

Modelo de fluxo de Nitrogênio e Fósforo para sistemas flúvio-lacustres às margens do rio Negro, Amazonas, Brasil

¹Fábio Marques APRILE
e-mail: aprilefm@hotmail.com

²Assad José DARWICH
e-mail: darwich@inpa.gov.br

¹Antonio Miguel MIGUÉIS
e-mail: miguelmiguelis@gmail.com

¹Instituto de Ciência da Educação, Universidade Federal do Oeste do Pará - UFOPA,

²Coordenação de Biodiversidade - CBIO, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA

Resumo: Os sedimentos são constituídos por matéria orgânica em vários estados de decomposição, partículas minerais e uma componente inorgânica de origem biogênica. Formam o substrato não consolidado no leito de rios e lagos e representam um compartimento de fundamental importância quanto à ciclagem de matéria e fluxo de energia nos sistemas hídricos. Refletem a atuação de parâmetros ambientais e constituem um registro da dinâmica local. Esta pesquisa propõe identificar as principais vias de fluxo de nitrogênio e fósforo totais para o Tupé, um lago de difícil circulação às margens do rio Negro, e elaborar um modelo de fluxo nutricional para sistemas flúvio-lacustres de águas pretas, com base nas observações e interpretação de dados históricos das cotas de 2002 a

2011 nesse lago. Foram avaliados os teores de N e P nos compartimentos água, solo + serrapilheira e sedimento e desenvolvido um mapeamento de distribuição desses nutrientes, além da análise de variáveis limnológicas como subsídio na interpretação do questionamento proposto. Foi verificado que nos três compartimentos as maiores concentrações pontuais de N e P ocorrem na região central e mais profunda do lago, sempre maiores nos sedimentos, e que tanto no canal de conexão do lago com o rio quanto no próprio rio esses nutrientes estão em menores concentrações. Assim, somente o rio Negro não poderia suprir os lagos de águas pretas adjacentes com N e P, cabendo aos igarapés de floresta um papel significativo no transporte dos mesmos, especialmente na forma dissolvida, para a coluna de água do lago e com maior representatividade para o P. O pulso de inundação do rio Negro não contribui significativamente para a elevação dos níveis de oxigênio no hipolímnio, e dessa forma não favorece a precipitação de íons P para o sedimento. No entanto, a via de transporte nutricional (N e P) advém tanto dos igarapés de floresta quanto do sistema fluvial adjacente, dependendo do período do ciclo hidrológico. Foi demonstrado que o fluxo desses nutrientes no ecossistema encontra-se estável, no qual cada compartimento atua e interage com os demais, ocorrendo ainda fluxo preferencial entre eles com diferentes índices de correlação. É apresentado um modelo de fluxo de N e P para ecossistemas flúvio-lacustres de águas pretas amazônicas, com padrão de circulação da água do tipo meromítico. No modelo há dependência de variação de cargas de entrada e saída de compartimentos e de variáveis limnológicas no hipolímnio. O modelo particular para o P procura explicar as vias de fluxo e a importância da anoxia no hipolímnio para manter a liberação de fosfato ao ecossistema.

Palavras-chave: modelagem, modelo empírico, sedimento, lago Tupé, Amazônia.

Introdução

A modelagem pode ser definida como o processo de representar um sistema real através de equações diferenciais e organogramas, com base em diferentes abordagens, para prever eventos cíclicos e/ou atípicos. Outra definição, usualmente encontrada, faz referência a modelagem como o conjunto de equações que visam quantificar e explicar hipóteses

previamente elaboradas, as quais permitem a construção do próprio modelo, e que estão ancoradas nas características do mundo real. Em outras palavras, modelar um sistema é o ato de testar hipóteses. Dessa forma, o modelo deve representar o mais fiel possível um sistema e a forma como ocorrem as variações no mesmo. O modelo passa a ser mais confiável, à



medida que representa e explica o mais detalhadamente possível o sistema para qual foi projetado. Características essencialmente representativas do "mundo real" devem estar contidas no modelo, que muito embora possa ser desenvolvido de modo aparentemente simples, deve ter um comportamento semelhante e tão preciso quanto o sistema modelado. Isso significa dizer que quanto maior for o número de variáveis pertinentes introduzidas no sistema modelar, através de dados confiáveis, mais próximo da condição de representar um ambiente real este se encontrará.

Modelagem é uma técnica que vem sendo bastante difundida e utilizada em diversas áreas da ciência, como ferramenta de auxílio para compreender e explicar melhor os fenômenos e/ou sistemas existentes no mundo real. Não há limites para a sua aplicabilidade, podendo a modelagem estar presente na conceitualização da física clássica, na explicação de reações químicas e bioquímicas, no estudo da biofísica e fisiologia dos seres vivos, na ecologia de populações e ecologia teórica, nas diversas subáreas da engenharia, na estatística humana, em especial para previsão de crescimento demográfico. Além disso, a modelagem pode ser utilizada na limnologia e oceanografia para explicar fenômenos cíclicos, na formulação de teorias econômicas, e até mesmo para construção de modelos astronômicos. A modelagem também está presente na vida cotidiana, um

exemplo disso é o estudo modelar do sistema de trânsito. Para permitir o melhor sistema de fluxo de carros em uma grande cidade, são aplicados modelos para definir as melhores vias de acesso e o tempo de duração dos semáforos. À medida que novas ruas são construídas (novas componentes) o modelo tem que ser atualizado e revisto, da mesma maneira quando se altera o trajeto de um sistema viário (nova variável). Dessa forma, pode-se dizer que a modelagem é um processo dinâmico, que busca modelos os mais adequados possíveis e que sirvam de protótipos de alguma entidade.

A compreensão de modelagem é apresentada em termos do processo de construção do próprio modelo matemático, transcrito através da linguagem de esquemas explicativos. Os modelos podem ser definidos como uma formulação simplificada dos processos e interações do mundo físico, de tal maneira que situações complexas possam ser compreendidas e até mesmo previstas, como é o caso da elaboração de modelos climáticos com o objetivo de prever eventos de grande impacto para a população e meio ambiente, como: tornados, furacões, erupções vulcânicas entre outros. Modelos para prevenção de acidentes e catástrofes, naturais ou antrópicas, cujo evento é não cíclico (atípico), como um terremoto, tsunami ou vazamento de uma usina nuclear, também podem ser desenvolvidos e melhorados à medida que se conhece melhor o sistema em

questão, como rotinas ou informações climáticas atualizadas.

Existem vários tipos de abordagens para construção de modelos, sendo que estes podem ser representações do tipo conceitual, compartimental, físico, matemático, estatístico, cartográfico, de simulação (Patten, 1971; Maki & Thompson, 1973), de balanço de massa, estocástico, empírico etc. Todos, entretanto, apresentam uma característica comum, o fato de necessitar da observação do comportamento do(s) componente(s) do sistema em função da variável ou variáveis analisadas, seja para elaboração de um conceito seja para definição dos limites da variação repetitiva (ação cíclica). Assim, a utilização de dados históricos passa a ser crucial para aprimorar um modelo, especialmente quando este visa explicar ou compreender fenômenos naturais. A previsão da magnitude da consequência de um fenômeno natural como o El-Niño na Amazônia, por exemplo, cujo efeito é uma grande estiagem, será muito mais precisa e próxima do real à medida que se estuda o evento ocorrido em um intervalo de tempo maior (análise de dados históricos).

Dentre os diversos tipos de modelos existentes e aplicados merecem destaque os modelos do tipo conceitual, compartimental e de balanço de massa. Os dois primeiros foram apresentados e descritos com ênfase por Aprile & Siqueira (2009) para o lago Tupé. Já o

modelo de balanço de massa consiste na análise das concentrações das variáveis em cada componente do sistema, que em limnologia é definido como compartimento, aplicando as interferências e interfaces necessárias para explicar o processo. Os dados mensurados passam a ser representados através de equações matemáticas. Caso a resposta a um evento seja obtida pela experimentação repetitiva, através de uma abordagem contendo protocolos e metodologia definida, então ela pode ser representada por um mecanismo e expandida para outros ambientes de similares características. Assim, os modelos passam a ter um grande valor nos estudos dos ecossistemas aquáticos e terrestres, especialmente em ambientes de extensões continentais, como é o caso do bioma amazônico. Os modelos de balanço de massa são considerados ferramentas funcionais, especialmente desenvolvidas para a tomada de decisões, visando solucionar problemas complexos associados à dinâmica de um ecossistema e as várias interações existentes entre o sistema biótico e abiótico. Para que a simulação seja a mais confiável possível, torna-se necessário o conhecimento sobre situações reais, sendo de fundamental importância uma visão holística do sistema. Na limnologia isso é uma prerrogativa.

Em estudos referentes ao fluxo de nutrientes em ecossistemas aquáticos, a aplicação de modelos de balanço de massa tem contribuído



bastante para explicar fenômenos físicos, químicos e biológicos, além de permitir compreender melhor a influência dos fatores ambientais como clima, regime de chuvas e o pulso de inundação, especialmente na Amazônia.

Na região amazônica, a variação da carga de nutrientes nos sistemas flúvio-lacustres, especialmente de C, N e P, está diretamente associada ao pulso de inundação dos grandes rios que compõem a malha hídrica. O pulso de inundação, definido por Junk *et al.* (1989), é responsável por transportar nutrientes através dos grandes rios para os paranás, baixios, igarapés e lagos da planície amazônica e, por sua vez, está associado à variação regional do nível da água dos rios. O conceito de pulso de inundação foi reformulado por Neiff (1990), que salientou que ambos os períodos do pulso (enchente e vazante) têm igual importância na estabilidade dos ecossistemas aquáticos. As variações do nível da água e do pulso de inundação provocam uma série de alterações nas características limnológicas de um ecossistema aquático, citando-se: alterações na transparência, turbidez, pH, condutividade elétrica, concentração de gases (O_2 , CO_2 etc.), e nos teores de nutrientes. Assim sendo, pode-se dizer que a carga nutricional que abastece a planície amazônica, oriunda das partes mais altas do bioma, a exemplo das regiões Andina e Pré-Andina, depende da variação do nível da água dos grandes

rios. Nos períodos de enchente e cheia, o material sedimentar é transportado para a várzea, que responde a essa ação desenvolvendo uma alta diversidade biológica inclusa em uma imensa rede trófica. Esse processo é bem visível nos corpos de água branca ou barrenta, a exemplo dos rios Amazonas, Solimões, Madeira, Juruá, Purus etc., onde a carga de material em suspensão é alta, rica em elementos iônicos como Fe_2^+ , Fe_3^+ , Mn_2^+ , Ca_2^+ , Na^+ e K^+ . Já nos lagos e paranás das bacias de águas pretas, a exemplo do rio Negro, há outra força de grande importância para o ecossistema aquático; trata-se dos igarapés de floresta. Esses sistemas naturais de transporte frequentemente carregam material orgânico e substâncias húmicas, provenientes da floresta de terra-firme, para os lagos, canais e paranás, dando ao ecossistema aquático em questão uma característica própria de água ácida com coloração variando do ocre ao vinho. Com base nesse complexo sistema de transporte de nutrientes, responsável pela dinâmica biológica nos ecossistemas amazônicos, os objetivos desta pesquisa foram identificar as principais vias de fluxo de nitrogênio e fósforo totais para o lago Tupé, às margens do rio Negro, e elaborar um modelo de fluxo nutricional para os sistemas flúvio-lacustres de águas pretas, com base nas observações e interpretação de dados históricos de nível da água de 2002 a 2011.

Material e Métodos

Área de Estudo

Uma abordagem bastante abrangente da diversidade física e da especificidade dos ecossistemas terrestres e aquáticos inseridos na Reserva de Desenvolvimento Sustentável – RDS Tupé, onde se encontra o lago Tupé, cenário desta pesquisa, é descrita por Aprile e Darwich (2005), Aprile *et al.* (2005), Darwich *et al.* (2005a,b), Scudeller *et al.* (2005). Estes trabalhos focam a caracterização limnológica desse ambiente, além de aspectos da geomorfologia, morfometria e geoquímica, e considerações sobre a dinâmica sedimentar do ecossistema flúvio-lacustre. No entanto, algumas características pertinentes ao estudo do modelo de fluxo de nutrientes no sistema serão aqui reforçadas.

O lago Tupé é um lago de área inundável, localizado na margem esquerda do rio Negro, o maior rio de águas pretas do mundo. Seu formato é dendrítico, com margens íngremes em um vale em forma de "V", cujo declive principal se desloca para o centro do lago, na denominada área central ou ponto central, ponto de interseção dos dois braços do lago. Na porção proximal do rio Negro, as margens do lago são predominantemente formadas por cordões e bancos arenosos, com baixa concentração de material vegetal (serapilheira). À medida que se afasta do rio Negro em direção à floresta

ombrófila densa de platô, nota-se que as margens do lago vão apresentando maiores concentrações de silte e argila, misturados com serapilheira e matéria orgânica decomposta. O lago encontra-se protegido da ação dos ventos diretos sobre a superfície da água, por suas margens estarem mais elevadas e, em sua maioria, rodeadas pela floresta (Fig.1). Como típico ecossistema de águas pretas, o lago Tupé apresenta estreitas faixas de igapó nas áreas de cabeceiras e nos igarapés e vales no entorno do mesmo. Com características hidrológicas similares a outros lagos de área inundada da Amazônia, o Tupé está sob influência do pulso de inundação decorrente da variação do nível da água local. Assim, neste lago, até a cota mínima de 19 metros a.n.m. suas águas e as águas do rio Negro podem apresentar flutuação de nível semelhante (Darwich *et al.*, 2005b). Abaixo dessa cota, há apenas afluência do lago ao rio, de modo que o lago permanece isolado da influência fluvial recebendo apenas contribuição dos igarapés de floresta e da precipitação pluviométrica.

Procedimentos analíticos

Para este trabalho foram resgatados os dados limnológicos, sedimentológicos e pedológicos, composição da serapilheira, além de informações sobre a pluviometria e fluviometria do lago Tupé, obtidos durante campanhas sazonais entre 2002 e 2011, em 12 pontos de amostragem,

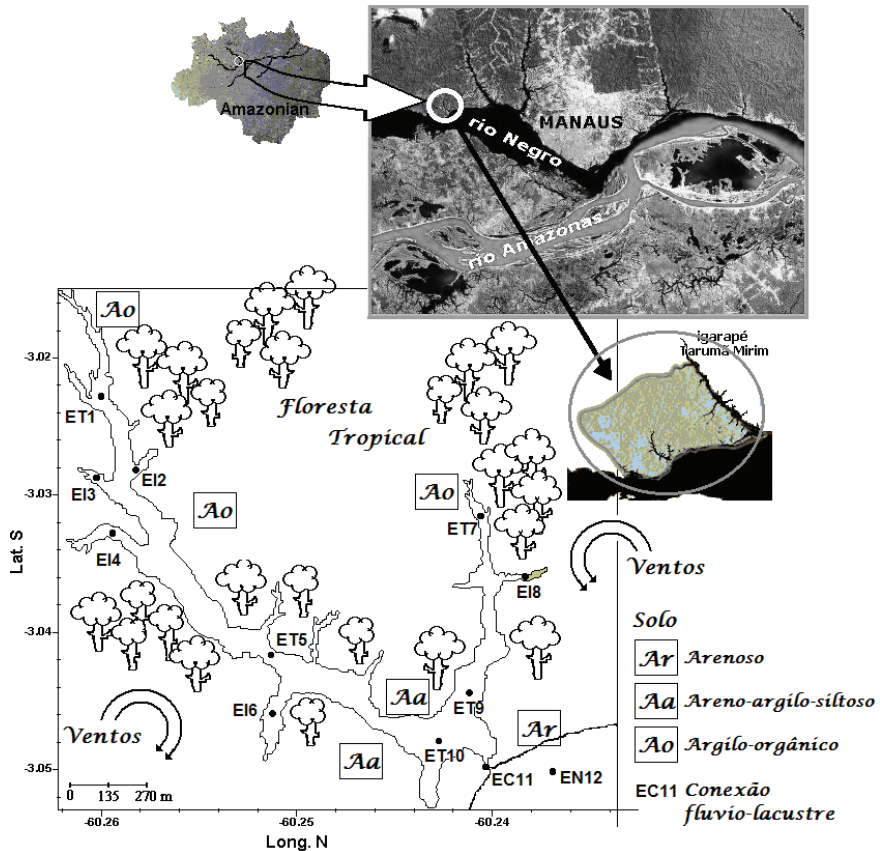


Figura 1: Mapa esquemático contendo os pontos de amostragem e modelo de distribuição dos solos e influências eólica e hídrica no lago Tupé, com base nos estudos desenvolvidos na última década.

cujas descrições e coordenadas geográficas podem ser encontradas em Darwich *et al.* (2005a). Os modelos gerados neste trabalho foram obtidos a partir da análise e interpretação dos resultados amostrados para os períodos de enchente, cheia, vazante e seca. O lago foi compartimentalizado para que se pudesse determinar as direções e sentidos do fluxo nutricional, sendo que foram considerados para análise os

compartimentos água, solo/serapilheira e sedimento. Todas as determinações limnológicas tiveram por base as recomendações do Programa Biológico Internacional para ambientes aquáticos (Golterman *et al.*, 1978), e seguiram ainda protocolos bastante divulgados e reconhecidos, descritos por Mackereth *et al.* (1978), Wetzel & Likens (2000) e APHA (2005). As amostras de serapilheira + solo e sedimento também

seguiram protocolos referenciados para coleta e conservação (APHA, 2005). As variáveis temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxigênio dissolvido (OD mg.l^{-1}) e pH foram determinadas nos perfis horizontal e vertical (a cada 0,5 m) com sonda portátil WTW, para identificar a presença ou não de processos de estratificação física (térmica) e química (OD) no sistema lacustre, bem como a possibilidade de interferência do pH no processo de imobilização dos íons. Tais informações tiveram a devida importância na construção dos modelos, bem como na explicação do fluxo dos nutrientes, especialmente do fósforo. Nos laboratórios de Química da Água do INPA, Biologia Ambiental da UFOPA e de Química Analítica e Ambiental da UFPA foram realizadas as análises dos teores totais de N e P na água, solo + serapilheira e sedimento. O nitrogênio total foi obtido a partir do somatório das frações orgânicas e inorgânicas totais em cada compartimento. O N-orgânico total foi determinado pelo método clássico de Kjeldahl & Kjeldahl adaptado a solos e sedimentos por Aprile & Bianchini Jr. (2003a), cujo processo pode ser resumido em três etapas: digestão ácida por H_2SO_4 , seguida de destilação com NaOH e H_3BO_3 e titulação. Considerou-se em nível de modelo que todo nitrogênio orgânico, incluindo as frações de proteínas e aminoácidos livres pelo processo de decomposição parcial, foi convertido a NH_4^+ e titulado. As formas nitrogenadas NO_2^- , NO_3^- e NH_4^+ foram

determinadas segundo procedimentos tradicionais descritos por Carmouze (1994) e APHA (2005). O fósforo total foi determinado pelo método do ácido ascórbico com extração a frio e leitura em espectrofotômetro a 725 nm segundo adequação metodológica de Aprile & Bianchini Jr. (2003b).

Os resultados foram analisados estatisticamente aplicando-se análise de correlação linear de Pearson, matriz de correlação, regressão linear múltipla e teste F para: a) verificar a magnitude e sentido da associação entre as variáveis estudadas; b) determinar a (co) dependência de uma variável em relação ao grupo, especialmente dos nutrientes N e P em relação a sua razão; c) testar as hipóteses projetadas.

Construção do Modelo

A figura 2 resume esquematicamente todo o processo de construção do modelo desde a observação até a validação do mesmo. O modelo desenvolvido teve como base os modelos conceitual, compartimental e de balanço de massa.

A fase 1 do processo de construção do modelo é a elaboração de questões que devem ser respondidas na validação do mesmo. Dessa forma, e com base no objetivo geral desta pesquisa foram elaborados os seguintes questionamentos:

1. A sazonalidade tem influência significativa no fluxo dos nutrientes?



2. Como se processa o fluxo de N e P sob as condições de variação do nível da água em lagos de águas pretas da Amazônia, especialmente no lago Tupé?
3. Qual a influência do pulso de inundação e de igarapés de floresta no fluxo de nutrientes em sistemas lacustres de águas pretas?
4. A condição anaeróbia identificada em lagos rasos amazônicos interfere no fluxo de nitrogênio e fósforo na coluna de água?

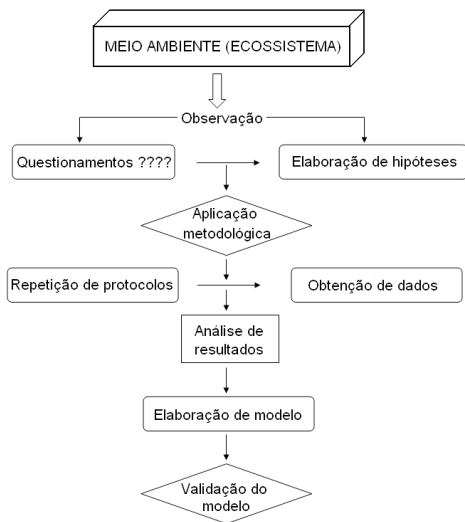


Figura 2: Fluxograma com as etapas para a construção do modelo de fluxo nutricional.

Projeção de Hipóteses

A fase 2 do processo de construção do modelo é a elaboração de um conjunto de hipóteses, que neste caso em particular serviu para

tentar explicar o fluxo de nutrientes em lagos de águas pretas amazônicas, especialmente no lago Tupé, que foi a área alvo de teste e observação para aplicação da modelagem. Dois conjuntos de hipóteses foram elaborados:

Conjunto 1:

H_0 : O pulso de inundação do rio Negro durante a enchente e cheia não contribui significativamente para elevação dos níveis de oxigênio no hipolímnio do lago Tupé, visto este estar permanentemente estratificado, e conseqüentemente não favorece a precipitação de íons P para o sedimento.
 H_1 : O pulso de inundação do rio Negro durante a enchente e cheia contribui para elevação dos níveis de oxigênio no hipolímnio do lago Tupé, favorecendo a imobilização dos íons P pelos compostos orgânicos e íons Fe^{3+} , beneficiados pelo pH ácido e baixos teores de Ca_2^+ .

Conjunto 2:

H_0 : Em um lago de águas pretas o fluxo de nutrientes via água advém tanto dos igarapés de floresta quanto do sistema fluvial adjacente, neste caso o rio Negro, sendo que a magnitude de cada contribuição depende da cota do rio.

H_1 : O rio Negro tem o papel preponderante de fornecer nutrientes (íons dissolvidos) aos lagos e igapós através do pulso de inundação, tendo grande importância sobre o metabolismo dos ecossistemas aquáticos lânticos.

Finalmente, foram elaboradas

equações diferenciais, desenvolvidas para contextualizar o fluxo de nutrientes entre os diversos compartimentos presentes no ecossistema flúvio-lacustre, e um modelo de fluxo com base no comportamento do balanço de massa dos macronutrientes N e P.

Resultados e Discussão

No período de 2002 a 2011, a temperatura da água teve maior oscilação nas camadas mais superficiais, com intervalo entre 27,9 °C e 32,4 °C ($\Delta = 4,5$ °C) e média anual de $30,1 \pm 0,6$ °C. As camadas de água mais profundas, entretanto, não apresentaram a mesma intensidade de oscilação, variando entre 27,0 °C a 27,5 °C ($\Delta = 0,5$ °C) e média anual de $27,3 \pm 0,02$ °C. O oxigênio dissolvido, em percentagem de saturação do gás, teve um comportamento bastante similar ao da temperatura da água, com elevadas concentrações de OD nas camadas mais superficiais, oscilando entre 37,6% e 148,6% ($\Delta = 111,0\%$), com média anual de $81,0 \pm 8,9\%$, e baixa variação nas camadas mais profundas do lago, ficando entre 0,0% (anoxia total) e 8,0% ($\Delta = 8,0\%$), com média anual de $1,7 \pm 1,8\%$. Deve-se notar aqui a existência permanente de camadas de água totalmente anóxicas em determinados períodos do ano hidrológico, fato este de grande importância para explicar o comportamento dos íons N e P dentro do sistema modulado.

A sazonalidade foi bastante

evidente no lago Tupé, especialmente no que se refere às oscilações da temperatura e OD. Deve-se mencionar que nos pontos ET9 e ET10, localizados na área central e mais profunda do lago, que chega a atingir 15 metros na cheia, as maiores concentrações de OD em percentagem de saturação ocorreram sempre nos períodos de seca, quando o OD alcançou seus maiores valores e manteve-se entre 100% e 150%. Foi também durante as secas que nos demais pontos, inclusive no ponto de monitoramento no rio Negro (EN12), a saturação manteve-se alta, entre 80% e 100%. Em oposição, nos períodos de cheia, as concentrações de OD nas camadas superficiais permaneceram sempre próximas de 50%. Essa diferença marcante entre os períodos diametralmente opostos (seca e cheia) dos valores de temperatura e teores de oxigênio, variáveis de grande importância para o metabolismo dos ecossistemas aquáticos, reforça a questão de haver influência da sazonalidade no fluxo dos nutrientes (questionamento nº1 da construção do modelo), visto que tanto a solubilidade do oxigênio quanto o valor da temperatura na água estão diretamente associados a processos de estratificação e oxi-redução.

Analisando-se os dados de temperatura e saturação do oxigênio dissolvido na água do lago Tupé, dentro de um perfil vertical (superfície ao fundo) e na distribuição espaço-temporal, nota-se que os resultados confirmaram



a tendência de comportamento de curva apresentada por Darwich *et al.* (2005b), que sugeriram haver estratificação física (térmica) e química (do oxigênio) em todo o lago e durante todo o período anual de variação da cota do rio (Fig. 3). Segundo os autores, as concentrações de OD no hipolímnio do lago foram sempre reduzidas devido à estratificação, entretanto, muito embora o perfil do lago seja estratificado, existe a presença de fluxos laminares no sentido da cabeceira a sua foz, os quais poderiam ter um importante papel na distribuição de nutrientes provenientes do compartimento sedimento para a coluna de água. Uma vez que no lago Tupé suas margens são bem elevadas e o mesmo encontra-se parcialmente circundado por floresta, como já mencionado na descrição da área de estudo, há pouca influência direta dos ventos sobre seu espelho de água. O resultado desse fenômeno é a quase inexistência de "ondas de lago", o que reduz a possibilidade de mistura total da coluna de água, contribuindo também para a estratificação do lago. Além disso, nesse processo, é de fundamental importância considerar a diferença de densidade da água com a variação da temperatura. Principalmente nessa região onde temperaturas no epilímnio de lagos, especialmente no Tupé, podem atingir 34°C. Dessa forma, na Amazônia pequenas diferenças de temperaturas podem estabelecer estratificações (físicas e químicas) estáveis. Vale

lembrar que a quantidade de trabalho necessária para misturar massas de águas estratificadas entre 32 e 33°C é 40 vezes maior que a necessária para misturar as mesmas massas entre 4 e 5°C. No lago Tupé a coluna de água apresentou amplitude térmica de cerca de 6°C no período de águas baixas (de 27 a 33°C) e quase três graus no período de cheia (de 27 a 30°C) (Darwich *et al.*, 2005a). Nessa faixa de temperatura a coluna de água na seca (cota mais baixa) é cerca de 2 vezes mais estável do que na cheia (maior profundidade). Se esses dados forem comparados com variações de temperaturas de região temperada, verifica-se que a coluna de água do Tupé estaria cerca de 7 vezes mais estável do que a mesma coluna de água entre 4 e 10°C (mesma amplitude térmica). Na cheia, apesar da menor amplitude térmica, a coluna de água estaria mais estável ainda (cerca de 12 vezes) do que em uma faixa equivalente de temperatura em região temperada entre 4 e 7°C (mesma amplitude de temperatura). De fato, foi notado ao longo desses vários anos de estudo haver apenas uma mistura parcial das camadas superiores, como é representado na figura 3. De acordo com Darwich *et al.* (2003), o lago Tupé é um lago de difícil circulação, com evidências de misturas apenas nas camadas mais superficiais em todos os períodos e variação do nível d'água, o que o caracteriza como um lago meromítico (Fig. 3), diferentemente de muitos lagos polimíticos da

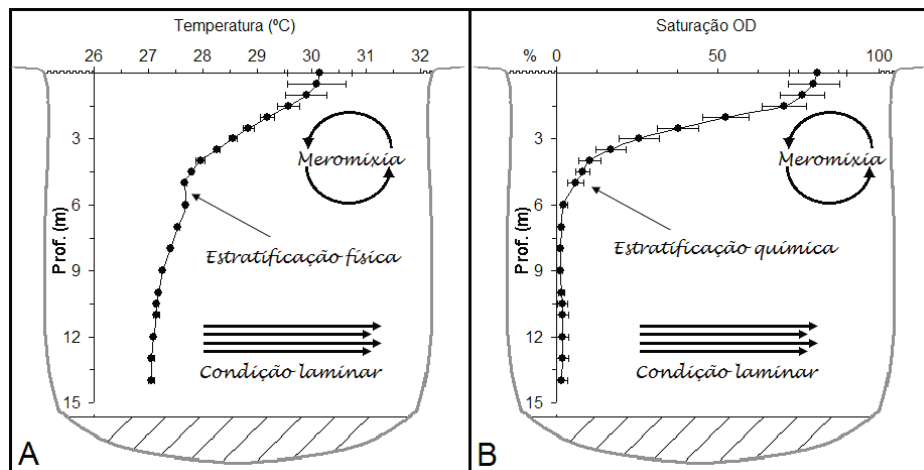


Figura 3: Perfil de estratificação física (térmica) e química (OD) na coluna de água do lago Tupé, dados médios para 2002-2011.

Amazônia. A indicação do lago Tupé ser permanentemente estratificado, contribui para a validação da hipótese de que o pulso de inundação do rio Negro, durante os períodos de enchente e cheia, não contribui significativamente para elevação dos níveis de oxigênio no hipolímnio (Conjunto 1 H_0), e dessa forma não favorece a precipitação dos íons P para o sedimento. Os resultados dos teores de N e P nos compartimentos água, solo + serrapilheira e sedimento, apresentados na figura 4, foram todos expressos em ppm (partes por milhão). As concentrações de nitrogênio oscilaram de 0,04 a 0,27 ppm na água; 0,82 a 7,64 ppm no solo + serrapilheira, e entre 2,62 e 31,65 ppm no sedimento. As maiores concentrações médias pontuais nos três compartimentos sempre foram observadas nos pontos ET9 e ET10, localizados no trecho mais profundo do lago, denominado área central. Muito

embora as maiores concentrações tenham sido observadas no sedimento, as maiores amplitudes pontuais ocorreram na água, demonstrando que nesse compartimento há uma flutuação maior dos teores de N em função do nível da água. Já os compartimentos solo + serrapilheira e sedimento tiveram comportamento preferencialmente conservador do elemento N, especialmente no sedimento. As concentrações de fósforo variaram de 0,01 a 0,04 ppm na água; entre 0,10 e 0,59 no solo + serrapilheira e entre 0,46 e 3,97 ppm no sedimento. Nota-se que no caso do fósforo, os compartimentos água e sedimento apresentaram alta oscilação pontual, sugerindo haver uma correlação entre os dois compartimentos, provavelmente no que se refere a uma relação de deposição e liberação de fósforo.

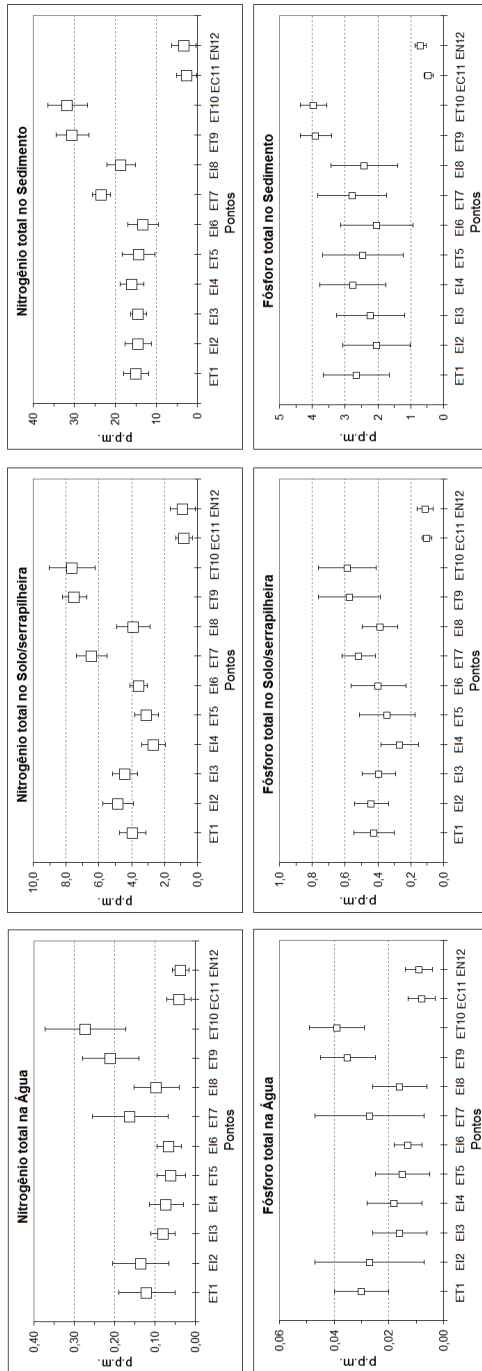


Figura 4: Variação espaço-temporal da concentração de N e P nos compartimentos água, solo + serrapilheira e sedimento do lago Tupé para o ciclo hidrológico 2002 – 2011.

A partir das concentrações pontuais de N e P foi desenvolvido um mapeamento de distribuição pelo método de krigagem, ora apresentado nas figuras 5 e 6. No que se refere a distribuição espaço-temporal de nitrogênio total no lago Tupé (Fig. 5), foi notada uma tendência a maiores concentrações pontuais, para os três compartimentos, no trecho compreendido entre os pontos ET9 e ET10, na denominada área central do lago. Essa concentração se deveu especialmente em decorrência da morfometria do lago, que por apresentar calha em forma de "V" e com declividade voltada para a área central, na confluência entre os braços maior e menor do mesmo, permitiu o acúmulo especialmente de sedimentos ricos em nutrientes nessa região. Os igarapés de floresta, em especial os pontos EI2, EI3 e EI8 tiveram em alguns momentos sua parcela de contribuição de N total para o lago. O comportamento do P total na água, solo com serrapilheira e sedimento (Fig. 6), não foi diferente do observado com o N. De fato, as maiores concentrações pontuais continuaram sendo encontradas no trecho da área central. Os pontos amostrados nos igarapés de floresta tiveram uma maior representatividade para o elemento fósforo, também com destaque para os pontos EI2, EI3 e EI8 além do ponto ET7. Chamou a atenção o fato de que tanto para o N total como para P total, os pontos localizados no canal de conexão entre o lago e o rio Negro (EC11) e o

ponto de monitoramento no próprio rio Negro (EN12), sempre apresentaram para todos os compartimentos baixas concentrações dos elementos analisados. Tais evidências, obtidas através das análises químicas e confirmadas pela análise dos isovalores de N e P (Figs. 5 e 6), somadas ao fato de que o lago permanece quase que permanentemente estratificado, reforçam o fato de que o rio Negro sozinho não poderia suprir os lagos de águas pretas adjacentes com N e P, devendo assim os igarapés de floresta terem um papel significativo no transporte dos mesmos, especialmente na forma dissolvida, para a coluna de água do lago. Dessa maneira, os resultados refutam a hipótese de que o rio Negro tem papel preponderante de fornecer N e P aos lagos e igarapés através do pulso de inundação (Conjunto 2 H₁), validando a hipótese de que a via de transporte nutricional advém tanto dos igarapés de floresta quanto do sistema fluvial adjacente, dependendo do período de variação do nível da água (Conjunto 2 H₀).

Fluxo de N e P

O nitrogênio é um dos elementos mais fundamentais para o metabolismo dos ecossistemas aquáticos, especialmente devido à sua participação na formação de aminoácidos, proteínas, e seu papel como componente básico da biomassa dos seres vivos. Os principais

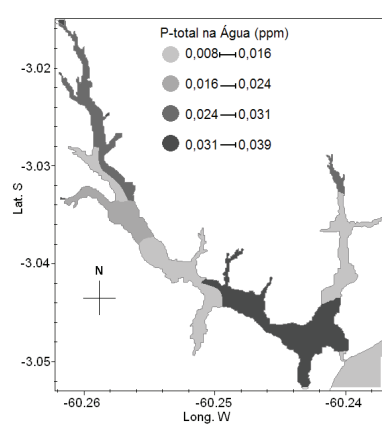
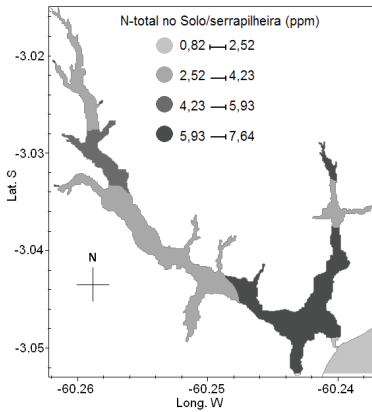
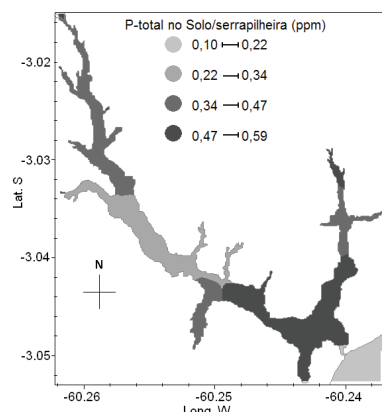
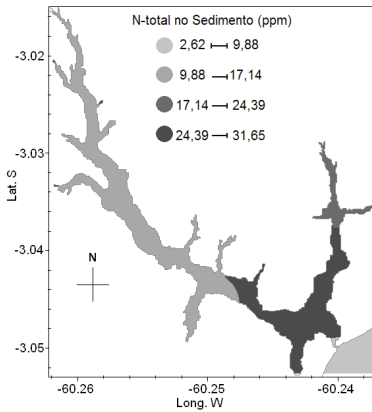
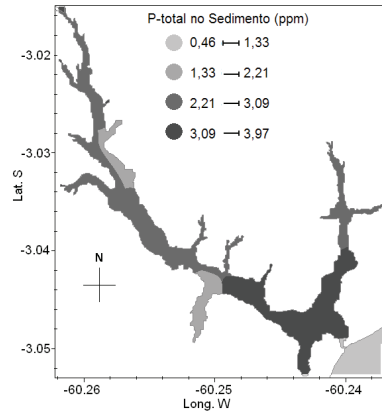
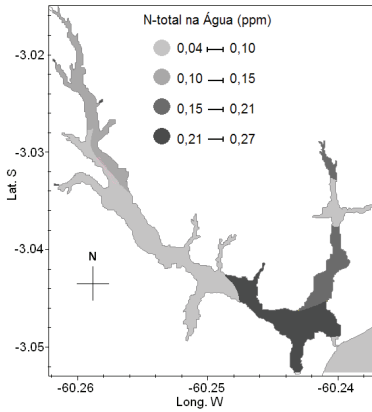


Figura 5: Isovalores de N total a partir da média determinada para os compartimentos água, solo + serapilheira e sedimento na bacia do lago Tupé, Amazônia Central.

Figura 6: Isovalores de P total a partir da média determinada para os compartimentos água, solo + serapilheira e sedimento na bacia do lago Tupé, Amazônia Central.

reservatórios naturais de N para os ecossistemas aquáticos são o material orgânico e inorgânico de origem alóctone, seguido dos processos de fixação de N molecular autóctones. Uma vez na coluna de água, o N pode-se apresentar de várias formas: nitrato, nitrito, amônio, N molecular, N orgânico, óxidos, entre outros. Cada fração com seu diferencial de assimilação, sendo as formas iônicas as mais facilmente absorvidas pelos organismos e adsorvidas pelas partículas carregadas (argila e matéria orgânica). Dentre as várias formas encontradas as formas orgânicas dissolvidas são as que mais carecem de estudos, sendo oriundas em rios e lagos da decomposição total e/ou parcial e da excreção dos organismos aquáticos. O N em altas concentrações pode contribuir para a deterioração da qualidade da água, uma vez que estimula o crescimento de algas e acelera o processo de eutrofização do ecossistema. Também é possível, embora mais difícil de ser notado, que o N possa atuar como fator limitante na produção primária dos ecossistemas aquáticos, caso esteja presente em baixas concentrações.

O fluxo de N inicia-se com a atividade dos micro-organismos do solo e da água a degradar a matéria orgânica em ambientes aeróbio e anaeróbio. Os processos básicos que ocorrem no fluxo de N são: amonificação, formação de amônia (NH_3) e/ou íon amônio (NH_4^+) durante a decomposição da matéria orgânica, processo esse que ocorre

preferencialmente nos solos e nos sedimentos; nitrificação, quando os compostos nitrogenados de maior tamanho são reduzidos a partículas menores através do processo de oxidação biológica, e dessa forma dando origem ao nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-); e desnitrificação, processo onde ocorre a redução do nitrato a N molecular. Destas formas, o NO_3^- é a forma preferencialmente absorvida pelas algas fitoplanctônicas.

Os fatores que influenciam as taxas de decomposição nas áreas alagáveis incluem a viabilidade de aceptores de elétrons, composição química dos substratos orgânicos, além dos fatores ambientais citados como sendo temperatura da água, pH e a própria disponibilidade de nutrientes (Reddy & D'Angelo, 1994). Devendo-se incluir nessa lista; a concentração de OD na coluna de água e o fator de oxi-redução, que contribuem para os processos de amonificação e nitrificação da matéria orgânica. Ainda segundo Reddy e D'Angelo (1994), a oxidação da matéria orgânica e redução de aceptores de elétrons podem resultar na liberação de NH_4^+ solúvel na coluna de água. Em lagos tropicais estratificados, como é o caso do lago Tupé, no hipolímnio geralmente há predominância do nitrogênio amoniacal sobre o NO_3^- . Dessa forma, pode-se dizer que há uma maior relação entre a concentração de NH_4^+ e a duração do processo de estratificação, do que entre o íon e a



produtividade do lago. No lago Tupé foi possível notar ao longo do período anual de variação do nível d'água o predomínio de NO_3^- nas camadas de água mais superficiais (epilímnio), onde há circulação incompleta de água (ver Fig. 7), em oposição a um acúmulo de NH_4^+ no hipolímnio, onde predominou a baixa concentração de oxigênio dissolvido. Houve também sazonalidade na distribuição vertical do N. A exemplo disso, durante os períodos de cheia notou-se menor concentração de NO_3^- no epilímnio. Isso pode ser explicado pelo fato de na cheia haver estratificação mais acentuada, isolando totalmente o epilímnio do fundo do lago, e dessa forma, o único estoque de NO_3^- presente nas camadas superficiais passa a ser quase totalmente assimilado pelo fitoplâncton. Nos períodos de seca, quando a saturação do oxigênio manteve-se diversas vezes entre 100% e 150% no epilímnio, apresentando inclusive maior saturação nas camadas de águas intermediárias, os teores de NO_3^- superam ao longo da coluna de água as concentrações de nitrogênio amoniacal, ao contrário do que normalmente é visto em lagos tropicais, quando nos períodos de seca os teores de $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ podem atingir valores elevados, mesmo no epilímnio, devido a redução dos níveis de OD. Essa tendência demonstra que em presença de alto potencial redox as formas nitrogenadas seguem preferencialmente a via de nitrificação a amonificação.

O principal reservatório natural de P são as rochas, que através do processo de intemperismo especialmente de minerais de fosfato de cálcio, lança sua forma iônica nos ecossistemas terrestres e aquáticos. Uma vez na coluna de água, o P passa a circular entre as plantas e animais até retornar à rocha matriz, pelo processo conhecido como litificação. Por sua capacidade de formar compostos solúveis em água, o P pode facilmente ser transportado pela ação das chuvas, dos solos e serapilheira para os corpos de água, causando a eutrofização do ambiente. Segundo Sharpley *et al.* (2002), o aumento de P nos ecossistemas aquáticos pode deteriorar a qualidade da água, visto que em elevadas concentrações este elemento estimula o crescimento de algas e acelera o processo de eutrofização. O desenvolvimento das algas em um espaço de tempo curto, conhecido como "bloom" de algas, seguido por um processo de decomposição das mesmas, causa a diminuição drástica dos níveis de oxigênio dissolvido na coluna de água, especialmente pelo consumo do oxigênio no processo de decomposição. A consequência desse fenômeno é a mortalidade de vários organismos aeróbios, especialmente peixes, como ocorre por exemplo nos lagos e lagoas costeiras de centros urbanos. O incremento de algas pode ser seguido do crescimento desordenado de macrófitas aquáticas e ambos contribuem para a redução da

transparência da água com o aumento concomitante das mesmas. A baixa transparência associada ao aumento de sólidos totais em suspensão dificulta a penetração de luz na coluna de água, reduzindo o processo de fotossíntese, o qual por sua vez causa a mortandade de mais algas, seguida da decomposição e redução ainda maior dos níveis de oxigênio no ecossistema. Esse processo se mantém atuante até que ocorra a redução definitiva dos níveis de nutrientes dissolvidos e o sistema retorne ao equilíbrio. Na maioria das vezes, entretanto, o P pode atuar como fator limitante do sistema, por agir diretamente na regulação do crescimento dos produtores primários da cadeia trófica.

Nas águas pretas da Amazônia os teores de nutrientes inorgânicos são sempre muito baixos. Estudos têm sugerido que existe uma sazonalidade associada à distribuição e concentração de P nos ecossistemas aquáticos (Pinheiro, 1996; Darwich *et al.*, 2001). Segundos esses autores, a concentração de P total é aproximadamente 11 vezes maior nas águas do rio Amazonas (águas brancas) do que nas do rio Negro (águas pretas). Isso é explicado pelo fato de nas águas brancas a alta carga de argilominerais, transportados na forma de material em suspensão, muitas vezes está associada ao P solúvel em água.

Mas, afinal, como se processa o fluxo de P sob as condições de variação do nível da água no lago Tupé? E qual o papel do pulso de inundação e dos

igarapés de floresta no fluxo do lago? (questionamentos nº2 e 3 da construção do modelo). Para se entender o processo é necessário saber que vários processos físicos, químicos e físico-químicos podem interferir no ciclo do P na coluna de água, especialmente na sua precipitação e mobilização, sendo que para as condições dos lagos de águas pretas da Amazônia se destacaram os seguintes fatores: a concentração de substâncias húmicas e dos íons ferro solúveis, temperatura, pH e teores de OD, além das condições geradas por estes no processo de oxidação-redução (potencial redox). As substâncias húmicas, representadas pelos ácidos húmico e fúlvico, formados a partir da decomposição do material vegetal da floresta, controlam os níveis do pH, que no lago Tupé oscilaram ao longo do período anual de variação do nível d'água, em média, entre 4,1 e 4,5, garantindo condições favoráveis de solubilização do íon ferroso (Fe_2^+) e de precipitação do íon férrico (Fe_3^+), que é solúvel somente em pH menor que 3. A temperatura, por sua vez, interfere diretamente no processo de estratificação física da coluna de água. Já o pH e o oxigênio dissolvido, têm forte influência na atividade iônica, especialmente em águas com características de baixa concentração de material em suspensão, como é o caso dos lagos de águas pretas. Ambos controlam o estado de oxidação dos íons ferro (Fe_2^+/Fe_3^+), que por sua vez, tem grande ação sobre a dinâmica do fosfato



no ambiente aquático. Como pode-se notar, trata-se de uma reação cíclica do tipo causa e efeito, onde as diversas variáveis envolvidas influenciam e são influenciadas pelos demais fatores.

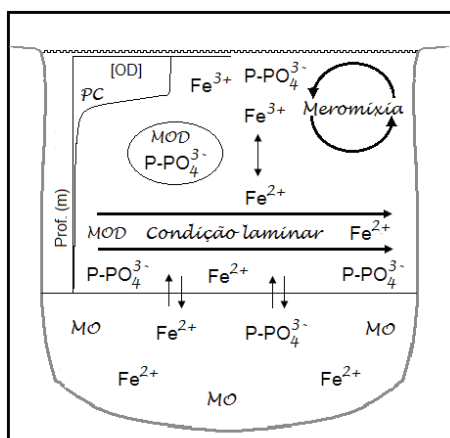
O processo se inicia quando o ferro, assim como o manganês, encontram-se presentes na coluna de água, seja na forma oxidada ou reduzida. O que irá controlar o processo de oxi-redução será justamente a ação das variáveis ambientais supracitadas: pH, OD e compostos orgânicos. Em águas pretas, e especialmente nas condições de meromixia determinadas para o lago Tupé, as condições de pH oscilando dentro da faixa de ligeiramente ácido a pouco ácido ($3,5 \leq \text{pH} \text{ lago} \leq 4,5$) e com baixas concentrações de oxigênio e potencial redox, favorecem a redução do Fe_3^+ (íon férrico) para o Fe_2^+ (íon ferroso), que é solúvel seja na forma iônica seja na forma de $\text{Fe}(\text{HCO}_3)_2$ (bicarbonato). Além disso, o íon ferroso pode também permanecer associado a substâncias húmicas, adsorvendo à molécula outros elementos iônicos. Uma vez não havendo oxidação do ferro [$\text{Fe}_2^+ \rightarrow \text{Fe}_3^+$], que nas condições de pH do lago Tupé precipitaria e/ou permaneceria complexado ao sedimento, e pelo fato das camadas mais profundas do lago permanecerem permanentemente com baixos teores de oxigênio, chegando inclusive a condição de anoxia, não é formada uma camada oxidativa na zona fronteira entre os compartimentos água e sedimento. Essa camada tem o

papel de reter o fósforo no sedimento enquanto houver condições oxidativas no hipolímnio. Nas águas continentais tropicais é comum ocorrer o fenômeno de adsorção seguido de deposição total do P, visto nessas águas haver, geralmente, maior concentração de íons Fe_3^+ do que P-PO_4^{3-} . Dessa forma, o Fe_3^+ acaba por adsorver para as partículas de hidróxido de ferro todo o P solúvel, transportando-o para o sedimento, que nestas condições apresenta uma coloração amarronzada, típica da presença de limonita. Nas águas pretas de lagos amazônicos, entretanto, a condição redutora é predominante em relação à condição oxidativa, especialmente nas camadas mais profundas da coluna de água, impedindo a oxidação do Fe_2^+ , que em associação aos compostos orgânicos dissolvidos mantém parte do P na água. Dessa forma, conclui-se que a precipitação/imobilização do fosfato e, sua consequente retirada dos processos metabólicos que regem a dinâmica dos ecossistemas aquáticos, não ocorre em grande magnitude no lago Tupé (Fig. 7), fenômeno esse que poderia se estender a todos os lagos de águas pretas meromíticos da Amazônia. A despeito da condição anaeróbia presente em lagos rasos amazônicos interferir no fluxo de nutrientes (questionamento nº4 da construção do modelo), passa então a ser respondida.

Mas, ainda ficam as seguintes dúvidas: como foi possível encontrar altas concentrações de

P total no sedimento do lago se o fosfato permanece em grande parte solúvel na coluna de água? De onde vem o aporte de P acumulado no sedimento? Uma das características mais marcante das áreas de várzea e igapó (áreas alagáveis) é o alto teor de matéria orgânica acumulada no solo e sedimento, que respondem pela alta produtividade nesses ecossistemas (Hammer & Bastian, 1989). Uma parte significativa desse material advém dos igarapés de floresta, que contribuem principalmente com nutrientes dissolvidos. Na descrição da área de estudo foi mencionado que grande parte dos solos que compõem as margens do lago é constituída por argila e silte, enriquecida com matéria orgânica proveniente da serapilheira produzida pela floresta. A serapilheira é fonte fundamental de fornecimento de nutrientes aos sistemas hídricos. A produção anual de serapilheira depende do tipo de vegetação e da sua resposta às variações sazonais, sendo que nas florestas Amazônicas e a variação do nível da água tem maior influência na produção do que a sazonalidade. Esse material vegetal é lixiviado e transportado pelas chuvas, bem como pelas águas do lago durante os períodos de cheia, indo compor o sedimento lacustre. Esse fato foi confirmado por Aprile *et al.* (2005) ao estudar aspectos da geoquímica e dinâmica sedimentar do lago Tupé. Dentre as principais propriedades do sedimento que o caracterizam

como um dos compartimentos mais importantes para as áreas alagáveis, está a sua capacidade de acumular matéria orgânica, de estocar nutrientes, especialmente o P, e atuar como matriz ativa em processos bioquímicos de transformação de substâncias (Stumm & Morgan, 1981; Whitaker *et al.*, 1995; Mitsch & Gosselink, 2000). A condição de sedimento rico em matéria orgânica e argila faz desse compartimento um fornecedor de P para a coluna de água em meio anaeróbio como é esquematizado na figura 7. Além disso, os sedimentos de áreas alagáveis têm grande importância como receptor e receptor de elétrons, especialmente para as formas nitrogenadas e fosfatadas. Nas tabelas 1 e 2 encontram-se os resultados da análise de matriz de correlação linear para o N e P e suas razões nos compartimentos água, solo com



PC = Perfil clinográfico MO = matéria orgânica
MOD = Matéria orgânica dissolvida

Figura 7: Dinâmica do P em meio anaeróbio em lagos de águas pretas da Amazônia.



serrapilheira e sedimento. Na tabela 1 estão os dados dos nutrientes de modo a identificar as correlações entre cada ambiente que compõe o ecossistema flúvio-lacustre (área do lago, igarapés de floresta e canal de conexão + rio Negro) e assim, responder ao seguinte questionamento: a composição de N e P do lago, no nível de compartimentos, apresenta maior correlação com os igarapés de floresta ou com o rio Negro? O resultado confirmou desta vez estatisticamente, a hipótese de que a via de transporte nutricional advém

tanto dos igarapés de floresta quanto do rio Negro (Conjunto 2 H₀) e não preferencialmente do rio (Conjunto 2 H₁). As correlações entre a área do lago (pontos ET1, ET5, ET7, ET9 e ET10) e os igarapés de floresta (pontos EI2, EI3, EI4, EI6 e EI8) sempre foram fortemente positivas, com r de Pearson acima de 0,84. Já algumas das correlações feitas entre o lago e o rio foram muito baixas, como foi o caso da correlação para N no compartimento solo/serapilheira ($r = 0,5681$) e no sedimento ($r = 0,1950$). Isso demonstra não haver uma significativa

Tabela 1: Análise de correlação de Pearson para o N e P evidenciando as relações entre os ambientes e os compartimentos que compõem o sistema flúvio-lacustre.

Compartimento	Ambiente	Lago x igarapés		Lago x rio Negro		Igarapés x rio Negro	
		r Pearson	p <	r Pearson	p <	r Pearson	p <
Água	N	0,8935	0,0001	0,7301	0,0001	0,8296	0,0001
	P	0,8943	0,0001	0,7325	0,0001	0,8305	0,0001
Solo/sera	N	0,8443	0,0001	0,5681	0,0001	0,7537	0,0001
	P	0,8915	0,0001	0,7242	0,0001	0,8258	0,0001
Sedimento	N	0,8889	0,0001	0,1950	0,0001	0,4319	0,0001
	P	0,8756	0,0001	0,6607	0,0286	0,7932	0,0001

Tabela 2: Matriz de correlação linear para N e P nos compartimentos do lago Tupé.

	Água			Solo/serapilheira			Sedimento		
	N _{tot}	P _{tot}	N:P	N _{tot}	P _{tot}	N:P	N _{tot}	P _{tot}	N:P
Água	N _{tot}	1,0000							
	P _{tot}	0,9521	1,0000						
	N:P	0,7441	0,6960	1,0000					
Solo/sera	N _{tot}	0,9418	0,9187	0,7637	1,0000				
	P _{tot}	0,8798	0,9021	0,7774	0,9708	1,0000			
	N:P	0,7746	0,8040	0,9304	0,8350	0,8550	1,0000		
Sedimento	N _{tot}	0,9244	0,8984	0,7508	0,9641	0,9359	0,8202	1,0000	
	P _{tot}	0,8543	0,8918	0,7041	0,9117	0,9254	0,8272	0,9678	1,0000
	N:P	0,7210	0,7374	0,9632	0,7680	0,8100	0,9540	0,7725	0,7611

Em negrito valores correlação $\geq 0,80$

contribuição de N por parte do rio para tais compartimentos. De fato, como já foi discutido, a estratificação do hipolimnio e as baixas concentrações de sólidos suspensos no rio Negro inviabilizam qualquer contribuição de nutrientes por parte deste para os sedimentos lacustres. Entre os igarapés e o rio a correlação mais evidente em termos de diferenciação também ficou por conta do compartimento sedimento, visto os sedimentos dos igarapés serem predominantemente lamosos (ricos em argila e matéria orgânica) enquanto os sedimentos do rio são do tipo arenosos, com pouco material orgânico asorvido.

A matriz de correlação linear para N e P apresentada na tabela 2 revela índices r de Pearson bastante elevados para o sistema flúvio-lacustre, estando a grande maioria dos valores acima de 0,80. Essa forte correlação positiva entre os elementos N e P e suas respectivas razões, demonstra que o fluxo desses nutrientes no ecossistema encontra-se estável, no qual cada compartimento atua e interage com os demais. Ressalta-se aqui a correlação apresentada para o N total entre os compartimentos água e solo/serapilheira ($r = 0,9418$) e solo e sedimento ($r = 0,9641$). Essa alta correlação sugere um fluxo de N preferencial entre o solo/serapilheira e a água seguido de uma sedimentação do elemento no sedimento.

Modelo de Fluxo

Aprile & Siqueira (2009) definiram que o pulso de inundação

contribui para a distribuição dos nutrientes nos lagos de águas pretas amazônicas (equação 1 modificada). Entretanto, a partir dos resultados desta pesquisa, foi possível notar que a contribuição do pulso para o lago Tupé é limitada às camadas superficiais de água, especialmente no que se refere ao oxigênio e ao aporte de N e P, e não para todo o sistema, devido à estratificação permanente do lago. Assim, deve-se entender o escoamento fluvial (V_f), apresentado na equação, como uma força preferencialmente direcionada ao epilimnio, que pode neste caso, trazer frações de N e P durante a enchente e cheia, que serão consumidas pelas comunidades planctônicas do lago.

Nesta modelagem foi sugerido que no epilimnio atuam forças preferencialmente não conservativas ($V_e B_e$), visto OD e temperatura oscilarem tanto diariamente (24h) quanto sazonalmente; enquanto que no hipolimnio predominariam forças conservativas ($V_h S_h$), uma vez que o mesmo encontra-se permanentemente estratificado (perfil clinogrado) e anóxico (ou em baixíssimos níveis de OD), servindo como zona receptora de nutrientes oriundos do compartimento sedimento. Também foi sugerido que o aporte nutricional alóctone do solo, em especial pela contribuição da serapilheira, é não conservativo ($V_{sp} B_{sp}$), visto que as chuvas que causam a lixiviação são sazonais.

A interpretação dos modelos de fluxo de nutrientes N e P levou



em consideração: os conceitos de ecossistema e estrutura e dinâmica trófica; a lei da conservação de massa; lei do mínimo de Leibig e os fundamentos das leis da termodinâmica. Assim, tendo por base o modelo desenvolvido por Aprile & Siqueira (2009) para P total, foram redefinidas as forças relacionadas ao fluxo e afluxo de N e P entre os compartimentos associados, a partir da interferência das variáveis ambientais temperatura, pH, OD e

potencial redox. Foram ainda indicados no modelo as vias de assimilação e liberação de nutrientes por parte da biota (V_bS_b), que uma vez considerando a lei de conservação de massa e lei do mínimo, passará pelo processo de aumento da biomassa (assimilação) seguido da senescência, com liberação dos nutrientes de volta ao sistema. Assim tem-se que a taxa de variação do escoamento fluvial de nutrientes é dado por:

$$\frac{dV}{dt} = \sum_{i=1}^{\infty} V_{in} - \sum_{i=1}^{\infty} V_{out} \Rightarrow$$

$$\frac{d(V_i S_i)}{dt} = (V_{f1} S_{f1} + V_{in} S_{in}) - (V_{f2} S_{f2} + V_{out} S_{out})$$

onde: V_f = fluxo de escoamento fluvial (1 = entrada, 2 = saída); V_{in} = fluxo de entrada compartimental contínuo do solo e sedimento; V_{out} = fluxo de saída compartimental contínuo do solo e sedimento; S = carga de nutrientes em fluxo

A inclusão das vias conservativas do tipo sedimentar (s), hipolímnio (h) e biológica (b) no modelo resulta em:

$$\frac{d(V_i S_i)}{dt} = (V_{f1} S_{f1} + V_{sin} S_{sin} + V_{hin} S_{hin} + V_{bin} S_{bin}) - (V_{f2} S_{f2} + V_{sout} S_{sout} + V_{hout} S_{hout} + V_{bout} S_{bout})$$

Concomitante às forças conservativas, atuam no sistema mecanismos de transporte, assimilação e liberação/decomposição não constantes, como a lixiviação dos solos e serapilheira ($V_{sp}B_{sp}$), que dependem da ação das chuvas; e as variações ocorridas no epilímnio (V_eB_e) pelas variações da intensidade de luz e chuva, que por sua vez alteram

as concentrações de temperatura e OD nessa camada de água. Na prática, parte dos elementos nutricionais pode ficar estocada por tempo indeterminado nos chamados compartimentos estoques, como é o caso do sedimento, sendo que sua liberação para a coluna de água depende das variáveis ambientais. Assim, têm-se as variações não conservativas (B):

$$\frac{d(VB)}{dt} = \sum_{i=1}^{\infty} (V_{in}B_{in} - V_{out}B_{out}) + \Delta B \Rightarrow$$

$$V \frac{dB}{dt} + B \frac{dV}{dt} = \sum_{i=1}^{\infty} (V_{in}B_{in} - V_{out}B_{out}) + \Delta B$$

Inserindo-se as equações 1 e 2 de estado conservativo na equação 3 de estado não conservativos, tem-se:

$$V \frac{dB}{dt} + B[(V_{f1}S_{f1} + V_{in}S_{in}) - (V_{f2}S_{f2} + V_{out}S_{out})] =$$

$$(V_{ein}B_{ein} + V_{spin}B_{spin}) - (V_{eout}B_{eout} + V_{spout}B_{spout}) + \Delta B \Rightarrow$$

$$V \frac{dB}{dt} + B[(V_{f1}S_{f1} + V_{sin}S_{sin} + V_{hin}S_{hin} + V_{bin}S_{bin}) -$$

$$(V_{f2}S_{f2} + V_{sout}S_{sout} + V_{hout}S_{hout} + V_{bout}S_{bout})] =$$

$$(V_{ein}B_{ein} + V_{spin}B_{spin}) - (V_{eout}B_{eout} + V_{spout}B_{spout}) + \Delta B \Rightarrow$$

Considerando-se que: 1) os fluxos de entrada (in) e saída (out), ora definidos como in = 1 e out = 2, para o fluxo de escoamento fluvial (V_f) são constantes e, 2) que a diferença entre a variável de entrada e saída de cada componente resulta na sua variação, definida aqui pelo símbolo (Δ), sem sinal, tem-se:

$$V \frac{dB}{dt} = K[(\Delta V_s B_s + \Delta V_{sp} B_{sp} + \Delta B) - B(\Delta V_s S_s + \Delta V_h S_h)] \Rightarrow$$

$$\text{eq. do tipo } \frac{d(AB)}{dt} = K(a - b) \quad \therefore$$

$$B(t) = [(\Delta V_s B_s + \Delta V_{sp} B_{sp} + \Delta B)(1 - e^{-\left(\frac{k}{V}\right)t})]$$

$$[B(\Delta V_s S_s + \Delta V_h S_h)(e^{-\left(\frac{k}{V}\right)t})]$$

Na equação 4 mostra que o fluxo de N e P nos ecossistemas flúvio-lacustres de águas pretas amazônicas, cujo padrão de circulação da água seja do tipo meromítico, depende da variação das cargas de entrada e saída dos compartimentos sedimento e solo com serapilheira, bem como das condições físicas, químicas e físico-químicas do hipolímio. A equação demonstra ainda haver uma via não conservativa (V_B) para os compartimentos sedimento e solo com serapilheira e, uma via conservativa (V_S) para os compartimentos sedimento e hipolímio. Com base na equação 4 foi elaborado o modelo de fluxo geral

para os elementos N e P (Fig. 8). Foi incluída a componente precipitação ao modelo, devido a sua existência no sistema, no entanto, a mesma não foi computada para se definir o grau de sua contribuição. Considerando especialmente a condição do P em função da variação dos teores de oxigênio, pH, da concentração de íons ferro e da presença de substâncias húmicas no ecossistema flúvio-lacustre, foi elaborado um modelo de fluxo (Fig. 9) especialmente para este, procurando explicar as vias de fluxo e o papel crucial da anoxia no hipolímio para manter a liberação de fosfato ao ecossistema.

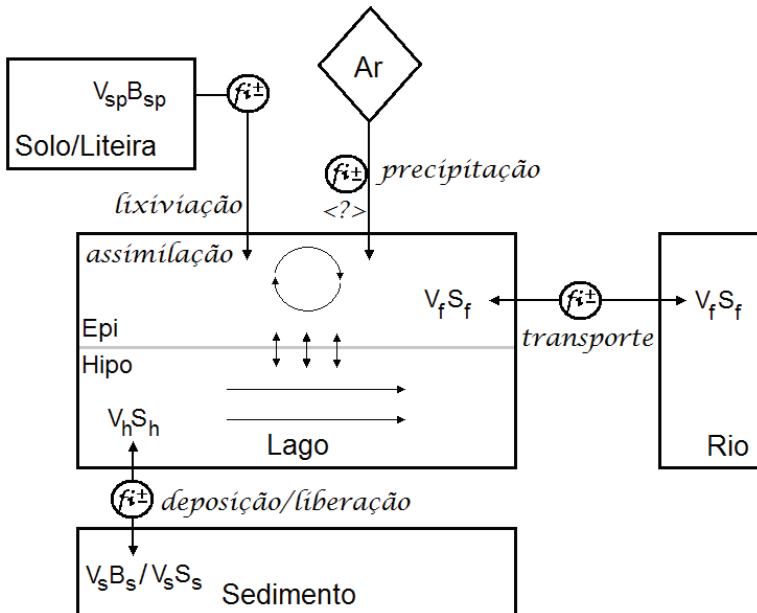


Figura 8: Modelo de fluxo de nutrientes N e P para os compartimentos de um lago de águas pretas amazônico com características de estratificação (modificado de Aprile Et Siqueira, 2009).

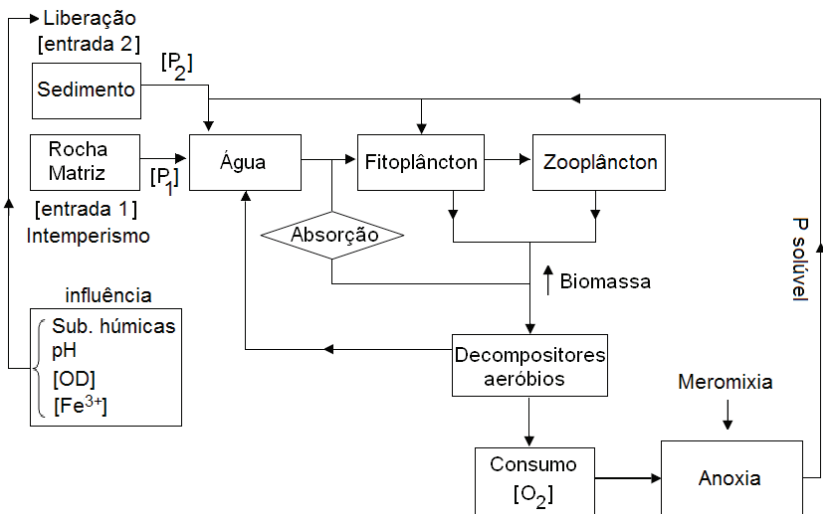


Figura 9: Modelo de fluxo de P e suas vias e componentes de liberação ao sistema

Agradecimentos

Os autores estendem seus agradecimentos ao Coordenador do Projeto Biotupé, Prof. Dr. Edinaldo Nelson dos Santos-Silva do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), bem como a seus alunos e associados, pelo convite a produção deste trabalho em comemoração aos dez anos do Projeto Biotupé, e pelo auxílio prestado nas amostragens e medições de campo no referido lago.

Referências bibliográficas

APHA/AWWA/WEF. 2005. Standard methods for examination of water and wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation. 21st ed., Washington, USA, 4358 p.

APRILE, F.M. Et BIANCHINI Jr, I. 2003. Adequação Metodológica para Determinação de Nitrogênio Orgânico Total em Macrófitas Aquáticas e Sedimentos. Revista Brasileira de Biociências. v.8, pp.49 - 56.

APRILE, F.M. Et BIANCHINI Jr, I. 2003. Adequação Metodológica para Determinação de Fósforo Total em Macrófitas Aquáticas e Sedimentos. Revista Brasileira de Biociências. 8, pp. 57 - 64.

APRILE, F.M. Et DARWICH, A.J. 2005. Modelos Geomorfológicos para o Lago Tupé In: SANTOS-SILVA, E.N.; APRILE, F.M.; SCUDELLER, V.V.; MELO,S. Biotupé: Meio físico, diversidade biológica e sociocultural do Baixo rio Negro, Amazônia Central. Manaus, AM: Editora INPA, pp. 03-17.



- APRILE, F.M.; DARWICH, A.J.; RAPOSO, J.C.P. 2005. Considerações sobre a Geoquímica e Dinâmica Sedimentar do Lago Tupé In: SANTOS-SILVA, E.N.; APRILE, F.M.; SCUDELLER, V.V.; MELO,S. Biotupé: Meio físico, diversidade biológica e sociocultural do Baixo rio Negro, Amazônia Central. Manaus, AM: Editora INPA, pp. 69-83.
- APRILE, F.M. & SIQUEIRA, G.W. 2009. Modelo de fluxo de fósforo total para o sistema hidrogeológico da Bacia do Lago Tupé, Amazônia Central In: SANTOS-SILVA, E.N.; APRILE, F.M.; SCUDELLER, V.V.; MELO,S. Biotupé: Meio Físico, Diversidade Biológica e Sociocultural do Baixo Rio Negro, Amazônia Central. Vol.2, Manaus, AM: UEA Edições, pp. 19-34.
- CARMOUZE, J.P. 1994. O metabolismo dos ecossistemas aquáticos. Fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas. São Paulo: Editora Edgard Blucher/FAPESP, 254 p.
- DARWICH, A.J.; APRILE, F.M. & ROBERTSON, B.A. 2003 Estratificação térmica em um lago de água preta amazônico: uma questão equatorial. IX Congresso Brasileiro de Limnologia - CBL 2003. Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF. Juiz de Fora (MG), 20-25.julho. CD-ROM, nº.39.
- DARWICH, A.J.; APRILE, F.M.; ROBERTSON, B.A. 2005a. Variáveis limnológicas: contribuição ao estudo espaço-temporal de águas pretas amazônicas In: SANTOS-SILVA, E.N.; APRILE, F.M.; SCUDELLER, V.V.; MELO,S. Biotupé: Meio físico, diversidade biológica e sociocultural do Baixo rio Negro, Amazônia Central. Manaus, AM: Editora INPA, pp. 19-33.
- DARWICH, A.J.; APRILE, F.M.; ROBERTSON, B.A. & ALVES, L.F. 2005b. Limnologia do Lago Tupé: dinâmica espaço-temporal do oxigênio dissolvido In: SANTOS-SILVA, E.N.; APRILE, F.M.; SCUDELLER, V.V.; MELO,S. Biotupé: Meio físico, diversidade biológica e sociocultural do Baixo rio Negro, Amazônia Central. Manaus, AM: Editora INPA, pp. 35-68.
- DARWICH, A.; KERN, J.; ROBERTSON, B. & SOUZA, E.O. 2001. Decomposition of *Echinochloa polystachya* and its contribution to nutrient cycling in a Central Amazonian floodplain lake. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 27 (Part 5):2611-2614.
- GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S. & OHNSTAD, M.A. 1978. Methods for physical and chemical analysis of fresh waters. 2nd ed. IBP Handbook, nº 8. Blackwell Scientific Publications, Oxford, Edinburgh-London-Melbourne, 214 p.
- HAMMER, D.A.; BASTIAN, R.K. 1989. Wetlands ecosystems: natural water purifiers? In: HAMMER, D.A.; BASTIAN, R.K. Constructed wetlands for waster treatment: municipal, industrial and agricultural. Michigan: Lewis Publishers, pp.5-19.
- JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.& SPARKS, R.E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 106: 110-227.
- MACKERETH, F.J.H.; HERON, J. & TALLING, J.F. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. *Freshwater*

- Biological Association, Scientific Publication nº8, Windermere Laboratory, Cumbria, 121 p.
- MAKI, D.P. & THOMPSON, H. 1973. Mathematical models and applications. Englewood Cliffs: Prentice-Hall.
- MITSCH, W.J. & GOSSELINK, J.G. 2000. Wetlands. New York: Van Nostrand Reinhold, 4rd ed., 920p.
- NEIFF, J.J. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. Caracas: Interciência, 15 (6): 424-441.
- PATTEN, B.C. 1971. System analysis and simulation in ecology. New York: Academic Press, v.I, 264p.
- PINHEIRO, P. R. de C. 1996. Fracionamento, caracterização e dinâmica do fósforo dissolvido em alguns ambientes aquáticos na Amazônia. Tese de doutorado. Programa de Pós-Graduação em Biologia de Água Doce e Pesca Interior-INPA/UFAM, Manaus. 121p.
- REDDY, K.R. & D'ANGELO, E.M. 1994. Soil processes regulating water quality in wetlands. In: MITSCH, W.J. (Ed.). Global wetlands: Old World and New. New York: Van Nostrand Reinhold, pp.309-324.
- SCUDELLER, V.V.; APRILE, F.M.; MELO, S. & SANTOS-SILVA, E.N. dos. 2005. Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Tupé: características gerais In: SANTOS-SILVA, E.N.; APRILE, F.M.; SCUDELLER, V.V.; MELO,S. Biotupé: Meio físico, diversidade biológica e sociocultural do Baixo rio Negro, Amazônia Central. Manaus, AM: Editora INPA, pp. XI-XXI.
- SHARPLEY, N.A.; SMITH, S.J. & NANEY, J.W. 2002. Environmental impact of agricultural nitrogen and phosphorus use. J. Agric. Food Chem., 35:815-817.
- STUMM, W. & MORGAN, J. 2000. Aquatic chemistry: an intr WETZEL, R.G.; LIKENS, G.E. Limnological Analysis. W.B. Saunders, Co. Philadelphia, 357 p.
- WHITAKER, V.A.; MATVIENKO, B.; TUNDISI, J.G. 1995. Spatial heterogeneity of physical and chemical conditions in a tropical reservoir wetland. Lakes & Reservoirs: Research and Management, 1: 169-175.