contribuição efetiva de água para o Rio (BONNET *et al.*, 2008).

As tendências e variações observadas durante as amostragens nos diferentes períodos do ciclo hidrológico entre 2004 e 2005 serão descritas a seguir.

O aporte de material do Rio Amazonas para a Várzea de Curuai e vice-versa varia sazonalmente. Diferenças foram observadas na natureza e composição entre o material particulado importado e exportado da várzea (MOREIRA-TURCQ *et al.*, 2008, submetido).

Em estudos realizados anteriormente em rios da Amazônia foi observado que o teor de COP diminui com o aumento da concentração de MPS (MEYBECK, 1982). A mesma tendência foi observada nos lagos da Várzea e no Rio Amazonas (em Óbidos) (**Figura 63**). No período de enchente os menores teores de COP foram observados no Rio Amazonas e nos lagos de águas brancas.

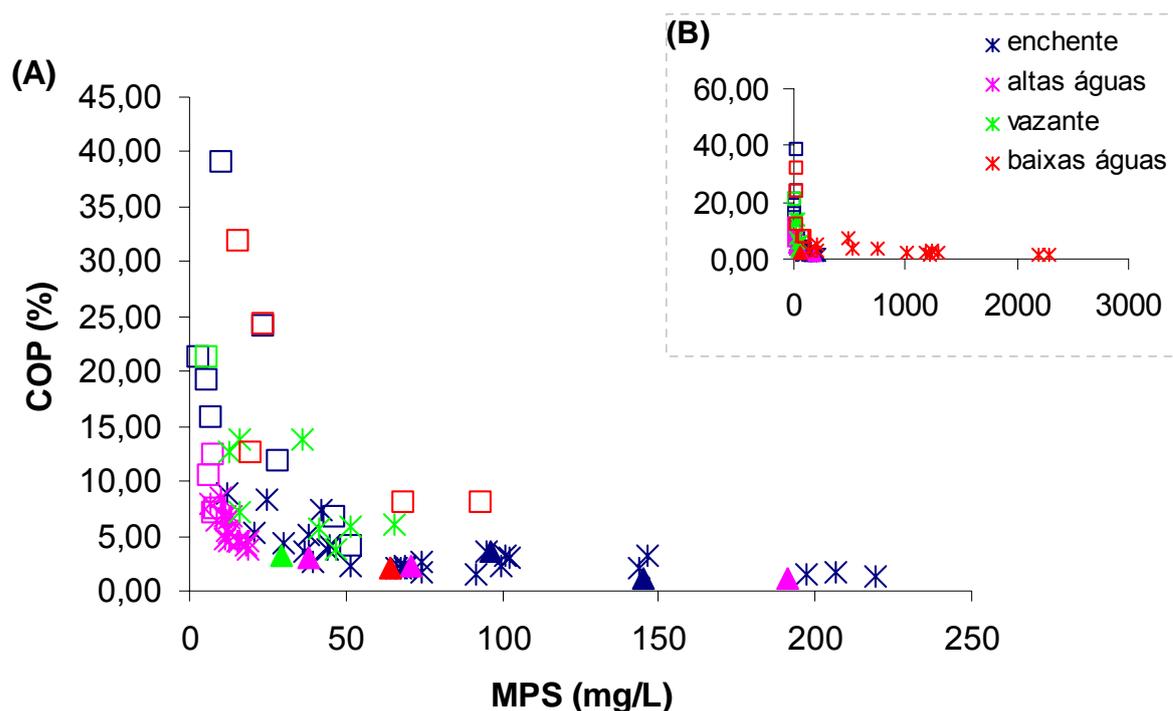


Figura 63A; 63B: Gráfico de correlação entre o teor de carbono orgânico particulado (COP) e as concentrações de material particulado em suspensão (MPS) durante as coletas nos diferentes períodos hidrológicos: enchente (azul), altas águas (rosa), vazante (verde) e baixas águas (vermelho); no Rio Amazonas (Óbidos) - triângulo, nos lagos de águas brancas - asterístico e águas pretas da Várzea – quadrado vazado. Em destaque foram excluídas as amostras coletadas nos lagos de águas brancas no período de baixas águas.

Durante o período de enchente o Rio Amazonas transporta ao longo de seu curso uma carga maior de sedimento em suspensão devido ao aumento da resistência das águas sobre os embasamentos rochosos dos Andes, carregada principalmente das cabeceiras dos Rios Solimões e Madeira e devido à erosão do leito do Rio Amazonas e afluentes. Como o hidrograma do ciclo hidrológico da Várzea está em fase com o hidrograma do Rio Amazonas em Óbidos (MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2007), este material transportado, rico em nutrientes, alcança os lagos da Várzea durante a enchente até início das altas águas, aumentando assim as concentrações de MPS nos lagos de águas brancas diretamente conectados ao Rio. Os lagos de águas pretas, particularmente os Lagos Curumucuri e Piraquara que estão localizados mais a jusante do Rio, são influenciados principalmente pelo material particulado carregado da lixiviação da bacia de terra firme e floresta aluvial.

No entanto, as maiores concentrações de MPS com os menores teores de COP foram registradas no período de baixas águas (**Figura 63B**), tanto nos lagos de águas brancas quanto nos lagos de águas pretas, proveniente da baixa profundidade da coluna d'água. Conseqüentemente isto leva a diminuição do volume de água nos lagos e a concentração tanto do material dissolvido quanto particulado. A baixa profundidade da coluna d'água também facilita a ressuspensão de material particulado recentemente depositado na camada superficial do sedimento.

Comparando as trocas entre o Rio Amazonas e os principais lagos da Várzea conectados ao curso do Rio: Salé, Poção, Sta Ninha e Grande; a matéria orgânica importada do Rio Amazonas para a Várzea possui uma natureza diferente aquela exportada pela Várzea. A primeira é mais refratária e de relativa alta razão COP/NTP ($10,03 \pm 2,08$) ($N/C = 0,10 \pm 0,02$), sugerindo que este material é oriundo principalmente de fonte terrestre (**Figura 64**). Apresenta baixa produção algal ($Chla \sim 2,16 \mu\text{g/L}$) devido a alta turbidez, e um sinal de $\delta^{13}\text{C}$ relativamente constante ($-27,94 \pm 1,01\text{‰}$).

A matéria orgânica produzida nos lagos da Várzea está diretamente relacionada à hidrologia do Rio Amazonas e é mais lábil que a encontrada no Rio. Apresenta menor razão COP/NTP ($7,43 \pm 2,48$) ($N/C = 0,14 \pm 0,03$), alta contribuição algal (até $1.895 \mu\text{g/L}$ durante os florescimentos de fitoplâncton) e maior variabilidade no sinal de $\delta^{13}\text{C}$ ($-21,43$ a $-29,59\text{‰}$), demonstrando a presença de diferentes fontes de matéria orgânica no sistema.

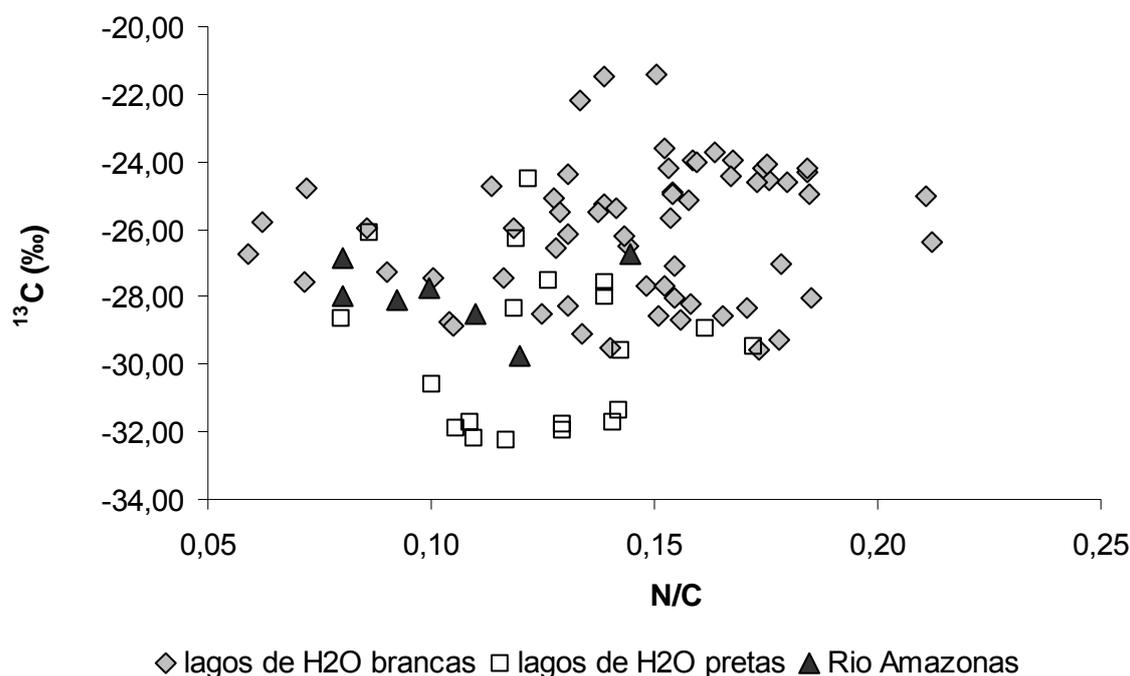


Figura 64: Qualidade da matéria orgânica particulada (MOP) no sistema Rio Amazonas – Várzea de Curuai.

Nos lagos de águas pretas da Várzea que praticamente não são influenciados pelas entradas do Rio, a matéria orgânica presente é de fonte mais terrestre proveniente principalmente da bacia de terra firme. Estes lagos apresentam razão COP/NTP mais elevada que os lagos de águas brancas ($8,33 \pm 1,68$) ($N/C = 0,12 \pm 0,02$), baixa contribuição algal ($2,44 \pm 1,10 \mu\text{g/L}$) e valores de $\delta^{13}\text{C}$ mais leves (-27,98 a -32,21‰). No entanto, a contribuição do Rio Amazonas se fez notar no Lago Açaí (águas pretas, conectado diretamente ao rio) e no Lago Piraquara (águas pretas, conectado ao Lago Grande de águas brancas) no período de enchente nos quais os valores de $\delta^{13}\text{C}$ foram mais pesados que os característicos desse tipo de sistema (-24,46 a -27,56‰).

As duas principais macrófitas presentes na Várzea (*Echinochloa polystachya* e *Paspalum repens*), com sinal $\delta^{13}\text{C}$ de -12,00‰ e uma razão COP/NTP de 50 e 14 ($N/C = 0,02$ e $0,07$); respectivamente, não apresentaram evidência de uma contribuição significativa no material particulado em suspensão. Amorim (2006) igualmente não observou uma contribuição significativa destas macrófitas no

sedimento superficial dos lagos da Várzea. Estas macrófitas representam uma alta quantidade de biomassa em outros sistemas de várzea amazônicos (PIEIDADE *et al.*, 1994). No entanto na Várzea de Curuai estas estão localizadas principalmente nos canais de conexão com o Rio e nas entradas dos lagos. Levando a hipótese que estas plantas são exportadas para o Rio durante o início do período de vazante e apenas uma pequena porção é depositada, principalmente nos canais de conexão.

Por outro lado, Benthieu *et al.* (2007) propuseram que o decréscimo de $\delta^{13}\text{C}$ do fitoplâncton apresenta boa correlação com o aumento da concentração de COP. Moreira-Turcq *et al.* (2008, submetido) sugeriram que os extensos florescimentos fitoplanctônicos que ocorrem na Várzea de Curuai, são os principais responsáveis pela baixa razão C/N e pode alcançar entre 30 e 45% do MPS presente na Várzea.

Considerando que as duas principais fontes de MO são o material proveniente do Rio Amazonas e dos florescimentos fitoplanctônico produzidos *in situ*, é possível quantificar a participação destas duas diferentes fontes: a produção autóctone (-17.68 a -21.93‰) e o Amazonas (-26.6 to -29.9‰) (MOREIRA-TURCQ *et al.*, 2008, submetido), baseado nas suas respectivas composições isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$.

Utilizando um modelo isotópico proposto por Martinelli *et al.* (2003) e os dados de $\delta^{13}\text{C}$ da MOP de amostras de fitoplâncton e de MPS do Rio Amazonas ao longo de 4 anos (MOREIRA-TURCQ *et al.*, 2008, submetido), é possível identificar a participação de diferentes fontes de matéria orgânica durante um ciclo hidrológico.

$$\text{MOP}_{\text{auto}} (\%) + \text{MOP}_{\text{amaz}} (\%) = 100\%$$

$$\text{MOP}_{\text{auto}} (\%) = [(\delta^{13}\text{C}_{\text{amostra}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{MOPamaz}}) / (\delta^{13}\text{C}_{\text{MOPauto}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{MOPamaz}})] * 100$$

onde:

$\text{MOP}_{\text{auto}} (\%)$: percentagem da contribuição da produção autóctone da matéria orgânica particulada da Várzea;

$\text{MOP}_{\text{amaz}} (\%)$: percentagem da contribuição da matéria orgânica particulada do Rio Amazonas;

$\delta^{13}\text{C}_{\text{amostra}}$: composição isotópica do $\delta^{13}\text{C}$ da amostra;

$\delta^{13}\text{C}_{\text{MOPauto}}$: composição isotópica do $\delta^{13}\text{C}$ da produção autóctone;

$\delta^{13}\text{C}_{\text{MOPamaz}}$: composição isotópica do $\delta^{13}\text{C}$ da matéria orgânica particulada do Rio Amazonas

Os resultados variaram de acordo com os dados obtidos nos diferentes períodos hidrológicos. Moreira-Turcq *et al.* (2008, submetido) determinaram com base nesse modelo que durante o período de enchente a MOP da Várzea é dominada pela matéria orgânica do Rio Amazonas. Esta contribuição decresce progressivamente durante as altas águas e atinge o seu mínimo no mês de outubro, quando se observa uma predominância da produção autóctone fitoplanctônica (**Figura 65**).

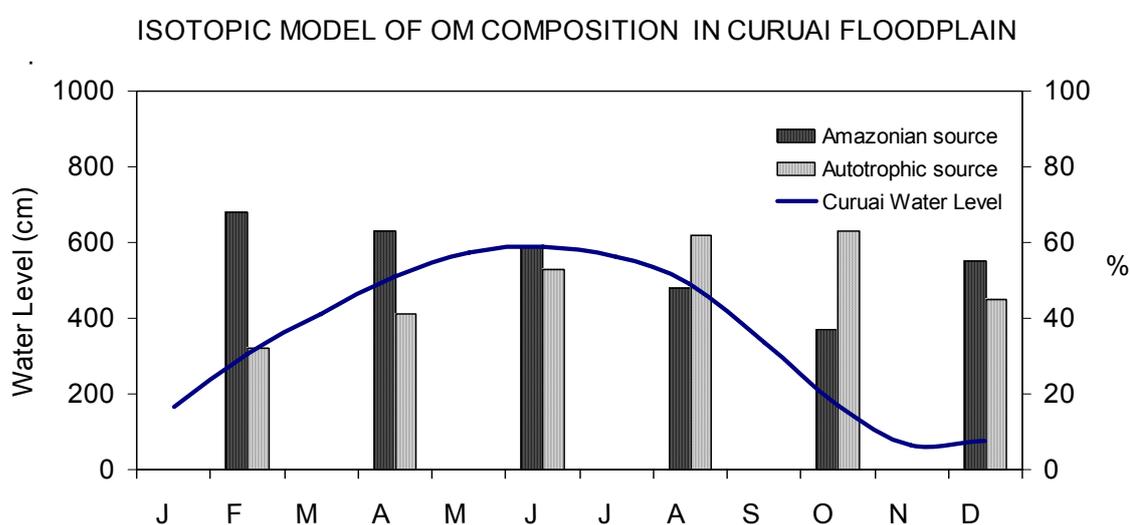


Figura 65: Evolução da contribuição em percentagem das duas principais fontes de matéria orgânica particulada (MOP) para a Várzea: matéria orgânica do Rio Amazonas (*Amazonian source*) e da produção autóctone fitoplanctônica (*Autotrophic source*). Os resultados foram obtidos com base num modelo isotópico proposto por Martinelli *et al.* (2003). O gráfico em linha representa a variação anual do nível d'água (*Water level*) na Várzea de Curuai. Fonte: Moreira-Turcq *et al.* (2008, submetido).

No período de enchente e início das altas águas, o transporte de material pelo Rio Amazonas na margem norte da Várzea e de material proveniente da bacia de drenagem ao sul, são responsáveis pelo aporte de sais nutrientes e de matéria orgânica para dentro da Várzea (**Figura 66**) (MOREIRA-TURCQ *et al.*, 2008, submetido). Este material tem influência terrestre e é mais refratário. A disponibilidade de nutrientes e matéria orgânica nesta fase favorece o início da

produção primária na Várzea, fortemente influenciada pelo florescimento de fitoplâncton, e que chega ao seu ápice no período de altas águas e início da vazante.

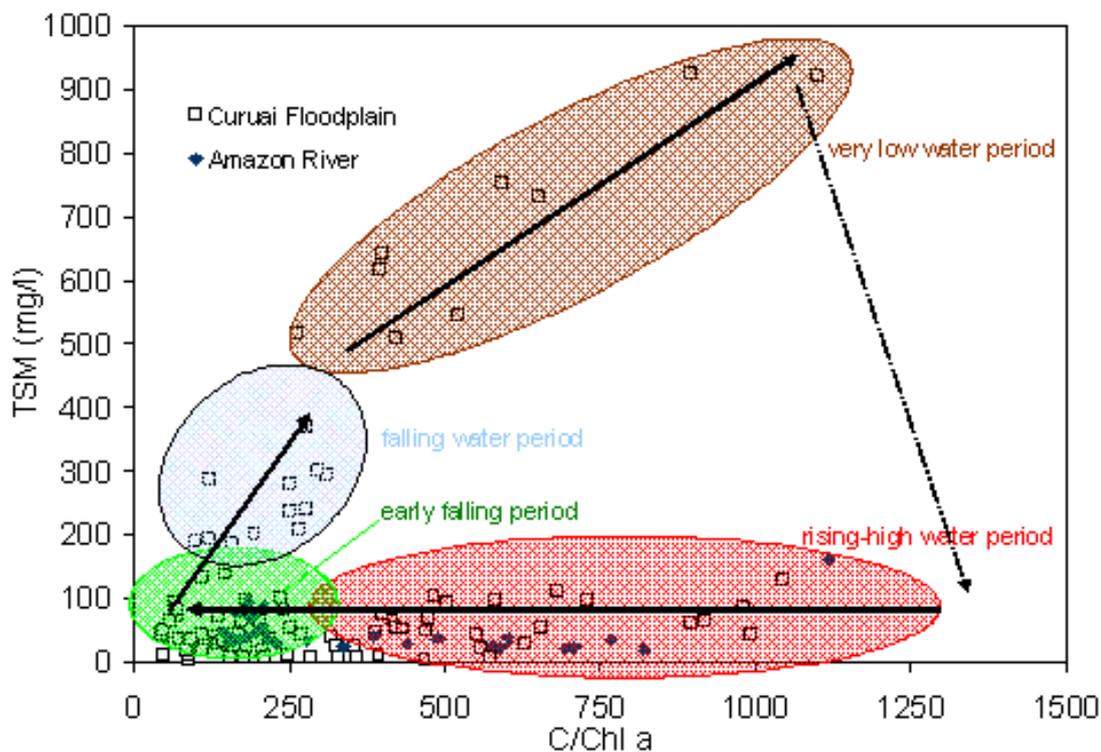


Figura 66: Evolução da qualidade do material orgânico presente na Várzea de Curuai, durante os diferentes períodos hidrológicos ao longo de 4 anos (1999-2003): enchente – altas águas (*rising-high water period*), início da vazante (*early falling period*), vazante (*falling water period*) e baixas águas (*very low water period*). O gráfico representa a relação entre o material particulado em suspensão (TSM) e a razão C/Chl_a. O marcador em losango cheio representa o Rio Amazonas (*Amazon River*) e o marcador em quadrado vazado representa os lagos da Várzea (*Curuai floodplain*). Fonte: Moreira-Turcq *et al.* (2008, submetido).

No período de baixas águas se observa novamente o aumento da razão C/Chl_a ($417,83 \pm 203,88$), provavelmente devido aumento da concentração de MPS proveniente da ressuspensão de sedimento superficial depositado no fundo dos lagos. No entanto, este material em suspensão é rápida e intensamente remineralizado o que possibilita a observação de florescimentos fitoplanctônico pontuais ainda neste período (**Figuras 66 e 67**).

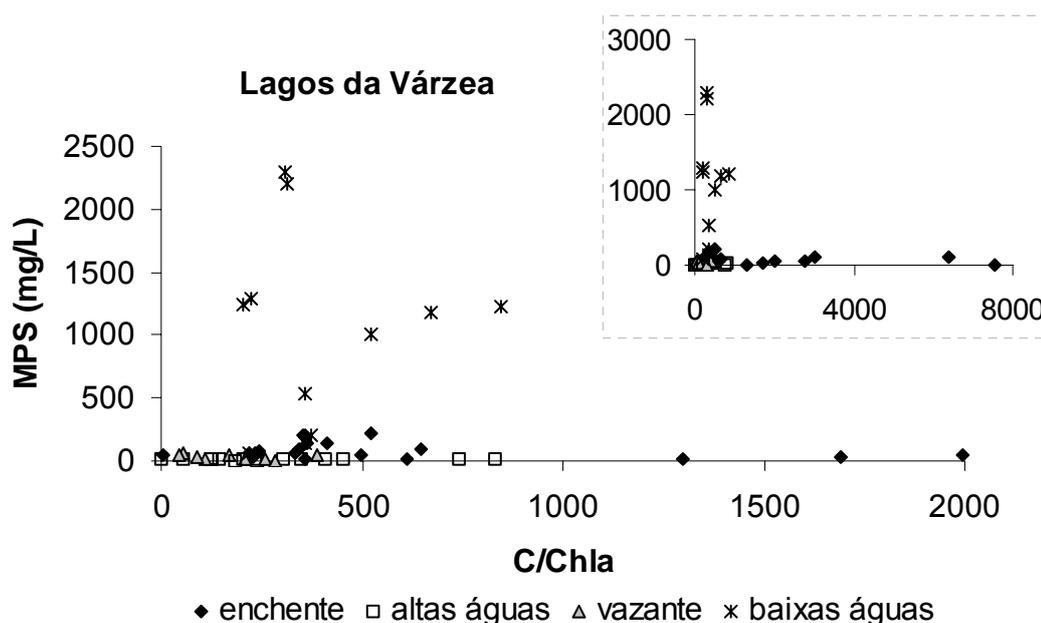


Figura 67: Qualidade do material orgânico presente na Várzea de Curuai, durante os diferentes períodos hidrológicos de 2004-2005: enchente, altas águas, vazante e baixas águas. O gráfico representa a relação entre o material particulado em suspensão (MPS) e a razão C/Chla. Os dados são referentes aos resultados do presente estudo, obtidos nos lagos de águas brancas e pretas da Várzea de Curuai. O gráfico em destaque apresenta os eixos em escala mais reduzida para mostrar mais detalhadamente a evolução da qualidade do material vivo nos diferentes períodos hidrológicos.

Nos lagos de águas pretas foi observado que durante todos os períodos amostrados existe a predominância de material detrítico ($C/Chla > 250$). Com um decréscimo do período de enchente (609,59 – 2.749) até o período de altas e baixas águas (217,40 – 741,98).

O fracionamento do material particulado pode ser observado principalmente nos lagos de águas brancas e no Rio Amazonas (**Figura 68**).

Apesar da alta produtividade primária que ocorre nos lagos de águas brancas, seu material deve ser rapidamente mineralizado pela ação bacteriana. Quanto menor o teor de N presente mais fracionado se encontra esse material. A nitrificação oxida o NH_4^+ a NO_3^- e é favorecida pelos pH neutros ou ligeiramente básicos, como as águas brancas do sistema Rio – Várzea, nas quais predomina a espécie NO_3^- no material dissolvido. Sendo este um fenômeno oxidativo, o processo se produz em água contendo oxigênio na camada óxica dos sedimentos, por vezes sobre uma

espessura de ordem milimétrica. A nitrificação tem lugar essencialmente nos sedimentos e na superfície de perifiton, pois as bactérias são muito mais abundantes na camada superficial dos sedimentos do que na água (GAILLARD, 1995).

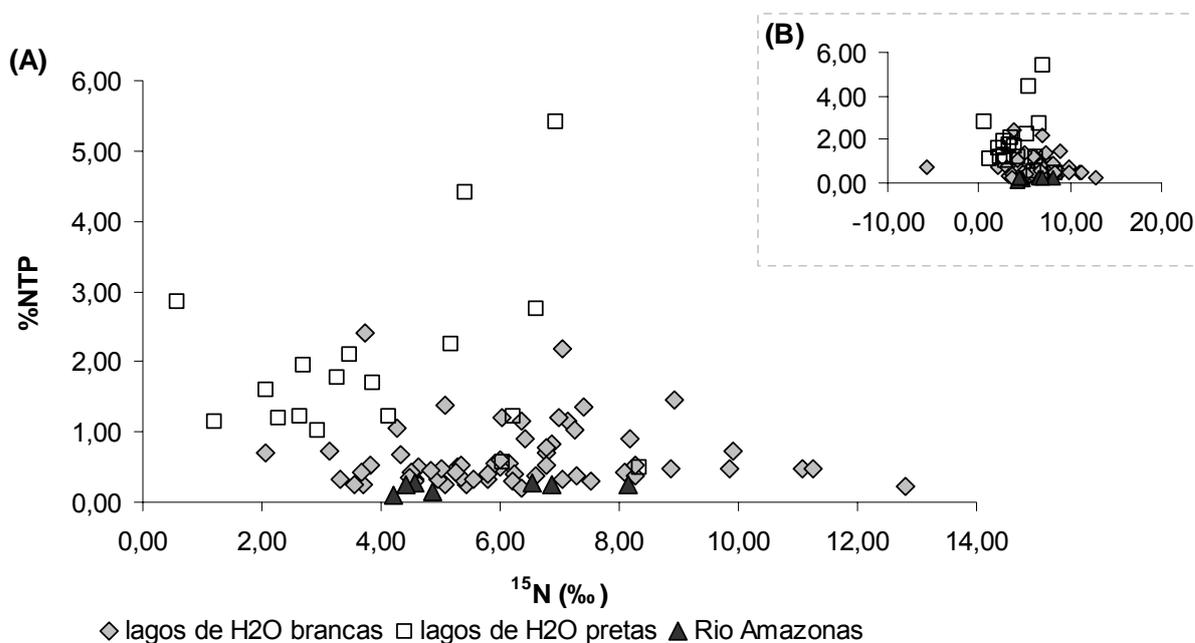


Figura 68: Fracionamento da matéria orgânica particulada no sistema Rio Amazonas – Várzea de Curuai. Em destaque está excluída a amostra com valor $\delta^{15}\text{N}$ negativo, observado no Lago Grande (estação A40 – Curuai) no período de baixas águas de 2004.

O sinal negativo de $\delta^{15}\text{N}$ ($-5,72\text{‰}$) no Lago Grande na estação A40 – Curuai, no período de baixas águas de 2004, pode evidenciar a presença de cianobactérias no sistema, capazes de atuar como fixadoras do N atmosférico (N_2). Ibañez *et al.* (2004) realizaram um inventário florístico fitoplanctônico em período de altas águas (2002) em vários lagos da Várzea. No qual, foram identificadas inúmeras classes de fitoplâncton, entre elas algumas fixadoras de N_2 (**Figura 69**).

Os autores determinaram que fatores como a transparência da água relativamente elevada para o tipo de sistema, permite o desenvolvimento de táxons, favorecido possivelmente pelo regime hidrológico com aporte nos lagos da parte sul da Várzea, de águas e material de drenagem das bacias de terra firme e na parte norte de sais nutritivos provenientes do Rio Amazonas.

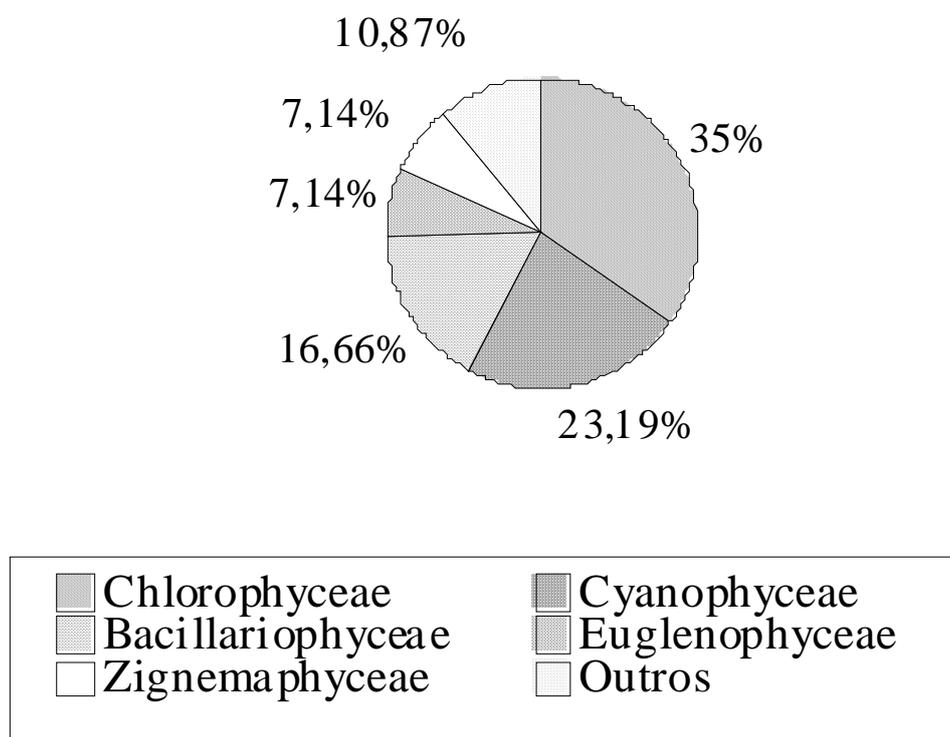


Figura 69: Ocorrências relativas das classes taxonômicas do fitoplâncton de superfície do Lago Grande do Curuaí, em junho de 2002. Fonte: Ibañez *et al.* (2004).

O Rio Amazonas é fortemente influenciado pela vegetação de floresta que o margeia, através da entrada de matéria orgânica particulada e dissolvida. Esta entrada é considerada a principal fonte de carbono e nutrientes para o crescimento fitoplanctônico (JUNK, 1997; HEDGES *et al.*, 1994).

No Rio Amazonas a razão COD/NOD foi elevada (15,32 – 56,79) (N/C entre 0,02 – 0,07) principalmente nos períodos de enchente e altas águas (**Figura 70**), quando aumenta o aporte de material terrestre de floresta e solo, composto por elevadas quantidades de lignina e substâncias húmicas, ricas em carbono (HEDGES *et al.*, 1986). Razões de COD/NOD calculadas a partir dos dados fornecidos por Meybeck (1982) mostraram valores de 25,0 (Amazonas); 21,0 (Negro) e 13,3 (Solimões).

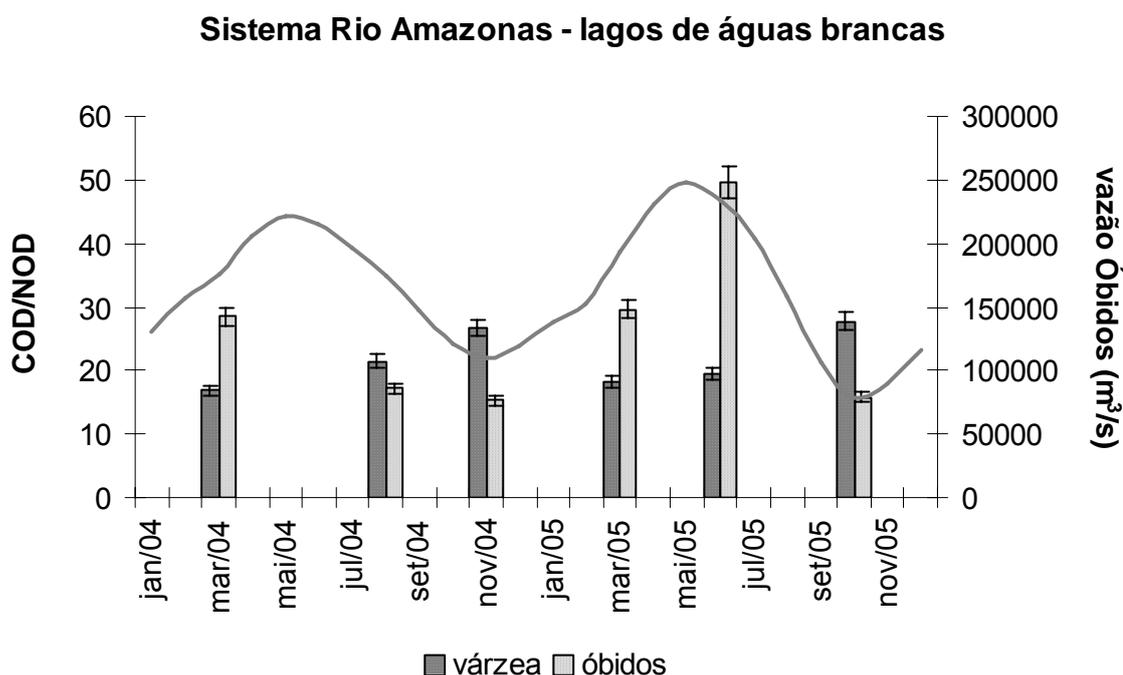


Figura 70: Evolução da razão COD/NOD no sistema Rio Amazonas – Várzea de Curuai nas diferentes campanhas realizadas nos anos de 2004 e 2005. A razão COD/NOD da Várzea representa os resultados analisados nos principais lagos diretamente conectados ao Rio Amazonas: Salé, Poção, Sta Ninha e Grande. Os dados de vazão mensais para o período foram obtidos do Projeto ORE-HYBAM.

A razão COD/NOD na Várzea foi menor que a observada no Rio Amazonas ($21,35 \pm 12,60$) ($N/C = 0,07 \pm 0,05$), demonstrando a influência da produção fitoplanctônica, devido ao consumo de carbono e nutrientes para o seu crescimento. Por outro lado, os fitoplâncton podem atuar como fonte de COD, principalmente no período de baixas águas, quando o aporte de material alóctone de carbono é baixo. O leve aumento da razão COD/NOD no período de baixas águas (**Figura 70**) também pode ocorrer devido ao aumento da concentração de MPS na coluna d'água devido a ressuspensão, aumentando a turbidez e levando a predominância da atividade bacteriana que consome preferencialmente compostos ricos em nitrogênio.

Devido a grande entrada de matéria orgânica e das altas taxas de respiração, o Rio Amazonas é considerado um sistema heterotrófico (RICHEY *et al.*, 1990; BENNER *et al.*, 1995). Neste caso, os bacterioplâncton são considerados um dos principais produtores do sistema. A baixa concentração de P é considerado o principal fator limitante para o crescimento de bactérias em ecossistemas de água

doce (TOOLAN *et al.*, 1991; ELSER *et al.*, 1995). No entanto, limitações do crescimento de bactérias pelo N e carbono orgânico já foram evidenciadas (WANG *et al.*, 1992; ELSER *et al.*, 1995). Enquanto que, nos lagos de várzea, ambos os nutrientes são considerados fatores limitantes para o crescimento de fitoplâncton (DEVOL *et al.*, 1984; FOSRBERG *et al.*, 1988).

De uma maneira geral o sistema Rio Amazonas – Várzea de Curuai apresenta uma limitância de nitrogênio inorgânico dissolvido em relação ao fósforo inorgânico (**Figura 71**). O que poderia indicar um intenso processo de denitrificação no sistema. Razão de valor menor a 11, estabelecida por Pourriot; Meybeck (1995) determina a limitação de nitrogênio e fósforo inorgânicos dissolvidos na produtividade primária em ambientes lacustres. A razão de Redfield (1958), mais comumente utilizada, estabelece uma razão NID/PID = 16 para determinar o fator limitante da produção primária em ambientes aquáticos. Razão esta estabelecida a partir de dados obtidos em experimentos realizados em ambientes marinhos. Com base em dados obtidos por Meybeck (1982), foi possível calcular uma razão N/P de 14,0 – 13,4 para os Rios Amazonas e Solimões (águas brancas), respectivamente e de 18,8 para o Rio Negro (águas pretas).

No sistema Rio Amazonas – Várzea de Curuai as concentrações de P inorgânico dissolvido são mais baixas na Várzea do que no Rio. Tendência esta não observada de forma tão clara para a fração de NID-N. Forsberg *et al.* (1988) determinaram que o aumento das concentrações de fósforo solúvel reativo (PSR) num sistema de várzea, aumenta com a entrada de PSR proveniente do rio (período de enchente, quando as águas fluviais alcançam os lagos). A baixa razão NID/PID do Rio evidencia a entrada significativa de material proveniente do escoamento local nos lagos da Várzea.

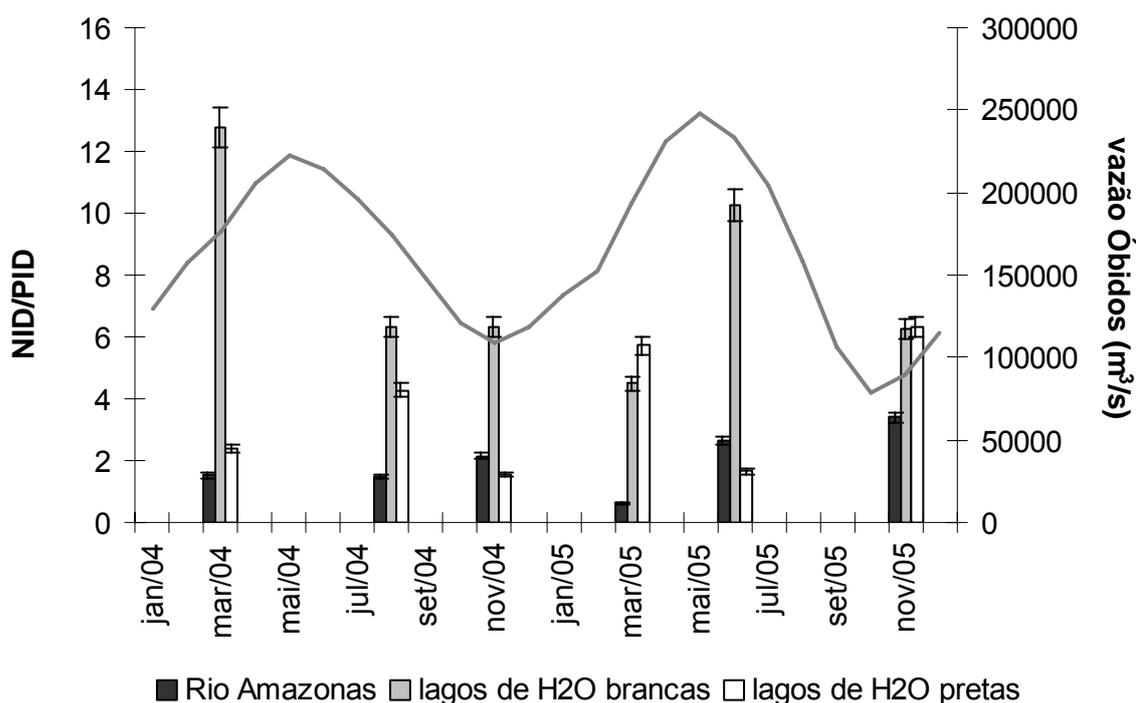


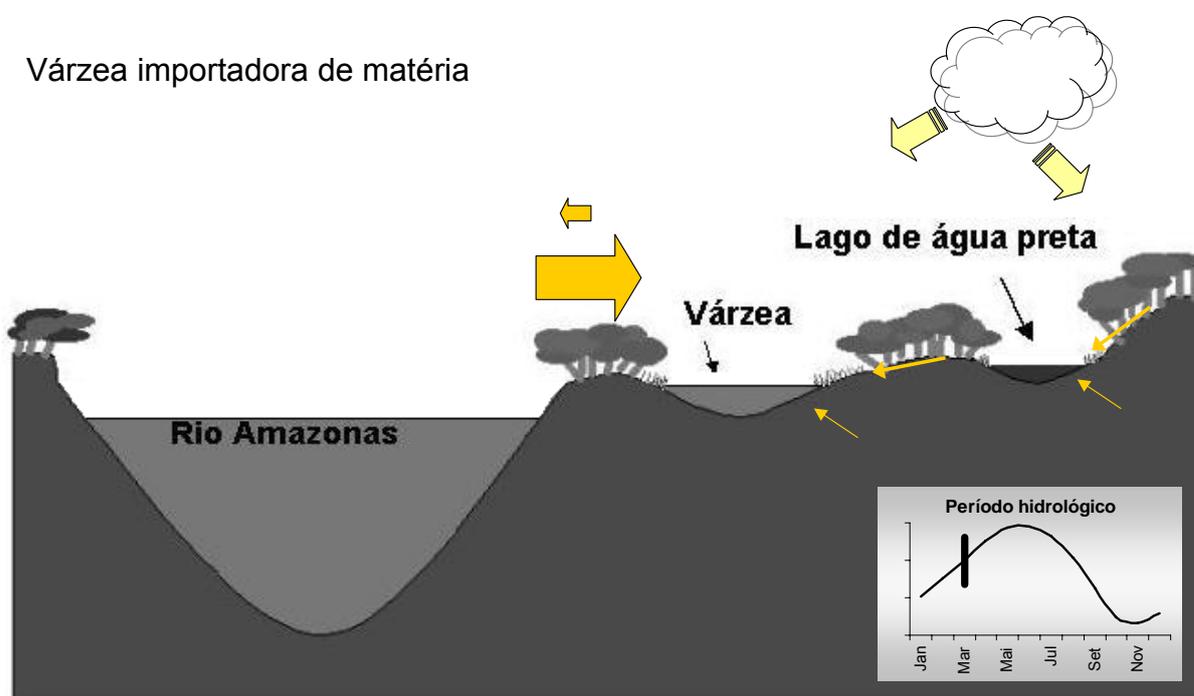
Figura 71: Variação sazonal da limitação de nitrogênio e fósforo inorgânicos dissolvidos (NID/PID) para o desenvolvimento da produção primária no sistema Várzea – Rio Amazonas (Óbidos), nos períodos de enchente, altas águas, vazante e baixas águas entre 2004 e 2005. Hidrograma de vazão é referente aos dados mensais em Óbidos, obtidos do Projeto ORE-HYBAM. No eixo y são apresentadas as razões NID/PID = 11 (POURRIOT; MEYBECK, 1995) e NID/PID = 16 (REDFIELD, 1958) estabelecidas para a limitação de N ou P na produção primária em ambientes lacustres e marinhos; respectivamente.

Enquanto que no período de altas águas, durante o período de estocagem de material dentro da Várzea, ambas as concentrações PID-P e de NID-N foram significativamente mais baixas nos lagos, indicando uma redução efetiva dos nutrientes dissolvidos disponíveis. As concentrações de MPS são significativamente mais baixas. Enquanto que, as concentrações de Chla são mais elevadas.

Estes resultados sugerem que a redução de PID e NID nos lagos pode ocorrer devido ao consumo destes nutrientes pelo fitoplâncton, cujo crescimento é estimulado pelo aumento da transparência relativa da coluna d'água. Juntamente com a redução de MPS durante o período de altas águas, Forsberg *et al.* (1988), determinou que uma redução de P total (dissolvido + particulado), sugerindo uma perda de PT pela sedimentação de P associado com partículas minerais.

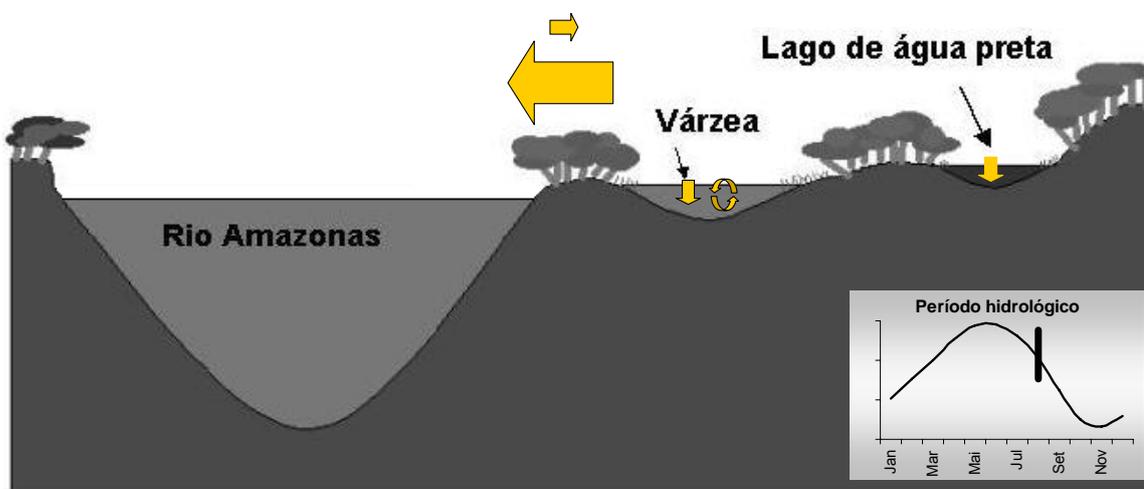
No período de baixas águas, a influência do Rio sob os lagos da Várzea foi significativamente reduzida. No entanto se pôde observar um aumento na razão NID/PID no Rio Amazonas durante o período fim das altas águas – baixas águas, quando a Várzea exporta material para o Rio. Evidenciando como os lagos da Várzea podem influenciar na química do curso principal do Rio.

7.2.1 Funcionamento do sistema Rio Amazonas – Várzea de Curuai

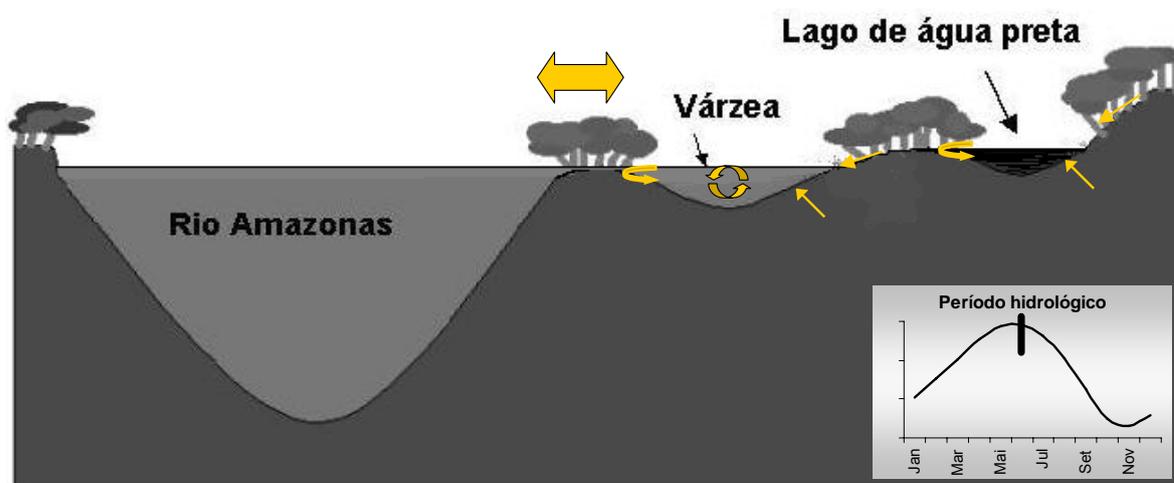


Período de enchente: entradas de água e material (sais nutrientes e matéria orgânica) para a Várzea. Início do crescimento da produção primária nova (PPN). Predominância das entradas pelo Rio Amazonas. Altas concentrações de MPS proveniente dos embasamentos rochosos dos Andes e das margens do curso principal do Rio. Contribuição da precipitação local pela entrada direta na superfície dos lagos e pelo escoamento local pela bacia de drenagem e pelos igarapés de terra firme. Contribuição da infiltração do lençol freático. Nos lagos de águas pretas, predominância da contribuição do escoamento pela bacia de terra firme e infiltração das águas subterrâneas.

Várzea exportadora de matéria

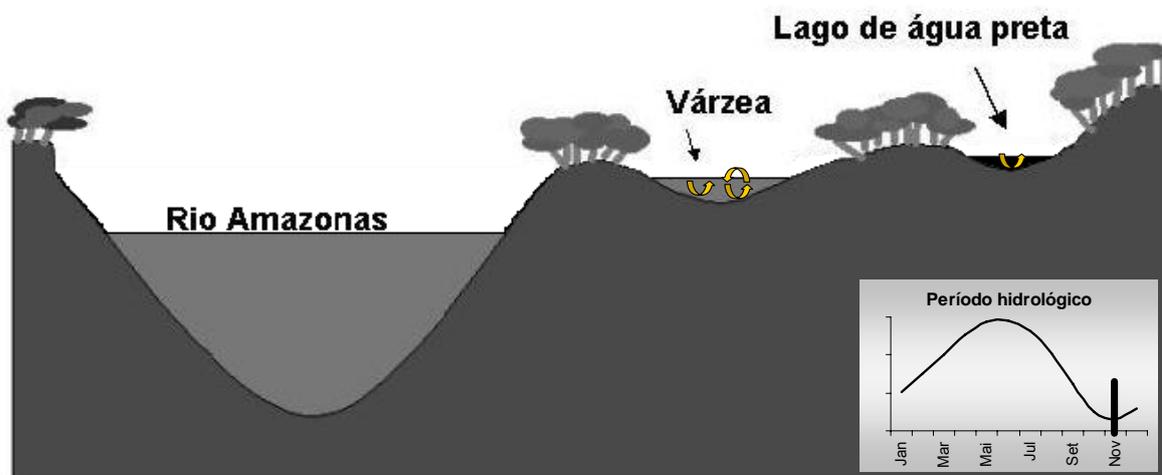


Período de vazante: Predominância da exportação da Várzea para o Rio. Ápice do crescimento da produção autóctone. Evidência efetiva dos processos de degradação e sedimentação de material nos lagos.



Período de altas águas: a área da Várzea está completamente inundada. Contribuição das entradas pelo Rio Amazonas e vice-versa. Contribuição mais efetiva dos tributários do Rio localizados ao norte da Bacia Amazônica. Contribuição das áreas de floresta completamente inundadas, igarapés de terra firme transbordados. Contribuição da zona de transição entre terrestre e aquática (ATTZ em inglês). Escoamento local pela bacia de drenagem e infiltração pelo lençol freático. Produção primária nova (PPN), principalmente fitoplanctônica nos lagos de águas brancas, e processos de ciclagem ao longo da coluna d'água.

Várzea sistema acumulador de matéria



Período de baixas águas: Praticamente não há trocas entre o Rio Amazonas e a Várzea. O sistema da planície se torna acumulador. Devido à baixa profundidade da coluna d'água nos lagos, se observa um grande aumento das concentrações de MPS, ocasionado pela concentração de material e por processo de ressuspensão ocasionado pela ação dos ventos, principalmente nos lagos de águas brancas de maior área superficial. Evidência de ativos processos de reciclagem, particularmente pela ação bacteriana. A disponibilidade de nutrientes permite florescimentos fitoplanctônico pontuais. Produção primária regenerada (PPR).

7.3 COMPOSIÇÃO E REATIVIDADE DA MATÉRIA ORGÂNICA DISSOLVIDA

7.3.1 Teor e características das substâncias hidrofóbicas e transfílicas

As águas naturais, referentes às amostras coletadas *in situ*, antes de sofrerem qualquer processo de filtração ou extração, mostraram valores de pH e teor de COD variáveis (**Tabela 11**).

Tabela 11: Concentração de carbono dissolvido presente nas amostras naturais antes de serem processadas pela ultrafiltração tangencial (UFT) e osmose reversa (OR).

Local	Estação	COD (mg/L)	CID (mg/L)	pH
Rio Amazonas	Óbidos	4,88	4,88	6,919
Lago do Poção	A27-central	8,28	4,76	7,277
Lago do Salé	A20	9,8	4,62	-
Lago Sta Ninha	A11	6,58	6,58	-
Igarapé Piraquara	AT20	3,66	-	5,692
Lago Grande	V-SCO	5,79	3,97	7,062
Lago Vermelho	A09-phyto	3,69	3,69	-

FONTE: Este estudo

Geralmente, as águas de superfície de coloração mais escura, são relacionadas a um forte teor de COD e caracterizadas como ricas em material húmico, enquanto que as águas fortemente mineralizadas são comumente águas mais transparentes e conseqüentemente com menor teor de COD. Vários pesquisadores têm correlacionado estas características com a absorvância específica à 254nm (SUVA), parâmetro denominado como um bom indicador do caráter aromático da matéria orgânica dissolvida (MOD) e conseqüentemente um bom indicador da presença do caráter húmico da MOD (origem terrestre). Esta correlação foi bem apresentada por Violleau (1999), para vários rios e em diferentes estações do ano. Na qual o aumento da concentração de COD foi relacionado ao aporte de influência terrestre e ao aumento do SUVA (aumento da aromaticidade).

Excluindo as amostras A09-phyto (Lago Vermelho – Grande do Poção) e A20 (Lago do Salé), foi possível observar uma boa relação linear ($r^2 = 0,7764$) entre os dois parâmetros, COD e SUVA (**Figura 72**). A falta de correlação dos parâmetros nas duas primeiras amostras, principalmente na amostra A09-phyto pode indicar que o teor de COD provém preferencialmente de outra fonte, como a produção autóctone (macrófitas, fitoplâncton), pois esta amostra foi coletada no meio de um grande florescimento de fitoplâncton. Vale salientar que os valores de SUVA das estações de Óbidos e V-SCO são resultados da fração $< 0,22 \mu\text{m}$, após a filtração pela ultrafiltração tangencial (UFT).

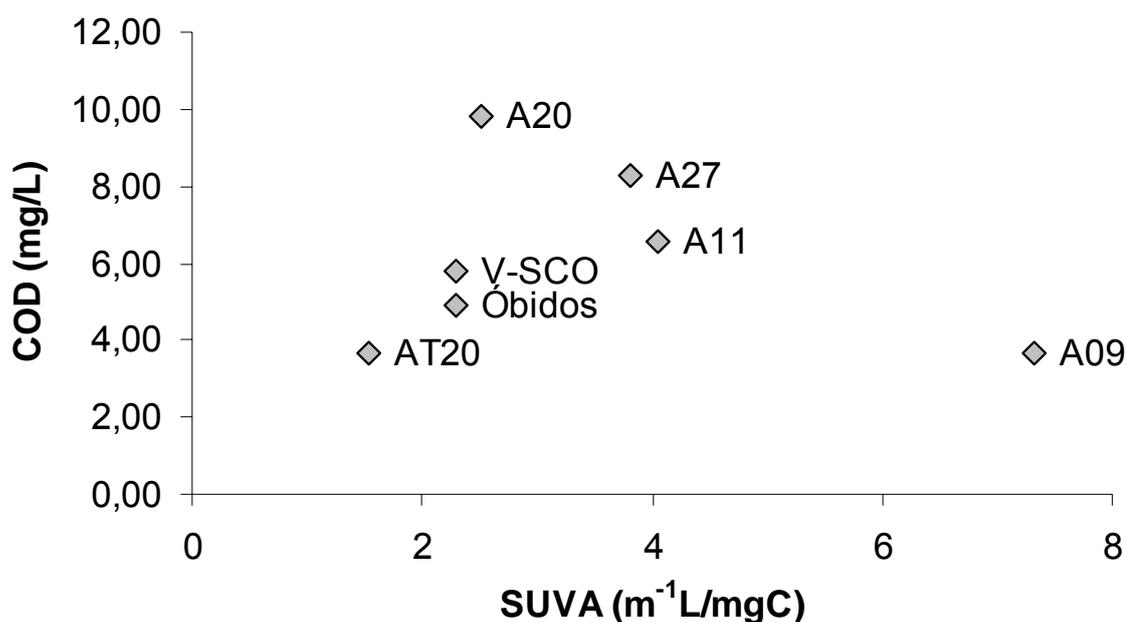


Figura 72: Relação entre carbono orgânico dissolvido (COD) e absorvância específica de ultravioleta (SUVA) das amostras naturais coletadas em março de 2006. Os valores de SUVA de Óbidos e da estação V-SCO correspondem à fração < 0,22 μm , depois da filtração pela ultrafiltração tangencial (UFT).

Os lagos mais influenciados pela entrada das águas do Rio Amazonas no mês de março de 2006 (período de enchente) apresentaram as maiores concentrações de COD, são eles: Salé (A20), Sta Ninha (A11) e Poção (A27). Entretanto a elevada concentração de COD desses lagos não condiz com a concentração encontrada em Óbidos. Apesar de no período de enchente o Rio Amazonas transportar uma maior quantidade de material terrestre devido a maior erosão e lixiviação de suas margens, a razão COP/NTP analisada durante a campanha de março de 2006 foi baixa, em torno de 4,61 (N/C= 0,22) (bactérias C/N=4,5); contra 6,92 e 12,46 (N/C= 0,14 e 0,08) mensurados em março de 2004 e 2005; respectivamente. Nos lagos do Salé e Poção as razões COP/NTP analisadas foram maiores: 8,08 e 5,84; respectivamente (N/C= 0,12 e 0,17) o que indica a influência de comunidade de fitoplâncton e perifiton (C/N=6,8 e 7,1; respectivamente). A vazão medida em Óbidos nesse período (168.919m³/s) não foi diferente a média medida ao longo de 20 anos (1970-1999) de 200.401m³/s. Entretanto, visualmente o nível das águas do Rio e da Várzea estava bem elevado, levando a possibilidade que mesmo estando o mês de março numa época de

enchente (águas do Rio entrando na Várzea, transportando nutrientes para posterior crescimento da atividade primária), as maiores concentrações de COD na Várzea tenham sido da decomposição da matéria orgânica particulada (MOP) oriunda da produção primária ($\delta^{13}\text{C}$ no Lago do Salé e Poção igual a -29,85 e -27,33‰; respectivamente), pois foram observados extensos florescimentos de fitoplâncton durante a campanha.

7.3.2 Comparação das propriedades estruturais das duas diferentes frações de matéria orgânica dissolvida extraídas

A **Tabela 12** mostra de modo sintetizado os principais resultados obtidos com as ferramentas analíticas usadas para caracterizar as frações HPO e TPH extraídas da MOD.

O protocolo de fracionamento utilizado, se baseia nas propriedades de solubilidade (polaridade e massa molecular) permitindo uma prévia observação das diferenças de caráter hidrofóbico ou hidrofílico dos extratos isolados. Num mesmo meio, a fração HPO apresentou propriedades mais hidrofóbicas que a fração TPH.

A principal característica da fração HPO foi o seu forte caráter aromático, especificado pelo valor de SUVA mais elevado. Foi observado que a fração HPO é igualmente empobrecida em grupos funcionais (comparativamente à fração TPH) já que apresentou razão C/N mais elevada.

Tabela 12: Diferenças estruturais entre os dois tipos de fração da MOD analisados: substâncias hidrofóbicas (HPO) e transfílicas (TPH). Os resultados são referentes aos valores médios de todas as amostras analisadas, para cada uma das duas frações.

Parâmetros analíticos	HPO	TPH
PM (Daltons)	472,95	449,68
SUVA (m⁻¹L/mgC)	4,81	2,95
7.3.2.1.1.1 COT/NT	32,73	15,60
COT (%)	52,0	43,0
NT (%)	1,6	2,8
δ¹⁵N (‰ vs AIR)	2,46	3,34
δ¹³C (‰ vs PDB)	-28,92	-28,12
Funções carboxílicas (meq/gC)	5,69	5,34

FONTE: Este estudo.

A partir destas características, em particular a aromaticidade, vários autores atribuíram à fração HPO uma origem majoritariamente alóctone. Essencialmente de ciclos aromáticos provenientes de estruturas lenhosas. Esta tendência pode ser adicionada aos valores de $\delta^{13}\text{C}$ encontrados, mais próximos a aqueles que caracterizam o carbono terrestre.

A diferença entre a fração TPH e HPO foi, principalmente, o nível do teor de N mais elevado encontrado na primeira fração (geralmente o dobro; 2,8% contra 1,6%; aproximadamente). Esta diferença não pode ser atribuída a um forte teor de aminoácidos. Na verdade estes compostos geralmente representam apenas uma proporção pequena de nitrogênio orgânico das frações HPO e TPH (THURMAN e MALCOLM, 1989; LABOUYRIE-ROUILLIER, 1997). Uma parte importante do nitrogênio orgânico da MOD é então incorporado a estruturas do tipo: açúcares, ácidos nucleicos e derivados, ou ainda a estruturas mais complexas definidas como malenóides, resultado da condensação dos açúcares e aminoácidos (reação de Maillard) (VIOLLEAU, 1999).

7.3.3 Composição da matéria orgânica dissolvida

Na Bacia Amazônica, os tributários como o Rio Negro, contêm baixa quantidade de sedimento em suspensão, mas comparados ao curso principal do Rio Amazonas e seus tributários de águas brancas, contêm elevados níveis de COD, dos quais mais da metade é composta por substâncias húmicas. No caso, os tributários de águas pretas e brancas diferem principalmente nos níveis de matéria orgânica, se bem ainda, no tipo e composição dessa matéria orgânica.

A **Figura 73** mostra as frações HPO e TPH analisadas neste estudo relacionadas com as principais fontes de MOD presentes no sistema amazônico.

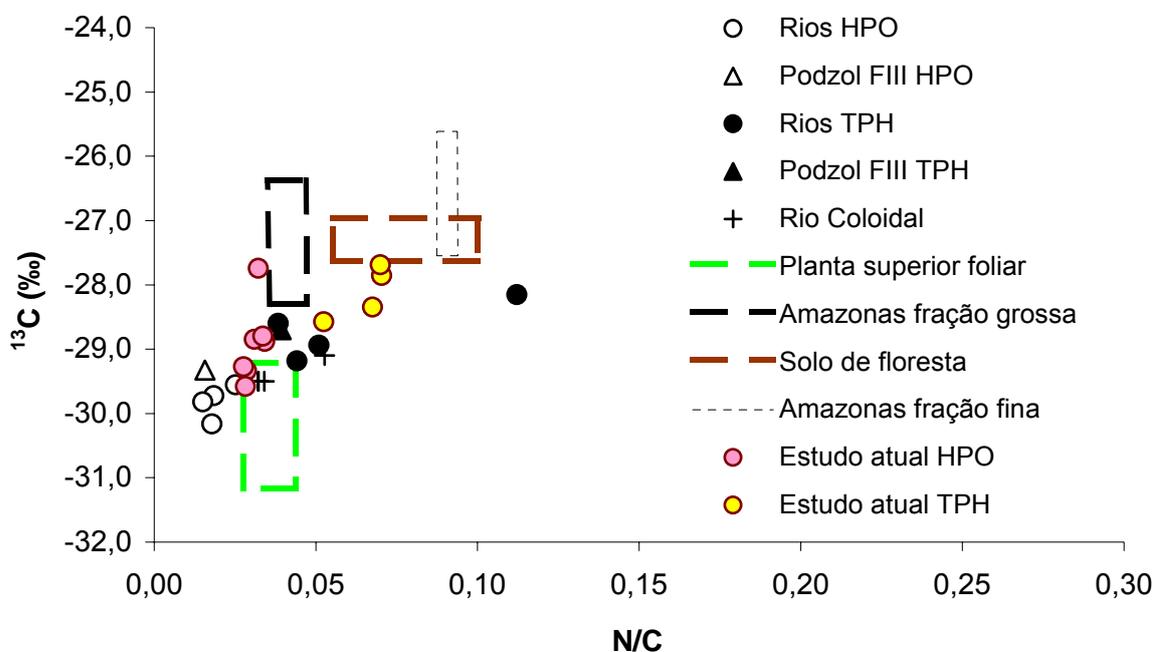


Figura 73: Qualidade da matéria orgânica dissolvida (MOD). Os resultados deste estudo são referentes aos marcadores em círculo de coloração rosa (HPO) e amarela (TPH). Os demais marcadores são referentes a resultados das frações HPO, TPH e coloidal nas águas dos Rios Negro e Jaú, e solos podzols (Marc Benedetti, comunicação pessoal). As áreas demarcadas são referentes as principais fontes da MOD.

A principal diferença observada entre as amostras foi a quantidade de nitrogênio presente em cada uma das duas frações. As frações HPO apresentaram quantidades de nitrogênio reduzidas em comparação com as frações TPH e com uma assinatura de $\delta^{13}\text{C}$ mais próximas a fontes terrestres. Enquanto que as frações

TPH, mais ricas em nitrogênio, apresentaram uma composição isotópica próxima à encontrada na fração particulada do Rio Amazonas, tanto a fração grossa quanto à fina.

Solos podzols da região do Rio Negro e seus extratos húmicos solúveis em meio básico, têm um teor reduzido em nitrogênio orgânico (C/N=30; Leenheer, 1980). A baixa quantidade de N na fração dissolvida pode ser relacionada a um extensivo processo de degradação, pois compostos nitrogenados podem ser seletivamente consumidos durante a degradação microbiana (COWIE; HEDGES, 1984). Os resultados sugerem que o elevado grau de biodegradação das substâncias húmicas do Rio Negro ocorrem principalmente no solo não superficial devido a processos aeróbicos. Por analogia, os sítios nos quais ocorre a formação de substâncias húmicas aquáticas e ácidos fúlvicos em todo o Amazonas, são provavelmente, os horizontes dos solos com alta atividade aeróbica (ERTEL *et al.*, 1986).

Por outro lado, florestas primária e secundária, assim como substâncias húmicas em oxissolos de horizontes superficiais apresentam uma razão C/N em torno de 12,5 (NEPSTAD *et al.*, 2001). Conseqüentemente, compostos enriquecidos em nitrogênio podem ser carregados por processo de lixiviação até os rios e lagos.

Hedges *et al.* (1994) determinaram que a fração grossa do material particulado apresenta compostos intermediários entre aminoácidos ácidos e básicos, freqüentemente encontrados em organismos vivos. Este resultado leva a supor uma tendência à partição seletiva das substâncias orgânicas ricas em nitrogênio sob frações minerais. O nitrogênio é freqüentemente considerado um componente lábil, o que pode favorecer a retenção e preservação da matéria orgânica dentro da Bacia Amazônica. A adsorção de substâncias orgânicas na superfície de minerais parece inibir o processo de degradação microbiana (HEDGES *et al.*, 1994).

7.3.4 Estudo das interações entre as frações hidrofóbica e transfílica da matéria orgânica dissolvida em uma matriz mineral

Na maior parte dos rios como o Amazonas, mais de 90% do material orgânico transportado é produto de extensivos processos de biodegradação e partição a partir de diversas interações de adsorção. A mineralogia local e as reações químicas

desses processos estão diretamente relacionadas aos fluxos e composição dos compostos orgânicos (HEDGES *et al.*, 1994).

Para entender as interações orgânicas-inorgânicas relacionadas a biodegradação se faz necessário estudar as características dos minerais: como a área superficial e a carga; e também as características específicas das moléculas orgânicas: como o tamanho ou peso molecular (PM), as concentrações de C e N, a carga e a polaridade das moléculas (KEIL *et al.*, 1994).

A fase mineral utilizada para os experimentos de adsorção, deste estudo, foi composta por uma mistura de caolinita e goetita nas proporções de 84,6 e 15,4%, respectivamente. As medidas da área superficial de cada um dos minerais analisadas foram de 74,9 e 7,7 m²/g; respectivamente, determinadas pelo método cne-BET (Brauner-Emmett-Teller). Foram pesados 60 mg de mineral para a realização dos experimentos e nos quais foi adicionada uma quantidade entre 5,992 - 8,961 mg OC/100mg sed de COD; e 0,136 - 0,487 mg OC/100mg sed de NOD. O pH das soluções variou entre 5,81 e 6,35. Meio este em que argilominerais como o aluminossilicatos, incluindo a caolinita e a esmectita apresentam uma carga superficial negativa. Enquanto que o mineral goetita apresenta carga positiva nas mesmas condições.

A partir dos experimentos de adsorção foi possível observar que entre as duas frações analisadas: HPO (hidrofóbica) e TPH (transfílica), as moléculas que adsorveram preferencialmente foram as primeiras, que apresentam maior peso molecular (PM) (**Figura 74**). Da mesma forma, Gu *et al.* (1995) propôs que as frações de peso molecular (PM) mais elevados têm a tendência de se adsorver preferencialmente. Em termos de quantidade de carbono orgânico dissolvido (COD) adsorvido foi observado que as diferentes frações e também as diferentes amostras não reagiram da mesma forma ao contato com a matriz mineral.

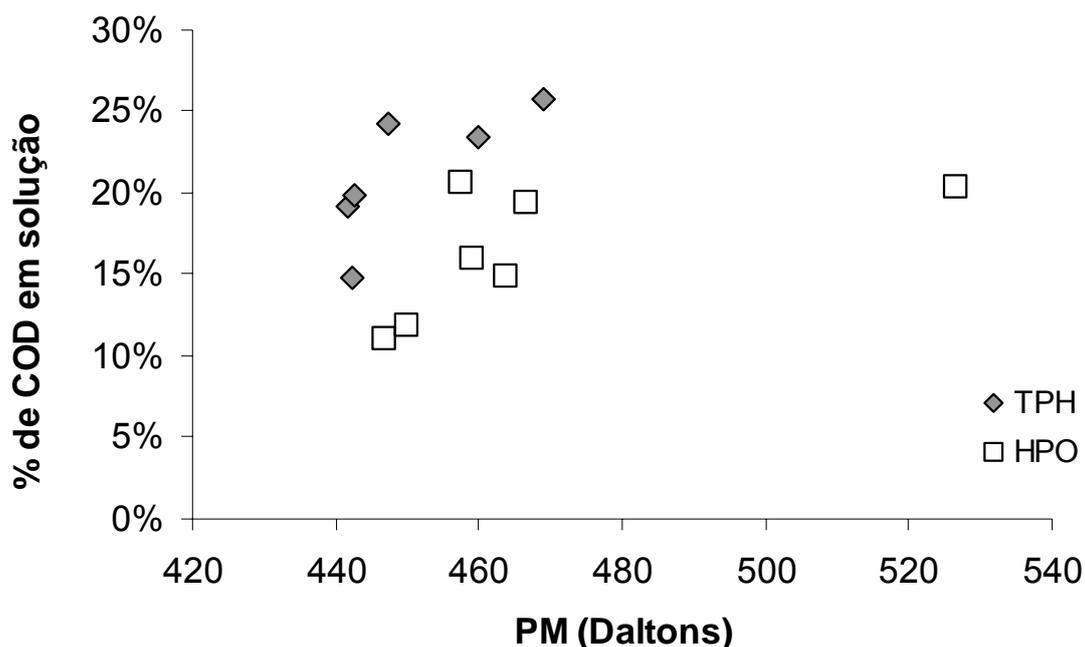


Figura 74: Relação entre a adsorção de carbono orgânico dissolvido (COD) e o peso molecular (PM) das frações HPO (Hidrofóbica) e TPH (Transfílica) da matéria orgânica dissolvida (MOD). O teor (%) de carbono é referente ao COD não adsorvido na matriz mineral, aquele que permanece em solução (no sobrenadante).

A partir dos dados de titulação para determinar a dosagem dos grupos carboxílicos e hidroxílicos, foi utilizado um modelo de adsorção de superfície (*Double Langmuir-Freundlich*) para calcular os diferentes parâmetros que caracterizam as reações de adsorção da MOD sobre um suporte mineral, entre eles a capacidade de adsorção (Q) (**Tabela 13**).

Tabela 13: Parâmetros das titulações ácido-base derivados com o modelo NICA-Donnan. 1: grupos carboxílicos e 2: grupos hidroxílicos.

Estação	Fração	$Q_{\max,1}$	$K_{H,1}$	$m_{H,1}$	$Q_{\max,2}$	$K_{H,2}$	$m_{H,2}$	resíduo	r^2
Óbidos	TPH	2,21	4,40	1	5,44	6,92	0,64	0,06	1,000
	HPO	5,26	4,47	0,76	3,17	7,98	0,33	0,66	1,000
A27- central	TPH	9,75	4,13	0,60	3,03	7,73	0,38	2,72	1,000
	HPO	6,07	4,47	0,70	3,97	8,87	0,27	0,84	1,000
A20	TPH	5,24	4,37	0,73	2,97	7,49	0,36	0,71	1,000
	HPO	7,39	4,33	0,61	2,85	8,95	0,37	1,54	1,000
A11	TPH	-	-	-	-	-	-	-	-
	HPO	5,73	4,39	0,63	2,93	9,29	0,34	0,66	1,000
AT20	TPH	3,37	4,34	1	7,79	6,93	0,64	0,24	1,000
	HPO	5,51	4,46	0,79	3,94	8,02	0,29	0,70	1,000
V-SCO	TPH	6,15	4,29	0,69	3,63	8,10	0,23	1,34	1,000
	HPO	5,67	4,26	0,70	3,54	9,78	0,26	1,07	1,000
A09- phyto	TPH	-	-	-	-	-	-	-	-
	HPO	4,20	4,45	0,98	2,41	7,44	0,36	0,10	0,999

FONTE: Este estudo.

Pelos resultados foi possível observar que tanto as frações HPO quanto às frações TPH são mais ricas em funções carboxílicas do que hidroxílicas, com exceção das amostras TPH da estação de Óbidos (Rio Amazonas) e da estação AT20 (Igarapé Piraquara – terra firme), nas quais os grupos hidroxílicos são predominantes. A presença de maior número de sítios carboxílicos desprotonados poderia explicar a forte taxa de adsorção no suporte mineral da fração goetita (carga positiva). Por outro lado, em meio de pH inferior a 8,1 – 8,3; os grupos hidroxílicos estão em estado protonado (sob a forma $-\text{OH}_2^+$), o que pode ter desfavorecido a interação destas frações com a carga positiva do mineral goetita. Entre as frações TPH, estas duas amostras foram as que apresentaram menor adsorção de COD.

Nos experimentos de adsorção ocorreu maior interação entre as moléculas de C do que com as de N. Diferente ao encontrado por Aufdenkampe *et al.* (2001), que observaram maior interação entre compostos ricos em nitrogênio e um suporte mineral composto basicamente por caolinita e esmectita. Apesar da mistura mineral

usada ter sido composta por apenas 2% de goetita, a adsorção preferencial de moléculas mais ricas em carbono parece ter sido influenciada pela interação destas com a fase mineral. Demonstrando, claramente, que a área superficial do mineral é um dos principais fatores no mecanismo de adsorção. Quanto maior a área superficial, maior a capacidade de adsorção. Em todos os experimentos mais de 65% do COD da MOD inicial foi adsorvido. No entanto, foram observadas diferenças entre os fracionamentos, como evidenciado pelos resultados da razão COD/NT antes e após as adsorções (**Tabela A6 - apêndices**).

A MOD que possui um histórico de poucas interações em superfícies minerais deve apresentar uma forte assinatura de fracionamento e um empobrecimento em compostos reativos em sua camada superficial. Enquanto que, a MOD com longo histórico de adsorções, deve apresentar pouco indício de fracionamento e conseqüentemente ser mais reativa (AUFDENKAMPE *et al.*, 2001). Isto poderia explicar o fato de que as amostras do Rio Amazonas (Óbidos) e do igarapé de terra firme (AT20) terem apresentado pouca variação da razão C/N após os experimentos de adsorção (**Tabela A6 - apêndices**). E pode ser indicativo de uma MOD mais velha. No período de enchente (março) estas estações podem ter sido influenciadas pela erosão das margens e lixiviação da bacia de drenagem, na qual a MOD pode já ter sofrido processos de adsorção no solo. Processos de adsorção anteriores poderiam preservar os compostos reativos desta MOD ocasionando, conseqüentemente, o alto teor tanto de C quanto de N adsorvidos no suporte mineral (**Tabela A6 - apêndices**).

Das quatorze amostras (entre HPO e TPH) analisadas, oito delas apresentaram um teor de N adsorvido > 45%. Sendo que os maiores valores foram observados nas frações TPH que apresentaram uma razão C/N inicial mais baixa (15,4 - 24,7) contra 32,6 - 59,7 das frações HPO. Grande parte das aminas primárias e grupos funcionais nitrogenados, incluindo as cadeias de aminoácidos básicos apresentam carga positiva em meio com $\text{pH} < 8$ (AUFDENKAMPE *et al.*, 2001). O que pode ter levado à interação com as cargas negativas da caolinita. Mecanismos eletrostáticos de fracionamento para moléculas de baixo peso molecular (PM) < 200 Da, servem de modelo para a adsorção seletiva em alguns trabalhos (como o de Wang; Lee, 1993). Contudo, em águas naturais em que a MO é geralmente adsorvida como macromoléculas, as atrações e repulsões

eletrostáticas são mais complexas e podem interferir na simples adsorção da MO na matriz mineral.

Aufdenkampe *et al.* (2001) após estudo realizado com minerais de aluminossilicatos, observaram que os componentes mais reativos na superfície da MOD exibiram razões baixas de C/N, altas quantidades de aminoácidos e elevadas proporções de grupos funcionais básicos e hidrofóbicos. Os mesmos autores observaram que a quantidade de matéria orgânica adsorvida e o seu fracionamento podem estar relacionados com a natureza da MOD. Considerando que a MOD fraciona durante o processo de adsorção, após várias interações a MOD vai perdendo seus componentes reativos encontrados em sua superfície. Levando a crer que quanto mais recente for a MOD, mais facilmente esta se adsorve sob as partículas. Esta hipótese pôde ser testada durante nosso estudo, principalmente nas amostras onde florescimentos de fitoplâncton foram observados, mas também para as outras amostras dos lagos da Várzea caracterizados por uma grande atividade autóctone. Geralmente, aminoácidos hidrolisáveis são usados preferencialmente pelas bactérias, tornando a MOD total empobrecida durante o processo de diagênese (COWIE; HEDGES, 1992). Amon; Benner (1996) sugeriram ainda que o tamanho da MOD remanescente diminui com a degradação. Estas duas tendências podem resultar na diminuição da afinidade superficial da MOD. No entanto, o aumento do processo de degradação pode aumentar a relativa abundância de compostos carboxilados e hidroxílicos na MOD (SUN *et al.*, 1997), o que pode favorecer a complexação da MO sob minerais com carga positiva (GU *et al.*, 1995; KAISER *et al.*, 1997), como no caso a goetita.

Grande parte da matéria orgânica particulada fina (MOPF) é resultante das interações entre a MOD e os argilominerais. A fração fina do MPS (argilas) é geralmente caracterizada por uma grande área superficial das partículas, que varia dependendo do tipo de argilomineral presente (a caolinita apresenta uma menor área superficial por exemplo que a esmectita e a illita), na qual compostos orgânicos podem ser adsorvidos. A MOPF interage ativamente com a fração dissolvida, muitas vezes agindo como um tampão ou reservatório de compostos dissolvidos.

No Rio Amazonas, a MOPF fluvial parece ser ainda relativamente nova se comparada com a MOD (HEDGES *et al.*, 1994). Marcadores como os isótopos estáveis de carbono mostram que em Óbidos > 60% da MOPF associada é oriunda

das várzeas (QUAY *et al.*, 1992; HEDGES *et al.*, 2000). Na Várzea de Curuai, a MOD adsorvida recente tende a ter maior PM, ser mais hidrofóbica. No entanto enriquecida em carbono e grupos carboxílicos, diferentemente ao observado por Aufdenkampe *et al.* (2001).

A MOPF presente nos rios amazônicos vem em grande parte de material foliar, mas muitas vezes diageneticamente alterado (DEVOL; HEDGES, 2001). Mas a MOPF presente nas várzeas consiste de uma mistura que tem suas origens tanto no material orgânico transportado pelo rio quanto do material produzido *in situ* (MOREIRA-TURCQ *et al.*, 2008, submetido). No Rio Amazonas e em outros rios do mundo, geralmente mais de 90% da MOPF não pode ser fisicamente separada do material mineral (KEIL *et al.*, 1997). Com baixa densidade de material removido, as cargas orgânicas superficiais destes sedimentos são em torno de 0,5-1,1 mg C m⁻² da superfície mineral. Este parece ser o resultado de proteção física contra o ataque microbiano inibido pela associação da MOPF com as superfícies minerais (KEIL *et al.*, 1994; KAISER e GUGGENBERGER, 2000). No entanto, a matéria orgânica adsorvida afeta significativamente as propriedades da superfície dos minerais pelo aumento da capacidade de troca catiônica e por oferecer fases hidrofóbicas em que contaminantes orgânicos (pesticidas, produtos petrolíferos, etc) e metais pesados facilmente adsorvem (BENEDETTI *et al.*, 1996) e são transportados pelo rio até o oceano.

Existe uma crescente evidência de que a maior parte da fração de matéria orgânica carregada pelos rios até o oceano é associada com a superfície de minerais em suspensão (GIBBS, 1972; KEIL *et al.*, 1997). Em conseqüência, devido à alta reatividade da MOD presente nas várzeas, é possível acreditar que uma porção significativa do material orgânico fino transportado pelo Rio Amazonas pode ter sua origem nas várzeas ou mesmo no próprio Rio devido às adsorções da MOD recente oriunda dos lagos sobre as partículas minerais transportadas pelo Rio.

Esta observação leva a algumas implicações geoquímicas. Por exemplo, moléculas orgânicas ligadas a minerais podem dissociar-se em elevados gradientes químicos de diferentes sistemas, como os estuários, levando a mudanças nos processos de transporte e biodisponibilidade (HEDGES; KEIL, 1999) de elementos como poluentes orgânicos e ainda matéria orgânica recente e preservada, em parte proveniente das várzeas.

7.4 BALANÇO DA MATÉRIA ORGÂNICA ENTRE O SISTEMA RIO AMAZONAS - VÁRZEA DE CURUAI

7.4.1 Balanço hidrológico

Para o cálculo do balanço da matéria orgânica no sistema Várzea – Rio Amazonas foi utilizado um modelo hidrológico desenvolvido e calibrado para o sistema (BONNET *et al.*, 2008). O modelo, denominado HEVa, permite calcular o balanço de água entre os dois ambientes, com base na relação entre a superfície de água durante os diferentes estágios do ciclo hidrológico, o nível da água ao longo do ciclo hidrológico no Rio e na Várzea, a precipitação e a evapotranspiração. Mais detalhes do modelo podem ser obtidos em Bonnet *et al.* (2008).

Este modelo é similar ao desenvolvido por Lesack; Melack (1995) e aplicado para a Várzea do Lago Calado, também na Amazônia.

A **Figura 75** apresenta os resultados obtidos para o balanço de água no sistema a partir da utilização do modelo.

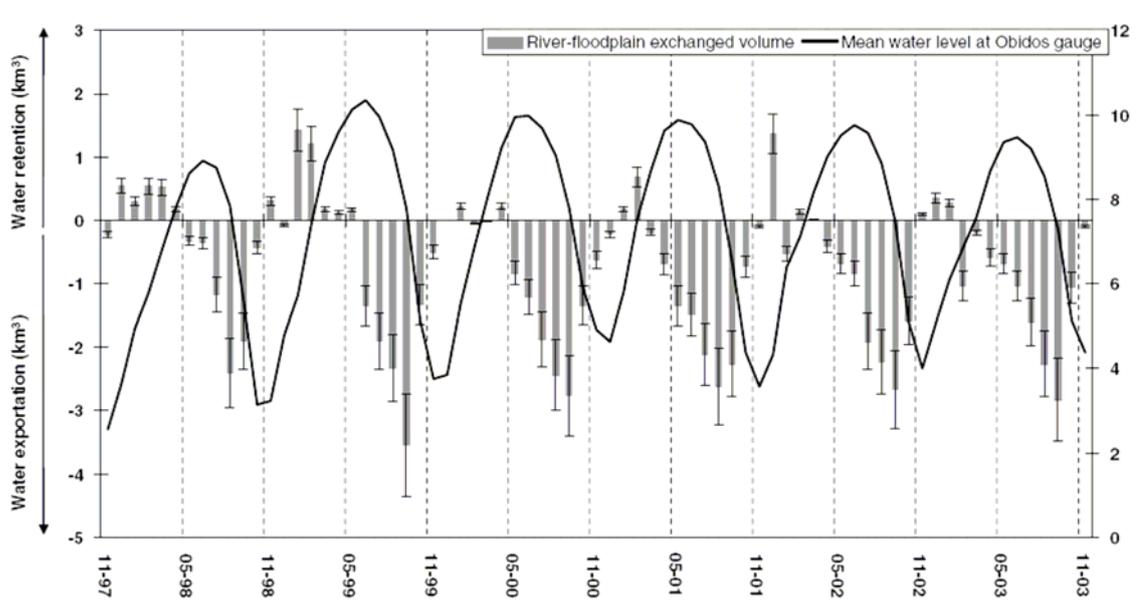


Figura 75 : Balanço de água no sistema Rio-Várzea de Curuai e variação do nível de água. O gráfico mostra o volume de troca acumulativa mensal entre a Várzea e o Rio Amazonas. Os valores positivos indicam a retenção de água fluvial na Várzea. A cada ano o nível de estocagem começa entre novembro – janeiro e termina em junho. O hidrograma é referente à variação do nível das águas na estação de Óbidos entre os anos de 1997 e 2003. Fonte: Bonnet *et al.* (2008).

Este mesmo modelo hidrológico foi utilizado para o cálculo do balanço de sedimentos neste sistema (MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2007) (**Figura 76**).

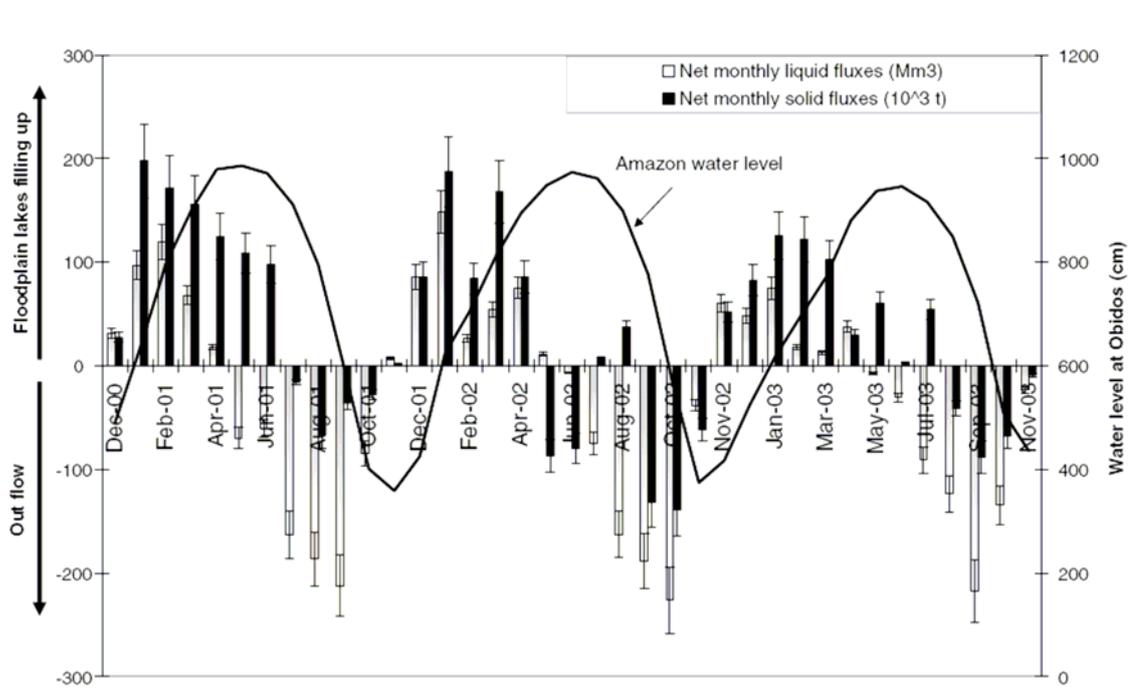


Figura 76: Balanço mensal de água e material particulado em suspensão (MPS) durante ciclos anuais de 2000 - 2003 para o sistema Várzea – Rio Amazonas. Os fluxos são positivos durante a enchente na Várzea e negativos na vazante. A variação do nível das águas no Rio Amazonas (Óbidos) durante o período é mostrada (linha em negro). Fonte: Maurice-Bourgoin *et al.* (2007).

Em geral se pode observar que ao longo de diferentes anos a Várzea pode ser considerada uma fonte de água para o Rio Amazonas. Por outro lado os resultados obtidos com o balanço de sedimentos em suspensão entre os dois sistemas mostram que a Várzea atua como uma armadilha para os sedimentos que entram (MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2007).

A partir do modelo hidrológico HEVa desenvolvido e calibrado para o sistema Rio Amazonas – Várzea de Curuai (BONNET *et al.*, 2008), foi possível calcular o balanço da matéria orgânica no referido sistema.

Com base no balanço hidrológico (BONNET *et al.*, 2008), os autores puderam observar que apesar da forte variabilidade interanual (até 40%) do volume de água, existe uma padronização do sistema:

- a cada ano a estocagem de água fluvial na Várzea inicia no período de novembro – janeiro e termina entre os meses de maio – junho;
- e a época de drenagem das águas da Várzea para o Rio Amazonas começa em julho e vai até novembro.

Contudo, o tempo de residência da água no sistema varia dependendo dos anos num mínimo de 84 ± 7 dias e máximo de 97 ± 11 dias (média de 90 ± 6 dias). E finalmente, se observa que ao longo de diferentes anos a Várzea pode ser considerada uma fonte de água para o Rio Amazonas.

Por outro lado os resultados obtidos com o balanço sedimentológico na Várzea, utilizando o mesmo modelo hidrológico, mostram que o sistema atua como uma armadilha para os sedimentos importados pelo Rio (MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2007)

7.4.2 Balanço da matéria orgânica

Os fluxos instantâneos da matéria orgânica (COP, NOP, COD e NOD), calculados a partir das concentrações e vazões medidas durante as diferentes campanhas, foram extrapolados para valores diários (**Figuras 77(A), 77(B), 78(A) e 78(B)**; respectivamente), pois a extrapolação para fluxos mensais poderia acarretar super e/ou sub estimativas.

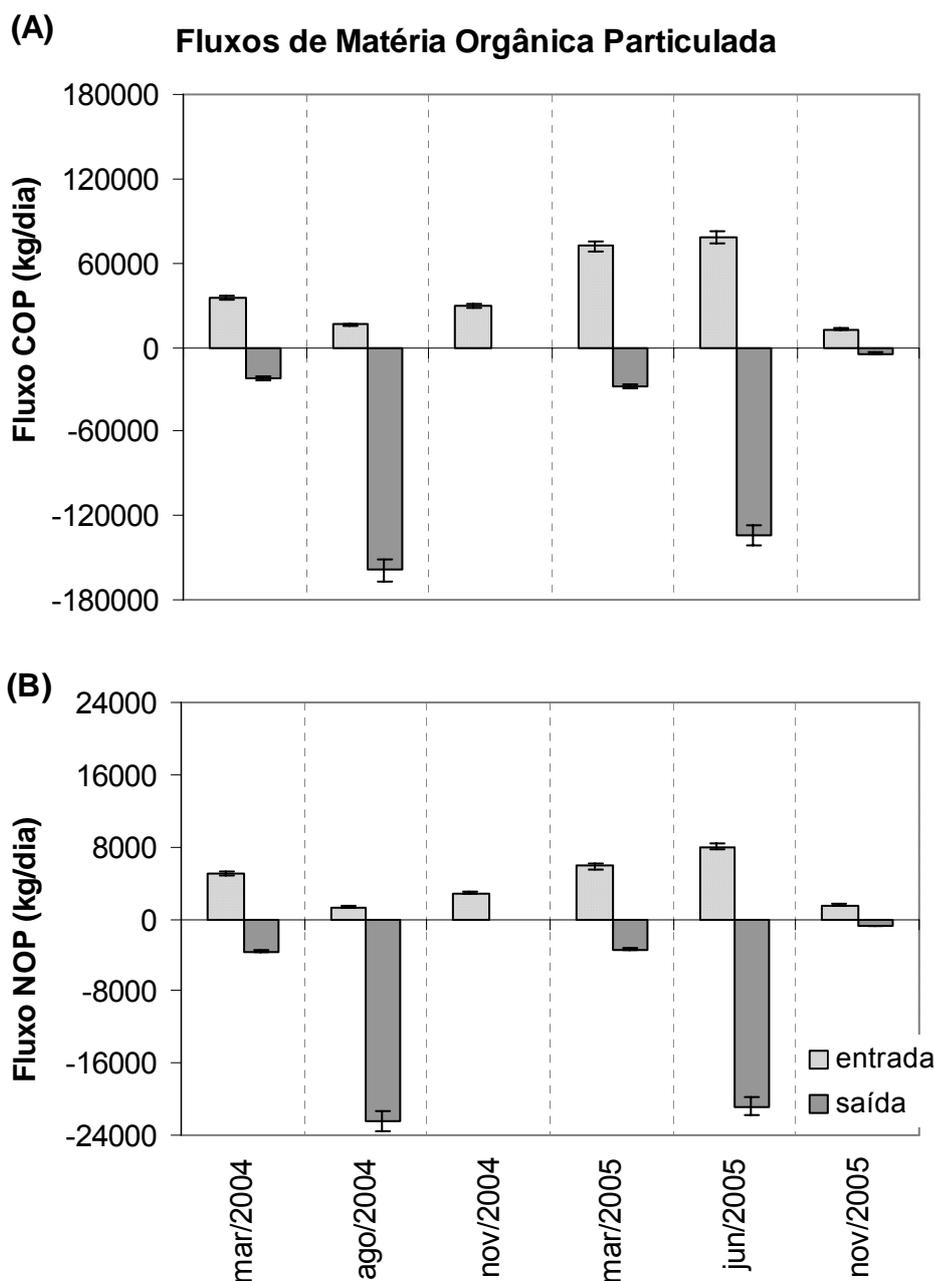


Figura 77: (A) Fluxos diários de carbono orgânico particulado (COP) no sistema Rio Amazonas - Várzea do Lago Grande de Curuai durante as diferentes campanhas realizadas em 2004 e 2005. (B) Balanço de nitrogênio orgânico particulado (NOP). Ambos os balanços foram estimados a partir da extrapolação dos fluxos instantâneos de COP e NOP. Os valores positivos representam a entrada de material na Várzea e os negativos, a exportação de material da Várzea para o Rio.

De uma maneira geral se pôde observar que as maiores contribuições da Várzea de Curuai para o Rio Amazonas ocorrem durante o período de vazante e

final das altas águas (agosto 2004 e junho 2005, respectivamente) período durante o qual a água é exportada para o Rio (BONNET *et al.*, 2008).

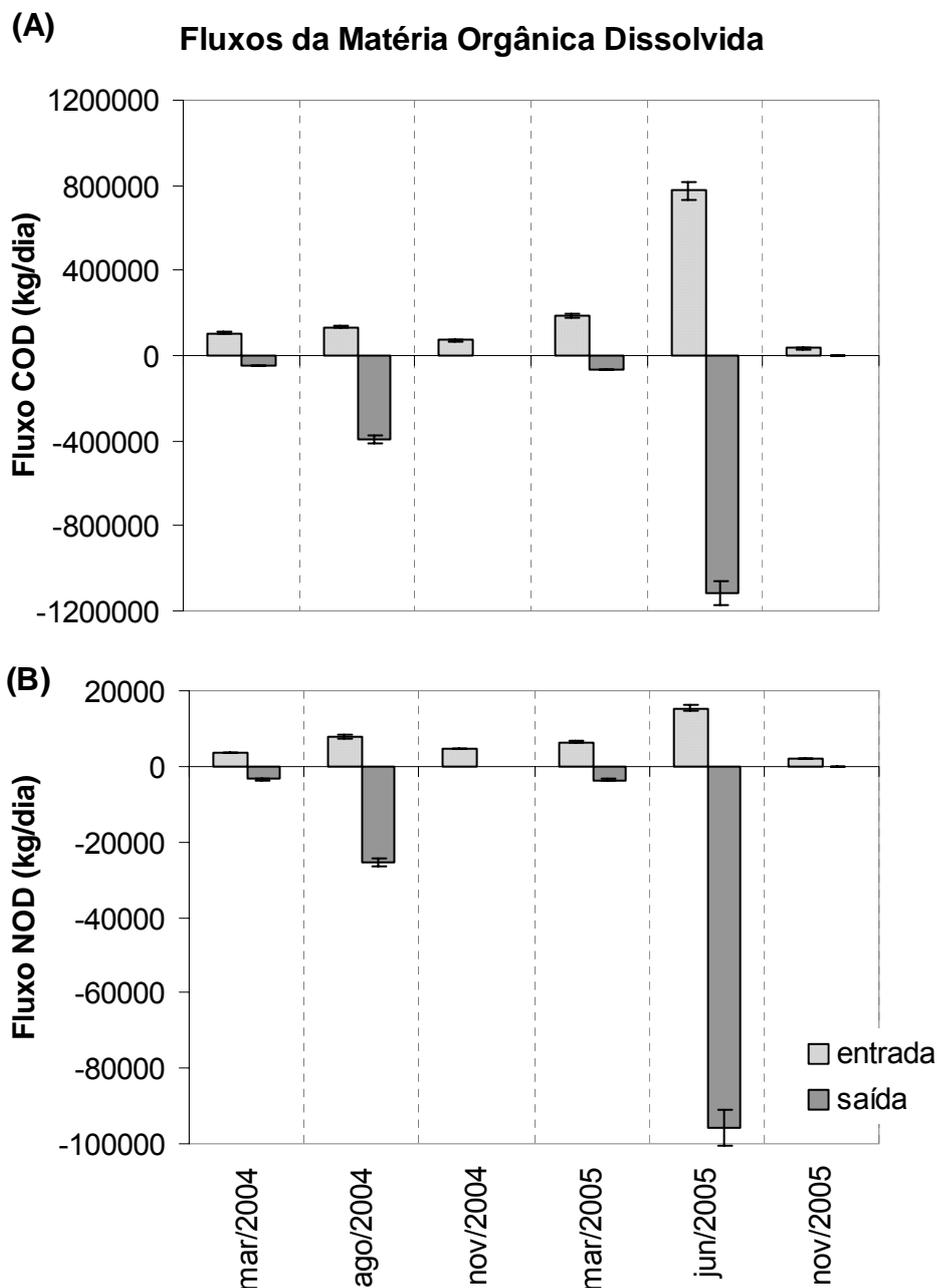


Figura 78: Fluxos diários de matéria orgânica dissolvida (MOD) no sistema Rio Amazonas – Várzea de Curuai, durante as diferentes campanhas realizadas em 2004 e 2005. (A) Fluxos diários de carbono orgânico dissolvido (COD). (B) Balanço de nitrogênio orgânico dissolvido (NOD). Ambos os balanços foram estimados a partir da extrapolação dos fluxos instantâneos de COD e NOD. Os valores positivos representam a entrada de material na Várzea e os negativos, a exportação de material da Várzea para o Rio.

Para estimativas anuais de fluxos de matéria orgânica foi utilizado o modelo hidrológico de Bonnet *et al.* (2008), citado anteriormente. O cálculo do balanço do carbono orgânico (particulado e dissolvido) para o sistema Rio Amazonas – Várzea de Curuai foi baseado nos dados de COP e COD obtidos através da rede de medidas do Projeto HYBAm (pela qual estes parâmetros são medidos mensalmente) na estação de Óbidos no Rio Amazonas (5 anos de medições) e na Várzea de Curuai (3 estações durante 2 anos).

Diferentemente ao balanço de carbono, o balanço de nitrogênio orgânico (NOP e NOD) foi estimado a partir da relação entre valores médios da razão COP/NTP e COD/NOD, respectivamente, obtidos durante as campanhas. Em ambas as frações (particulada e dissolvida), um mesmo valor de razão C/N serviu como base de cálculo a cada trimestre. As razões médias consideradas para o cálculo de fluxo de saída, foram referentes aos resultados obtidos nos principais lagos de águas brancas conectados ao Rio Amazonas: Salé, Poção, Sta Ninha e Grande.

Do mesmo modo que a Várzea exporta água para o Rio Amazonas foi observado que ela também exporta matéria orgânica. O resultado do balanço de matéria orgânica (COP, NOP, COD e NOD) para o ano de 2004 pode ser observado nas **Figura 79(A) e 79(B) e na Figura 80(A) e 80(B)**.

O ano de 2004 (como o ano de 2005) foram influenciados pelo fenômeno *El Niño* que representa o aquecimento anormal das águas superficiais e sub-superficiais do Oceano Pacífico Equatorial. A influência deste fenômeno não se considera apenas pela presença das águas quentes da Corrente *El Niño*, mas também pelas mudanças na atmosfera próxima à superfície do oceano, com o enfraquecimento dos ventos alísios (que sopram de leste para oeste) na região equatorial. Com esse aquecimento do oceano e com o enfraquecimento dos ventos, começam a ser observadas mudanças da circulação da atmosfera nos níveis baixos e altos, determinando mudanças nos padrões de transporte de umidade, e portanto variações na distribuição das chuvas em regiões tropicais e de latitudes médias e altas.

Na região Norte o fenômeno é seguido da diminuição da precipitação na região, ocasionando períodos de seca e baixa vazão dos principais rios e seus tributários, como os que foram observados principalmente no ano de 2005.

O resultado do balanço de 2004 com base no modelo hidrológico, mostra que a Várzea exportou material particulado para o Rio Amazonas ao longo de 7 meses.

Bonnet *et al.* (2008) determinou que quando a descarga através dos canais de conexão durante os anos em que o escoamento é abaixo da média, a variação temporal dos fluxos de água são distribuídos da seguinte forma: Entre o fim de dezembro e meados de janeiro a descarga é afluente do Rio para a Várzea. De meados de janeiro até meados de maio a direção da vazão se alterna entre influxo e efluxo. Enquanto que de meados de maio até o início de outubro a Várzea tende a exportar para o Rio.

Distribuição esta que se assemelha ao balanço tanto de material particulado, quanto de dissolvido no ano de 2004. Nesse ano, a Várzea importou do Rio Amazonas o equivalente a 90.000 ton de COP e exportou o equivalente a 155.000 ton COP. O resultado é um balanço de 65.000 ton COP exportado pela Várzea ao longo do ano de 2004. Esta contribuição pode ser suplementada por uma significativa produção de C no interior da Várzea.

Moreira-Turcq *et al.* (2008, submetido), determinaram que entre 3 e 6,2% de COP transportado pelo Rio Amazonas (Óbidos) até o oceano é proveniente da Várzea de Curuai. Além de ser um sistema exportador de carbono, a Várzea também funciona como uma armadilha para sedimentos, retendo em média 0,7% do sedimento transportado pelo Rio Amazonas (MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2007) e conseqüentemente de carbono. Apesar do baixo conteúdo de carbono presente nos sedimentos (aproximadamente 1%), foi observado que a Várzea é um sistema retentor de carbono na Bacia Amazônica, com uma taxa de acumulação de 100 g/m²/ano, conseqüência da alta taxa de sedimentação de aproximadamente 1 cm ao ano para os últimos 100 anos (MOREIRA-TURCQ *et al.*, 2004).

Assim como para o COP, a Várzea também funciona como exportadora de NOP para o Rio Amazonas. No ano de 2004 foi estimada uma importação equivalente a 10.000 ton NOP do Rio Amazonas para a Várzea e uma exportação equivalente a 22.000 ton NOP da Várzea para o Rio. Gerando um balanço de 12.000 ton NOP exportado para o Rio Amazonas.

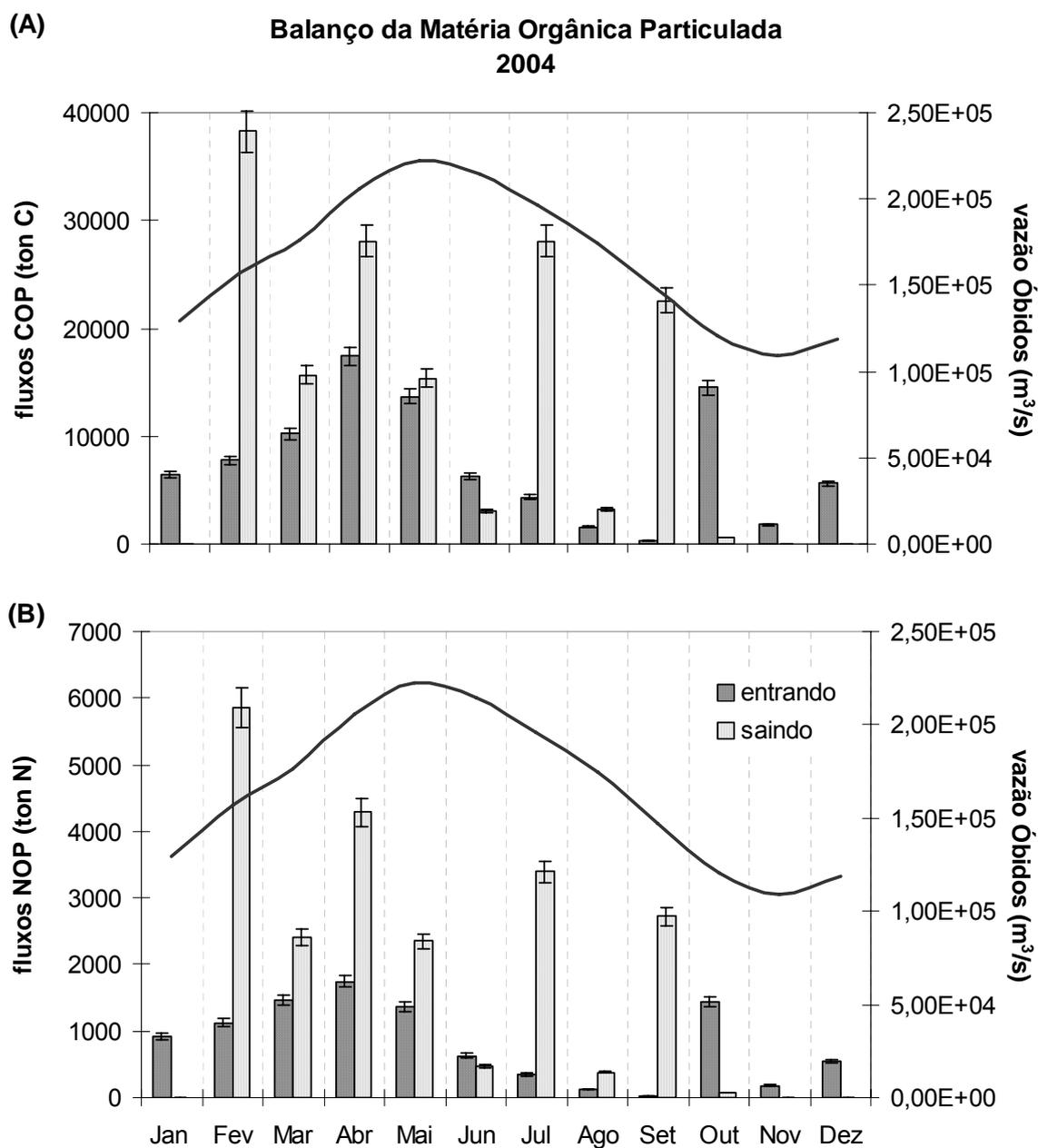


Figura 79: (A) Balanço de carbono orgânico particulado (COP) para o ano de 2004, no sistema Rio Amazonas - Várzea do Lago Grande de Curuai. O balanço de COP foi calculado a partir do modelo hidrológico HVEa (BONNET *et al.*, 2008) **(B)** Balanço de NOP estimado a partir da relação COP/NTP obtidos durante as campanhas de 2004. Os histogramas representando entrada, são referentes aos fluxos de entrada de material na Várzea. Os histogramas de saída são referentes aos fluxos de material saindo da Várzea para o Rio. Os dados de vazão em Óbidos para o período foram obtidos do Projeto ORE-HYBAm.

A partir do balanço realizado com a matéria orgânica dissolvida foi observado que a Várzea também funciona como um exportador de COD e NOD para o Rio Amazonas (**Figura 80(A) e (B)**).

A Várzea de Curuai no ano de 2004 importou do Rio Amazonas 93.400 ton COD e exportou para o rio 146.200 ton COD. A mesma tendência foi observada para o NOD, o qual apresentou um fluxo de entrada para a Várzea equivalente a 3.000 ton NOD e de saída equivalente a 11.100 ton NOD. O que gerou um balanço de 8.100 ton NOD exportado para o Rio Amazonas.

É importante salientar que assim como existe uma forte variabilidade interanual no balanço de água deste sistema, a mesma variabilidade pode ser encontrada no balanço de matéria orgânica tanto particulada quanto dissolvida, mas um padrão de funcionamento pode ser deduzido comprovando que as várzeas amazônicas atuam como exportadoras de MO para o curso principal. Outros autores (RICHEY *et al.*, 1990; QUAY *et al.*, 1992; MOREIRA-TURCQ *et al.*, 2003) já haviam evidenciado a provável importância das várzeas para o balanço de carbono na Bacia Amazônica, mas estudos dedicados a quantificar este balanço são raros.

Trocas de matéria orgânica entre a Várzea e o Rio Amazonas ocorrem ao longo do ano. E a natureza e composição da matéria orgânica da Várzea são relacionadas à variação temporal da hidrologia do Rio. A Várzea recebe as águas e material importado do Rio ao longo de oito meses (de janeiro a agosto) e supre o Rio Amazonas também durante oito meses (de março a outubro) (MAURICE-BOURGOIN *et al.*, 2007). Moreira-Turcq *et al.* (2008, submetido) demonstraram que a MOP fluvial atingem os lagos da Várzea durante o período de enchente e início das altas águas.

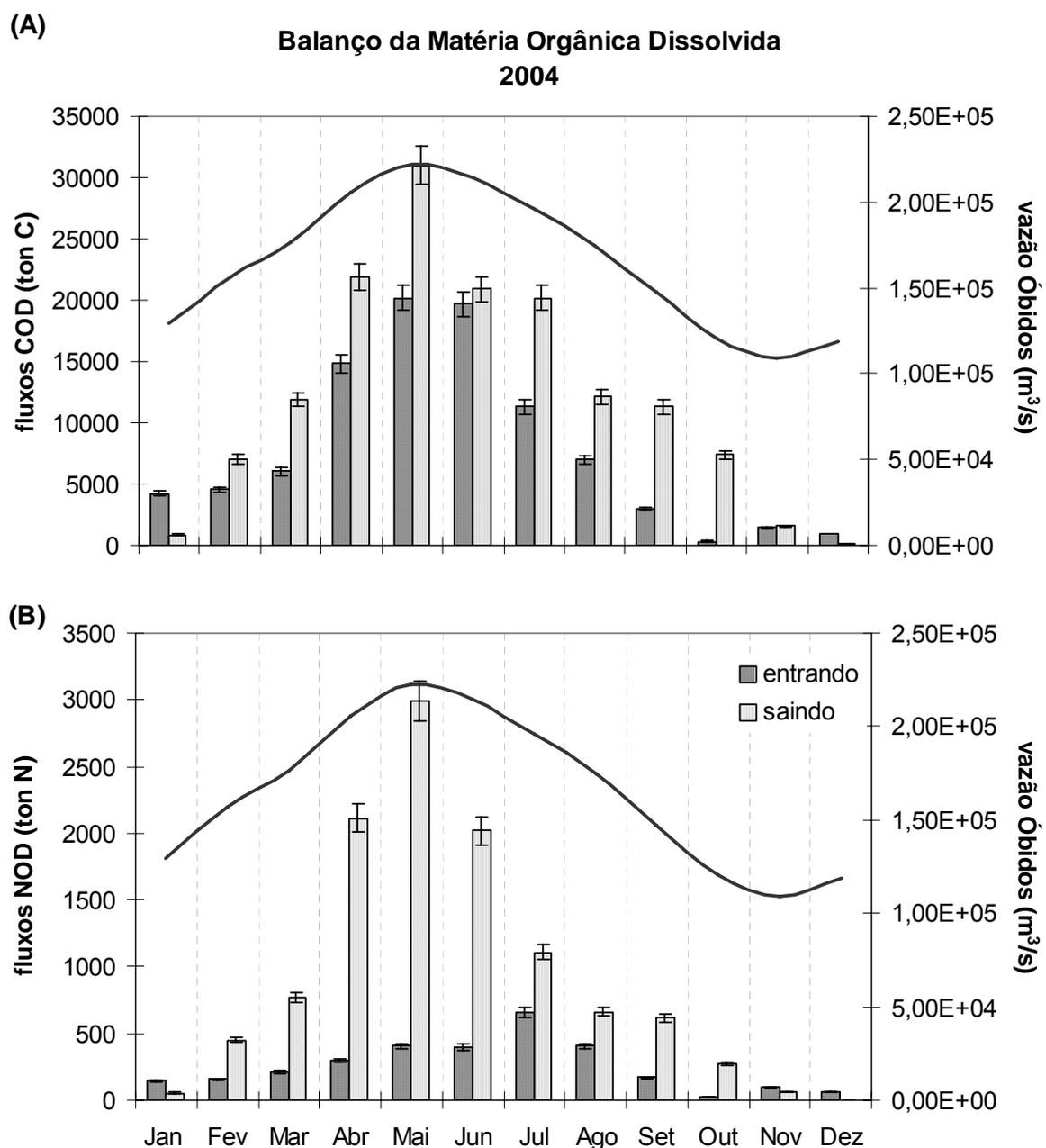


Figura 80: (A) Balço de carbono orgânico dissolvido (COD) para o ano de 2004, no sistema Rio Amazonas - Várzea do Lago Grande de Curuai. O balanço de COD foi calculado a partir do modelo hidrológico HVEa (BONNET *et al.*, 2008) (B) Balço de NOD estimado a partir da relação COD/NOD obtidos durante as campanhas de 2004. Os histogramas (associados aos fluxos) de entrada representam a entrada de material na Várzea e os histogramas de saída, material saindo da Várzea. Dados de vazão mensal em Óbidos para o período, obtidos do Projeto ORE-HYBAM.

Neste período a atividade autotrófica é associada ao aumento da disponibilidade de nutrientes proveniente da entrada pelo Rio Amazonas e pelo escoamento da bacia de terra firme no início do período chuvoso. Durante o período de altas águas e início da vazante, a Várzea exporta material para o Rio e durante as baixas águas nenhuma troca significativa é observada.

Moreira-Turcq *et al.* (2008, submetido) determinaram com base num modelo isotópico proposto por Martinelli *et al.* (2003) que durante o período de enchente a fonte dominante de MOP na Várzea é o Rio Amazonas. Esta contribuição decresce progressivamente durante as altas águas e atinge o seu mínimo no período de vazante, quando se observa uma predominância da produção autóctone fitoplanctônica. É justamente durante este período (agosto e outubro) que se observa o maior aporte de matéria orgânica da Várzea para o Rio.

Este aporte de matéria orgânica nova e mais reativa, se comparada ao restante de matéria transportada pelo Rio, pode ser rapidamente degradada e reutilizada sob outras formas no Rio Amazonas.

Finalmente, o balanço final de C e N no sistema Rio Amazonas - Várzea de Curuai nos permite afirmar que a Várzea é uma fonte de carbono e nitrogênio para o Rio Amazonas. E como determinado por Moreira-Turcq *et al.* (2008, submetido) e da avaliação da fração dissolvida, essa matéria orgânica é de natureza mais recente e lábil, devido principalmente à produção fitoplanctônica.

8 CONCLUSÕES

A matéria orgânica presente nos lagos da Várzea de Curuai está diretamente relacionada ao funcionamento hidrológico do Rio Amazonas. No entanto, a matéria orgânica importada do Rio Amazonas pela Várzea possui uma natureza diferente daquela exportada para o Rio.

A matéria orgânica importada do Rio Amazonas para a Várzea é mais refratária e de baixa razão N/C ($0,10 \pm 0,02$), proveniente principalmente de fonte terrestre, onde a fração de carbono orgânico dissolvido é dominante (COD/COT de 78%). O Rio é um ambiente heterotrófico devido à baixa penetração da luz em suas águas com alta turbidez. Apresenta baixa produção algal (Chla $\sim 2,16 \mu\text{g/L}$) e um sinal de $\delta^{13}\text{C}$ relativamente constante ($-27,94 \pm 1,01\text{‰}$).

A Várzea do Lago Grande de Curuai é um complexo de lagos. Ricos em matéria orgânica, tanto particulada quanto dissolvida. A matéria orgânica da Várzea é composta por um material mais recente que a encontrada no Rio. Apresenta maior razão N/C ($0,14 \pm 0,03$). Apesar da fração de carbono orgânico dissolvido ser predominante (52% do total de C) a fração orgânica particulada é significativamente maior que no Rio (COD/COP de 1,07). A Várzea apresenta alta contribuição algal (até $1.895 \mu\text{g/L}$ durante os florescimentos de fitoplâncton) e maior variabilidade no sinal de $\delta^{13}\text{C}$ ($-21,43$ a $-29,59\text{‰}$), demonstrando a presença de diferentes fontes de matéria orgânica no sistema.

Nos lagos de águas pretas da Várzea, que praticamente não são influenciados pelas entradas de água e material do Rio, a matéria orgânica presente é predominantemente de fonte terrestre proveniente principalmente da bacia de terra firme. Apresentam razão N/C mais baixa que os lagos de águas brancas ($0,12 \pm 0,02$), baixa contribuição algal ($2,44 \pm 1,10 \mu\text{g/L}$) e valores de $\delta^{13}\text{C}$ mais leves (entre $-27,98$ e $-32,21\text{‰}$).

Nos lagos da Várzea a matéria orgânica é composta por um material mais recente devido à alta produtividade, principalmente de florescimentos fitoplanctônico, que atingem seu ápice no final do período de altas águas e início da vazante (C/Chla de $116,35 \pm 116,39$). O crescimento da produção primária na Várzea é limitado pelo nitrogênio inorgânico dissolvido ao longo do ciclo hidrológico (N/P médio entre 4,51 e

12,80 durante o período estudado). O Rio Amazonas também apresentou uma limitação, ainda maior que na Várzea, pelo nitrogênio (N/P de $2,25 \pm 1,78$). Sugerindo que o sistema Rio – Várzea sofre um intenso processo de denitrificação.

A ciclagem e a disponibilidade de nutrientes parece ser bastante ativa. No período de enchente, influenciadas pelo aporte de material proveniente do Rio e da bacia de drenagem. Com o nível das águas mais elevado a rápida e intensa degradação da matéria orgânica por microorganismos pode ser a principal responsável pelo processo de mineralização. E no período de baixas águas a ressuspensão do sedimento superficial e a remineralização do material particulado em suspensão pode ser um fator adicional à disponibilidade de nutrientes na coluna d'água. Processos como a nitrificação podem ser significativos principalmente no Rio Amazonas e nos lagos de águas brancas ($\delta^{15}\text{N}$ de $5,66 \pm 1,52$ e $6,03 \pm 2,55$; respectivamente) e razão NH_4^+/NID de 0,18 e 0,25; respectivamente. Os lagos de águas pretas, apresentam um pH mais ácido ($\sim 5,901$) que o observado nos ambientes de águas brancas ($\sim 7,095$ na Várzea e $\sim 6,861$ em Óbidos), podendo inibir o processo de nitrificação ($\delta^{15}\text{N}$ de $3,91 \pm 2,16$) e aumentar a razão NH_4^+/NID de 0,65.

No Rio Amazonas, a matéria orgânica particulada parece ser ainda relativamente nova ($\delta^{13}\text{C}$ de $-27,94\text{‰}$ e razão N/C de 0,10) se comparada com a MOD ($\delta^{13}\text{C}$ de $-29,56\text{‰}$ e N/C de 0,05). Mas a MOP presente nas várzeas consiste de uma mistura que tem suas origens tanto no material orgânico transportado pelo Rio quanto do material produzido *in situ*.

A fração fina da MOP interage ativamente com a fração dissolvida. Na Várzea de Curuai, a MOD adsorvida tende a ser de maior PM, ser mais hidrofóbica, enriquecida em carbono e grupos carboxílicos. Esta forte capacidade de adsorção da MOD pode ter um importante papel na ciclagem e balanço da MO na Bacia Amazônica.

Além de ser um ambiente de alta produção e atividade autóctone, a Várzea tem um papel significativo na exportação de matéria orgânica, de ambas as frações particulada e dissolvida, para o Rio Amazonas. Sendo que esta matéria orgânica é de natureza mais recente e lábil, devido principalmente à produção fitoplanctônica. Para o ano de 2004 foi calculado um balanço de carbono orgânico particulado equivalente a 65.000 ton COP exportado pela Várzea para o Rio. Esta contribuição é

suportada por uma significativa produção de C no interior da Várzea (devido ao fitoplâncton mas também as macrófitas). Assim como para o COP, a Várzea também funciona como exportadora de NOP para o Rio Amazonas. No ano de 2004 foi estimado um balanço equivalente a 12.000 ton NOP exportado para o Rio Amazonas.

Referente a matéria orgânica dissolvida, foi calculado um balanço de carbono orgânico dissolvido equivalente a 52.800 ton COD exportado para o Rio. A mesma tendência foi observada para o NOD, o qual apresentou um balanço equivalente 8.100 ton NOD também exportado para o Rio.

A Várzea de Curuai representa em torno de 13% do total de área inundável do curso principal do Rio Amazonas entre Manacapuru e Óbidos. Por isso o estudo da biogeoquímica de seus lagos descrita neste estudo, poderia ajudar a entender e referenciar a magnitude do papel das planícies de inundação na ciclagem do carbono e nitrogênio transportados pelo Rio Amazonas até o oceano.

9 REFERÊNCIAS

AMON, R.M.W., BENNER, R. Bacterial utilization of different size classes of dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography*, v. 41, p. 41–51, 1996.

AMORIM, M.A. *Estudo da sedimentação recente na Várzea do Lago Grande de Curuai, Pará, Brasil*. Niterói, 2006. 144 f. Dissertação (Mestrado em Geoquímica Ambiental) – Departamento de Geoquímica, Universidade Federal Fluminense.

ARAUJO-LIMA, C.A.R.M., FORSBERG, B.R., VICTORIA, R., MARTINELLI, L. Energy sources for detritivorous fishes in the Amazon. *Science*, v. 234, p. 1256–1258, 1986.

AUFDENKAMPE, A.K., HEDGES, J.I., RICHEY, J.E., KRUSCHE, A.V., LLERENA, C.A. Sorptive fractionation of dissolved organic nitrogen and amino acids onto fine sediments within the Amazon Basin. *Limnology and Oceanography*, v. 46, n. 8, p. 1921-1935, 2001.

BARROUX, G.A. *Etude biogéochimique d'un système lacustre de la laine d'inondation amazonienne : Cas de la várzea de Curuai (Pará, Brésil)*. Toulouse, 2006. 304 f. Thèse. Géochimie des Eaux Continentales. Université de Toulouse III.

BARROUX, G., VIERS, J., SEYLER, P., OLIVA, P., DUPRÉ, B., GUYOT, J.L., PINELI, M. How plants of the Amazon floodplain (Brazil) can affect the geochemical status of trace elements in the Amazon River mainstream? *Journal Physical*. a. 4, v. 107, p. 119–125, 2006.

BENEDETTI, M.F., VAN RIEMSDIJK, W.H., KOOPAL, L.K., KINNIBURGH, D.G., GOODY, D.C., MILNE, C.J. Metal ion binding by natural organic matter: from the model to the field. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 60, p. 2503–2513, 1996.

BENNER, R., OPSAHL, S., CHIN-LEO, G., RICHEY, J.E., FORSBERG, B.R. Bacterial carbon metabolism in the Amazon River system. *Limnology and Oceanography*, v. 40, p. 1262–1270, 1995.

BENTHIEU, A., ZONDERVAN, I., ENGEL, A., HEFTER, J., TERBRGGEN, A., RIEBESELL, U., Carbon isotopic fractionation during a mesocosm bloom experiment dominated by *Emiliana huxleyi*: Effects of CO₂ concentration and primary production. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 71, p. 1528–1541, 2007.

BERNER, R.A., RAO, J.L. Phosphorus in sediments of the Amazon River and Estuary: Implications for the global flux of phosphorus to the sea. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 58, p. 2333-2339, 1994.

BONNET, M.-P., BARROUX, G., MARTINEZ, J.M., SEYLER, F., MOREIRA-TURCQ, P., COCHONNEAU, G., MELACK, J.M., BOAVENTURA, G., MAURICE-BOURGOIN, L., LEON, J.G., ROUX, E., CALMANT, S., GUYOT, J.L., SEYLER, P. Flooding

hydrology in an Amazonian floodplain lake (Lago Grande de Curuaí), *Journal of Hydrology*, v. 349, n. 1-2, p. 18-30, 2008.

BONNET, M-P., BARROUX, G., SEYLER, P., PECLY, O., MOREIRA-TURCQ, P., LAGANE, C., COCHONNEAU, G., VIERS, J., SEYLER, F., GUYOT, J.L. Seasonal links between the Amazon corridor and its floodplain – the case of the varzea of Curuaí (near Óbidos). In: HEATHWAITE, L., WEBB, B., ROSENBERRY, D., WEAVER, D., HAYACHI, M. (eds), *Dynamics and Biogeochemistry of River Corridors and Wetlands*, v. 294. IAHS-Publ., 2005. p. 69-77.

BARBOSA, C.C.F. *Sensoriamento remoto da dinâmica de circulação da água do sistema planície de Curuaí/Rio Amazonas*. São José dos Campos, 2005. 282 f. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.

BARTLETT, K.B., HARISS, R.C. Review and assessment of methane emissions from wetlands. *Chemosphere*, v. 26, n. 1-4, p. 261- 320, 1993.

CALLEDE, J., GUYOT, J-L., RONCHAIL, J., L'HOTE, Y., NIEL, H., de OLIVEIRA, E. Evolution of the River Amazon's discharge at Óbidos from 1903 to 1999. *Hydrological Sciences Journal*, v. 49, n. 1, p. 85-97, 2004.

CALLEDE, J., GUYOT, J.L., RONCHAIL, J., L'HOTE, Y., NIEL, H., de OLIVEIRA, E. L'Amazonia Óbidos (Brésil). Etude statistique des débits et bilan hydrologique. *Hydrological Sciences Journal*, v. 47, n. 2, p. 321-333, 2002.

COSTA, M.L., ANGÉLICA, R.S., COSTA, N.C. The geochemical association Au-As-B-(Cu)-Sn-W in latosol, colluvium, lateritic iron crust and gossan in Carajás, Brazil: importance for primary ore identification. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 67, p. 33-49, 1999.

COWIE, G.L., HEDGES, J.I. Sources and reactivities of amino acids in a coastal marine environment. *Limnology Oceanography*, v. 37, p. 703-724, 1992.

COWIE, G.L., HEDGES, J.I. Determination of neutral sugars in plankton, sediments, and wood by capillary gas chromatography of equilibrated isomerit mixtures. *Analytical Chemistry*, v. 56, p. 497-504, 1984.

CUMMINS, K.W., SEDELL, J.R., SWANSON, F.J., MINSHALL, G.W., FISHER, S.G., CUSHING, C.E., PETERSEN, R.C., VANNOTE, R.L. Organic matter budgets for stream ecosystems: problems with their evaluation. In: BARNES, J.R., MINSHALL, G.W. (eds). *Stream ecology: application and testing of general ecological theory*. New York: Plenum Press, 1983. p. 299-353.

DEGENS, E.T., KEMPE, S., RICHEY, J.E. *Biogeochemistry of major world rivers*. New York: John Wiley & Sons, 1991. 296 p.

DEVOL, A.H., HEDGES, J.I. The biogeochemistry of the Amazon River mainstem. In: McCLAIN, E., VICTORIA, R.L., RICHEY, J.E. (eds) *The Biogeochemistry of the*

Amazon Basin and its Role in a Changing World. New York: Oxford University Press, 2001. 344 p.

DEVOL, A.H., FORSBERG, B.R., RICHEY, J.E., PIMENTEL, T.P. Seasonal variation in chemical distributions in the Amazon (Solimões) River: A multiyear time series. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 9, p. 307-328, 1995.

DEVOL, A.H., RICHEY, J.E., FORSBERG, B.R., MARTINELLI, L.A. Environmental methane in the Amazon river floodplain. In: MITSCH, W.J. (ed) *Global Wetlands: Old World and New*. Amsterdam: Elsevier, 1994. 151-165 p.

DEVOL, A.H., RICHEY, J.E., FORSBERG, B.R. Phosphorus in the Amazon River mainstem: concentrations, forms and transport to the ocean. In: TIESSEN, H., LPOEZ-HERNANDEZ, D., SALCEDO, I.H. (eds) *Phosphorus cycles in terrestrial and aquatic ecosystems, Regional workshop 3: South and Central America. SCOPE/UNEP Proceedings*. Saskatoon, Canada: University of Saskatchewan, 1991. p. 9-23.

DEVOL, A.H., QUAY, P.D., RICHEY, J.E., MARTINELLI, L.A. The role of gas exchange in the inorganic carbon, oxygen and ²²²radon budgets of the Amazon River. *Limnology and Oceanography*, v. 32, p. 235-248, 1987.

DEVOL, A.H., ZARET, T.M., FORSBERG, B.R. Sedimentary organic matter diagenesis and its relation to the carbon budget of tropical Amazon floodplain lakes, *Verh. Internat. Verein Limnol.*, v. 22, p. 1299-1304, 1984.

DUNNE, T., MERTES, L.A., MEADE, R.H., RICHEY, J.E., FORSBERG, B.R. Exchanges of sediment between the floodplain and channel of the Amazon River in Brazil. *GSA Bulletin*, v. 110, n. 4, p. 450-467, 1998.

DUTRA-MAIA, P., MAURICE-BOURGOIN, L., TESSIER, E., COSSA, D., AMOUROUX, D., PEREZ, M., MOREIRA-TURCQ, P., RHEAULT, I. Distribution and speciation of mercury in the Curuai floodplain lakes and role of the water exchanges with the Amazon River, Brazil. *Science of the Total Environment*. 2008. (Submetido).

ELSER, J.J., STABLER, L.B., HASSETT, R.P. Nutrient limitation of bacterial growth and rates of bacterivory in lakes and oceans: a comparative study. *Aquatic Microbiological Ecology*, v. 9, p. 105-110, 1995.

ERTEL, J.R., HEDGES, J.I., DEVOL, A.H., RICHEY, J.E., RIBEIRO, M. de N.G. Dissolved humic substances of the Amazon River system. *Limnology and Oceanography*, v. 31, n. 4, p. 739-754, 1986.

ESSER, G., KOHLMAIER, G.H. Modelling terrestrial sources of nitrogen, phosphorus, sulphur and organic carbon to rivers. In: *Biogeochemistry of major world rivers*. SCOPE 42, 1995.

FISHER, T.R. Plankton and primary production in aquatic systems of the central Amazon basin. *Comparative Biochemistry and Physiology*, v. 62, n. A, p. 31-38, 1979.

FISHER, T.R., LESACK, L.F.W., SMITH, L.K. Input, recycling, and export of N and P on the Amazon floodplain, at Lake Calado. In: TIESSEN, H. LOPEZ-HERNANDEZ, D., SALCEDO, I.H. (eds) *Phosphorus Cycles in Terrestrial and Aquatic Ecosystems. Regional Workshop 3: South and Central America. SCOPE/UNEP Proceedings*. Saskatoon, Canada: University of Saskatchewan, 1991. p. 34-53.

FORSBERG, B.R., DEVOL, A.H., RICHEY, J.E., MARTINELLI, L.A., SANTOS, H. Factors controlling nutrient concentrations in Amazon floodplain lakes. *Limnology and Oceanography*, v. 33, n. 1, p. 41-56, 1988.

FURCH, K. Water chemistry of the Amazon basin: The distribution of chemical elements among freshwaters. In: SIOLI, H. (ed) *The Amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Dordrecht : Junk ed., 1984. p. 167-200.

GAILLARD, J-F. Limnologie chimique: Principes et processus. In : POURRIOT, R., MEYBECK, M. *Limnologie Général*. Paris : [s.n.], 1995. 955p. « Collection d'écologie, v. 25 ».

GAILLARDET, J., VIERS, J., DUPRE, B. Trace Elements in River Waters In: DREVER, J.I., HOLLANDET, E.D., TUREKIAN, K.K. (eds) *Treatise on Geochemistry*. Oxford: Elsevier-Pergamon, 2003. p. 225-263, v. 5.

GIBBS, R.J. Water chemistry of the Amazon river. *Geochimica et Cosmochimica Acta.*, v. 36, p. 1061-1066, 1972.

GIBBS, R.J. The Geochemistry of the Amazon River System. Part I. The factors that control the salinity, the composition and the concentration of the suspended solids. *Geology Society American Bulletin*, v. 78, p. 1203-1232, 1967.

GRASSHOFF, K. *Methods of seawater analysis*. Weinheim: Verlag Chemie, 1983. 317p.

GROBBELAAR, J.U., HOUSE, W.A. Phosphorus as a limiting resource in inland waters; interactions with nitrogen. In: TIESSEN, H. (ed) *Phosphorus in Global Environment*. SCOPE. Oxford: Published John Wiley & Sons Ltd. 1995.

GU, B., SCHMITT, Z., CHEN, L.L., McCARTHY, J.F. Adsorption and desorption of different organic matter fractions on iron oxide. *Geochimica et Cosmochimica Acta.*, v. 59, p. 219-229, 1995.

GUERIN, F., ABRIL, G., RICHARD, S., BURBAN, B., REYNOUARD, C., SEYLER, P., DELMAS, R. Methane and carbon dioxide emissions from tropical reservoirs: Significance of downstream rivers, *Geophysical Research Letters*, v. 33, L21407, 2006. doi:10.1029/2006GL027929.

GUYOT, J-L. *Hydrogéochimie des fleuves de l'Amazonie Bolivienne*. Bordeaux, ORSTOM, 1993. 261 p.

GUYOT, J.L., JOUANNEAU, J.M., WASSON, J.G. Characterization of river bed and suspended sediments in the Río Madeira drainage basin (Bolivian Amazonia) *Journal of South American Earth Sciences*, v. 2, p. 401–410, 1999.

GUYOT, J-L., CALLEDE, M.M., GUIMARÃES, V., OLIVEIRA, E. La variabilité hydrologique actuelle dans le bassin de l'Amazone. *Bulletin Institut Français d'Etude Andines*, v. 27, n. 3, p. 779-788, 1998.

HEDGES, J.I., MAYORGA, E., TSAMAKIS, E., McCLAIN, M.E., AUFDENKAMPE, A., QUAY, P., RICHEY, J.E., BENNER, R., OPSAHL, S., BLACK, B., PIMENTEL, T., QUINTANILLA, J., MAURICE, L. Organic matter in Bolivian tributaries of the Amazon River: a comparison to the lower mainstem. *Limnology and Oceanography*, v. 45, p. 1449–1466, 2000.

HEDGES, J.I., KEIL, R.G. Sedimentary organic matter preservation: a test for selective oxic degradation. *American Journal Science*, v. 299, p. 529-555, 1999.

HEDGES, J.I., COWIE, G.L., RICHEY, J.E., QUAY, P.D., BENNER, R., STROM, M., FORSBERG, B.R. Origins and processing of organic matter in the Amazon River as indicated by carbohydrates and amino acids, *Limnology and Oceanography*, v. 39, n. 4, p. 743-761, 1994.

HEDGES, J.I., CLARK, W.A., QUAY, P.D., RICHEY, J.E., DEVOL, A.H., SANTOS, U.M. Compositions and fluxes of particulate organic material in the Amazon River. *Limnology and Oceanography*, v. 31, n. 4, p. 717-738, 1986.

HESS, L.L., MELACK, J.M., NOVO, E.M.L.M., BARBOSA, C.C.F., GASTILL, M. Dual-seasonal mapping of wetland inundation and vegetation for central Amazon basin. *Remote Sensing Environment*, v. 87, p. 404-428, 2003.

IBAÑEZ, M.S.R., NOGUEIRA II, I.S., MAURICE-BOURGOIN, L. Composição da Comunidade Fitoplanctônica Da Várzea Do Curuai, Amazonas. In: III INTERNATIONAL LBA SCIENTIFIC CONFERENCE. Brasília Brazil, 27-29 de julho, 2004. *Proceedings of the LBA Conference*. Brasília: [s.e.], v. 1, 2004. p.27-27.

IRION, G. Quaternary geological history of the Amazon lowlands. *Tropical Forest*. p. 23-34. 1989.

IRION, G. Clay minerals of Amazonian soils. In: SIOLI, H. (ed) *The Amazon*. Dordrecht: Junk ed., p. 201-214, 1984.

IRION, G., ADIS, J., JUNK, W.J., WUNDERLICH, F. Sedimentological studies of the Ilha de Marchantaria in the Solimões/Amazon river near Manaus. *Amazoniana*, v. 8, n. 1, p. 1-18, 1983.

ITTEKKOT, V., ARAIN, R. Nature of particulate organic matter in the river Indus, Pakistan. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 50, p. 1643-1653, 1986.

JEFFEREY, S.W., HUMPHREY, G.F. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1, and c2 in higher plants, algae, and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanzen*, v. 167, p. 191-194, 1975.

JOHNSON, M.J., MEADE, R.H. Chemical weathering of fluvial sediments during alluvial storage: the Macuapanim Island point bar, Solimões River, Brazil. *Journal of Sedimentary Petrology*, v. 60, p. 827–842, 1990.

JUNK, W.J. *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System*. Ecological Studies 126, Berlin, Germany, Springer Verlag, 1997, 525 p.

JUNK, W.J., PIEDADE, M.T.F. Plant life in the floodplain with special refernce to herbaceous plants. In: JUNK, W.J. (ed) *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System*. Berlin, Germany: Springer Verlag, 1997. p. 147-185. "Ecological Studies 126".

JUNK, W.J., FURCH, K. Nutrient dynamics in Amazonian floodplains: Decomposition of herbaceous plants in aquatic and terrestrial environments. *Verh Int Ver Limnol.*, v. 24, p. 2080-2084, 1991.

KAISER, K., GUGGENBERGER, G. The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. *Organic Geochemistry*, v. 31, p. 711–725, 2000.

KAISER, K., GUGGENBERGER, G., HAUMAIER, L., ZECH, W. Dissolved organic matter sorption on subsoils and minerals studied by ¹³CNMR and DRIFT spectroscopy. *European Journal Soil Science*, v. 48, p. 301–310, 1997.

KEIL, R.G., MAYER, L.M., QUAY, P.D., RICHEY, J.E., HEDGES, J.I. Losses of organic matter from riverine particles in deltas. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 61, p. 1507–1511, 1997.

KEIL, R.G., TSAMAIUS, E., FUH, C.B., GIDDINGS, K.C., HEDGES, J.L. Mineralogic controls on the concentrations and elemental compositions of organic matter in marine sediments: Hydrodynamic separation using SPLITT-fractionation. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 58, p. 879-893, 1994.

KLINGE, H., ADIS, J., WORDBES, M. The vegetation of a seasonal várzea forest in the lower Solimões River, Amazon region of Brazil. *Acta Amazonica*, v. 25, n. 3-4, p. 201-220, 1996.

KLINGE, H., JUNK, W.J., REVILLA, C.J. Status and distribution of forested wetlands in tropical South America. *Forest Ecology Management*, v. 33/34, p. 81–101, 1990.

KORSHIN, G.V., LI, C-W, BENJAMIN, M.M. Monitoring the properties of natural organic matter through UV spectroscopy a consistent theory. *Water Research*, v. 31, n. 7, p. 1787-1795, 1997.

KOSUTH, P. A case study of floodplains dynamics: dynamics, water balance, sediment balance of the Varzea of Lago Grande de Curuai. In: *II LBA SCIENTIFIC*

CONFERENCE. Manaus, Brasil, 7-10 de Julho, 2002. *Proceedings of the LBA Conference*. Manaus: [s.e.], 2002. p. 7-10.

LABOUYRIE-ROUILLIER, L. *Extraction et caractérisation des matières organiques naturelles dissoutes d'eaux de surface: Etude comparative des techniques de filtration membranaire et d'adsorption sur résines macroporeuses non ioniques*. Poitiers, France, 1997. 187f. Thèse de doctorat. Université de Poitiers.

LEENHEER, J. Comprehensive approach to preparative isolation and fractionation of dissolved organic carbon from natural waters and wastewaters. *Environmental Science and Technology*, v. 15, n. 5, p. 578-587, 1981.

LEENHEER, J.A. Origin and nature of humic substances in the waters of the Amazon River basin. *Acta Amazonica*, v. 10, p. 513–526, 1980.

LESACK, L.F.W. Export of nutrients and major ionic solutes from a rain Forest catchment in the Central Amazon basin. *Water Research*, v. 29, p. 743-758, 1993.

LESACK, L.F.W., MELACK, J.M. Flooding hydrology and mixture dynamics of lake water derived from multiple sources in an Amazon floodplain lake. *Water Resource Research*, v. 31, n. 2, p. 329–345, 1995.

LEWIS, W.M., WEIBEZAHN, F.H., SAUNDERS, J.F., Hamilton, S.K. The Orinoco River as an ecological system. *Interciencia*, v. 15, p. 346-357, 1990.

LUCAS, Y. *Système pédologiques en Amazonie brésilienne: Equilibres, déséquilibres et transformations*. Poitiers, France, 1989. 203 f. Thèse de Doctorat, Université de Poitiers.

LUDWIG, W., PROBST, J.-L., KEMPE, S. Predicting the oceanic input of organic carbon by continental erosion. *Global Biogeochem Cycles*, v. 10, p. 23-41, 1996.

MARENGO, J.A., NOBRE, C.A. General characteristics and variability of climate in the Amazon basin and its links to the global climate system. In: McCLAIN, M. E., VICTORIA, R. L., RICHEY, J. E. (eds) *The Biogeochemistry of the Amazon Basin*. Oxford, UK: University Press, 2001. p. 278 – 301.

MARTINELLI, L.A., VICTORIA, R.L., CAMARGO, P.B.de, PICOLLO, M.C., MERTES, L., RICHEY, J.E., DEVOL, A.H., FORSBERG, B.R. Inland variability of carbon-nitrogen concentrations and ¹³C in Amazon floodplain (varzea) vegetation and sediment. *Hydrological Processes*, v. 17, p. 1419-1430, 2003.

MARTINELLI, L.A., VICTORIA, R.L., STERNBERG, L.S.L., RIBEIRO, A., MOREIRA, M.Z. Using stable isotopes to determine sources of evaporated water to the atmosphere in the Amazon basin. *Journal of Hydrology*, v. 183, p. 191–204, 1996.

MARTINELLI, L.A., VICTORIA, R.L., DEMATTE, J.L.I., RICHEY, J.E., DEVOL, A.H. Chemical and mineralogical composition of Amazon River floodplain sediments, Brazil. *Applied Geochemistry*, v. 8, p. 391–402, 1993.

MARTINEZ, J.M., LE TOAN, T. Mapping of flood dynamics and vegetation spatial distribution in the Amazon floodplain using multitemporal SAR data. *Remote Sensing Environment*, v. 108, p. 209-223, 2007.

MASSON, J. *Evaluation du stock de carbone organique dans les lacs d'inondation en Amazonie : cas de la Varzea do Lago Grande de Curuai, Para Bresil*. Maitre de stage Master 2 Sciences et Gestion de la Terre (SGT), Université de Nice Sophie Antipolis, Nice, 2006. 54 p.

MAURICE-BOURGOIN, L., BONNET, M-P., MARTINEZ, J-M., KOSUTH, P., COCONNEAU, G., MOREIRA-TURCQ, P., GUYOT, J-L., VAUCHEL, P., FILIZOLA, N., SEYLER, P. Temporal dynamics of water and sediment exchanges between the Curuai floodplain and the Amazon River, Brazil. *Journal of Hydrology*, v. 335, p. 140-156, 2007.

MAYORGA, E., AUFDENKAMPE, A. Processing of bioactive elements in the Amazon River system. *The Ecohydrology of South American Rivers and Wetlands*. IAHS Special Publication, n. 6, p. 1-24, 2002.

McCLAIN, M.E., RICHEY, J.E., BRANDES, J.A., PIMENTEL, T.P. Dissolved organic matter and terrestrial-lotic linkages in the central Amazon basin of Brazil. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 11, p. 295–311, 1997.

McCLAIN, M.E., RICHEY, J.E., PIMENTEL, T.P. Groundwater nitrogen dynamics at the terrestrial-lotic interface of a small catchment in the central Amazon basin. *Biogeochemistry*, v. 27, p. 113–127, 1994.

MEADE, R.H. Suspended sediments of the modern Amazon and Orinoco Rivers. *Quaternary International*, v. 21, p. 29-39, 1994.

MEADE, R.H., DUNNE, T., RICHEY, J.E., SANTOS, U.D.M., SALATI, E. Storage and remobilization of suspended sediments in the Lower Amazon River of Brazil. *Science*, v. 228, p. 488–490, 1985.

MEADE, R.H., NORDIN Jr, C.F., CURTIS, W.F., RODRIGUES, F.M.C., VALE, C.M.D., EDMOND, J.M. Sediment loads in the Amazon River. *Nature*, v. 278, p. 161–163, 1979.

MELACK, J.M., HESS, L.L., GASTILI, M., FORSBERG, B.R., HAMILTON, S.K., LIMA, I.B.T., NOVO, E.M.L.M., Regionalization of methane emissions in the Amazon basin with microwave remote sensing. *Global Change Biology*, v. 10, p. 530-544, 2004.

MELACK, J.M., FORSBERG, B.R. Biogeochemistry of Amazon floodplain lakes and associated wetlands. In: McCLAIN, M.E., VICTORIA, R.L., RICHEY, J.E. (eds.) *The Biogeochemistry of the Amazon Basin*. New York: Oxford University Press, 2001. p. 235–274.

MELACK, J.M., FISHER, T.R. Comparative limnology of tropical floodplain lakes with an emphasis on the central Amazon. *Acta Limnologia Brasiliensia*, v. 3, p. 1-48, 1990.

MERTES, L.A.K., DUNNE, T., MARTINELLI, L.A. Channel–floodplain geomorphology of the Solimões–Amazon River, Brazil. *Geological Society of America Bulletin*, v. 108, p. 1089–1107, 1996.

MERTES, L.A.K., DANIEL, D.L., MELACK, J.M., NELSON, B., MARTINELLI, A., FORSBERG, B.R. Spatial patterns of hydrology, geomorphology, and vegetation on the floodplain of the Amazon River in Brazil from a remote sensing perspective. *Geomorphology*, v. 13, p. 215–232, 1995.

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

MEYER, J.L., McDOWELL, W.H., BOTT, T.L., ELWOOD, J.W., ISHIZAKI, C., MELACK, J.M., PECKARSKY, B.L., PETERSON, B.J., RUBLEE, P.A. Elemental dynamics in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 7, p. 410–432, 1988.

MEYER, J.L., LIKENS, G.E. e SLOANE, J. Phosphorus, nitrogen and organic carbon flux in a headwater stream. *Arch. Hydrobiology*, v. 91, p. 28-44, 1981.

MOLINIER, M., GUYOT, J-L., GUIMARÃES, V., OLIVEIRA, E., FILIZOLA, N. *Hydrologie du Bassin Amazonien. Environnement et Développement en Amazonie Brésilienne*. [s.n.], Paris : Belin H. Théry, 1997. 400 p.

MOREIRA-TURCQ, P., AMORIM, M., BERNARDES, M., BONNET, M-P., MAURICE, L., PEREZ, M., SEYLER, P. Impact of floodplains on the nature, composition and age of particulate organic transported by the Amazon River. *Global Biogeochemical Cycles*. 2008. (Submetido).

MOREIRA-TURCQ, P., BARROUX, G., BERNARDES, M., BONNET, M-P., MAURICE-BOURGOIN, L., PEREZ, M., SEYLER, P. Dynamics of organic carbon between the Amazon River and the floodplain lakes. In: HEATHWAITE, L., WEBB, B., ROSENBERRY, D., WEAVER, D., HAYACHI, M. (eds), *Dynamics and Biogeochemistry of River Corridors and Wetlands*, v. 294. IAHS-Publ., 2005. p. 19-22.

MOREIRA-TURCQ, P., JOUANNEAU, J.M., SEYLER, P., WEBER, O., GUYOT, J.L. Carbon sedimentation at Lago Grande de Curuaí, a floodplain lake in the low Amazon region: insights into sedimentation rates. *Palaeogeography Palaeoclimatology. Palaeoecology*, v. 214, p. 27-40, 2004.

MOREIRA-TURCQ, P., SEYLER, P., GUYOT, J-L., ETCHEBER, H. Exportation of organic carbon from the Amazon River and its main tributaries. *Hydrology Processes*, v. 17, p. 1329-1344, 2003.

NEPSTAD, D., MOUTINHO, P.R.S., MARKEWITZ, D. The recovery of biomass, nutrient stocks, and deep soils functions in secondary forests. In: McCLAIN, M.E., VICTORIA, R.L., RICHEY, J. (eds.), *The Biogeochemistry of the Amazon Basin*. New York: Oxford University Press, 2001. p. 139–155, v. 9.

PIEADADE, M.T.F., SCHOENGART, J., JUNK, W.J. O Manejo Sustentável das Áreas alagáveis da Amazônia Central e as Comunidades de Herbáceas Aquáticas. *Uakari*, v. 1, n. 1, p. 29-38, 2005.

PIEADADE, M.T.F., LONG, S.P., JUNK, W.J. Leaf and canopy CO₂ uptake of a stand of *Echinochloa polystachya* on the Central Amazon floodplain. *Oecologia*, v. 97, p. 159-174, 1994.

POURRIOT, R., MEYBECK, M. *Limnologie Général*. Paris, France : [s.n.], 1995. 955 p. « Collection d'écologie, v. 25 ».

QUAY, P.D., WILBUR, D.O., RICHEY, J.E., DEVOL, A.H., BENNER, R., FORSBERG, B.R. The ¹⁸O/¹⁶O of dissolved oxygen in rivers and lakes in the Amazon basin: a tracer of respiration and photosynthesis. *Limnology and Oceanography*, v. 40, p. 718–729, 1995.

QUAY, P.D., WILBUR, D.O., RICHEY, J.E., HEDGES, J.I., DEVOL, A.H., VICTORIA, R.L. Carbon cycling in the Amazon River: implications from the ¹³C composition of particles and solutes. *Limnology and Oceanography*, v. 37, p. 857–871, 1992.

REDFIELD, A.C. The biological control of chemical factors in the environment. *American Sciences*, v. 46, p. 205-221, 1958.

RICHEY, J.E., MELACK, J.M., AUFDENKAMPE, A.K., BALLESTER, V.M., HESS, L.L. Outgassing from Amazonian rivers and wetlands as a large tropical source of atmospheric CO₂. *Nature*, v. 416, p. 617– 620, 2002.

RICHEY, J.R., HEDGES, J.I., DEVOL, A.H. QUAY, P.D., VICTORIA, R., MARTINELLI, L.A. FORSBERG, B.R. Biogeochemistry of carbon in the Amazon River. *Limnology and Oceanography*, v. 35, p. 352-371, 1990.

RICHEY, J.E., MERTES, L.A.K., DUNNE, T., VICTORIA, R.L., FORSBERG, B.R., TANCREDI, A.C.N.S., OLIVEIRA, E. Sources and routing of the Amazon River flood wave. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 3, p. 191-204, 1989.

RICHEY, J.E., MEADE, R.H., SALATI, E., DEVOL, A.H., NORDIN, C.F., dos SANTOS, U. Water discharge and suspended sediment concentrations in the Amazon River: 1982–1984. *Water Resources Research*, v. 22, p. 756– 764, 1986.

RICHEY, J.E., BROCK, J.T., NAIMAN, R.J., WISSMAR, R.C., STALLARD, R.F. Organic carbon: oxidation and transport in the Amazon River. *Science*, v. 207, p. 1348–1351, 1980.

SALATI, E., DALL'OLIO, A., MATSUI, E., BAT, J.A. Recycling of water in the Amazon basin. An isotopic study. *Water Resource Research*, v. 15, n. 5, p. 1250-1258, 1979.

SAMPAIO, A., NORTHFLEET, A. Estratigrafia e correlação das bacias sedimentares brasileiras. In: XXVII CONGRESSO SOCIEDADE BRASILEIRA DE GEOLOGIA. Aracajú, 1973. Anais 3. Aracajú: [s.e.], 1973. p. 189-206.

SANTOS, H.R. dos, PRADO, G.S. do, VIDAL, C.M. de S., MORUZZI, R.B., CAMPOS, J.R. Aplicabilidade das técnicas de determinação de tamanho de partículas em sistemas de tratamento de água e esgoto sanitário. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 9, n. 4, p. 291-300, 2004.

SILVA, T.S.F. *Imagens EOS-MODIS e LANDSAT 5 TM no estudo da dinâmica das comunidades de macrófitas na várzea Amazônica*. Dissertação. 2004. 167 f. (Mestrado em Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos.

SIOLI, H. The Amazon and its main affluents: hydrography, morphology of the river courses, and river types. In: SIOLI, H. (ed) *The Amazon – Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Dordrecht: Junk ed., 1984. p. 127-165. "Monographiae Biologicae".

SIOLI, H. Hydrochemistry and geology in the Brazilian Amazon region. *Amazoniana*, v. 1, p. 267-277, 1968.

SHOLKOVITZ, E.R., PRICE, N.B. The major-element chemistry of suspended matter in the Amazon Estuary. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 44, p. 163–171, 1980.

SPITZY, A., ITTEKKOT, V. Dissolved and particulate organic matter in rivers. In: MANTOURA, R.F.C., MARTIN, J.-M., WOLLAST, R. (eds.) *Ocean Margin Processes in Global Change*. Chichester: J. Wiley & Sons, 1991. p. 5-17.

STALLARD, R.F., EDMOND, J.M. Geochemistry of the Amazon. 3. Weathering chemistry and limits to dissolved inputs. *Journal of Geophysical Research*, v. 92, p. 8293–8302, 1987.

STALLARD, R.F., EDMOND, J.M. Geochemistry of the Amazon 2: The influence of geology and weathering environment on the dissolved load. *Journal of Geophysical Research*, v. 88, p. 9671-9688, 1983.

STRICKLAND, J.D.H., PARSONS, T.R. *A practical handbook of seawater analysis*. Fisheries Research Board of Canada. Ottawa, Bull. 167, 1972, 310pp.

STUMM, M., MORGAN, J.J. *Aquatic chemistry*. [s.c.]: Wiley-Interscience, 1981.

SUN, L., PERDUE, E.M., MEYER, J.L., WEIS, J.. Use of elemental composition to predict bioavailability of dissolved organic matter in a Georgia river. *Limnology and Oceanography*, v. 42, p. 714–721, 1997.

TARDY, Y., BUSTILLO, V., ROQUIN, C., MORTATTI, J., VICTORIA, R. The Amazon: Biogeochemistry applied to river basin management. Part I – Hydro-climatologic, hydrograph separation, mass transfer balances, stable isotopes, and modeling. *Applied Geochemistry*, v. 20, p. 1746-1829, 2005.

THUNELL, R.C., SIGMAN, D.M., MULLER-KARGER, F., ASTOR, Y., VARELLA, R. Nitrogen isotope dynamics of the Cariaco Basin, Venezuela. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 18, GB3001, 2004. doi : 10.1029/2003GB002185.

THURMAN, E.M., MALCOLM, R.L. Nitrogen and amino acids in fulvic and humic acids. In: Humic substances in the Suwannee river, Georgia: interactions, properties and proposed structures. *Open-file report*, p. 87-557, 1989.

TOOLAN, T., WEHR, J.D., FINDLAY, S. Inorganic phosphorus stimulation of bacterioplankton production in a meso-eutrophic lake. *Applied Environment Microbiology*, v. 57, p. 2074-2078, 1991.

VICTORIA, R.L., MARTINELLI, L.A., TRIVELIN, P.C.O., MATSUI, E., FORSBERG, B.R., RICHEY, J.E., DEVOL, A.H. The use of stable isotopes in studies of nutrient cycling: carbon isotope composition of Amazon varzea sediments. *Biotropica*, v. 24, p. 240–249, 1992.

VICTORIA, R., MARTINELLI, L.A., RICHEY, J.E., DEVOL, A.H., FORSBERG, B.R., RIBEIRO, M.N.G. Spatial and temporal variations in soil chemistry on the Amazon floodplain. *GeoJournal*, v. 19, p. 45–52, 1989.

VIERS, J., BARROUX, G., PINELLI, M., SEYLER, P., OLIVA, P., DUPRÉ, B., BOAVENTURA, G.R. The Influence of the Amazonian floodplain ecosystems on the trace element dynamics of the Amazon River mainstream (Brazil). *Science of the Total Environment*, v. 339, p. 219-232, 2005.

VIOLLEAU, D. *Intérêt du fractionnement et de l'extraction des matières organiques naturelles d'eaux de surface pour l'étude de leurs propriétés structurales et de leur pouvoir complexant vis-à-vis du cuivre*. Poitiers, France, 1999. 159 f. Thèse. Chimie et microbiologie de l'eau. Université de Poitiers.

WANG, L., MILLER, T.D., PRISCU, J.C. Bacterioplankton nutrient deficiency in eutrophic lake. *Arch Hydrobiology*, v. 125, p. 423-439, 1992.

WANG, X.-C., LEE, C. Adsorption and desorption of aliphatic amines, amino acids and acetate by clay minerals and marine sediments. *Marine Chemistry*, v. 44, p. 1–23, 1993.

WISSMAR, R.C., RICHEY, J.E., STALLARD, R.F., EDMOND, J.M. Plankton metabolism and carbon processes in the Amazon River, its tributaries, and floodplain waters, Peru–Brazil, May–June 1977. *Ecology*, v. 62, p. 1622–1633, 1981.

APÊNDICES

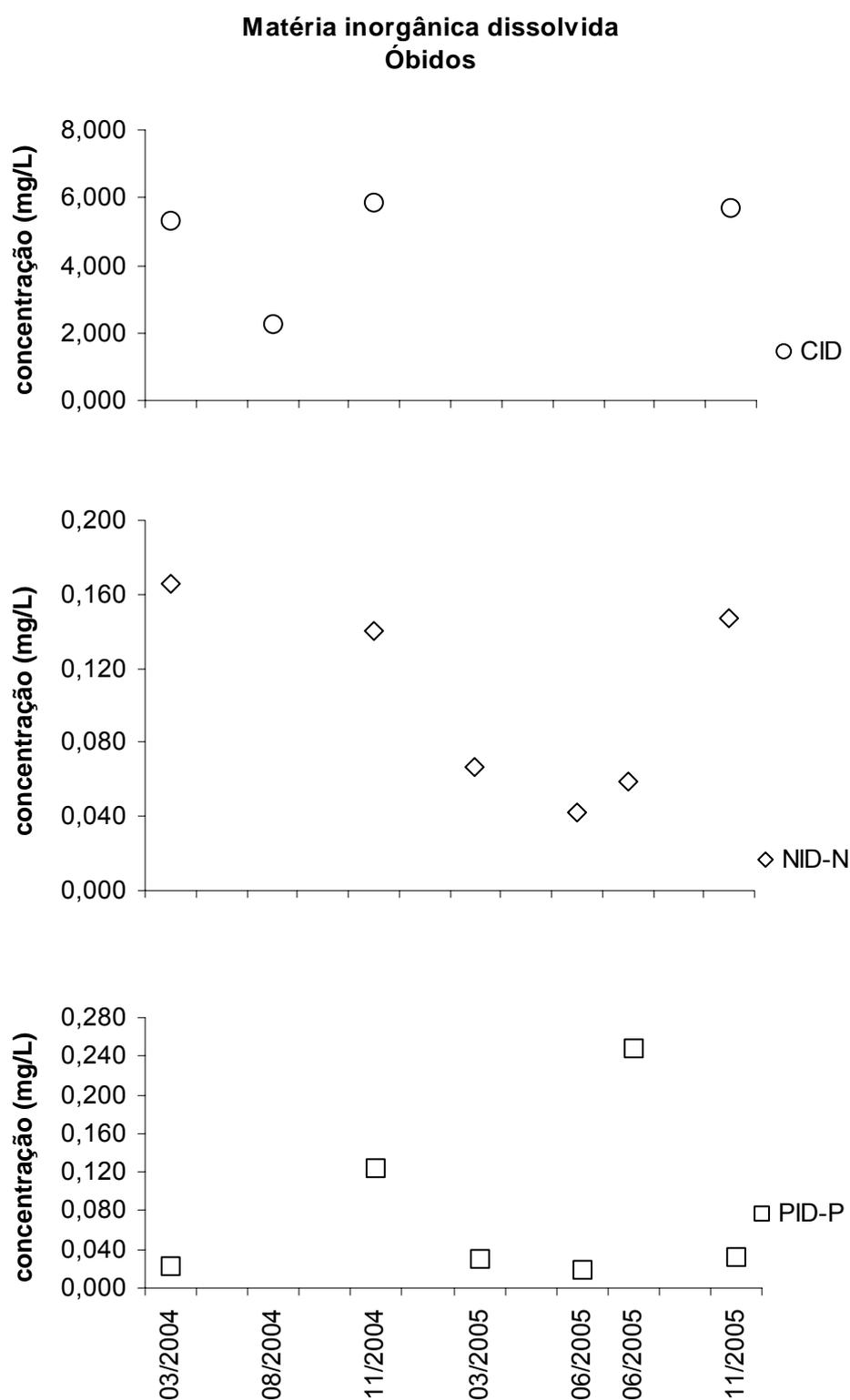


Figura A1: Variação temporal das concentrações de matéria inorgânica dissolvida (MID): carbono, nitrogênio e fósforo no Rio Amazonas (Óbidos). Os resultados são referentes aos diferentes períodos hidrológicos entre os anos de 2004-2005: enchente (março), altas águas (junho), vazante (agosto) e baixas águas (novembro).

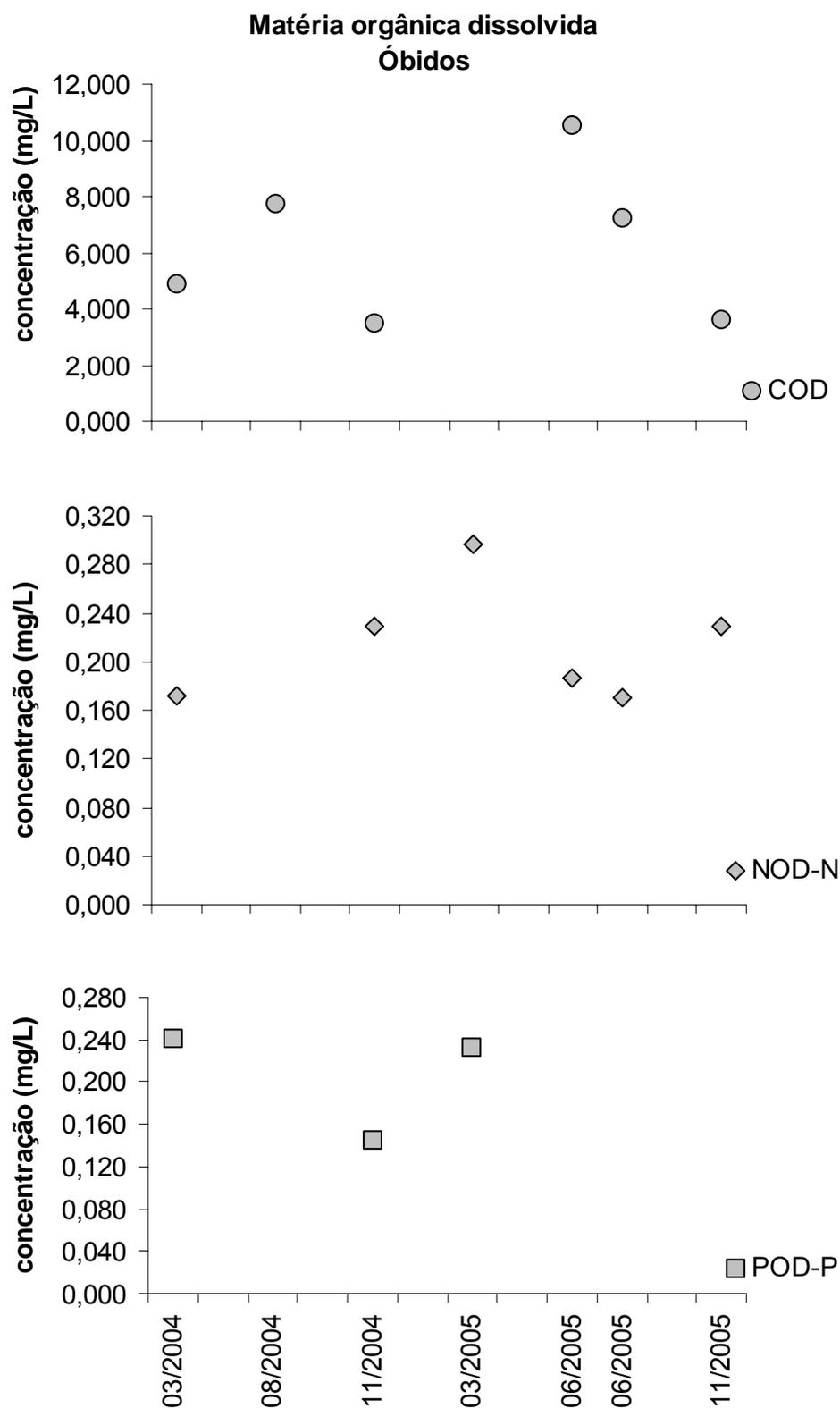


Figura A2: Variação temporal das concentrações de matéria orgânica dissolvida (MOD): carbono, nitrogênio e fósforo o Rio Amazonas (Óbidos). Os resultados são referentes aos diferentes períodos hidrológicos: enchente (março), altas águas (junho), vazante (agosto) e baixas águas (novembro); entre os anos 2004-2005.

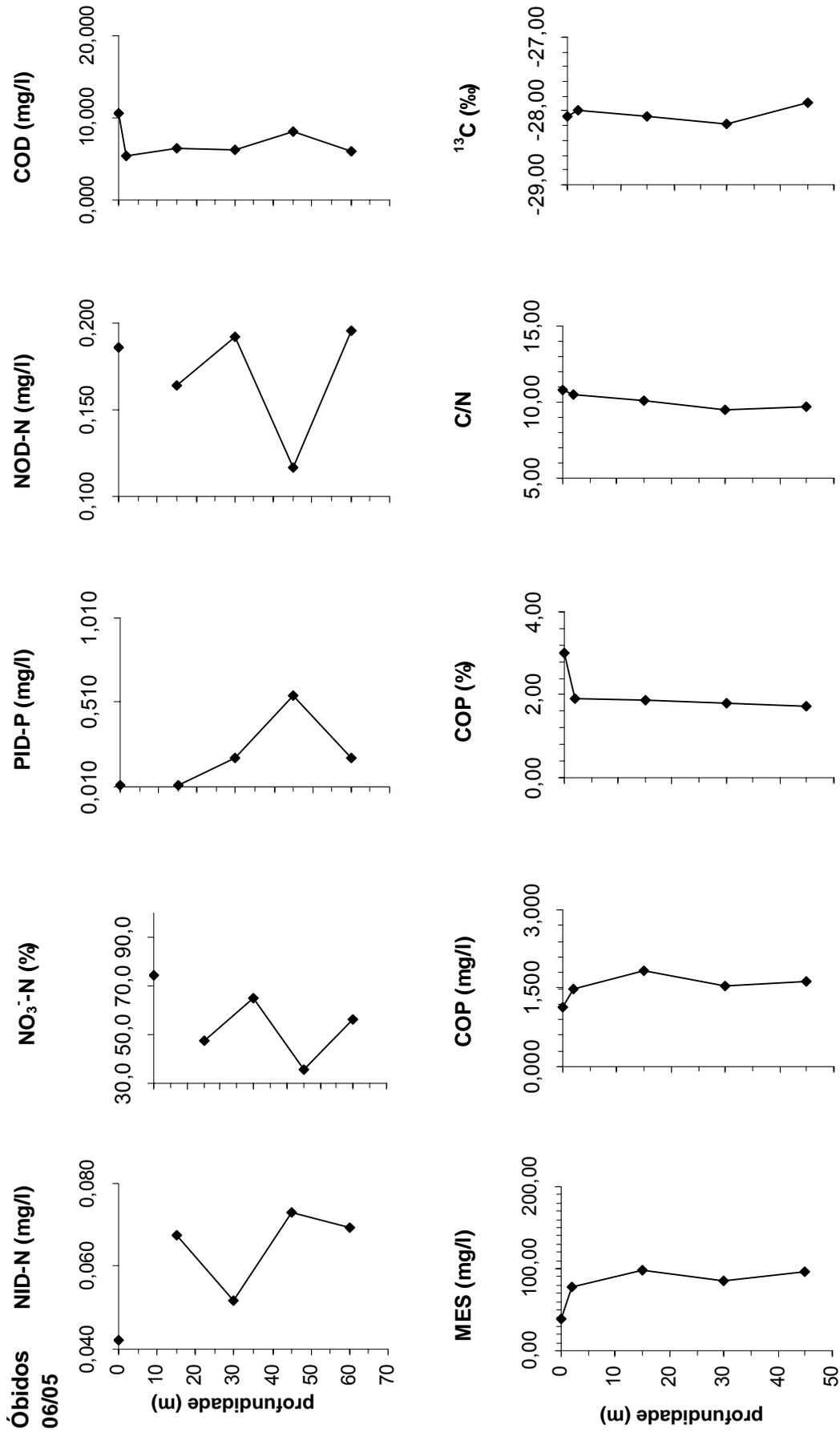


Figura A3 : Alguns dos parâmetros analisados no material dissolvido e particulado do perfil vertical amostrado em Óbidos (Rio Amazonas) no período de altas águas de 2005. Todos os resultados deste perfil são apresentados nas Tabelas A4 e A5 - apêndices.

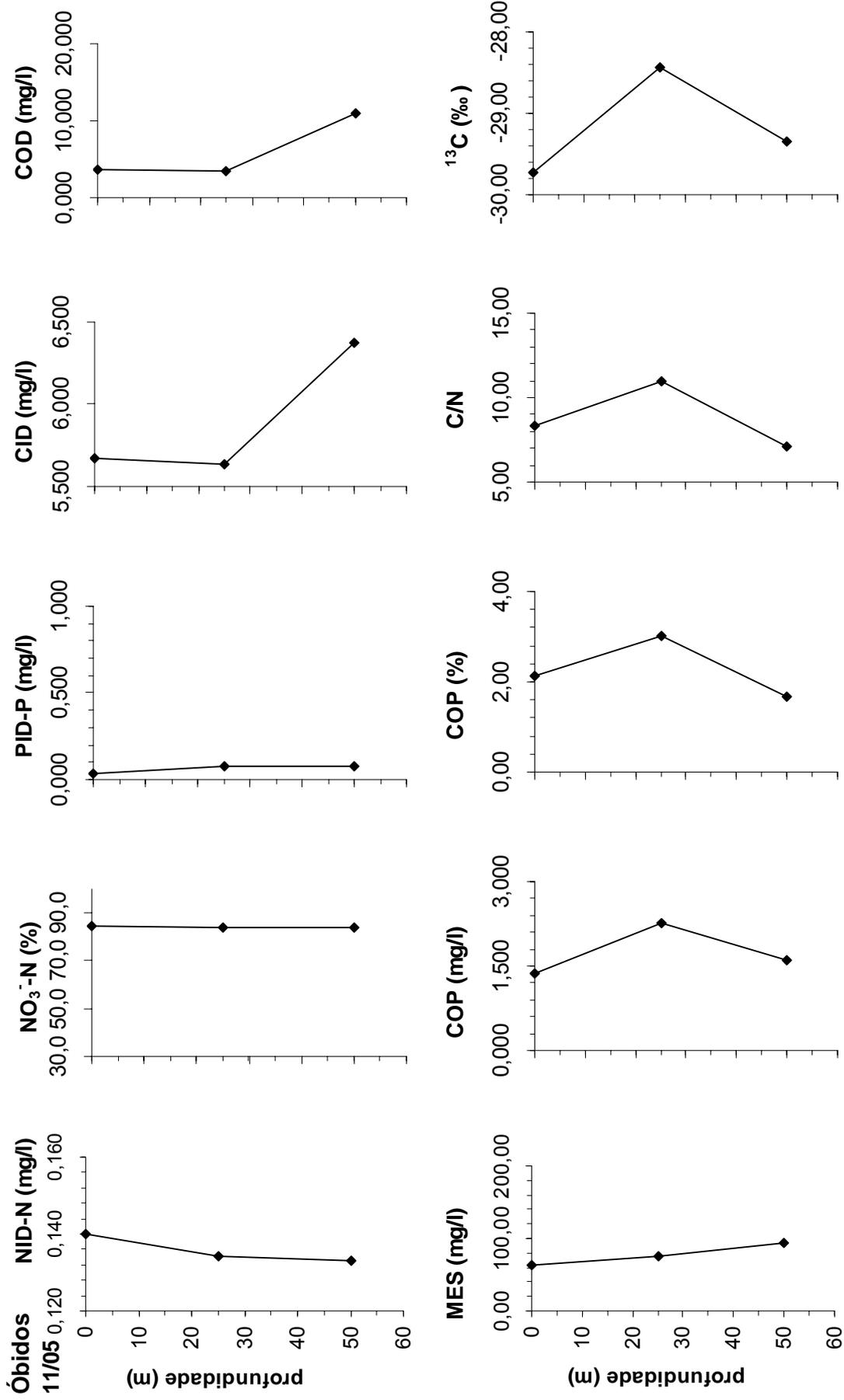


Figura A4: Parâmetros analisados no material dissolvido e particulado do perfil vertical realizado em Óbidos (Rio Amazonas) no período de baixas águas de 2005. Os resultados de todos os parâmetros analisados neste perfil estão disponíveis nas Tabelas A4 e A5 - apêndices.

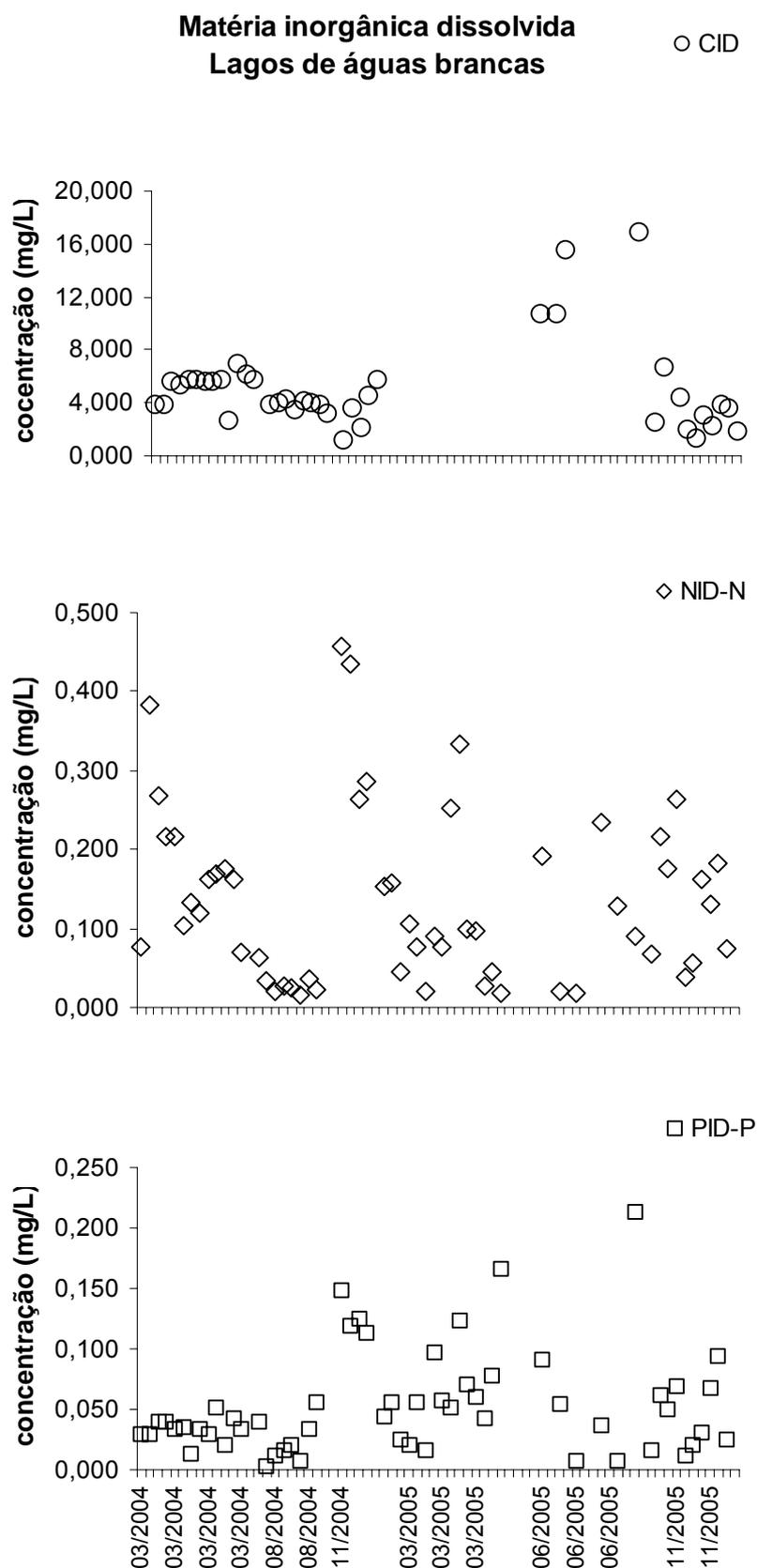


Figura A5: Variação temporal das concentrações de matéria inorgânica dissolvida (MID): carbono, nitrogênio e fósforo nos lagos de águas brancas da Várzea de Curuai. Os resultados são referentes aos diferentes períodos hidrológicos entre os anos de 2004-2005: enchente (março), altas águas (junho), vazante (agosto) e baixas águas (novembro).

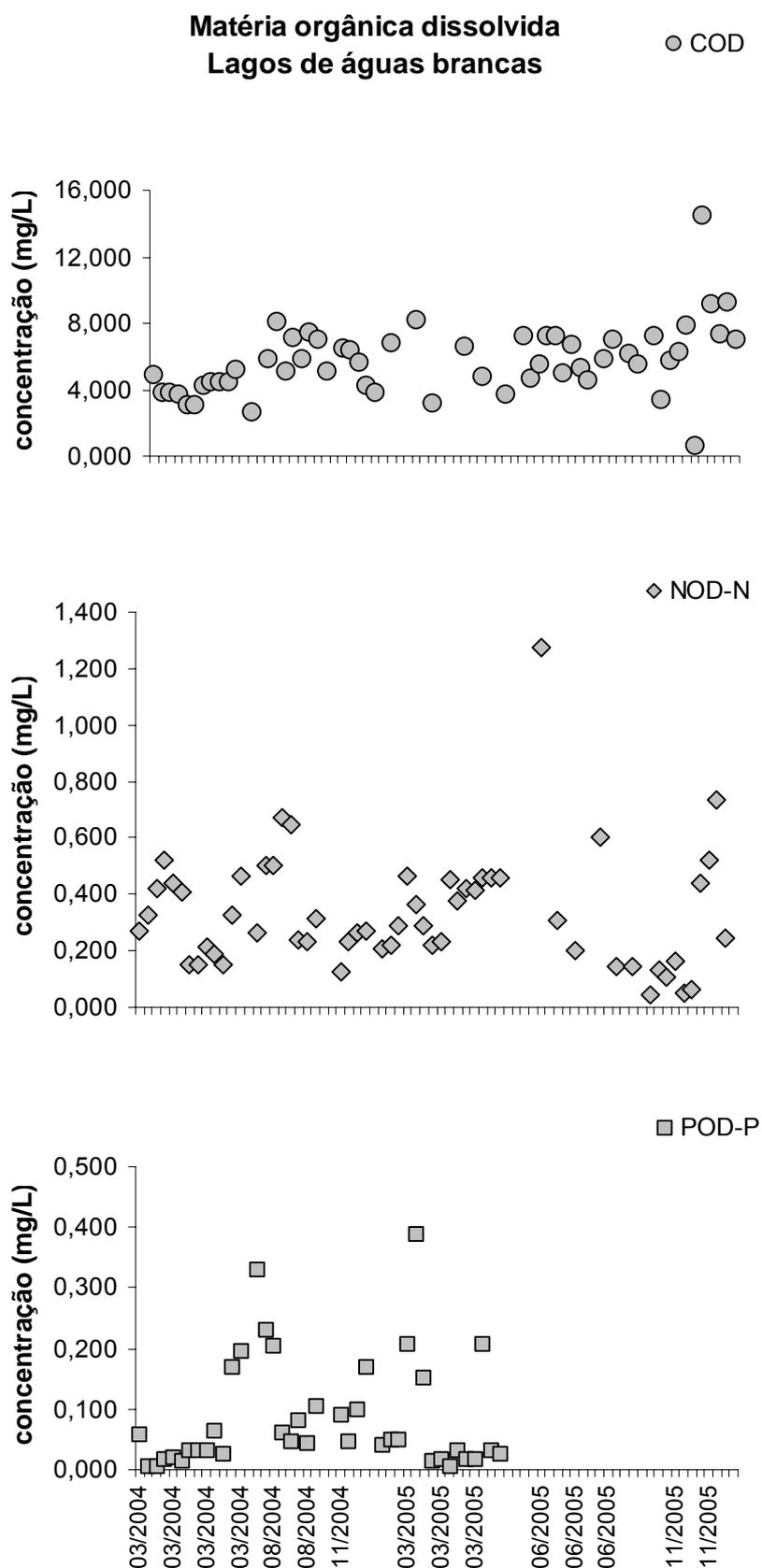


Figura A6: Variação temporal das concentrações de matéria orgânica dissolvida (MOD): carbono, nitrogênio e fósforo nos lagos de águas brancas da Várzea de Curuai. Os resultados são referentes aos diferentes períodos hidrológicos entre os anos de 2004-2005: enchente (março), altas águas (junho), vazante (agosto) e baixas águas (novembro).

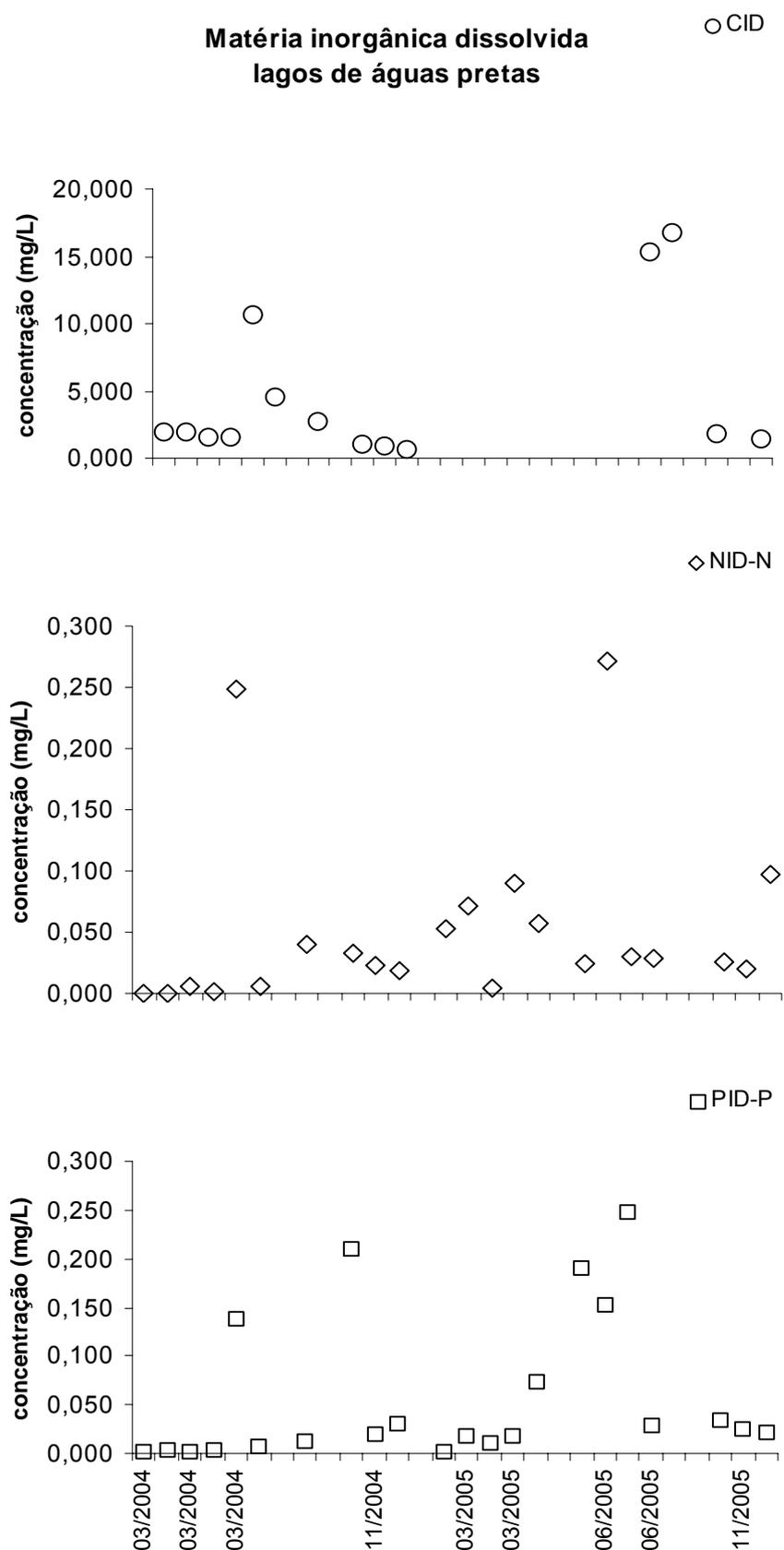


Figura A7: Variação temporal das concentrações de matéria inorgânica dissolvida (MID): carbono, nitrogênio e fósforo nos lagos de águas pretas da Várzea. Os resultados são referentes aos diferentes períodos hidrológicos entre os anos de 2004-2005: enchente (março), altas águas (junho), vazante (agosto) e baixas águas (novembro).

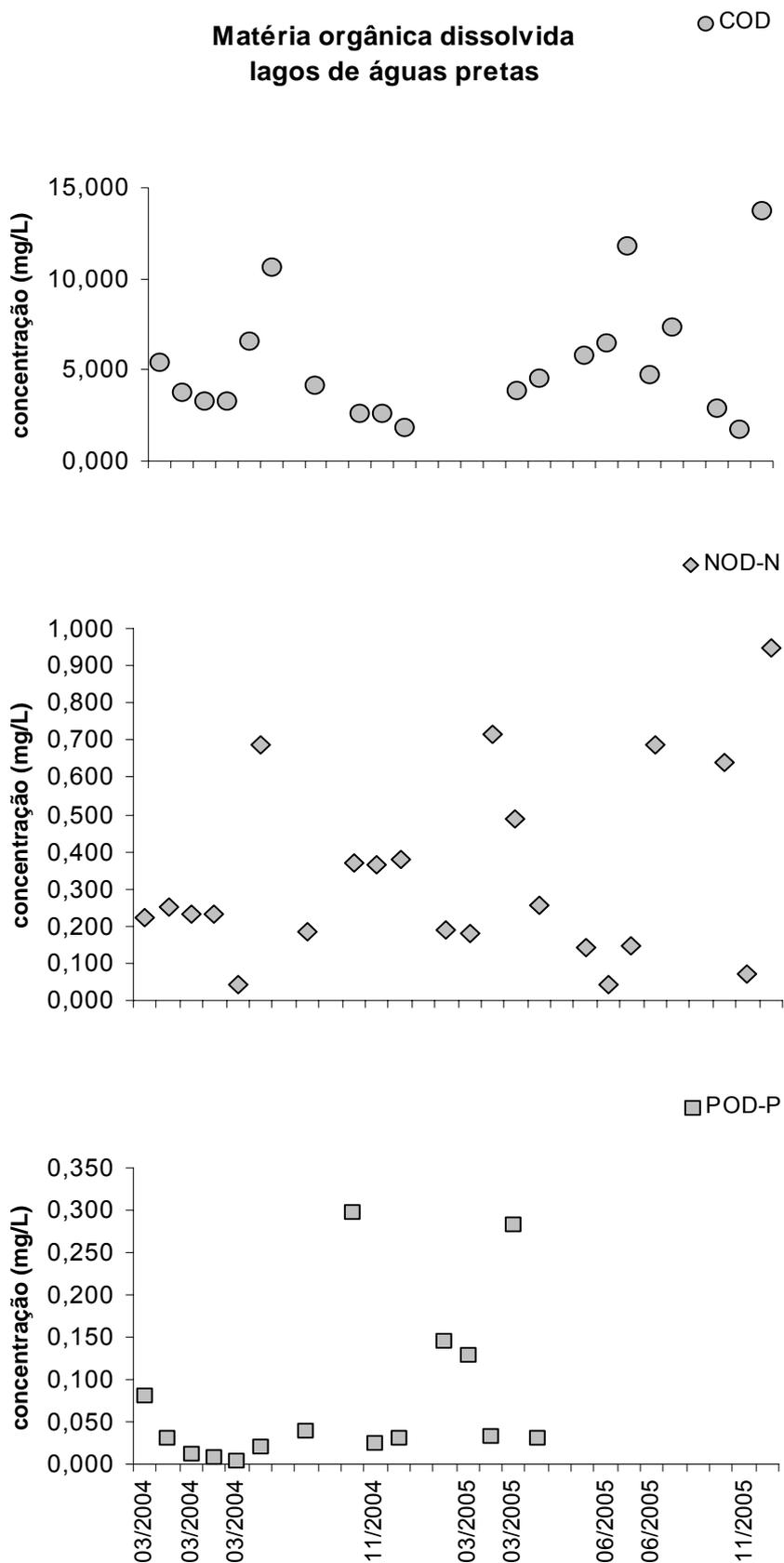


Figura A8: Variação temporal das concentrações de matéria orgânica dissolvida (MOD): carbono, nitrogênio e fósforo nos lagos de águas pretas da Várzea. Os resultados são referentes aos diferentes períodos hidrológicos entre os anos de 2004-2005: enchente (março), altas águas (junho), vazante (agosto) e baixas águas (novembro).

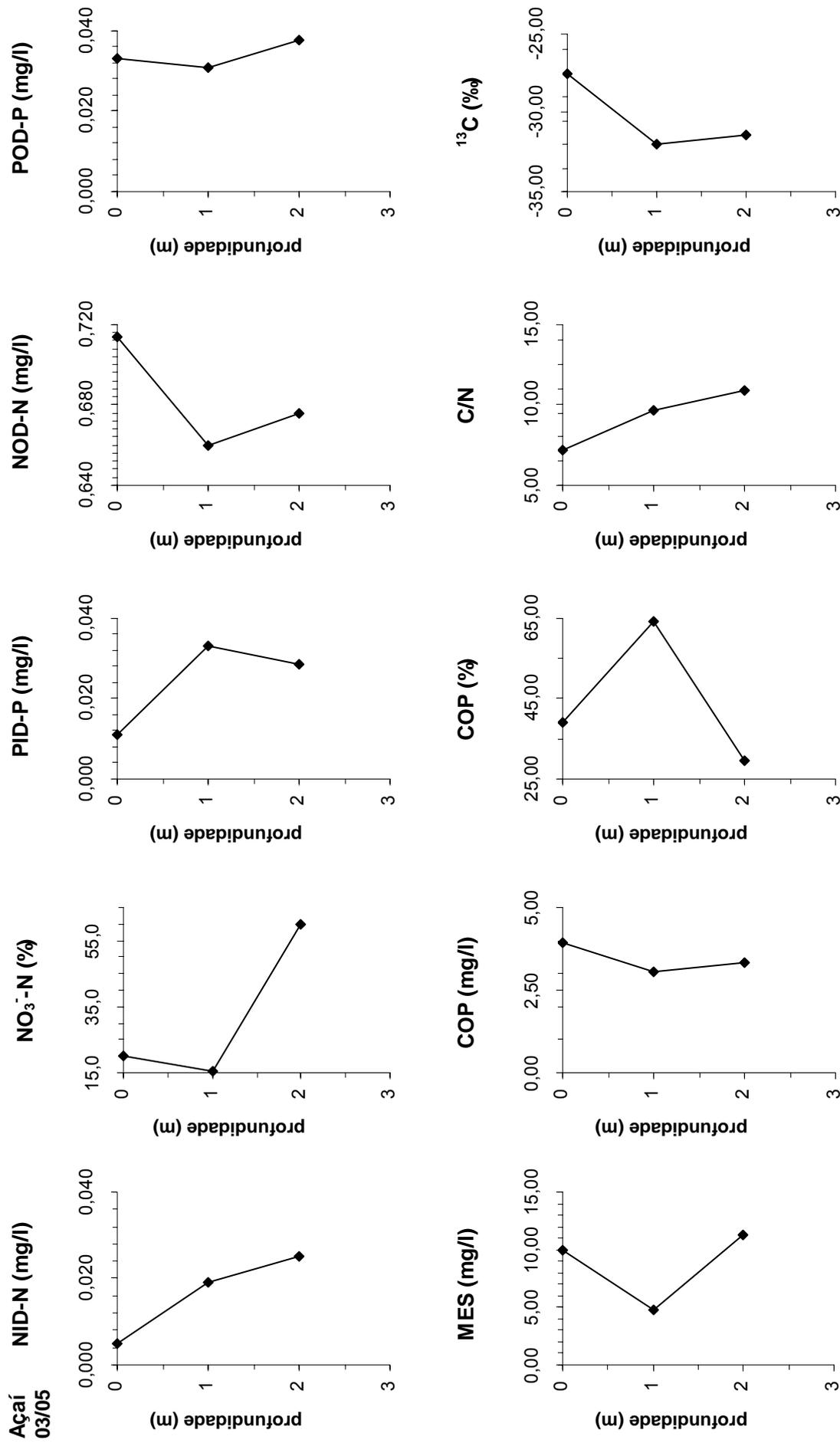


Figura A9: Parâmetros analisados no material dissolvido e particulado do perfil vertical amostrado no Lago Açaí (águas pretas) no período de enchente de 2005. Os resultados de todos os parâmetros analisados neste perfil estão disponíveis nas Tabelas A4 e A5 – apêndices.

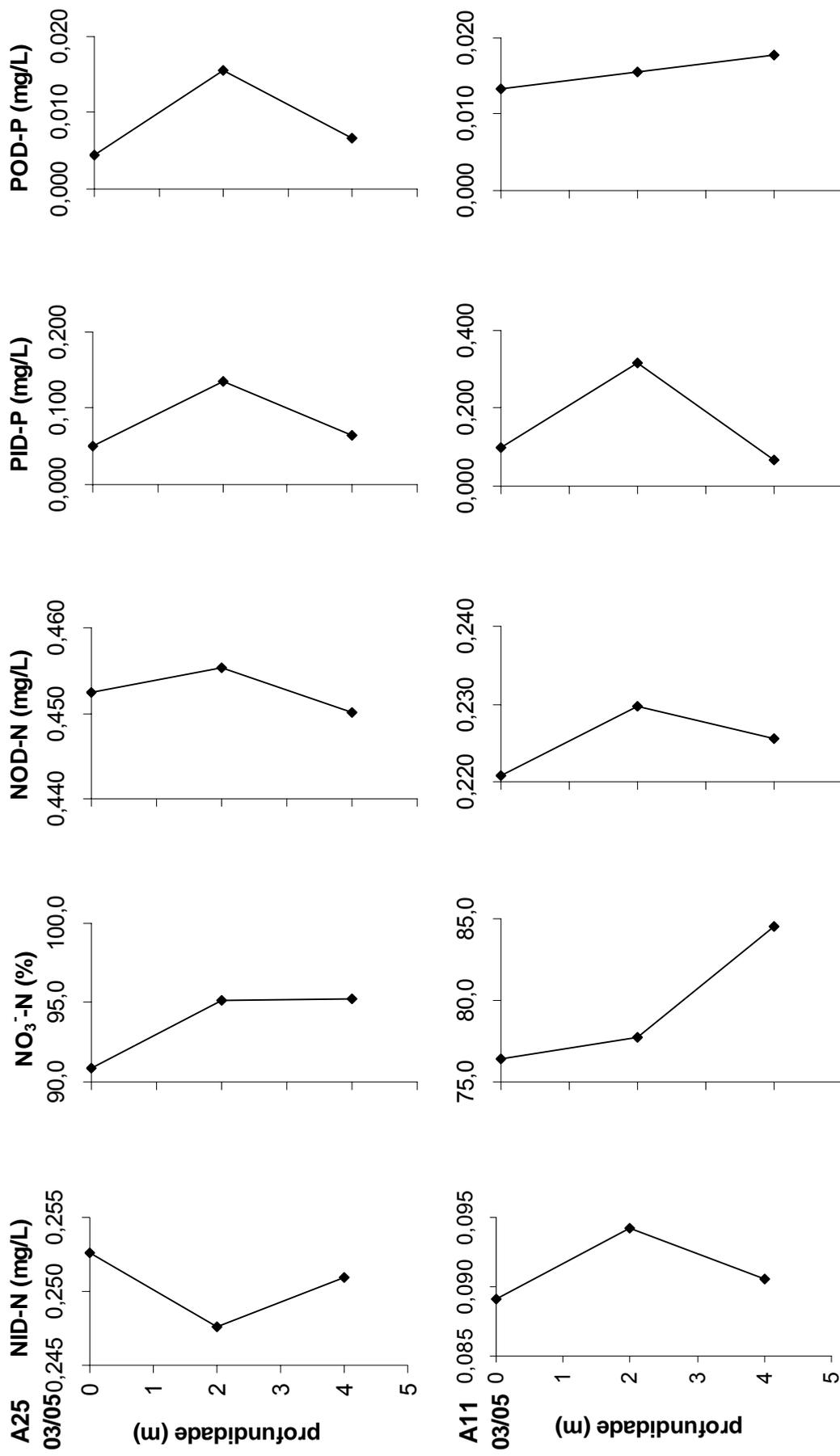


Figura A10: Parâmetros analisados no material dissolvido dos perfis verticais amostrados nos lagos de águas brancas: Poção (A25) e Sta Ninha (A11) no período de enchente de 2005. Os resultados de todos os parâmetros analisados nestes perfis estão disponíveis na **Tabela A4 - apêndices**.

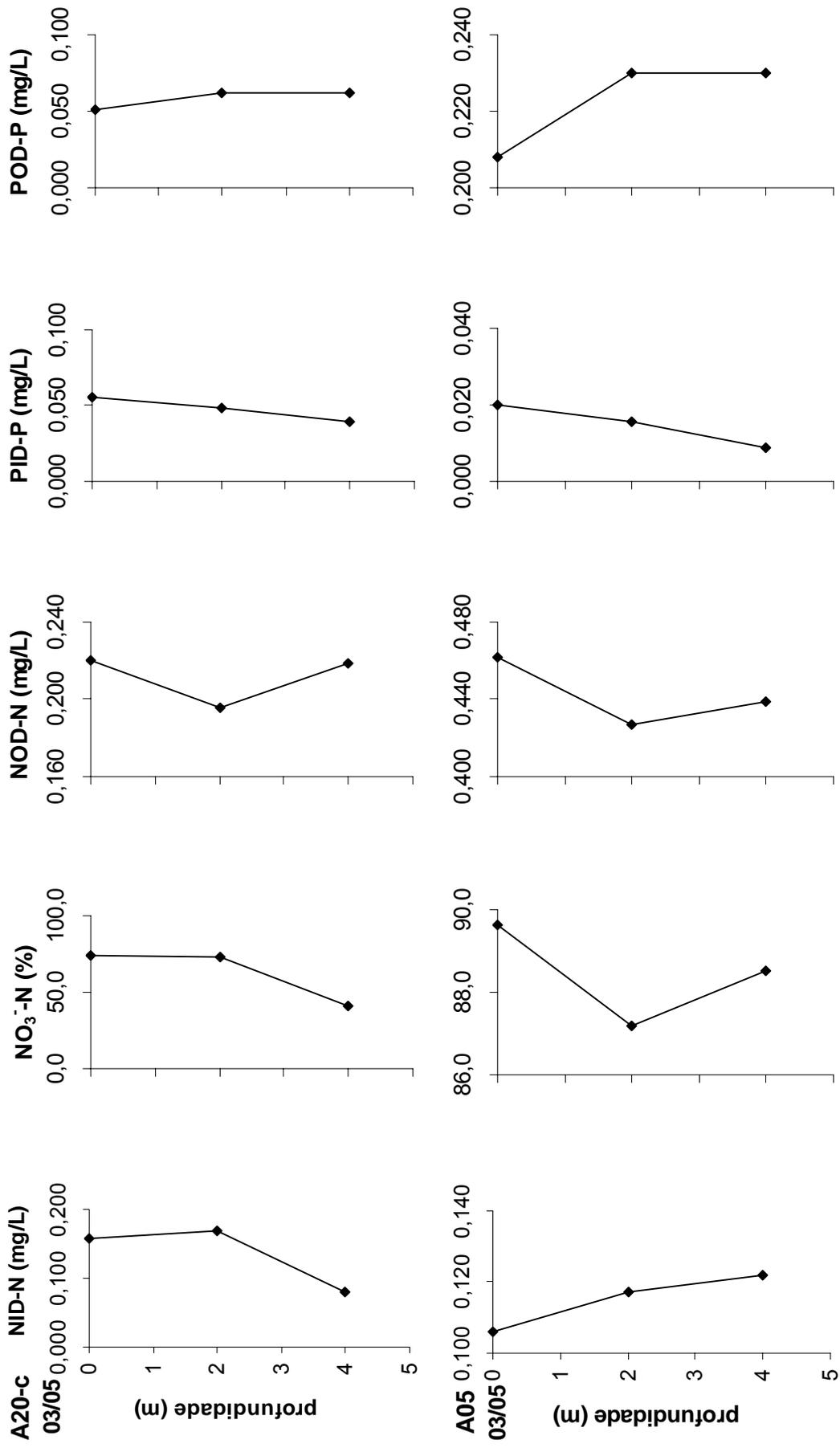


Figura A11: Parâmetros analisados no material dissolvido nos perfis verticais amostrados nos lagos de águas brancas: Salé (A20-centro) e Grande (A05) no período de enchente de 2005. Os resultados de todos os parâmetros analisados nestes perfis estão disponíveis na **Tabela A4 - apêndices**.

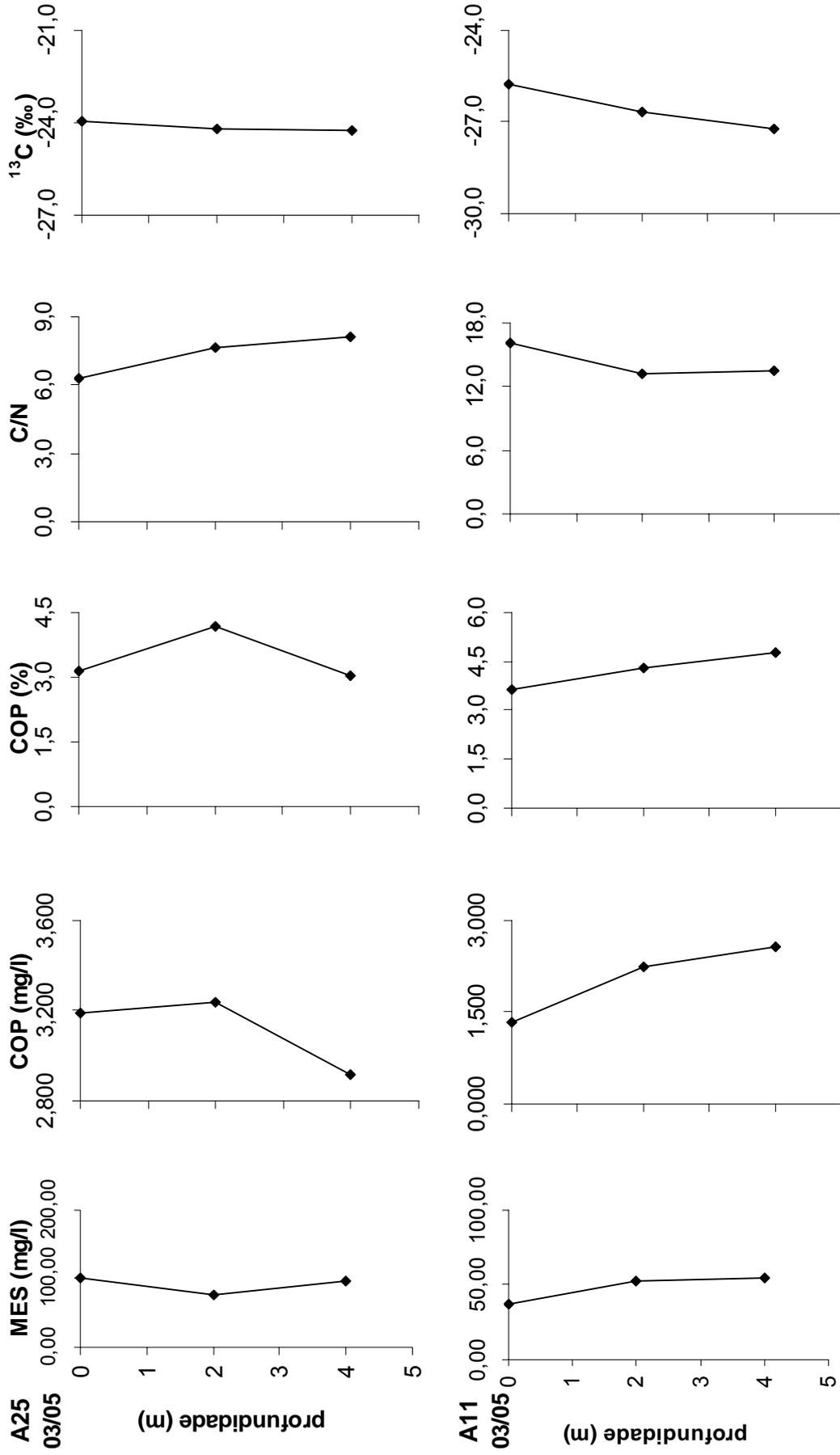


Figura A12: Parâmetros analisados no material particulado dos perfis verticais amostrados nos lagos de águas brancas: Poção (A25) e Sta Ninha (A11) no período de enchente de 2005. Os resultados de todos os parâmetros analisados nestes perfis estão disponíveis na **Tabela A5 - apêndices**.

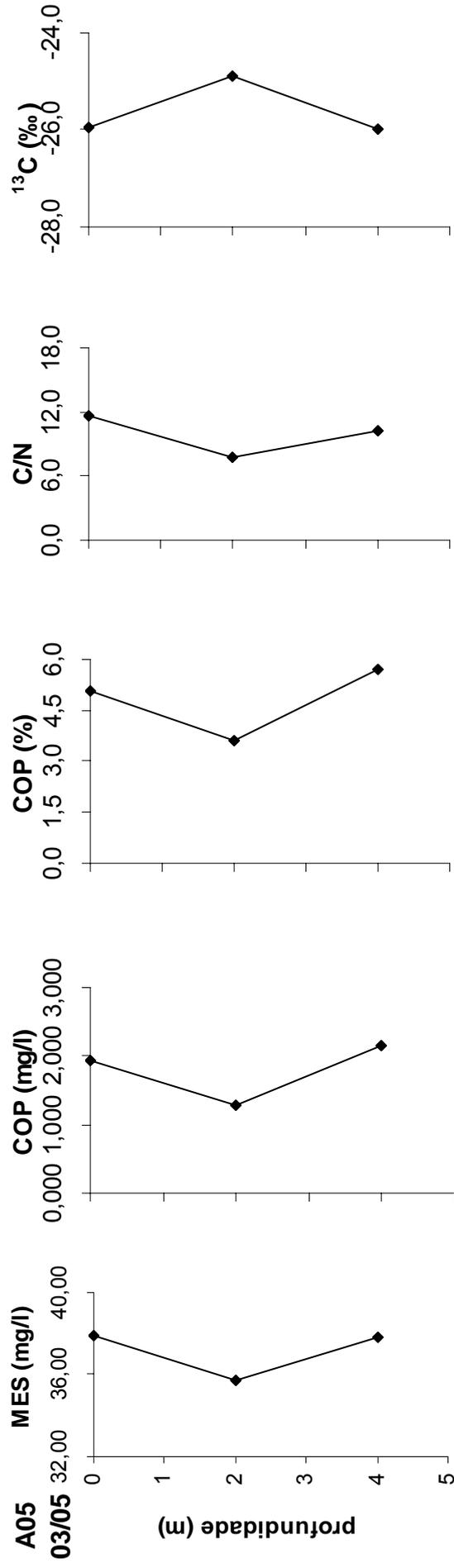


Figura A13: Parâmetros analisados no material particulado do perfil vertical amostrado no Lago Grande (A05 – águas brancas) no período de enchente de 2005. Os resultados de todos os parâmetros analisados neste perfil estão disponíveis na **Tabela A5 - apêndices**.

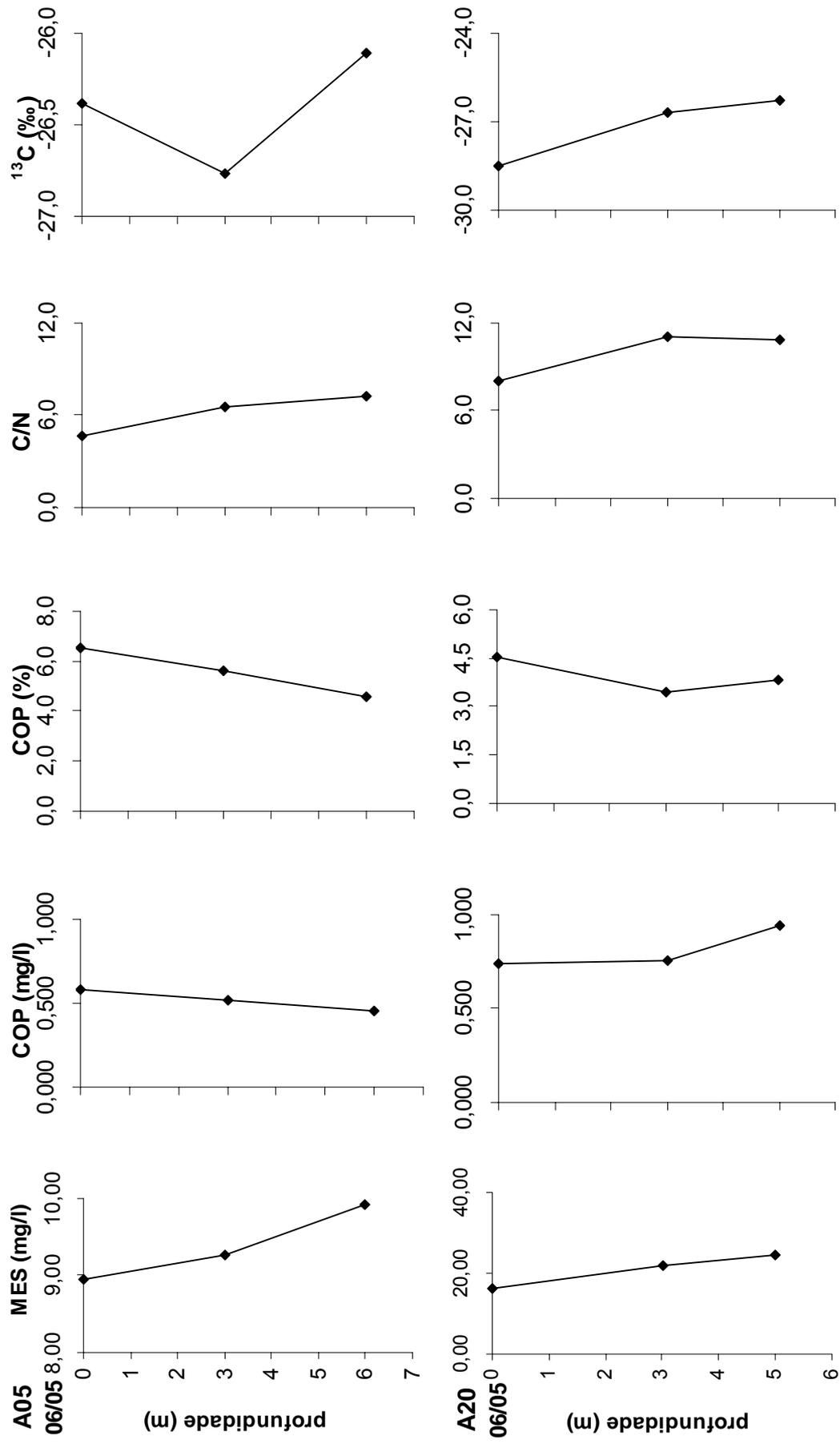


Figura A14: Parâmetros analisados no material particulado dos perfis verticais amostrados nos lagos de águas brancas: Grande Salé (A05) e A5 (A20) no período de altas águas de 2005. Os resultados de todos os parâmetros analisados nestes perfis estão disponíveis na **Tabela A5 - apêndices**.

Tabela A1: Parâmetros físico-químicos medidos nas estações de amostragem em todas as campanhas.

Ano	Local	Estação	Prof. (m)	Período	Hora	Temp. (°C)	Cond. (µS/cm)	OD (mg/L)	pH
2004	Rio Amazonas	Obidos	0,5	enchente	10:30	30,9	60,4	5,84	6,81
	Lago Pirapitinga	A26	0,5		14:37	31,9	56,7	6,18	6,476
	Lago do Poção	A24	0,5		14:38	30,8	57,4	5,20	7,009
			3,0		11:23	31,7	55,3	6,03	6,850
		A25	0,5		13:22	32,1	56,7	6,36	7,078
		A25-3	0,5		12:30	33,6	54,7	6,04	7,050
		A27	0,5		07:47	29,1	69,2	5,45	6,808
		A11	0,5			29,8	68,1	5,89	7,074
		A11-2	0,5			29,6	68,6	6,05	7,216
	Lago Sta Ninha	A11-6	0,5		12:32	29,6	68,6	5,78	7,12
		A11-11	0,5			29,5	69,7	5,37	7,19
		A11-14	0,5		12:53	30,0	67,2	4,72	6,99
		A03	0,5			29,7	58,1	6,02	7,177
	Lago Grande	A05	0,5		10:56	29,9	56,9	6,16	7,185
		A33	0,5		09:20	30,3	23,7	5,13	5,925
	Lago Curumucuri	A33-2	0,5		10:24	30,5	23,8	5,67	5,886
			4,3		10:24	29,7	20,9	4,14	6,043
		A33-3	0,5		11:28	30,9	20,4	5,75	5,809
		A33-9	0,5		13:03	31,3	16,7	5,54	5,931
		A33-14	0,5			31,1	17,6	5,73	5,806
		A33-15	0,5		16:29	31,6	17,7	2,46	5,716
		Ai90 (FS)	0,5		13:50	30,3	67,6	4,68	7,313
	Iga Jaraquara	A33-10	0,5		14:12	27,5	9,7	5,26	4,276
	Lago do Salé	A20-margem	0,5		11:15	29,6	26,1	5,48	6,70
		A20-centro	0,5		12:00	29,8	32,4	5,55	6,57
	Lago do Poção	A25-11	0,5		14:00	32,3	34,9	9,40	9,45
A25-13		0,5	14:30	30,5	35,1	6,98	8,34		
A11-2		0,5	10:58	29,4	35,4	6,37	7,22		
Lago Sta Ninha	A11-16	0,5	15:45	30,2	34,0	5,54	7,14		
	A11-17	0,5		30,9	34,2	5,22	7,12		
Lago Vermelho	A09-6	0,5		30,3	39,0	8,72	8,32		
				vazante					

2005	Lago Grande	A05-4	0,5			12:20	32,2	26,6	3,79	7,50
		A05-5	0,5			13:00	30,5	32,5	7,45	7,95
	Foz Sul	Ai90 (FS)	0,5			12:30	31,2	32,8	6,72	7,43
	Rio Amazonas	Obidos	0,5			16:40	26,2	69,0	-	6,94
	Lago Sta Ninha	A11	0,5				27,6	53,0	-	7,24
		A01	0,5				30,0	53,0	6,07	7,06
		A03	0,5				30,3	43,0	7,63	7,40
	Lago Grande	A05	0,5			08:15	28,9	39,0	6,61	6,48
		A40	0,5				30,2	59,0	6,60	6,48
		A33	0,5		baixas águas	11:30	31,5	9,0	7,03	5,91
		A33-20	0,5			12:00	32,8	10,0	6,88	5,46
	Lago Curumucuri	A33-21	0,5			12:37	32,0	6,0	7,65	4,56
		A33-22	0,5			13:20	35,8	7,0	8,46	4,64
	Iga Curumucuri	A33-23	0,5			06:55	29,4	7,0	5,35	5,89
	Iga no Lago Grande	Ai100	0,5				28,9	6,1	-	5,74
	Rio Amazonas	Obidos	0,5		enchente	07:20	28,5	53,0	3,66	-
		A20-a	0,5			08:45	29,9	56,0	5,88	7,03
			0,5			11:00	30,7	67,0	7,61	7,26
	Lago do Salé	A20-centro	2,0			11:01	29,6	66,0	4,90	-
			4,0			11:02	29,5	66,0	4,11	7,46
	A21	0,5			10:10	30,4	66,0	3,38	7,37	
Lago da Porta	A18	0,5			08:14	29,9	98,0	6,91	7,21	
		4,0			08:15	29,1	103,0	4,97	7,17	
Piedade	A16-bloom	0,5				-	-	4,40	-	
Lago Pirapitinga	A26	0,5			12:15	32,9	72,0	7,08	-	
		4,0			12:16	29,5	83,0	6,61	-	
	A24	0,5			14:50	34,7	74,0	7,76	7,61	
Lago do Poção	A24-centro	0,5			14:15	31,2	67,0	7,13	6,92	
		0,5			13:08	32,4	69,0	7,39	7,05	
	A25	2,0			13:09	29,6	64,0	7,06	6,74	
		4,0			13:10	29,5	64,0	6,96	7,30	
	A11-a	0,5			12:42	32,3	64,0	7,80	-	
Lago Sta Ninha	A11	0,5			11:30	32,5	61,0	7,13	-	
		2,0			11:31	29,1	58,0	6,67	-	
		4,0			11:32	29,0	58,0	6,50	-	
Lago Vermelho	A08	0,5			11:50	31,7	64,0	7,45	-	

Lago Grande do Poção	A04	0,5		29,2	49,4	6,47	6,830
	A01	0,5		30,3	51,0	7,78	6,00
	A02	0,5		30,22	49,0	8,50	5,81
	A05	0,5		30,15	48,0	7,58	7,39
	A40	0,5		30,1	41,7	6,15	6,813
	A33	0,5		31,1	34,0	5,77	6,65
	A36	0,5		29,75	49,0	2,69	6,34
	A39	0,5		30,15	51,0	6,08	6,25
	A42	0,5		30,5	42,7	5,67	6,562
	A43	0,5		30,6	42,1	5,45	6,534
Foz Norte	Ai80 (FN)	0,5		28,5	49,2	7,01	6,568
Foz Sul	Ai90 (FS)	0,5		28,4	40,9	7,00	6,805
Iga do Andaraí	Ai101	0,5		27,5	10,7	-	5,101
Iga Jaraquara	A33-10	0,5		25,8	10,0	1,91	3,72
Iga Piraquara	AT20	0,5		29,8	4,5	4,51	5,041
		3,0		28,3	21,3	2,32	4,643
		0,5		27,3	101,4	-	6,833
Rio Amazonas	Óbidos	25,0		-	97,6	-	6,775
		50,0		-	94,5	-	6,716
Lago do Salé	A20-centro	superfície		31,00	32,00	7,26	6,83
	A21-bis	superfície		30,84	21,00	6,55	6,92
	A02-bis	superfície		33,60	98,00	8,50	7,862
Lago Grande	A02-ter	superfície		30,70	91,70	6,30	6,889
	A03-ter	superfície		29,20	87,70	7,38	6,833
	A03-terc	superfície		30,0	87,0	8,20	7,412
	A05	superfície		30,00	75,10	7,36	6,792
	banco macrofitas	superfície		36,60	83,10	2,76	6,616
Lago Curumucuri	A33	superfície		33,2	11,8	7,04	5,876
	A33-22	superfície		33,9	8,1	7,63	5,106
	A33-23	superfície		34,1	15,5	-	5,545
Iga do Andaraí	Ai101	superfície		31,90	10,80	4,78	5,768

Lago do Poção	A25-11	0,023	0,004	0,000	0,015	23,770	3,469	7,197	0,674	0,062
	A25-13	0,023	0,003	0,000	0,020	12,010	4,207	5,822	0,648	0,046
	A11-2	0,013	0,003	0,000	0,007	-	4,019	7,449	0,238	0,082
	A11-16	0,023	0,004	0,010	0,033	12,870	3,858	7,078	0,235	0,044
	A11-17	0,017	0,005	0,045	0,027	17,090	3,871	9,067	0,192	0,069
	A05-4	0,020	0,003	0,011	0,002	-	3,968	8,160	0,501	0,230
	A05-5	0,015	0,003	0,001	0,011	20,610	4,266	5,089	0,504	0,206
	A40	0,015	0,004	0,003	0,055	23,400	3,241	5,107	0,313	0,106
	A09-6	0,016	0,002	0,000	0,011	-	4,111	7,320	0,494	0,239
	A33-15	0,031	0,003	0,006	0,013	14,888	2,669	4,191	0,185	0,040
	A33-macrófitas	0,016	0,004	0,017	0,020	8,700	2,878	8,706	0,203	0,197
	Foz Sul	0,021	0,002	0,011	0,051	-	3,941	13,790	0,452	0,144
	Lago Sta Ninha	-	-	-	-	39,960	1,162	6,531	-	-
	A01	0,022	0,009	0,254	0,114	6,700	5,756	3,843	0,273	0,169
	A03	0,021	0,009	0,235	0,125	5,310	4,552	4,291	0,266	0,101
	A05	0,021	0,010	0,426	0,148	4,380	3,648	6,367	0,123	0,092
	A40	0,024	0,011	0,401	0,118	1,962	2,210	5,659	0,231	0,047
A33	0,019	0,010	0,004	0,210	0,000	1,048	2,593	0,371	0,299	
A33-20	0,015	0,005	0,003	0,020	-	0,912	2,622	0,366	0,024	
A33-21	0,013	0,005	0,000	0,031	0,420	0,608	1,805	0,379	0,031	
A33-22	0,013	0,005	0,000	0,020	-	0,344	2,420	0,377	0,049	
A33-23	0,010	0,006	0,000	0,026	-	1,212	2,597	0,365	0,053	
Iga Curumucuri	0,010	0,003	0,000	0,015	-	0,847	1,262	0,114	0,008	
Iga no Lago Grande	0,010	0,007	0,050	0,031	18,420	-	-	0,296	0,232	
Rio Amazonas	0,028	0,006	0,119	0,044	-	-	6,861	0,206	0,042	
Lago do Salé	0,035	0,006	0,117	0,055	-	-	-	0,220	0,051	
A21	0,015	0,003	0,026	0,024	22,340	-	-	0,290	0,051	
A18	0,016	0,006	0,024	0,077	19,010	-	-	0,460	0,031	
Lago Pirapitinga	0,017	0,012	0,305	0,124	20,960	-	6,600	0,377	0,031	
A26	0,017	0,007	0,076	0,071	19,910	-	-	0,423	0,018	
A24	0,017	0,006	0,074	0,060	23,790	-	4,808	0,417	0,018	
Lago do Poção	0,013	0,010	0,230	0,051	24,410	-	-	0,452	0,004	
A25	0,004	0,006	0,067	0,057	22,720	-	-	0,235	0,018	
A11-a	0,014	0,007	0,068	0,097	22,710	-	-	0,221	0,013	
A11										
Lago Sta Ninha		baixas águas								
		enchente								

2005

Lago Vermelho	A09	0,020	0,007	0,000	0,042	-	-	-	-	0,460	0,208
Lago Grande do Poção	A08	0,013	0,006	0,000	0,166	19,210	-	3,684	0,459	0,027	
Lago Grande	A05	0,007	0,004	0,095	0,020	18,580	-	8,187	0,462	0,208	
	Olaria	0,009	0,003	0,065	0,055	-	-	-	0,361	0,389	
	A40-ter	0,003	0,007	0,011	0,015	16,170	-	3,219	0,286	0,153	
	A33-a	0,040	0,009	0,004	0,002	5,640	-	-	0,188	0,146	
Lago Curumucuri	A33-b	0,050	0,012	0,009	0,018	13,570	-	-	0,179	0,128	
Lago Açai	A36	0,004	0,000	0,001	0,011	25,810	-	-	0,714	0,033	
Lago Piraquara	A42	0,024	0,008	0,058	0,018	11,290	-	3,863	0,488	0,283	
	A43	0,026	0,007	0,024	0,073	5,720	-	4,528	0,256	0,031	
Iga do Salé	Ai10	0,000	0,010	0,010	0,040	19,750	-	-	0,442	0,038	
Iga Jaraquara	A33-10	0,036	0,007	0,003	0,022	4,890	-	-	0,174	0,027	
Iga Tabatinga do Salé	AT10	0,010	0,005	0,000	0,040	-	-	-	0,440	0,022	
Iga Piraquara	AT20	0,108	0,009	0,042	0,011	0,170	-	29,159	0,136	0,128	
Iga no Lago Grande	Ai99	0,017	0,008	0,080	0,044	-	-	30,323	0,362	0,031	
Iga do Andaraí	Ai101	0,017	0,015	0,006	0,029	-	-	2,932	0,282	0,015	
Iga do Jacaré	Ai102	0,008	0,003	0,049	0,013	-	-	47,177	0,398	0,009	
Rio Amazonas	Óbidos	0,006	0,004	0,031	0,019	-	-	10,550	0,186	-	
	Óbidos 2	0,025	0,002	0,032	0,248	-	-	7,224	0,170	-	
Lago do Salé	A20	-	-	-	-	17,510	-	6,673	-	-	
	A21	0,003	0,001	0,013	0,007	17,700	-	5,283	0,203	-	
Lago da Porta	A18	0,024	0,002	0,102	0,008	-	-	-	0,146	-	
Lago do Inferno	A14-central	-	-	-	-	19,920	-	6,184	-	-	
Lago Pirapitinga	A26	-	-	-	-	14,030	-	7,040	-	-	
	A24	-	-	-	-	0,220	-	4,622	-	-	
Lago do Poção	A25	0,013	0,005	0,215	0,037	-	-	5,902	0,605	-	
Lago Sta Ninha	A11	0,024	0,005	0,061	0,213	17,700	16,899	5,594	0,143	-	
Lago Vermelho	A09	-	-	-	-	18,280	10,677	7,219	-	-	
Lago Grande do Poção	A04	-	-	-	-	-	10,787	5,560	-	-	
Lago Grande	A01	-	-	-	-	19,530	-	7,240	-	-	
	A02	-	-	-	-	-	-	4,667	-	-	
	A05	0,049	0,011	0,132	0,091	18,310	-	7,240	1,275	-	

altas águas

Tabela A3: Resultado das análises químicas do material particulado das águas superficiais.

Ano	Local	Estação	período	MPS	NTP (mg/L)	COP	NTP (%)	COP	$\delta^{15}\text{N}$ (‰vs.AIR)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰vs.PDB)	
2004	Lago do Salé	A20	enchente	39,28	0,130	1,016	0,33	2,59	4,56	-26,57	
		Lago Pirapitinga		A26	219,57	0,542	3,013	0,25	1,37	3,71	-24,60
	Lago do Poção	A24		226,80	0,606	3,562	0,27	1,57	4,57	4,57	-24,17
		A25		197,16	0,497	2,831	0,25	1,44	5,07	5,07	-24,53
		A25-3		143,90	0,463	3,021	0,44	2,86	4,97	4,97	-24,19
		A27		99,92	0,394	2,352	0,39	2,36	6,23	6,23	-23,95
	Lago Sta Ninha	A11		74,25	0,294	1,981	0,40	2,66	5,29	5,29	-27,69
		A11-2		66,07	0,217	1,405	0,33	2,13	5,80	5,80	-27,11
		A11-6		68,87	0,203	1,516	0,29	2,20	7,51	7,51	-29,09
		A11-11		67,76	0,199	1,381	0,29	2,40	6,20	6,20	-26,49
	Lago Vermelho	A11-14		91,53	0,195	1,361	0,21	1,48	6,37	6,37	-26,20
		A09		74,15	0,189	1,227	0,25	1,65	5,42	5,42	-24,92
		A03		51,67	0,180	1,172	0,35	2,27	5,33	5,33	-25,65
		A05		68,64	0,222	1,442	0,32	2,10	5,56	5,56	-24,94
	Lago Curumucuri	A33		6,64	0,114	1,051	1,72	15,83	3,85	3,85	-31,72
		A33-2		2,67	0,060	0,570	2,25	21,35	5,16	5,16	-31,89
		A33-3		5,66	0,120	1,095	2,12	19,35	3,45	3,45	-32,16
		A33-14		28,08	0,335	3,343	1,19	11,91	2,26	2,26	-30,56
		A33-9		4,36	0,102	1,065	2,34	24,42	1,73	1,73	-32,18
		A33-15 macrófitas		5,04	0,127	1,171	2,53	23,23	3,30	3,30	-28,09
Lago Açai	A36	23,30	0,580	4,915	2,87	24,12	0,78	0,78	-26,19		
Lago Miuã	A39	20,50	0,231	1,506	1,13	7,35	4,99	4,99	-28,09		
Iga do Salé	Ai10	56,92	0,137	1,135	0,24	1,97	3,22	3,22	-26,15		
Foz Sul	Ai90 (FS)	112,16	0,208	1,562	0,18	1,38	4,11	4,11	-26,74		
Iga Jaraquara	A33-10	5,01	0,047	0,566	0,94	11,30	4,42	4,42	-28,24		
Iga Piraquara	AT20	2,39	0,042	0,393	1,74	16,46	4,05	4,05	-28,20		
Rio Amazonas	Óbidos	29,27	0,075	0,936	0,26	3,20	8,15	8,15	-27,95		
Lago do Salé	A20-centro	46,50	0,179	1,780	0,39	3,83	8,26	8,26	-27,44		
	A20-margem	41,25	0,302	2,310	0,73	5,60	9,91	9,91	-24,35		
Lago do Poção	A25-11	65,20	0,588	3,907	0,90	5,99	8,18	8,18	-21,43		
			vazante								

Foz Norte	Ai80 (FN)	75,30	1,638	1,582	2,18	2,10	-16,96	-26,05
	Ai80 (FN)	30,60	0,152	2,000	0,50	6,54	6,10	-26,54
	Ai80 (FN)	31,80	0,144	2,700	0,45	8,49	5,09	-25,41
Iga no Lago Grande	Ai99	28,80	0,154	1,412	0,53	4,90	9,88	-25,98
Iga do Andaraí	Ai101	3,70	0,053	2,282	1,44	61,66	4,52	-28,07
Iga do Jacaré	Ai102	3,10	0,061	1,661	1,97	53,60	7,63	-27,43
Iga Piraquara	AT20	13,00	0,147	2,423	1,13	18,64	4,57	-27,09
Rio Amazonas	Óbidos	38,32	0,106	1,148	0,28	2,99	4,56	-28,08
	Óbidos	70,92	0,170	1,544	0,24	2,18	4,42	-28,51
	Óbidos	191,46	0,215	2,162	0,11	1,13	4,20	-27,71
Lago do Salé	A20	16,32	0,092	0,738	0,57	4,52	5,92	-28,49
	A21	15,34	0,104	0,689	0,68	4,49	4,32	-28,56
	A18	11,38	0,080	0,769	0,70	6,75	2,05	-28,77
Lago da Porta	A14-central	12,68	0,104	0,683	0,82	5,39	6,88	-27,68
Lago do Inferno	A26	13,67	0,165	0,927	1,21	6,78	6,02	-29,29
Lago Pirapitinga	A24	10,22	0,123	0,877	1,20	8,58	6,98	-29,51
Lago do Poção	A24-centro	12,47	0,143	0,824	1,14	6,60	6,37	-29,59
	A25	12,10	0,109	0,660	0,90	5,45	6,43	-28,55
Lago Sta Ninha	A11	19,05	0,091	0,868	0,48	4,55	5,01	-28,88
Lago Vermelho	A09	18,80	0,111	0,719	0,59	13,82	6,01	-28,06
Lago Grande do Poção	A04	17,88	0,096	0,735	0,54	4,11	5,34	-28,29
	A01	11,68	0,086	0,544	0,74	4,66	3,12	-28,20
	A02	12,79	0,090	0,577	0,71	4,51	6,77	-28,68
Lago Grande	A05	8,96	0,124	0,584	1,39	6,52	5,06	-26,38
	A40	6,54	0,088	0,516	1,34	7,89	7,39	-28,32
Lago Curumucuri	A33	6,14	0,076	0,652	1,23	10,61	4,13	-32,21
Lago Açai	A36	7,10	0,114	0,883	1,61	12,43	2,06	-31,75
Lago Miuá	A39	19,12	0,212	1,490	1,11	7,79	3,64	-29,57
Lago Piraquara	A42	7,58	0,094	0,546	1,23	7,20	6,20	-29,43
	A43	7,90	0,097	0,601	1,22	7,61	2,64	-28,94
Foz Sul	Ai90 (FS)	20,26	0,110	0,600	0,54	2,96	5,24	-26,25
Foz Norte	Ai80 (FN)	12,10	0,053	0,355	0,44	2,93	1,62	-26,38
Iga do Salé	Ai10	23,16	0,096	0,827	0,41	3,57	6,17	-28,72
Iga do Andaraí	Ai101	8,20	0,060	1,123	0,73	13,70	2,50	-29,04

Iga Jaraquiquara	A33-10		5,32	0,102	1,181	1,92	22,19	4,00	-30,01
Iga Piraquara	AT20		2,92	0,058	0,960	2,00	32,86	5,63	-29,72
Rio Amazonas	Óbidos		64,04	0,163	1,362	0,25	2,13	6,86	-29,72
Lago do Salé	A20-centro		1176,16	4,269	25,575	0,36	2,17	4,47	-24,41
	A21-bis		1010,88	4,089	25,002	0,40	2,47	5,79	-23,70
	A16-bis		1220,00	3,129	20,556	0,26	1,68	3,54	-23,62
	A24-centro		2288,80	7,529	40,907	0,33	1,79	7,04	-24,22
	A24-bis		1286,67	5,340	28,917	0,42	2,25	3,68	-24,97
	A25		2197,60	6,942	37,651	0,32	1,71	3,31	-24,29
	A27-bis		1242,16	5,688	32,904	0,46	2,65	4,85	-24,58
	A02-bis		252,65	1,231	-	0,49	-	11,26	-
	A02-ter		137,40	0,662	3,572	0,48	2,60	11,07	-28,04
	A03-ter		204,70	0,981	5,502	0,48	2,69	9,84	-27,05
	Banco macrófitas		70,56	0,182	0,874	1,36	5,01	12,27	-27,87
	A33		92,86	1,073	7,551	1,16	8,13	1,18	-31,32
Lago Curumucuri	A33-b		68,05	0,697	5,535	1,02	8,13	2,94	-27,51
	A33-22		19,37	0,347	2,471	1,79	12,76	3,25	-31,68
	Ai90 (FS)		82,11	0,155	1,065	0,19	1,30	15,60	-28,87
Foz Sul	Ai80 (FN)		85,24	0,296	1,813	0,35	2,13	10,22	-28,89
	A33-23		90,17	1,504	11,104	1,67	12,31	0,70	-23,73
Iga Curumucuri	A1101		10,64	0,959	3,533	1,71	8,22	5,99	-28,61
Iga do Andaraí									
		baixas águas							

Tabela A4: Resultados dos parâmetros químicos da fração dissolvida das amostras coletadas nos perfis verticais.

Ano	Local	Estação	Prof. (m)	período	NH ₄ ⁺ (mg N/L)	NO ₂ ⁻ (mg N/L)	NO ₃ ⁻ (mg P/L)	PO ₄ ³⁻ (mg P/L)	Alc	CID (mg/L)	COD	NOD (mg N/L)	POD (mg P/L)		
2004	Lago do Poção	A24	0,5	enchente	0,014	0,002	0,089	0,035	20,710	5,705	3,077	0,406	0,015		
			3,0		0,004	0,003	0,310	0,040	9,410	4,913	3,180	0,178	0,004		
			0,5		0,010	0,002	0,107	0,003	-	5,615	4,444	0,152	0,031		
	Lago Sta Ninha	A11-2	3,0		0,029	0,009	0,137	0,064	-	5,572	3,921	0,179	0,040	0,040	
			0,5		0,000	0,000	0,000	0,004	19,080	1,979	3,809	0,249	0,031	0,031	
			4,3		0,000	0,000	0,000	0,002	-	1,472	3,651	0,319	0,128	0,128	
	2005	Lago do Salé	A20-centro		0,5	0,035	0,006	0,117	0,055	-	-	-	-	0,220	0,051
					2,0	0,039	0,007	0,122	0,049	-	-	8,865	0,196	0,062	0,062
					4,0	0,040	0,007	0,033	0,040	22,700	-	9,868	0,219	0,062	0,062
Lago da Porta		A18	0,5	0,016	0,006	0,024	0,077	0,077	19,010	-	-	-	0,460	0,031	
			4,0	0,015	0,006	0,030	0,088	-	-	-	-	-	0,458	0,029	
			0,5	0,017	0,012	0,305	0,124	20,960	-	6,600	0,377	0,031	0,031		
Lago Pirapitinga		A26	4,0	0,015	0,009	0,315	0,108	-	-	-	-	-	0,377	0,038	
			0,5	0,013	0,010	0,230	0,051	24,410	-	-	0,452	0,004	0,004		
			2,0	0,007	0,005	0,236	0,135	-	-	3,370	0,455	0,015	0,015		
Lago do Poção	A25	4,0	0,007	0,005	0,239	0,064	-	-	-	-	4,100	0,450	0,007		
		0,5	0,014	0,007	0,068	0,097	22,710	-	-	0,221	0,013	0,013			
		2,0	0,012	0,009	0,073	0,316	-	-	11,016	0,230	0,015	0,015			
Lago Sta Ninha	A11	4,0	0,009	0,005	0,077	0,069	-	-	-	-	-	0,225	0,018		
		0,5	0,020	0,007	0,000	0,042	-	-	-	0,460	0,208	0,208			
		4,0	0,013	0,008	0,002	0,033	-	-	-	0,444	0,033	0,033			
Lago Vermelho	A09	0,5	0,007	0,004	0,095	0,020	18,580	-	8,187	0,462	0,208	0,208			
		2,0	0,007	0,008	0,102	0,015	-	-	-	0,427	0,230	0,230			
		4,0	0,011	0,003	0,108	0,009	-	-	35,517	0,439	0,230	0,230			
Lago Grande	A05	0,5	0,004	0,000	0,001	0,011	25,810	-	-	-	-	0,714	0,033		
		1,0	0,006	0,010	0,003	0,033	-	-	2,952	0,660	0,031	0,031			
		2,0	0,000	0,010	0,015	0,029	-	-	16,431	0,676	0,038	0,038			
Lago Açai	A36	0,5	0,006	0,004	0,031	0,019	-	-	-	-	10,550	0,186	-		
		2,0	-	-	-	-	-	-	-	-	5,296	-	-		
		15,0	0,033	0,003	0,032	0,020	-	-	6,285	0,164	-	-			
Rio Amazonas	Óbidos	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
		2,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
		15,0	0,033	0,003	0,032	0,020	-	-	6,285	0,164	-	-			

Tabela A5: Resultados dos parâmetros químicos da fração particulada das amostras coletadas nos perfis verticais.

Ano	Local	Estação	Prof. (m)	período	MPS	NTP (mg/L)	COP	NTP (%)	COP (%)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰vs.AIR)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰vs.PDB)		
2004	Lago do Poção	A24	0,5	enchente	206,29	0,607	3,482	0,29	1,69	10,54	-24,05		
			3,0		226,80	0,606	3,562	0,27	1,57	3,19	-24,11		
	Lago Sta Ninha	A11-2	0,5		66,07	0,217	1,405	0,33	2,13	15,91	-25,34		
			3,0		65,55	0,180	1,410	0,29	2,19	5,53	-27,03		
	Lago Curumucuri	A33-2	0,5		2,67	0,060	0,570	2,25	21,35	5,16	-31,89		
			4,3		8,94	0,135	1,237	1,51	13,84	4,20	-30,92		
	2005	Lago do Salé	A20-centro		0,5	-	-	-	-	-	-	-	-
					2,0	-	-	-	-	-	-	-	-
					4,0	-	-	-	-	-	-	-	-
Lago da Porta		A18	0,5	30,15	0,166	1,302	0,55	4,32	6,14	-25,09			
			4,0	26,07	0,174	1,230	0,67	4,72	6,41	-25,79			
Lago Pirapitinga		A26	0,5	94,60	0,473	3,412	0,50	3,61	6,01	-25,24			
			4,0	106,20	0,404	2,783	0,38	2,62	4,12	-23,15			
Lago do Poção		A25	0,5	101,20	0,505	3,187	0,50	3,15	4,64	-23,94			
			2,0	77,40	0,423	3,240	0,55	4,19	3,47	-24,18			
			4,0	96,60	0,359	2,913	0,37	3,02	5,21	-24,26			
Lago Sta Ninha		A11	0,5	36,86	0,083	1,335	0,23	3,62	12,82	-25,76			
			2,0	52,40	0,171	2,250	0,33	4,29	7,66	-26,67			
			4,0	54,14	0,191	2,575	0,35	4,76	9,53	-27,22			
Lago Vermelho		A09	0,5	44,60	0,215	1,897	0,48	4,25	8,86	-24,70			
			4,0	55,60	0,190	1,866	0,34	3,36	5,26	-25,45			
Lago Grande	A05	0,5	37,90	0,165	1,929	0,44	5,09	8,10	-25,96				
		2,0	35,70	0,166	1,283	0,46	3,59	6,06	-24,88				
		4,0	37,80	0,211	2,156	0,56	5,70	5,35	-25,98				
Lago Açai	A36	0,5	10,00	0,543	3,913	5,43	39,13	6,93	-27,56				
		1,0	4,80	0,318	3,074	6,62	64,05	4,19	-31,95				
Rio Amazonas	Óbidos	2,0	11,30	0,306	3,329	2,70	29,46	1,83	-31,40				
		0,5	38,32	0,106	1,149	0,28	2,99	4,56	-28,08				
		2,0	78,14	0,141	1,484	0,18	1,90	5,48	-27,99				
			15,0		97,35	0,180	1,822	0,18	1,87	6,06	-28,07		

Tabela A6: Resultados dos experimentos de adsorção realizados com as frações HPO e TPH da Matéria Orgânica Dissolvida dos lagos da várzea sobre uma matriz mineral composta de goetita e caolinita.

Estação	Fração	Sobrenadante		COD adsorvido (%)	NT inicial (mg/L)	NT final (mg/L)	NT adsorvido (%)	Sobrenadante		COD/NT inicial	COD/NT final	Sobrenadante	
		COD inicial (mg/L)	COD final (mg/L)					COD/NT inicial	COD/NT final			SUVA inicial (m ⁻¹ L/mgC)	SUVA final (m ⁻¹ L/mgC)
Óbidos	HPO	6,103	0,906	85,2	0,102	0,019	81,4	59,7	49,0	5,77	13,80		
	TPH	5,436	1,776	67,3	0,220	0,322	0,00	24,7	5,5	3,24	10,02		
A27-central	HPO	5,987	0,969	83,8	0,140	0,118	15,7	42,7	8,2	4,79	11,04		
	TPH	5,334	1,386	74,0	0,346	0,187	46,0	15,4	7,4	3,07	10,53		
A20	HPO	6,113	0,735	88,0	0,123	0,097	21,1	49,6	7,6	5,45	9,80		
	TPH	6,626	1,281	80,7	0,365	0,160	56,2	18,1	8,0	2,96	3,20		
A11	HPO	6,721	1,149	82,9	0,206	0,049	76,2	32,6	23,7	4,49	5,22		
	TPH	4,494	1,203	73,2	0,260	0,121	53,5	17,3	10,0	2,49	9,23		
AT20	HPO	6,134	1,278	79,2	0,171	0,169	1,2	35,8	7,6	5,79	7,90		
	TPH	5,157	0,771	85,0	0,227	0,175	22,9	18,6	4,4	3,43	5,58		
V-SCO	HPO	5,667	0,744	86,9	0,121	0,109	9,9	46,8	6,9	5,61	49,19		
	TPH	4,971	1,050	78,9	0,313	0,016	94,9	15,9	67,7	3,06	6,00		
A09-phyto	HPO	6,214	1,152	81,5	0,175	0,058	66,9	35,5	20,0	3,15	11,81		
	TPH	4,909	0,915	81,4	0,257	0,121	52,9	19,1	7,6	3,32	4,92		

Tabela A7: Coordenadas das estações de coleta amostradas em todas as campanhas.

Local	Estação	Latitude	Longitude
Rio Amazonas	Óbidos	-1,92136°	-55,52503°
Iga do Salé	Ai10 (Porto Seguro)	-2,07572°	-56,00741°
Lago do Salé	A20	-2,18321°	-55,80206°
	A20-margem	-2,20436°	-55,84566°
	A20-centro	-2,16614°	-55,82458°
	A20-a	-2,19606°	-55,80930°
	A21	-2,15840°	-55,85050°
	A21-bis	-2,19484°	-55,79507°
Iga Tabatinga do Salé	AT10		
Lago do Poção	A26 (Pirapitinga)	-2,06683°	-55,66711°
	A24	-2,13393°	-55,70048°
	A25	-2,11695°	-55,63383°
	A25-3	-2,13646°	-55,60053°
	A27	-2,15691°	-55,62077°
	A25-11	-2,16614°	-55,82380°
	A25-13	-2,12969°	-55,66357°
	A24-centro	-2,12567°	-55,67261°
	A24-bis	-2,14192°	-55,67810°
	A27-bis	-2,14588°	-55,63666°
Lago Sta Ninha	A11	-2,05194°	-55,48400°
	A11-2	-2,07013°	-55,50364°
	A11-6	-2,07438°	-55,48081°
	A11-11	-2,04926°	-55,47331°
	A11-14	-2,05629°	-55,45595°
	A11-16	-2,05772°	-55,46397°
	A11-17	-2,05290°	-55,44459°
	A11-a	-2,08129°	-55,52370°
Lago Grande	A03	-2,20061°	-55,28438°
	A05	-2,25011°	-55,35077°
	A05-4	-2,28594°	-55,31556°
	A05-5	-2,26268°	-55,33188°
	A40	-2,25750°	-55,46780°
	A01	-2,23411°	-55,15088°
	Olaria	-2,26411°	-55,13606°
	A40-ter	-2,25961°	-55,46291°
	A02	-2,20080°	-55,21780°
	A02-bis	-2,21579°	-55,26246°
	A02-ter	-2,23944°	-55,29143°
	A03-ter	-2,23709°	-55,25537°
	A03-terc	-2,21399°	-55,29880°
	Banco macrófitas	-2,25467°	-55,36549°
Foz Sul	Ai90 (FS)	-2,25110°	-55,07979°
Foz Norte	Ai80 (FN)	-2,23619°	-55,07169°
Iga terra firme	Ai99	-2,26819°	-55,14245°
Iga terra firme	Ai100	-2,27750°	-55,15866°
Iga do Andaraí	Ai101	-2,26770°	-55,16757°
Iga do Jacaré	Ai102	-2,26869°	-55,18606°
Lago Curumucuri	A33	-2,12530°	-56,01697°

	A33-2	-2,13537°	-56,00756°
	A33-3	-2,14385°	-56,00392°
	A33-9	-2,12922°	-56,01006°
Iga Jaraquiquara	A33-10	-2,18057°	-56,00611°
	A33-14	-2,15245°	-56,00663°
	A33-15	-2,13314°	-56,00314°
	A33-20	-2,27222°	-56,28444°
	A33-21	-2,27777°	-56,15416°
	A33-22	-2,23083°	-56,07555°
Entrada Curumucuri	A33-23	-2,27138°	-56,08444°
	A33-a	-2,13441°	-56,00835°
	A33-b	-2,11944°	-56,01984°
Lago Açaí	A36	-1,94836°	-55,58516°
Lago Grande do Poção	A08 (Vermelho)	-2,11710°	-55,46770°
	A09 (Vermelho)	-2,10850°	-55,41740°
	A14-central (Inferno)	-2,13402°	-55,55233°
	A04	-2,13393°	-55,35066°
Lago Miuã	A39	-2,03872°	-55,63938°
Lago Piraquara	A42	-2,25088°	-55,56391°
	A43	-2,25066°	-55,61868°
Iga Piraquara	AT20	-2,26627°	-55,67236°
Lago da Fazenda	A18 (Porta)	-2,13213°	-56,02344°
	A16-bloom (Piedade)	-2,19108°	-55,62736°
	A16-bis	-2,19108°	-55,62736°

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)