



UNIVERSIDADE FEDERAL DE RONDÔNIA
CAMPUS DE JI-PARANÁ
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL



CLÁUDIA DOS SANTOS CORRÊA

FLUXO DIFUSIVO DE CO₂ NA FOZ DO RIO URUPÁ - RO

Ji-Paraná

2016

CLÁUDIA DOS SANTOS CORRÊA

FLUXO DIFUSIVO DE CO₂ NA FOZ DO RIO URUPÁ - RO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Departamento de Engenharia Ambiental, Fundação Universidade Federal de Rondônia, *Campus* de Ji-Paraná, como parte dos requisitos para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Beatriz Machado Gomes

Ji-Paraná

2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Biblioteca Setorial - UNIR/Campus de Ji-Paraná

C824f
2016

Corrêa, Cláudia dos Santos.

Fluxo difusivo de CO₂ na foz do Rio Urupá. / Cláudia dos Santos
Corrêa Orlando; orientador, Beatriz Machado Gomes. -- Ji-Paraná, 2016
58, p. : 30 cm

Trabalho de conclusão de Curso Bacharel em Engenharia
Ambiental. – Universidade Federal de Rondônia, 2016

Inclui referências

1. Parâmetros físico-químicos. 2. Sistemas fluviais.
3. Ciclagem de carbono. I. Gomes, Beatriz Machado. II. Universidade
Federal de Rondônia. III. Título

CDU 631.427



UNIVERSIDADE FEDERAL DE RONDÔNIA
CAMPUS DE JI-PARANÁ
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL



TÍTULO: FLUXO DIFUSIVO DE CO₂ NA FOZ DO RIO URUPÁ - RO.

AUTOR: CLÁUDIA DOS SANTOS CORRÊA

O presente Trabalho de Conclusão de Curso foi defendido como parte dos requisitos para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental e aprovado pelo Departamento de Engenharia Ambiental, Fundação Universidade Federal de Rondônia, Campus de Ji-Paraná, no dia 06 de Dezembro de 2016.

Prof.ª Dra. Beatriz Machado Gomes (Orientadora)
Fundação Universidade Federal de Rondônia

Prof.ª Dr.ª Nara Luisa Reis de Andrade
Fundação Universidade Federal de Rondônia

Prof. Msc. Marcos Leandro Alves Nunes
Fundação Universidade Federal de Rondônia

Ji-Paraná, 06 de Dezembro de 2016.

*Aos meus pais, Antônio e Marinalda, pelo incentivo,
dedico.*

*“Que darei ao Senhor, por todos os benefícios
que me tem feito?”.*

Salmos 116:12

AGRADECIMENTOS

À Deus, Rei dos reis e Senhor da minha vida.

Aos meus pais, Antônio e Marinalda, irmãos Flaviano e Elaine, e sobrinhos Lucas, Luiz e Giovanna, pelas broncas, amor, zelo e incentivo, os quais me ensinam todos os dias o valor da palavra família.

À minha orientadora, Beatriz Machado Gomes, que com paciência e imprescindível dedicação, me conduziu até a defesa deste trabalho.

Aos técnicos de laboratório, Aurelino e Gleiceane, os quais me auxiliaram, dando suporte em campo e no laboratório, durante todas as coletas.

Ao companheiro de pesquisa Thandy Junio, pela parceria e auxílio.

À Samara Paula e Henrick Schiavon, não só por me ajudarem nas coletas e no laboratório, mas por serem amigos, suporte e irmãos em Cristo Jesus.

À Bárbara, Naara, Daniella e Maxlânia, as quais são chicletes que quero levar pra vida toda..rsrsrr.

À Jayne, Lucas Joahay, Guilherme, Tharcysio, Rafaela, Patrícia, Rosemary, Gutieres e Camila, pelos conselhos.

Aos colegas do Misut, e à Caryne, coordenadora do movimento, pelo lindo trabalho de ação social, do qual pude fazer parte.

Aos professores Alex Mota e Renata Gonçalves, os quais me incentivaram a permanecer no curso, ao dizer que Engenharia também tem espaço pra quem só sabe escrever (Obs. É o que eu faço de melhor...rsrs).

À Corporação de Bombeiros Militares de Ji-Paraná, pelo apoio logístico nas coletas.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pelo fomento à esta pesquisa.

À todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a produção deste trabalho e, sobretudo, minha formação como pessoa.

Obrigada.

RESUMO

Os sistemas fluviais desempenham papel fundamental na ciclagem continental de carbono, uma vez que são fontes naturais de gases de efeito estufa. Alguns estudos realizados em rios da bacia Amazônica têm demonstrado significativa contribuição destes ambientes na concentração de CO₂ atmosférico. No entanto, ainda são raras as pesquisas sobre o comportamento de corpos hídricos de pequeno e médio porte na dinâmica desse gás. O presente estudo objetivou quantificar o fluxo de CO₂ na interface água-atmosfera do rio Urupá, bem como verificar sua variação sazonal e relação com os parâmetros físico-químicos da água. A pesquisa foi desenvolvida em um trecho do rio, localizado 1000 metros acima de sua foz no rio Machado, no perímetro urbano de Ji-Paraná – RO. A quantificação do fluxo foi realizada através da metodologia da câmara flutuante, acoplada a um analisador de CO₂ por infravermelho (IRGA). Os parâmetros físico-químicos estudados foram temperatura, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, pH, alcalinidade, transparência e turbidez. Os registros referentes à vazão foram obtidos no banco de dados da ANA, sendo adotada uma série histórica de 10 anos (2006 – 2016). Observou-se o comportamento do rio de acordo com o ano hidrológico; vazante (abril a junho), seca (julho a setembro), enchente (outubro a dezembro), cheia (janeiro a março). Os resultados obtidos para o fluxo de CO₂ demonstraram um comportamento diferenciado do rio quanto a evasão do gás, se comparado a bibliografia estudada, uma vez que os picos de emissão de CO₂ referem-se aos períodos de seca ($1544,33 \pm 147,54$) e enchente ($1061 \pm 186,39$), enquanto os menores valores foram observados para a cheia ($1035 \pm 77,87$) e vazante ($864,94 \pm 330,99$), considerando uma maior variabilidade dos dados para este último. O fluxo apresentou forte e negativa correlação com a série histórica de vazão, evidenciado pela evasão de CO₂ não acompanhar os pulsos de inundação e esvaziamento do rio. As variáveis oxigênio dissolvido, pH, alcalinidade e condutividade elétrica apresentaram correlação positiva com fluxo, ao passo que a turbidez apresentou correlação negativa. Não há indícios de que os dados de temperatura e transparência (profundidade de Secchi) estejam correlacionados ao fluxo de CO₂. Os resultados evidenciaram que o rio Urupá tem característica de evasão de CO₂ para atmosfera, confirmando a importância do meio aquático para a questão da ciclagem do carbono e, sugerindo a continuação dos estudos a fim de melhor compreender o comportamento biogeoquímico do rio.

Palavras-chave: Fluxo de CO₂. Vazão. Parâmetros físico-químicos. Sistemas fluviais.

ABSTRACT

River systems play a key role in continental carbon cycling, since they are natural sources of greenhouse gases. Some studies in rivers of the Amazon basin have demonstrated a significant contribution of these atmospheres in atmospheric CO₂ concentration. However, research on the behavior of small and medium-sized water bodies in the dynamics of this gas is still rare. The present study aimed at quantifying the CO₂ flux at the Urupá water - atmosphere interface, as well as verifying its seasonal variation and relation with the physical - chemical parameters of the water. The research was developed in a section of the river, located 1000 meters above its mouth in the river Machado, in the urban perimeter of Ji-Paraná - RO. The flow quantification was performed using the floating chamber methodology, coupled to an infrared CO₂ analyzer (IRGA). The physical-chemical parameters studied were temperature, electrical conductivity, dissolved oxygen, pH, alkalinity, transparency and turbidity. The flow records were obtained from the ANA database, with a historical series of 10 years (2006 - 2016) being adopted. The behavior of the river was observed according to the hydrological year; (April to June), dry (July to September), flood (October to December), full (January to March). The results obtained for the CO₂ flow showed a differentiated behavior of the river, since the gas emission peaks refer to the periods of drought (1544,33 + 147,54) and flood (1061 + 186,39), While the lowest values were observed for the flood (1035 + 77.87) and ebb (864.94 + 330.99), considering a greater variability of the data for the latter. The flow showed a strong and negative correlation with the historical series of flow, evidenced by the avoidance of CO₂ not to accompany the flood pulses and emptying of the river. The variables dissolved oxygen, pH, alkalinity and electrical conductivity showed a positive correlation with flow, whereas turbidity showed negative correlation. There is no evidence that the temperature and transparency data (Secchi depth) are correlated with the CO₂ flux. The results showed that the Urupá river has a CO₂ evasion characteristic for the atmosphere, confirming the importance of the aquatic environment for the carbon cycling question and suggesting the continuation of the studies in order to better understand the biogeochemical behavior of the river.

Keywords: CO₂ flow. Flow rate. Physics-chemical parameters. River systems.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema de mecanismo de troca gasosa na interface ar-água.....	22
Figura 2 - Localização da área de estudo.....	25
Figura 3 – Amostragem de CO ₂ no sistema de câmara flutuante.....	27
Figura 4 - Gráfico obtido através da metodologia de câmara flutuante.....	28
Figura 5 - Vazão média mensal do rio Urupá.....	30
Figura 6 - Condutividade elétrica.....	32
Figura 7 - Oxigênio dissolvido.....	34
Figura 8 - Relação entre oxigênio dissolvido e média histórica de vazão.....	35
Figura 9 - pH e Alcalinidade.....	36
Figura 10 - Profundidade de Secchi e turbidez.....	39
Figura 11 - Relação entre Turbidez (NTU) e Profundidade de Secchi (m).....	39
Figura 12 – <i>Box-plot</i> fluxo de CO ₂ na interface água-atmosfera.....	40
Figura 13 – Relação entre o fluxo de CO ₂ e a média histórica de vazão.....	41
Figura 14 - Relação entre o fluxo de CO ₂ e oxigênio dissolvido.....	44
Figura 15 - Relação entre o fluxo de CO ₂ e condutividade elétrica.....	45

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Profundidade de Secchi e Zona Eufótica (Zeu) para os períodos estudados.....	37
Tabela 2 - Correlação de parâmetros estudados com fluxo de CO ₂	42

LISTA DE ABREVIATURAS

ANA – Agência Nacional de Águas

C – Carbono

CE – Condutividade elétrica

CO₂ – Dióxido de carbono

CH₄ – Metano

CID – Carbono Inorgânico Dissolvido

CIP – Carbono Inorgânico Particulado

COD – Carbono Orgânico Dissolvido

COP – Carbono Orgânico Particulado

CO₃²⁻ - Bicarbonato

GEE – Gás de Efeito Estufa

IPCC – Painel Intergovernamental de Mudanças do Clima

IRGA – Analisador de CO₂ por infravermelho

k – Velocidade de transferência gasosa

HCO₃ - Bicarbonato

MO – Matéria orgânica

N - Nitrogênio

N₂O – Óxido Nitroso

OD – Oxigênio Dissolvido

pCO₂ – Pressão parcial de CO₂

P - Fósforo

pH – Potencial hidrogeniônico

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	15
1 REFERENCIAL TEÓRICO	17
1.1 COMPONENTES ATMOSFÉRICOS	17
1.2 DIÓXIDO DE CARBONO	18
1.2.1 Efeito estufa	19
1.3 CICLAGEM DE CARBONO.....	20
1.4 CARBONO NOS ECOSSISTEMAS FLUVIAIS	22
1.4.1 Processo de trocas gasosas e fluxo difusivo de CO ₂	23
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	25
2.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	25
2.1 MÉTODOS AMOSTRAIS	28
2.1.1 Parâmetros físico-químicos	28
2.1.2 Fluxo de CO ₂	28
2.1.3 Dados Fluviométricos.....	30
2.2 ANÁLISE DOS DADOS	31
3 RESULTADOS E DISCUSSÕES	31
3.1 CARACTERIZAÇÃO DO REGIME FLUVIOMÉTRICO.....	31
3.2 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA	33
3.2.1 Temperatura	33
3.2.2 Condutividade Elétrica	33
3.2.3 Oxigênio Dissolvido	35
3.2.4 pH e Alcalinidade	37
3.2.5 Transparência e Turbidez	39
3.3 FLUXO DE CO ₂	42
3.3.1 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS NA DINÂMICA DO FLUXO DE CO ₂	44
CONSIDERAÇÕES FINAIS	49
REFERÊNCIAS	50

INTRODUÇÃO

O aumento da concentração de CO₂ atmosférico, de 280 ppm (partes por milhão) no início da era industrial, para 379 ppm, em 2005 (IPCC, 2007; STOCKER et al., 2013) tem despertado intensas discussões acerca das implicações deste processo na dinâmica do planeta, resultando nas variações climáticas globais. Partindo dessa máxima, Rasera (2010) aponta que a quantificação dos reservatórios de carbono e a determinação dos fatores que controlam os processos de trocas entre estes ambientes e a atmosfera são essenciais para compreensão do ciclo de carbono no planeta.

As redes fluviais, vistas inicialmente como componentes menores no ciclo global de carbono (RICHEY et al., 2009; BRITO, 2013), passaram a ser consideradas como meios diretos de trocas de CO₂ entre os ecossistemas terrestres e a atmosfera. Cole et al (2007) e Richey et al (2009) relatam que tais ambientes podem apresentar diferentes papéis no fluxo global de carbono, em função da magnitude da atividade autotrófica (produtividade primária líquida ecossistêmica) e heterotrófica (respiração ecossistêmica), com estimativas de evasão superiores a 2 Pg C ano⁻¹ (REYMOND et al., 2013).

Conforme Richey et al (2002) e Gomes (2009), estima-se que somente a bacia Amazônica, extensa rede de drenagem, com 7.050.000 Km², seja responsável pela evasão atmosférica anual de 470 Tg C, concentração 13 vezes maior do que a transportada para o oceano. Desse montante de carbono emitido, cerca de 80% foi fixado originalmente em terra e ao longo das margens dos rios, e transportado para o interior dos sistemas fluviais através do escoamento superficial, e outros 20% referem-se ao carbono de origem aquática (PINTO, 2015). Tais resultados contradizem a ideia de rios como meros transportadores passivos de carbono, apontando esses ecossistemas como fortes emissores de CO₂ para atmosfera. (WARD et al., 2013).

Diante do exposto, surge a necessidade de se aprimorarem os estudos sobre o fluxo de CO₂ na interface água-ar, os quais não devem ser baseados em medidas feitas apenas nas

desembocaduras dos principais tributários, mas devem considerar também bacias de menor vazão e rios de pequeno e médio porte (SOUZA, 2013). Salientando a influência das variações sazonais no comportamento dos rios, de modo a fornecer dados essenciais para compreensão e preenchimento de lacunas científicas sobre os mecanismos de funcionamento dos ecossistemas aquáticos tropicais.

Considerando a importância de pesquisas que auxiliam na elucidação do papel dos rios no balanço regional e global de carbono, assim como os mecanismos de regulação desse processo, o objetivo deste trabalho foi quantificar o fluxo de CO₂ na interface ar-água no rio Urupá, bem como verificar sua variação sazonal e relação com os parâmetros físico - químicos da água.

O estudo foi desenvolvido atendendo os seguintes objetivos específicos:

- a) Analisar os parâmetros físico-químicos da água, correlacionando com a troca gasosa entre o corpo hídrico e a atmosfera;
- b) Identificar a influência da variação sazonal e comportamento fluviométrico do rio na emissão de carbono.

1 REFERENCIAL TEÓRICO

1.1 COMPONENTES ATMOSFÉRICOS

O planeta Terra apresenta peculiaridades que o torna diferente dos demais planetas do sistema solar. A atmosfera terrestre, por sua composição e estrutura, interage simultaneamente com a radiação solar e a superfície terrestre estabelecendo um sistema de trocas energéticas que explica muitos fenômenos que afetam a vida no planeta (TOLENTINO & ROCHA-FILHO, 1998).

A atmosfera terrestre é composta por materiais particulados (sólidos e líquidos), vapor d'água, gases-traços, além dos principais constituintes do ar; Nitrogênio (78,08%), Oxigênio (20,95%) e Argônio (0,934%). Schimer e Lisboa (2008) apontam que as principais espécies químicas presentes na atmosfera são os óxidos inorgânicos; como o monóxido de carbono (CO) e dióxido de carbono (CO₂), as espécies fotoquimicamente ativas; como o óxido nitroso (N₂O) e formaldeído (CH₂O), bem como os ácidos, bases, sais e os radicais livres.

Na atmosfera, a maior parte dos gases traço, incluindo o CO₂, N₂O, metano (CH₄), e os halocarbonetos possuem significativo efeito no balanço de radiação (SCHLAGER et al., 2012). A radiação proveniente do sol é composta por ondas curtas (de 0,15 a 4,0 μm) (AYOADE, 2001), sendo que a radiação incidente sobre a superfície depende da nebulosidade, das partículas e dos gases supracitados.

Ao contrário do que se pensa, a distribuição dos gases na atmosfera não é estratificada. O que ocorre é uma progressiva rarefação do ar, sendo que até, aproximadamente, 100 km de altitude, a proporção de mistura de gases é constante e a difusão é essencialmente turbulenta (KIRCHHOF, 1991). Conforme Raven et al (1995) e Mozeto (2001), a estrutura da atmosfera pode ser definida de acordo com o perfil vertical de pressão e temperatura, sendo classificada em cinco camadas; troposfera, estratosfera, mesosfera, termosfera e exosfera.

A troposfera é a camada que se estende desde a superfície até cerca de 15 km de altitude, e seu estudo é fundamental, visto que a maior concentração dos gases se dá nessa estrutura. A espessura dessa camada varia conforme a latitude, sendo menos espessa nos polos (BERBERAN & SANTOS, 2008), contendo cerca de 85% da massa de toda a atmosfera (BAIRD, 1998).

Na troposfera a temperatura decresce à taxa de 6,5 °C/Km com a altitude, e tal comportamento contribui para a dispersão dos gases. No entanto, fenômenos de inversão térmica acionados por processos naturais ou antrópicos podem agir sobre o gradiente térmico,

invertendo-o e dificultando a dispersão dos poluentes (CASTRO, 2015). Este autor ainda aponta que a maior parcela de poluentes se concentra nessa camada, fato ocasionado devido ao contato direto com a superfície.

1.2 DIÓXIDO DE CARBONO

O dióxido de carbono é considerado um gás-traço na atmosfera em virtude de sua baixa concentração, sendo menor que a do oxigênio e o nitrogênio. O processo natural de emissão de CO₂ se dá em decorrência dos ciclos tectônicos, vulcânicos e metamórficos (TARDY, 1997) e, a absorção deste gás pelo ambiente terrestre ocorre por processos físicos e biológicos.

Martins et al (2003), relatam que os reservatórios de CO₂ na atmosfera, litosfera e oceanos são enormes e que os fluxos entre estes compartimentos são bidirecionais, destacando que as trocas de CO₂ entre a biosfera terrestre e a atmosfera ocorre, principalmente, através da fotossíntese e respiração das plantas. O autor destaca ainda que parte do CO₂ resultante deste último processo corresponde a biomassa armazenada nas folhas, caules e raízes dos produtores primários que ao ser consumida por organismos heterótrofos é parcialmente reconvertida na forma de CO₂ pela respiração e, posteriormente, pelo processo de decomposição da matéria orgânica (MO) através dos micro-organismos.

O CO₂ produzido pela respiração de raízes, micro-organismos, fauna e pela oxidação química dos compostos de carbono em solos de florestas tropicais úmidas, podem representar mais de 80% de todo CO₂ emitido pelo ecossistema terrestre (Meir et al., 1996). Contudo, mesmo com todo o metabolismo de absorção e emissão deste gás pelo ambiente terrestre, são os oceanos que ocupam posição de destaque quanto à fixação de CO₂, sendo os principais sorvedouros de dióxido de carbono atmosférico (ROSCOE, 2003).

Nos oceanos, a principal forma de fixação é a transformação do dióxido de carbono para formar carbonatos por meio da precipitação (TONIOLO & CARNEIRO, 2010). Conforme os autores, a absorção de CO₂ pelos oceanos é feita pelas algas e pelo fitoplâncton, ou ainda por processos físicos, caracterizado pela dissolução do gás na água. Já a liberação do gás para atmosfera depende do gradiente de temperatura, ocorrendo de forma mais acelerada nas águas próximas a linha do Equador.

Assim como o metabolismo oceânico contempla o mecanismo de troca gasosa na interface água/atmosfera, os ecossistemas aquáticos continentais também contribuem para esse processo. Apesar de possuírem menor volume, tais ambientes são considerados relevantes

fontes de liberação de CO₂ para a atmosfera em escala global (MAROTTA, 2006), visto que atuam na transformação, estocagem e exportação deste gás para a atmosfera.

1.2.1 Efeito estufa

O efeito estufa é fundamental para a manutenção da vida no planeta. Existente antes do aparecimento do homem, este é responsável por efeitos benéficos, como a filtragem de raios solares, a estabilização da temperatura da atmosfera e a ciclagem de gases essenciais para a vida (BARCELLOS et al., 2009).

Conforme Vieira (2014), tal fenômeno consiste na absorção da radiação infravermelha, havendo um processo de excitação vibracional das moléculas dos gases que compõem a atmosfera, os quais emitem a energia absorvida, causando um aumento de temperatura do planeta. Em outras palavras, as moléculas dos compostos gasosos presentes na atmosfera são opacas aos raios infravermelhos dissipados para o espaço, o que permite aquecer as baixas camadas da atmosfera. É este processo que mantém a temperatura média da atmosfera em torno de 14°C (VIEIRA, 2014).

Os principais gases causadores do efeito estufa (GEE) são vapor d'água, CO₂, CH₄, N₂O e ozônio (O₃) (TONIOLO & CARNEIRO, 2010) e, conforme Barcellos et al (2009), a intensificação desse fenômeno é causada pela acumulação desses gases na atmosfera, resultando na observada elevação da temperatura média do planeta, ao longo do último século.

Conforme o relatório do Painel Intergovernamental das Mudanças Climáticas - IPCC (2007), alguns estudos alertam para um aumento entre 1,8°C e 4,0°C na temperatura média global até 2100, e que desde 1850, os registros dos anos mais quentes datam de 1995 a 2006, considerando que entre 2001 e 2005, houve um aumento de 0,95° C, fator incidente no aquecimento dos oceanos e derretimento das geleiras. Tais informações corroboram com a hipótese de que as mudanças climáticas globais não podem ser explicadas sem o componente antrópico (ÁVILA, 2007).

Schimer e Lisboa (2008) relatam que emissões antropogênicas contribuem pontualmente para o aumento das concentrações de gases poluentes na atmosfera, dando destaque ao CO₂, cujo crescimento é observado a uma taxa de 0,4% ao ano (JARDIM, 2001), sendo atribuído à queima de combustíveis fósseis, produto exclusivo da revolução industrial iniciada entre os séculos XVIII/XIX (IPCC, 2000), e a queima de biomassa florestal; intensificada com a expansão das fronteiras agrícolas, principalmente nos países com parques

industriais pouco desenvolvidos ou em fase de desenvolvimento das zonas tropicais asiáticas, africanas e sul-americanas (BARSOSA, 2001).

Conforme Martins et al (2003), o aumento da concentração desse poluente na atmosfera também resulta de processos de desflorestamento e das contínuas trocas de carbono efetuadas entre a atmosfera, os oceanos e a biosfera continental.

Embora o CO₂ ocorra em concentrações naturais na atmosfera, correspondendo a 0,039 % (SANTOS, 2000), estudos apontam que o aumento nas emissões antrópicas tem elevado significativamente a concentração deste gás. O quarto relatório do IPCC (2007), atribui a causa da intensificação do aquecimento global e futuras catástrofes ambientais ao aumento das emissões dos GEE, salientando que o CO₂ ocupa posição de destaque quanto à poluição atmosférica, visto que houve expressivo aumento em sua concentração desde o início da era industrial.

Apesar dos diversos estudos, as alterações climáticas geradas pelo aumento na concentração atmosférica dos GEE, evidenciando o CO₂ por seu potencial poluidor, ainda é um tema bastante polêmico. Molion (2008) reforça essa afirmação ao apontar que as variações na temperatura global não devem ser associadas apenas ao efeito estufa, deve-se considerar também os processos físicos internos ao sistema terra-atmosfera-oceano, bem como as mudanças na circulação atmosférica. O autor ainda ressalta que 97% das emissões de CO₂ são naturais, cabendo uma minúscula atuação antrópica neste processo. Dessa forma, entende-se que ainda há controvérsias quanto à atuação deste gás na intensificação do efeito estufa, devendo haver esclarecimentos quanto às fontes poluidoras e a implicância dos níveis de emissão nas variações climáticas globais.

1.3 CICLAGEM DE CARBONO

O carbono (C) é elemento essencial para a vida na Terra, em grande parte devido à sua propriedade de formar até 4 ligações covalentes, a qual permite que seja constituinte estrutural de uma enorme variedade de compostos essenciais (SOUZA et al., 2012). Este pode ser encontrado sob forma sólida, líquida e gasosa, podendo estar livre ou combinado com outros elementos (nitrogênio, fósforo, enxofre, hidrogênio e oxigênio) no chamado ciclo do carbono (ALMEIDA, 1998).

Conforme Barbosa et al (2013), o ciclo do carbono consiste na estocagem deste elemento em quatro compartimentos; formações geológicas (contendo carbono fóssil e mineral), atmosfera, oceanos, e biosfera terrestre (biota e solo). Estes três últimos representam

os principais reservatórios ou depósitos naturais de carbono e constituem o ciclo biogeoquímico do mesmo. Segundo Pacheco e Helene (1997), o ciclo biogeoquímico do carbono consiste na retirada do C elementar de um determinado reservatório, na transformação para a forma composta através de reações em outros reservatórios e, no retorno deste ao reservatório de origem, decorrido um período de tempo. As quantidades de carbono transferidas de um reservatório para outro por unidade de tempo, são conhecidas como fluxos de carbono (PACHECO & HELENE, 1997).

Conforme Pinto (2015), no ciclo natural, a fixação do C na forma de biomassa, acontece através da fotossíntese, compondo por um período de tempo variável, a parcela de C terrestre e aquático, retornando à atmosfera na forma de CO₂ e CH₄, através dos processos de respiração e decomposição da matéria orgânica morta. Varejão-Silva (2006) explica que é constante o processo de troca de CO₂ entre os seres vivos e a atmosfera, considerando que do total de carbono existente na Terra, 98% (aproximadamente 38 000 Pg C) se encontra nos oceanos, sob a forma de carbono inorgânico dissolvido (CID) (SOUZA et al., 2012), e segundo Pacheco e Helene (1997), há ainda uma parcela de carbono orgânico precipitado (COP), retido nos sedimentos oceânicos e nas camadas geológicas, sob a forma de carbonato, carvão e petróleo.

Embora em escala menor do que ocorre nos oceanos, os ecossistemas terrestres também participam do ciclo de carbono, destacando o solo como maior compartimento neste ecossistema, sendo constituído pelo carbono orgânico e mineral e, conforme Machado (2005), considerado um grande sumidouro de C. Cabe ainda destacar que os ecossistemas aquáticos continentais também exercem influência no ciclo global de carbono, através dos fluxos de CO₂ na interface ar-água.

Para fins didáticos, conforme Pinto (2015), o modelo adotado para se exemplificar o ciclo do carbono nos compartimentos terrestre, atmosférico e oceânico é bem delineado. Contudo, entende-se que ainda existem muitas lacunas a respeito das interações entre estes complexos mecanismos e da relação dos mesmos com a intensificação das emissões de CO₂. Desta forma, de acordo com Bianchini (1999), para melhor planejamento das questões envolvidas com a ciclagem do C, é necessária a compreensão, em termos globais, da sua biogeoquímica.

1.4 CARBONO NOS ECOSSISTEMAS FLUVIAIS

Os rios são sistemas complexos caracterizados como escoadouros naturais das áreas de drenagens adjacentes, que em princípio formam as bacias hídricas (TOLEDO e NICOLELLA, 2002). Inicialmente, estes corpos d'água eram vistos como “calhas que escoavam as ruínas dos continentes (COLE et al., 2007 apud RICHEY et al., 2009), fazendo alusão ao papel dos rios no transporte de carbono para os oceanos. Tais ambientes são responsáveis por exportar aproximadamente 0,4 Gt C ano⁻¹ carbono orgânico total (COT) e carbono inorgânico dissolvido (CID) para os oceanos.

Conforme Gomes (2009), o carbono existente no meio aquático pode ser classificado como alóctone, sendo proveniente da lixiviação natural dos solos na bacia de drenagem; autóctone, referentes aos processos biológicos que ocorrem no meio aquático; e antropogênico, os quais são derivados da agricultura, indústria e urbanização. Conforme Richey et al (2009), o carbono alóctone apresenta-se nas formas particulada e dissolvida, considerando que o carbono orgânico particulado (COP) entra nos rios devido ao carreamento de matéria orgânica, favorecido pela erosão dos solos e, que a presença de carbono orgânico dissolvido (COD) nesses ambientes, deve-se ao C orgânico presente no solo, que após solubilizado, entra nos cursos d'água via água subterrânea.

O carbono orgânico autóctone origina-se na fotossíntese, através da síntese de carboidratos, condicionada pela luz solar. Segundo Gomes (2009), a fotossíntese é um importante sumidouro de CO₂, contudo em decorrência dos processos de respiração e decomposição, há o retorno desse gás para a atmosfera, caracterizando a fotossíntese como sumidouro temporário.

Nos ecossistemas aquáticos, há ainda a presença de carbono inorgânico, sendo composto pelas formas dissolvida (CID), espécie mais importante para o metabolismo aquático e dinâmica de troca gasosa, e particulada (CIP) (PINTO, 2015). O CID decorre da respiração de plantas aquáticas, trocas com CO₂ atmosférico, respiração de microrganismos e raízes no solo; enriquecendo de CO₂ a água percolada, e da lixiviação de rochas silicatadas e carbonatadas. Enquanto o CIP, deriva-se da erosão mecânica dessas últimas (RASERA, 2005; BOLSON, 2006; HUANG et al., 2012).

Conforme Vieira (2014), o fluxo de carbono inorgânico nos rios é maior do que para o carbono orgânico; 5,3 x 10¹¹ Kg C ano⁻¹ e 2,6 x 10¹² Kg C ano⁻¹, cabendo considerar que, quanto ao CID, este apresenta-se em três formas distintas, as quais caracterizam o sistema carbonatado: carbono inorgânico livre (H₂CO₃⁻ = CO₂ + H₂CO₃), carbonato (CO₃⁻²) e

bicarbonato (HCO_3^-), salientando que neste último caso, a intensificação da produção de HCO_3^- pode estar associada ao lançamento de efluentes domésticos sem o prévio tratamento, evidenciando a antropização do meio, conforme Mortatti et al (2006).

A presença do carbono inorgânico nestas formas está intimamente relacionada ao pH do meio aquático e, conforme Pierini e Thomaz (2004), em ambientes que apresentam maior pH, resultantes da absorção de CO_2 pelos organismos fotossintéticos, o meio tende a equilibrar-se produzindo carbonatos. Contudo, em situações inversas, onde são observados menores valores de pH, decorrentes de processos de respiração e decomposição, predominam as formas de CO_2 e H_2CO_3 .

1.4.1 Processo de trocas gasosas e fluxo difusivo de CO_2

O processo de descarga de gases de efeito estufa na interface água-ar é denominado fluxo difusivo (GOLDENFUM, 2011). Carvalho (2015) explica que essa troca gasosa é dinâmica, visto que a completa saturação dos gases indica que a fase aquosa está em equilíbrio com a atmosfera e, ainda que a liberação desses gases ocorre quando as águas tornam-se supersaturadas em relação à atmosfera. O autor também destaca que os gases evadidos são, majoritariamente, CH_4 e CO_2 , produtos da decomposição do carbono orgânico através da ação de bactérias. Tal afirmação é reforçada por Reymond et al (2013) para este último caso, o qual aponta que a difusão de CO_2 a partir dos ambientes aquáticos é superior a 2 Pg C ano^{-1} .

Janzen et al (2008) relata que a transferência gasosa constitui etapa importante nos ciclos biogeoquímicos de diversas substâncias e, conforme Armani (2014) e Carvalho (2015), essa troca é influenciada por diversos fatores, como; temperatura, vento, precipitação (ciclo hidrológico), estratificação da coluna d'água, oxigênio dissolvido no meio, quantidade de matéria orgânica estocada, além de nutrientes e pH. Considerando que, a temperatura e o pH são determinantes na difusão dos gases devido à influência destas sobre as demais propriedades físico-químicas da água, conforme Vieira (2014).

Quanto ao fluxo difusivo de CO_2 , este depende do gradiente de concentração entre os compartimentos água-atmosfera, do coeficiente da transferência gasosa (k) e da área superficial do corpo hídrico (RASERA et al., 2013; CARVALHO, 2015). Conforme Rasera (2005), a direção e a magnitude dos fluxos desse gás são ainda determinadas pelas forças físicas; difusão molecular e turbulência. Em grandes volumes de água ou ar, a troca gasosa é favorecida por essa última. Contudo, perto das camadas limites; duas finas camadas envolvendo a interface água – ar (FIGURA 1), os movimentos turbulentos são suprimidos e, a troca passa a depender

da difusão molecular. Esse mecanismo promove baixos gradientes de concentração fora da interface e um gradiente maior perto da superfície (RASERA, 2005; GOMES, 2009).

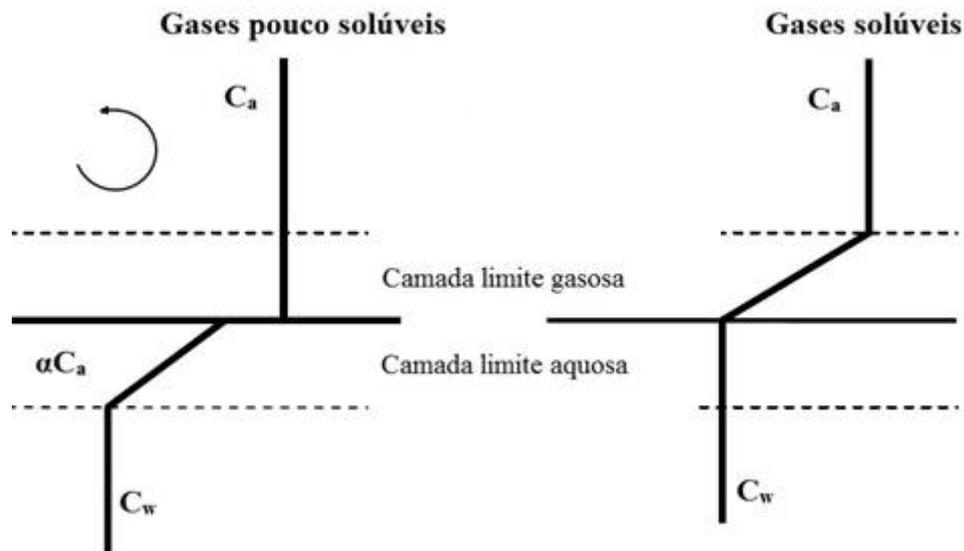


Figura 1. Esquema de mecanismo de troca gasosa na interface ar-água. Evidência para o comportamento dos gases na camada limite; (a) gases pouco solúveis e (b) gases solúveis. Fonte: Macintyre (2002 apud Gomes, 2009).

O modelo de camada limite apresenta o comportamento dos gases quanto à difusão. Nos compartimentos imediatamente acima e abaixo dessa camada, o ar (C_a) e a água (C_w) estão homogeneizados e o processo de troca gasosa está em equilíbrio. A parte mais alta da camada limite aquosa apresenta a concentração gasosa de αC_a , onde C_a é a concentração de gás no ar e “ α ” é o coeficiente de solubilidade de Ostwald (PINTO, 2015). A difusão dos gases pouco solúveis, como CH_4 , CO_2 , O_2 é controlada pela camada limite aquosa, retardando o transporte desses gases. Já, para gases solúveis, como amônia (NH_3) e dióxido de enxofre (SO_2), a resistência é dada pela camada limite do ar (MACINTY, 1995; GOMES, 2009; RASERA, 2005; PINTO, 2015).

O fluxo difusivo pode ser medido diretamente através de câmaras estáticas e flutuantes. O sistema da câmara flutuante consiste em um volume fechado depositado sobre a superfície da água, podendo ser de movimentação livre ou atracada, realizando medidas da concentração de gases no espaço livre no interior da câmara em determinado intervalo de tempo (GOMES, 2009). A metodologia de câmara flutuante para determinação do fluxo de CO_2 e demais gases estufa tem sido largamente utilizada e apresentado resultados satisfatórios, embora existam críticas quanto à criação de um microambiente, o qual não obedece as condições naturais do meio.

O fluxo difusivo dos gases pouco solúveis, medido através de câmara flutuante, pode ser calculado a partir da equação 1:

$$F = K (C_w - \alpha C_a) \quad (Eq. 1)$$

Onde F é o fluxo difusivo, K é a velocidade de transferência do gás, estabelecida em função de processos físicos na camada limite, principalmente a turbulência, a viscosidade cinética da água e o coeficiente de difusão molecular do gás, o C_w refere-se a concentração na água, α coeficiente Ostwald de solubilidade (adimensional), definido como o volume de gás dissolvido por unidade de volume de solvente, e C_a concentração no ar (BRITO, 2013; PINTO, 2015).

Nas últimas décadas, muitos estudos têm sido realizados a fim de se compreender melhor a dinâmica dos ecossistemas aquáticos tropicais na difusão de CO_2 . Richey et al (2002) relata que atualmente, há estimativas de que os fluxos globais de carbono pelos rios excedam o valor de 1 PgC ano^{-1} , e de que somente a bacia Amazônica seja responsável pela evasão anual de $470 \text{ Tg C ano}^{-1}$, concentração 13 vezes maior do que a transportada para o oceano. No entanto, tal afirmativa apresenta muitas incertezas, uma vez que é baseada em medidas feitas apenas nas desembocaduras dos principais tributários e ao longo do canal principal, destacando-se assim a necessidade de realização de estudos em rios de pequeno e médio porte, os quais apresentam distintas variações na hidrologia sazonal, no aporte de matéria orgânica e na biodiversidade microbológica aquática (processo de respiração), fornecendo dados essenciais para compreensão e preenchimento de lacunas científicas sobre ecossistemas aquáticos tropicais (SOUZA, 2013).

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O Estado de Rondônia está localizado na região norte do país, pertencendo à Amazônia Ocidental. O clima predominante, de acordo com a classificação de Köppen, é o Aw - Tropical Chuvoso, com média climatológica da temperatura do ar durante o mês mais frio superior a 18°C , e um período seco bem definido durante a estação de inverno, onde ocorre um ameno déficit hídrico com índices pluviométricos inferiores a 50 mm/mês (SEDAM, 2010).

A cobertura vegetal do estado apresenta grande diversidade por ser uma área de transição entre o domínio geomorfológico do Brasil Central e o domínio geomorfológico Amazônico, sendo formado Floresta Ombrófila Aberta, correspondendo a cerca de 55% da área total da vegetação, conforme Rondônia (2002).

Quanto ao ciclo hidrológico, Rasera (2010) aponta que a distribuição das chuvas no estado define um regime caracterizado por duas épocas distintas: uma estação chuvosa, entre os meses de outubro a abril, e uma estação menos chuvosa, abrangendo os demais meses do ano, com o período mais seco ocorrendo de junho a agosto.

O Uso e ocupação da área do estado foi marcado pelo comércio do setor madeireiro, seguido da implantação de pastagens. De acordo com dados do INPE (2006), entre os anos de 1978 e 2000, ocorreu o desmatamento de 25% das florestas do estado, representando a terceira maior taxa de desmatamento da Amazônia legal. Gomes (2009), relata que as bacias hidrográficas no interior do estado também sofreram alterações no seu curso natural em decorrência dos projetos de colonização, dirigidos desde a década de 70 no eixo da BR 364.

A bacia do rio Urupá localiza-se na porção leste do estado de Rondônia, drenando uma área de 4.209 km². Esta apresenta setores relativamente preservados (cerca de 50% do total) próximos à sua nascente, na Reserva Indígena de Pacaás Novos, e crescente predomínio de pastagens em direção à sua foz, nos arredores do município de Ji-Paraná (BOLSON, 2006). Próximo ao exutório da bacia do rio, no município de Ji-Paraná, encontra-se o ponto de captação de água para o abastecimento público da cidade.

No tocante a classificação dos solos, predominam nesta bacia os Argissolos, Latossolos e Neossolos, com aproximadamente 47%, 44% e 9%, respectivamente (BOLSON, 2006). De acordo com Ballester et al (2003), estes apresentam composição média de 57,9% de areia, 32,8% de argila e 9,3% de silte, sendo ainda classificados como eutróficos.

O presente estudo foi realizado em um trecho da bacia do rio Urupá, localizado entre os paralelos 10°53'22,9" e 61°56'52,3" de latitude Sul e meridianos 10°53'19,0" e 61°57'22,14" de longitude Oeste, no perímetro urbano de Ji-Paraná (FIGURA 2). As amostragens foram realizadas em pontos aleatórios do rio Urupá, 1000 metros acima de sua foz no rio Machado, do qual é tributário (Ballester et al., 2003), considerando que a metodologia da câmara flutuante adotada exige que ela flutue livremente seguindo a corrente do rio. Todas as medidas foram realizadas no meio do canal do rio, com barco disponibilizado pelo Corpo de Bombeiros Militar do município.

A bacia do rio Urupá ocupa parte da área dos municípios de Ji-Paraná, Teixeirópolis, Urupá, Mirante da Serra, Ouro Preto do Oeste, Nova União, Alvorada d'Oeste e Presidente

Médici (LIMA, 2014). De acordo com o censo demográfico do IBGE, nos últimos anos, os municípios pertencentes à esta bacia apresentaram expressivo crescimento populacional, partindo de 231.400 habitantes em 2010, para 247.460 em 2013.

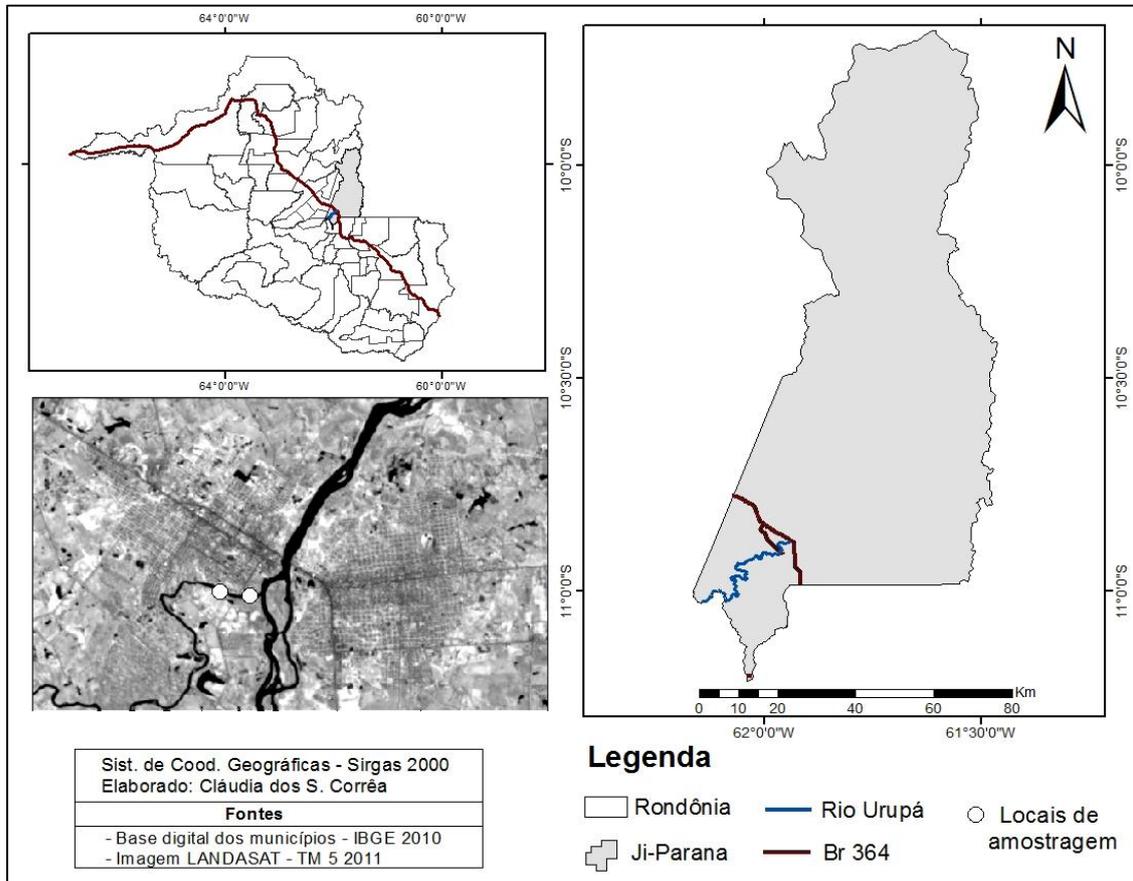


Figura 2. Localização da área de estudo.
Fonte: autora, IBGE (2010) e USGS Glovis (2011).

Como efeito do crescimento demográfico nestes municípios, as pressões antrópicas sobre a bacia do rio são mais perceptíveis. Leite (2004) aponta que na bacia do rio Ji-paraná, da qual o rio Urupá é tributário, os impactos são decorrentes do desenvolvimento agrícola e do intenso processo de urbanização.

Em virtude do avanço do uso do solo na bacia do rio Urupá, Ballester et al (2003) e Krusch et al (2005) verificam a ocorrência de impacto antropogênico muito alto, o que caracteriza a ocupação de 50 a 75% da área por pastagem, com predominância de práticas pecuaristas.

2.1 MÉTODOS AMOSTRAIS

2.1.1 Parâmetros físico-químicos

Foram realizadas coletas mensais, no período matutino, entre 8 e 9 h, entre os meses de outubro de 2014 e setembro de 2015.

Em cada saída a campo, analisaram-se *in loco* os parâmetros transparência, através de um disco de Secchi, onde a leitura é feita considerando a zona eufótica da água; pH, com peagâmetro Orion, modelo 250; condutividade elétrica, utilizando um condutivímetro Amber Science, modelo 2052; oxigênio dissolvido e temperatura, através de um oxímetro YSI, modelo 58.

Para as análises dos parâmetros alcalinidade e turbidez foram amostrados 5 litros de água do corpo hídrico e o procedimento realizado no laboratório. A turbidez das amostras foi determinada com um turbidímetro de bancada, marca Quimis, modelo TB1000, e a alcalinidade, através de titulação com ácido clorídrico, conforme descrito no Manual Prático de Análise de Água (FUNASA, 2013).

2.1.2 Fluxo de CO₂

Para a medição do fluxo de CO₂ utilizou-se a metodologia de câmara flutuante, a mesma adotada por Pinto (2015), no rio Machado, também no perímetro urbano do município de Ji-Paraná.

A câmara flutuante consiste numa caixa retangular, transparente, de polimetilmetacrilato, medidas 21cm x 51cm x 17cm de altura, montada sobre um flutuador (FIGURA 3). Acoplada à caixa, estão as tubulações que fazem conexão a um analisador de CO₂ por infravermelho (IRGA), LI-COR, modelo LI-800. As medições são realizadas até a saturação do gás no interior da câmara, quando o mesmo entra em equilíbrio, e os valores de concentração, registrados a cada 1 segundo em um microcomputador portátil.

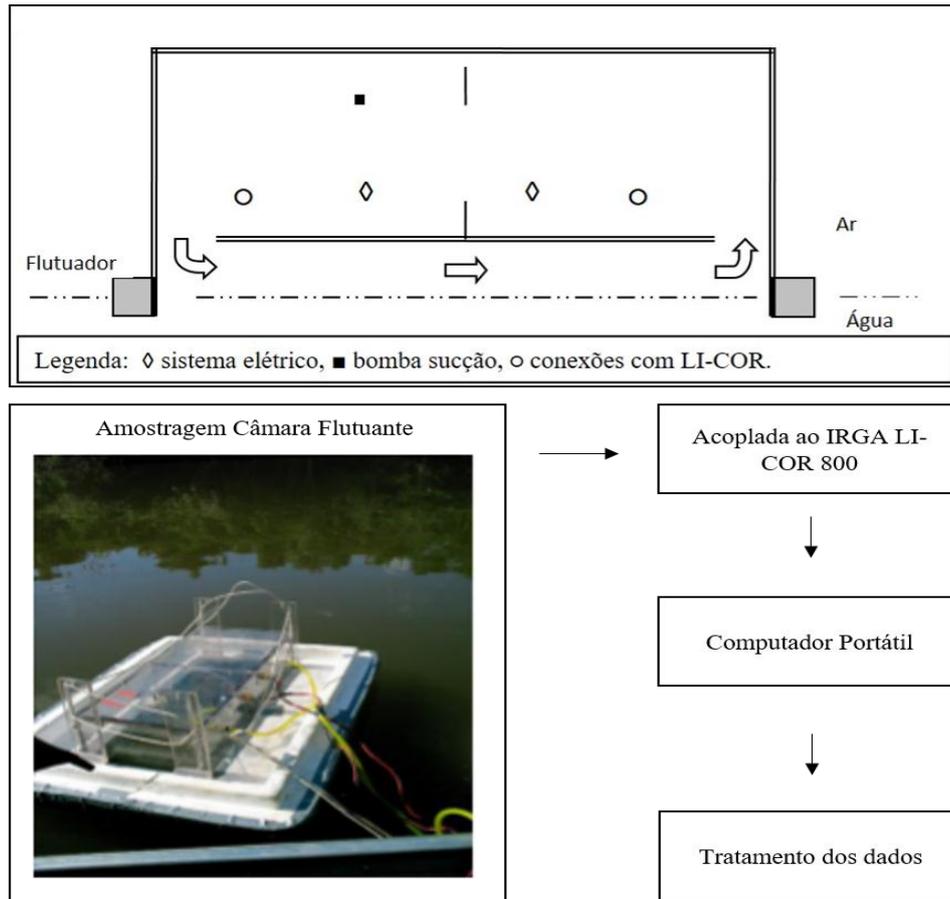


Figura 3. Amostragem de CO_2 no sistema de câmara flutuante.
 Fonte: Adaptado de Gomes (2009).

Os registros das concentrações de CO_2 obtidos são plotados em um gráfico, ilustrado na Figura 4, onde a variação ocorre em função do tempo e, pode ser observada em três diferentes etapas. A etapa (1) consiste no primeiro momento, logo após a câmara ser colocada sobre a água, em que há um pequeno decréscimo na concentração do gás. A etapa (2) caracteriza-se por uma tendência linear, a depender do sentido e magnitude do fluxo. E, em (3) observa-se a estabilização da concentração do gás.

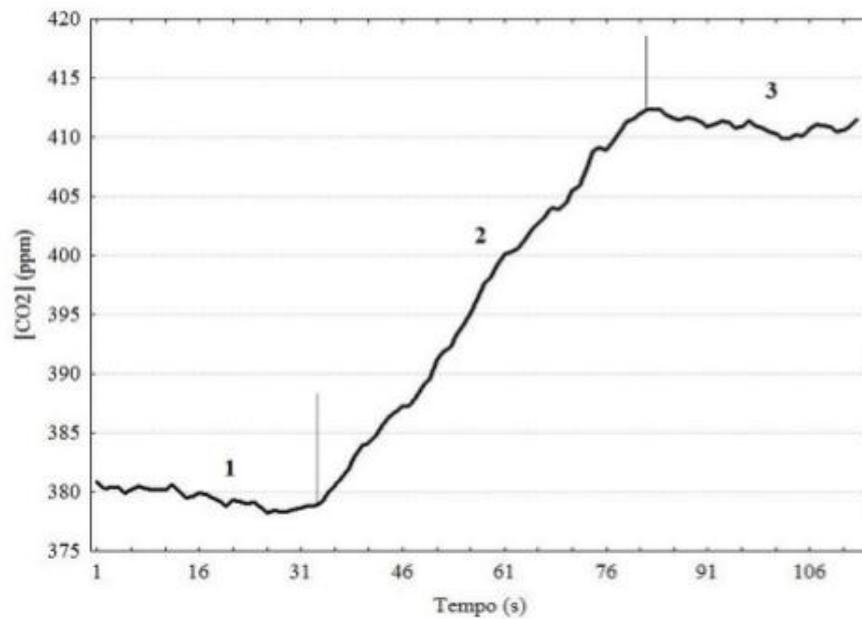


Figura 4. Gráfico obtido através da metodologia de câmara flutuante. (1) estabilização do gás no interior da câmara; (2) registro da emissão gasosa do rio; (3) saturação do gás e estabilização da taxa de emissão (PINTO, 2015).

O fluxo CO_2 emitido é calculado pela equação 2:

$$F = (\delta \text{PCO}_2 / \delta t) (V/RST) \quad (\text{Eq. 2})$$

Onde F é o fluxo ($\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$); $(\delta \text{PCO}_2 / \delta t)$ é o coeficiente angular (ppm s^{-1}) da reta gerada no ponto 2 do gráfico; V é o volume (m^3) do sistema, incluindo parte interna da câmara e tubulações; R é a Constante dos Gases em ($\text{atm m}^{-3} \text{ mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$); S é a área da base da câmara em (m^2); T é a temperatura do ar, em unidade Kelvin (FRANKIGNOULLE, 1988 apud Gomes, 2009).

2.1.3 Dados Fluviométricos

Os dados referentes à vazões fluviométricas do rio Urupá foram obtidos no portal Hidroweb, página virtual, disponibilizada pela Agência Nacional de Águas (ANA), para a estação localizada na Fazenda Apurú (15558500), zona rural do município de Ji-Paraná, entre coordenadas $11^\circ 02' 30''$ S e $62^\circ 08' 30''$ W, à montante do trecho estudado, operada pelo Serviço Geológico do Brasil (CPRM). Adotou-se para análise, a série de dados de 10 anos (2006-2016), considerando o regime fluviométrico, o qual representa o ano hidrológico;

vazante (abril a junho), seca (julho a setembro), enchente (outubro a dezembro), cheia (janeiro a março).

2.2 ANÁLISE DOS DADOS

Para auxiliar na interpretação e discussão dos dados neste estudo, os mesmos foram testados inicialmente quanto à normalidade, através do teste estatístico de Shapiro-Wilk, os quais apresentaram distribuição normal, com exceção da profundidade de Secchi e da vazão. Para os dados cuja distribuição foi normal, optou-se pela utilização de estatística paramétrica, enquanto que a estatística não paramétrica foi adotada para aqueles que apresentaram distribuição não-normal.

A matriz de correlação de Spearman (r_s) foi o método estatístico adotado para relacionar o fluxo de CO₂ com as variáveis que não apresentaram normalidade. Ao passo que, para os demais parâmetros físico-químicos da água, adotou-se a matriz de correlação de Pearson (r_p). Os testes foram conduzidos com um nível de significância de 5% ($\alpha=0,05$).

O coeficiente de correlação pode ser interpretado da seguinte forma, conforme adotado por Vieira (2014) e Pinto (2015):

- $r = 0$ (correlação nula);
- $0 < r < 0,25$ (correlação pequena);
- $0,25 < r < 0,50$ (correlação fraca);
- $0,50 < r < 0,75$ (correlação moderada);
- $0,75 < r < 0,90$ (correlação forte);
- $0,90 < r < 1$ (correlação fortíssima);
- $|r| > 1$ (correlação perfeita).

Os dados foram tratados em planilhas do software Excel 2013, Minitab 15 (versão teste) e no SigmaPlot 11.0, considerando a elaboração dos gráficos nesses dois últimos softwares.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 CARACTERIZAÇÃO DO REGIME FLUVIOMÉTRICO

O regime fluviométrico varia de acordo com o período hidrológico. Souza (2013) aponta que os rios amazônicos apresentam sazonalidade no escoamento superficial, decorrentes

do regime pluviométrico regional, ocasionando mudanças químicas, físicas e biológicas no leito dos rios, refletindo também na ciclagem de nutrientes nesses sistemas. A Figura 5 apresenta os valores médios de vazão registrados entre julho de 2006 a março de 2016, no rio Urupá, o qual apresenta variação sazonal bem definida.

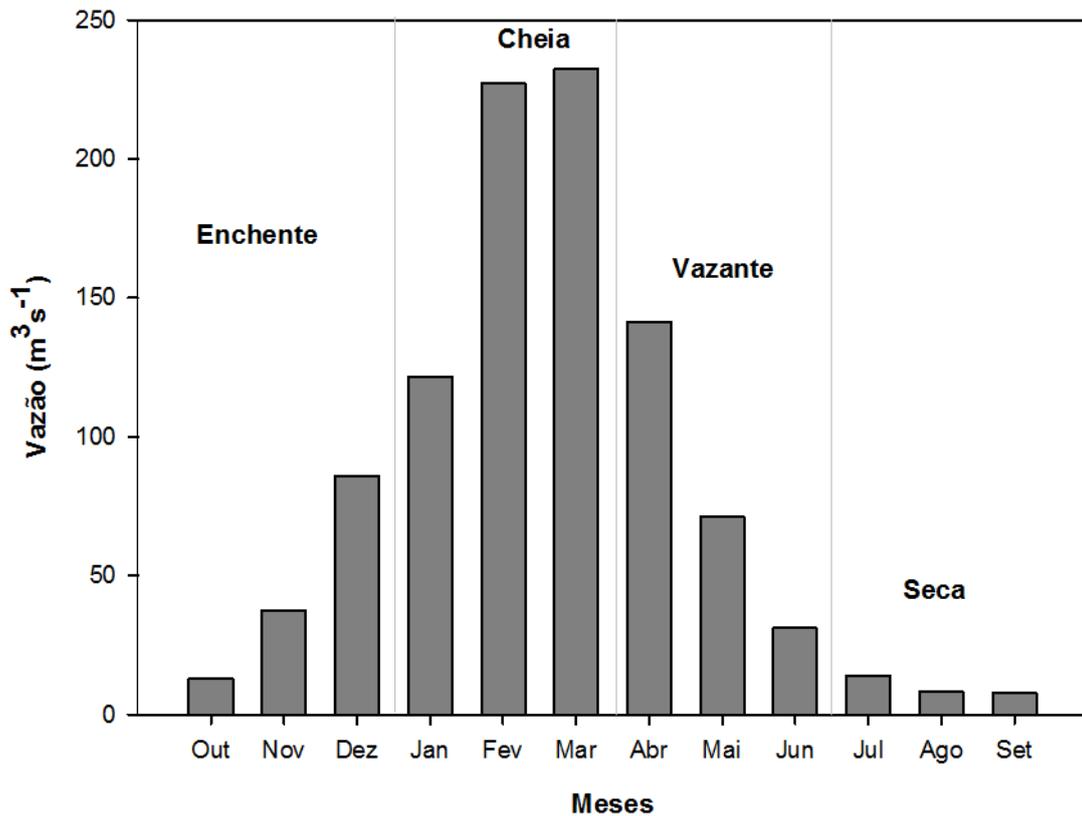


Figura 5. Vazão média mensal do rio Urupá. Estação de coleta de dados localizada na Fazenda Apurú (15558500). Série histórica (2006-2016).
Fonte: ANA (2015).

A análise da figura permite verificar que entre os meses de julho a setembro, há a ocorrência dos menores valores médios de vazão, inferiores a $15 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, sendo definidos como período de seca. O período de enchente, compreendido entre outubro e dezembro, é marcado por um aumento médio na vazão, em virtude do início da estação chuvosa. Já, entre os meses de janeiro e março, verifica-se valores médios de vazão entre $120 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ e $232 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, com pico para o mês de março, caracterizando o período de cheia. No período de vazante, entre abril e junho, a vazão tende a diminuir em virtude da redução do regime de chuvas, até atingir os valores mínimos característicos da seca, reiniciando o ciclo.

3.2 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA

3.2.1 Temperatura

A temperatura é um importante parâmetro físico da água. Por ser condicionada pela radiação solar, esta é capaz de exercer influência direta sobre a solubilidade dos gases, assim como em outros parâmetros, sendo essencial para a caracterização limnológica de um ecossistema aquático (PINTO, 2015), visto ser condicionada pela radiação solar (ARCOVA et al, 1993; BUZELLI e CUNHA-SANTINO, 2013).

Os valores de temperatura apresentaram variabilidade de 3,7 °C, considerando a menor média observada para o mês de junho (25,8 °C), cuja explicação se dá pela possível influência da massa polar Atlântica, através do fenômeno denominado, regionalmente, como “friagem” (ZUFFO et al., 2013) e, as maiores médias para o mês de outubro (29,5 °C). O período de enchente apresentou a maior média de temperatura em relação aos outros períodos $28,1 \pm 1,97$ °C. Conforme Buzelli e Cunha-Santino (2013), a elevação da temperatura ocasiona a intensificação da taxa de decomposição da matéria orgânica, aumentando a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) do ambiente aquático.

Para o período de cheia, a temperatura média registrada foi de 26,3 °C, enquanto para o período seco, a média foi igual a $28,0 \pm 0,84$ °C, e a vazante foi de $26,4 \pm 0,70$ °C. Não foi encontrada diferença estatisticamente significativa entre os períodos estudados ($p > 0,05$).

3.2.2 Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica refere-se à capacidade de condução de corrente elétrica de uma solução, em virtude da quantidade de íons ou sólidos totais dissolvidos, presentes na mesma. Ambientes aquáticos com maiores concentrações iônicas tendem a apresentar valores elevados de condutividade, ao passo que, menores concentrações de íons observados nesses ambientes, resultam em baixos valores de condutividade. Tal parâmetro é expresso em siemens por cm ($S \cdot cm^{-1}$).

De acordo com a Cetesb (2012), a condutividade elétrica aumenta com a adição de sólidos dissolvidos e, que altos valores podem indicar uma característica corrosiva da água. Entre os principais cátions encontrados na forma dissolvida na água, Souza (2013) destaca o cálcio (Ca^{+2}), magnésio (Mg^{2+}), sódio (Na^{+}), potássio (K^{+}), ferro III (Fe^{+3}) e manganês II

(Mn^{+2}), enquanto os principais ânions são o cloreto (Cl^-), sulfato (SO_4^{-2}), carbonato (CO_3^{-2}) e bicarbonato (HCO_3^-).

O maior valor de condutividade elétrica registrado foi $64,43 \mu S cm^{-1}$, referente ao mês de agosto, e o menor registro foi $36,00 \mu S cm^{-1}$, no mês de fevereiro. Em relação aos períodos estudados, a maior média observada ocorreu durante a seca, $60,25 \pm 4,58 \mu S cm^{-1}$, seguido da vazante, com $41,90 \pm 7,20 \mu S cm^{-1}$ de média. Durante o período de vazante, também verificou-se a maior variância entre os meses estudados, como ilustrado na Figura 6. Os menores valores médios de condutividade elétrica foram registrados para os períodos de enchente e cheia, sendo $41,93 \pm 2,75 \mu S cm^{-1}$ e $37,70 \pm 2,06 \mu S cm^{-1}$, respectivamente.

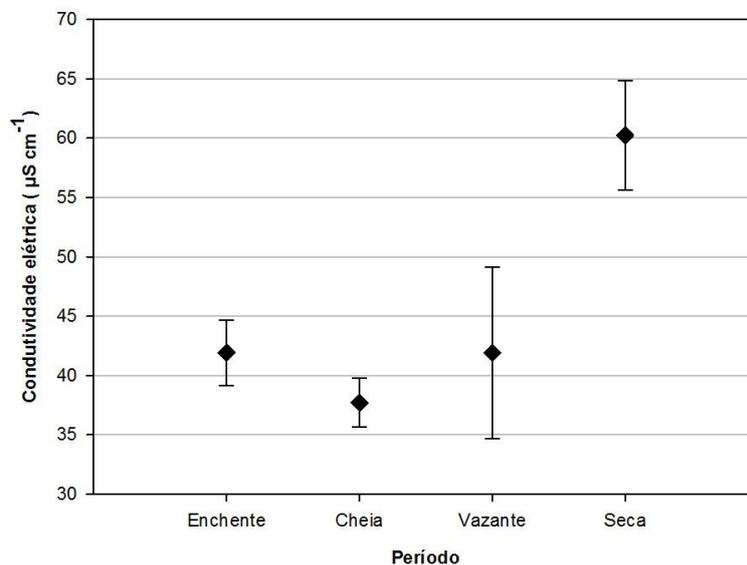


Figura 6. Condutividade Elétrica. Médias (♦) e desvio padrão (\pm) para os períodos estudados.

Em rios tropicais, os valores da condutividade elétrica estão mais relacionados com as características geoquímicas da região onde se localiza e com as condições climáticas, do que com estado trófico (ESTEVEZ, 1998). Em um estudo sobre a biogeoquímica do rio Urupá, Bolson (2006) observou que os valores de condutividade elétrica são indicativos de variabilidade da composição química da água, visto que a mesma é determinada primariamente, pela concentração de íons maiores dissolvidos.

No período de estiagem, como observado por Bolson (2006), em virtude da redução na vazão do rio, há um contato mais prolongado da água (fluxo de base) com as rochas, favorecendo o intemperismo químico e o enriquecimento da água com íons. Neste período, são observadas maiores concentrações de Ca^{+2} , K^+ , Na^+ , Cl^- , Mg^+ , CO_3^{-3} , SO_4^{-2} e HCO_3^- (íons maiores). Durante a cheia, com o aumento da precipitação, ocorre a diluição desses íons na água, reduzindo sua concentração. Desta forma, o autor conclui que na bacia do rio Urupá, a

química da água é controlada pelo intemperismo das rochas, com destaque para a desembocadura deste no rio Machado, onde as águas apresentam as maiores concentrações de Ca^{+2} , Mg^{+2} e SO^{-2}_4 .

Os registros de condutividade elétrica para os períodos estudados apresentaram uma correlação forte e negativa com a turbidez ($p < 0,01$; $r_p = 0,83$), porém não foi observada correlação significativa entre a condutividade e vazão ($p > 0,05$), como também observado por Bolson (2006).

3.2.3 Oxigênio Dissolvido

O oxigênio na água, cuja concentração é expressa em mg/L, resulta da fotossíntese realizada pelos organismos aquáticos, ou ainda, por processos de difusão atmosférica (ESTEVES, 2011). Conforme Wetzel (2001) e Pierini e Thomaz (2004), a solubilidade do gás na água é reduzida em virtude de fatores como; elevadas temperaturas e diminuição da pressão atmosférica, perdas para a atmosfera, decomposição aeróbia e respiração dos organismos aquáticos.

Conforme Cunha et al (2011), o oxigênio dissolvido (OD) é considerado fator limitante da vida nos ambientes aquáticos, com papel fundamental na sobrevivência dos peixes. Palma-Silva (1999) aponta que o teor de OD nos corpos hídricos, além de sujeitos às variações diária e sazonal de temperatura e metabolismo fotossintético, também é condicionado pela turbulência da água e pela vazão do rio, podendo haver redução deste na presença de sólidos em suspensão e substâncias orgânicas, como o esgoto doméstico.

Assim, a poluição orgânica de um curso d'água pode ser avaliada pelo decréscimo da concentração de oxigênio dissolvido e/ou pela concentração de matéria orgânica em termos de quantidade de oxigênio necessário para oxidá-la (VALENTE et al., 1997). Contudo, em rios da Amazônia Ocidental, como aponta Leite (2004), as águas naturais caracterizam-se por apresentar baixas concentrações de oxigênio dissolvido, em torno de $3,5 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$, levando a crer que valores inferiores à saturação de OD nem sempre estão associados a poluição por matéria orgânica, exigindo cautela na interpretação dos resultados deste parâmetro.

Em análise, o maior valor de OD registrado foi $6,35 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$, referente ao mês de junho, enquanto o menor valor foi $3,43 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$, observado no mês de março. Quanto aos períodos, a vazante apresentou o maior valor médio para OD, sendo $6,10 \pm 0,43 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$. Durante o período de seca, a média observada foi $4,96 \pm 0,53 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$, e para o período de

enchente, o valor médio registrado foi de $5,40 \pm 0,34 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$. O menor valor médio refere-se ao período de cheia, $4,20 \pm 0,85 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$, como pode ser observado na Figura 7.

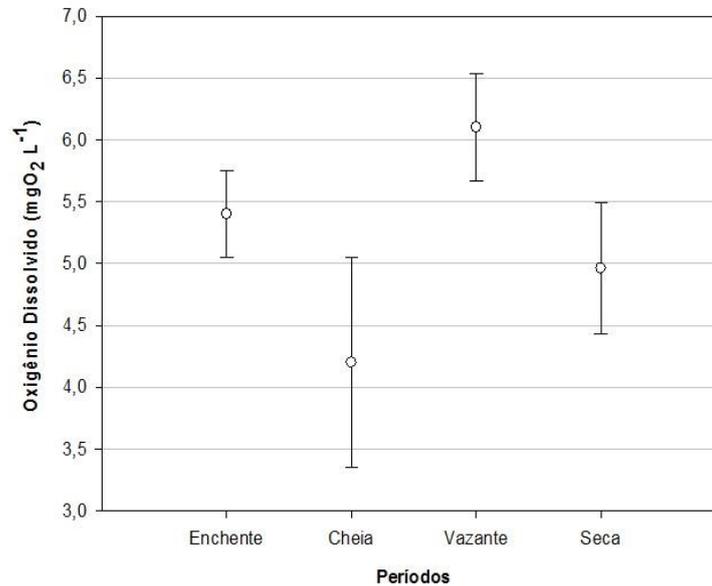


Figura 7. Oxigênio dissolvido. Médias (o) e desvio padrão (\pm) para os períodos estudados.

Pinto (2015) encontrou resultados semelhantes em seu estudo no rio Machado, onde observou que no período de cheia, ocorreram as menores concentrações de OD na água e a maior variabilidade dos dados, podendo ser indício de aumento na atividade de oxidação da matéria orgânica transportada por escoamento superficial e, extravasamento do rio, alagando solos com diferentes estágios de decomposição da matéria orgânica.

A Figura 8 apresenta um coeficiente de correlação moderado e negativo ($p < 0,02$, $r_p = 0,66$; $n=11$) entre OD e vazão para os períodos estudados, visto que o primeiro atua de maneira inversa ao segundo, onde as menores concentrações de oxigênio dissolvido são observadas no período de cheia. Brito (2013) explica que tal comportamento deve-se às diferenças entre os mecanismos físicos de solubilização de OD na coluna d'água e atividade biológica.

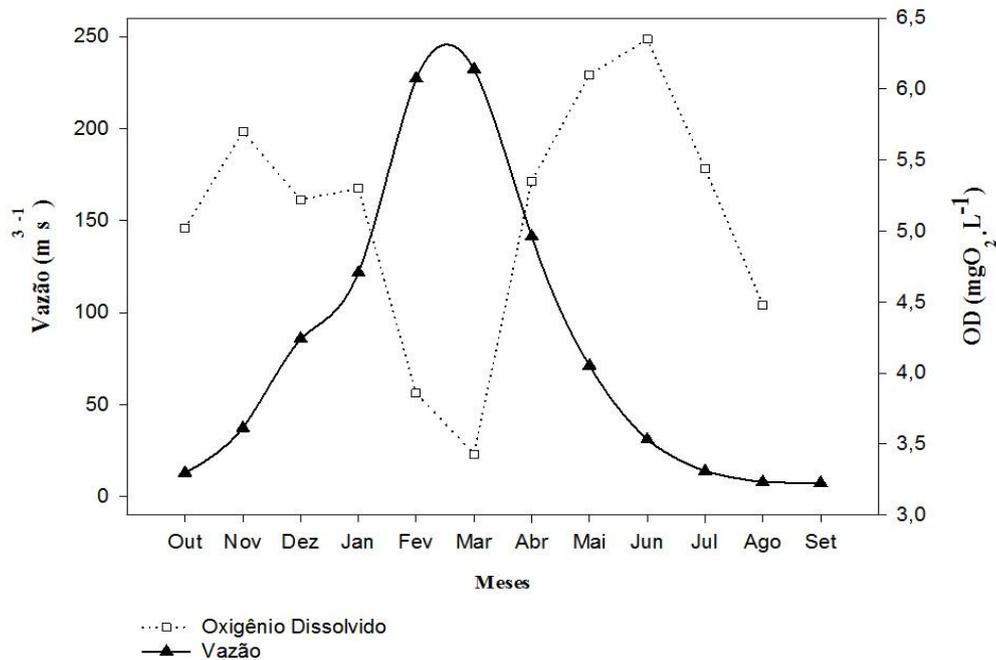


Figura 8. Relação entre oxigênio dissolvido e média histórica de vazão.
Fonte: autora e ANA (2015).

É válido considerar ainda que o aumento na concentração de OD observado para o período de vazante pode estar relacionado à intensificação da atividade biológica dos organismos autótrofos, favorecida pela diminuição de sólidos suspensos e turbidez da água, elevando a transparência e, incidindo sobre o metabolismo fotossintético.

3.2.4 pH e Alcalinidade

O pH de uma solução é o potencial hidrogeniônico que esta apresenta, o qual indica as condições de acidez, neutralidade ou alcalinidade da mesma. Nos ecossistemas aquáticos, diferentes valores de pH podem ser observados ao longo do ciclo hidrológico. Em condições normais desses ambientes, os valores para pH oscilam entre 6,5 – 8,5. De acordo com Gomes (2009), tal situação depende dos processos de dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, além da oxidação da matéria orgânica, o que segundo Marotta et al (2008) contribui para a redução do pH, devido a liberação de CO₂ no meio aquoso.

Wetzel (2001) e Buzelli et al (2013) explicam que o pH de corpos hídricos também é influenciado pela fotossíntese. Tal condição decorre do enriquecimento das águas, condicionado pelo aporte de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, resultando no aumento da atividade dos organismos fotossintetizantes, na diminuição das concentrações de gás carbônico e, conseqüentemente, na elevação do pH da água, tornando o ambiente mais alcalino.

No presente estudo, observou-se que os maiores valores de pH foram registrados para o mês de agosto 7,08-7,10 (valor mínimo e máximo), ao passo que os menores registros referem-se ao mês de fevereiro 5,35-5,49. Com relação aos períodos, como pode ser observado na Figura 9, a seca apresentou os maiores valores de pH; 6,46-7,09, seguido da vazante 5,68-6,63. Quanto aos períodos de enchente e cheia, estes apresentaram os menores valores, a saber; 5,99-6,58 e 5,35-6,21, respectivamente. Comportamento semelhante é observado por Furtado (2005), em um estudo sobre caracterização limnológica e avaliação da qualidade da água em um trecho urbano do rio Acre, onde o autor explica que a redução dos valores de pH durante o período de enchente e cheia possivelmente relaciona-se ao maior aporte de matéria orgânica lixiviada do solo, com provável influência na produção de CO_2 , responsável pela variação do pH.

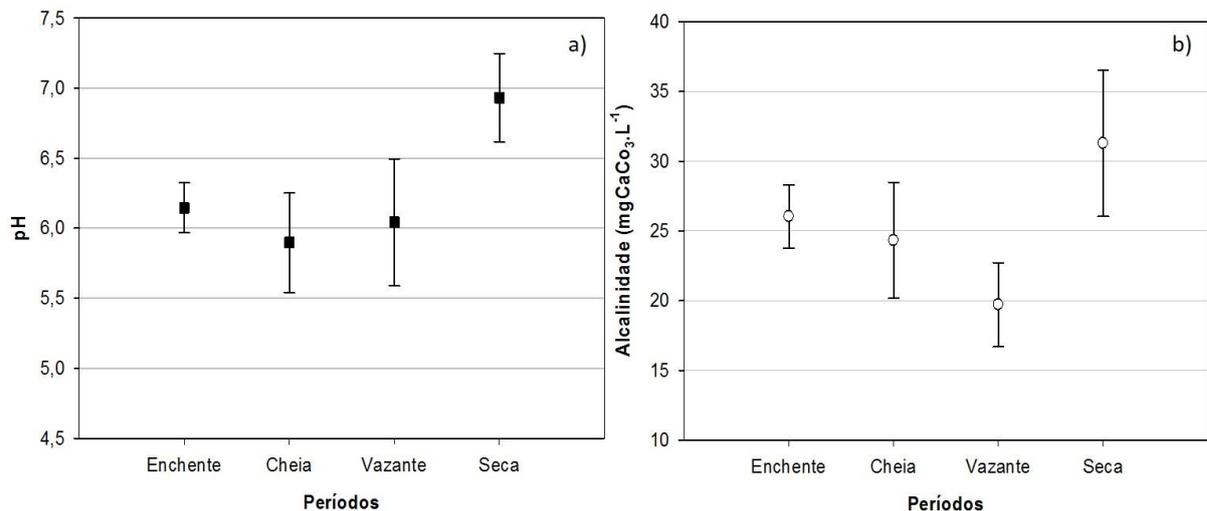


Figura 9. pH e alcalinidade. a) Intervalos médios (■) e valores máximos (⊤) e mínimos (⊥) para pH; b) Médias (o) e desvio padrão (⊤ ⊥) para alcalinidade.

A alcalinidade de uma solução é a medida de sua capacidade em neutralizar ácidos. De acordo com o Manual Prático de Análise de Água (FUNASA, 2013), a alcalinidade total expressa a concentração dos íons bicarbonato (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e hidróxidos (OH^-), em termos de carbonato de cálcio ($\text{mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$ ou ppmCaCO_3).

As maiores médias e variabilidade dos dados foram registradas para o período seco, $31,28 \pm 5,25 \text{ ppmCaCO}_3$, seguido da enchente, $26,03 \pm 2,27 \text{ ppmCaCO}_3$, como observado na Figura 9. Furtado (2005) também observa tal situação em seu estudo e, explica que no período de seca no rio Acre, as maiores concentrações de íons na água, favorecidas pelo lançamento de efluentes domésticos *in natura* e a menor vazão do rio, em virtude da baixa pluviosidade, caracterizam a elevada alcalinidade no ambiente. Os períodos de cheia e vazante apresentaram

as médias; $24,32 \pm 4,17$ ppmCaCO₃ e $19,71 \pm 3,01$ ppmCaCO₃ respectivamente. Não foram encontradas diferenças estatisticamente significativas entre os períodos estudados para os dois parâmetros ($p > 0,05$).

3.2.5 Transparência e Turbidez

A transparência da água consiste na penetração vertical da luz solar na coluna da água, medida através do Disco de Secchi. Tal parâmetro permite a caracterização da zona iluminada (zona eufótica – Zeu), a qual equivale a 2,7 vezes a profundidade do Disco de Secchi, influenciando diretamente produção primária dos ecossistemas (COLE, 1994; PINTO, 2015).

A transparência da água pode influenciar na concentração de oxigênio dissolvido no meio. Darwich, Aprile e Robertson (2005) explicam que, assim como a temperatura, a transparência pode ser determinante na variação de OD nos ecossistemas aquáticos, haja vista que a zona eufótica da água é condicionante da atividade fotossintética, responsável pela liberação de oxigênio dissolvido no meio.

Os valores da profundidade de Secchi e zona eufótica (Zeu) medidos para os períodos estudados estão representados na Tabela 1. A maior profundidade de Secchi; 0,99 m, e Zeu; 2,97 m, referem-se ao mês de agosto. Enquanto que, os menores valores foram observados para o mês de janeiro, sendo profundidade de Secchi e Zeu; 0,34 m e 1,02 m, respectivamente. O período de enchente apresentou profundidade de Secchi igual a 0,61 m e Zeu; 1,85 m, e durante a vazante, verificou-se uma profundidade de Secchi igual a 0,39 m e, 1,17 m para Zeu. Não foram encontradas diferenças significativas entre os períodos estudados ($p > 0,05$).

Tabela 1. Profundidade de Secchi e Zona Eufótica (Zeu) para os períodos estudados.

	Períodos			
	Enchente	Cheia	Vazante	Seca
Prof. Secchi (m)	$0,62 \pm 0,08$	$0,41 \pm 0,08$	$0,39 \pm 0,17$	0,99*
Zeu	$0,62 \pm 0,08$	$0,41 \pm 0,08$	$0,39 \pm 0,17$	0,99*

*Valor único.

Outro parâmetro capaz de influenciar na concentração de OD no meio aquático é a turbidez. De acordo com Giancesella-Galvão (1985) e Braga et al., (2005), a turbidez é um dos fatores limitantes da produção primária, uma vez que contribui para a diminuição da incidência

luminosa no meio aquático, culminando na redução do oxigênio produzido através da fotossíntese, sendo portanto, parâmetro de atuação inversa à transparência.

Conforme Neto (2014), a turbidez é uma medida direta de sólidos em suspensão na água, os quais lhe conferem uma aparência turva, sendo expressa em Unidade Nefelométrica de Turbidez (UNT, ou NTU do *inglês*). O aumento da turbidez no ambiente aquático ocorre, geralmente, no período de cheia, decorrente da frequência e intensidade das precipitações. A entrada de material particulado e dissolvido dos ecossistemas terrestres para o interior do sistema aquático, pode também acarretar na intensificação dos processos respiratórios e de oxidação dessa matéria, causando um aumento do pCO₂ dissolvido (PINTO, 2015).

Buzelli e Cunha-Santino (2013) relatam que, durante as cheias, em virtude da erosão das margens, restos de animais, folhagens e galhos de árvores são carreados para dentro do corpo hídrico, através da lixiviação do solo, justificando o aumento da turbidez. Os autores observam também que detritos orgânicos como algas, plâncton e bactérias, também interferem nesse parâmetro e, ainda que as ações antrópicas como o desmatamento, lançamento de efluentes domésticos, industriais, agropecuários e de mineração, elevam a turbidez da água, culminando em sérias alterações no ecossistema aquático.

Em análise, o maior valor para turbidez registrado refere-se ao período de enchente, $43,99 \pm 8,15$ NTU, seguido da cheia, que apresentou $30,95 \pm 7,96$ NTU. Durante a vazante, verificou-se uma diminuição da turbidez da água, $28,46 \pm 13,41$ NTU, bem como a maior variabilidade dos dados, o que pode ser explicado pela diminuição no regime de chuvas, reduzindo o carreamento de matéria orgânica para o leito do rio, até que se inicie a seca, onde a ocorrência de precipitação é rara e, os valores de turbidez reduzem drasticamente, sendo observado a média de $8,71 \pm 1,11$ NTU para este período. Não foram encontradas diferenças estatisticamente significativas entre os períodos estudados ($p > 0,05$).

A Figura 10 apresenta graficamente as médias e desvios padrões de profundidade de Secchi e turbidez supracitados. Ao correlacionar estes dois parâmetros com a vazão, verificou-se um comportamento moderado e negativo para a transparência da água (profundidade de Secchi) ($r_s = 0,65$) e uma correlação fraca e positiva para a turbidez ($r_p = 0,36$).

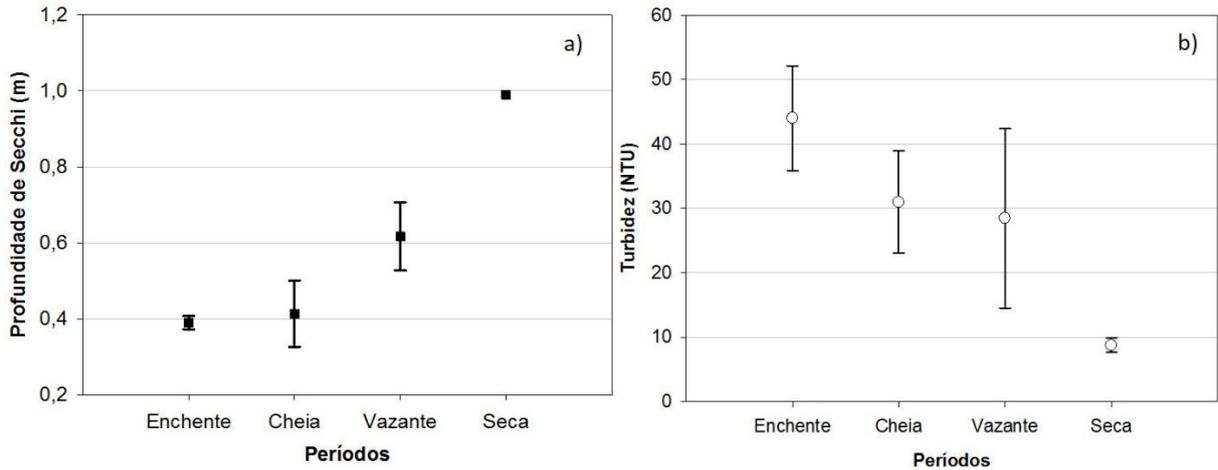


Figura 10. Profundidade de Secchi e turbidez. a) médias (■) e desvio padrão ($\tau \perp$) para Profundidade de secchi; b) médias (○) e desvio padrão ($\tau \perp$) turbidez.

Na Figura 11 é apresentada a relação entre os valores de profundidade de Secchi e turbidez. A análise do gráfico permite observar um comportamento inverso entre as variáveis. A ausência de valores para os meses abril e agosto refere-se à perda de dados. Nota-se que as menores médias de turbidez e o maior valor para profundidade de Secchi foram registrados para o período seco. Desta forma, entende-se que a diminuição da turbidez resulta no aumento da transparência, visto que a água menos turva permite maior penetração da luz na coluna d'água. Fato confirmado pela moderada e negativa correlação entre os parâmetros ($p < 0,05$; $r_s = 0,64$; $n=10$).

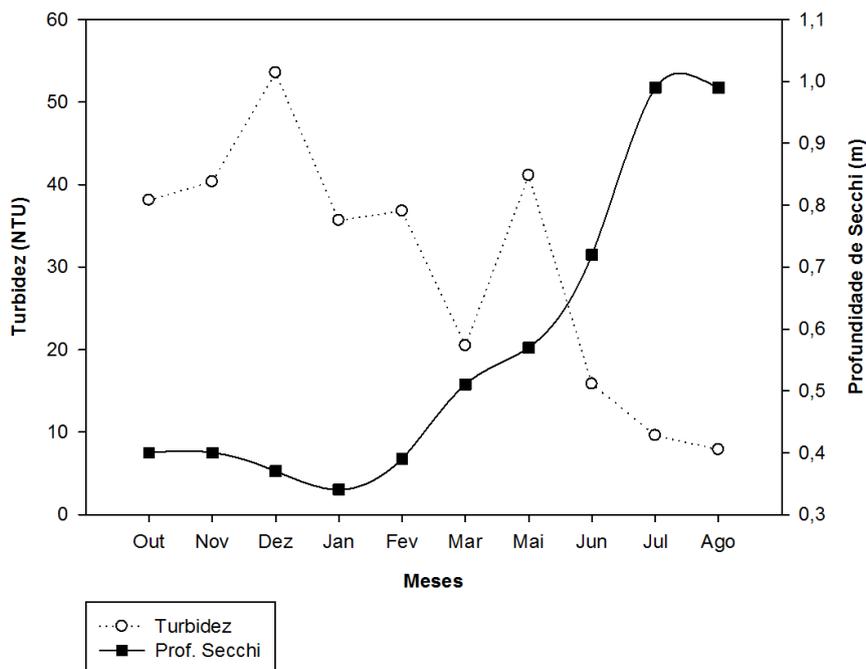


Figura 11. Relação entre Turbidez (NTU) e Profundidade de Secchi (m).

3.3 FLUXO DE CO₂

Os sistemas aquáticos funcionam como estoques pulsantes de carbono, em sincronia com as cheias e vazantes (WARD et al., 2013). Contudo, os valores obtidos nos cálculos de fluxo de CO₂ (conforme descrito na equação 2) para o rio Urupá, com as maiores taxas de evasão do gás registradas no período seco, revelaram um comportamento distinto do comumente observado em rios amazônicos, conforme bibliografia estudada.

Em um estudo realizado no rio Machado, do qual o rio Urupá é tributário, Pinto (2015) verificou que as maiores emissões de CO₂ referiam-se ao período de enchente e cheia, e assimilou tal ocorrência à decomposição de matéria orgânica e respiração de microrganismos, liberando CO₂ na coluna da água. Outros estudos realizados em ambientes fluviais também apresentaram comportamento semelhante a este (NEU, 2009; BRITO, 2013; SOUSA, 2013). Dessa forma, nota-se um comportamento diferenciado do rio Urupá na dinâmica do fluxo de CO₂, o que pode ser atribuído ao sistema carbonatado ou ainda, às concentrações de CID no meio aquático.

O fluxo médio de CO₂ variou de $433,8 \pm 6,64 \text{ mgC m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, no mês de abril, para $1650,5 \pm 132,56 \text{ mgC m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, no mês de julho. Com relação aos períodos estudados, o fluxo de CO₂ apresentou menor taxa de emissão e maior variabilidade durante a vazante, com uma evasão de $864,94 \pm 330,99 \text{ mgC m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$. O período de enchente apresentou fluxo médio de $1061,46 \pm 186,39 \text{ mgC m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, enquanto na cheia, o fluxo médio registrado foi de $1035,35 \pm 77,87 \text{ mgC m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$. As maiores concentrações de CO₂ emitidas referem-se ao período de seca, onde o fluxo médio observado foi de $1544,33 \pm 147,54 \text{ mgC m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$.

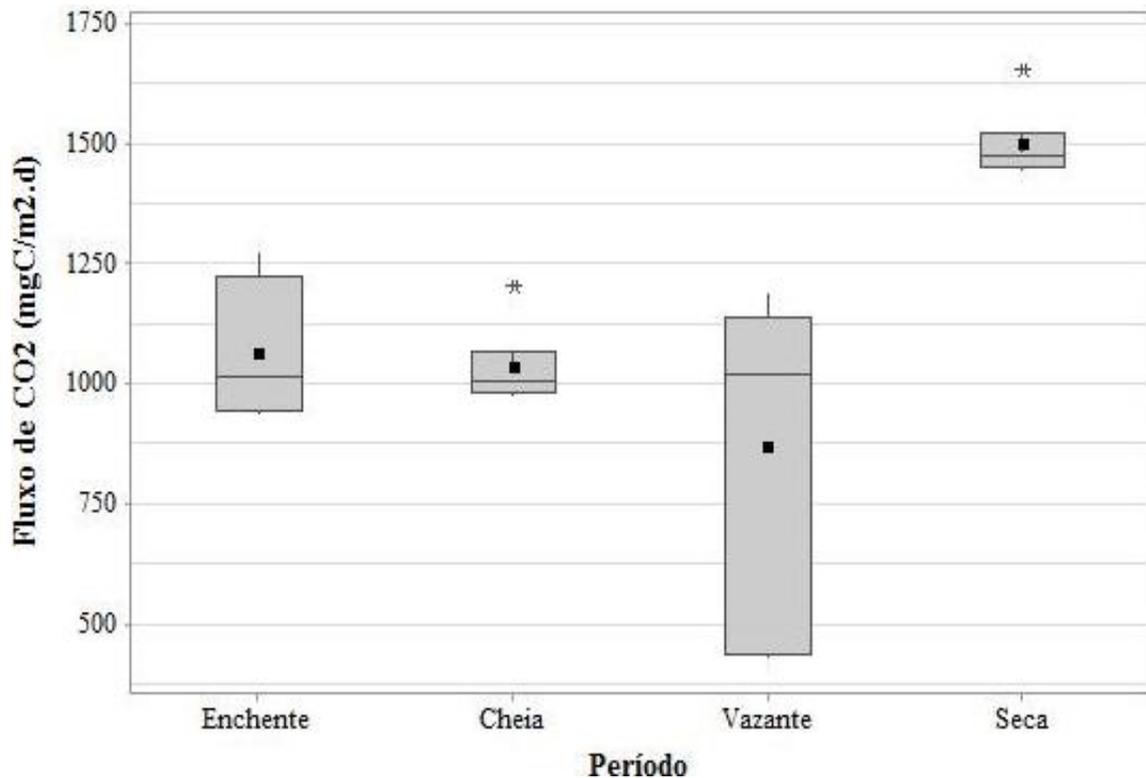


Figura 12. *Box-plot* do fluxo de CO₂ na interface água-atmosfera. Médias (■), medianas (—) e outlier (*) para os períodos estudados.
Fonte: autora e dados da ANA (2015).

Em análise, a Figura 12 apresenta o comportamento do fluxo de CO₂ para os períodos estudados. Observa-se que a seca e a cheia apresentaram simetria, com a ocorrência de valores atípicos para ambos os períodos. A enchente apresentou assimetria negativa, visto que a mediana está mais próxima do terceiro quartil, enquanto a vazante apresentou assimetria positiva, pois a mediana aproxima-se do primeiro quartil. Houve diferenças estatisticamente significativa entre os períodos ($p < 0,01$).

Quanto à relação entre o fluxo médio de CO₂ e a vazão, estes apresentaram uma forte e negativa correlação ($p < 0,01$; $r_s = 0,75$; $n=10$). Fato evidenciado pelo comportamento dos dados representado na Figura 13. Cabe salientar que não houveram amostragens de dados para fluxo de CO₂ nos meses de dezembro e setembro, justificando a ausência destes na figura e, ainda que os dados de vazão referem-se a uma série histórica de 10 anos e não aos valores relativos aos períodos estudados. Contudo, acredita-se que o perfil observado apresentaria comportamento semelhante a este, caso fosse possível comparar os valores correspondentes.

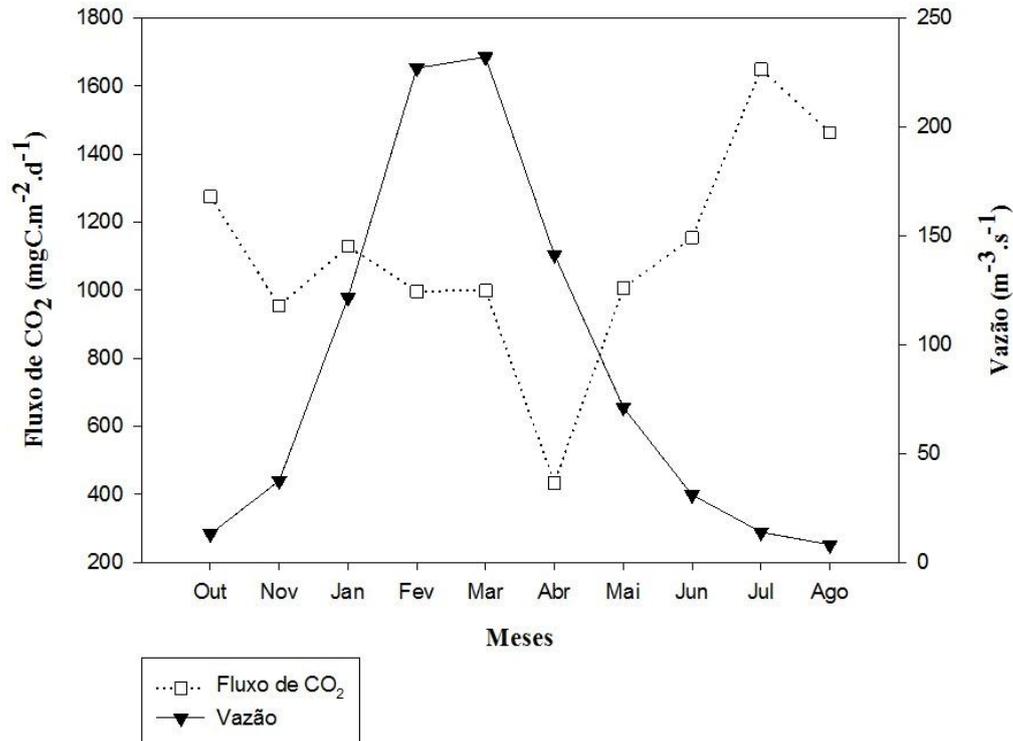


Figura 13. Relação entre o fluxo de CO₂ e a média histórica de vazão.
Fonte: autora e dados da ANA (2015).

3.3.1 Parâmetros Físico-químicos na Dinâmica do Fluxo de CO₂

Nesta seção, será realizada uma análise da influência dos parâmetros físico-químicos, medidos durante o estudo, na dinâmica do fluxo de CO₂. Considerando positiva, a relação com as variáveis que contribuíram para o aumento da concentração de CO₂ evadido, e negativa, a relação com as variáveis que limitaram a evasão do gás, com ilustrado na Tabela 2.

Tabela 2. Correlação de parâmetros estudados com fluxo de CO₂.

<i>Parâmetro</i>	<i>Correlação com o Fluxo de CO₂</i>
Temperatura	(p > 0,05; r _s = 0,65; n=8)
Prof. Secchi	(p > 0,05; r _s = 0,55; n=10)
Turbidez	(p < 0,05; r _p = 0,71; n=9)
Oxigênio Diss.	(p < 0,01; r _p = 0,73; n=10)
Alcalinidade	(p < 0,05; r _p = 0,64; n=10)
Ph	(p < 0,05; r _p = 0,68; n=10)
Condutividade Elétrica	(p < 0,05; r _p = 0,78; n=8)

A temperatura na coluna d'água é condicionante dos processos de produção, consumo e fluxo de CO₂, devido ao fato de favorecer os processos metabólicos e influenciar diretamente as demais propriedades físico-químicas da água (VIEIRA, 2014; CARVALHO, 2015), com fundamental importância na solubilidade dos gases (GOMES, 2009). Os maiores valores para temperatura foram obtidos nos períodos de enchente e seca, $28,1 \pm 1,97$ °C e $28 \pm 0,84$ °C (como abordado no item 3.2.1), respectivamente, coincidindo com as maiores concentrações de fluxo de CO₂ (expresso no item anterior). Contudo, não há indícios de que estas variáveis estejam correlacionadas ($p > 0,05$).

Outra variável que não apresentou correlação com o fluxo de CO₂ foi a profundidade de Secchi ($p > 0,05$; $r_s = 0,55$; $n=10$), embora os valores mais altos observados para esta, coincidam com os períodos em que foram registrados os maiores fluxos do gás. Belger (2007) explica que a ausência do efeito claro da profundidade sobre a evasão de CO₂ para estes períodos pode estar associada à maior atividade dos produtores primários, realizada na zona eufótica da água. E ainda, que o rebaixamento no nível da água reduz a pressão hidrostática, fazendo com que gases aprisionados no sedimento se desprendam e, com o aquecimento da água, em virtude da radiação solar, sejam liberados para a atmosfera.

Quanto à turbidez, esta variável apresentou moderada e negativa correlação com o fluxo de CO₂ ($p < 0,05$; $r_p = 0,71$; $n=9$). Tal comportamento é explicado devido ao fato de que, durante o período chuvoso, onde observou-se o maior aporte de matéria orgânica e sedimentos para o leito do rio, elevando a turbidez, registrou-se os menores fluxos de CO₂. Já, no período seco, onde as médias para o fluxo foram superiores às observadas nos outros períodos, a transparência da água também foi maior, reduzindo os valores de turbidez.

De maneira similar à turbidez, as concentrações de OD apresentaram moderada, porém positiva correlação com o fluxo de CO₂ ($p < 0,01$; $r_p = 0,73$; $n=10$), com maiores valores observados no período seco, para ambas as variáveis, como ilustrado na Figura 14. Concentrações elevadas de OD neste período são comuns e decorrem da redução no carreamento de sólidos e matéria orgânica para o leito do rio, bem como do aumento da atividade fotossintetizante, responsável por liberar oxigênio na coluna d'água (WETZEL, 2001; BRITO, 2013). Contudo, os maiores registros para o fluxo de CO₂ em comparação ao OD durante a seca, revelaram um comportamento diferenciado do rio Urupá, em relação a outros rios, como o rio Machado, onde Gomes (2009) e Pinto (2015) verificaram uma correlação fortíssima e negativa entre essas variáveis, evidenciando os picos de emissão de CO₂ acompanhados pelos valores mínimos de OD.

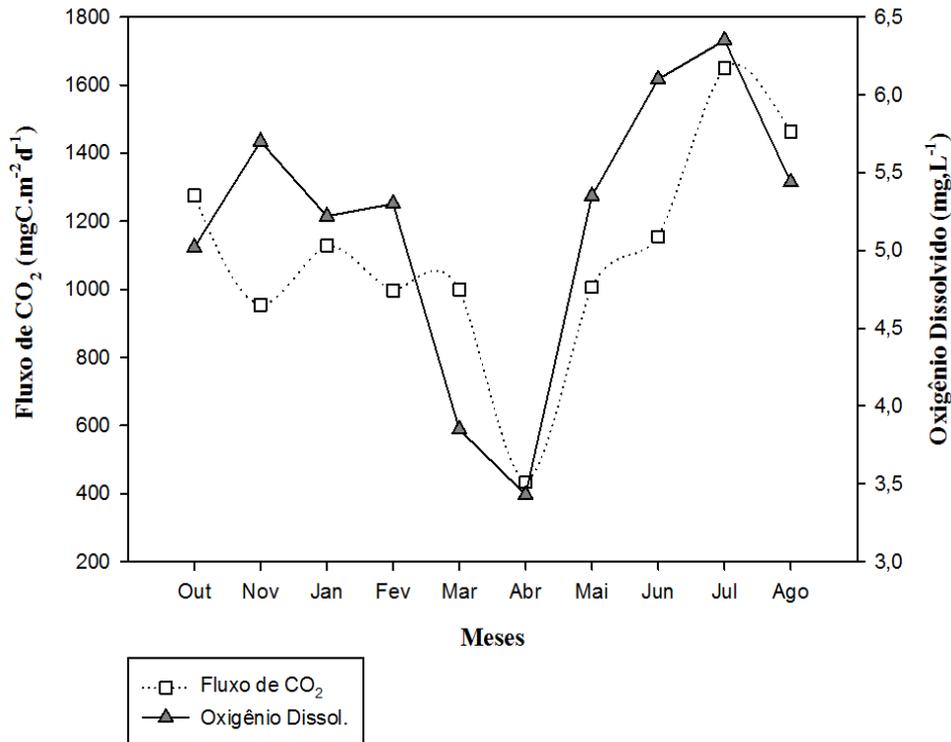


Figura 14. Relação entre o fluxo de CO₂ e oxigênio dissolvido.

Uma hipótese levantada para justificar os maiores fluxos de CO₂ registrados nos períodos de seca e enchente está no lançamento de efluentes domésticos e dejetos humanos pela comunidade ribeirinha, ao longo do percurso do rio no perímetro urbano, onde foram realizadas as amostragens. Contudo, para se comprovar tal suspeita, análises de nitrogênio (N) e fósforo (P) deveriam ter sido realizadas, visto que tais variáveis são indicadoras da presença de nutrientes na água (FURTADO, 2005; CONAMA 357/2005; NUNES, 2011). E ainda que, concentrações reduzidas de OD deveriam ser observadas, visto que teor de oxigênio dissolvido na água indica as condições de poluição por matéria orgânica (PEREIRA, 2011), o que não ocorreu, como anteriormente mencionado.

Os registros para alcalinidade também apresentaram correlação moderada e positiva ($p < 0,05$; $r_p = 0,64$; $n=10$) com o fluxo de CO₂, assim como o pH ($p < 0,05$; $r_p = 0,68$; $n=10$). Conforme Esteves (1998) e Thomaz et al (2004), as concentrações de diferentes formas de carbono; CO₂, HCO₃⁻, CO₃²⁻, as quais condicionam a alcalinidade do meio aquático, são dependentes do pH. Se o pH aumenta (como resultado da absorção do CO₂ pelos organismos fotossintéticos, por exemplo), o equilíbrio move-se para produção de carbonatos. Por outro lado, em valores mais baixos de pH (resultantes de processos de respiração e decomposição, por exemplo), as formas CO₂ e H₂CO₃ predominam (THOMAZ et al., 2004).

Considerando os valores registrados para alcalinidade e pH na água, ao longo dos períodos estudados, verifica-se que o rio Urupá comporta-se como um sistema carbonatado (BOLSON, 2006). Contudo, se compararmos as médias de fluxo de CO₂ frente a essas variáveis, nota-se um comportamento diferenciado, visto que não foram analisadas outras variáveis que podem auxiliar no entendimento do comportamento do rio Urupá.

Quanto à condutividade elétrica (CE), os valores registrados apresentaram forte e positiva correlação com o fluxo de CO₂ ($p < 0,05$; $r_p = 0,78$; $n=8$), podendo ser observado na Figura 15. Nota-se a ocorrência dos maiores valores para CE durante a enchente e a seca. Considerando que para este último período, os registros elevados referem-se ao intemperismo químico das rochas, propiciado pelo contato mais prolongado com a água, em virtude da diminuição da vazão, como verificado por Bolson, mencionado no item 3.2.2.

Furtado (2005), observou comportamento semelhante em seu estudo no rio Acre, no perímetro urbano do município de Rio Branco – AC, onde o autor constata valores oscilando entre 168,30 - 95,36 $\mu\text{S cm}^{-1}$ na seca e 51,00 - 51,53 $\mu\text{S cm}^{-1}$ na cheia e, associa os resultados mais altos, ao elevado conteúdo de sais presentes no rio, relacionando a ocorrência destes aos altos teores de alcalinidade e pH observados na seca. O autor ainda aponta que o decréscimo dos valores na cheia, reflete a diluição das águas devido aos altos índices de precipitação pluviométrica. Fato também observado por Bolson (2006) no rio Urupá.

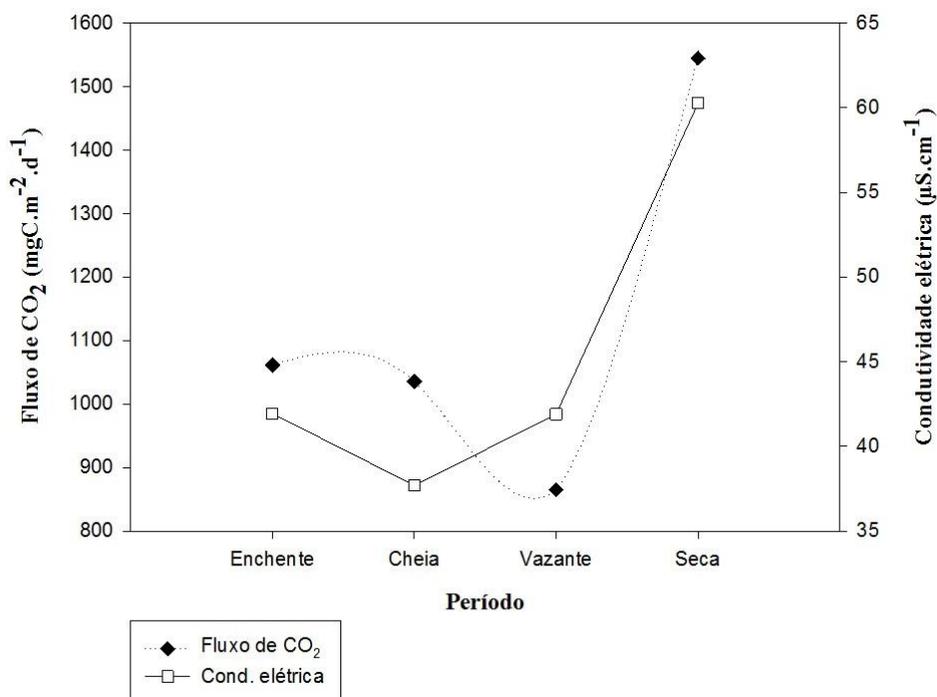


Figura 15. Relação entre o fluxo de CO₂ e condutividade elétrica.

Os valores de condutividade elétrica também são influenciados pela concentração de carbono inorgânico dissolvido (CID) no meio aquático. Conforme Dalmagro et al., (2007), em um estudo realizado nos rios Teles Pires e Cristalino, na bacia Amazônica, foram registradas concentrações mais elevadas de CID durante a seca, compensadas pelos altos valores de pH, próximos à neutralidade. Comportamento semelhante também é observado por Rasesa (2004) em um estudo sobre o pH e concentrações de CID em rios de Rondônia, onde o autor verificou que durante o período de seca nos rios Urupá, Jarú e Rolim, predominam o aporte de águas subterrâneas, mais ricas em carbonatos, podendo justificar as concentrações de CID na água.

Embora haja correlação estatisticamente forte entre o fluxo de CO₂ e a condutividade elétrica, é válido considerar que durante a seca, os teores elevados para CE, associadas a altos valores de alcalinidade e pH, como supracitados, reduzem a disponibilidade de CO₂ dissolvido na coluna d'água, em virtude do equilíbrio do sistema tender a fração carbonata. Rasesa et al., (2013) discute sobre esse comportamento em um estudo realizado em rios na Amazônia, onde os autores verificaram condições de subsaturação da pCO₂ e fluxos negativos de CO₂ para os rios Javaés, Teles Pires e Araguaia, no período seco, atribuindo os valores encontrados às características da água (águas claras) e à intensificação da fotossíntese, onde os rios atuaram como sumidouro de carbono para a atmosfera. Diante disso, compreende-se que o comportamento apresentado pelas variáveis com maiores valores observados no período seco apresenta discrepâncias que impossibilitam assegurar a ocorrência das maiores taxas do fluxo de CO₂ nesse período.

O mesmo acontece no período de cheia para essas variáveis, visto que a redução nos valores de pH, alcalinidade, condutividade elétrica, transparência e temperatura da água, bem como o aumento da turbidez, devem propiciar a elevação nas concentrações de CO₂ dissolvido. Caso houvesse dados referentes a concentração de clorofila *a*, estes poderiam auxiliar na compreensão do comportamento do rio quanto à evasão do gás, considerando que neste período, normalmente observa-se a redução na absorção de CO₂ pelos produtores primários, em virtude da atenuação da zona iluminada (ROSA et al., 2007; TONETTA, 2012; CARVALHO, 2015; PINTO, 2015).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados apresentados neste estudo revelam que a dinâmica do rio Urupá, quanto à sua composição biogeoquímica, é distinta da bacia do rio Machado e de outros grandes rios Amazônicos, conforme bibliografia estudada. Os maiores valores observados para o fluxo médio de CO₂ referem-se aos períodos de enchente e seca, estando moderada e positivamente relacionados aos parâmetros OD, alcalinidade e pH da água; moderada, porém negativamente correlacionado com a turbidez, e sem correlação significativa com a temperatura e profundidade de Secchi.

Quanto à condutividade elétrica, tal parâmetro apresentou-se forte e positivamente correlacionado com o fluxo difusivo de CO₂, considerando os maiores valores para esta variável observados na estação seca, e justificado em função do intemperismo químico das rochas e da contribuição de águas subterrâneas, ricas em carbonatos.

Cabe ressaltar que ao longo do percurso do rio, a degradação da paisagem, com a conversão de florestas em pastagem, pode ter contribuído para alterações na composição das águas superficiais. Contudo, mesmo tendo variação sazonal diferenciada, o rio Urupá tem característica de evasão de CO₂ para atmosfera, confirmando a importância do meio aquático para a questão da ciclagem do carbono.

Valendo-se da importância de pesquisas como esta na compreensão da dinâmica dos sistemas fluviais, os estudos na microbacia do rio Urupá devem prosseguir, ampliando as variáveis analisadas, a fim de melhor elucidar o comportamento biogeoquímico do rio. Se possível, expandindo o estudo para outro rio com semelhante vazão e também integrante da bacia do rio Machado, contribuindo para melhor compreensão do tema.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, F.V. **Determinação do fluxo de dióxido de carbono na interface águas naturais/atmosfera utilizando um equipamento portátil Fia/Condotométrico**. Dissertação (Mestrado em Química Analítica). Instituto de Química. Departamento de Química Analítica. Universidade Estadual de Campinas. Campinas – SP. 1998.
- ARCOVA, F.C.S.; CESAR, S.F.; CICCO, V. Qualidade da água e dinâmica de nutrientes em bacia hidrográfica recoberta por floresta de mata atlântica. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v.5, n.1, p.1-20, 1993.
- ARMANI, F. A. S. **Medição e análise de fluxos de CO₂ no reservatório da Usina Hidrelétrica de Itaipu com o Método de Covariâncias Turbulentas**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR. 2014.
- AYOADE J.O. Introdução à climatologia para os trópicos. **Bertrand Brasil**, RJ, p. 23-45, 2001.
- BAIRD, C. Environmental Chemistry. New York: W.H. **Freeman and Company**, 557 p, 1998.
- BALLESTER, M.V.R.; et al. A remote sensing/GIS-based physical template to understand the biogeochemistry of the Ji-Paraná river basin (Western Amazonia). **Remote Sensing of Environment**. v.87, n.4, p.429-445, 2003.
- BARBOSA, R. I. **Savanas da Amazônia: emissão de gases do efeito estufa e material particulado pela queima e decomposição da biomassa acima do solo, sem a troca do uso da terra, em Boraima, Brasil**. Manaus, AM. Tese (Doutorado em Biologia Tropical e Recursos Naturais). Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA/UA, 2001.
- BARBOSA, R. R. N.; SILVA, A. A.; NEVES, M. G.; GALVÃO, A. R. A.; NETO, C. F. O. Produção e sequestro de carbono na atmosfera. **Enciclopédia biosfera**, GO. v.9, n.16; p. 1783-1798. 2013.

BELGER, L. **Fatores que influem na emissão de CO₂ e CH₄ em áreas alagáveis interfluviais do médio rio Negro**. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas). Programa de Pós-graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais. Universidade Federal do Amazonas. Manaus – AM, 2007.

BERBERAN, M. N.; SANTOS, M. S. **Composição química e estrutura da atmosfera terrestre**. Centro de Química-Física Molecular. Instituto Superior Técnico, 2008.

BIANCHINI, I. J. **Perspectivas da Limnologia no Brasil, São Luís. Gráfica e Editora União**, p. 198, 1999.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à Engenharia Ambiental: Desenvolvimento Sustentável**, 2. ed. São Paulo: **Person Prentice Hall**, 2005.

BRASIL, Agência Nacional de Águas: **Sistema de Informações Hidrológicas – HidroWeb**. Séries Históricas de Dados Hidrológicos. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/>> Acesso em: 07/09/2016.

BRASIL, **Decreto Lei nº 357**, de 17 de abril de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, n. 53, p. 58, 18 mar. 2005, Seção 1.

BRASIL, Fundação Nacional de Saúde - FUNASA. **Manual prático de análise de água**. Fundação Nacional de Saúde, 4ª ed., 150p. Brasília: Funasa, 2013.

BRITO, D.C. **Balço de carbono e modelagem de fluxos biogeoquímicos no continuum do estuário amazônico**. Tese (Doutorado em Biodiversidade Tropical). Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Tropical. Universidade Federal do Amapá. Macapá - AP. 2013.

BOLSON, M. A. **A biogeoquímica do rio Urupá, Rondônia**. 2006. 60f: fig. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**: v. 8, n.1, 2013.

CARVALHO, F. R. **Fluxo de CO₂ e CH₄ em uma lagoa tropical (Pantanal, Brasil) com gradiente de turbidez.** Dissertação (Mestrado em Ecologia). Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade Federal de Juiz de Fora. Juiz de Fora – MG, 2015.

CASTRO, S. G. **Análise espacial e temporal da precipitação, do material particulado e da radiação global em municípios paulistas.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica). Faculdade de Engenharia de Guaratinguetá. Universidade Estadual Paulista. Guaratinguetá, São Paulo. 2015.

COLE, J. J., et al. Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. **Ecosystems**, p. 171-184, 2007.

COLE, G. A. Textbook of Limnology. Publisher: **Waveland**. 412p. 1994.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Índices de qualidade das águas.** São Paulo: CETESB, 2012.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Determinação de Clorofila a e Feofitina a: método espectrofotométrico.** Norma Técnica: L5.306, 2014.

CUNHA, A.C., BRITO, D.C., CUNHA, H.F.A, SCHULZ, H.E. **Dam Effect on Stream Reaeration Evaluated with QUAL2KW Model: Case Study of the Araguari River, Amazon Region, Amapá State/Brazil.** In: Billibio, C., Hensel, O., Selbach, J. (Eds.), Sustainable Water Management in the Tropics and Subtropics – And Case Studies in Brazil. Fundação Universidade Federal do Pampa, Jaguarão/RS, p. 697. 2011.

DALMAGRO, H. J.; MUNHOZ, K. C. A.; RASERA, M. F. F. L.; SALIMON, C. I.; KRUSCHE, A. V.; UMETSU, C. A.; ROSA, R. D.; UMETSU, R. K.; ALMEIDA, L. G.; SANTOS, V. A.; SANCHES, L.; NOGUEIRA, J. S. Dinâmica do carbono inorgânico dissolvido nos rios Teles Pires e Cristalino na Bacia Amazônica. **Ciência e Natura**, UFSM, p. 115 - 127, 2007.

DARWICH, A. J.; APRILE, F. M.; ROBERTSON, B. A. Variáveis limnológicas: contribuição ao estudo espaço-temporal de águas pretas amazônicas. **Editora INPA**. p. 19-33. Manaus, 2005.

ESTEVES, F. A. Fundamentos de Limnologia. 3 ed. Rio de Janeiro: **Interciência**, 2011. ISBN 978-85-7193-271-5.

ESTEVEES, F. A. Fundamentos de Limnologia. 2 ed.. Rio de Janeiro: **Interciência** 602p. 1998.

FURTADO, C. M. **Caracterização limnológica e avaliação da qualidade da água de um trecho urbano do rio Acre, Rio Branco – AC, Brasil.** Dissertação (Ecologia e manejo de Recursos Naturais). Programa de pós-graduação em Ecologia e manejo de Recursos Naturais. Universidade Federal do Acre. Rio Branco – AC, 2005.

GIANESELLA-GALVÃO, S.M.F., COSTA, M.P.F.; KURTNER, M. B. (1995). Bloom de *Oscillatoria* (*Trichodesmium*) *erythraea* (Ehr.) Kutz in Coastal Waters of the Southwest Atlantic, **Publ. Esp. Inst. Oceanogr.** 11: 133-140.

GOLDENFUM, J. A. Challenges and solutions for assessing the impact of freshwater reservoirs on natural GHG emissions. **Ecohydrology & Hydrobiology.** Vol. 12. 2, 115-122, 2012.

GOMES, B. M. **Estimativa de emissão de carbono por difusão de CO₂ e CH₄ na Bacia do Ji-Paraná.** Rio Claro: Universidade Estadual Paulista, 2009. Tese (Doutorado em Geociências e Meio ambiente). Instituto de Geociências e ciências exatas. Universidade Estadual Paulista, 2009.

HUANG, T. H.; FU, Y. H; PAN, P. Y.; CHEN, C. T. A. Fluvial carbon fluxes in tropical rivers., **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 4, p. 162-169, 2012.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. **Monitoramento de florestas.** São José dos Campos. SP. 2006.

IPCC (**Intergovernmental Panel on Climate Change**). Land use, land-use change, and forestry. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido. 377p. 2000.

IPCC (**Intergovernmental Panel on Climate Change**). Climate Change 2007 – Impacts, Adaptation and Vulnerability. Cambridge University Press: Cambridge Univ, Reino Unido. 976p. 2007.

IPCC (**Intergovernmental Panel on Climate Change**). Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Working Group I contribution IPCC Fifth assessment Report. 2013.

JANZEN, J. G.; SCHULZ, H. E.; LAMON, A. W. Medidas da concentração de oxigênio dissolvido na superfície da água. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 3, p. 278-283, 2008.

JARDIM, W. F. A evolução da atmosfera terrestre. **Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola**. Ed. Especial, p. 05-08, 2001.

JESPERSEN, A. M.; CHRISTOFFERSEN, K. Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. **Archive of Hydrobiology**, v.109, n. 3, p. 445-454, 1987.

KIRCHHOFF, V. W. J. H. **Introdução à Geofísica Espacial**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 1991. 149p.

KRUSCHE, A.V. et al. Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica dos corpos d'água da bacia do rio Ji-Paraná, Rondônia. **Acta Amazônica**. v.35, n.2, p.197-205, 2005.

KRUSCHE, A.V. et al. Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica dos corpos d'água da bacia do rio Ji-Paraná, Rondônia. **Acta Amazônica**. v.35, n.2, p.197-205, 2003.

LEITE, N. K. **A biogeoquímica do rio Ji-Paraná, Rondônia**. Piracicaba – SP: USP, 2004, p.44. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Agroecossistema), Universidade de São Paulo, 2004.

LIMA, P. F. **Identificação, caracterização e evolução dos usos da terra nas AAP's da Bacia Hidrográfica do Rio Urupá, Rondônia**. Ji-Paraná: Universidade Federal de Rondônia, 2014. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Ambiental). Departamento de Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Rondônia, 2014.

MACHADO, P. L. O. A. Carbono do solo e a mitigação da mudança climática global. **Quim. Nova**, vol. 28, nº. 2, p. 329-334, 2005.

MACINTYRE, S.; WANNINKHOF, R.; CHANTON, J.P. Trace gas exchange across the airwater interface in freshwater and coastal marine environments. In: MATSON, P.A.; HARRIS, R. C. Biogenic trace gases: measuring emissions from soil and water. Cambridge: **Blackwell Science**, 1995. p. 52-97.

MARTINS, C. R.; PEREIRA, P. A. P.; LOPES, W. A.; ANDRADE, J. B. Ciclos globais de carbono, nitrogênio e enxofre: a importância na química da atmosfera. **Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola**. nº 5, p. 28-41, 2003.

MAROTTA, H. Os fatores reguladores do metabolismo aquático e sua influência sobre o fluxo de dióxido de carbono entre os lagos e a atmosfera. **O ecol. Bras.**, p. 177-185, 2006.

MEIR, P.; GRACE, J.; MIRANDA, A. C.; LLOYD, J. Soil respiration in a rain forest in Amazonia, and in Cerrado in Central Brazil. **Amazonian Deforestation and Climate**, 1 ed., p.319–330. 1996.

MOLIO, L. C. B. Aquecimento global: uma visão crítica. **Revista Brasileira de Climatologia**. Universidade Federal do Alagoas, AL, p. 07-24, 2008.

MORTATTI, M.; PROBST, J. L.; OLIVEIRA, H.; BIBIAN, J. P. R.; FERNANDES, A. M. Fluxo de carbono inorgânico dissolvido no rio Piracicaba (São Paulo): partição e reações de equilíbrio do sistema carbonato. São Paulo, UNESP, **Geociências**, v. 25, n. 4, p. 429-436, 2006.

MOZETO, A. A. Química atmosférica: química sobre nossas cabeças. **Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola**. Ed. Especial, p. 41-49, 2001.

NETO, V. C. D. **Qualidade da água do rio Acre no trecho urbano do município de Rio Branco: fatores físicos e químicos**. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Florestal). Centro de Ciências Biológicas e da Natureza. Universidade Federal do Acre. Rio Branco – AC, 2014.

NOBRE, C. A.; REID, J.; VEIGA, A. P. S. **Fundamentos científicos das mudanças climáticas**. São Paulo, SP. Rede Clima/INPE, 44 p. 2012.

NUNES, M. L. A. **Avaliação da eficiência de diferentes produtos químicos utilizados na coagulação da água**. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Ambiental). Ji-Paraná – RO. Departamento de Engenharia Ambiental. Fundação Universidade Federal de Rondônia, 2011.

OKE, T. R. *Boundary Layer Climates*. Routledge, **Boca Raton**, Fla, 2 ed., 1987. ISBN 0-203-71545-4.

PALMA-SILVA, G.M. **Diagnóstico ambiental, qualidade da água e índice de depuração do Rio Corumbataí - SP**. 1999. 155 f. Dissertações (Mestrado em Manejo Integrado de Recursos) - Centro de Estudos Ambientais, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1999.

PACHECO, M.R.P.S.; HELENE, M.E.M. Atmosfera, fluxo de carbono e fertilização por CO₂. **Estudos Avançados**. 4 Ed. p. 204-220. 1997.

PEREIRA, A. C. A. **Graus de trofia em águas do rio Corrente dos Matões de Bom Jesus/PI.** Piauí: UFPI, 2011. Monografia (Licenciatura em Ciências Biológicas), Universidade Federal do Piauí, 2011.

PIERINI, S. A.; THOMAZ, S. M. Adaptações de plantas submersas à absorção do carbono inorgânico. **Acta bot. bras.** 18(3): 629-641. 2004.

PINTO, T.J.S. **Fluxo evasivo de CO₂ na interface água-atmosfera no rio Ji-paraná – RO.** Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Ambiental). Ji-Paraná – RO. Departamento de Engenharia Ambiental. Fundação Universidade Federal de Rondônia, 2015.

RASERA, M. F.F.L. **O papel das emissões de CO₂ para a atmosfera, em rios da bacia do Ji-Paraná (RO), no ciclo regional do carbono.** São Paulo: USP, 2005. Dissertação (Mestrado em Química na Agricultura e no Ambiente), Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, 2005.

RASERA, M. F. F. L. The influences of total dissolved inorganic carbon (DIC) concentrations and pH on potential outgassing from rivers in Rondônia. In: **LBA SCIENTIFIC CONFERENCE**, 3, 2004, Brasília. Abstract book... Brasília: LBA, 2004. CD-ROM. p. 37.13. 2004.

RASERA, M. F.; KRUSCHE, A. V.; RICHEY, J. E.; BALLESTER, M. V. R. VICTÓRIA, R. L. Spatial and temporal variability of pCO₂ and CO₂ efflux in seven Amazonian Rives. **Biogeochemistry**, v. 116, p. 241-259, 2013.

RASERA, M. F.F.L. **Determinação dos fluxos de CO₂ e parâmetros físicos envolvidos neste processo em diferentes ambientes fluviais da Amazônia.** São Paulo: USP, 2010. Tese (Doutorado em Ciências), Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, 2010.

RAVEN, P. H., EVERT, R. F. and EICHHORN, S. E. *Biologia Vegetal*. 5° ed. **Guanabara Koogan**. 906p. 1996.

REYMOND et al. Global carbon dioxide emissions from inland waters. **Nature**, p. 355-359, 2013.

RICHEY, J. E.; KRUSCHE, A.V.; JOHNSON, M. S.; CUNHA, H. B.; BALLESTER, M.V. **O papel dos rios no balanço regional de carbono.** American Geophysical Union, Washington,

D.C., USA, p. 1-19, 2009.

RICHEY, J. E. et al. Outgasing from Amazonian rivers and wetlands as a large tropical source of atmospheric CO₂. **Nature**. v. 416: p.617-620, 2002.

RONDÔNIA. Governo de Rondônia. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental – SEDAM. **Atlas Geoambiental de Rondônia**. 2002.

ROSA, M. B. S.; FIGUEIREDO, R. O.; COSTA, F. F.; SILVA, M. G. M. **Carbono orgânico dissolvido e pressão parcial de CO₂ em águas fluviais da microbacia do igarapé Cumaru, Amazônia oriental**. In: Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 2007, Caxambu – MG. 2007.

SÃO PAULO, CETESB; BRASÍLIA, ANA. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, Secretaria de Meio Ambiente, Governo do Estado de São Paulo. Ministério do Meio Ambiente, Agência Nacional de Águas, 2011.

SANTOS, A. **Avaliação da capacidade de autodepuração do rio Ji-Paraná (Rondônia), através da curva de depleção do oxigênio dissolvido**. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Ambiental). Ji-Paraná – RO. Departamento de Engenharia Ambiental. Fundação Universidade Federal de Rondônia, 2012.

SANTOS, M. A. **Inventário de Emissões de Gases de Efeito Estufa Derivadas de Hidrelétricas**. Tese (Doutorado em Planejamento Energético). Centro Operações de Pesquisa no Planejamento Energético - COPPE., Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ. 147p. 2000.

SANTOS, M. A. et al. O. Gross greenhouse gas fluxes from hydropower reservoir compared to the power plants. **Energy policy**, v. 34, n. 4, p. 481-488, 2006.

SCHIRMER, W. N.; LISBOA, H. M. Química da atmosfera: constituintes naturais, poluentes e suas reações. **Tecno-lógica**, Santa Cruz do Sul, v. 12, n. 2, p. 37-46. 2008.

SCHLAGER, H.; GREWE, V.; ROIGER, A. Chemical Composition of the Atmosphere. **Schumann, U. ed**, p. 17-35, 2012.

SOUZA, E. S. **Fluxo evasivo de CO₂ em ambientes fluviais no sudoeste da Amazônia, Acre, Brasil**. Piracicaba: USP, 2010. Tese (doutorado em Ciências). Centro de Energia Nuclear

na agricultura, Universidade de São Paulo, 2013.

SOUZA, M. F. L.; LONGHINI, C. M.; SILVA, A. M.; LENTINI, C. A. D. Ciclo do carbono: processos biogeoquímicos, físicos e interações entre compartimentos na baía de todos os santos. **Rev. Virtual Quim.**, 4 (5), p. 566-582, 2012.

STOCKER, T. F.; QIN, D.; PLATTNER, G. K.; TIGNOR, M.; ALLEN, S. K.; BOSCHUNG, J. A.; NAUELS, Y. X.; V.; MIDGLEY, P.M. “**IPCC: Summary for Policymakers**”. **Climate Change: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. 2013.

TARDY Y. Geoquímica Global: oscilações climáticas e evolução do meio ambiente desde quatro bilhões de anos. **Estudos Avançados**, p. 149-173, 1997.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agricola**, v.59, n.1, p.181-186, 2002.

TOLENTINO, M.; ROCHA-FILHO, R. C. Química no Efeito Estufa. **Química Nova na Escola**, n. 8, p. 10-14. 1998.

TONETTA, D. **Produção primária e respiração pelágica em um lago costeiro subtropical (lagoa do Peri, Brasil): variações vertical e temporal e suas relações com a comunidade fitoplanctônica**. Florianópolis: UFSC, 2012. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Programa de Pós-graduação em Ecologia, Departamento de Ecologia e Zoologia, Universidade Federal de Santa Catarina, 2012.

TONIOLO, J. C.; CARNEIRO, C. D. R. Processos geológicos de fixação de carbono na Terra e aquecimento global. **Terra e Didática**, 6º ed, p. 31-56, 2010.

VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu – SP. **Eclética Química**, v. 22, p.49-66, 1997.

VAREJÃO-SILVA, M. A. Meteorologia e Climatologia. Recife, PN. Versão Digital 2, 463 p. 2006.

VIEIRA, A. R. **Fluxo de CO₂ na interface ar-água em reservatório da Usina Hidrelétrica Rondon II, Pimenta Bueno – RO**. Ji-Paraná: UNIR, 2015. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Ambiental). Departamento de Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Rondônia. 2014.

WARD, N.D. et al. Degradation of terrestrially derived macromolecules in the Amazon River. **Nature Geoscience**, v. 6, n. 6, p. 1-4, 2013.

WETZEL, R.G.; LIKENS, G. E.; **Limnological analyses**. 3 ed. Library of Congress Cataloging in Publication Data. ISBN 0-387-98928-5.

ZUFFO, C. E.; NASCIMENTO, G. F.; ABREU, F. A. M.; CAVALCANTE, I. N. Caracterização da Qualidade de Águas Superficiais em Rondônia. **Anuário do Instituto de Geociências** - UFRJ ISSN 0101-9759 e-ISSN 1982-3908 - Vol. 36 - 2 / 2013, p. 25-39. 2013.