



**Universidade do Estado do Rio De Janeiro**  
Centro Biomédico  
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

Leonardo Kleba Lisboa

**Balço e espiral de carbono sob a perspectiva teórica de ecossistemas para  
ecologia de riachos**

Rio de Janeiro

2017

Leonardo Kleba Lisboa

**Balanço e espiral de carbono sob a perspectiva teórica de ecossistemas para ecologia de riachos**

Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Ecologia de sistemas marinhos e água doce.

Orientador: Timothy Peter Moulton

Rio de Janeiro

2017

CATALOGAÇÃO NA FONTE  
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

L769

Lisboa, Leonardo Kleba

Balanco e espiral de carbono sob a perspectiva teórica de ecossistemas para ecologia de riachos/ Leonardo Kleba Lisboa– 2017.

126 f. : il.

Orientador: Timothy Peter Moulton

Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

1. Ecologia aquática - Teses. 2. Ciclo de carbono (Biogeoquímica) – Teses. I. Moulton, Timothy Peter. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcantara Gomes. III. Título.

CDU 574.5

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.

---

Assinatura

---

Data

Leonardo Kleba Lisboa

**Balanço e espiral de carbono sob a perspectiva teórica de ecossistemas para ecologia de riachos**

Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Ecologia de sistemas marinhos e água doce.

Aprovado em 22 de fevereiro de 2017.

Orientador:

---

Prof. Dr. Timothy Peter Moulton

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes – UERJ

Banca Examinadora:

---

Prof. Dr. Vinicius F. Farjalla

Universidade Federal do Rio de Janeiro

---

Prof.<sup>a</sup> Dra. Kenny Tanizaki Fonseca

Universidade Federal Fluminense

---

Prof.<sup>a</sup> Dra. Eugenia Zandonà

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes – UERJ

---

Vinicius Neres-Lima

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes – UERJ

Rio de Janeiro

2017

## **DEDICATÓRIA**

À toda comunidade de Dois Rios, vila de Ilha Grande, RJ, que acolheu e acolhe de braços abertos grupos de pesquisa no CEADS, e persiste apesar de todas dificuldades da atual conjuntura.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer aos meus pais, Teresa Kleba e Armando de Melo Lisboa, por serem fonte de inspiração, suporte, motivação e principalmente exemplos de vida. Agradeço também meus irmãos João Francisco e Cristiane, por todo aprendizado e vivências que irmãos mais velhos podem oferecer. Agradeço à minha amiga e amada Luciana Guzella, pelos ensinamentos de vida, simplicidade e carinho nas horas necessárias e todo apoio na reta final da tese. Tenho orgulho de estar ao teu lado! Ainda, sou grato a toda família (que por sinal não é pequena) e agregados, tias, tios, primos, Terezinha, e à alegria pel@ sobrinh@ que está por vir.

Gostaria de fazer um agradecimento especial ao prof. Timothy Moulton, por ter me aceitado como orientando, mas principalmente pelo que representa como pesquisador e fomentador de discussões científicas. Tim, sentiremos sua falta em caso de aposentadoria *ipsis litteris*. Agradeço também à profa. Eugenia Zandonà e ao pos-doc Vinicius Neres de Lima por terem aceitado a participação na banca, e serem fundamentais nas discussões científicas em nosso laboratório. Em especial ao Vinicius, por ter aceitado ser revisor da tese, auxiliado em análises estatísticas e no campo! Agradeço aos demais componentes da banca por terem se disponibilizado e aceitado o convite, Vinícius Farjalla, Kenny Fonseca, Heitor Evangelista e Ilyas Siddique.

Agradeço a todo pessoal do Laboratório de Ecologia de Rios e Córregos (LERC) da UERJ, em especial a Eduardo da Silva-Júnior, Rafael Feijó-Lima, Anna Carolina Aguiar, Cláudia Andrade, Joana Etchebeste, Thomas Heatherly II, Cristiano Sassada-Sato, Flávia, Monalisa, Christine, Priscila, Jefferson, Fernanda, Bruna, Bia entre tantos outros. Também aos colegas do PPGEE Gabriel Santos, Elitieri Neto, Carolina Dias, Lucas Lopes, Piatã, Marlon, Luiz, Thiago entre tantos outros.

Aos coordenadores e secretários do PPGEE. A Steve Thomas pela orientação no doutorado sanduiche, ótima recepção nos EUA conjuntamente com Terry, e prazerosa forma de conduzir a pesquisa científica em campo e laboratório.

Gostaria de agradecer a todos os funcionários do CEADS, em especial àqueles sediados em Dois Rios, Ilha Grande, assim como moradores ilustres da vila: seu Júlio, seu Júlio “capitão do mato”, Teresa da cozinha do CEADS, Teresa do Bar da Teresa, Silvio, Kelly, Cláudio, seguranças, aos já falecidos, entre tantos outros...

Por fim, agradeço a todos os pesquisadores, cientistas de profissão ou não, aqueles que valorizam o conhecimento e acreditam na difusão de informações e ciência como meio de libertação e avanço para as comunidades globais.

Vive dentro de mim, como num rio,  
Uma linda mulher, esquiva e rara,  
Num borbulhar de argênteos flocos, Iara  
De cabeleira de ouro e corpo frio.  
Entre as ninféias a namoro e espio:  
E ela, do espelho móbil da onda clara,  
Com os verdes olhos úmidos me encara,  
E oferece-me o seio alvo e macio.  
Precipito-me, no ímpeto de esposo,  
Na desesperação da glória suma,  
Para a estreitar, louco de orgulho e gozo...  
Mas nos meus braços a ilusão se esfuma:  
E a Mãe-D'água, exalando um ai piedoso,  
Desfaz-se em mortas pérolas de espuma.

*Olavo Bilac*



## RESUMO

LISBOA, L. K. *Balanço e espiral de carbono sob a perspectiva teórica de ecossistemas para ecologia de riachos*. 2017. 126 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) – Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

O estudo do fluxo de energia e matéria através do paradigma ecossistêmico é um dos principais temas em ecologia de riachos. Uma diversidade de conceitos e abordagens nessa perspectiva foi desenvolvida, com considerável avanço para teoria ecológica. O “balanço de carbono” (*C budget*) é uma das principais abordagens utilizadas. O conceito de “espiral” (*spiraling*), por sua vez, traz ideias essenciais de conectividade longitudinal de elementos em transformação através do sistema. Apesar de ter sido proposta a longo tempo a abordagem de “espiral do carbono orgânico” ( $S_{OC}$ ) é pouco utilizada por ecólogos de riachos. Além de ser essencial para o entendimento da estrutura e funcionamento do ecossistema lótico,  $S_{OC}$  emprega algumas das variáveis operacionais utilizadas em estudos de *C budget*. Apesar disso, são raros os estudos que se utilizam das duas abordagens. A presente tese teve como objetivo elucidar processos ecossistêmicos de fluxo de carbono ao longo do contínuo de rio através das duas abordagens, analisar sua interconexão em termos de métricas, e descrever os principais preditores de resultados gerados. Para isso, foram feitas campanhas entre Jun/13 e Abr/16 em cinco pontos do Córrego da Andorinha, Ilha Grande, RJ, um riacho curto de alta conectividade longitudinal. Foi observada uma variação temporal de aporte alóctone, com maiores taxas ocorrendo na “estação chuvosa”, relacionada a eventos extremos mais prováveis de ocorrerem nessa estação. As taxas de aporte ao longo do contínuo variaram de acordo com a estrutura da zona ripária no trecho. A exportação total de carbono orgânico (OC) foi maior nos trechos de maior vazão, e nos meses de maior vazão, mas não nos meses da “estação chuvosa”. A relação entre aporte e exportação de OC grosseiro (I/O) regulou processos de acumulação ou subtração, que parecem trocar a predominância de acordo com fatores hidrológicos regulados em larga escala espaço-temporal. Cálculos de  $S_{OC}$  resultaram em um padrão de curva gaussiana no gradiente nascente-foz, com maior comprimento de espiral no médio-curso, e menor na nascente e na foz. Fatores hidrológicos regularam concentrações de OC transportado (TOC) fino e dissolvido, principais cargas de C no cálculo de  $S_{OC}$ . Concentrações de TOC ao longo do contínuo se inverteram em evento de cheia, que exportou em 8h o montante esperado para um mês em situação basal. Em se tratando do impacto das mudanças climáticas no funcionamento de ecossistemas, processos de fluxo de C tendem a se alterar principalmente em função de mudanças no padrão de chuvas e secas. Perspectiva de integração e melhorias quanto às métricas das abordagens são discutidas.

Palavras-chave: Dinâmica da matéria orgânica. Fluxo de carbono. Contínuo de rio.

## ABSTRACT

LISBOA, L. K. *Carbon budget and spiraling under the perspective of ecosystem theory to stream ecology*. 2017. 126 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) – Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

Studying the flux of energy and matter using the ecosystem paradigm is one of the main subjects in stream ecology. A variety of concepts and approaches were developed with this perspective, with considerable improvements for ecological theory. The carbon budget (*C budget*) is one of the main approaches used. The *Spiraling concept*, in turn, gives essential ideas of longitudinal connectivity of elements in transformation through the system. Despite being forged long time ago and look promising still these days, the organic carbon spiraling ( $S_{OC}$ ) approach is barely used by stream ecologists. Beyond the essential conceptualization for the understanding of ecosystem structure and function,  $S_{OC}$  uses some of the operational variables used in *C budget*. Yet, studies using both approaches at the same time are rare. The present thesis had as its objective to elucidate the processes of ecosystem carbon fluxes through the river continuum using both approaches, analyze its connection in terms of metrics, and describe the main predictors of generated results. Therefore, campaigns were performed between Jun/13 and Apr/16 in five points of Córrego da Andorinha stream, Ilha Grande, RJ, a short tropical stream of the Atlantic coast with high longitudinal connectivity. Temporal variation in the allochthonous input was observed, with higher input rates in the "rainy season", related to extreme events. Input rates through the continuum varied according to riparian zone structure of the stretch. Total organic carbon (OC) export was higher in higher discharge ( $Q$ ) stretches, and higher discharge months, but not in "rainy season" months. The relation between input and export (I/O) of coarse OC regulates processes of accumulation or subtraction, which seem to change prevalence according hydrological factors ruled in large space-time scale.  $S_{OC}$  calculations returned a Gaussian mode curve for the headwater-mouth gradient, with higher spiraling length in the middle-course, and lower in the headwaters and stream mouth. Hydrological factors regulated OC transported (TOC) concentrations of dissolved and fine carbon, which were the main loads of C in  $S_{OC}$  calculation. TOC concentration through the continuum reversed during a flood, which exported in 8h the expected amount for a month in basal conditions. In the perspective of climate change impact on ecosystem function, C flux processes seems to be altered mainly in function of changes in "rain" and "dry" patterns. Perspectives of integration and improvement were discussed relating the operational variables in terms of ecosystem thinking.

Keywords: Organic matter dynamics. Carbon fluxes. River Continuum

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização dos pontos de coleta na Bacia Hidrográfica do Córrego da Andorinha, Ilha Grande, litoral sudoeste do Rio de Janeiro, Brasil .....	43
Figura 2 – Regressões entre o material seco coletado (DM) e o AFDM.....	46
Figura 3 – Variação temporal das taxas de input ( $\pm$ SD) verticais em gramas de carbono por metro quadrado e laterais por metro linear .....	54
Figura 4 – Boxplots (mediana, quartis 25%-75%, 1,5 IQR e <i>outliers</i> ) .....	56
Figura 5 – Boxplots (mediana, quartis 25%-75%, 1,5 IQR e <i>outliers</i> ) .....	57
Figura 6 – Input total mensal (mediana, quartis 25%-75%, 1,5 IQR e <i>outliers</i> ).....	58
Figura 7 – Vazão média (a: mediana, quartis 25%-75%, 1,5 IQR) e variação temporal (b)....	59
Figura 8 – Frações de estoque bêntico .....	60
Figura 9 – Estoque bentônico (mediana, quartis 25%-75% e 1,5 IQR) .....	61
Figura 10 – Matéria orgânica grossa em suspensão .....	62
Figura 11 – Velocidade do carbono orgânico ( $V_{OC}$ ) e taxa de renovação biótica ( $K_{OC}$ ).....	66
Figura 12 – Comprimento da espiral do carbono orgânico ( $S_{OC}$ ).....	67
Figura 13 – Variação temporal da precipitação acumulada mensal .....	81
Figura 14 – Localização dos pontos amostrais na Bacia Hidrográfica do Córrego Andorinha, Ilha Grande, litoral sudoeste do Rio de Janeiro, Brasil.....	87
Figura 15 – Variação da vazão dentro e entre os cinco sites ao longo do contínuo .....	94
Figura 16 – Concentrações ( $g\ C\ m^{-3}$ , esquerda) de carbono orgânico transportado (TOC) e montantes totais por site ( $g\ C\ s^{-1}$ , direita) .....	95
Figura 17 – Carbono orgânico transportado modelado (linha tracejada) e observado (pontos) em função da vazão para DOC total (esquerda) e FPOC total (direita).....	98
Figura 18 – Ligações dos cinco sites através do contínuo do sistema Andorinha para carbono orgânico transportado.....	99
Figura 19 – Estimativas de TOC durante o <i>flood</i> mais alto (200 mm em 8 h) ocorrido durante o período de amostragens no sistema.....	101

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características físicas e estruturais dos cinco trechos estudados do córrego Andorinha, Ilha Grande, RJ .....	45
Tabela 2 – Taxas de carbono orgânico particulado grosso transportado, total por mês por metro longitudinal de trecho de rio .....	63
Tabela 3 – Concentrações de matéria orgânica particulada fina (FPOM) e dissolvida (DOM) .....	64
Tabela 4 – Três modelos de estimativas de respiração heterotrófica realizados. ....	65
Tabela 5 – Médias mensais e anuais dos inputs vertical e lateral.....	80
Tabela 6 – Resultado do ajuste da função de potência .....	97

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BOC	carbono orgânico bêntico
BOM	matéria orgânica bêntica, ou estoque bentônico de MO
CBOM	matéria orgânica grossa bentônica
CPOC	carbono orgânico particulado grosso
CPOM	matéria orgânica particulada grossa
CR	respiração da comunidade
DF	graus de liberdade ( <i>degrees of freedom</i> )
DOC	carbono orgânico dissolvido
DOM	matéria orgânica dissolvida
EE	eficiência do ecossistema ( <i>ecosystem efficiency</i> )
FBOM	matéria orgânica fina bentônica
FPOC	carbono orgânico particulado fino
FPOM	matéria orgânica particulada fina
GPP	produção primária bruta
IR	índice de retenção
J-NABS	<i>Journal of the American Benthological Society</i> (atual <i>Freshwater Science</i> )
LS	mínimos quadrados ( <i>least squares</i> )
MO	matéria orgânica
NLS	mínimos quadrados não-linear ( <i>nonlinear least means squares</i> )
NPP	produção primária líquida
OC	carbono orgânico
OD	oxigênio dissolvido
PAR	radiação fotossinteticamente ativa
POC	carbono orgânico particulado
RCC	Conceito do Rio Contínuo ( <i>River Continuum Concept</i> )
RS	<i>Rising-stage Sampler</i> (amostrador de água de cota-crescente)
SD	desvio padrão
SMI	índice de metabolismo do riacho
TOC	carbono orgânico total transportado
UPOC	carbono orgânico particulado ultrafino

## SUMÁRIO

	<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	15
1	<b>REVISANDO A ABORDAGEM DE ESPIRAL DO CARBONO PARA ENTENDER O MOVIMENTO E TRANSFORMAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA EM ECOSISTEMAS LÓTICOS<sup>1</sup></b> .....	20
1.1	<b>Resumo</b> .....	20
1.2	<b>Introdução</b> .....	21
1.3	<b>Componentes do Carbono Orgânico</b> .....	24
1.4	<b>Metabolismo</b> .....	26
1.5	<b><i>Carbon Turnover e Spiraling</i></b> .....	28
1.6	<b>Perspectivas</b> .....	30
1.7	<b>Referências</b> .....	33
2	<b>SOBRE DINÂMICA ALÓCTONE EM RIACHOS NA PERSPECTIVA DE BUDGET E ESPIRAL COM VISTAS À INTEGRAÇÃO DE MÉTRICAS A RESPEITO DE FUNCIONAMENTO DE ECOSISTEMAS<sup>1</sup></b> .....	39
2.1	<b>Resumo</b> .....	39
2.2	<b>Introdução</b> .....	40
2.3	<b>Objetivo</b> .....	41
2.4	<b>Material e Métodos</b> .....	42
2.5	<b>Resultados</b> .....	53
2.5.1	<b><u>Input Alóctone</u></b> .....	53
2.5.2	<b><u>Métricas de C spiraling – Componentes do Carbono Orgânico</u></b> .....	58
2.5.3	<b><u>Índices de espiral</u></b> .....	64
2.6	<b>Discussão</b> .....	67
2.6.1	<b><u>Budget vs. Spiraling</u></b> .....	71
2.6.2	<b><u>Conclusões</u></b> .....	73
2.7	<b>Referências</b> .....	75
3	<b>EFEITOS HIDRODINÂMICOS NO CARBONO ORGÂNICO ATRAVÉS DO CONTÍNUO: MODELOS DE UM RIACHO CURTO NA ENCOSTA ATLÂNTICA<sup>1</sup></b> .....	82
3.1	<b>Resumo</b> .....	82

3.2	<b>Introdução</b> .....	83
3.3	<b>Material e Métodos</b> .....	86
3.4	<b>Resultados</b> .....	93
3.5	<b>Discussão</b> .....	102
3.5.1	<u>Vazão vs. Processos</u> .....	102
3.5.2	<u>Estimativas de TOC</u> .....	104
3.5.3	<u>Conclusões e Direções</u> .....	107
3.6	<b>Referências</b> .....	109
4	<b>DISCUSSÃO GERAL E CONCLUSÕES</b> .....	115
4.1	<i>C Spirlaing</i> .....	115
4.2	<b>Dinâmica Alóctone</b> .....	117
4.3	<b>Considerações Gerais</b> .....	117
4.4	<b>Considerações Finais</b> .....	119
4.5	<b>Referências</b> .....	120
	<b>GLOSSÁRIO</b> .....	122
	<b>ANEXO A</b> – Versão publicada do Capítulo 1 na revista <i>Acta Limnologica Brasiliensia</i> , vol 28, e14. ....	124
	<b>ANEXO B</b> – Relatório Técnico Científico do doutorado sanduiche realizado na Universidade de Nebraska – Lincoln (UNL), EUA. ....	125

## INTRODUÇÃO GERAL

O conceito “ecossistema” apareceu na 1<sup>a</sup> e 4<sup>a</sup> colocações em nível de importância e utilidade dentre os conceitos da ecologia em rankings das Sociedades Britânica (PICKETT et al., 2007) e Americana de Ecologia (REINERS et al., 2015), respectivamente. Essa importância não retira a crítica ao paradigma de ecossistema como maneira limitada de se descrever a natureza, o qual poderia estar “enferrujado” e necessitando de grandes revisões (O’NEILL, 2001). O fato principal, todavia, é a impressionante persistência da ideia proposta há mais de 80 anos estar ainda em vigor nos dias de hoje, e com poucas alterações, se estas existirem (FATH, 2009). Esse paradigma ganhou grande importância em pesquisas atuais na avaliação de processos ecológicos e como os impactos ambientais humanos afetam os serviços ecossistêmicos (CURRIE, 2011; HARFOOT et al., 2014), com especial importância para mudanças no funcionamento de ecossistemas (SCHEFFERS et al., 2016).

O importante na definição de ecossistema, segundo Jørgensen (2009), é justamente a palavra “sistema”, a qual implica que este tem fronteiras, divisas que nos permitem distinguir entre ele e seu ambiente circundante – ambiente é, em princípio, todo resto do mundo além das fronteiras do respectivo sistema. Essas fronteiras, conceitualmente falando, são essencialmente abertas, no sentido de que o funcionamento do sistema depende do input contínuo de energia externa (ODUM, 1956). Dessa maneira, as unidades dimensionais utilizadas em estudos ecossistêmicos são geralmente quantidade de matéria ou energia se movendo através dos mesmos (FATH, 2009). Por sua vez, esses limites aplicados para definição de um ecossistema dependem em grande parte da função deste sistema, e são determinados basicamente pelo direcionamento do problema em questão (JØRGENSEN, 2009).

Para ecologia de riachos, essa definição do problema em questão relativo ao processo natural a ser descrito é de suma importância, visto que as enormes dimensões espaciais e temporais enfrentadas por ecólogos de riachos se estendem por mais de 16 ordens de magnitude (MINSHALL, 1988). Nessa perspectiva, a definição do conceito de microbacia esclarece a área direta de influência sob a qual os sistemas lóticos estão submetidos, sendo essencial para compreensão dos processos biogeoquímicos quando consideramos um rio como unidade de estudo (BORMANN & LIKENS, 1967; FISHER & LIKENS, 1973). Aqui, fica claro que a interação entre o ecossistema aquático e o terrestre circundante regula muito



dos processos ocorrendo no ambiente lótico, sendo que a área direta de transição, a zona ripária, representa a chave para o entendimento dessa interconexão.

Zonas ripárias podem ser entendidas como um mosaico diverso de acidentes geográficos, comunidades e ambientes compreendidos dentro de uma paisagem maior, servindo como estrutura básica conceitual a fim de se compreender a organização, diversidade e dinâmica das comunidades associadas aos sistemas fluviais (NAIMAN & DÉCAMPS, 1997). Com um papel chave na ciclagem de nutrientes, essa zona está diretamente relacionada com a dinâmica de energia dos ecossistemas aquáticos (GREGORY et al., 1991; LIMA & ZAKIA, 2009). Há tempos estudos têm sido feitos a fim de se avaliar a real extensão dessa relação energética (SHANKS & OLSON, 1961; MINSHALL, 1967), focando principalmente no balanço (*budget*) da matéria orgânica (TANK et al., 2010), com notável contribuição em edição especial da J-NABS' por WEBSTER & MEYER (1997).

Balanço (*Budget*) de matéria orgânica (MO) é basicamente a relação entre input, estocagem, transporte e exportação de carbono pelo sistema (TANK et al., 2010). Apesar da perspectiva ecossistêmica, a maioria dos estudos de *budget* fica limitada à definição do trecho de rio estudado, e são raros os estudos que fazem a conexão desse balanço através do gradiente nascente-foz de um rio. A abordagem de Espiral (*Spiraling*) nasceu a partir da ideia de conectividade longitudinal como universalidade dos sistemas lóticos, onde determinado elemento processado rio acima estaria novamente disponível no sistema rio abaixo (WEBSTER, 1975; WALLACE et al., 1977; WEBSTER & PATTEN, 1979). Essa ideia é relativamente fácil de ser assimilada em termos de nutrientes. Para carbono, contudo, a oxidação biológica da forma orgânica leva necessariamente a transformação em CO<sub>2</sub>, o qual pode ser facilmente emitido para fora do sistema. Todavia, o cálculo de espiral do carbono orgânico (*organic carbon spiraling*) foi proposto por Newbold et al. (1982), representando uma abordagem promissora para a questão de biogeoquímica dos sistemas longitudinalmente conectados (FISHER et al., 2004).

Apesar da ligação direta que as duas abordagens (*Budget* e *Spiraling*) têm através das variáveis operacionais utilizadas (i.e., componentes do carbono orgânico), pouco se encontra a respeito da inter-relação que elas teriam, e como se daria a conexão entre os resultados gerados por cada uma delas. Considera-se que esta discussão pode trazer avanços importantes para teoria de ecologia de riachos, principalmente em relação a estudos de funcionamento de ecossistemas. Como enfatizado por PICKET et al. (2007), muito dos debates infrutíferos em ecologia surgem por causa de conceitos ou diferenças deficientemente articuladas.

Como a presente tese foi estruturada em capítulos que representam artigos a serem publicados, optou-se por uma introdução geral sucinta, visto a introdução específica ao tema que cada artigo contempla. Não obstante, o primeiro capítulo é basicamente uma revisão geral sobre o tema de *C spiraling*, e representa uma introdução bastante desenvolvida sobre o mesmo. Na construção da linha de raciocínio representada pela ordenação dos capítulos contíguos, foi considerada a necessidade de apresentação conceitual de fatores relevantes na sequência lógica que fundamentasse os temas. Além disso, a relevância do tema e as conclusões observadas ao final das considerações dos capítulos foram embutidas nesse plano sequencial. Assim, achou-se melhor elaborar sobre fatores hidrológicos no último capítulo da presente tese, tendo em vista seu papel regulatório principal no controle de comprimentos e taxas de *C spiraling* (como leva a crer as considerações nos capítulos 1 e 2), e desenvolver sobre a pesquisa empírica de *C spiraling* e *C budget* no capítulo 2.

Outro ponto relevante diz respeito às atividades relativas ao estágio de doutoramento sanduiche, que foi realizado durante o período de abril a outubro de 2015 na University of Nebraska – Lincoln (UNL) sob a orientação no exterior do prof. Steve Thomas, as quais foram sumarizadas em relatório técnico-científico anexado (Anexo II). Como o sanduiche foi realizado conjuntamente com outros projetos de doutoramento fazendo parte de um projeto maior, e possíveis artigos gerados ainda estão sendo desenvolvidos entre os coautores, optou-se pela não inclusão do mesmo no corpo da Tese. Foi priorizado, desta forma, o sequenciamento lógico conceitual e empírico que se segue.

## REFERÊNCIAS

- BORMANN, FH and LIKENS, GE. (1968). Nutrient cycling. *Science* 155(3761): 424-429.
- CURRIE, W. (2011). Units of nature or processes across scales? The ecosystem concept at age 75. *New Phytologist* 190: 21–34
- FATH, BD. (2009). Ecosystem Ecology. In: JØRGENSEN, SE. (2009) *Ecosystem Ecology*. Elsevier B.V., Amsterdam, Netherlands. 521 pp.
- FISHER, SG, SPONSELLER, RA and HEFERNAN, JG. (2004) Horizons in stream biogeochemistry: flowpaths to progress. *Ecology* 85(9): 2369-2379.
- FISHER, SG and LIKENS, GE. (1973). Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecological Monographs* 43(4): 421-439.
- GREGORY, SV, SWANSON, FJ, MCKEE, WA and CUMMINS, KW. (1991). An ecosystem perspective of riparian zones – focus on links between land and water. *BioScience* 41: 540–551.
- HARFOOT, MBJ, NEWBOLD, T, TITTENSOR, DP, EMMOT, S, HUTTON, J, LYUTSAREV, V, SMITH, MJ, SCHARLEMANN, JPW and PUVERS, DW. (2014). Emergent Global Patterns of Ecosystem Structure and Function from a Mechanistic General Ecosystem Model. *PLoS Biol* 12(4): e1001841.
- JØRGENSEN, SE. Fundamental Laws in Ecology. In: JØRGENSEN, SE. (2009) *Ecosystem Ecology*. Elsevier B.V., Amsterdam, Netherlands. 521 pp.
- LIMA WP and ZAKIA, MJB. (2009). Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, RR and LEITÃO-FILHO, HFL. (eds.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo, Edusp, 2ª ed. 2ª reimp. 2009. 319p.
- MINSHALL, GW. (1988). Stream Ecosystem Theory: A Global Perspective. *Journal of the North American Benthological Society* 7(4): 263-288.
- MINSHALL, GW. (1967). Role of allochthonous detritus in trophic structure of a woodland springbrook community. *Ecology* 48: 139–149.
- NAIMAN, RJ and DÉCAMPS, H. (1997). The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28: 621-658.
- ODUM, HT. (1956). Primary production in flowing waters. *Limnology and Oceanography* 1(2) 102-117.
- O'NEILL, RV. (2001). Is it time to bury the ecosystem concept? (With full military honors, of course!). *Ecology* 82(12): 3275–3284.

PICKETT, ST, KOLASA, J and JONES, CG. (2007). Integration in ecology. In: PICKETT, ST, KOLASA, J and JONES, CG (eds). *Ecological Understanding: the nature of theory and the theory of nature*. Elsevier © (2<sup>nd</sup> ed), San Diego, USA.

REINERS, WA, LOCKWOOD, JA, PRAGER, SD and MULROY, JC. (2015). Ecological concepts: what are they, what is their value, and for whom? *The Bulletin of the Ecological Society of America* 96(1): 64-69.

SCHEFFERS, BR, MEESTER, LD, BRIDGE, TCL, HOFFMANN, AA, PANDOLFI, JM, CORLETT, RT, BUTCHART, SHM, PEARCE-KELLY, P, KOVACS, KM, DUDGEON, D, PACIFICI, M, RONDININI, C, FODEN, WB, MARTIN, TG, MORA, C, BICKFORD, D and WATSON, JEM. (2016). The broad footprint of climate change from genes to biomes to people. *Science* 354(6313): 7671(1)-7671(11).

SHANKS, RE and OLSON, JS. (1961). First-Year breakdown of leaf litter in Southern Appalachian Forests. *Science* 134: 194-195.

TANK, JL, ROSI-MARSHALL, EJ, GRIFFITHS, NA, ENTREKIN, SA and STEPHEN, ML. (2010). A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 29(1): 118–146.

WALLACE, JB, WEBSTER, JR and WOODALL, WR. (1977). The role of filter feeders in flowing waters. *Archiv für Hydrobiologie* 79: 506-532.

WEBSTER, JR and MEYER, JL. (1997). Organic matter budgets for streams: a synthesis. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 141–161.

WEBSTER, JR and PATTEN, BC. (1979). Effects of watershed perturbation on stream potassium and calcium dynamics. *Ecological Monographs* 49(1): 51-72.

WEBSTER, JR. (1975). Analysis of potassium and calcium dynamics in stream ecosystems on three southern Appalachian watersheds of contrasting vegetation. *Doctoral dissertation*, University of Georgia, Athens, Georgia, USA.

# 1 REVISANDO A ABORDAGEM DE ESPIRAL DO CARBONO PARA ENTENDER O MOVIMENTO E TRANSFORMAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA EM ECOSISTEMAS LÓTICOS<sup>1</sup>

## 1.1 Resumo

Objetivo: Compreender o ciclo fluvial do carbono é uma questão essencial para ecólogos de riachos. Nos últimos 60 anos, avanços importantes na dinâmica do carbono e fluxo de energia do ecossistema foram feitos principalmente através das abordagens de “*budget*” e “*metabolismo*”. Apesar disso, pouco foco tem sido dado à quantificação do movimento longitudinal da matéria orgânica. O conceito “*espiral do carbono orgânico*” ( $S_{OC}$ ) foi formulado no início dos anos 80, e representou um avanço substancial no entendimento do fluxo longitudinal dos elementos em ecossistemas lóticos. Métodos: Nessa revisão, foi resumida a história por trás do conceito de  $S_{OC}$ , cobriram-se os principais avanços na época de sua criação, foram descritas as variáveis operacionais e a equação para o cálculo de  $S_{OC}$ , e discutiram-se direções futuras e aplicações atuais dessa abordagem. Resultados/Conclusões: Enfatizou-se a necessidade de integrar a abordagem de espiral de C em outras regiões do globo, dado que medidas de  $S_{OC}$  são quase que exclusivas da América do Norte. Tais estudos comparativos poderiam elucidar importantes variáveis controladoras da exportação, estocagem e oxidação do carbono fluvial. Avanços na caracterização do carbono orgânico dissolvido, e melhorias nas medidas de respiração heterotrófica são necessários para aumentar a acurácia nos cálculos de  $S_{OC}$ , assim como estimativas realistas de estoque bêntico. Com o recente interesse em examinar como sistemas lóticos contribuem para o balanço regional e global de C, argumenta-se que a abordagem de espiral é uma maneira efetiva de atingir esses objetivos e auxiliar a responder questões clássicas da ecologia de riachos.

**Palavras-chave:** *turnover* de carbono; comprimento de espiral; riacho; transporte longitudinal; funcionamento de ecossistemas.

<sup>1</sup> O presente capítulo é a tradução literal do artigo publicado em *Acta Limnologica Brasiliensia* (2016) Vol 28: e14. (Anexo I): LISBOA, L.K., THOMAS, S. and MOULTON, T.P. (2016). Reviewing carbon spiraling approach to understand organic matter movement and transformation in lotic ecosystems.

## 1.2 Introdução

A escola de George E. Hutchinson foi responsável pelo desenvolvimento do metabolismo e biogeoquímica de ecossistemas nos anos 1940 e 1950 (FISHER et al., 2004), publicando artigos clássicos sobre ciclo de energia e sucessão trófica em ecossistemas aquáticos (LINDEMAN, 1942). O metabolismo de riachos cresceu especificamente a partir de Howard T. Odum, aluno de Hutchinson que proporcionou enorme avanço para ecologia de riachos e de ecossistemas com estudos pioneiros na Flórida, que quantificaram a produção primária e respiração da comunidade analisando o fluxo de energia e estrutura trófica do sistema Silver Springs (ODUM, 1956; 1957). Esses estudos de balanço energético iniciaram uma era de pesquisas holísticas em ecologia de riachos, fundamentada em estudos sobre dinâmica do carbono e fluxo energético no ecossistema (MINSHALL et al., 1985; FISHER et al., 2004).

Ecólogos de riachos incorporaram e estenderam esses estudos pioneiros através de experimentos que incluíram a importância do aporte alóctone (MINSHALL, 1967; KAUSHIK et al., 1971; CUMMINS et al., 1973), elucidando padrões nas cadeias alimentares (CUMMINS, 1973) e dissertando sobre heterotrofia (CUMMINS, 1974) ou autotrofia (MINSHALL, 1978) desses sistemas. Após o desenvolvimento do conceito de “sistema da micro-bacia” por Bormann e Likens (1967) em Hubbard Brook no final dos anos 60, Fisher e Likens (1972; 1973) quantificaram o balanço energético anual do rio Bear Brook medindo todos os fluxos de entrada e saída de energia potencial na forma de matéria orgânica (MO). A partir desses fluxos os autores introduziram a experimentação em pesquisas sobre o cálculo do “balanço” (*budget*) total de MO, difundindo a visão de riachos como ecossistemas abertos e fortemente conectados com a bacia de drenagem.

A natureza complexa e diversa dos sistemas lóticos torna difícil a criação de conceitos e teorias unificadoras sobre os mesmos (MINSHALL et al., 1983). Apesar disso, avanços têm sido feitos começando com as primeiras ideias sobre sucessão longitudinal e estrutura da comunidade desenvolvidas por Odum (1956) e Margalef (1960). Com o fluxo unidirecional da água, qualquer trecho específico do rio é continuamente alimentado por regiões a montante da bacia, e grande parte do material ingerido por determinado organismo muito provavelmente estará disponível a jusante formando o “pool” de detritos (WEBSTER & PATTEN, 1979). Considerando-se o aspecto espacial (transversal e longitudinal) do movimento da matéria, e a grande possibilidade dela ser utilizada novamente por organismos

rio abaixo, foi proposto o termo espiral (“*spiraling*”) inicialmente por Webster (1975, *apud* WEBSTER & PATTEN, 1979), e posteriormente em Wallace et al. (1977), referindo-se à combinação dos processos de ciclagem e transporte em riachos. Conjuntamente com o “Conceito do Rio Contínuo” (VANNOTE et al., 1980), o conceito de espiral representou uma mudança da abordagem focada no segmento em direção a uma visão de rios como sistemas de transporte longitudinalmente distribuídos (NEWBOLD et al., 1982b).

Apesar do conceito “*spiraling*” ter sido proposto inicialmente para o movimento do carbono rio abaixo (WEBSTER, 1975 *apud* WEBSTER & PATTEN, 1979), e posteriormente ampliado a fim de incluir a ciclagem biótica de qualquer nutriente entre suas formas orgânicas e inorgânicas (NEWBOLD et al., 1981; ELWOOD et al., 1983), a primeira referência a “*organic carbon spiraling*” foi publicada apenas em 1982 com Newbold et al., que adaptaram o conceito ao processamento de carbono orgânico em riachos. No artigo, os autores propõem a expressão “*turnover length*” ( $S_{OC}$ ) para o carbono orgânico, derivando uma equação para seu cálculo e comparando o novo índice com outros dois propostos a época na literatura.

“*Carbon turnover length*” é definido como a distância média ou esperada percorrida a jusante por um átomo de carbono durante sua residência no riacho em uma forma reduzida ou fixada (NEWBOLD et al., 1982). Basicamente, trata-se da distância viajada pelo átomo de carbono desde sua entrada ou fixação no rio até sua oxidação via respiração. Assim, os valores do  $S_{OC}$  são uma função da velocidade média em que o carbono orgânico se move rio abaixo ( $V_{OC}$ ) e a taxa em que o carbono orgânico é oxidado pela atividade biótica ( $K_{OC}$ ), de acordo com a equação (1):

$$S_{oc} = \frac{V_{oc}}{K_{oc}} \quad (1)$$

Até o momento da publicação deste artigo eram utilizados outros termos para se referir ao processamento de carbono orgânico em sistemas lóticos, como “*ecosystem efficiency*” (EE = eficiência do ecossistema) e “*stream metabolism index*” (SMI = índice de metabolismo do riacho) (NEWBOLD et al., 1982a). EE foi definida por Fisher e Likens (1973) como a razão entre a taxa de carbono respirado (CR) dentro do ecossistema e o aporte total de carbono (I) para o sistema (EE = CR/I). Essa razão foi derivada do diagrama P/R criado por Odum (1956) para avaliar autotrofia ou heterotrofia nos ecossistemas (ROSENFELD & MACKAY (1987) observaram depois que a transição entre autotrofia e heterotrofia em riachos não é propriamente expressa pela razão P/R por esta não mostrar a proporção de produção autóctone e alóctone nos mesmos). O índice EE permitiu a avaliação se um sistema estaria acumulando

ou perdendo carbono orgânico. Apesar disso, o índice mostrou certas limitações que impedem comparações de diferentes ecossistemas (FISHER, 1977) por não medir o grau em que as taxas de respiração estão sendo balanceadas pelos aportes (NEWBOLD et al., 1982a).

Esse conceito foi aperfeiçoado mais tarde quando Fisher desenvolveu o índice SMI, como sendo um “fator de carga” que indicaria a taxa de aumento ou diminuição da concentração total de matéria orgânica (MO) por unidade de ecossistema. Assim, SMI foi definido como simplesmente a razão entre a respiração observada e a respiração necessária para zerar a carga de aporte ao sistema, o que pode ser usado para comparar eficiências de processamento total em riachos de qualquer tamanho (FISHER, 1977). Newbold et al. (1982a) sugeriram que o comprimento de renovação do carbono orgânicos e SMI seriam complementares, e propuseram uma equação (2) relacionando os dois índices:

$$SMI(x) = 1 - \exp\left(\frac{-x}{S_{OC}}\right) \quad (2)$$

onde “x” é a distância em metros da cabeceira até o determinado ponto do riacho em questão. Ambos os índices utilizam propriedades similares o sistema, mas a diferença está no fato de SMI e EE serem dependentes do comprimento do trecho, enquanto  $S_{OC}$  pode ser calculado (pelo menos teoricamente) para qualquer dado ponto do riacho (NEWBOLD et al., 1982a). Enquanto SMI mede o processamento de matéria orgânica do input lateral,  $S_{OC}$  calcula o processamento relativo de todo carbono dentro do sistema considerando-se aporte de regiões de montante.

Na medida em que experimentações em riachos tem ampla variação nos tamanhos de trechos estudados, e os próprios sistemas variam fundamentalmente em comprimento, o presente artigo foca na espiral do carbono orgânico assumindo que esta abordagem representou um substancial avanço na problemática de fluxos longitudinais dos elementos em sistemas lóticos (FISHER et al., 2004; WEBSTER, 2007). Muitos estudos têm sido feitos no âmbito da descrição física de processos hidrológicos e experimentação com nutrientes inorgânicos, mas pouco progresso foi feito na quantificação do movimento longitudinal da matéria orgânica (MINSHALL et al., 2000). Como atestaram Fisher et al. (2004), apesar do cálculo de “*spiraling length*” ser intensivamente laborioso ele remete à essência da biogeoquímica de riachos e contorna alguns problemas presentes na abordagem de “*total budget*”. A discussão recente a respeito de ciclo de carbono e emissão global em ecossistemas lóticos pode ser aperfeiçoada com conceitos bem fundamentados em ecologia de riachos, e esta revisão visa trazer elucidacões sobre a abordagem de espiral de carbono nessa perspectiva. Assim, um dos objetivos do presente trabalho foi representar um bom agregado



de dados e informações detalhadas sobre parâmetros necessários para o cálculo de  $S_{OC}$ . Foram procurados artigos com os tópicos “*carbon spiraling*” + “*stream*” e “*carbon turnover*” + “*stream*” no título, resumo e palavras-chave nas bases de pesquisa Web of Science e Scopus durante o ano de 2015.

### 1.3 Componentes do Carbono Orgânico

Os estoques de carbono orgânico (OC) são altamente heterogêneos dentro de um riacho, e estoques específicos tendem a viajar e se transformar em diferentes taxas. Como exposto acima, medidas de diferentes componentes do carbono orgânico são necessárias para estimativas das taxas de renovação e comprimento da espiral de C. Esses componentes se resumem nas partículas autóctones ou alóctones de carbono transportadas rio abaixo, e naquelas retidas ou estocadas no seu leito.

Presente na coluna d’água na forma particulada ou dissolvida, o C em movimento é considerado como carbono orgânico transportado (TOC), que por sua vez é subdividido em carbono orgânico particulado (POC) e carbono orgânico dissolvido (DOC). Autores vêm classificando as partículas de C em uma variedade de tamanhos, mas basicamente todas enquadram as classes de POC em: carbono orgânico particulado grosso (CPOC:  $x > 1$  mm ou  $x > 0,25$  mm), e carbono orgânico particulado fino (FPOC:  $1$  mm  $> x > 0,45$   $\mu$ m) (YOUNG & HURYN, 1997; WALLACE et al., 2006). O FPOC ainda pode ser subdividido em categorias de carbono orgânico médio-largo (250  $\mu$ m -1 mm), pequeno (100-250  $\mu$ m), fino (45-100  $\mu$ m), muito fino (VFPOC: 15-52  $\mu$ m, 30-60  $\mu$ m ou 25-45  $\mu$ m) e carbono orgânico ultrafino (UPOC: 0,45-52  $\mu$ m ou 0,45-25  $\mu$ m) (YOUNG & HURYN, 1997; NEWBOLD et al., 2005; THOMAS et al., 2005; WALLACE et al., 2006). Na sua forma dissolvida, DOC, são consideradas partículas menores que 0,45 $\mu$ m (THOMAS et al., 2005). Esses componentes representam todo carbono presente na coluna d’água que é transportado a jusante, também conhecido como carbono do sêston, ou carbono sestônico, o que inclui plâncton e detrito orgânico.

O TOC é originado em fontes internas (perifíton e detritos) ou externas (vegetação terrestre, solo, atmosfera) (WALLACE et al., 1982), e sua concentração no rio é influenciada pela biota (WALLACE et al., 1991) e abrasão física e retenção do canal (BILBY, 1981; WALLACE et al., 1995). Sua fração particulada é primariamente composta de detritos não identificáveis, fragmentos de plantas vasculares e algas (WEBSTER et al., 1995). Estudos

vêm demonstrando que a maior parte do TOC em riachos é composto pelas menores frações do C orgânico, como partículas ultrafinas (MINSHALL et al., 1983; YOUNG & HURYIN, 1997; THOMAS et al., 2005) ou mesmo carbono orgânico dissolvido (MULHOLLAND, 1981; GRIFFITHS et al., 2012). A partir do fluxo da água e processamento, essas partículas pequenas tendem a se concentrar ainda mais rio abaixo (YOUNG & HURYIN, 1997), se tornando cada vez menores com o aumento da ordem do rio (MINSHAL et al., 1983). A fração grosseira, CPOC, costuma ser ao mínimo uma ordem de grandeza menor que FPOC (MINSHALL et al., 1992), se tornando quase insignificante no cálculo de TOC total no fluxo do sistema. De acordo com Webster et al. (1995), o sistema pode perder POC sestônico através de três mecanismos: decomposição microbiana, remoção por coletores-filtradores ou deposição.

A fração dissolvida pode ser transformada em CO<sub>2</sub> tanto por oxidação microbiana como por fotólise (BATTIN et al., 2008). Usualmente o maior montante de carbono no TOC é representado pelo C orgânico dissolvido, que pode variar de 1,97 a 41,8 mg C.L<sup>-1</sup> (MEYER & EDWARDS, 1990; GRIFFITHS et al., 2012). As principais classes de C orgânico na água de rios são ácidos flúvicos, ácidos húmicos, ácidos hidrofílicos, carboidratos, ácidos carboxílicos e aminoácidos (KAPLAN & NEWBOLD, 2003). Quanto à labilidade, DOC pode ser separado em substâncias húmicas, mais suscetíveis à oxidação, e monômeros (principalmente ácidos carboxílicos) como mais refratários (KAPLAN & NEWBOLD, 2003).

Aquela fração de carbono orgânico que se deposita no leito de rios e riachos passa a compor o estoque bentônico de matéria orgânica (BOM), ou carbono orgânico benthico (BOC). De acordo com uma das 10 Leis da Teoria de Ecossistemas, “massa, incluindo biomassa, e energia são conservadas” (JORGENSEN, 2009). Nessa perspectiva, o BOC pode ser entendido como o resultado líquido dos processos de input e output:  $B = I - O$ . Input inclui o aporte de detrito vegetal alóctone, produção primária, egestão de consumidores, transporte sestônico da montante e água subterrânea. O output inclui consumo, decomposição microbiana, lixiviamento de materiais dissolvidos e transporte à jusante (WEBSTER et al., 1995).

O estoque benthico vem sendo medido em uma variedade de classes de tamanho, mas a maioria das pesquisas o classifica apenas em material orgânico bentônico grosso (CBOM, > 1 mm) e material orgânico bentônico fino (FBOM, 0,45 µm - 1 mm). Alguns autores separam ainda uma terceira fração em material bentônico ultrafino (UBOM, 0,45-52 µm) (MINSHALL et al., 1983; THOMAS et al., 2005). Mensurações de BOM em riachos são

complicadas por causa de sua distribuição em manchas e estocagem profunda (WEBSTER & MEYER, 1997), e são muitas vezes subestimadas pela falta de medidas de FBOM (WALLACE et al., 2006). Ainda, padrões de estocagem (“standing crop”) podem ter enorme variação entre trechos erosivos (corredeiras) e deposicionais (remansos) (Wallace et al., 2006). Apesar disso, BOC é componente essencial no cálculo de comprimentos de espiral do C orgânico.

A composição das classes de tamanho do estoque bentônico pode variar enormemente entre riachos de acordo com as características de deposição, retenção, processamento e transporte peculiares de cada sistema. Estudos vêm demonstrando que mais da metade do BOC é composto pelas menores frações de carbono, como FBOC (GRIFFITHS et al., 2012) ou UBOC (MINSHALL et al., 1983; THOMAS et al., 2005). Todavia, como as taxas de processamento do material lenhoso são bastante lentas, a estocagem bentônica de madeira pode ser muito superior a de folhas (JONES, 1997), e grandes troncos depositados em riachos podem permanecer durante anos no mesmo local sem apresentar decaimento significativo de massa (WEBSTER et al., 1999). Por apresentarem maior retentividade, as áreas de cabeceira tendem a ter o BOC composto por partículas mais grosseiras (NEWBOLD et al., 1982), que vão diminuindo de tamanho rio abaixo a partir de processos físico-químicos e biológicos (MINSHALL et al., 1983; WEBSTER et al., 1999). Todavia, como explicitaram Minshall et al. (1983), fatores geomórficos locais que determinam padrões de deposição em riachos são mais importantes do que o tamanho (ou ordem) do rio na explicação da variância de BOM.

#### 1.4 **Metabolismo**

A produtividade primária é definida como a taxa de formação da matéria orgânica a partir do carbono inorgânico. Foto-autotrofia via fotossíntese é a via mais comum de autotrofia na maioria dos ecossistemas, apesar da quimio-autotrofia (e.g. nitrificação) poder ser localmente importante (STRAUSS et al., 2002). Uma parte da energia fixada é perdida na respiração vegetal (respiração autotrófica =  $R_a$ ), a porção estocada na biomassa representa a produtividade primária líquida (NPP), e o total (respirado + estocado) é a produtividade primária bruta (GPP) (BOTT, 2006). Os processos de produção e respiração em riachos influenciam diretamente os níveis de oxigênio dissolvido (OD) e  $CO_2$  na água, e conjuntamente representam o metabolismo do sistema (ODUM, 1956). Medidas de metabolismo incluem a respiração de heterotróficos ( $R_h$ ) e autotróficos ( $R_a$ ), e por isso é

também chamada de respiração da comunidade (CR) (BOTT, 2006). Os principais organismos produtores são algas compondo o perifíton, além de briófitas, macrófitas aquáticas e cianobactérias (BOTT, 2006). Quanto à respiração, a principal fração remete a micróbios heterotróficos, que superam ainda a respiração de algas epilíticas e da fauna, o menor componente de CR (WEBSTER et al., 1995).

O metabolismo em rios é geralmente medido a partir de curvas de variação nas concentrações de OD diurnas, apesar de a produtividade primária também ser medida através de clorofila no perifíton (MORIN et al., 1999; MOULTON et al., 2015). Baseado na premissa de que mudanças no OD são uma função da fotossíntese, respiração, e troca de gases com a atmosfera, produtividade pode ser diretamente calculada do balanço líquido de mudanças nas concentrações de oxigênio na luz (balanço de GPP e ER) e respiração no escuro (BOTT, 2006). Mudanças no O<sub>2</sub> dissolvido podem ser feitas em câmaras fechadas (“*enclosed chambers*”) (BOTT et al., 1978), ou diretamente no riacho (“*open-channel*”) (ODUM, 1956). A concentração de oxigênio na água depende não só do metabolismo como também da troca de oxigênio direta com a atmosfera através da superfície da água. Especificamente, CR pode ser computada de uma forma simples pela fórmula (3):

$$CR (mg O_2 L^{-1} dia^{-1}) = \frac{\sum_{06:00}^{18:00} ROC + (D * k)}{\Delta t} \quad (3)$$

onde ROC é a taxa de mudança de O<sub>2</sub> por hora, D é o déficit de O<sub>2</sub> e k é o coeficiente de reaeração (mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>), divididos pelo intervalo de tempo (a fim de retornar uma taxa por tempo). Para cálculo de S<sub>OC</sub>, taxas de respiração precisam ser transformadas primeiramente em O<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup> (dividindo-se pela profundidade), e então convertidas em massa de carbono através de coeficiente de respiração (RQ) de 0,85, de acordo com Bott (2006) (Equação 4):

$$g C = g O_2 * RQ * \frac{12}{32} \quad (4)$$

onde 12 é o peso atômico do carbono, e 32 o peso atômico do oxigênio. Finalmente, como S<sub>OC</sub> exige apenas taxas de respiração heterotrófica, a CR é convertida em R<sub>h</sub> utilizando-se um coeficiente de p = 0.38, através da fórmula (THOMAS et al., 2005) (Equação 5):

$$R_{het} = CR - pGPP \quad (5)$$

Uma dificuldade do método “open-system” é determinar precisamente a taxa de reaeração, particularmente em riachos turbulentos. Essa taxa é uma função da inclinação, profundidade, velocidade e irregularidade do canal e da diferença entre a concentração de oxigênio na água e a concentração a 100% de saturação (YOUNG & HURYN, 1999). Medidas de reaeração são feitas através de equações empíricas (baseadas no fluxo,

declividade e profundidade), de experimentação com injeção de gás marcador na água ou através de regressão noturna considerando variações na concentração de OD durante o período escuro (YOUNG & HURYN, 1999; BOTT, 2006). Cabe ressaltar que nem modelos empíricos, nem regressão noturna são métodos muito acurados.

A partir do metabolismo, autores retomam o cálculo da eficiência do ecossistema analisando sua autotrofia ou heterotrofia a partir da simples razão entre produção primária do sistema e respiração da comunidade: GPP/CR, ou P/R. Os determinantes primários das taxas de metabolismo em riachos são luz incidente e uma variedade de fatores que configuram a morfologia do canal (fatores trecho-específicos como sombreamento da margem, turbidez, retentividade de MO, largura e profundidade) (YOUNG & HURYN, 1999), e em maior escala a vazão, nutrientes e temperatura do sistema (MCINTIRE & PHINNEY, 1965; YOUNG & HURYN, 1996). As taxas de GPP, CR e razão P/R tendem a aumentar rio abaixo com o aumento da escala do ecossistema e maiores taxas de insolação (MINSHALL et al., 1983; BOTT et al., 1985; NAIMAN et al., 1987), apesar de alguns sistemas não apresentarem aumento relativo de GPP nem da razão P/R a jusante (MEYER & EDWARDS, 1990; YOUNG & HURYN, 1996), e se adequarem melhor ao contínuo de rios que apresentam regiões de cabeceira descobertas (MINSHALL et al., 1985). Está claro que o aumento da largura do rio tende a aumentar a incidência de radiação fotossinteticamente ativa (PAR) sobre a água, que é a principal determinante da GPP e NPP em riachos (MULHOLAND et al., 2001).

Uma boa forma de se representar o metabolismo de riachos considerando concentrações e fluxo de MO é a partir da taxa de renovação do C orgânico. Como explicitaram Young e Huryn (1999), a relação entre o metabolismo da comunidade do riacho, o transporte de matéria orgânica e uso de solo é provavelmente mais útil quando expressa em termos de comprimento da espiral do carbono.

### 1.5 *Carbon Turnover e Spiraling*

Os termos “*C spiraling*” (espiral de carbono) e “*C turnover*” (renovação de carbono) são utilizados como sinônimos, resguardando a condição de que espiral faz sentido apenas em termos de comprimento (km, m), e renovação pode ser utilizada tanto como taxa ( $\text{dia}^{-1}$ , representando  $K_{OC}$ ), quanto como comprimento (km, m; representando o  $S_{OC}$ ) de oxidação de carbono. Autores vêm utilizando principalmente “*C turnover length*” (MEYER &

EDWARDS, 1990; MINSHALL et al., 1992; THOMAS et al., 2005), como representação da eficiência do sistema no processamento de C orgânico (MEYER e EDWARDS, 1990).

Como visto acima, o cálculo de “*C turnover length*” é uma função entre o fluxo de C e a taxa de sua oxidação, fatores que são diretamente determinados a partir dos componentes de C orgânico e metabolismo do sistema. Após a conceituação e proposição inicial da fórmula (equação 1) por Newbold et al. (1982), estimativas do comprimento da espiral de C foram aplicadas por diversos autores, com a sumarização do cálculo de  $S_{OC}$  (THOMAS et al. 2005) de acordo com as equações:

$$V_{oc} = \frac{TOC * Q}{BOC * w} \quad (6)$$

$$K_{oc} = \frac{R_{het}}{BOC + (TOC * z)} \quad (7)$$

$$S_{oc} = \frac{V_{oc}}{K_{oc}} \quad (1)$$

$$IR = \frac{v_{wat}}{V_{oc}} \quad (8)$$

onde  $V_{OC}$  é a velocidade longitudinal do carbono orgânico ( $m \text{ dia}^{-1}$ ), TOC = concentração total de carbono orgânico transportado ( $g \text{ m}^{-3}$ ), Q = vazão ( $m^3 \text{ dia}^{-1}$ ), BOC = estoque total de carbono orgânico bêntico ( $g \text{ m}^{-2}$ ), w = largura média do rio (m),  $K_{OC}$  = taxa biótica de renovação do carbono ( $\text{dia}^{-1}$ ),  $R_{HET}$  = respiração heterotrófica, z = profundidade média do rio,  $S_{OC}$  = comprimento da espiral do carbono orgânico (m), IR = índice de retenção e  $v_{wat}$  = velocidade da água no trecho ( $m \text{ dia}^{-1}$ ) (THOMAS et al., 2005).

Comprimentos da espiral de C podem apresentar enorme variação entre riachos e dentro do próprio ecossistema. Todavia, a grande maioria dos autores evidencia uma forte ligação com fatores hidrológicos, onde  $S_{OC}$  aumenta conjuntamente com a vazão do rio (MINSHALL et al., 1983; MEYER & EDWARDS, 1990; MINSHALL et al., 1992; YOUNG & HURYN, 1997; YOUNG & HURYN, 1999; THOMAS et al., 2005; WEBSTER, 2007; GRIFFTHS et al., 2012). Ainda,  $S_{OC}$  é influenciada fortemente por padrões temporais (THOMAS et al., 2005), uso de solo (YOUNG & HURYN, 1999; GRIFFTHS et al., 2012) e distanciamento das nascentes (NEWBOLD et al., 1982; WEBSTER, 2007), porque esses fatores atuam diretamente nos parâmetros básicos do cálculo da espiral ao determinarem as concentrações dos componentes de C orgânico e taxas de metabolismo. Assim, todos os fatores que alteram concentrações de COD, CPOM e FPOM sestônicos, estocagem de BOM,

taxas de CR e GPP, além de fatores hidrológicos como vazão influenciam diretamente os comprimentos da espiral do C orgânico em riachos.

Nas nascentes e menores ordens do sistema de um rio, por apresentarem menor vazão, maior retentividade e maior fração de C lábil em relação ao refratário (NEWBOLD et al., 1982), uma molécula de C não precisa viajar longa distância a jusante até ser oxidada. Griffiths et al. (2012) analisaram seis riachos de 3ª ordem em Indiana, EUA, e encontraram  $S_{OC}$  variando de 0,2 até 54,4 km, com uma média de apenas 15 km para oxidação do C fixado dentro do rio. Outros autores encontraram medidas ainda menores em riachos de 1ª até 6ª ordem (MINSHALL., 1983; MEYER & EDWARDS, 1990). Com o aumento da ordem, as distâncias de espiral de C tendem a aumentar, tanto pelo aumento da vazão como diminuição da retentividade do sistema (NEWBOLD et al., 1982; MEYER & EDWARDS, 1990). Em quatro pontos de um rio de 8ª ordem, Thomas et al. (2005) encontraram  $S_{OC}$ s variando de 11 a 184 km, com uma média de 64 km, distância mais de quatro vezes maior que encontrada por Griffiths et al. (2012) para o percurso de uma molécula de OC no rio até sua oxidação.

Apesar disso, o aumento da ordem e estrutura também está positivamente relacionado com o aumento da CR do sistema, e maiores taxas de respiração implicam em uma maior oxidação do carbono diminuindo relativamente o comprimento de  $S_{OC}$ . Segundo Webster (2007), o “*turnover length*” aumenta com o distanciamento das nascentes, atingindo um pico de cerca de  $S_{OC} = 130$  km a uma distância de 70 km da nascente. A partir daí, o “*C turnover length*” começa a decrescer, principalmente influenciado pela respiração das partículas autóctones que passa a ser cada vez mais importante para o balanço de C. Como pontuaram Meyer e Edwards (1990), apesar de rios de maiores ordens serem menos eficientes no processamento do C orgânico (maiores  $S_{OC}$ ), eles ainda são responsáveis pela maior parte da atividade metabólica da bacia. Ainda, Young e Huryn (1999) encontraram valores máximos de  $S_{OC}$  de 408 km em um riacho de 3ª ordem, e relacionaram esse grande comprimento com o aumento pontual da vazão no inverno e baixa taxa metabólica.

## 1.6 Perspectivas

Apesar de ter representado um relativo avanço para biogeoquímica de riachos (FISHER et al., 2004), apresentar utilidade prática (YOUNG & HURYN, 1999) e ter sua proposição feita há mais de 30 anos (NEWBOLD et al., 1982), dados publicados de “*C turnover length*” são quase exclusivos dos EUA, com raros estudos em outros países como

Nova Zelândia (YOUNG & HURYN, 1997; 1999), Alemanha (PROFT, 1998) e Canadá (NAIMAN et al., 1987). A carência de estudos com essa abordagem nos trópicos também se torna uma grande lacuna, visto que riachos tropicais podem se comportar de maneira diferente (DUDGEON, 2008), tendo em vista que estes podem ter maiores taxas de carbono lábil dissolvidas na água – como aminoácidos – quando comparados com riachos temperados (JAFFÉ et al., 2012). Ainda, está claro que padrões temporais nos trópicos não têm restrição de baixas temperaturas e são altamente influenciados por períodos de chuvas intensas, que certamente alteram os parâmetros básicos para o cálculo de  $S_{OC}$ .

Perspectivas em “*C spiraling length*” preveem a separação qualitativa de componentes do C orgânico em suspensão visto a diferenciação de suas taxas metabólicas (FISHER et al., 2004), experimentação específica de oxidação das frações mais finas de C (RICHARDSON et al., 2013) além de cálculos abordando a ressuspensão de partículas finas no sistema (NEWBOLD et al., 2005). Além disso, como DOC representa o maior estoque de matéria orgânica em sistemas de água doce (WETZEL, 1992), e assumindo que este componente é o mais importante intermediário em ciclos globais do carbono (BATTIN et al., 2008), análises mais detalhadas de sua estrutura molecular e composição química poderiam providenciar informações críticas para dinâmica do carbono em uma escala global (JAFFÉ et al., 2012). Avanços de métodos analíticos para identificação de classes inteiras de componentes como aminoácidos, peptídeos, proteínas e carboidratos estão sendo feitos com técnicas de cromatografia com detectores altamente sensíveis capazes de aproximar ao de espectro nível nanomolar (KAPLAN & NEWBOLD, 2003). Caracterização do DOC deve também considerar técnicas recentes de espectrometria de massas em moléculas orgânicas como “electro-spray” e “fotoionização por pressão atmosférica” (HOCKADAY et al., 2009), compostos podem ser determinados por cromatografia de gases em espectrômetro de massas (JAFFÉ et al., 2012), e DOC biodegradável estimado com biorreatores (MCLAUGHLIN & KAPLAN, 2013).

Além do mais, medidas mais precisas de C heterotroficamente respirado são necessárias para cálculos mais acurados de “*C spiraling length*” (HALL & BEAULIEU, 2013), e boas estimativas de metabolismo do subsolo e taxas de reaeração são essenciais para essa realização. Avanços na utilização de marcadores para calcular a reaeração no método de *open-channel* estão fazendo uso de hexafluorido sulfúrico (SF<sub>6</sub>) ou argônio (Ar) e até xenônio (BENSON et al., 2014). Argônio é visto como vantajoso por ser um gás fisicamente indistinguível do oxigênio, ser muito barato, resolver problemas do propano (explosão) e SF<sub>6</sub>



(gás de efeito estufa), e pode ser facilmente medido em espectrômetro de massas de membrana (HALL, 2015).

A visão de que sistemas de rios exportam a maior parte da matéria orgânica que recebem (NAIMAN et al., 1987; WEBSTER & MEYER, 1997; WEBSTER et al., 1999) não é mais consistente com estimativas de fluxo de carbono (JAFFÉ et al., 2012). Em vez disso, sistemas costeiros de água doce representam locais de transformação ativa, transportando para oceanos menos da metade do carbono terrestre recebido (COLE et al., 2007), e são responsáveis por uma vasta quantidade de emissão de dióxido de carbono para atmosfera (BATTIN et al., 2008). Nessa perspectiva, assumimos que a abordagem de *C spiraling* é uma boa forma de se calcular a dinâmica específica de C em diferentes sistemas lóticos, primeiramente porque ela demanda um levantamento detalhado dos principais componentes regulando o ciclo de C, e, secundariamente, porque os unifica em um senso de visão ecológico. Como afirmado por Hall et al. (2016), metabolismo e *C spiraling* são boas maneiras de se examinar mecanismos biogeoquímicos controlando o ciclo de C fluvial. Por fim, sugerimos que essa abordagem possa ser utilizada para entender a dinâmica de C em rios com abrangência em escala global, e pode ajudar a responder perguntas clássicas de ecólogos de rios como: “O que acontece com o material alóctone que cai nos riachos?” (WEBSTER et al., 1999, p. 687), e “Como o carbono orgânico pode ser oxidado durante a rota dos continentes para os oceanos tendo em vista ao tempo de viagem de dias a semanas em sistemas fluviais em relação ao estendido tempo de residência nos solos?” (BATTIN et al., 2008, p. 95).

## 1.7 Referências

- BATTIN, T.J., KAPLAN, L.A., FINDLAY, S., HOPKINSON, C.S., MARTI, E., PACKMAN, A.I., NEWBOLD, J.D. and SABATER, F. (2008). Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks. *Nature Geoscience* 1: 95-100.
- BENSON, A., ZANE, M., BECKER, T.E., VISSER, A., URIOSTEGUI, S.H., DERUBEIS, E., MORAN, J.E., ESSER, B.K. and CLARK, J.F. (2014). Quantifying Reaeration Rates in Alpine Streams Using Deliberate Gas Tracer Experiments. *Water* 6: 1013-1027; doi:10.3390/w6041013.
- BILBY, R.E. (1981). Role of organic debris dams in regulating the export of dissolved and particulate matter from a forested watershed. *Ecology* 62: 1234-1243.
- BORMANN, F.H. and LIKENS, G.E. (1968) Nutrient cycling. *Science* 155 (3761): 424-429.
- BOTT, T.L., BROCK, J.T., CUSHING, C.E., GREGORY, S.V., KING, D. and PETERSEN. R.C. (1978). A comparison of methods for measuring primary productivity and community respiration in streams. *Hydrobiologia* 60: 3–12.
- BOTT, T.L., BROCK, J.T., DUNN, C.S., NAIMAN, R.J., OVINK, R.W. and PETERSEN. R.C. (1985). Benthic community metabolism in four temperate stream systems: an inter-biome comparison and evaluation of the river continuum concept. *Hydrobiologia* 1985: 123, 3-45.
- BOTT T.L. (2006). Primary productivity and community respiration. In: HAUER, F. R. and LAMBERTI, G. A. (eds) *Methods In Stream Ecology*, 2nd ed. Elsevier, San Diego, pp 663-690.
- COLE, J.J., PRAIRIE, Y.T., CARACO, N.F., MCDOWELL, W.H., TRANVIK, L.J., STRIEGL, R.G., DUARTE, C.M., DOWNING Já., MIDDELBURG, J.J. and MELACK, J. (2007). Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, 10:171–184.
- CUMMINS, K.W. (1973). Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology* 18: 183-206.
- CUMMINS, K.W., PETERSEN, R.C., HOWARD, F.O, WUYCHECK, J.C and HOLT, V.I. (1973). The utilization of leaf litter by stream detritivores. *Ecology* 54(2): 336-345.
- CUMMINS, K.W. (1974). Structure and function of stream ecosystems. *BioScience* 24:631-641.
- DUDGEON, D. (2008). *Tropical Stream Ecology*. London: Elsevier. 324 pp.
- ELWOOD, J.W., NEWBOLD, J.D., O'NEILL, R.V. and Van WINKLE, W. (1983). Resource spiraling: an operational paradigm for analyzing lotic ecosystems. In: FONTAINE,

T.D. and BARTELL, S.M. (eds) *Dynamics of Lotic Ecosystems*. Ann Arbor: Ann Arbor Science Publishers MI. pp. 3-27.

FISHER, S.G. and LIKENS, G.E. (1972). Ecosystem: organic energy budget. *BioScience* 22: 33-35.

FISHER, S.G. and LIKENS, G.E. (1973). Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecological Monographs* 43(4): 421-439.

FISHER, S.G. (1977). Organic matter processing by a stream-segment ecosystem: Fort River, Massachusetts, USA. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 62: 701-727.

FISHER, G.S., SPONSELLER, R.A. and HEFERNAN, J.G. (2004). Horizons in stream biogeochemistry: flowpaths to progress. *Ecology*, 85(9): 2369-2379.

GRIFFITHS, N.A., TANK, J.L., ROYER, T.V., WARRNER, T.J., FRAUENDORF, T.C., ROSI-MARSHALL, E.J. and WHILES, M.R. (2012). Temporal variation in organic carbon spiraling in Midwestern agricultural streams. *Biogeochemistry* 108: 149-169.

HALL Jr., R.O, TANK, J.L, BAKER, M.A., ROSI-MARSHALL, E.J. and HOTCHKISS, E.R. (2016). Metabolism, Gas Exchange, and Carbon Spiraling in Rivers. *Ecosystems* (19):73-86.

HALL, R.O. and BEAULIEU, Jr J.J. (2013). Estimating autotrophic respiration in streams using daily metabolism data. *Freshwater Science* 32(2): 507-516.

HALL, R.O. (2015). "Re: *Metabolism*". Message to the author. 25 Aug. 2015. E-mail.

HOCKADAY, W.C., PURCELL, J.M., MARSHALL, A.G., BALDOCK, J.A. and HATCHER, P.G. (2009). Electrospray and photoionization mass spectrometry for the characterization of organic matter in natural waters: a qualitative assessment. *Limnology and Oceanography: Methods* 7: 81-95.

JAFFÉ, R., YAMASHITA, Y., MAIE, N., COOPER, W.T., DITTMAR, T., DODDS, W.K., JONES, J.B., MYOSHI, T., ORTIZ-ZAYAS, J.R., PODGORSKI, D.C. and WATANABE, A. (2012). Dissolved organic matter in headwater streams: compositional variability across climatic regions of North America. *Geochemica et Cosmochemica Acta* 94: 95-108.

JONES J.B. (1997). Benthic organic matter storage in streams: influence of detrital import and export, retention mechanisms, and climate. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 109-119.

JORGENSEN, S.E. (2009). Fundamental Laws in Ecology. In: JORGENSEN, S.E. (ed) *Ecosystem Ecology*. Amsterdam: Elsevier, 2009, pp. 33-38.

KAPLAN L.A. and NEWBOLD J.D. (2003). The role of monomers in stream ecosystem metabolism. In: FINDLAY, S.E.G. and SINSABAUGH, R.L. (eds.) *Aquatic Ecosystems: Interactivity of Dissolved Organic Matter*. Amsterdam: Elsevier, 2003, pp. 97–119.

KAUSHIK, N.K. and HYNES, H.B.N. (1971). Fate of dead leaves that fall into streams. *Archiv für Hydrobiologie* 68: 465–515.

LINDEMAN, R.L. (1942). The trophic dynamic aspect of ecology. *Ecology* 23(4): 399-417.

MARGALEF, R. (1960). Ideas for a synthetic approach to the ecology of running waters. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* 45: 133-153;

MCINTIRE, C.D. and PHINNEY, H.K. (1965). Laboratory studies of periphyton and community metabolism in lotic environments. *Ecological Monographs* 35: 237-258.

MCLAUGHLIN, C. and KAPLAN, L.A. (2013). Biological lability of dissolved organic carbon in stream water and contributing terrestrial sources. *Freshwater Science* 32(4): 1219-1230.

MEYER, J.L. and EDWARDS, R.T. (1990). Ecosystem Metabolism and Turnover of Organic Carbon along a Blackwater River Continuum. *Ecology* 71: 668-677.

MINSHALL, G.W. (1967). Role of allochthonous detritus in the trophic structure of a woodland springbrook community. *Ecology* 48(1): 139-149.

MINSHALL, G.W. (1978). Autotrophy in stream ecosystems. *BioScience* 28(12): 767-771.

MINSHALL, G.W., PETERSEN, R.C., CUMMINS, K.W., BOTT, T.L., SEDELL, J.R., CUSHING, C.E. and VANOTE, R.L. (1983). Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics. *Ecological Monographs* 53(1): 1-25.

MINSHALL, G.W., CUMMINS, K.W., PETERSEN, R.C., CUSHING, C.E., BRUNS, D.A., SEDELL, J.R. and VANNOTE, R.L. (1985). Developments in stream ecosystem theory. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42: 1045–1055.

MINSHALL, G.W., PETERSEN, R.C., BOTT, T.L., CUSHING, C.E., CUMMINS, K.W., VANNOTE, R.L. and SEDELL, J.R. (1992). Stream ecosystem dynamics of the Salmon River, Idaho: an 8th-order system. *Journal of the North American Benthological Society* 11:111–137.

MINSHALL, G.W., THOMAS, S.A., NEWBOLD, J.D., MONAGHAN, M.T. and CUSHING, C.E. (2000). Physical factors influencing fine organic particle transport and deposition in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 19: 1-16.

MORIN, A., LAMOUREUX, W. and BUSNARDA, J. (1999). Empirical models predicting primary productivity from chlorophyll a and water temperature for stream periphyton and lake and ocean phytoplankton. *Journal of the North American Benthological Society* 18(3): 299-307.

MOULTON, T.P., LOURENÇO-AMORIN, C., SASADA-SATO, C., NERES-LIMA, V. and ZANDONA, E. (2015). Dynamics of algal production and ephemeropteran grazing of periphyton in a tropical stream. *International Review of Hydrobiology* 99: 1-8.

MULHOLLAND, P.J. (1981). Carbon Flow in a Swamp-Stream Ecosystem. *Ecological Monographs* 51(3): 307-322.

MULHOLLAND, P.J., FELLOWS, C.S., TANK, J.L., GRIMM, N.B., WEBSTER, J.R., HAMILTON, S.K., MARTÍ, E., ASHKENAS, L., BOWDEN, W.B., DODDS, W.K., MCDOWELL, W.H., PAUL, M.J. and PETERSON, B.J. (2001). Inter-biome comparison of factors controlling stream metabolism. *Freshwater Biology* 46: 1503-1517.

NEWBOLD, J.D., ELWOOD, J.W., O'NEILL, R.V. and Van WINKLE, W. (1981). Nutrient spiraling in streams: The concept and its field measurement. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38: 860–863.

NEWBOLD, J.D., MULHOLLAND, P.J., ELWOOD, J.W. and O'NEILL, R.V. (1982a). Organic Carbon Spiraling in Stream Ecosystems. *Oikos* 38: 266-272.

NEWBOLD, J.D., O'NEILL, R.V., ELWOOD, J.W. and Van WINKEL, W. (1982b). Nutrient spiraling in streams: Implications for nutrient limitation and invertebrate activity. *The American Naturalist* 120(5): 628-652.

NEWBOLD, J.D., THOMAS, S.A., MINSHALL, G.W., CUSHING, C.E. and GEORGIAN, T. (2005). Deposition, benthic residence, and resuspension of fine organic particles in a mountain stream. *Limnology and Oceanography* 50(5): 1571-1580.

NAIMAN, R.J., MELILLO, T.M., LOCK, M.A., FORD, T.E. and REICE, S.R. (1987). Longitudinal patterns of ecosystem processes and community structure in a subarctic River Continuum. *Ecology* 68: 1139-1156.

ODUM, H.T. (1956). Primary production in flowing waters. *Limnology and Oceanography* 1(2): 102-117.

ODUM, H.T. (1957). Trophic Structure and Productivity of Silver Springs, Florida. *Ecological Monographs* 27(1): 55-112.

PROFT, G. (1998). Carbon turnover by respiration in the river Ilm (Thuringia, Germany). *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 26(6): 355-361.

RICHARDSON, D.C., NEWBOLD, J.D., AUFDENKAMPE, A.K., TAYLOR, P.G. and KAPLAN, L.A. (2013). Measuring heterotrophic respiration rates of suspended particulate organic carbon from stream ecosystems. *Limnology and Oceanography: Methods* 11: 247-261.

ROSENFELD, J.S. and MACKAY, R.J. (1987). Accessing the food base of stream ecosystems: alternatives to the P/R ratio. *Oikos* 50(1): 141-147.

STRAUSS, E.A., MITCHELL, N.L. and LAMBERTI, G.A. (2002). Factors regulating nitrification in aquatic sediments: effects of organic carbon, nitrogen availability, and pH. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 554–563.

THOMAS S.A., ROYER T.V., SNYDER E.B. and DAVIS J.C. (2005). Organic carbon spiraling in an Idaho river. *Aquatic Science* 67: 424–433.

VANNOTE, R.L., MINSHALL, G.W., CUMMINS, K.W., SEDELL, J.R. and CUSHING, C.E. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137.

WALLACE, J.B., WEBSTER, J.R. and WOODALL, W.R. (1977). The role of filter feeders in flowing waters. *Archiv für Hydrobiologie* 79: 506-532.

WALLACE, J.B., ROSS, D.H. and MEYER, J.L. (1982). Seston and dissolved organic carbon dynamics in a southern Appalachian stream. *Ecology* 63: 824-838.

WALLACE, J.B., CUFFNEY, T.F., WEBSTER, J.R., LUGTHART, G.J., CHUNG, K. and GOLDOWITZ, B.S. (1991). Five-year study of export of fine organic particles from headwater streams: effects of season, extreme discharges, and invertebrate manipulation. *Limnology and Oceanography* 36: 670-682.

WALLACE, J.B., WEBSTER, J.R. and MEYER, J.L. (1995). Influence of log additions on physical and biotic characteristics of a mountains stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 2120-2137.

WALLACE, J.B., HUTCHENS, J.J. and GRUBAUGH, J.W. (2006). Transport and storage of FPOM. In: HAUER, F.R. and LAMBERTI, G.A. (eds) *Methods In Stream Ecology*. San Diego: Elsevier, 2<sup>nd</sup> ed. pp 249-271

WEBSTER, J.R. and PATTEN, B.C. (1979). Effects of watershed perturbation on stream potassium and calcium dynamics. *Ecological Monographs* 49(1): 51-72.

WEBSTER, J.R., WALLACE, J.B. and BENFIELD, E.F. (1995). Organic process in streams of the eastern United States. In: CUSHING, C.E., CUMMINS, K.W. and MINSHALL, G.W. (eds) *River and Stream Ecosystems*. Amsterdam: Elsevier Science. pp 117-187.

WEBSTER, J.R. and MEYER, J.L. (1997). Organic matter budgets for streams: a synthesis. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 141–161.

WEBSTER, J.R., BENFIELD, E.F., EHRMAN, T.P., SCHAEFFER, M.A., TANK, J.L., HUTCHENS, J.J. and D'ANGELO, D.J. (1999). What happens to allochthonous material that falls into streams? A synthesis of new and published information from Coweeta. *Freshwater Biology* 41: 687-705.

WEBSTER, J.R. (2007). Spiraling down the river continuum: stream ecology and the U-shaped curve. *Journal of the North American Benthological Society* 26(3): 375-389.

WETZEL, R.G. (1992). Gradient-dominated ecosystems: sources and regulatory functions of dissolved organic matter in freshwater ecosystems. *Hydrobiologia* 229: 181–198.

YOUNG, R.G. and HURYN, A.D. (1996). Interannual variation in discharge controls ecosystem metabolism along a grassland river continuum. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 2199-2211.

YOUNG, R.G. and HURYN, A.D. (1997). Longitudinal patterns of organic matter transport and turnover along a New Zealand grassland river. *Freshwater Biology* 38: 93-107.

YOUNG, R.G. and HURYN, A.D. (1999). Effects of land use on stream metabolism and organic matter turnover. *Ecological Applications* 9(4): 1359-1376.

## 2 SOBRE DINÂMICA ALÓCTONE EM RIACHOS NA PERSPECTIVA DE BUDGET E ESPIRAL COM VISTAS À INTEGRAÇÃO DE MÉTRICAS A RESPEITO DE FUNCIONAMENTO DE ECOSISTEMAS<sup>1</sup>

### 2.1 Resumo

Muitos estudos têm sido feitos a respeito do input alóctone e budget de matéria orgânica (MO) em riachos de cabeceira. Porém, parece haver pouca utilização dessa quantidade de informação em perspectiva de funcionamento do ecossistema considerando-se o contínuo e métricas de espiral. Assim, o presente capítulo buscou correlacionar as abordagens de budget e espiral de carbono através de um estudo empírico, visando fundamentar métricas de cálculo dos aportes em relação à adequação de unidades para relativização sistêmica. Para tanto, estudou-se o gradiente nascente-foz de um sistema intertropical preservado curto de alta declividade. O input alóctone vertical ( $I_{VERT}$ ) e lateral ( $I_{LAT}$ ) foi monitorado de Jun/13 a Jul/14, e medidas de componentes do C orgânico dentro do sistema foram feitas. Adicionalmente, medidas de vazão, transporte e metabolismo foram realizadas para estimativas de budget e C *spiraling* ( $S_{OC}$ ) ao longo do contínuo. O  $I_{VERT}$  apresentou variação temporal com maiores taxas entre Jan e Mar, e a proporção  $I_{VERT}/I_{LAT}$  diminuiu da montante à jusante, todavia regulada por características trecho-específicas da zona ripária. Taxas de input total ( $I_{TOT}$ ) por metro quadrado diminuíram da montante para jusante, mas taxas de input absoluto ( $I_{ABS}$ ) por metro longitudinal de rio tiveram tendência a aumentar à jusante. A relação entre taxas de  $I_{ABS}$  e de transporte parece trocar de predominância temporalmente, ocasionando períodos de acúmulo ou subtração de MO controlados pela inter-relação entre fatores hidrológicos e de produção de serapilheira nos sites. Medidas de C *spiraling* retornaram um padrão de curva gaussiana através do contínuo, com  $S_{OC}$  mais longo no médio-curso do sistema. Apesar de usarem algumas das mesmas variáveis operacionais, *budget* normalmente não considera DOC nem FPOC, principais reguladores de  $S_{OC}$ . Unidades utilizadas em pesquisas de dinâmica de MO carecem de padronização e de sentido espacial sistêmico para estudos de fluxo total de matéria e energia.

**Palavras-chave:** Dinâmica da vegetação ripária, carbono alóctone, serapilheira

<sup>1</sup> Capítulo a ser traduzido para inglês, transformado em artigo, e submetido à revista *Hydrobiologia*.



## 2.2 Introdução

É tempo de se possuir um estoque maior de conhecimentos sistematizados, para avaliar, em seu exato significado, toda riqueza e razão de ser dos sistemas ecológicos ripários. (Ab'SABER, NA., 2009).

A natureza dinâmica das teias alimentares em ecossistemas lóticos está ligada aos ciclos biogeoquímicos fortemente influenciados pelo movimento longitudinal e transversal dos elementos rio abaixo. Nesse contexto, processos ecossistêmicos de input alóctone, produção, utilização e transporte da matéria orgânica irão determinar o destino desse material ao longo do sistema. Estudos recentes sobre o destino do carbono mostraram que ecossistemas de água doce podem reter e transformar até metade do material orgânico que recebem (COLE et al., 2007; WEBSTER, 2007; BATTIN et al., 2009). Esses números podem ser ainda maiores se considerarmos que regiões de cabeceira não foram incluídas no balanço de Cole e colaboradores (2007), apesar de representarem até dois-terços do comprimento de um rio em uma típica bacia de drenagem (GRIFFITHS et al., 2012), e serem os principais locais responsáveis pela retenção e oxidação do C terrestre (NEWBOLD et al., 1982).

Ao longo dos últimos 50 anos estudos vêm demonstrando que quantidades substanciais de detrito alóctone entram em riachos (BENFIELD, 1997; WEBSTER & MEYER, 1997; LISBOA et al., 2015; TONIN et al., 2017), e pesquisadores revelaram a importância desse input como recurso nutricional para organismos aquáticos (CUMMINS, 1974; WALLACE et al., 1997; TANK et al., 2010). Apesar disso, muitos riachos podem ter a produção autotrófica como principal fonte de C na biomassa da comunidade (MINSHALL, 1978), e mesmo com a quebra (*breakdown*) dos detritos alóctones os sistemas podem ser ineficientes processadores de matéria orgânica (MO), exportando muito mais material do que é metabolizado (NAIMAN et al., 1987; WEBSTER & MEYER, 1997), principalmente na forma de matéria particulada fina (WEBSTER et al., 1999; NEWBOLD et al., 2005). Esse cenário é particularmente importante para riachos tropicais, onde estudos recentes demonstram que consumidores aquáticos assimilam preferencialmente recursos autóctones (BUNN et al., 2003; MANTEL et al., 2004; BRITO et al., 2006; MOULTON, 2006; NERES-LIMA et al., 2016). Esses fatos conduzem à hipótese de que a maior parte do input alóctone em riachos tropicais estaria sendo transportada ou depositada.

Ainda, apesar da importância fundamental para o ecossistema, a dinâmica do aporte alóctone de detritos vegetais não é bem fundamentada em riachos neotropicais (COLÓN-GAUD et al., 2008). Segundo Gonçalves et al. (2014), a quantidade de *litterfall* necessária

para manter o balanço da comunidade ripária ainda se mantém pouco clara. Não obstante, informações a respeito da escala de influência de input alóctone em processos ecológicos em zonas ripárias são escassas (BAMBI et al., 2016). Uma das dificuldades é a relativa abrangência dos estudos, tendo em vista a diversidade de domínios morfoclimáticos e fitogeográficos da região tropical (Ab'SABER, 2009). Outra questão diz respeito às unidades e formas de extrapolação, que por vezes impedem comparação entre estudos (COLÓN-GAUD et al., 2008) em virtude da falta de padronização das mesmas.

Nesse contexto, o presente trabalho buscou quantificar a entrada de matéria orgânica alóctone e o destino desse material em um pequeno riacho tropical da encosta pluvial atlântica, cuja distância entre as nascentes e a foz no oceano não ultrapassa 10 km. Para tanto, foram utilizadas abordagens de *Budget* e *Spiraling* ao longo do contínuo do rio. Desenvolvido por Newbold et al. (1982), o termo “*organic carbon spiraling*” ou “*carbon turnover length*” é basicamente a distância viajada pelo átomo de carbono desde sua entrada ou fixação no rio até sua oxidação. Assim, os valores do “*carbon turnover length*” ( $S_{oc}$ ) são uma função da velocidade média em que o carbono orgânico se move rio abaixo ( $V_{oc}$ ) e a taxa em que o carbono orgânico é oxidado pela atividade biótica ( $K_{oc}$ ), resumidamente representado de acordo com a equação:

$$S_{oc}(m) = \frac{V_{oc}(m^{dia})}{K_{oc}(dia^{-1})}$$

Cálculos do comprimento da espiral do C orgânico foram aplicados por diversos autores desde então (MINSHAL et al., 1983; NAIMAN et al., 1987; MEYER & EDWARDS, 1990; MINSHAL et al., 1992; YOUNG & HURYIN, 1997; YOUNG & HURYIN, 1999; THOMAS et al., 2005; GRIFFHTS et al., 2012), e vêm representando um avanço na biogeoquímica de riachos na medida em que contornaram problemas contidos em abordagens de balanço total do C ecossistêmico (FISHER et al., 2004). Apesar dessa importância, experimentações de “*C spiraling*” em riachos tropicais ainda não foram realizadas, deixando uma lacuna de conhecimento e impedindo comparações de eficiências ecológicas e constatações de padrões inter-biomas.

### 2.3 Objetivo

O presente capítulo teve como objetivo descrever o padrão temporal de aporte de detritos da vegetação ripária ao longo do contínuo em um sistema lótico curto na encosta tropical Atlântica, visando o esclarecimento das transformações da MO ocorrentes no

gradiente nascente-foz através das abordagens de *budget* e *spiraling*. Nesse contexto, o trabalho buscou fundamentar diferentes métricas de cálculos relativos aos aportes em relação à adequação de unidades e relativização sistêmica quanto aos seus usos.

### 2.3.1 Objetivos específicos

- Estimar as taxas de input do carbono orgânico alóctone avaliando a importância das entradas verticais/laterais em trechos de diferentes ordens e classes de tamanho;
- Estimar as concentrações dos diferentes componentes do carbono orgânico: (CPOC, FPOC, e DOC), taxas de transporte (TOC) e estocagem (BOC) avaliando a fragmentação da matéria orgânica através do gradiente nascente-foz;
- Calcular taxas de processamento do carbono orgânico e sua distância percorrida dentro do riacho (*C spiraling*) avaliando o funcionamento do ecossistema como retentor e/ou exportador de MO em diferentes trechos do mesmo;
- Discutir aspectos conceituais e operacionais das diferentes abordagens avaliando como a integração das mesmas pode avançar fundamentos em teoria ecológica de riachos.

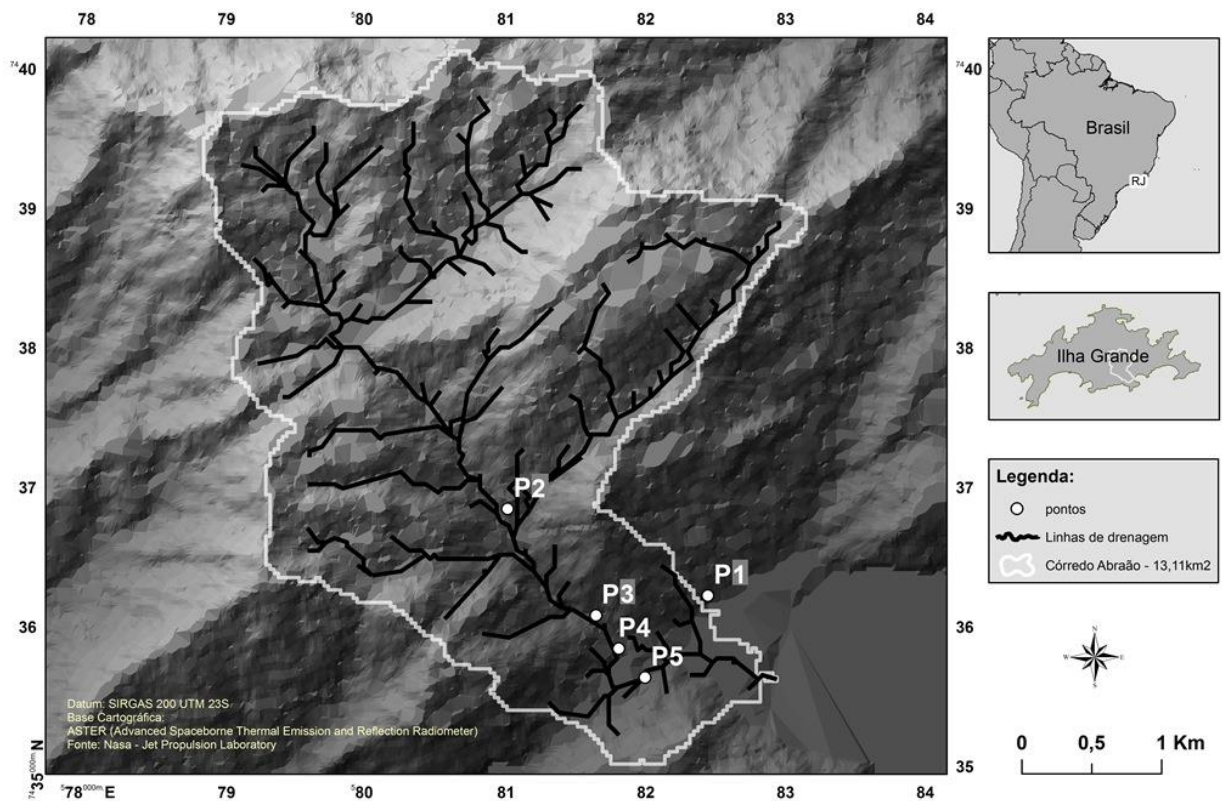
## 2.4 **Material e Métodos**

### 2.4.1 Área de Estudo

A Ilha Grande é a maior ilha do estado do Rio de Janeiro, estando inserida em baía homônima. Reconhecida por sua grande contribuição ecológica, está incluída na Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, e apresenta um diversificado conjunto de habitats associados e inseridos na Floresta Ombrófila Tropical Atlântica. Segundo Oliveira (2002), a maior parte do território da ilha é constituída por grandes extensões de formações vegetais secundárias, a maioria em estágios avançados de regeneração, cujas idades encontram-se na faixa entre 30 a 100 anos.

O presente estudo foi realizado no Córrego da Andorinha (23° 11'7''S e 44° 12'02''W), também conhecido como Barra Grande, localizado em região preservada de Floresta Ombrófila Densa Submontana na Bacia de Dois Rios, Ilha Grande (Figura 1), município de Angra dos Reis, RJ, Brasil.

Figura 1 – Localização dos pontos de coleta na Bacia Hidrográfica do Córrego da Andorinha, Ilha Grande, litoral sudoeste do Rio de Janeiro, Brasil



Nota: Coordenadas SIRGAS 200 UTM 23S.  
Fonte: ASTER, NASA.

De maneira geral, os riachos da Ilha Grande são similares aos riachos de pequenas drenagens costeiras do estado do Rio de Janeiro. É característica terem o leito rochoso, onde ocorre alternância entre pequenas corredeiras e poços de diferentes tamanhos. São normalmente oligotróficos, com pH próximo do neutro e transparência acentuada. Esses riachos podem ser divididos em trechos com características similares: nascentes ou cabeceiras, curso médio e curso baixo. Esta divisão é baseada em aspectos do funcionamento de ecossistemas lóticos como a relação produção/respiração (P/R) e padrões de erosão, transporte e deposição de sedimentos orgânicos e inorgânicos (MOULTON *et al*, 2009).

O Córrego da Andorinha é um riacho de terceira ordem que drena à vertente oceânica da Ilha Grande, tem cerca de 10 km da nascente à foz, na Enseada dos Dois Rios, apresentando tributários de primeira e segunda ordem (REZENDE & MAZZONI, 2005). Os locais de estudo são parcialmente cobertos por dossel de floresta em estágio médio e avançado de regeneração, e são trechos característicos de corredeiras com a presença de poços geralmente localizados a montante dos locais de amostragem.

Foram escolhidos cinco pontos amostrais ao longo do riacho a fim de se representar um gradiente contínuo da nascente até a foz. A escolha destes trechos foi determinada levando-se em consideração o conjunto de características físico-estruturais que apresentam (Tabela 1), com o intuito de se estimar a dinâmica de carbono em um sistema fluvial à medida que este evolui para ordens maiores. Os trechos foram denominados, em ordem crescente:

**Valium (P1)**, localizado em um tributário de 1ª ordem do Córrego da Andorinha (único ponto não localizado na calha central por não ser possível o acesso até a nascente), representando a nascente do rio, trecho bem encaixado em pequeno vale com grandes seixos de pedra, areia e cascalho no leito, terra exposta nos bancos laterais e mata ciliar bem desenvolvida;

**Jararaca (P2)**, trecho mais a montante da calha central representando um ambiente do alto curso do Córrego da Andorinha, provável de 3ª ordem, com grandes seixos de pedras e areia no leito que constituem uma calha muito maior que sua lâmina d'água, e mata ciliar em estágio avançado de regeneração (provavelmente a mais preservada do estudo);

**Characidium (P3)**, trecho de 3ª ordem, representando o curso médio do rio, já com proporções maiores que os dois primeiros, com seixos de pedra médios, cascalho e areia no leito formando forte corredeira, um grande poço logo a montante da área amostral, e mata ciliar em estágio de regeneração secundária média;

**Lambari (P4)**, trecho de 3ª ordem já localizado no baixo curso do rio após uma grande queda d'água conhecida como cachoeira da Mãe D'Água, tem o sedimento predominantemente arenoso, calha estreita e pequena em relação aos demais e dossel bastante fechado apesar da mata ciliar se encontrar em estágio médio de regeneração;

**Capivara (P5)**, trecho de 3ª ordem localizado no baixo curso do riacho (cerca de 1 km antes de adquirir características de rio de planície costeira), com leito composto principalmente por seixos de pedra grandes e médios, um grande poço localizado logo acima da área amostral e dossel bem aberto com mata ciliar em estágio médio de regeneração.

Tabela 1 – Características físicas e estruturais dos cinco trechos estudados do córrego Andorinha, Ilha Grande, RJ

Trecho	Orde m	Largur a (m)	Prof. (m)	Dossel (%)	Decl (°) leito	Decl (°) margem	Vel Água (m/s)	Vazão (L/s)	Dist Foz (m)
P1 (Valium)	1 <sup>a</sup>	1,01	0,10	88,1	25	34	0,13	6,7	2602,5
P2 (Jararaca)	3 <sup>a</sup>	1,83	0,21	79,8	17	31	0,17	91,1	2231
P3 (Characidium)	3 <sup>a</sup>	4,98	0,31	78,5	9	29	0,35	300,8	1240
P4 (Lambari)	3 <sup>a</sup>	7,71	0,36	82,4	3	17	0,23	264,9	913
P5 (Capivara)	3 <sup>a</sup>	9,12	0,46	73,5	5	29	0,16	402,7	497

Nota: Estão sendo consideradas médias de diversas medidas realizadas entre Jun/2013 e Jul/2014. “Prof.” = profundidade média. “Dossel” = cobertura de dossel, “Decl” = declividade, “Vel Água” = velocidade da água, “Dist Foz” = distancia da foz.

#### 2.4.2 Metodologia de Amostragem

Para o estudo do balanço de C orgânico no Córrego da Andorinha, o presente trabalho se baseou em duas frentes de abordagem distintas, porém complementares: (3.5.2.1) avaliação do input alóctone e (3.5.2.2) experimento de C turnover e C spiraling. Após a definição dos cinco trechos de rio a serem estudados, as campanhas de campo foram feitas na metodologia que se segue.

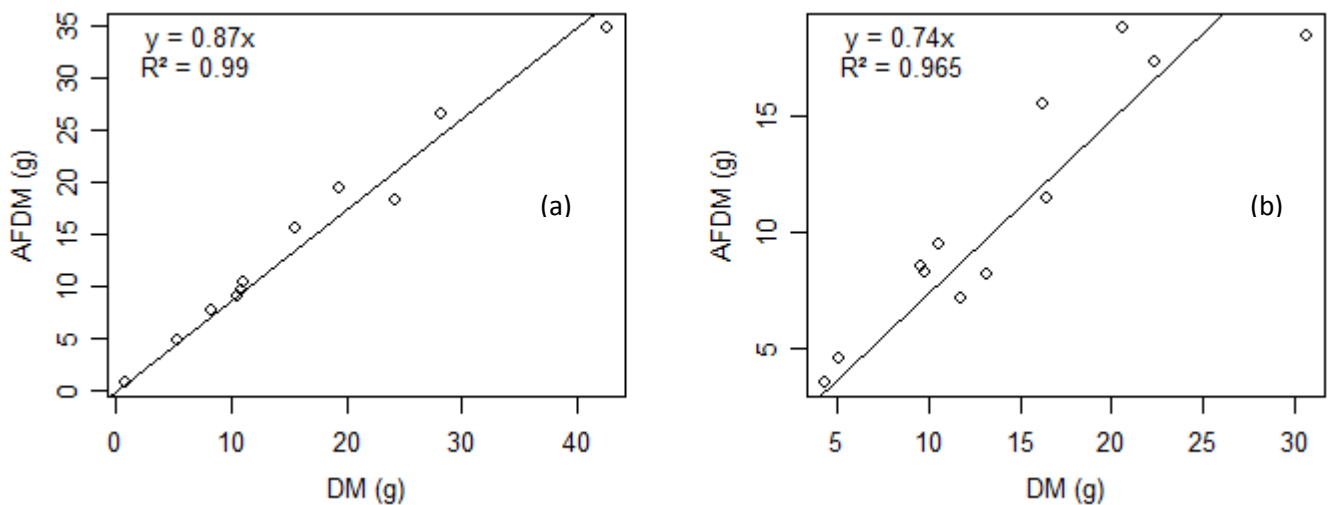
##### 2.4.2.1 Input alóctone

Foram estimadas quantitativa e qualitativamente as taxas de aporte da matéria orgânica alóctone para o rio através dos compartimentos vertical e lateral. Para quantificação do aporte vertical ( $I_{VERT}$ ) foram armadas em cada trecho aleatoriamente três redes coletoras de 1 m<sup>2</sup> a uma altura média de 2 m sobre o curso de água, a fim de coletar todo material que cairia diretamente sobre o rio. Para o aporte lateral ( $I_{LAT}$ ) foram armados nas margens de cada trecho três coletores em formato de “gol” com 0,6 m de comprimento a uma distância máxima de 10 m do curso d’água, de forma a coletar todo material que chegaria ao rio carregado lateralmente pelo banco. Para confecção dos coletores foram utilizadas telas de “mosquito” de malha 1 mm. Coletas foram feitas mensalmente entre julho de 2013 e julho de 2014.

*Metodologia Analítica.* Todo material coletado foi seco em estufa a 60° até a estabilização do peso. Os teores de matéria orgânica foram calculados a partir de regressões lineares entre o peso do material seco (DM) e o peso do material livre de cinzas (AFDM, *Ash Free Dry Mass*), após a queima do material seco a 550°C durante 4 horas em mufla. As

regressões foram feitas com dados das primeiras coletas, a partir de ajuste dos dados em modelo gerado pela função *lm* (R CORE TEAM, 2016), e os coeficientes utilizados no cálculo estão apresentados na Figura 2. Para amostras de estoque bêntico foram calculados AFDM específicos. A partir do AFDM, a quantidade total de C em cada amostra foi calculada com o coeficiente de conversão de 0,48 (ROYER et al., 1995).

Figura 2 – Regressões entre o material seco coletado (DM) e o AFDM



Nota: Regressões feitas com dados das primeiras coletas no Córrego da Andorinha, separando-se: a) regressão material obtido no  $I_{VERT}$ , e b) regressão material obtido no  $I_{LAT}$ .

O cálculo da média mensal de input alóctone foi feito considerando-se os coletores verticais/laterais como réplicas mensais de cada trecho e padronizando-se os períodos amostrais em 30 dias. Taxas de input vertical ( $I_{VERT}$ ) foram transformadas em metro quadrado ( $g\ C\ m^{-2}$ ) com a divisão pela área dos coletores, e transformadas em metro linear ( $g\ C\ m^{-1}$ ) de rio com a multiplicação da taxa em metros quadrados pela largura do rio. Objetivou-se, com essa última unidade, estimar o montante total (absoluto) de input alóctone caindo verticalmente na água/calha principal por metro linear longitudinal de trecho de rio. As taxas de input lateral foram também estimadas de diferentes formas. Primeiramente, calculou-se o  $I_{LAT}$  por metro linear ( $g\ C\ m^{-1}$ ) simplesmente dividindo-se o montante de material amostrado pelo comprimento do gol. Calculou-se então o  $I_{LAT}$  na unidade de gramas de C por metro quadrado de rio ( $g\ C\ m^{-2}$ ), considerando a largura de cada trecho, através da fórmula:

$$I_{LAT} = \frac{\left(\frac{x}{0,6\ m}\right) \cdot 2}{w}$$

onde “x” é a quantidade de C no coletor em gramas, 0,6 é o comprimento do gol, multiplicado por 2 para considerar o input de cada margem, e “w” é a largura do trecho de rio em metros. Por fim, a título de padronização de unidades objetivando-se a soma do  $I_{LAT}$  com o  $I_{VERT}$  linear, foi calculado o input por metro linear ( $g\ C\ m^{-1}$ ) de rio simplesmente multiplicando-se o valor do  $I_{LAT}$  linear por dois, a fim de se considerar o aporte das duas margens. Essa unidade resultante, referida como  $I_{LATRIO}$ , representa o total de MO que entra através das margens em um metro de rio, ou seja, por metro linear longitudinal de rio. Apesar das duas primeiras unidades acima referidas em relação ao input lateral serem mais utilizadas, considera-se que esta última tem maior significado ecossistêmico, por trabalhar com montantes absolutos (\*verificar parte da discussão). As duas últimas fórmulas assumem que o aporte lateral referente à margem oposta teria a mesma taxa da margem onde o gol esteve localizado.

O input total também foi calculado de diferentes formas. Primeiramente, foi calculado em termos gerais com a soma do  $I_{VERT}\ m^{-2}$  com o  $I_{LAT}\ m^{-2}$  de rio, resultando no Input Total ( $I_{TOT}$ ) por metro quadrado. Posteriormente, foi calculado o input absoluto por seção de trecho, a partir da soma do  $I_{VERT}\ m^{-1}$  com o  $I_{LATRIO}\ m^{-1}$ , resultando no Input Absoluto ( $I_{ABS}$ ) por metro longitudinal de rio.

Variações temporais nas taxas de input foram analisadas a partir de Repeated Measures Anova (rm-ANOVA) do modelo linear de efeito misto (LME), considerando-se “ponto” como *blocking factor subject* e “data” como *within subject treatment factor*. Variações temporais específicas de cada ponto amostral foram verificadas com *one-way* ANOVA considerando-se redes como réplicas. Normalidade foi checada visualmente em gráfico quantil-quantil (Q-Q) comparando-se a distribuição dos valores com linha teórica normal referente à variável em questão. Homogeneidade de variâncias do modelo foi verificada com teste de Levene através do pacote “car” (FOX & WEISBERG, 2011). Em caso de heterocedasticidade, ao invés de Anova foi realizado o teste de Welch com a função *oneway.test* do pacote “stats” (R CORE TEAM, 2016).

Diferenças nas taxas de input total,  $I_{VERT}$  e  $I_{LAT}$  entre os pontos amostrais foram analisadas por meio de Nested Anova (n-ANOVA) do modelo LME, considerando-se “ponto” como fator de efeito fixo, e “data” como fator randômico, tendo em vista a Tabela de ANOVA tipo III Satterthwaite (apropriado a designs não balanceados). Os modelos LME foram ajustados a partir da função *lmer* do pacote “lme4” (BATES et al., 2015). Diferenças foram indicadas com o teste *pos-hoc* de Tukey HSD utilizando-se a função *glht* do pacote “multcomp” (HOTHORN et al., 2008), e diferenças nas médias de mínimos quadrados e *p values* através da função *diffsmeans* do pacote “lmerTest” (KUZNETSOVA et al., 2016).



Normalidade de variáveis foi checada visualmente em gráfico quantil-quantil (Q-Q) comparando-se a distribuição dos valores com limites de 95% de confiança da distribuição normal. Heterocedasticidade foi checada através do gráfico *fit* vs. resíduos do modelo. Leves desvios da normalidade e homogeneidade de variâncias foram incorporados nas análises assumindo robustez de modelos de efeito misto para violação de algumas premissas.

Em caso de não normalidade acentuada, optou-se pelo modelo Generalized Linear Mixed Models (GLMM), pelo mesmo permitir analisar dados ajustando-os em distribuição apropriada sem a transformação dos mesmos. Sendo assim, foi realizado o *fit* do modelo pela máxima verossimilhança baseada na quadratura de Gauss-Hermite ajustada à distribuição gaussiana logarítmica (por se ajustar às variáveis) em 25 iterações, sendo o “input” variável resposta do efeito de “ponto”, e “data de coleta” como fator randômico. Para tanto, foi utilizada a função *glmer* do pacote “lm4” (BATES et al., 2015). Anova do modelo foi realizada a partir de teste qui-quadrado de Wlad com base na tabela tipo II Satterthwaite para valores de *p*.

Estatística descritiva foi realizada com auxílio da função *describeBy* presente no pacote “psych” (REVELLE, 2016). Análises estatísticas e outputs gráficos foram realizados nos programas estatísticos R (R CORE TEAM, 2016) e RStudio (RSTUDIO TEAM, 2015).

#### 2.4.2.2 C turnover e C spiraling

*Matéria orgânica bêntica.* A quantificação do material orgânico depositado no leito do rio, ou estoque bentônico de MO, foi feita separando-se o material particulado grosso (CBOM) e o material particulado fino (FBOM), de acordo com Minshall & Rugenski (2006) e Wallace et al. (2006), respectivamente. Para o CBOM, foram feitos três transectos transversais em cada trecho de rio, amostrando-se todo material depositado no leito até 1 m a montante da linha do transecto com auxílio de “D net” malha 250  $\mu\text{m}$ . Para o FBOM foram feitas coletas em tréplica utilizando-se um tubo de PVC de 40 cm de altura e 12 cm de raio. Amostragens foram feitas com o tubo perpendicular no rio de forma a ficar com a parte do fundo vedada no sedimento e a parte de cima para fora d’água, fazendo-se então o distúrbio do sedimento para ressuspensão do material e coletando-se uma amostra de 900 ml de dentro do coletor. A altura média da coluna de água no tubo foi medida a fim de se calcular a biomassa de C por  $\text{m}^2$ . Em laboratório a amostra foi peneirada úmida em quatro frações: > 1 mm, 1-250  $\mu\text{m}$ , 250-0,62  $\mu\text{m}$  e < 0,62  $\mu\text{m}$ , sendo a última filtrada em filtros Whatman GF/F 0.47  $\mu\text{m}$ .

Os trechos ainda tiveram o leito caracterizado de acordo com a abordagem do transecto habitat-balanceado (HOELLEIN et al., 2007). Foram marcados 10 transectos transversais separados 3 m entre si. A uma distância de 20 cm em cada transecto foi marcada a profundidade e o tipo de substrato de fundo predominante, divididos em areia, pedra, pedra/alga, raiz e folha, obtendo-se a porcentagem de habitat por trecho. Ainda, foram coletadas amostras em tréplica de cada tipo de substrato com amostrador de área conhecida (38 ou 20 cm<sup>2</sup> dependendo do substrato), e calculado o AFDM a fim de se estimar o estoque bentônico do mesmo. O estoque benthico total foi calculado com a somatória do CBOM e FBOM em g C m<sup>-2</sup>.

*Transporte da matéria orgânica.* O carbono orgânico transportado (TOC) através do rio é definido como a soma do carbono orgânico particulado grosso (> 1 mm, CPOC), carbono orgânico particulado fino (1 mm - 52 µm, FPOC) e carbono orgânico dissolvido (>0,45 µm, DOC). Esses três componentes representam todo carbono presente na coluna d'água que é transportado rio abaixo, também conhecido como carbono do sêston, ou sestônico.

O CPOC foi mensurado a partir de redes de Drift de malha 250 µm e área 0,093 m<sup>2</sup>, dispostas na coluna d'água a montante e a jusante de cada trecho por um período médio de 16 h. As redes atuam retendo partículas orgânicas e inorgânicas no fluxo do rio, sendo uma a montante estimando o input e uma a jusante estimando o output do trecho. Foi calculada a velocidade inicial e final da coluna de água em frente à rede com fluxímetro Gurley Pygmy Model 1100. A vazão então foi obtida com a área submersa vezes a velocidade média da água. O CPOC foi calculado de acordo com as equações:

$$CPOC_d (g C m^{-3}) = \frac{x_C}{Q_{drift} \Delta t} \quad e \quad CPOC (g C s^{-1}) = \frac{x_C}{Q_{drift} \Delta t} * Q$$

Onde  $x_C$  é a massa de C amostrada na rede de Drift,  $\Delta t$  é o intervalo de tempo,  $Q_{drift}$  é a vazão medida na rede de Drift e  $Q$  é a vazão total do trecho. A primeira fórmula representa a taxa de CPOC<sub>d</sub> restringida à média do Drift, e a segunda representa o CPOC total do trecho. A segunda equação representou melhor a diferença entre os trechos por considerar as proporções de tamanho dos mesmos. Durante a lavagem o material ainda foi separado em quatro classes de tamanho: >1 mm, 1 – 0,5 mm, 0,5-0,25 mm e <0,25 mm.

O FPOC foi medido filtrando-se em campo 10 litros de água com auxílio de bomba de sucção, equipamento de filtragem Milipore e filtros de microfibras de vidro Whatman tipo GF/F 0.47 µm, de acordo com metodologia de Wallace et al. (2006). A água foi pré-filtrada

em rede de 250  $\mu\text{m}$ , e os filtros utilizados foram pré-queimados a 550° durante 30 min e pesados. A diferença entre o peso seco inicial e o peso seco após filtragem representa a quantidade de material particulado fino (FPOM), e o AFDM é obtido a partir daí com a diferença do peso antes e depois da queima do filtro. A taxa de FPOC obtida (em  $\text{g C m}^{-3}$ ) foi multiplicada pela vazão total do trecho retornando a quantidade total de material particulado fino sendo transportado em cada ponto, considerando assim as proporções de tamanho dos trechos de rio.

Amostras para análise de MO dissolvida foram obtidas a partir da filtragem da água a 0.47  $\mu\text{m}$  na mensuração do FPOC. A água filtrada obtida foi armazenada em campo, e posteriormente congelada a -30°C. Concentrações de DOC foram calculadas através da leitura do espectro de absorção da matéria orgânica dissolvida cromófora e relações entre coeficiente de absorção e DOC conhecidas da literatura (ZHANG et al., 2007). Análises foram realizadas no Laboratório de Ciências Ambientais da Universidade Federal do Norte Fluminense (UENF). A fim de se completar o balanço e realizar a modelagem do material, carências em amostras de DOC relativas a determinados pontos foram suprimidas com estimativas, considerando-se as variações observadas e similaridade dos casos.

*Metabolismo.* As taxas de renovação metabólicas do carbono orgânico foram estimadas através do método *open-channel* (ODUM, 1956; BOTT, 2006), que calcula a respiração da comunidade (CR) e a produção primária bruta (GPP) a partir da variação na concentração diária do  $\text{O}_2$  dissolvido. Foram medidas *in-situ* as concentrações de  $\text{O}_2$  dissolvido, saturação de  $\text{O}_2$ , temperatura da água e condutividade a cada 10 min durante 36 h com sonda HOB0 Dissolved Oxygen Logger - U26-001, de acurácia 0,2  $\text{mg L}^{-1}$ . As sondas foram previamente calibradas ao nível do mar em solução água-areada a 100% de saturação, e colocadas no rio logo após trechos de remansos onde havia constrição lateral do fluxo, a fim de se evitar altas taxas de reaeração física e se obter uma melhor representação da condutividade no ambiente. As taxas de reaeração foram estimadas com o método da regressão noturna (YOUNG & HURYIN, 1999), que considera a mudança na concentração de  $\text{O}_2$  durante o período escuro. Como durante esse período não há fotossíntese, essa variação seria uma função apenas da respiração e reaeração do sistema. O cálculo é feito com a regressão da mudança na concentração de  $\text{O}_2$  pelo déficit de  $\text{O}_2$  (diferença entre a concentração observada na água e a concentração a 100% de saturação), onde a inclinação da reta representa o coeficiente de reaeração. A partir daí, a CR foi determinada com a soma da taxa de mudança de  $\text{O}_2$  corrigida pela reaeração:

$$CR (mg O_2 L^{-1} dia^{-1}) = \frac{\sum_{06:00}^{18:00} ROC + (D * k)}{\Delta t}$$

Onde  $ROC$  é a taxa de mudança na concentração de  $O_2$  por hora,  $D$  é o déficit de  $O_2$  e  $k$  o coeficiente de reaeração, dividido por  $\Delta t$  que é o intervalo de tempo considerado na soma para retornar uma taxa por hora (no caso foi dividida por 12). Com a  $CR$ , também se calculou a  $GPP$  subtraindo-se a taxa de respiração calculada acima pela taxa de mudança difusa na concentração de  $O_2$  corrigida, com o somatório durante o período de luz (THOMAS et al., 2005). As taxas de respiração foram então transformadas de  $mg O_2 L^{-1} dia^{-1}$  para  $g O_2 m^{-2} dia^{-1}$  dividindo-se pela profundidade média de cada trecho, e convertidas em unidade de carbono usando um coeficiente respiratório ( $RQ$ ) de 0,85 de acordo com Bott (2006), segundo a fórmula:

$$g C = g O_2 * RQ * \frac{12}{32}$$

onde 12 = peso atômico do carbono, e 32 = peso molecular do oxigênio. A partir de uma perspectiva de espiral, a renovação do C orgânico é uma função apenas da respiração heterotrófica ( $R_{HET}$ ).  $CR$  foi então transformada em  $R_{HET}$ , de acordo com Thomas et al. (2005), utilizando-se um coeficiente  $p = 0,38$  com a aplicação da fórmula:

$$R_{HET} = CR - pGPP$$

Quando necessárias foram feitas adequações na consideração dos períodos fotossintéticos e não-fotossintéticos a fim de se considerar evidências de produção primária e reaeração. A taxa de renovação metabólica do C orgânico foi derivada da  $CR$ ,  $GPP$  e razões  $GPP:CR$  dos trechos.

*Vazão.* A vazão foi estimada através do método *Slug Injection* (GORDON et al., 1992), que utiliza mudanças na condutividade da água após a injeção de sal no sistema para o cálculo da vazão. Foi despejado no rio 1 Kg de NaCl dissolvido em água, e 30 m abaixo a cada 10 s os valores de condutividade foram marcados com sensor AquaFluor Handheld até que a mesma voltasse ao valor inicial, obtendo-se uma curva de condutividade pelo tempo. Para o cálculo da quantidade de NaCl dissolvido foi feita uma curva de calibração em laboratório com 10 medidas de dissolução do sal entre a concentração inicial de  $0,2 g L^{-1}$  até  $0,01 g L^{-1}$ . A partir da regressão foi obtida a equação para o cálculo dos valores absolutos da concentração de NaCl relativos à condutividade mensurada. A vazão foi obtida a partir da massa inicial de NaCl (1.000 g) adicionada, dividida pelo somatório das diferenças de concentrações ( $c =$  concentração no momento,  $c_0 =$  concentração inicial, background = 0) multiplicadas pelo intervalo de tempo ( $\Delta t$ ) na mensuração das mesmas, através da fórmula:

$$Q (m^3 s^{-1}) = \frac{1000}{\sum (c - c_0) * \Delta t}$$

A fórmula foi ajustada de Gordon et al. (1992), corrigindo-se possíveis erros presentes constatados.

*Índices de espiral.* As análises de *C spiraling* foram feitas em quatro momentos distintos no Córrego da Andorinha, com campanhas realizadas em junho de 2013, e março, maio e julho de 2014. Amostras e filtros foram secos a 60°C em estufa até a estabilização do peso. Os teores de matéria orgânica (AFDM) foram calculados com a queima do material seco (DM) a 550°C durante 4 horas em mufla. Foram utilizadas médias de todos os parâmetros aferidos a fim de se estimar as taxas médias de *turnover* do C orgânico para os trechos do sistema em situações basais. Calcular em termos de taxa média também nos permite utilizá-la em um modelo de C orgânico que represente o sistema em um estado de funcionamento basal. Quando necessárias foram feitas aproximações de parâmetros não mensurados em determinada campanha a partir de médias anteriores. Taxas de metabolismo foram derivadas do ponto P5, único que possibilitou o cálculo a partir da reaeração noturna sem ruído, sendo estas ajustadas de acordo com a profundidade de cada trecho e % de cobertura de dossel (por ser luz o principal regulador, e.g. Fuß, 2017, e não recomendada correção sistemática por temperatura, e.g. Demars et al., 2015). Os índices de espiral do carbono foram calculados utilizando-se equações propostas por Newbold et al. (1982), e aplicadas por Minshall et al. (1992), Thomas et al. (2005) e Griffiths et al. (2012):

$$V_{OC} = \frac{TOC * Q}{BOC * w}$$

$$K_{OC} = \frac{R_{HET}}{BOC + (TOC * z)}$$

$$S_{OC} = \frac{V_{OC}}{K_{OC}}$$

Onde  $V_{OC}$  é a velocidade longitudinal do carbono orgânico ( $m \text{ dia}^{-1}$ ), TOC = concentração total de carbono orgânico transportado ( $g \text{ m}^{-3}$ ), Q = vazão ( $m^3 \text{ dia}^{-1}$ ), BOC = estoque total de carbono orgânico bêntico ( $g \text{ m}^{-2}$ ), w = largura média do rio (m),  $K_{OC}$  = taxa biótica de renovação do carbono ( $d^{-1}$ ),  $R_{HET}$  = respiração heterotrófica, z = profundidade média do rio,  $S_{OC}$  = comprimento da espiral do carbono orgânico (m).

Medidas dos componentes de C orgânico, transporte, vazão, metabolismo e métricas relativas ao *C spiraling* foram feitas em quatro ocasiões ao longo o período do estudo: em junho de 2013, e março, maio e julho de 2014.

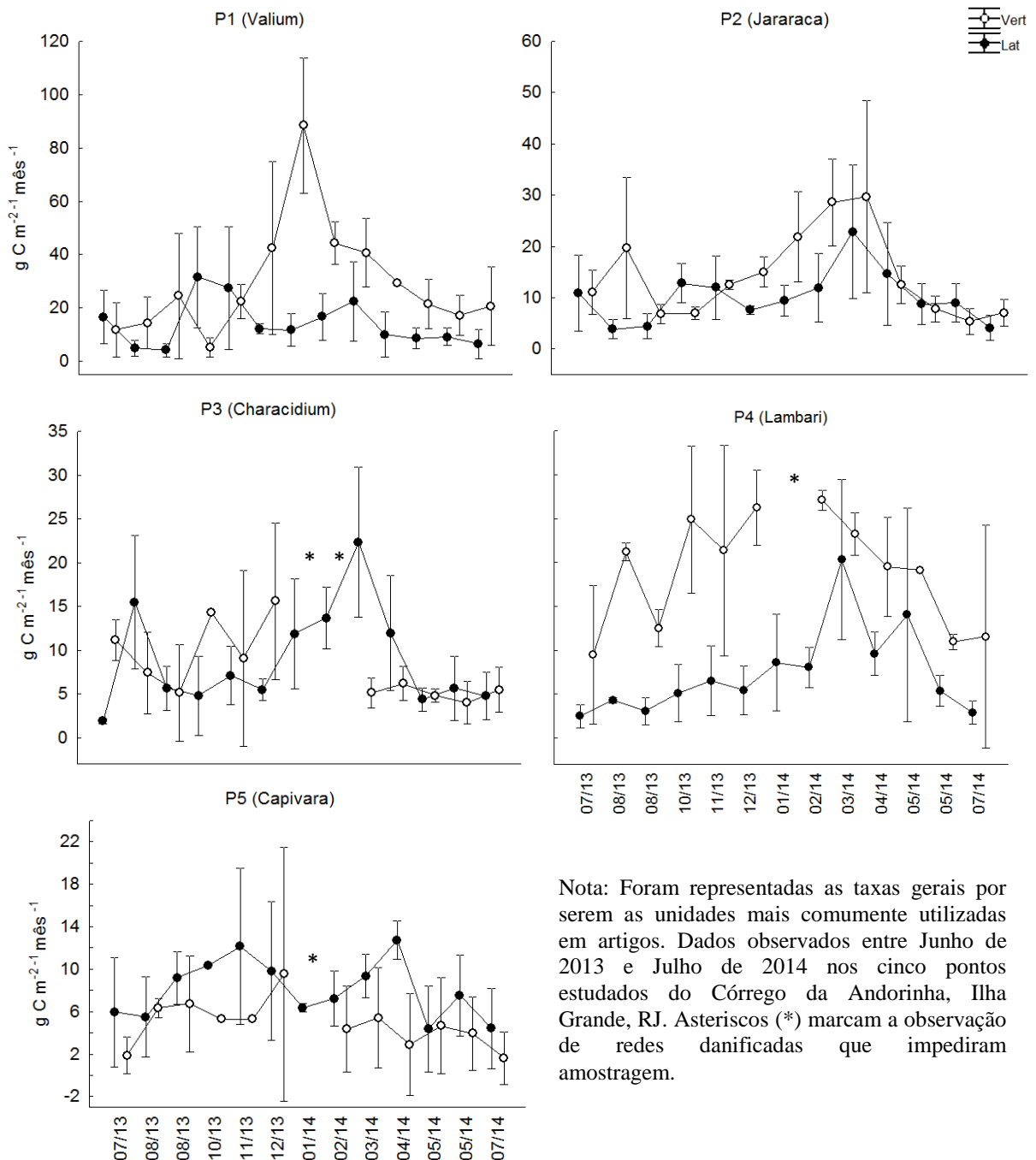
## 2.5 Resultados

### 2.5.1 Input Alóctone

Variações temporais significativas nas taxas de input vertical ( $F_{12;146,2} = 4,25$ ,  $p < 0,01$ ) e input lateral ( $F_{12;158,5} = 3,59$ ;  $p < 0,01$ ) para o sistema foram observadas. Diferenças no aporte vertical se deram principalmente entre os meses de Jan, Fev e Mar com os meses Jul, Set e Out. De fato, as taxas de  $I_{VERT}$  em todos os pontos amostrais tiveram uma tendência bastante similar em apresentar maiores quedas nos meses mais quentes do ano, representativos da estação chuvosa, padrão claramente observado nos pontos P1 (Valium) e P2 (Jararaca), cujas maiores taxas mensais foram observadas entre dezembro e março (Figura 3). Também pode-se observar essa tendência nos outros pontos amostrais, que apresentaram as maiores taxas de  $I_{VERT}$  em dezembro ou fevereiro, mas com falta de continuidade causada por amostras perdidas e danificadas nos meses de janeiro e fevereiro nesses trechos (Figura 3, asteriscos).

Em se tratando do input lateral, diferenças se deram principalmente entre os meses Mar e Abr, os quais tiveram médias maiores, com os meses de Jul, Ago e Set, que apresentaram médias menores. Para todos os pontos amostrais, sendo o P1 uma leve exceção, foi observado um pico no  $I_{LAT}$  no período entre os meses de Mar e Abr (Figura 3).

Figura 3– Variação temporal das taxas de input ( $\pm$  SD) verticais em gramas de carbono por metro quadrado, e laterais por metro linear



Nota: Foram representadas as taxas gerais por serem as unidades mais comumente utilizadas em artigos. Dados observados entre Junho de 2013 e Julho de 2014 nos cinco pontos estudados do Córrego da Andorinha, Ilha Grande, RJ. Asteriscos (\*) marcam a observação de redes danificadas que impediram amostragem.

Especificamente, o ponto P1 (Valium) apresentou a maior variabilidade em respeito ao input vertical ( $F_{11} = 6,4$ ;  $p < 0,01$ ), o qual variou de uma taxa máxima de  $88,4 \text{ g C m}^{-2} \text{mês}^{-1}$  ( $\pm 26,7$  SD) em Jan/2013, a mínima de  $5,23 \text{ g C m}^{-2} \text{mês}^{-1}$  ( $\pm 3,9$ ) em Out/2013. O ponto P2 (Jararaca) também apresentou alta variabilidade no  $I_{\text{VERT}}$  ( $F_{12} = 3,27$ ;  $p < 0,01$ ), com taxa de input máxima de  $29,67 \text{ g C m}^{-2} \text{mês}^{-1}$  ( $\pm 19,67$ ) observada no mês de Mar/2014, e mínima de

5,42 g C m<sup>-2</sup> mês<sup>-1</sup> (± 2,66) em Jun/2014. O ponto P3 (Characidium) não apresentou diferença significativa no I<sub>VERT</sub> (F<sub>10</sub> = 0,69; p = 0,70), apesar de que taxas máximas de 12,26 g C m<sup>-2</sup> mês<sup>-1</sup> (± 8,82) observadas em Dez/2013 foram cerca de três vezes maiores que a taxa mínima observada em Jul/2014, de 3,98 g C m<sup>-2</sup> mês<sup>-1</sup> (± 2,57). Para o ponto P4 (Lambari) taxas de I<sub>VERT</sub> também acusaram variação temporal (F<sub>11</sub> = 2,22; p < 0,051), as quais variaram de um máximo de 27,1 g C m<sup>-2</sup> mês<sup>-1</sup> (± 1,19) em Fev/2014, a um mínimo de 9,49 g C m<sup>-2</sup> mês<sup>-1</sup> (± 8,29) em Jul/2013. Por fim, no ponto P4 (Capivara) não foi observada variação temporal no I<sub>VERT</sub> (F<sub>10</sub> = 1,21; p = 0,36), onde as taxas variaram de 9,93 g C m<sup>-2</sup> mês<sup>-1</sup> (± 11,95) em Dez/2013, a mínima de 2,44 g C m<sup>-2</sup> mês<sup>-1</sup> (± 3,14) observada em Jun/14 (Figura 3).

Em relação ao input lateral especificamente, o ponto P1 (Valium) não apresentou variabilidade temporal (F<sub>12</sub> = 1,83; p = 0,10), onde as taxas variaram de um máximo de 31,57 g C m<sup>-1</sup> mês<sup>-1</sup> (± 19,9) em Out/2013, a um mínimo de 4,16 g C m<sup>-1</sup> mês<sup>-1</sup> (± 2,67) em Set/2013. Para o ponto P2 (Jararaca) também não foi observada diferença significativa de I<sub>LAT</sub> entre os meses (F<sub>(12)</sub> = 1,69; p = 1,29), que variaram de 36,19 g C m<sup>-1</sup> mês<sup>-1</sup> (± 34,64) em Mar/2014 a 3,88 g C m<sup>-1</sup> mês<sup>-1</sup> (± 1,98) em Ago/2013. No ponto P3 (Characidium) foi observada variação temporal no I<sub>LAT</sub> (F<sub>12</sub> = 2,2; p < 0,05), com taxas variando de 22,32 g C m<sup>-1</sup> mês<sup>-1</sup> (± 9,05) em Mar/2014, a um mínimo de 1,9 g C m<sup>-1</sup> mês<sup>-1</sup> (± 0,3) em Jul/2013. Em relação ao P4 (Lambari), foi observada variação temporal significativa no I<sub>LAT</sub> (F<sub>12</sub> = 2,81; p < 0,05), que variou de 20,31 g C m<sup>-1</sup> mês<sup>-1</sup> (± 9,58) em Mar/2013, a 2,49 g C m<sup>-1</sup> mês<sup>-1</sup> (± 1,39) em Jul/2017. Por fim, o ponto P5 (Capivara) não apresentou variação temporal no I<sub>LAT</sub> (F<sub>11</sub> = 1,1; p = 0,49), com taxas variando de 12,75 g C m<sup>-1</sup> mês<sup>-1</sup> (± 1,9) em Abr/2014, a um mínimo de 4,42 g C m<sup>-1</sup> mês<sup>-1</sup> (± 3,98) em Jul/2014 (Figura 3).

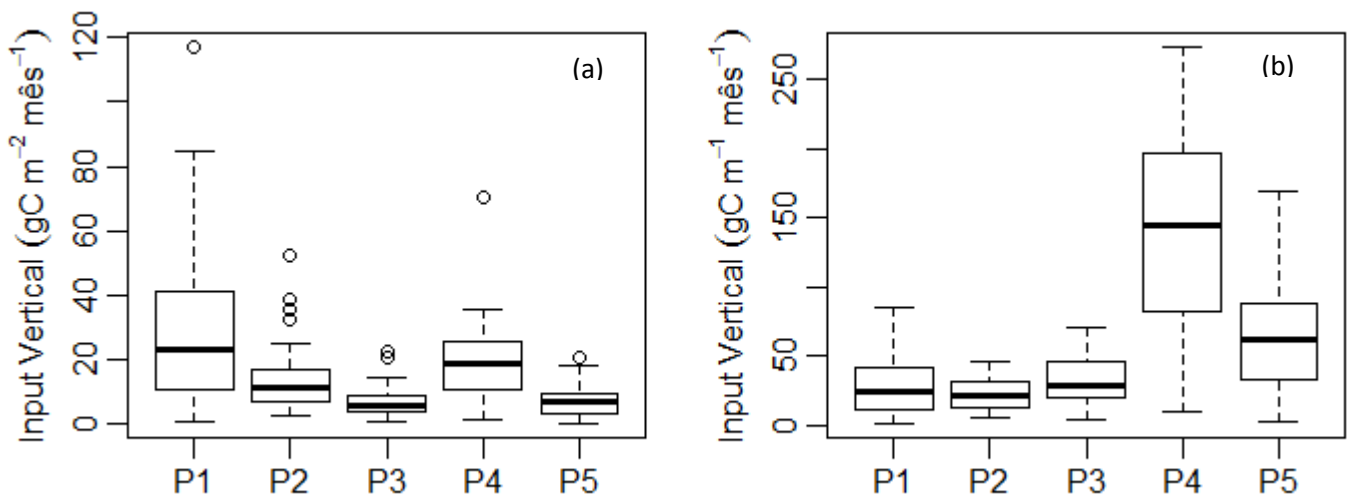
Foi observada uma variação na predominância dos inputs vertical e lateral ao longo do gradiente do rio, onde a relação I<sub>VERT</sub> / I<sub>LAT</sub> (m<sup>2</sup>/m<sup>1</sup>) começa com valores maiores que 1 em regiões mais próximas à nascente, e decai em direção à jusante, ficando abaixo de 1 nos trechos de baixo curso, onde a predominância passa a ser do aporte lateral. Todavia, ao considerar o I<sub>LAT</sub> por m<sup>2</sup> de rio essa relação não se observa (como é possível se observar comparando a Figura 4 com a Figura 5). Os resultados específicos das taxas de input alóctone mensais e anuais estão detalhados na Tabela 5 do material suplementar.

Em relação às médias anuais por ponto, o compartimento vertical foi o principal responsável pelas diferenças entre as taxas de input de cada trecho, e foi observada uma diferença básica nos padrões de I<sub>VERT</sub> por metro quadrado de rio, e de I<sub>VERT</sub> absoluto por metro longitudinal de trecho, representado pelo I<sub>VERT</sub> linear (Figura 4). Pode-se observar que as taxas de I<sub>VERT</sub> por metro quadrado (g C m<sup>-2</sup>) são maiores no P1, e decaem gradativamente



em direção ao P5, excetuando-se o sítio P4, que apresentou considerável porcentagem de cobertura de dossel (Figura 4, a). Essas taxas anuais variaram de uma média máxima de 29,44  $\text{g C m}^{-2} \text{mês}^{-1}$  ( $\pm 25,2$ ) observada no P1 (Valium), a uma média mínima de 6,92  $\text{g C m}^{-2} \text{mês}^{-1}$  ( $\pm 5,16$ ) observada no P5 (Capivara), sendo constatadas diferenças significativas entre o alto, médio e baixo curso do rio ( $F_{4;147,5} = 15,12$ ;  $p < 0,01$ ).

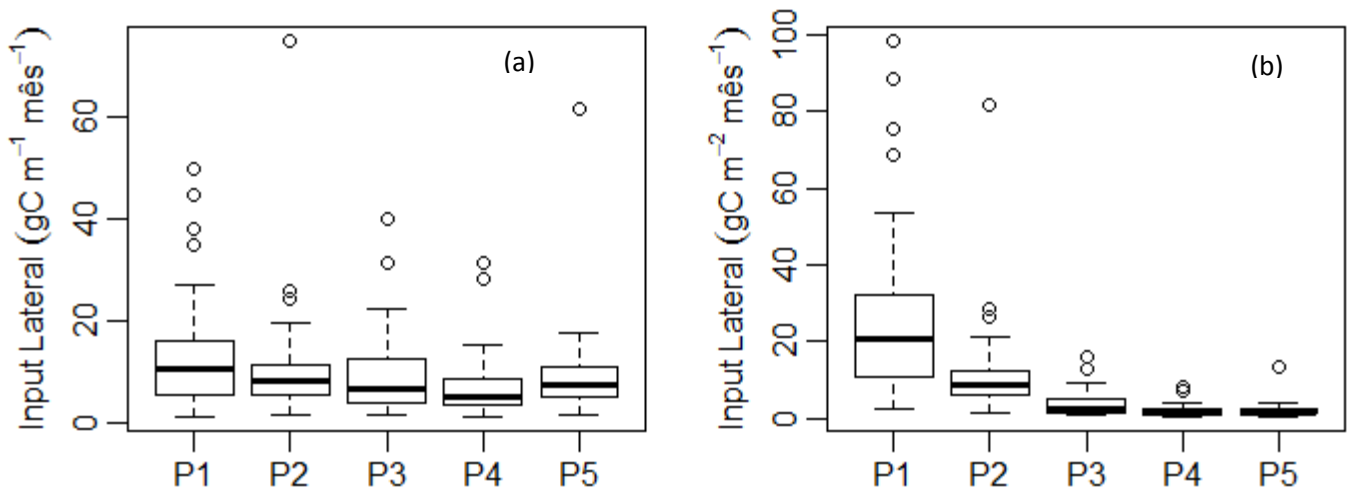
Figura 4 – Boxplots (mediana, quartis 25%-75%, 1,5 IQR e *outliers*)



Nota: Dados representando o input vertical médio mensal em gramas de carbono por metro quadrado (a), e input vertical em gramas de carbono por metro linear (b), que representa o montante absoluto que caiu verticalmente em cada metro longitudinal de trecho de rio. Dados observados entre Jun/2013 e Jul/2014, relativos aos cinco pontos amostrais estudados no Córrego da Andorinha, Ilha Grande, RJ. Boxplot (b) apresentado sem *outliers* para melhor visualização.

Quando consideramos o input vertical absoluto, observamos que os padrões se invertem, e uma quantidade maior de MO atinge o rio pela via vertical nos pontos P4 e P5 (Figura 4, b). As taxas de  $I_{\text{VERT}}$  total variaram de uma média máxima de 147,6  $\text{g C m}^{-1} \text{mês}^{-1}$  ( $\pm 96,96$ ) no ponto P4 (Lambari), a uma taxa mínima de 25,71  $\text{g C m}^{-1} \text{mês}^{-1}$  ( $\pm 19,27$ ) no ponto P2, e foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre os sítios estudados ( $F_{4;150,36} = 36,02$ ;  $p < 0,01$ ).

Figura 5– Boxplots (mediana, quartis 25%-75%, 1,5 IQR e *outliers*)



Nota: Representando o input lateral de matéria orgânica alóctone particulada grossa, separando-se unidades em gramas de carbono por metro linear (a), que representa a entrada de material pela linha lateral, e gramas de carbono por metro quadrado de rio (b), ou quanto de input cada m<sup>2</sup> de rio recebe lateralmente. Dados observados entre Jun/2013 e Jul/2014, relativos aos cinco pontos amostrais estudados no Córrego da Andorinha, Ilha Grande, RJ.

Em relação ao input lateral também foram observadas taxas maiores nos pontos mais próximos à cabeceira, e geralmente maiores valores máximos (*outliers*) foram observados nos pontos P1 e P2. Porém, não foi observada diferença significativa entre os pontos no  $I_{LAT}$  por metro linear de rio (Figura 5, a), que variou de uma média de  $13,79 \text{ g C m}^{-1} \text{ mês}^{-1}$  ( $\pm 12,02$ ) observada no Valium (P1), a uma média de  $7,37 \text{ g C m}^{-1} \text{ mês}^{-1}$  ( $\pm 6,52$ ) observada no ponto Lambari (P4). Apesar disso, o grau de significância da análise se mostrou muito próximo dos 5% ( $F_{4;158,8} = 2,27$ ;  $p = 0,06$ ), sendo acusada diferença entre as médias dos mínimos quadrados entre os pontos P1 e P4.

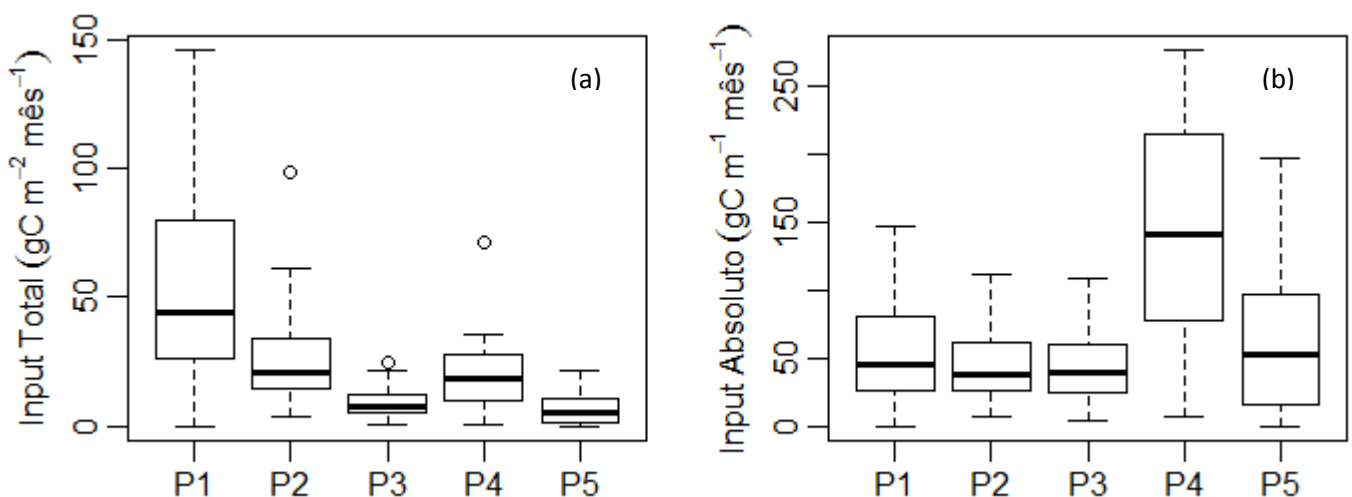
Quanto ao input lateral calculado por metro quadrado de rio, fica muito claro o padrão de maiores valores nas cabeceiras (Figura 5, b), ao variar de uma média máxima de  $27,31 \text{ g C m}^{-2} \text{ mês}^{-1}$  ( $\pm 23,8$ ) no Valium (P1), a uma média mínima de  $2,2 \text{ g C m}^{-2} \text{ mês}^{-1}$  ( $\pm 2,51$ ) observada no ponto Capivara (P5). Logicamente, o efeito de se dividir pela largura do rio reduziu drasticamente os valores à jusante do sistema, sendo significativamente menores que aqueles observados nas cabeceiras ( $WChisq_4 = 7516,3$ ;  $p < 0,01$ ).

Em tendências gerais, as taxas de input alóctone total por metro quadrado foram maiores nos trechos localizados mais próximos da nascente (Figura 6, a), com diferenças significativas observadas no  $I_{TOT}$  ( $WChisq_4 = 38030$ ;  $p < 0,01$ ). Apesar disso, foi observada uma taxa de input bastante elevada no P4 (Lambari), relacionada ao dossel bastante fechado

no trecho, e que fez com que o mesmo se comportasse como uma exceção a alguns padrões observados nesse estudo. As taxas de Input Total mensal variaram de uma média mínima de  $6,75 \text{ g C m}^{-2} \text{ mês}^{-1}$  ( $\pm 5,82$ ) observada no P5, a máxima de  $52,38 \text{ g C m}^{-2} \text{ mês}^{-1}$  ( $\pm 34,88$ ) no site P1 (Valium).

Considerando-se o input absoluto por metro longitudinal de cada trecho, com a correção pelas larguras dos mesmos embutidas no cálculo, observamos maiores valores de  $I_{\text{ABS}}$  nos pontos mais a jusante do sistema (Figura 6, b), com médias mensais variando de  $45,71 \text{ g C m}^{-1} \text{ mês}^{-1}$  ( $\pm 29,81$ ) no ponto Characidium (P3) a um máximo de  $147,17 \text{ g C m}^{-1} \text{ mês}^{-1}$  ( $\pm 102,21$ ) observada no ponto Lambari (P4). Essas taxas de input absoluto apresentaram variação significativa entre os pontos ao longo do contínuo ( $F_{4;172,7} = 25,11$ ,  $p < 0,01$ ), apesar de que diferenças não foram observadas entre os pontos P1, P2 e P3 ( $p > 0,05$ ).

Figura 6 – Input total mensal (mediana, quartis 25%-75%, 1,5 IQR e outliers)



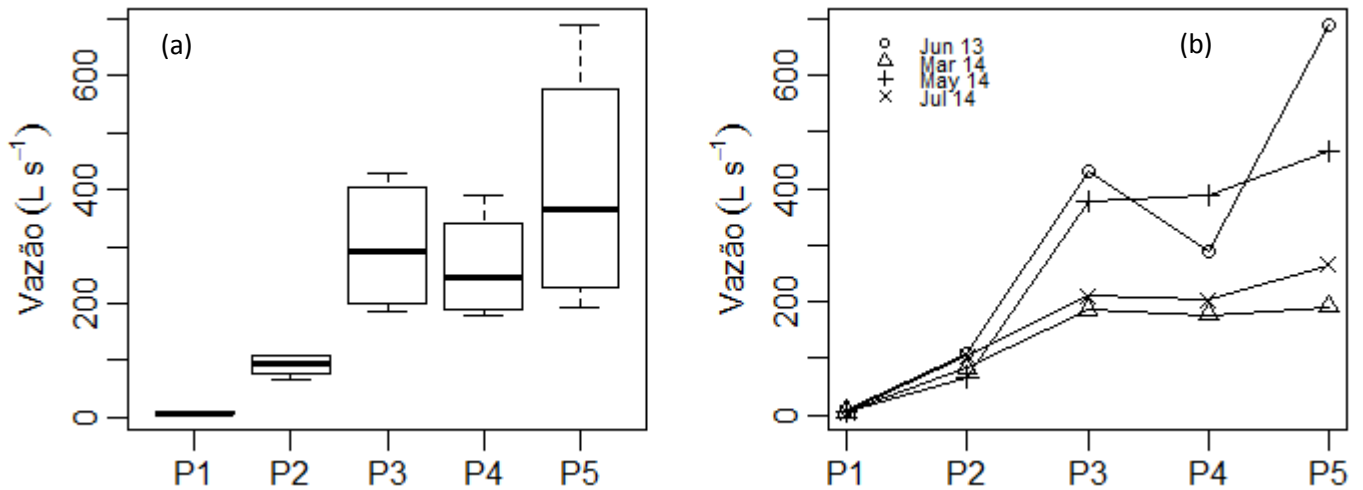
Nota: (a) Calculado em gramas de C por metro quadrado, considerando-se o somatório de IVERT m-2 e ILAT m-2, representa taxas que independem da largura do trecho estudado; e (b) gramas de C por metro linear, considerando-se o somatório de IVERT m-1 e ILATRIO m-1, representa a quantidade absoluta de input por unidade de metro longitudinal de rio. Boxplot (b) representado sem outliers para melhor visualização. Dados observados entre Jun/2013 e Jul/2014, relativos aos cinco pontos amostrais estudados no Córrego da Andorinha, Ilha Grande, RJ.

### 2.5.2 Métricas de C spiraling– Componentes do Carbono Orgânico

A vazão média calculada cresceu de acordo com o aumento da ordem do rio, variando de  $6,7 \text{ L s}^{-1}$  nas nascentes (P1) a  $402,7 \text{ L s}^{-1}$  nas proximidades da foz (P5) (Figura 7). Esse aumento não foi linear, sendo que no P3 foi observada uma maior quantidade de água que no P4, provavelmente causada por características geomorfológicas. Os dois pontos têm proporções similares quanto ao comprimento de canal, mas o P3 tem o sedimento

predominante de pedras, enquanto o P4 é predominantemente arenoso, que proporciona uma maior percolação da água, e provavelmente tem uma vazão hiporreica maior que o P3.

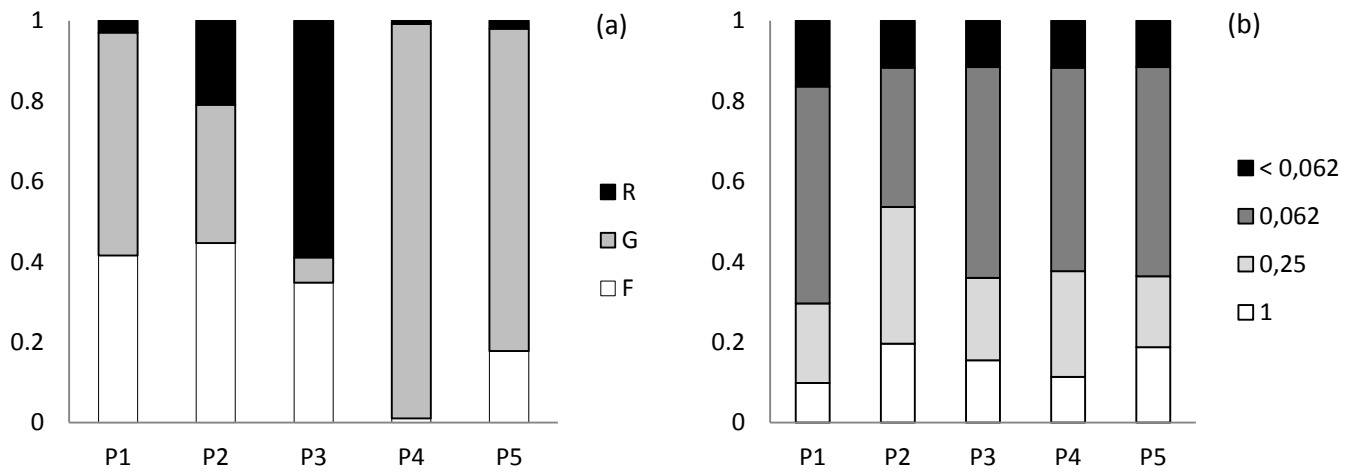
Figura 7 – Vazão média (a: mediana, quartis 25%-75%, 1,5 IQR) e variação temporal (b)



Nota: Vazões em litros por segundo calculadas entre Jun/13 e Jul/2014 em quatro campanhas para os cinco pontos amostrais no Córrego da Andorinha, Ilha Grande, RJ.

Foi observada uma troca gradativa na composição do CBOM através do contínuo do rio, onde os menores trechos apresentaram uma proporção maior de folhas, sendo gradativamente substituída por galhos em direção à jusante (Figura 8, a). Está claro que os galhos têm maior persistência no ambiente, e esse gradiente observado sugere um fracionamento do material mais lábil, que teria se transformado em partículas menores junto à foz. Já na composição do estoque bentônico fino não foi observada variação óbvia entre os pontos (Figura 8, b), apesar do P2 apresentar porcentagens médias maiores de FBOM das frações mais grosseiras. A principal fração de FBOM em todos os pontos foi de partículas variando de 0,062 a 0,25 mm.

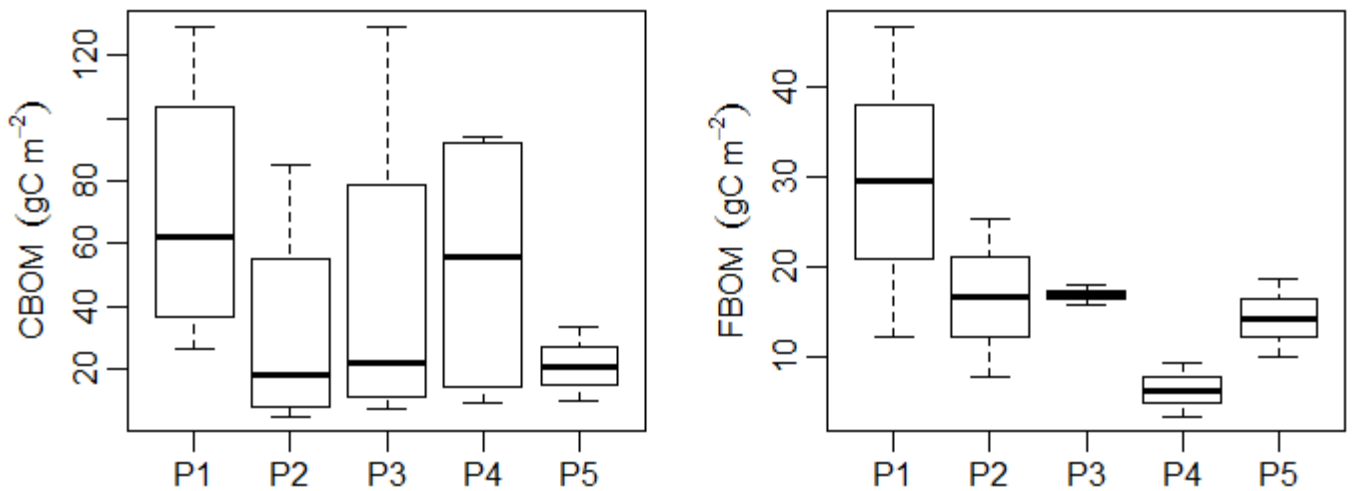
Figura 8– Frações de estoque bêntico



Nota: (a) = estoque bêntico grosseiro (CBOM), comparando-se a porcentagem de “R” = restos, “G” = galhos e “F” = “folhas” nos cinco pontos amostrais, e (b) frações de estoque bêntico fino (FBOM) separadas em porcentagem de classificação de tamanhos 1 (> 1 mm), 0,25 (1 mm > x > 0,25 mm), 0,0062 (0,25mm > x > 0,062 mm) e < 0,062 = menores que 62 micrômetros. Dados observados para o Córrego Andorinha entre Jun/13 e Jul/14.

O estoque bêntico particulado grosso apresentou uma variação bastante acentuada entre as medidas efetuadas, e teve tendência a apresentar densidade mais elevada nos pontos P1, P3 e P4. Valores de CBOC apresentaram uma média máxima no ponto P1 (Valium), com  $69,92 \text{ g C m}^{-2} (\pm 44,74)$ , e mínima no ponto P5 (Capivara), com média  $21,44 \text{ g C m}^{-2} (\pm 11,9)$ . Já o estoque bentônico fino apresentou variabilidades bastante distintas dentro dos pontos, com valores claramente maiores no P1 e menores no P4. As médias de densidade variaram de  $29,47 \text{ g C m}^{-2} (\pm 17,33)$  no P1, a  $6,23 \text{ g C m}^{-2} (\pm 2,93)$  no P4 (Figura 9).

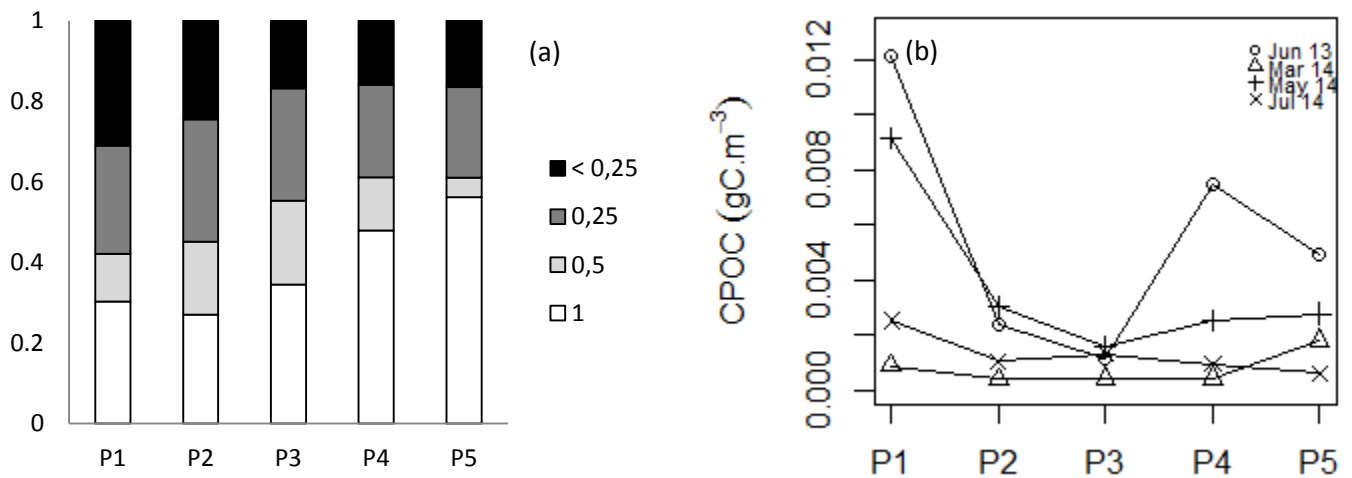
Figura 9 – Estoque bentônico (mediana, quartis 25%-75% e 1,5 IQR)



Nota: Fração particulada grossa de MO (a = CBOM) e da fração particulada fina de MO (b = FBOM) observados no Córrego Andorinha. Dados relativos às médias de Três campanhas entre Jun/13 e Jul/14, Ilha Grande, RJ.

Quanto ao material grosseiro transportado, as diferentes frações de tamanho apresentaram proporção bastante similar entre os pontos. Apesar disso, a predominância geral das frações maiores (“1” e “0,5”) se mostrou mais elevada nos pontos à jusante do sistema, Capivara e Lambari. Os dois pontos mais a montante apresentaram maior proporção de frações mais finas no material obtido nas redes de Drift (Figura 10, a). Concentrações de transporte de material grosseiro foram maiores no ponto P1, e variaram de  $0,012 \text{ g C m}^{-3}$  observada em Jun/13 no P1, a um mínimo de  $0,0004 \text{ g C m}^{-3}$  em Mar/2014 no ponto P2. De maneira geral, as concentrações de CPOC foram maiores nos meses de Jun/2013 e Mai/2014 para todos os pontos do sistema, e menores taxas foram observadas em Mar/2014, excetuando-se o P5, que apresentou a maior concentração nessa data (Figura 10, b).

Figura 10 – Matéria orgânica grossa em suspensão



Nota: (a) Proporção de classes de tamanho da matéria orgânica obtida em amostragens de Drift (CPOC) separando-se “1” =  $x > 1$  mm, “0,5” =  $1 > x > 0,5$  mm, “0,25” =  $0,5 > x > 0,25$  mm e “<0,25” = menores que 0,25 mm. (b) Variação das quatro medidas temporais da quantidade total de MO obtida nas redes de Drift através dos cinco pontos amostrais em gramas de C por  $\text{m}^3$ . Dados relativos às médias de três campanhas entre Jun/13 e Jul/14, Ilha Grande, RJ.

Estimativas de transporte de carbono particulado grosso por mês também foram calculadas a fim de se realizar comparações com input. Para tanto, as concentrações de CPOC em  $\text{g C m}^{-3}$  foram multiplicadas pela vazão, por segundos em um mês, e corrigidas pela largura do trecho, resultando em concentrações em  $\text{g C m}^{-1}$  por mês, que representou a quantidade por metro longitudinal de rio em fluxo por mês. Taxas de transporte foram maiores nos meses de junho de 2013 e maio de 2014, quando atingiram  $960,9 \text{ g C m}^{-1} \text{ mês}^{-1}$  no P5, e  $731,2 \text{ g C m}^{-1} \text{ mês}^{-1}$  no P4, respectivamente. Taxas de transporte de CPOC foram menores em Mar/14, com mínimo de  $14,07 \text{ g C m}^{-1} \text{ mês}^{-1}$  no P1 e  $23,62 \text{ g C m}^{-1} \text{ mês}^{-1}$  no P4.

Tabela 2 – Taxas de carbono orgânico particulado grosso transportado, total por mês por metro longitudinal de trecho de rio

CPOM (g C m <sup>-1</sup> mês <sup>-1</sup> )				
Ponto	Jun/2013	Mar/2014	May/2014	Jul/2014
<b>P1</b>	310,52	14,07	156,96	25,78
<b>P2</b>	373,92	45,21	291,28	151,22
<b>P3</b>	246,18	39,40	302,61	141,53
<b>P4</b>	731,20	23,62	327,91	63,57
<b>P5</b>	960,91	97,19	365,27	45,53

Nota: Unidade obtida através da extrapolação da concentração em g C m<sup>-3</sup> com a vazão, segundos em um mês e corrigida pela largura de cada trecho. Dados observados em quatro campanhas entre Jun/2013 a Jul/2014 no Córrego da Andorinha, Ilha Grande RJ.

Apesar de representar o material grosseiro descendo o rio, o CPOC foi considerado irrelevante em termos de carbono orgânico transportado total. O TOC foi composto principalmente por FPOC e DOC. O carbono particulado fino em suspensão superou na média em três ordens de grandeza a fração grossa. Teores de FPOC no sêston também foram maiores no P1, P4 e P5, os quais apresentaram médias muito próximas. O FPOC variou de uma concentração máxima de 0,48 mg C L<sup>-1</sup> observada em Mai no P4, a uma concentração mínima de 0,04 mg C L<sup>-1</sup> observada em Mai no P2. Já valores de MO dissolvida variaram de 3,79 mg C L<sup>-1</sup> observado no P3 em Mar de 2014, ao mínimo de 1,03 mg C L<sup>-1</sup> no P2 em Mai/2014 (Tabela 3).



Tabela 3 – Concentrações de matéria orgânica particulada fina (FPOM) e dissolvida (DOM)

	FPOM (mg C L <sup>-1</sup> )				DOM (mg C L <sup>-1</sup> )	
	Jun 13	Mar 14	Mai 14	Jul 14	Mar 14	Mai 14
<b>P1</b>	0.29	0.36	0.36	0.44	*	*
<b>P2</b>	0.38	0.12	0.04	0.21	1.17	1.03
<b>P3</b>	0.36	0.15	0.15	0.20	3.79	*
<b>P4</b>	0.38	0.28	0.48	0.24	2.89	1.42
<b>P5</b>	0.34	0.34	0.29	0.17	*	1.06

Nota: Dados observados na coluna d'água dos cinco pontos amostrais estudados no Córrego da Andorinha entre Jun/13 e Jul/14. Amostras de DOM com \* não puderam ser analisadas devido às condições de armazenamento. Valores obtidos para cálculo de estimativas de TOC ao longo do sistema.

Amostragens de DOC foram escassas e não representativas da variabilidade temporal que pode ter ocorrido durante o período, assim como também não puderam abranger o ponto Valium. Todavia, estimamos a concentração de DOC no Valium com a média das demais, a título de se obter estimativas primárias para possibilitar o cálculo de espiral do carbono através do contínuo do sistema.

### 2.5.3 Índices de espiral

Como não foi possível obter mensurações de metabolismo na diversidade de pontos amostrais e de campanhas, optou-se por fazer o cálculo do comprimento de espiral e de suas principais variáveis operacionais com a média dos componentes de C até aqui então descritos, sem considerar a variação temporal. Por causa desse fato, também foram construídos três modelos estimando  $R_{HET}$  (Tabela 4) a fim de se averiguar a real influência da mesma em  $K_{OC}$  e no comprimento final de  $S_{OC}$ . O primeiro modelo,  $R_{HET}$ , foi resultante de medidas empíricas no P5 e extrapolações para outros pontos como descrito na metodologia. O modelo  $R_{HET.3}$  foi feito para se padronizar o resultado obtido na curva de variação de  $O_2$  para o cálculo de metabolismo, assumindo um valor de  $-3 \text{ mg } O_2 \text{ L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  para todos os pontos, com motivos de se averiguar outros fatores que controlariam  $R_{HET}$ . Já o modelo  $R_{HET.4}$  foi feito para padronizar todos os pontos quanto à ER em  $-4 \text{ g } O_2 \text{ por m}^2 \text{ por dia}$ , sem a correção por profundidade presente no modelo anterior, com motivos de se avaliar a influência da profundidade e maiores valores de ER nos cálculos. O retorno da respiração heterotrófica dos

três modelos, após a transformação dos dados em C (ver materiais e métodos), está apresentado na Tabela 4.

Tabela 4 – Três modelos de estimativas de respiração heterotrófica realizados.

Respiração Heterotrófica (g C m <sup>-2</sup> dia <sup>-1</sup> )			
Ponto	R <sub>HET</sub>	R <sub>HET-3</sub>	R <sub>HET-4</sub>
P1	-0.06	-0.10	-1.28
P2	-0.15	-0.20	-1.28
P3	-0.22	-0.30	-1.28
P4	-0.24	-0.34	-1.28
P5	-0.35	-0.44	-1.28

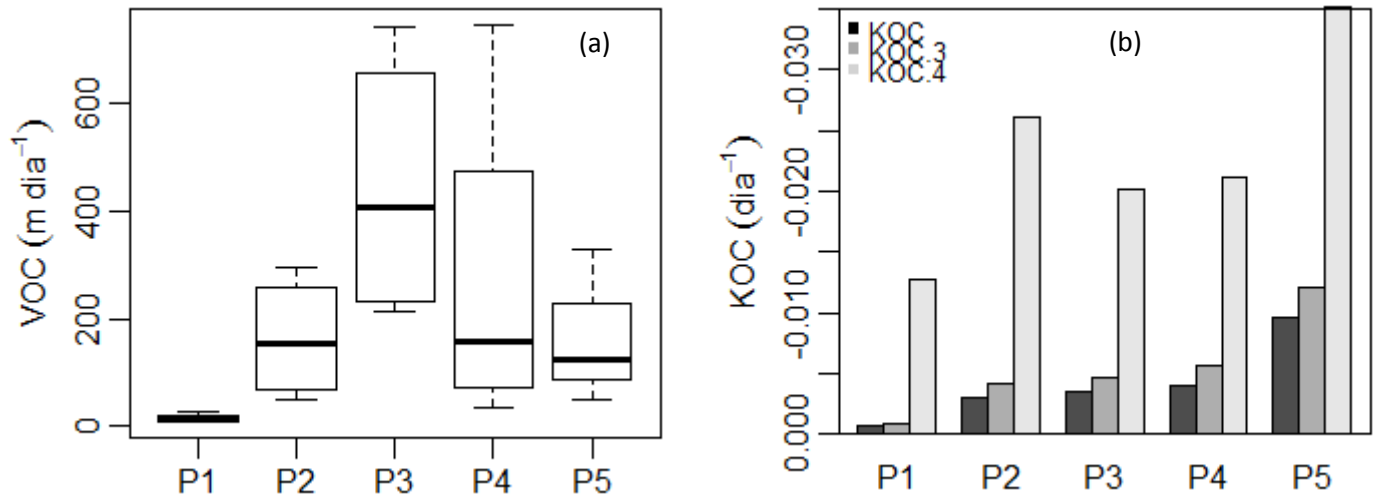
Nota: R<sub>HET</sub> foi calculada a partir de curvas de OD obtidas no P5 e extrapolada aos demais pontos com correção por cobertura de dossel. R<sub>HET.3</sub> foi calculada assumindo-se uma taxa de variação de -3 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> para todos os pontos. Para o modelo R<sub>HET.4</sub> assumiu-se uma taxa constante de -4 g O<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup> em todos os pontos. Valores parcimoniosos escolhidos segundo estimativas prévias (GÜCKER, dados não publicados).

O metabolismo heterotrófico variou de uma taxa mínima de -0,35 g C m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup> observada no ponto P5 (Capivara), a uma taxa máxima, ou menos negativa, no P1 de -0,06 g C m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup>. Com a padronização da curva de O<sub>2</sub> através do modelo R<sub>HET.3</sub>, os valores aumentaram levemente em todos os pontos, variando entre -0,1 a -0,44 g C m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup>. Já a padronização da ER através do modelo R<sub>HET.4</sub>, resultou em uma R<sub>HET</sub> de -1.28 g C m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup> em todos os pontos (Tabela 4). Nas duas primeiras situações, foi observado um aumento gradativo na respiração (cada vez mais negativa) da nascente em direção à foz, com valores levemente maiores na consideração de metabolismo padronizado. Esse aumento linear esteve diretamente ligado à profundidade dos trechos, fator diferencial tendo em vista o cálculo feito através de R<sub>HET.3</sub>, e que aumentou gradativamente relacionado à aspectos estruturais do sistema.

As taxas de TOC influenciam diretamente a velocidade do carbono orgânico (V<sub>OC</sub>) descendo o rio, que ainda é função da vazão e estocagem de material no leito. Taxas de V<sub>OC</sub> variaram de 6,8 m dia<sup>-1</sup> no ponto P1, até a máxima de 747,4 m dia<sup>-1</sup> no ponto P4, sendo que os valores foram de uma maneira geral médio-altos, com exceção do P1, que apresentou todos os valores menores que 30 m dia<sup>-1</sup> (Figura 11, a). A tendência de V<sub>OC</sub> foi aumentar até o trecho mediano do rio (P3), e reduzir essa velocidade a partir deste ponto à jusante. Os valores de

$V_{OC}$  estiveram diretamente relacionados à vazão, assim como às concentrações de DOC, que acabaram por representar o principal montante de TOC (Tabela 3). Ainda, valores de largura também contribuem para menores  $V_{OC}$  nos pontos mais largos.

Figura 11 – Velocidade do carbono orgânico ( $V_{OC}$ ) e taxa de renovação biótica ( $K_{OC}$ )



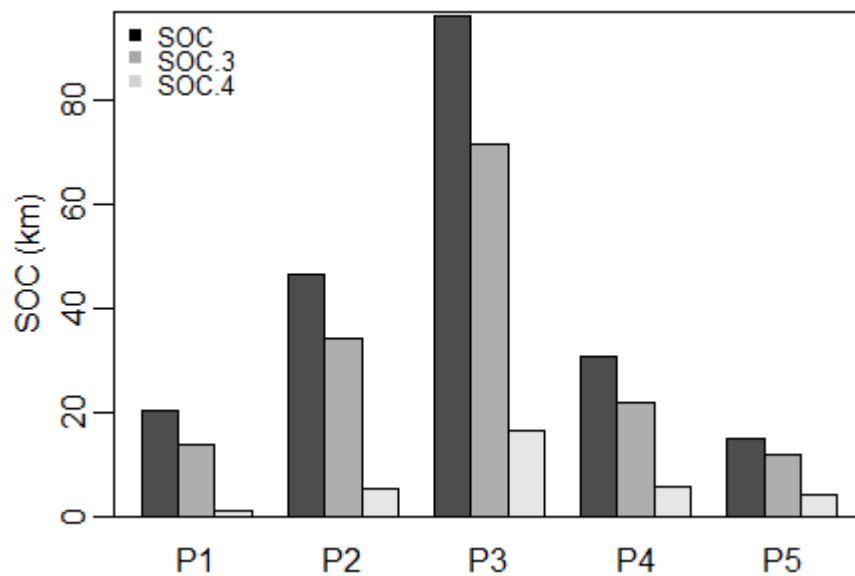
Nota: (a) Variação temporal da velocidade do carbono orgânico ( $V_{OC}$ ) entre os cinco pontos estudados para o sistema Córrego da Andorinha, calculada a partir da soma de CPOC, FPOC e DOC vs. a vazão, dividida por BOC vs. a largura do trecho, valores médios de cada ponto foram assumidos a partir da bateria de amostras. (b) Estimativas de taxa de renovação biótica ( $K_{OC}$ ) a partir dos três modelos de respiração heterotrófica apresentados na Tabela 4, feitas utilizando-se valores médios de componentes do C orgânico.  $K_{OC.3}$  e  $K_{OC.4}$  são relativas a  $R_{HET.3}$  e  $R_{HET.4}$ , respectivamente.

O cálculo da espiral foi realizado fazendo-se uso das estimativas metabólicas nas três formas apresentadas na Tabela 4, respectivamente resultando em  $K_{OC}$ ,  $K_{OC.3}$  e  $K_{OC.4}$ . A taxa biótica de renovação do carbono,  $K_{OC}$ , que é basicamente  $R_{HET}$  corrigida pela estocagem e total de C transportado, apresentou os valores mais negativos (maior capacidade de renovação) no P5, muito influenciado pela alta respiração heterotrófica assim como por concentrações não muito altas de TOC. Assim,  $K_{OC}$  apresentou o mesmo padrão de  $R_{HET}$ , decrescente (cada vez maior o potencial) ao longo do contínuo, tanto para ER como para ER.3.

A partir de  $V_{OC}$  e  $K_{OC}$ , observou-se um padrão do comprimento da espiral do C orgânico aumentando junto com o aumento da proporção do trecho de rio até o ponto médio (P3), a partir do qual esses valores se reduziram voltando a patamares iniciais no P5 (Figura 12). Valores de  $S_{OC}$  variaram de um comprimento mínimo de 14,9 km no P5, até um máximo de 96 km no P3. O mesmo padrão com formato de curva gaussiana foi observado nos três

modelos, com maiores comprimentos no trecho médio do rio. Para  $S_{OC.3}$ , valores de espiral se reduziram a um mínimo de 11,9 km no P5 a um máximo de 71,6 km no P3. Já para  $S_{OC.4}$ , comprimentos de espiral foram bem mais baixos, variando de 1 km no P1, a 16,6 km no P3 (Figura 12).

Figura 12 – Comprimento da espiral do carbono orgânico ( $S_{OC}$ )



Nota: SOC calculado utilizando-se os três modelos de  $K_{OC}$  apresentados na Figura 11 (b), representando três estimativas diferentes de respiração heterotrófica.  $S_{OC.3}$  e  $S_{OC.4}$  são relativos a  $K_{OC.3}$  e  $K_{OC.4}$ , respectivamente. Para os componentes hidráulicos e de carbono orgânico foram utilizadas médias referentes às quatro campanhas realizadas entre Jun/13 e Jul/14 no Córrego da Andorinha, Ilha Grande, RJ.

## 2.6 Discussão

É de se esperar uma relação intrínseca das taxas de input alóctone vertical no rio, provenientes principalmente da produção de serapilheira da vegetação marginal, com a própria fitofisionomia dessa vegetação. Esta fitofisionomia é definida por variações edáficas, topográficas, de encharcamento de solo, das formações vegetais do entorno e características hidrológicas da bacia e do curso d'água (RODRIGUES & SHEPHERD, 2009). Em macro escala, fatores geoclimáticos atuam na regulação de estruturação do próprio bioma, comuns às características predominantes do domínio morfoclimático e fitogeográfico no qual o ecossistema está inserido.

Em se tratando de variação dentro do contínuo, existe uma óbvia relação de maior input vertical nas áreas de cabeceira, que apresentam geralmente uma área maior de cobertura

de dossel sobre o curso d'água (MINSHALL et al., 1983). Apesar disso, as taxas de  $I_{\text{VERT}}$  no presente estudo estiveram muito mais relacionadas à estrutura da vegetação do que à ordem dos rios, sendo observada uma clara regulação trecho-específica, fundamentada na teoria de hierarquia de manchas ao longo do sistema (TOWNSEND, 1996). A título de comparações, como a maioria dos artigos sobre dinâmica da vegetação utiliza-se de quantidades em gramas de MO, foi feita a transformação desses dados em g C com fatores de correção para  $I_{\text{VERT}} \sigma_V = 0,4176$  e para  $I_{\text{LAT}} \sigma_L = 0,3552$ , derivados do produto das regressões aqui realizadas com coeficiente de Royer et al (1995). Valores de  $I_{\text{VERT}}$  observados aqui foram no geral maiores (considerando-se P1 e P4, de dossel mais fechado) que em outros ambientes preservados de Floresta Ombrófila Densa ( $5,42 \text{ g C m}^{-2} \text{ mês}^{-1}$  em REZENDE & MAZZONI, 2005, LISBOA et al., 2015), apesar de que taxas de  $13,53 \text{ g C m}^{-2} \text{ mês}^{-1}$  observadas por Lisboa et al. (2015) estiveram bastante próximas da média estimada para o P2 (Jararaca). Já Gonçalves et al. (2014) observaram taxas de  $26,3 \text{ g C m}^{-2} \text{ mês}^{-1}$  em um riacho de Floresta Ombrófila Mista, valor superado apenas pelo Valium ( $29,44 \text{ g C m}^{-2} \text{ mês}^{-1}$ ) no presente estudo. Em perspectiva com outras fitofisionomias, riachos de Floresta Pluvial Equatorial parecem apresentar maiores taxas médias de input vertical, variando entre valores de  $45 - 47,6$  (COLÓN-GAUD et al., 2008),  $40,9$  (SELVA et al., 2007) e  $40 \text{ g C m}^{-2} \text{ mês}^{-1}$  (MAGANA, 2001). Apesar disso, Wantzen et al. (2008) sintetizaram vários estudos em riachos da Amazônia com inputs variando de  $22$  a  $29 \text{ g C m}^{-2} \text{ mês}^{-1}$ , com valor máximo de  $35 \text{ g C m}^{-2} \text{ mês}^{-1}$ . Para o Cerrado, valores tanto maiores (BAMBI et al., 2016) quanto menores ( $10 \text{ g C m}^{-2} \text{ mês}^{-1}$  em GONÇALVES et al., 2006) que a maior taxa obtida aqui são reportados. Riachos de Floresta Decídua ( $17,5 \text{ g C m}^{-2} \text{ mês}^{-1}$ ), Conífera ( $13,7 \text{ g C m}^{-2} \text{ mês}^{-1}$ ) (HART et al., 2013), clima Mediterrâneo ( $22 \text{ g C m}^{-2} \text{ mês}^{-1}$ ) (ACUÑA et al., 2007) e eucaliptos ( $10 \text{ g C m}^{-2} \text{ mês}^{-1}$ ) (POZO et al., 1997) tendem a apresentar taxas de  $I_{\text{VERT}}$  menores que aqui observadas para os pontos de dossel mais fechado. Para o input lateral, como há certa mistura de unidades (ver discussão abaixo), comparações acabam por ser limitadas. Todavia, taxas de input laterais lineares aqui aferidas foram bastante similares às observadas por Colón-Gaud et al. (2008) para Floresta Tropical Úmida.

O material grosseiro transportado através do sistema mostrou certa ligação com condições estruturais e hidrológicas, onde maiores taxas de transporte foram observadas em meses de maior vazão, e frações maiores de CPOC foram mais transportadas nos pontos mais próximos à foz. Antes de cair na obriedade, porém, o fato de que o P1 apresentou níveis mais altos de CBOM, mas também maior quantidade de folhas e proporção similar de frações de FBOM com outros pontos, nos leva a crer que a alta retentividade talvez não esteja ligada a

maiores taxas de processamento. Na verdade, processamento ("*breakdown*"), da maneira como é usualmente considerado, inclui perda física por ação hidrológica (GRAÇA et al., 2015), o que acabaria por estar atuando em pontos de maior turbulência. Deste modo, não foram observadas maiores concentrações de MO fina, nem menores frações de CPOC transportado nos pontos mais próximos da foz. Para FPOC, também não foram observadas maiores concentrações nos pontos à jusante (Tabela 3). Altos valores de C setônico observados no P1 podem estar relacionados a fatores edáficos e pedológicos de um riacho que, a princípio, drena uma área para o qual foi desviado recentemente. Como é um trecho de 1ª ordem, o relevo acentuado do local e vegetação contígua a um solo não compactado podem estar liberando uma quantidade maior de material ao riacho do que o esperado para sistemas dessa magnitude.

Fazendo a conexão entre as taxas médias de  $I_{ABS}$  ( $g\ C\ m^{-1}\ mês^{-1}$ ) e  $CPOC_{TOT}$  ( $g\ C\ m^{-1}\ mês^{-1}$ ) transportado por metro longitudinal, averiguamos taxas de transporte maiores que o input em alguns meses ( $Input/Output = I/O > 1$ ), e menores que o input em outros ( $I/O < 1$ ), acarretando em variabilidade temporal de trocas entre processos de acúmulo e exportação desse material. Pontos mais a jusante, em certas ocasiões, apresentaram taxas de exportação muito maiores que o input (e.g. P4-P5 Jun/13 e Mai/14, Tabela 2), o que corrobora com a ideia de que grande parte do CPOC no médio e baixo curso do sistema vem da montante. Apesar disso, a variação temporal hidrológica parece regular esses padrões, onde valores de CPOC transportado em Mar/2104 e Jul/2014 em todos os pontos foram menores que taxas de input (exceção para P5 Mar/14 e P2-P3 Jul/14), justamente meses de menor vazão. Estes fatos indicam um padrão temporal de acúmulo regulado por períodos de menor vazão e maior produção de serapilheira, e de subtração em períodos de maior vazão e menor input. Wallace et al. (1995) também descreveram conexão entre transporte de CPOC em maior vazão. Consideramos também, que taxas mensais de transporte de CPOC podem estar superestimadas devido ao tempo prolongado de exposição das redes de *Drift*.

Muito avanço tem sido feito na área de pesquisa sobre dinâmica de material alóctone em sistemas neotropicais. Alguns aspectos bastante básicos, no entanto, ainda precisam ser esclarecidos e fundamentados na literatura científica. Um exemplo é a relação sazonal da produção de serapilheira ("*litterfall*"), onde generalizações para ambientes tropicais assumem que há um pico de queda do "*litter*" na estação seca, relativa aos períodos de seca na primavera ou inverno (WANTZEN et al., 2008; ZHANG et al., 2014). Certamente, diversos sistemas lóticos tropicais apresentam maiores taxas de input alóctone na estação seca/final da estação seca, condição observada para Floresta Tropical Úmida (CÓLON-GAUD et al.,

2008), e mais especificamente para Floresta Amazônica (SELVA et al., 2007), Cerrado (BAMBI et al., 2016) e ambientes de transição Cerrado/Mata Atlântica (FRANÇA et al., 2009; CARVALHO & UIEDA, 2010). No entanto, para região intertropical e subtropical da Mata Atlântica propriamente dita (Floresta Pluvial da Encosta Atlântica), as maiores taxas de input alóctone em sistemas lóticos estão relacionadas com a estação chuvosa (REZENDE & MAZZONI, 2005), principalmente através de eventos extremos (LISBOA et al., 2015), fato corroborado neste presente estudo (Figura 13, apêndice Cap. 2 – maior *flood* no período em Dez/13 = 186 mm). Observa-se que há aqui o fator da formação florestal da qual o sistema de estudo faz parte, onde mesmo em termos de bioma (e.g. Mata Atlântica) existem diferenças fundamentais entre fitofisionomias florestais distintas, e que muitas vezes para comparações em âmbito global não são consideradas – isso resguardando a variabilidade de composição específica. Deve-se também lembrar, que dentro de cada domínio natural convive a presença extensiva de um ecossistema predominante, mais o subconjunto de ecossistemas diferenciados de pequena representação espacial (Ab'SABER, 2009). Relações de input com variáveis climáticas e ambientais são tema de discussão recente sobre a diferença de padrões de regulação entre Neotrópico e sistemas temperados (TONIN et al., 2017).

Outra questão elementar a ser fundamentada diz respeito a unidades e extrapolações de valores obtidos em amostradores. Colón-Gaud et al. (2008) já havia apontado para dificuldades de comparação entre estudos de dinâmica da vegetação em riachos neotropicais visto a variabilidade de métodos e abordagens. Como observado aqui, grande variação nas taxas de input lateral (de até 5x) podem ocorrer com os mesmos dados dependendo da unidade calculada, seja em metro linear ( $m^1$ ) ou metro quadrado ( $m^2$ ) de rio. A escolha da unidade está relacionada à pergunta, pois  $m^1$  representa um valor absoluto entrando através do limite ("linha") lateral, e  $m^2$  representa quanto de input lateral entra por unidade de metro quadrado de rio. Essa questão se torna essencial em termos de quantificação do input total ( $I_{VERT} + I_{LAT}$ ), onde é fundamental a manutenção de sentido espacial relativo ao sistema quanto às variáveis operacionais utilizadas. Como exemplo, a utilização de  $I_{LAT}$  na unidade  $m^2$  diretamente de um amostrador linear, sem correção por largura (GONÇALVES et al., 2006; FRANÇA et al., 2009; BAMBI et al., 2016), pode levar a uma contradição hermenêutica, e dificultar comparações por causar confusão na interpretação do que efetivamente esta unidade significa para o sistema. Ou seja, em termos de questões sistêmicas de fluxo total e budget de massas, é indicada a soma de unidades em metro longitudinal de rio por representarem a lógica sistêmico-espacial do total de detritos entrando verticalmente em determinado trecho, e do total de detritos entrando lateralmente através das margens do

trecho. Aqui também é preciso cautela, pois ambas as unidades em  $m^1$  necessitam de extrapolação ao comprimento, mas já fazem sentido sistêmico por retornarem valores em termos de input total por  $m^1$  da secção. Exemplificando a partir deste estudo, altas taxas de  $I_{TOT}$  ( $g\ C\ m^{-2}\ mês^{-1}$ ) observadas no Valium foram influenciadas pelo fato deste ponto apresentar a menor largura (Figura 6, a). Ainda, mesmo com estrutura reduzida de 1ª ordem, o ponto tem alto potencial de input absoluto (Figura 6, b), o que sugere o acúmulo de material junto ao sistema. Estimativas de estoque bêntico também podem se tornar pouco claras quando amostradas pontualmente por *surber* sem a relação de porcentagem de cobertura de substrato, e sem consideração de FBOM (WALLACE et al., 2006).

### 2.6.1 Budget vs. Spiraling

A discussão a respeito de unidades e conceitos utilizados em estudos de dinâmica da vegetação (essencialmente budget alóctone) é necessária quando se busca uma ligação com a abordagem de *C spiraling*. Como efetivamente esta última representa um comprimento de oxidação, o qual está relativizado a toda MO dentro do sistema, são necessárias extrapolações dos cálculos de budget a fim de se estimar o montante total de aporte, estocagem, processamento e transporte do ecossistema. Essa conexão demonstra enorme potencial de esclarecimento quanto ao balanço de massas e fluxo de energia, considerando-se sistemas de fluxo unidirecional e conectados longitudinalmente. Compreende-se também que ela apresenta limitações intrínsecas, e é restringida muitas vezes pela diferença de escalas e acuidade nas mensurações de todas as variáveis operacionais que controlam as abordagens. Não obstante, o pensamento sistêmico que ela proporciona pode levar a importantes avanços em termos de teoria ecológica de riachos.

Como exemplo do presente estudo, a constatação de um dos menores comprimentos de  $S_{OC}$  para o P1, entre ~1 e 20 km, e concomitante alta taxa de input total e absoluto, conduz a hipótese de altas taxas de acúmulo oxidação de C neste trecho. Para o ponto médio, P3, os maiores comprimentos de  $S_{OC}$  (~16,6 – 96 km), conjuntamente com taxas de  $I_{ABS}$  similares às do P1 e P2, indicam que a maior parte do C caindo no médio-curso estaria sendo transportada à jusante. Por fim, analisando-se as taxas obtidas para o ponto P5 (~ 4 – 14 km), os valores novamente mais baixos de  $S_{OC}$  indicam se tratar de uma região mais propícia à oxidação do que transporte de C no sistema. Esses resultados foram muito similares à descrição de funcionamento através da abordagem de budget, com maior retenção na cabeceira e grande quantidade de TOC nas proximidades da foz proveniente de regiões à montante.



De uma maneira geral, valores de  $S_{OC}$  encontrados aqui foram relativamente maiores que em outros sistemas de 1ª a 3ª ordem (NEWBOLD, 1982; MINSHALL et al., 1983; NAIMAN et al., 1987; MINSHALL et al., 1992; YOUNG & HURYN, 1999; GRIFFITHS, 2011), apesar de Young e Huryn (1999) terem observado comprimentos máximos de 408 km em um riacho de 3ª ordem no inverno da Nova Zelândia. Os altos comprimentos de espiral dos modelos de  $S_{OC}$  e  $S_{OC.3}$  parecem ser incompatíveis com o tamanho do sistema. Como o modelo  $S_{OC.4}$  se mostrou mais realista em relação à estrutura do sistema, assim como valores da literatura, considera-se que estimativas de  $R_{HET}$  podem estar subestimadas pelo método empírico utilizado. Estudos ainda precisam ser feitos a fim de se complementar as estimativas iniciais realizadas aqui, assim como análise em outros sistemas na diversidade de condições geoclimáticas dos trópicos.

Uma grande lacuna à maior integração é a não consideração de DOC nem FPOC em estudos de budget, principais reguladores do comprimento de  $S_{OC}$  em termos de cargas de C. Isso é particularmente importante em relação ao aporte lateral, onde aumentos no nível d'água podem adicionar grande quantidade das menores frações de C. Reconhece-se aqui uma carência do presente estudo em termos de temporalidade e medidas restritas de DOC, e na falta de tratamento quanto à via de produção primária, que representa um dos principais recursos energéticos na regulação das comunidades deste sistema (BRITO et al., 2006; NERES-LIMA et al., 2016). Também se considera que a estocagem bentônica pode estar influenciando em termos de ruído os comprimentos finais, tendo em vista ser laboriosa de se amostrar (WEBSTER & MEYER, 1997) e com variabilidade quase que em uma ordem de grandeza (Figura 9).

As aproximações feitas aqui representam estimativas pioneiras de *C spiraling* para sistemas Neotropicais. A dificuldade na obtenção de medidas acuradas de metabolismo ecossistêmico, principalmente através do método *open-channel* para trechos muito sombreados, é o primeiro percalço para robustez do cálculo de espiral (LISBOA et al., 2016), e impediu no presente caso uma descrição mais robusta dos pontos no sistema. Apesar disso, considerando-se o espectro de estudos com metabolismo ecossistêmico incluindo sistemas lóticos tropicais (SILVA-JÚNIOR, 2016), pode-se trabalhar com valores não muito longe dos médios encontrados. Algumas informações podem ser escondidas quando da apresentação de comprimentos de espiral sem o detalhamento de suas variáveis operacionais. Analisando internamente  $V_{OC}$ , o fato de que taxas maiores ocorrem no P3 e P4, mas que o P5 apresentou maior vazão em todas as campanhas, indica que o material está sendo transportado em maior escala no médio-curso do sistema, e sedimentado em maior escala no ponto relativo a baixo-

curso. Outra questão diz respeito à  $R_{\text{HET}}$ . A principal conexão relativa ao cálculo da respiração heterotrófica, guardadas as variações intrínsecas na *diel-curve* de cada site, se deu com a profundidade de cada ponto, utilizada para correção de  $g L^{-1}$  em  $g m^{-2}$ . Como visto pelo modelo  $R_{\text{HET.3}}$ , esse fato pode induzir ao erro de pensar que taxas são maiores a jusante independentes da altura de coluna d'água.

### 2.6.2 Conclusões

Uma das questões mais relevantes constatadas a partir da discussão desenvolvida a respeito das unidades é a possível subestimação do aporte lateral em diversos sistemas. Primeiramente, considerando-se as duas margens há a necessidade de multiplicação do valor encontrado em um gol linear por dois, o que parece óbvio, mas é muitas vezes relegado (e.g. COLÓN-GAUD et al, 2008) ou inclusive tratado diretamente como  $m^2$  (GONÇALVES et al., 2014; BAMBI et al., 2016). Assim, considera-se urgente a necessidade se unificar medidas em estudos de dinâmica da vegetação ripária, principalmente em sistemas aquáticos neotropicais. Constatou-se também uma maior variabilidade da via lateral de input (Figura 9, *ouliers*), principalmente no que diz respeito a pontos extremos. Essa variabilidade temporal é relacionada a eventos específicos de chuvas intensas, diferença básica para  $I_{\text{VERT}}$ , cuja variabilidade é regulada sazonalmente. Todavia, esse tipo de evento (*flood*) ocorre mais comumente nos meses quentes, o que pode acarretar em uma sazonalidade pluvio-regulada. Este extravasamento periódico do rio removendo e particularizando ou enterrando a serapilheira acumulada já foi evidenciado em Floresta Atlântica e Cerrado (RODRIGUES & SHEPHERD, 2009).

A sazonalidade de  $I_{\text{VERT}}$  parece ser regulada pela maior produtividade de serapilheira nos meses quentes. Apesar disso, alguns picos no  $I_{\text{VERT}}$  foram observados em meses fora da estação "chuvosa", e determinados pontos não acusaram variação temporal nessa via de input. A ideia de variação sazonal é suportada pelo fato de esta ter sido observada fortemente nos pontos de dossel mais fechado, e sem interrupção das coletas (Figura 3, P1 e P2). Um avanço latente da presente abordagem de dinâmica da vegetação é a elaboração de simples modelos preditivos de  $I_{\text{VERT}}$  em função da cobertura de dossel para diferentes fitofisionomias do Brasil, resguardando-se a condição de estágio sucessional, fitossociologia e variação latitudinal. Para  $I_{\text{LAT}}$  modelos preditivos seriam mais laboriosos tendo em vista as complexidades geohidrológicas específicas diferenciadas por bacia hidrográfica.

Uma variabilidade temporal marcante também foi observada nos processos de acúmulo ou subtração do material alóctone dentro dos trechos. Esses processos trocam a

predominância de acordo com variações na relação I/O (considerando *input* alóctone e *output* por transporte), que mostrou ser regulada principalmente por questões hidrológicas e secundariamente de sazonalidade na produção de serapilheira. Questões em larga escala espaço-temporal parecem ter efeito drástico sobre a predominância de cada processo em função de diferenças interanuais de estações mais secas/chuvosas, o que leva a uma influência direta dos efeitos das mudanças climáticas sobre este aspecto no funcionamento de ecossistemas lóticos.

Por fim, considera-se *C spiraling* uma abordagem esclarecedora em termos ecossistêmicos, mas com necessidade de se abordar levando-se em consideração a descrição de suas variáveis operacionais. Ainda, há necessidade de aprimoramento conceitual e empírico da abordagem principalmente relativo ao estoque bêntico (que considera diferentes escalas de C) e à respiração heterotrófica. Na verdade, como  $S_{OC}$  não é influenciado significativamente pela taxa de acúmulo bentônica, que é praticamente anulada pela fórmula  $V_{OC}/K_{OC}$ , ele se torna uma função direta da vazão e TOC, e inversamente proporcional a  $R_{HET}$ . Assim, estudos que considerem a realização de cálculos de espiral apenas com material fino e dissolvido, com um desenvolvimento conceitual diferente do *C spiraling* abordado aqui, podem representar um avanço para o aperfeiçoamento de quantificações de exportação de carbono em sistemas lóticos.

## 2.7 Referências

Ab'SABER, A.N. (2009). O suporte Geoecológico das Florestas Beiradeiras (Ciliares). In: RODRIGUES and LEITÃO-FILHO (eds). *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. Edusp-Fapesp, São Paulo (2ª ed, 2ª reimp). 320 pp.

ACUÑA, V., GIORGI, A., MUÑOZ, I., SABATER, F., and SABATER, S. (2007). Meteorological and riparian influences on organic matter dynamics in a forested Mediterranean stream. *Journal of the North American Benthological Society* 26: 54–69.

BAMBI, P., REZENDE, R.S., FEIO, M.J. et al. (2016). Temporal and Spatial Patterns in Inputs and stock of organic matter in Savannah Streams of Central Brazil. *Ecosystems* DOI: 10.1007/s10021-016-0058-z.

BATES, D., MAECHLER, M., BOLKER, B. and WALKER, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48.

BATTIN T.J., LUYSSAERT S., KAPLAN L.A., AUFDENKAMPE A.K., RICHTER A., TRANVIK L.J. (2009). The boundless carbon cycle. *Nature Geoscience* 2:598–600.

BENFIELD E.F. (1997). Comparisons of litterfall input to streams. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 104-108

BOTT T.L. (2006). Primary productivity and community respiration. In: HAUER, F. R. and LAMBERTI, G. A. (eds) *Methods In Stream Ecology*, 2nd ed. Elsevier, San Diego, pp 663-690.

BRITO, E.F., MOULTON, T.P., SOUZA, M.L. and BUNN, S.E. (2006). Stable isotope analysis indicates microalgae as the predominant source of fauna in a costal forest stream, south-east Brazil. *Austral Ecology* 31:623-633.

BUNN, S.E., DAVIES, P.M. and WINNING, M. (2003). Sources of organic carbon supporting the food web of an arid zone floodplain river. *Freshwater Biology* 48:619-635.

CARVALHO, E.M. and UIEDA, V.S. (2010). Input of litter in deforested and forested areas of a tropical headstream. *Brazilian Journal of Biology* 70, 283–288.

COLE, J.J., PRAIRIE, Y.T., CARACO, N.F., MCDOWELL, W.H., TRANVIK, L.J., STRIEGL, R.G., DUARTE, C.M., DOWNING Já., MIDDELBURG, J.J. and MELACK, J. (2007). Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, 10:171–184.

CÓLON-GAUD, C., PETERSON, S., WHILES, M.R., KILHAM, S.S., LIPS, K.R. and PRINGLE, C.M. (2008). Allochthonous litter inputs, organic matter standing stocks, and organic seston dynamics in upland Panamanian streams: potential effects of larval amphibians on organic matter dynamics. *Hydrobiologia* 603:301–312.

CUMMINS, K.W. (1974). Structure and function of stream ecosystems. *BioScience* 24:631-641.

DEMARS, B.O, THOMPSON, J and MANSOSN, J.R. (2015). Stream metabolism and the open diel oxygen method: Principles, practice, and perspectives. *Limnology and Oceanography Methods* 13: 356–374.

FISHER, G.S., SPONSELLER, R.A. and HEFERNAN, J.G. (2004). Horizons in stream biogeochemistry: flowpaths to progress. *Ecology*, 85(9): 2369-2379.

FRANÇA, J.S., GREGÓRIO, R.S., de PAULA, A.D., GONÇALVES-JÚNIOR, J.F., FERREIRA, F.A. and CALLISTO, M. (2009). Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic stock in a Brazilian stream. *Marine and Freshwater Research* 60: 990–998.

FUß, T., BEHOUNER, B., ULSETH, A.J. and SINGER, G.A. (2017). Land use controls stream ecosystem metabolism by shifting dissolved organic matter and nutrient regimes. *Freshwater Biology* doi:10.1111/fwb.12887.

GORDON, N.D., MCMAHON, T.A. and FINLAYSON, B.L. (1992). *Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists*. John Wiley & Sons, N.Y.

GONÇALVES-JÚNIOR, J.F., REZENDE, R.S., GREGÓRIO, R.S. and VALENTIN, G.C. (2014). Relationship between dynamics of litterfall and riparian plant species in a tropical stream. *Limnologica* 44: 40–48.

GONÇALVES-JÚNIOR, J.F., FRANÇA, J.S. and CALLISTO, M. (2006). Dynamics of allochthonous organic matter in a tropical Brazilian headstream. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 49: 967–973.

GRAÇA, M.A., FERRERIA, V., CANHOTO, C., ENCALADA, A.C., GUERRERO-BOLAÑO, F., WANTZEN, K.M. and BOYERO, L. (2015). A conceptual model of litter breakdown in low order streams. *International Review of Hydrobiology* 100: 1–12.

GRIFFITHS, N.A., TANK, J.L., ROYER, T.V., WARRNER, T.J., FRAUENDORF, T.C., ROSI-MARSHALL, E.J and WHILES, M.R. (2012). Temporal variation in organic carbon spiraling in Midwestern agricultural streams. *Biogeochemistry* 108: 149-169.

HART, S.K., HIBBS, D.E., and PERAKIS, S.S. (2013). Riparian litter inputs to streams in the central Oregon Coast Range. *Freshwater Science* 32: 343–358.

HOTHORN, T., BRETZ, F. and WESTFALL, P. (2008). Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal* 50(3): 346-363.

HOELLEIN T.J., TANK J.L., ROSI-MARSHALL E.J., ENTREKIN S.A. and LAMBERTI G.A. (2007) Controls on spatial and temporal variation of nutrient uptake in three Michigan headwater streams. *Limnology and Oceanography* 52:1964–1977.

KUZNETSOVA, A., BROCKHOFF, P.B. and CHRISTENSEN, R.H.B. (2016). lmerTest: *Tests in Linear Mixed Effects Models*. R package version 2.0-33.

LISBOA, L.K., THOMAS, S. and MOULTON, T.P. (2016). Reviewing carbon spiraling approach to understand organic matter movement and transformation in lotic ecosystems. *Acta Limnologica Brasiliensia* vol 28 e14 <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X2116>.

LISBOA, L.K., SILVA, A.L.L. da, SIEGLOCH, A.E., GONÇALVES-JÚNIOR, J.F. and PETRUCIO, M.M. (2015). Temporal dynamics of allochthonous coarse particulate organic matter in a subtropical Atlantic rainforest Brazilian stream. *Marine and Freshwater Research* 66(8) 674-680

MAGANA, A.E.M. (2001). Litter input from riparian vegetation to streams: a case study of the Njoro River, Kenya. *Hydrobiologia* 458: 141–149.

MANTEL, S.K., SALAS, M. and DUDGEON, D. (2004). Food web structure in a tropical Asian forest stream. *Journal of the North American Benthological Society* 23: 728-755.

MEYER, J.L. and EDWARDS, R.T. (1990). Ecosystem Metabolism and Turnover of Organic Carbon along a Blackwater River Continuum. *Ecology* 71: 668-677.

MINSHALL, G.W. (1978). Autotrophy in streams ecosystems. *BioScience* 28(12): 767-771.

MINSHALL, G.W., PETERSEN, R.C., CUMMINS, K.W., BOTT, T.L., SEDELL, J.R., CUSHING, C.E. and VANOTE, R.L. (1983). Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics. *Ecological Monographs* 53(1): 1-25.

MINSHALL, G.W., PETERSEN, R.C., BOTT, T.L., CUSHING, C.E., CUMMINS, K.W., VANOTE, R.L. and SEDELL, J.R. (1992). Stream ecosystem dynamics of the Salmon River, Idaho: an 8th-order system. *Journal of the North American Benthological Society* 11:111–137.

MINSHALL, G.W. and RUGENSKI, A. (2006). Riparian process and interactions. In: Hauer, F.R. and Lamberti, G.A. (eds). *Methods in Stream Ecology*, 2nd ed. Elsevier, San Diego, pp 721-742.

MOULTON, T.P. (2006). Why the world is green, the waters are blue and food webs in small streams in the Atlantic Rainforest are predominantly driven by microalgae? *Oecologia Brasiliensis* 10: 78-89.

MOULTON, T.P., ANDRADE P.M., and LIMA, V.N. (2009). Ecologia de águas interiores. c.4 p. 76. In: Bastos, M & Callado, C.H. (eds). *O Ambiente da Ilha Grande*. Rio de Janeiro, UERJ – CEADS.

NAIMAN, R.J., MELILLO, T.M., LOCK, M.A., FORD, T.E. and REICE, S.R. (1987). Longitudinal Patterns of Ecosystem Processes and Community Structure in a Subarctic River Continuum. *Ecology* 68:1139-1156.

NEWBOLD, J.D., MULHOLLAND, P.J., ELWOOD, J.W., O'NEILL, R.V. (1982). Organic Carbon Spiraling in Stream Ecosystems. *Oikos* 38: 266-272.

NEWBOLD, J.D., THOMAS, S.A., MINSHALL, G.W., CUSHING, C.E. and GEORGIAN, T. (2005). Deposition, benthic residence, and resuspension of fine organic particles in a mountain stream. *Limnology and Oceanography*, 50(5): 1571-1580.

ODUM, H.T. (1956). Primary production in flowing waters. *Limnology and Oceanography*, 1(2): 102-117.

OLIVEIRA, R. R. (2002). Ação antrópica e resultantes sobre a estrutura e composição da Mata Atlântica na Ilha Grande, RJ. *Rodriguesia* 53(82): 33-58.

POZO, J., GONZÁLEZ, E., DIÉZ, J.R., MOLINERO, J., and ELÓSEGUI, A. (1997b). Inputs of particulate organic matter to streams with different riparian vegetation. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 602–611.

R CORE TEAM (2016). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

REZENDE, C.F. and MAZZONI, R. (2005). Seasonal variation in the input of allochthonous matter in an Atlantic Rain Forest stream, Ilha Grande-RJ. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 17(2): 167-175.

REVELLE, W. (2016) psych: Procedures for Personality and Psychological Research, Northwestern University, Evanston, Illinois, USA, <https://CRAN.R-project.org/package=psych> Version = 1.6.9.

RODRIGUES, R.R. and SHEPHERD, G.J. (2009). Fatores condicionantes da vegetação ciliar. In: RODRIGUES and LEITÃO-FILHO (eds). *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. Edusp-Fapesp, São Paulo (2ª ed, 2ª reimp). 320 pp.

ROYER, T.V., ROBINSON, C.T. and MINSHALL, G.W. (1995). Ecological Structure and Function of the Middle Reach of the Snake River. *Volume I: Water Quality and Benthic Biomonitoring*. Idaho Department of health and Welfare, Division of Environmental Quality.

RSTUDIO TEAM (2015). *RStudio: Integrated Development for R*. RStudio, Inc., Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.

SELVA, E.C., COUTO, E.G., JOHNSON, M.S., and LEHMANN, J. (2007). Litterfall production and fluvial export in headwater catchments of the southern Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 23: 329–335.

SILVA-JUNIOR, E.F. Land use effects and stream metabolic rates: a review of ecosystem response. *Acta Limnologica Brasiliensia* 28 e10. <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X0716>

TANK, J.L., ROSI-MARSHALL, E.J., GRIFFITHS, N.A., ENTREKIN, S.A. and STEPHEN, M.L. (2010). A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 29(1):118–146.

THOMAS S.A., ROYER T.V., SNYDER E.B. and DAVIS J.C. (2005) Organic carbon spiraling in an Idaho river. *Aquatic Science*, 67: 424–433.

TONIN, A.M., GONÇALVES-JÚNIOR, J.F., BOYERO, L. et al. (2017). Large-scale spatial and temporal variation of litter inputs and storage in Neotropical streams. *Manuscript submitted for publication*.

TOWNSEND, C.R. (1996). Concepts in river ecology: pattern and process in the catchment hierarchy. *Archiv für Hydrobiologie Supplement* 113: 3–21.

WALLACE, J.B., WEBSTER, J.R. and MEYER, J.L. (1995). Influence of log additions on physical and biotic characteristics of a mountains stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52(10): 2120-2137.

WALLACE, J.B., EGGERT, S.L., MEYER, J.L. and WEBSTER, J.R. (1997). Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* 277:102-104.

WALLACE, J.B., HUTCHENS, J.J. and GRUBAUGH, J.W. (2006). Transport and storage of FPOM. In: HAUER, F. R. and LAMBERTI, G. A. (eds) *Methods in Stream Ecology*, 2nd ed. Elsevier, San Diego, pp 249-271.

WANTZEN, K.M., YULE, C.M., MATHOOKO, J.M. and PRINGLE, C.M. (2008). Organic matter processing in tropical streams. In: DUDGEON, D. (ed). *Tropical Stream Ecology*. London, Elsevier ©. 343 pp.

WEBSTER, J.R. and MEYER, J.L. (1997). Organic matter budgets for streams: a synthesis. *Journal of the North American Benthological Society* 16:141–161.

WEBSTER, J.R., BENFIELD, E.F., EHRMAN, T.P., SCHAEFFER, M.A., TANK, J.L., HUTCHENS, J.J. and D'ANGELO, D.J. (1999). What happens to allochthonous material that falls into streams? A synthesis of new and published information from Coweeta. *Freshwater Biology* 41: 687-705.

WEBSTER, J.R. (2007). Spiraling down the river continuum: stream ecology and the U-shaped curve. *Journal of the North American Benthological Society* 26(3): 375-389.

YOUNG, R.G. and HURYN, A.D. (1997). Longitudinal patterns of organic matter transport and turnover along a New Zealand grassland river. *Freshwater Biology* 38:93-107.

YOUNG, R.G. and HURYN, A.D. (1999). Effects of land use on stream metabolism and organic matter turnover. *Ecological Applications* 9(4): 1359-1376.

ZHANG, H., YUAN, W., DONG, W. and LIU, S. (2014). Seasonal patterns of litterfall in forest ecosystem worldwide. *Ecological Complexity* <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2014.01.003>.

ZHANG, Y, QIN, B, ZHU, G, ZHANG, L and YANG, L. (2007). Chromophoric dissolved organic matter (CDOM) absorption characteristics in relation to fluorescence in Lake Taihu, China, a large shallow subtropical lake. *Hydrobiologia* 581: 43-52.

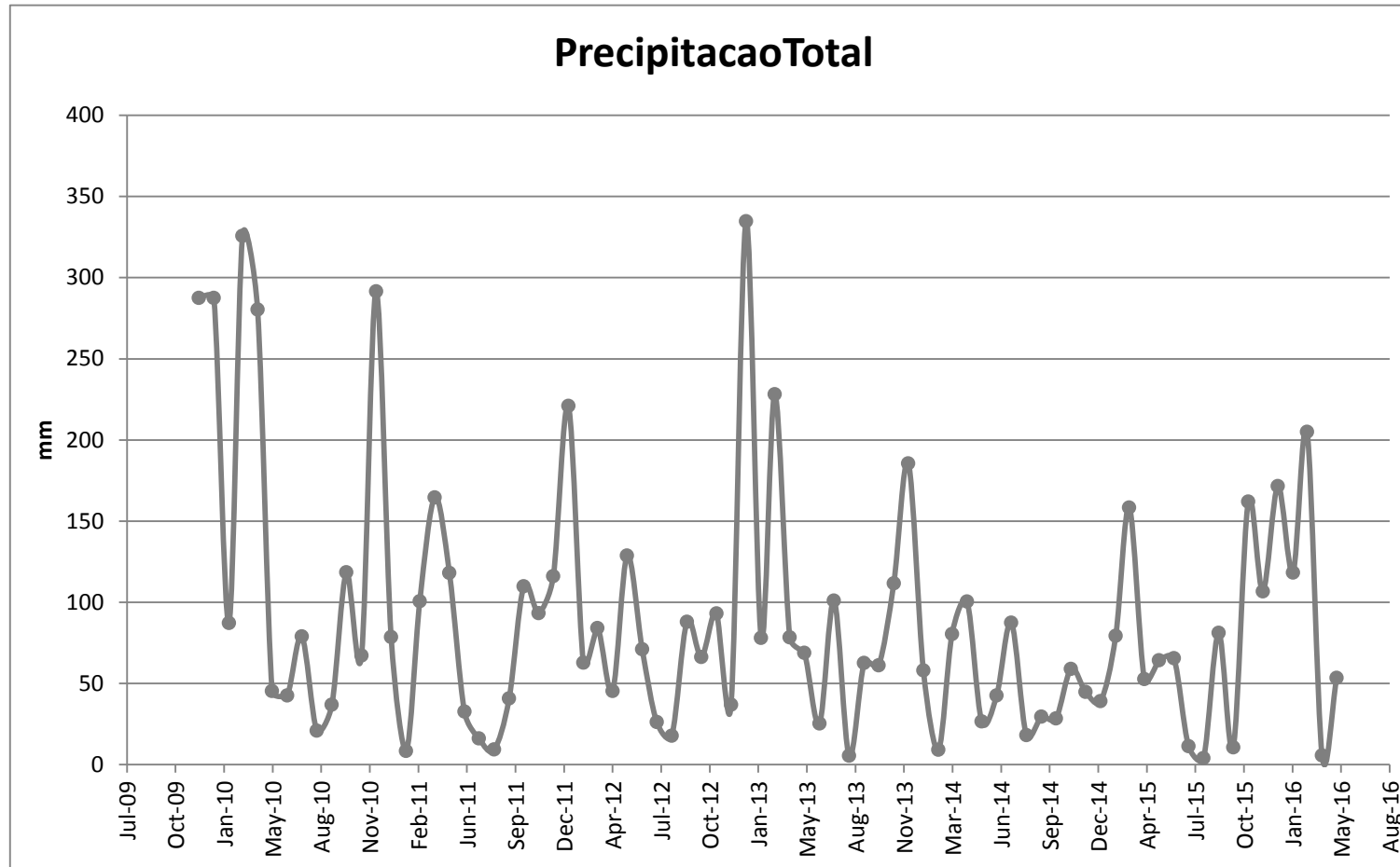


Tabela 5 – Médias mensais e anuais dos inputs vertical e lateral

	Trecho	Ordem	Input Vertical		Input Lateral		Input Total I <sub>TOT</sub>	Input total I <sub>TOTRIO</sub>
			(g C.m <sup>-2</sup> )	(g C.m <sup>-1</sup> )	(g C.m <sup>-1</sup> )	(g C.m <sup>-2</sup> de Rio)	(g C.m <sup>-2</sup> )	(g C.m <sup>-1</sup> )
<b>Média mensal</b>	(P1) Valium	1ª	29,44 (± 25,2)	29,73 (± 25,43)	13,79 (± 12)	27,31 (± 23,8)	52,38 (± 34,88)	52,91 (± 35,23)
	(P2) Jararaca	2ª	14,08 (± 10,5)	25,71 (± 19,27)	11,2 (± 12,1)	12,24 (± 13,3)	25,98 (± 17,69)	47,53 (± 32,37)
	(P3) Characidium	3ª	7,27 (± 5,3)	36,23 (± 26,29)	9,89 (± 8,7)	3,97 (± 3,5)	9,18 (± 5,99)	45,71 (± 29,81)
	(P4) Lambari	3ª	19,14 (± 12,6)	147,6 (± 96,96)	7,36 (± 6,5)	1,91 (± 1,7)	19,09 (± 13,26)	147,17 (± 102,21)
	(P5) Capivara	3ª	6,92 (± 5,16)	63,76 (± 47,05)	10,02 (± 11,4)	2,19 (± 2,5)	6,75 (± 5,82)	61,56 (± 53,09)
<b>Total anual</b>	(P1) Valium	1ª	387,07 (± 25,4)	356.76	193,61 (± 10,6)	383,39 (± 20,9)	628.56	580,7 (± 20,6)
	(P2) Jararaca	2ª	189,78 (± 8,9)	308.52	148,31 (± 7,8)	162,08 (± 8,5)	311.76	338,09 (± 8,3)
	(P3) Characidium	3ª	94,56 (± 5,4)	434.76	125,77 (± 6,2)	50,51 (± 2,5)	110.16	220,33 (5,8)
	(P4) Lambari	3ª	245,01 (± 10,1)	1773.12	98,14 (± 4,9)	25,45 (± 1,3)	229.08	343,15 (± 9,67)
	(P5) Capivara	3ª	66,52 (± 2,2)	765.12	130,58 (± 6,8)	28,63 (± 1,5)	81	197,1 (± 5,5)

Nota: Inputs calculados de diferentes formas para se obter unidades específicas de acordo com a abordagem necessitada. Dados observados entre julho de 2013 e julho de 2014 no Córrego da Andorinha, Ilha Grande, RJ, Brasil.

Figura 13 – Variação temporal da precipitação acumulada mensal



Nota: Dados da estação de Angra dos Reis, estação mais próxima ao local de estudo do presente manuscrito. Dados referentes ao período de Dez/2009 a Mai/2016.  
Fonte: INMET.

### 3 EFEITOS HIDRODINÂMICOS NO CARBONO ORGÂNICO ATRAVÉS DO CONTÍNUO: MODELOS DE UM RIACHO CURTO NA ENCOSTA ATLÂNTICA<sup>1</sup>

#### 3.1 Resumo

Apesar da visão idealizada do rio como um contínuo de mudanças gradativas ser tida como demasiadamente simplificadora, ela ainda representa a base para estudos sobre fluxo de massa e energia na perspectiva de riachos como ecossistemas longitudinalmente conectados. Assim, a ligação dos *pools* de C orgânico (OC) no sistema lótico se dá através dos montantes transportados rio abaixo. Apesar disso, pouco foco se dá aos efeitos da hidrologia nas taxas de OC transportado (TOC). O presente estudo teve como objetivo elucidar padrões de concentração das principais frações de TOC através do contínuo de rio, e modelar os efeitos hidrológicos sobre as mesmas em situação basal e de *flood*. Para isso, foi estudado um sistema lótico intertropical de alta conectividade longitudinal e comprimento curto. Concentrações de TOC dissolvido (DOC) e particulado fino (FPOC) não diferiram das cabeceiras à foz do sistema, apesar de DOC ter clara tendência de aumento à jusante. DOC representou a principal fração de TOC no sistema, com uma razão de 9:1 para FPOC. A fração grosseira (CPOC) foi considerada insignificante em termos de OC transportado. Os montantes totais transportados aumentaram à jusante para todas as frações, e tiveram forte correlação com a vazão em uma função de potência com bom ajuste para FPOC e DOC. Foi observada uma alta influência do input de água subterrânea/tributários não aparentes no OC *pool* ao longo do contínuo, com aporte de água cada vez mais concentrada. Durante o *flood*, concentrações de TOC foram até 100 vezes maiores que em situação basal, e foram maiores nas cabeceiras, ao contrário da situação basal. Estima-se que em 8h foi exportado do sistema mais que o montante total de C para um mês. Modelos reforçam a importância da consideração de fatores hidrodinâmicos em estimativas de exportação de C em larga escala visto os cálculos de balanço global e suas influências para avaliação dos efeitos das mudanças climáticas no funcionamento desses sistemas.

**Palavras-chave:** funcionamento de ecossistemas, sistema lótico, balanço de carbono.

<sup>1</sup> Artigo a ser submetido à revista *Freshwater Science*.

### 3.2 Introdução

Um dos principais desafios para ecólogos, particularmente aqueles trabalhando com riachos, tem sido a definição dos limites do sistema. (...) A total dimensão linear espacial enfrentada por ecólogos de riachos se estende por mais de 16 ordens de magnitude! A amplitude se estende de materiais orgânicos e inorgânicos dissolvidos ou coloidais até a biosfera. (MINSHALL, GW, 1988).

Pesquisas ecológicas sobre fluxo de energia em ecossistemas começam com o reconhecimento de que um ecossistema é um sistema aberto, de tal modo que recebe input de energia e matéria de fora de suas bordas e transfere de volta para o ambiente circundante (FATH, 2009). Junto com as premissas de que ecossistemas têm direcionalidade, conectividade, e hierarquias emergentes (JØRGENSEN, 2009), ecólogos de riachos tem usado fluxo de energia e matéria para dentro, através, e para fora de sistemas lóticos como processos básicos para investigar a estrutura e função de riachos (CUMMINS & WILZBACH, 2009). Nessa perspectiva, o transporte unidirecional de materiais da montante para jusante representa uma ligação espacial única que integra processos ecossistêmicos através de redes inteiras de riachos (TANK et al., 2010).

A visão idealizada de riachos como um contínuo físico relativo a ligações longitudinais de fluxo de energia, processamento de matéria orgânica, e estrutura de comunidades aquáticas (Conceito do Rio Contínuo (RCC) – VANNOTE et al., 1980) tem sido criticada por gerar uma visão demasiadamente simplificada de padrões sucessionais rio abaixo (POOLE, 2010). A natureza tetradimensional (WARD, 1989) e organização hierárquica da bacia em um sistema de rio (TOWNSEND, 1996), junto com a classificação da paisagem fluvial em zonas de processo funcional (THORP et al., 2008) descortinam algumas dessas simplificações, e importantes conceitos adicionais à ideia do contínuo – e.g., Pulso de Inundação (JUNK et al., 1989), Descontinuidade Serial (WARD & STANFORD, 1983) e Corredor Hiporreico (STANFORD & WARD, 1993) – foram formados aprimorando nosso entendimento sobre a complexidade do sistema lótico. Todavia, padrões longitudinais em termos de mudanças progressivas no fluxo e regime de sedimentos têm sido reconhecidos há décadas e formado muito da base teórica para geomorfologia fluvial (THORP et al., 2008). Segundo Melles et al. (2011), levar em conta a direcionalidade e natureza “aninhada” das redes de fluxo d’água é uma boa maneira para melhoria da teoria ecológica de riachos. Conceitos forjados na ideia de transporte rio abaixo, como espiral de carbono e nutrientes

(NEWBOLD et al, 1981; 1982), ainda fornecem a base de pesquisa para dinâmica de nutrientes (MULHOLLAND et al., 2008) e representam uma boa forma de se lidar com o fluxo de elementos em sistemas lóticos (FISHER et al., 2004; WEBSTER, 2007, GRIFFITHS et al., 2012). Ainda, pensar em riachos como ecossistemas delimitados, levando em consideração a singularidade do fluxo unidirecional, implica assumir ligações de direcionalidade montante-jusante na perspectiva de conservação de massa e energia (JØRGENSEN, 2009).

A reserva de carbono orgânico (OC) de um ecossistema lótico é altamente heterogênea, separada primariamente entre carbono orgânico bentônico (BOC) e carbono orgânico transportado (TOC) (LISBOA et al., 2016). O TOC representa todas as frações de carbono orgânico fluindo rio abaixo, i.e., a fração particulada suspensa (POC) mais a dissolvida (DOC:  $x < 0.45 \mu\text{m}$ ) (THOMAS et al., 2005). A fração particulada suspensa, também chamada sestônica, pode ser subdividida em carbono orgânico particulado grosso (CPOC:  $x > 1 \text{ mm}$ ) e carbono orgânico particulado fino (FPOC:  $1 \text{ mm} > x > 0.45 \mu\text{m}$ ) (WALLACE et al., 2006). Cargas de OC em sistemas lóticos naturais parecem ser controladas por características geomorfológicas do “vale do rio”, que configuram a declividade da bacia, características do solo e vegetação (HYNES, 1975), e juntamente com influências climáticas e hidrodinâmicas são governados em função da estrutura do segmento do rio em questão (TOWNSEND, 1996). Essa hierarquia da bacia tem forte influência em processos biogeoquímicos, que ultimamente controlam concentrações de carbono orgânico através do segmento. Em um sistema disposto longitudinalmente, é esperada a acumulação de partículas finas rio abaixo devido a processos físico-químicos e biológicos (NEWBOLD et al., 1982; MINSHALL et al., 1983; YOUNG & HURY, 1997; WEBSTER, 1999). De fato, o balanço entre transporte e processamento metabólico parece aumentar a concentração de partículas finas no TOC (YOUNG & HURY, 1997), onde principalmente C recalcitrante se acumula ao longo do contínuo do sistema (BATTIN et al., 2008). Ainda, fatores hidrológicos parecem ser os principais controladores dos fluxos de C (BATTIN, 1999; ÅGREN et al., 2010; POOLE, 2010), e têm forte influência em processos ecossistêmicos como métricas de espiral (WEBSTER, 2007) e emissão de carbono (GOULSBRA et al., 2016). No presente estudo focamos em TOC assumindo que esta variável reflete a conexão do sistema através de cargas de C fluindo entre todos os segmentos da paisagem fluvial. Como apontado por Pringle (2003), a conectividade hidrológica é essencial para integridade ecológica da paisagem, e a

redução ou aumento dessa propriedade pode trazer drásticos efeitos negativos ao meio ambiente.

Muitos estudos têm sido feitos a respeito do balanço de matéria orgânica (MO) em ecossistemas lóticos, com enorme esforço na quantificação de aporte vertical e lateral alóctone de MO (WEBSTER & MEYER, 1997; TANK et al. 2010; TONIN et al., 2017), assim como no cálculo de taxas de decomposição de detritos foliares no ambiente aquático (MOULTON et al., 2010; BOYERO et al., 2016; ANDRADE et al., 2017). Contudo, parece que muito menos foi feito na direção de integrar esses estudos de input e decomposição em uma visão sistêmica de ecossistemas longitudinalmente conectados, o que poderia esclarecer muito da conexão entre o balanço de MO montante-jusante e importantes padrões de transformação e exportação tendo em vista diferentes regimes hidrológicos. Como sugerido por Poole (2010), presumindo um contínuo, todavia com taxas variáveis e ajustes geomórficos, pesquisadores poderiam explorar a hipótese de que curtos períodos de alta atividade hidrológica e geomorfológica são críticos reguladores de toda função de ecossistemas fluviais. Além disso, modelos robustos de exportação de OC em diferentes regimes hidrológicos podem melhorar estimativas de *C budget* em larga escala, uma questão de preocupação atual para biologia de água doce.

Sabendo que concentrações de DOC dentro e entre riachos adjacentes podem variar em larga escala (ÅGREN, 2104), e que razões POC:DOC são altamente variáveis no espaço e tempo (GOULSBRA et al., 2016), é crucial se ter métricas de cargas de carbono orgânico em ecossistemas espalhados por diferentes biomas para melhoria de estimativas globais de fluxo de carbono. A respeito da fração fina, apesar do reconhecimento da importância de FPOC para ecossistemas aquáticos, esta fração tem sido tema de muito menos estudos empíricos que outros recursos em teias alimentares aquáticas, como detrito de folhas, madeira e algas perifíticas (BUNDSCHUH & MCKIE, 2015). Strååt et al. (2016) apontou para falta de medidas em campo de POC em rios ao redor do Mar Báltico, caso que representa a mesma condição que impede previsões acuradas para sistemas de Floresta Atlântica. Além disso, existe uma escassez de estudos estimando exportação de DOC, FPOC e CPOC em riachos tropicais na perspectiva de fluxo ecossistêmico de massas, e uma carência de estudos a respeito de quanto um evento de *flood* pode aportar e exportar do sistema. Como apontado por Gomi et al. (2002), apesar de muito conhecimento sobre sistemas de cabeceira estar disponível, o papel desses sistemas através da bacia e a ligação das cabeceiras com sistemas da jusante são fracamente compreendidos. Essa progressão de pensamento ecológico é uma

estrutura útil para entender o papel da geomorfologia fluvial, hidrologia de canal, e hidrologia hiporreica delineando conceitos fundamentais na ciência de ecossistemas de riachos (POOLE, 2010). Aqui, o capítulo procurou elucidar importantes lacunas de conhecimento a fim de prover dados confiáveis e modelos preditivos para auxiliar explorações futuras de fluxo de massas de TOC em larga escala.

Foram modelados os efeitos hidrodinâmicos na transferência de matéria (i.e., OC) mediada pela água da nascente até a foz dentro de um curto sistema lótico. O objetivo deste estudo foi elucidar padrões de concentração dentro das principais frações de TOC através do contínuo, e responder as questões: (i) quanto de OC é exportado do sistema em situação basal; (ii) quanto OC um *flood* pode introduzir e exportar do sistema; e (iii) como o balanço da conexão montante-jusante de OC se corresponde com as cargas de TOC em cada secção do sistema. O capítulo também visou acessar funções hidrológicas controlando as principais frações de carbono orgânico, com intuito de avaliar importantes reguladores de exportação de C e comprimento de espiral do carbono orgânico.

A conectividade hidrológica assumida aqui (*sensu* PRINGLE, 2003) esteve representada em termos de concentrações de quantidades absolutas de TOC fluindo rio abaixo. É lógico esperar um aumento nos montantes absolutos de C dissolvido e em suspensão rio abaixo, por causa do maior volume de água, aporte de subsolo e maior área de drenagem. A lacuna de conhecimento nessa questão fundamental para energia do ecossistema, contudo, reside na escala e funções que regem esse aumento das cabeceiras à foz – em condição basal e de *flood* – e na proporcionalidade de contribuição das diferentes frações de C para tanto.

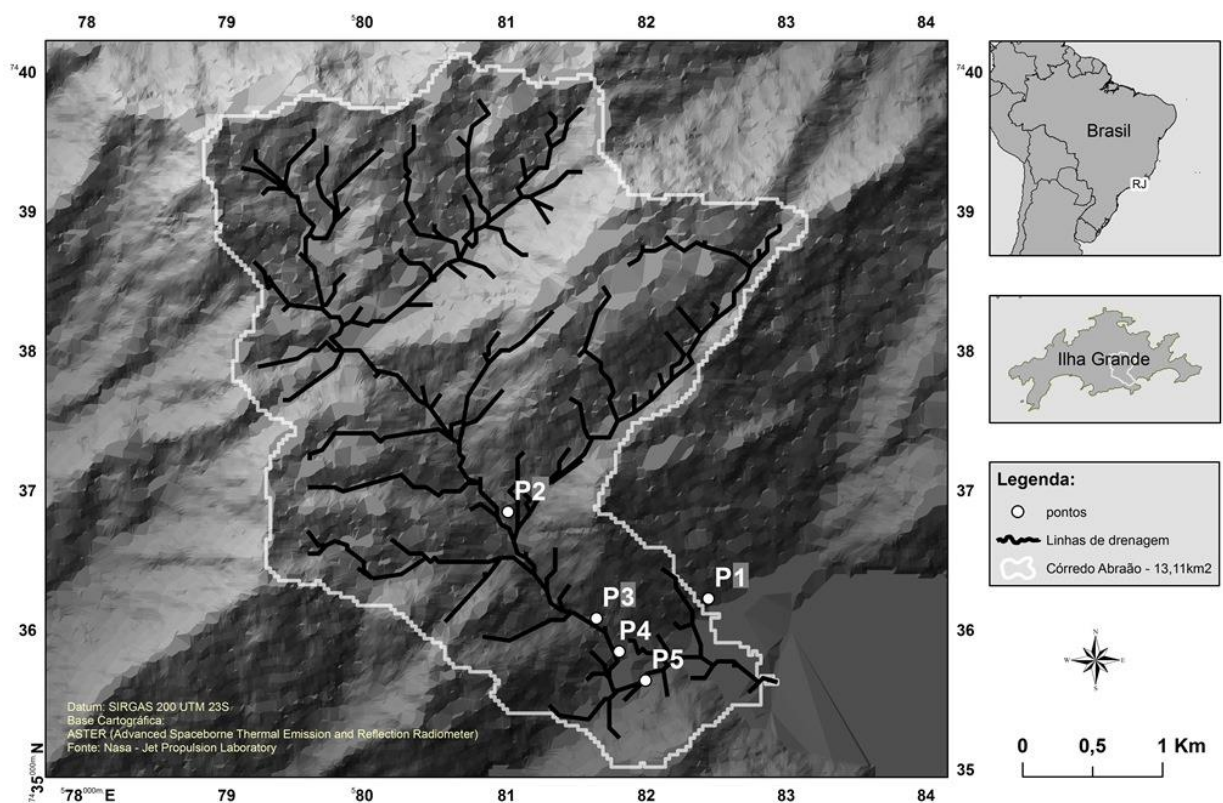
### 3.3 Material e Métodos

#### 3.3.1 Sites Estudados e Período de Estudo

O Córrego da Andorinha (23°10.989'S, 44°12.079'W) foi utilizado como sistema de estudo por apresentar forte conectividade longitudinal devido à alta declividade em uma distância relativamente curta, fluindo por cerca de 7 km das encostas do Pico do Papagaio, a 959 m a.s.l., para seu estuário no Oceano Atlântico (SOUZA & MOULTON, 2005). Além disso, esse córrego apresenta disponibilidade de estudos que acessaram a função e processos ecossistêmicos a respeito de produção primária e secundária, análises isotópicas de recursos alimentares, taxas de processamento de detritos foliares e estimativas de estocagem (BRITO

et al., 2006; MOULTON et al., 2015; ANDRADE et al., 2017; NERES-LIMA et al., 2016; AGUIAR, dados não publicados). O Córrego da Andorinha é um riacho de 3ª ordem rodeado por Mata Atlântica densa, bem preservada, em estágio secundário de regeneração. Está localizado na Ilha Grande, dentro da área de proteção do Parque Estadual da Ilha Grande (PEIG), estado Rio de Janeiro, Brasil (Figura 14). A bacia de estudo tem aproximadamente 14 km<sup>2</sup>, com classificação climática de Köppen-Geiger Af (floresta úmida tropical) e precipitação anual de 1.791 mm, sendo janeiro o mês mais chuvoso, com 259 mm médios de precipitação, e julho o mais seco, com 64 mm médios de precipitação (NERES-LIMA et al., 2016).

Figura 14 – Localização dos pontos amostrais na Bacia Hidrográfica do Córrego Andorinha, Ilha Grande, litoral sudoeste do Rio de Janeiro, Brasil



Nota: Coordenadas SIRGAS 200 UTM 23S.  
Fonte: ASTER, NASA.

No geral, o Córrego da Andorinha é uma boa representação da maioria dos riachos de Mata Atlântica da encosta atlântica, que apresentam substrato bem embutido, com grandes seixos graníticos e alguns trechos arenosos. Eles são ecossistemas geralmente oligotróficos,



com pH neutro e transparência acentuada (POR & LOPES, 1994), e podem ser divididos em cabeceiras, médio-curso e baixo-curso devido a aspectos funcionais dos sistemas lóticos (MOULTON et al., 2009).

O design do estudo consistiu em cinco pontos (sites) dispostos longitudinalmente da cabeceira à foz do rio, designados P1, P2, P3, P4 e P5, e separados entre eles por cerca de 530 m ( $\pm$  232 SD). Essa representação montante-jusante possibilitou a avaliação da conexão hidrológica que formou o contínuo assumido para o sistema. Por causa da impossibilidade de se atingir a real nascente do riacho, o segmento de estudo compreendeu um trecho de ~3 km no canal principal, do ponto mais alto acessível a montante até o ponto próximo ao estuário, pouco antes do riacho perder suas características esperadas. O site mais a montante no design do contínuo, P1, esteve localizado na verdade em um tributário de 1ª ordem do Córrego da Andorinha, por suas características de cabeceira. O site P2 foi a localização mais distante rio acima no canal principal, um trecho de 3ª ordem mas com características de 2ª, e todos os sites restantes estiveram localizados a jusante deste ponto. Os sites foram escolhidos por terem características similares de corredeiras, sem trechos de água turbulenta, e estiveram localizados diretamente a jusante de curtas seções de poço.

A distância dos sites até a foz (DSM) foi calculada com coordenadas GPS. No design conceitual, o site P1 foi realocado para o canal principal com a distância média de separação entre os outros quatro valores DSM. Como o início do rio não foi identificado, definimos a nascente no ponto P1, e a distância da cabeceira (HDW) dos outros sites como o inverso da DSM em relação ao ponto P1. Isso retornou o design contínuo proposto nos modelos. A área de drenagem de cada ponto foi calculada manualmente com esse conjunto de dados plotados no shape da bacia hidrográfica.

Amostragens de TOC e cálculos de vazão (Q) foram realizados em nove ocasiões de junho de 2013 a abril de 2016 em todos os sites de coleta. Amostras de DOC foram feitas apenas no período entre janeiro a abril de 2016, assim como durante o *flood* estudado, Amostras de CPOC não foram feitas nas campanhas de 2016.

### 3.3.2 Design Amostral e Procedimentos

Amostras de FPOC foram feitas *in situ* utilizando-se uma bomba manual associada a um sistema de filtragem Millipore com filtros de microfibras de vidro Whatman GF/G 0,47 mm pré-queimados. Amostras foram retiradas do meio da secção transversal evitando situações de turbulência. O volume filtrado de cada amostra foi determinado pelo entupimento

do filtro ou até atingir o volume de 10 L. Os filtros então foram secos em estufa a 60°C durante 24 h, e queimados em mufla a 500°C durante 2 h para obtenção do peso seco livre de cinzas (AFDM). Valores de carbono foram estimados do AFDM com o fator de conversão de 0,48 (ROYER et al., 1995), e a concentração de FPOC ( $\text{g C m}^{-3}$ ) foi calculada dividindo-se pelo volume filtrado. O FPOC total por site ( $\text{g C s}^{-1}$ ) foi calculado multiplicando-se a concentração pela vazão em cada site do momento da coleta.

Amostras de DOC foram obtidas da água filtrada das amostragens de FPOC, que foi refrigerada e mantida no escuro em campo até serem congeladas em laboratório a - 30°C. Posteriormente, foram analisadas com analisador de carbono TOC Analyzer no laboratório BIOTACE, da USP. As diferentes unidades de concentrações de DOC utilizadas aqui foram calculadas da mesma maneira que para FPOC.

Adicionalmente, amostradores de Rising-stage (RS) foram colocados nos sites P1, P2 e P4 a fim de se obter amostras de água para análise de FPOC e DOC durante cheias (*flood*). Os amostradores RS foram feitos de acordo com Gordon et al. (1992), e consistiram em quatro garrafas (500 ml) dispostas uma em cima da outra trabalhando no sistema de sifão, com duas mangueiras de silicone, uma para entrada de água e outra para saída de ar, respectivamente. As garrafas foram arranjadas entre 5 a 30 cm acima do nível d'água, separadas a cada 6 ( $\pm 2$ ) cm de altura entre si. Os amostradores RS foram checados após cada chuva pesada, e amostras de partículas sestônicas e dissolvidas foram feitas de acordo com a metodologia descrita acima.

O CPOC foi amostrado com redes de Drift (0,25 mm abertura de malha) colocadas em duplicata em cada ponto por cerca de 15 h. Nós medimos a velocidade da água com fluxímetro Gurley Pygmy Model 1100, e calculamos a vazão através de cada rede multiplicado o fluxo pela área submersa. Valores de C foram estimados a partir do AFDM com o mesmo método para FPOC e DOC. A concentração de CPOC foi obtida dividindo-se a massa obtida no amostrador pelo volume total de água estimado pelo tempo de exposição das redes. O CPOC total por site foi calculado multiplicando-se essa concentração pela vazão de cada site no período de amostragens.

A vazão nos trechos foi medida através do método Slug-Injection (GORDON et al., 1992). Uma massa previamente seca conhecida de sal (NaCl) foi dissolvida e jogada na água do rio, mudanças na condutividade foram medidas com sonda Hanna Hi8733 e Aquaread® AP-Lite. A vazão é obtida dividindo-se a massa de sal pela integral da concentração de sal dissolvido ao longo do tempo, representada pela fórmula:

$$Q = \frac{M}{\sum(c - c_0) \cdot \Delta t} \quad (1)$$

onde  $Q$  é vazão ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ),  $M$  é a massa de sal (mg),  $c$  a concentração de sal dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ),  $c_0$  o background da concentração no riacho, e  $\Delta t$  e a variação de tempo (s). A equação foi ajustada de Gordon et al. (1992). Curvas de calibração foram feitas para cada sonda utilizada a fim de se obter a relação concentração vs. condutividade. Medidas de nível foram tiradas a cada momento de mensuração de vazão em cada ponto específico. A altura da coluna d'água foi monitorada com três sensores HOBOTM Onset Water Level Loggers colocados no P1, P4, e em uma secção central do riacho, e corrigimos os parâmetros barométricos a partir de um quarto registrador situado na base de pesquisa (~nível do mar), como nível de referência. Esses dados foram utilizados para obter níveis de água durante *floods*. Precipitação foi medida com um sensor registrador HOBOTM PendantTM Event colocado em secção do trecho médio do rio.

### 3.3.3 Análise de dados

Para verificar diferenças entre os sites nas variáveis de vazão e TOC, foi executada uma Nested Anova (n-ANOVA) do modelo linear de efeito misto (LME), baseado na funcionalidade de modelos lineares de efeito misto (BAAYEN et al., 2008), considerando site como fator de efeito fixo, e data como fator randômico. Normalidade de variáveis foi checada visualmente em um gráfico quantil-quantil (Q-Q plot) comparando-se valores obtidos com aqueles teóricos da distribuição normal. Heterocedasticidades foram cheçadas visualmente em gráfico de resíduos vs. *fitted* do modelo, e esfericidade foi checada de acordo com o valor de épsilon Greenhouse-Geisser da matriz de variâncias e covariâncias. Leves desvios da distribuição normal e equitabilidade de variâncias foram embutidos nas análises assumindo que o alcance estatístico de modelos lineares de efeito misto permanece robusto, assim como confiando na habilidade de modelos LME de acomodarem designs desbalanceados, e lidar com falta de esfericidade (LOGAN, 2010). Também, possíveis dilatações da possibilidade de erro tipo I foram prevenidas com a discussão em cima de valores  $p$  próximos de níveis de significância previamente a inferências. O teste de comparação de mínimos quadrados de Tukey ajustado ao modelo foi realizado como *pos-hoc*.

### 3.3.3.1 Modelos de Vazão

A vazão durante *floods* foi modelada com uma função de potência da relação nível-vazão, com um deslocamento plano-zero que representou o nível mínimo onde o fluxo cessa (REITAN & PETERSEN-OVERLEIR, 2009). A vazão tem uma relação exponencial quando traçada em função do nível d'água, também chamada de curva-chave do segmento, e é usualmente representada pela fórmula (ISO 1100-2, 2010; REITAN & PETERSEN-OVERLEIR, 2009):

$$Q(h) = \begin{cases} 0 & \text{if } h \leq h_0 \\ C(h - h_0)^b & \text{if } h > 0 \end{cases} \quad (2)$$

Onde  $h$  representa o nível e  $C$  e  $b$  são constantes. O parâmetro  $h_0$  é o nível específico de água onde se assume que o fluxo cessa, e foi estipulado por características específicas de cada site, e visualização prévia do formato da curva-chave, seguida de um *pre-test* de melhores valores possíveis a fim de se verificar aquele com menos erro padrão e menor número de iterações para convergência do modelo.

### 3.3.3.2 Modelos de Fluxo de Carbono

Foi assumida uma homogeneidade lateral para o sistema. Isso significa que o TOC localmente medido representou a concentração de toda coluna d'água na seção fluindo pelo site naquele momento. Como níveis de água estiveram sujeitos a variações diárias, e medidas de TOC e vazão em cada campanha foram tiradas em diferentes dias devido a dificuldade de acesso aos diferentes sites, site não foi considerado como fator *within-subjects*, nem tratamos os dados por campanha. Desta maneira, consideraram-se as amostras como independentes de campanha, e sites representando a amplitude de variação das variáveis operacionais do sistema em condições basais. Diferentemente da análise *nested* rodada para os sites, o objetivo aqui não foi os diferenciar, mas sim obter uma relação generalizada de todas as medidas em uma perspectiva de ecossistema. Assim, o FPOC foi modelado em função da vazão em condições basais utilizando-se a função de potência:

$$FPOC (g C s^{-1}) = a * Q^b + 0.001 \quad \text{if } Q \neq flood \quad (3)$$

onde  $a$  e  $b$  são constantes, e 0,001 é o background da concentração assumida para FPOC de acordo com os valores do vetor. “Condições basais” fica explicitado na afirmação  $Q \neq flood$ , significando um período mínimo de três dias sem chuva pesada ( $> 30$  mm dia) anterior. A mesma fórmula foi utilizada para construção do modelo de DOC em função da vazão em condições basais, como segue:

$$DOC (g C s^{-1}) = a * Q^b + 0.001 \quad \text{if } Q \neq flood \quad (4)$$

onde  $a$  e  $b$  são constantes, e 0,001 foi o ponto de partida assumido para concentrações de DOC. O modelo foi ajustado a partir dos mínimos quadrados não lineares (NLS) com os dados observados em campo. Checaram-se casos de dados influentes de acordo com a distância de Cook no modelo da n-ANOVA para os valores de concentrações ( $g C m^{-3}$ ) antes da multiplicação para se obter valores absolutos ( $g C s^{-1}$ ), a fim de se prevenir distorção de resultados em relação aos *outliers* e manter acurácia do modelo. Para tanto, foi utilizado um valor de corte ( $D_i$ ) de  $D_i > 4 * \text{média}$ . Esse modelo foi escolhido por representar uma relação lógica das condições hidráulicas e o aumento dos materiais particulado e dissolvido, baseado em princípios da curva-chave, e levando-se em consideração o contínuo do sistema. Assim, não foram utilizados critérios matemáticos para escolhê-lo. Argumenta-se também, que os modelos são extrapolações da previsibilidade desenvolvidos de acordo com o sistema, os quais presumivelmente tem considerável ajuste à amplitude de dados do estudo.

Foi utilizada a média geral de  $Q$  com base no método dos mínimos quadrados obtidos no modelo n-ANOVA para construir o modelo conceitual de exportação de TOC conectando os cinco sites através do contínuo, como uma fotografia momentânea do sistema em condições basais. Utilizamos as equações ajustadas (3 e 4) para tanto. Deste modelo conceitual, nós utilizamos a relação soluto-solvente para calcular a concentração do montante de água incorporado a cada próximo *level* (site) rio abaixo, como segue:

$$TOC_i \cdot Q_i + TOC_x \cdot Q_x = TOC_{i+1} \cdot Q_{i+1} \quad (5)$$

onde  $i$  é um determinado site no contínuo,  $x$  é o volume não medido de aporte subterrâneo (ou tributário), e  $i+1$  é o próximo site rio abaixo. Sabendo-se a vazão em todos os sites, o  $Q_x$  é calculado a partir da diferença entre  $Q_i$  e  $Q_{i+1}$ . Esse modelo assume que taxas de suspensão e deposição relacionadas ao estoque bêntico se anulam. Outro ponto fundamental é que taxas de produção acumulando C através do sistema foram desconsideradas, visto que elas pareceram muito baixas; ~5 ordens de magnitude menores para produção autóctone, e ainda menores para produção alóctone (considerando-se alóctone grosseira), quando comparadas às gramas de carbono por segundo transportadas rio abaixo. Então, outra premissa é de que a interação entre as taxas de produção líquida e respiração heterotrófica não afetam as concentrações finais de TOC nos segmentos específicos. Também, como o modelo foca apenas nos materiais suspensos e dissolvidos na coluna d'água, processos ocorrendo no compartimento bentônico não foram de interesse. O CPOC não foi levado em consideração pelas mesmas razões de não

ser significativo ao balanço final. Outras questões que essa perspectiva permite responder, é se a MO está acumulando ou sendo processada/estocada rio abaixo, se taxas de processamento estão concentrando as partículas menores, ou mesmo se determinado site está sendo energeticamente suprido por regiões de montante.

As relações lógicas das concentrações de C e condições hidráulicas apresentadas até aqui não puderam ser utilizadas em *floods*. O pulso de água causado por forte chuva associado ao TOC fluindo rio abaixo estão muito mais relacionados à intensidade de lavagem do banco lateral e distúrbios no material bentônico do que às características do contínuo. Assim, modelamos a concentração de C orgânico fluindo rio abaixo durante *floods* com uma relação linear de TOC em função da distância das cabeceiras (HWD). Essa relação foi presumida da suposição de linearidade de HDW dos cinco sites em nosso design do contínuo. As diferentes alturas do Rising stage samplers (RS) foram tratadas como réplicas de cada site – a altura de nível de água a que chegou o rio foi desproporcionalmente maior do que captções do RS. Também foram excluídos casos tendenciosos de acordo com a distância de Cook a fim de se prevenir distorção de resultados, com um valor de corte ( $D_i$ ) de  $D_i > 4 * \text{média}$ . Isso foi feito para modelos de TOC durante *flood*, pois a variância é normalmente muito alta nessas condições. O modelo tem certas limitações, assim como carência de dados para testá-lo. Não obstante, argumenta-se que esse exercício proporcionou boas estimativas de cargas de carbono e sua exportação em um enorme pulso de *flood*, em face das particularidades e dificuldades de se amostrar *flood* e carência deste tipo de dados na literatura, especialmente para riachos tropicais da costa atlântica.

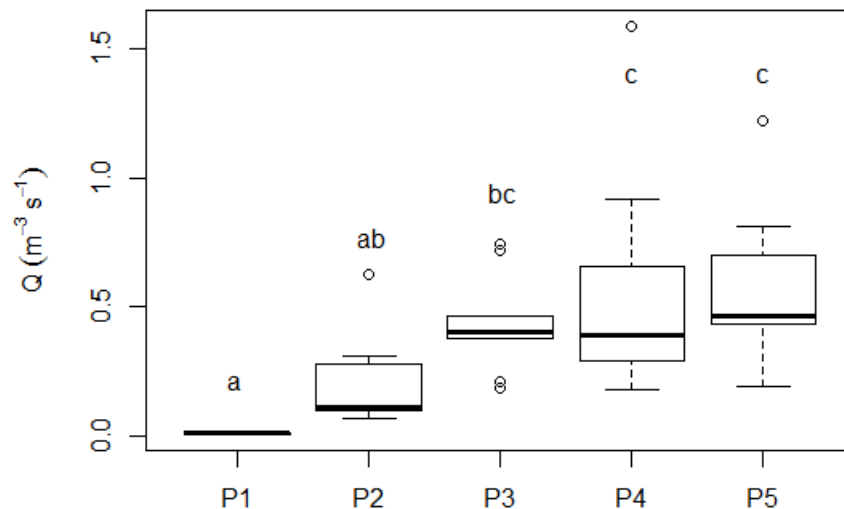
Análises estatísticas e representações gráficas foram feitas com os programas R (R CORE TEAM, 2016) e RStudio (RSTUDIO Team, 2015). Análises de modelagem necessitaram a utilização dos pacotes *nlme* (PINHEIRO et al., 2016), *multcomp* (HOTHORN et al., 2008), e *stats* (R CORE TEAM, 2016).

### 3.4 Resultados

A vazão aumentou continuamente das cabeceiras à foz como esperado, variando de um mínimo de  $0,004 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  no P1 em 1º de julho de 2014, a um máximo de  $1,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  no P4 em 20 de janeiro de 2016 (para  $Q_{\text{basal}}$ , ou  $Q \neq \text{flood}$ ). Foi observada uma diferença consistente na vazão entre os sites desconsiderando-se o fator temporal ( $F_{4;32} = 15,8$ ,  $p < 0,01$ ), a qual aumentou passo a passo como mostrado na Figura 15. Os mínimos quadrados do modelo de

efeito misto retornaram uma média com erro padronizado para todos os sites, retornando valores de vazão de  $P1 = 0,008 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ,  $P2 = 0,214 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ,  $P3 = 0,436 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ,  $P4 = 0,553 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  e  $P5 = 0,578 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .

Figura 15 – Variação da vazão dentro e entre os cinco sites ao longo do contínuo



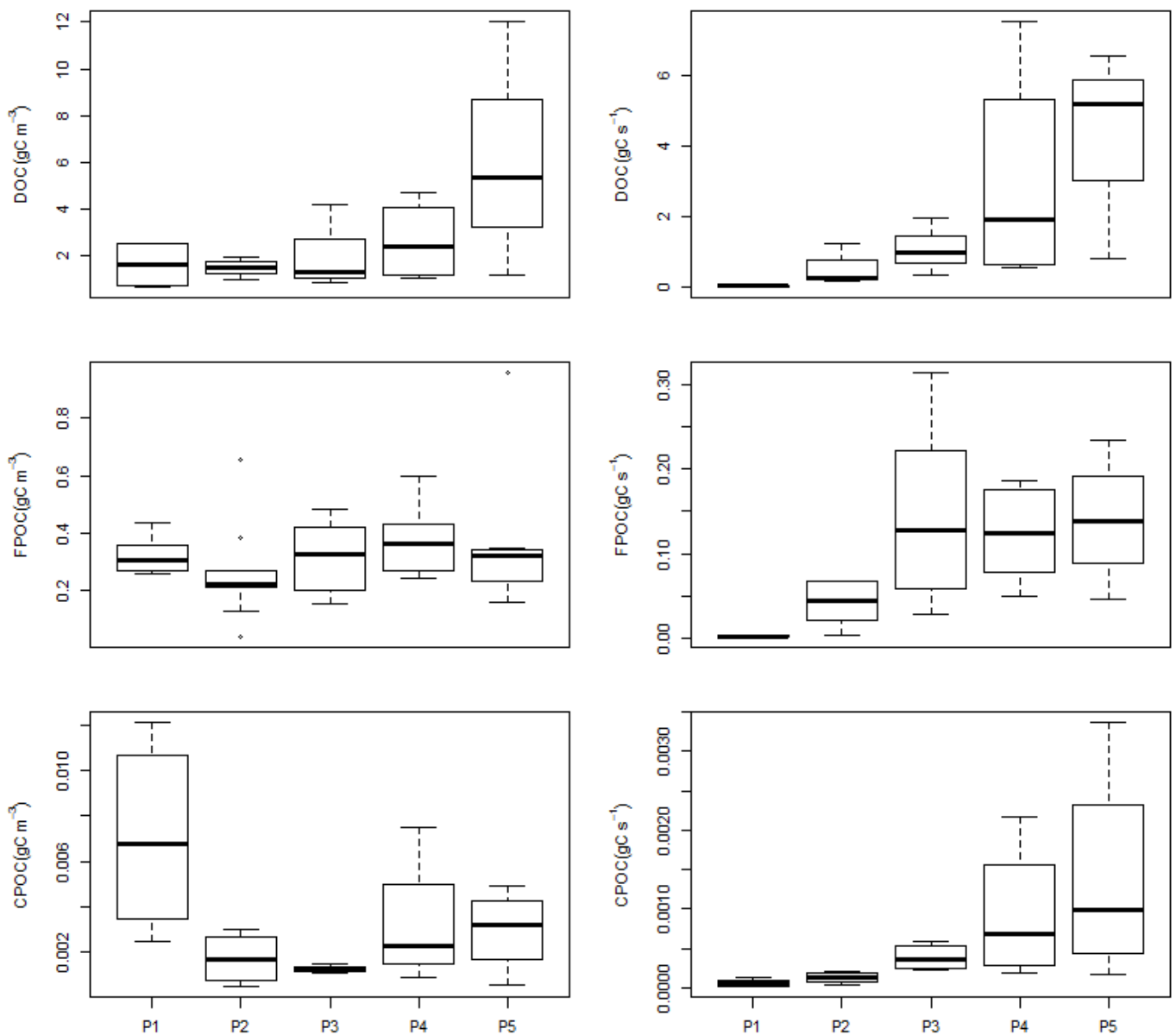
Nota: Vazão observada em oito campanhas realizadas nas estações “seca” e “chuvosa” entre 2013 e 2016 no Córrego da Andorinha, Ilha Grande, RJ. Pair-wise Tukey post-hoc da n-ANOVA representado pelas letras. Amostragens foram realizadas em condições basais. Boxplot mostrando a mediana, 1º e 3º quartis, 1,5 IQR e outliers.

O carbono orgânico transportado rio abaixo através do ecossistema mostrou algumas particularidades principalmente relacionadas à forma de descrevê-lo, calculado em termos de concentração ( $\text{g C m}^{-3}$ ) e em termos de C total por site ( $\text{g C s}^{-1}$ ). Dentre as categorias de carbono, DOC apresentou os valores mais altos em ambas as unidades, geralmente uma ordem de magnitude acima de FPOC, e três ordens de magnitude acima de CPOC.

As concentrações de C orgânico dissolvido variaram de  $0,7 \text{ g C m}^{-3}$  no P1 em janeiro de 2016, até  $12 \text{ g C m}^{-3}$  no P5 em fevereiro de 2016, mostrando uma tendência a maiores concentrações rio abaixo (Figura 16, acima à esquerda). Apesar disso, a n-ANOVA não acusou diferenças significativas entre os sites ( $F_{4;9} = 1,83$ ;  $p = 0,2$ ), mesmo com similaridade entre P1 e P5 estando no limite da significância ( $p = 0,04$ ). Para concentrações de FPOC, a similaridade entre os sites foi bastante alta ( $F_{4;30} = 1,08$ ;  $p = 0,38$ ), e desconsiderando-se os outliers, não foi observada diferenças estatísticas de FPOC entre os sites ao longo do período de amostragem (Figura 16, meio à esq.). Essas concentrações variaram de um valor mínimo

de  $0,12 \text{ g C m}^{-3}$  no P2 em março de 2014, a um valor máximo de  $0,96 \text{ g C m}^{-3}$  no P5 em janeiro de 2016. Quanto às concentrações de CPOC transportado, foi observada uma diferença significativa através do contínuo ( $F_{4;12} = 5,6$ ;  $p < 0,01$ ), com maiores valores no P1 em relação aos outros quatro sites, como observado no pos-hoc da n-ANOVA (Figura 16, abaixo à esq.). Os valores variaram de  $0,0005 \text{ g C m}^{-3}$  no P2 em março de 2014, a um máximo de  $0,012 \text{ g C m}^{-3}$  no P1 em junho de 2013.

Figura 16 – Concentrações ( $\text{g C m}^{-3}$ , esquerda) de carbono orgânico transportado (TOC) e montantes totais por site ( $\text{g C s}^{-1}$ , direita)



Nota: Concentrações especificando-se o C orgânico dissolvido (DOC = linha superior), particulado fino (FPOC = linha do meio) e particulado grosso (CPOC = linha de baixo), nos cinco pontos ao longo do contínuo



observados em oito campanhas realizadas em estações “chuvosa” e “seca” entre 2013 e 2016 no Córrego da Andorinha, Ilha Grande, RJ. Amostragens realizadas em condições de situação basal. Boxplot mostrando a mediana, 1º e 3º quartis, 1,5 IQR e *outliers*. FPOC por site ( $\text{g C s}^{-1}$ ) foi plotado sem *outliers* para melhor visualização.

Ao se observar os boxplots à direita na Figura 16, os valores são multiplicados pela vazão a fim de se obter o montante absoluto de carbono orgânico na coluna d’água de cada ponto sendo transportado por segundo. Assume-se TOC como uma unidade dinâmica por representar o carbono na coluna d’água, ou seja, fluindo rio abaixo. Quando utilizada em termos de TOC total/absoluto, a multiplicação da concentração pelo  $Q$  ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) intrínseco de cada ponto faz com que a unidade remanescente seja  $\text{g C s}^{-1}$ , o que representa o total de C fluindo através do trecho naquele momento.

Como esperado, o montante absoluto de C transportado cresceu rio abaixo através do contínuo em todas as frações. O montante absoluto de DOC variou de no 0,005  $\text{g C s}^{-1}$  P1 em fevereiro de 2016, a no 7,51  $\text{g C s}^{-1}$  P4 em janeiro de 2016. Apesar da análise n-ANOVA não ter acusado diferenças estatisticamente significativas entre os sites ( $F_{4,9} = 3,09$ ;  $p = 0,07$ ), valores de  $p$  estiveram no limite da significância, e análise de post-hoc mostrou diferenças entre P1 e P5. Provavelmente a combinação de grandes variâncias e  $n$  baixo resultou em baixo poder estatístico, mas valores absolutos e o padrão mostrado na Figura 16 (acima à dir.) corroboraram para hipótese de DOC crescente. Valores absolutos de FPOC também mostraram padrão de crescimento rio abaixo, o qual foi estatisticamente significante ( $F_{4,30} = 3,99$ ;  $p = 0,01$ ), com post-hoc acusando diferenças entre P5 com P1 e P2. Essa fração do TOC absoluto variou de 0,001  $\text{g C s}^{-1}$  no P1 em julho de 2014, a 1,17  $\text{g C s}^{-1}$  no P5 em janeiro de 2016. Os valores absolutos de FPOC pareceram crescer continuamente até o P3, ponto que mostrou valores de transporte à jusante muito similares aos pontos P4 e P5 (Figura 16, meio à dir.). A fração CPOC retornou os menores valores absolutos de TOC, os quais variaram de 0,00001  $\text{g C s}^{-1}$  no P1 em julho de 2014, a um máximo de 0,003  $\text{g C s}^{-1}$  no P5 em junho de 2015. O nível de significância esteve no limite para indicar diferenças entre os sites ( $F_{4,12} = 3,25$ ;  $p = 0,05$ ), não obstante, o teste post-hoc acusou diferenças significativas entre P5 quando comparado com P1 e P2, e a tendência de crescimento dentre os valores absolutos dos sites ao longo do contínuo é claramente observada na Figura 16 (abaixo à dri.).

As concentrações de TOC não diferiram da cabeceira à foz do rio, mas valores absolutos, sim (Figura 16, dir.). Como valores foram igualmente potencializados pela vazão, o volume de água crescendo rio abaixo se mostrou um bom preditor de valores de TOC

crescendo através do sistema, como pode ser observado na Tabela 6, que mostra resultados sumarizados dos modelos da função de potência.

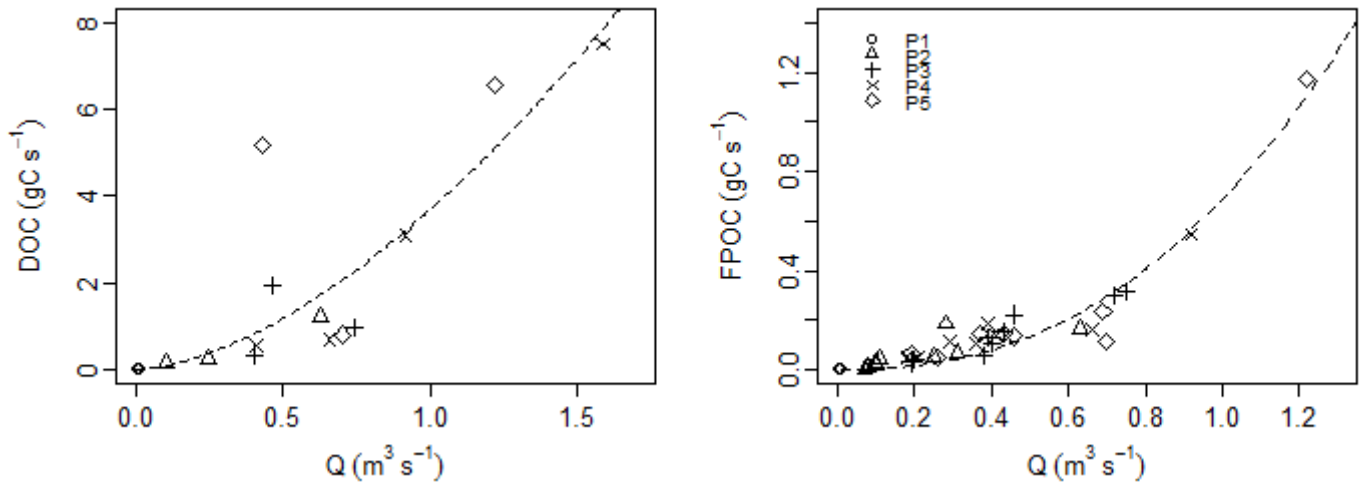
Tabela 6 – Resultado do ajuste da função de potência

	Constant	Estimated	SE	t value	Pr(> t )	Res SSq
DOC	a	3.69	0.52	7.1	0.0000036***	26.24
	b	1.63	0.35	4.692	0.000289***	
FPOC	a	0.69	0.28	24.87	<2e-16***	0.1405
	b	2.38	0.13	17.51	<2e-16***	

Nota: Função de potência ( $TOC = a \cdot Q^b + 0.001$ ) ajustada através de NLS para valores observados de DOC e FPOC totais ( $g \ C \ s^{-1}$ ) no design do contínuo no Córrego da Andorinha, Ilha Grande, RJ. SE = erro padrão; Res SSq = soma dos quadrados dos resíduos.

De maneira geral, a representatividade de ambos os modelos foi boa, com poucos *outliers* longe da curva prevista. A função de potência de DOC absoluto pela vazão apresentou erro padrão residual de 1,32 em 15 graus de liberdade, e sete iterações para convergência. Um ponto de dados do site P5 esteve longe da curva prevista pelo modelo (Figura 17, esq.), provavelmente por causa de altas concentrações de DOC em um período de fluxo reduzido. Para FPOC, o fit do modelo foi ainda melhor, apresentando erro padrão residual de 0,0584 em 41 graus de liberdade, e oito iterações para convergência. Esses dados também mostraram propensão ao ajuste em modelo linear, observando-se que os dois pontos altos estão “sozinhos” na curva (Figura 17, dir.). Duas particularidades, contudo, reforçam o uso da função de potência para modelar os dados. Primeiro, foi a forma mais lógica observando-se os princípios da curva-chave e resultados da n-ANOVA em conjunto com a tendência mostrada nos boxplots. Segundo, esses altos valores de descarga são raros e de difícil amostragem em campo para boas estimativas de TOC e vazão. Sendo que esses modelos foram construídos com base nas situações basais, eles são autolimitados em termos de extrapolações nos eixos X e Y. Assim, argumenta-se que uma relação linear não conseguiria alcançar os altos valores de TOC observados, nem a tendência de TOC nos pontos de vazão mais reduzida.

Figura 17 – Carbono orgânico transportado modelado (linha tracejada) e observado (pontos) em função da vazão para DOC total (esquerda) e FPOC total (direita)



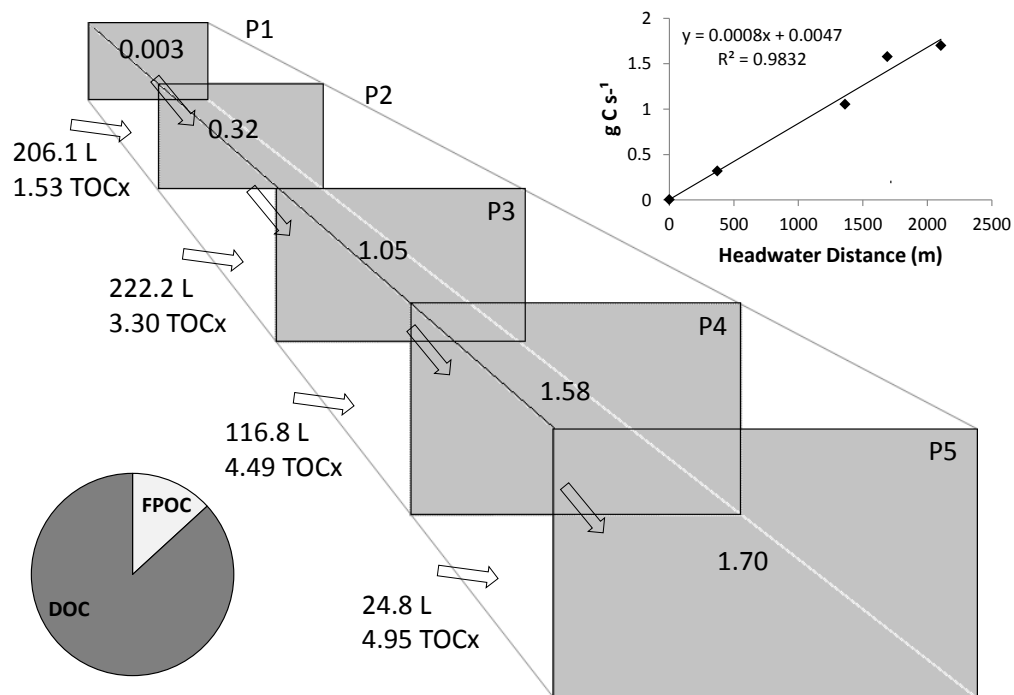
Nota: Dados considerados por site em situação de condição basal do sistema Andorinha, Ilha Grande, RJ. Modelos tracejados foram ajustados com mínimos quadrados não linear da função de potência para os valores observados, resultando em constantes para DOC:  $a = 3,69$  e  $b = 1,63$  ( $p < 0,001$ ), e para FPOC:  $a = 0,69$  e  $b = 2,38$  ( $p < 0,001$ ). *Outliers* foram checados de acordo com distância de Cook (para concentrações de C) e pontos tendenciosos removidos.

Outra questão importante a ser discutida nesses modelos construídos é que eles apresentam uma auto correlação intrínseca através das variáveis utilizadas para construí-los. No eixo Y, valores absolutos de TOC são obtidos multiplicando-se concentração pela descarga, a qual representa o eixo X por si mesmo. Na realidade, na obtenção de valores absolutos de TOC o interesse é o volume total de água no momento das medidas para o site. Como esta é uma variável dinâmica, implica em assumir essa condição de coluna d'água "fluindo através" da secção, o que amarra o modelo. Em outra perspectiva, poderíamos ver o eixo X na Figura 17 como distância das cabeceiras sem perder o sentido nem ter mudanças bruscas nos valores, por também representar o design contínuo de um sistema de riacho. Apesar disso, seria perder informação visto que a vazão basal de cada ponto mostrou considerável variação entre as campanhas. Ainda, alguma auto correlação parece ser esperada em ecoidrologia quando trabalhando com vazão como variável preditora, como visto em regressões da vazão controlando a espiral de carbono orgânico ( $S_{OC}$ ), realizada por diversos autores (MINSHALL et al., 1983; YOUNG & HURYIN, 1997; THOMAS et al., 2005; WEBSTER, 2007; GRIFFITHS et al., 2012).

Nós utilizamos os modelos de vazão e TOC descritos até aqui para construir uma figura realista, tendo em vista as premissas, da imagem-estável do sistema em situação basal,

conectando os sites através da condição de suas variáveis operacionais. Essas ligações da cabeceira a jusante através dos sites esclareceram a extensão de transformações e exportação de TOC, e ultimamente forneceu boas estimativas de volume e concentrações do input de água subterrânea (e tributários não aparentes).

Figura 18 – Ligações dos cinco sites através do contínuo do sistema Andorinha para carbono orgânico transportado.



Nota: Números nas caixas cinzas indicam o TOC absoluto ( $\text{g C s}^{-1}$ ) do respectivo site. Valores de TOC derivaram dos modelos descritos na Figura 17. Números à esquerda representam o montante de água adicional por segundo ( $Q_x$  em L) necessário para o balanço da vazão no próximo nível à jusante, e a concentração de C orgânico nessa água (TOCx, em  $\text{g C m}^{-3}$ ). Estimativas de montante adicional de água foram calculadas através da relação soluto-solvente descrita na Equação 5. Novos aportes de água foram considerados todos de origem subterrânea ou tributários não aparentes. DOC representou 89% ( $\pm 0.8$ ) e FPOC 11% ( $\pm 0.7$ ) do TOC. Regressão linear de TOC vs. distância da cabeceira feita com mesmos valores de C utilizados nas caixas cinzas.

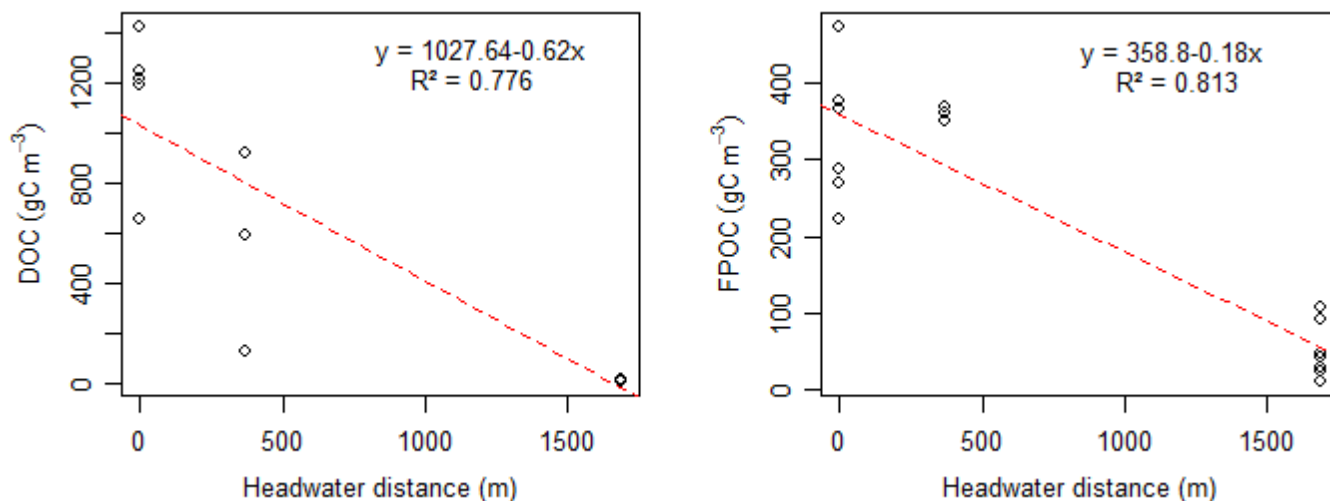
Como em campo não foram observados tributários aparentes entre os pontos ao longo do sistema, novos montantes de água aqui serão considerados como input de água subterrânea ( $Q_{\text{ground}}$ ), apesar de ciência de que novos inputs podem estar ocorrendo tanto superficialmente (na lógica da consideração de um sistema de 3ª ordem obrigatoriamente existem) como subterraneamente. Isso, todavia, não interrompe a discussão que se segue a respeito dos montantes de água e C desses novos inputs.

O input de  $Q_{\text{ground}}$  decresceu rio abaixo, conforme as diferenças de vazão entre os pontos se reduziram. Não obstante, a concentração desse input cresceu rio abaixo, conforme observado nas estimativas de  $Q_{\text{ground}}$  do P4 ao P5 com concentrações de  $4,95 \text{ g C m}^{-3}$ , contra estimativas de  $Q_{\text{ground}}$  entre P1 e P2 com concentrações de  $1,53 \text{ g C m}^{-3}$  (Figura 18). Era também esperado que uma água mais concentrada viesse através do  $Q_{\text{ground}}$  a fim de compensar o menor volume e a concentração final obtida no próximo nível do design, sempre maior que a concentração do nível anterior.

A soma de DOC e FPOC estimada pelos modelos indicou uma exportação de TOC para fora do sistema de  $1,70 \text{ g C s}^{-1}$ , simplesmente representada pelo montante total calculado para o último site a jusante. Diferentemente dos modelos da função potencial, a fotografia do sistema mostrou um padrão linear com um leve *slope* de TOC crescente rio abaixo em função da distância da cabeceira (HDW). Embora essa regressão mostrada na Figura 18 tem os resíduos “camuflados” pela utilização dos mínimos quadrados em sua construção, ela representa um bom resumo das informações com erros padronizados, e foi assumida como melhor maneira de representar graficamente TOC em função da HDW. A relação DOC:FPOC se encontra amarrada ao modelo, mas essa proporção 9:1 pode representar um padrão geral para concentrações de carbono orgânico observadas nesse estudo.

O maior *flood* amostrado durante o período de estudo foi ocasionado por uma chuva de 200 mm que caiu durante 8 h seguidas. O nível d'água na principal estação hidrológica utilizada (P4) atingiu mais de 3 m, em uma secção de profundidade normal de 0,4 m, sendo que a vazão modelada atingiu cerca de  $13 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  na altura máxima, o que representou um enorme pulso de inundação de verão. Concentrações de TOC fluindo rio abaixo durante esse *flood* decresceram do P1 ao P4 (Figura 19), mostrando um padrão inverso ao observado em condições basais do sistema. Concentrações atingiram duas ordens de magnitude acima daquelas observadas em situação basal, com valores máximos de DOC de  $1.425 \text{ g C m}^{-3}$  no P1,  $922 \text{ g C m}^{-3}$  no P2, e  $9,9 \text{ g C m}^{-3}$  no P4. Para FPOC, as concentrações máximas em cada ponto atingiram  $473 \text{ g C m}^{-3}$  no P1,  $367 \text{ g C m}^{-3}$  no P2, e  $108,6 \text{ g C m}^{-3}$  no P4.

Figura 19 – Estimativas de TOC durante o *flood* mais alto (200 mm em 8 h) ocorrido durante o período de amostragens no sistema



Nota: Regressões foram feitas com a concentração ( $\text{g C m}^{-3}$ ) de DOC (esquerda) e FPOC (direita) obtida nos *Rising-stage samplers* (RS) nos pontos P1, P2 e P4, em função da HDW (m). Equações dos modelos lineares mostrando  $R^2$  ajustado, erro padrão residual para DOC = 266.8 em 13 graus de liberdade, e para FPOC – 69.19 em 14 DF. Ponto com maior distância em função de DOC com dados sobrepostos.

Durante o *flood*, concentrações da fração dissolvida decresceram mais abruptamente ( $b = -0,62$ ) rio abaixo quando comparadas à fração particulada fina ( $b = -0,18$ ), e apresentaram pior ajuste ao modelo (DOC  $R^2$  ajustado = 0,77, contra FPOC  $R^2$  ajustado = 0,81). De fato, analisando-se as concentrações teóricas iniciais no P1 e finais no P4 em nosso design do sistema, médias de DOC decresceram de  $1.204 \text{ g C m}^{-3}$  a  $6,86 \text{ g C m}^{-3}$ , respectivamente, um salto muito maior que observado para o comportamento de FPOC, cujas médias decresceram de  $327,4 \text{ g C m}^{-3}$  a  $43,07 \text{ g C m}^{-3}$  (do P1 ao P4, respectivamente).

Condições durante *floods* mudam drasticamente o sistema. Como o banco lateral é lavado durante a cheia, concentrações de TOC são conhecidas por serem maiores na “etapa de subida” das vazões de cheia do que na “etapa de descida”, assim como ambas as concentrações em etapas de “subida” e “descida” são conhecidas por serem maiores do que aquelas na condição basal (VEENHUIS & SLADE, 1990). Adicionalmente, o TOC total em cada site na “etapa de descida” é esperado ser ainda menor, visto que a vazão na “etapa de descida” para qualquer altura de água é menor em relação à mesma altura na etapa de subida (REDDY, 2016). Assim, a exportação de carbono orgânico durante o *flood* foi calculada estimando TOC no P5 (assumido como a fronteira a jusante no design) a partir das concentrações modeladas do P4 corrigidas pela proporção dos mínimos quadrados da vazão,

integrou-se esse valor com a vazão crescente modelada de acordo com altura de nível, e foi feita a mesma integração para “etapa de descida” com fator de correção de 0.3 para TOC e 0.8 para vazão (estipulado de VEENHUIS & SLADE, 1990; e de REDDY, 2016). Concentrações obtidas no RS foram assumidas como estáveis. Medianas foram utilizadas para executar as estimativas.

Estimativas de exportação total de C durante o *flood* de 200 mm atingiram um total de 6.028 Kg em um período de 8,5 h, tempo de duração do pulso do início da “etapa de subida” ao final da “etapa de descida”, até que a vazão se estabilizasse em níveis basais. Essa vasta quantia é cerca de 100 vezes mais que exportações basais estimadas. Tendo em vista o enorme aumento de vazão estimado para o P5 ( $\sim 13 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ) conjuntamente com enorme aumento de concentrações de TOC observadas no RS, no pico do *flood* a exportação modelada chegou a  $665 \text{ g C s}^{-1}$ . Se considerássemos CPOC esses valores seriam ainda maiores, visto que a capacidade de carregamento desse material certamente cresce, provavelmente de forma mais abrupta que o crescimento observado para FPOC e DOC. Esses valores foram considerados uma boa aproximação das mudanças no sistema, e estimativas são consideradas conservativas.

### 3.5 **Discussão**

#### 3.5.1 Vazão vs. Processos

Existe uma “vazão basal” para sistemas naturais? De fato, as variações de vazão nas situações amostrais consideradas como “normais”, sem antecedência recente de chuvas pesadas, foram tamanhas, que esse tipo de questão de torna relevante a ser feita. É bastante lógico pensar dessa maneira, mas a questão se torna improdutiva quando assumimos variações intrínsecas de nível para diferentes condições temporais do riacho. Mais relevante a se considerar, é que além de certas descargas existe um “*threshold*”, aonde se situa a divisão entre o “basal” e o “*flood*”, de maneira que este segundo conceito ratifica a existência e importância do primeiro.

Esse *threshold* é uma questão fundamental para o balanço de carbono do sistema, além do qual drásticas mudanças ocorrem na concentração de materiais suspensos e dissolvidos (ÅGREN et al., 2010; STRÅÅT et al., 2016), na taxa de exportação de MO grosseira (WALLACE et al., 1995) e no deslocamento de sedimentos e conseqüente ruptura dos estoques bentônicos (ARISTI et al., 2014). Compreender essas situações e seus efeitos no

sistema é crucial tendo em vista a perspectiva de funcionamento de ecossistemas. As concentrações de componentes orgânicos na água regulam o metabolismo do ecossistema (BATTIN et al., 2008), taxas de exportação (STRÅÅT et al., 2016), e podem ainda afetar a produção primária (MINSHALL et al., 1983). *Floods* também representam uma via potencial para o carbono alóctone ser incorporado na cadeia alimentar metazoária do sistema (COOKS et al., 2015). Ainda, regimes hidrológicos podem gerar fortes efeitos em processos ecossistêmicos como estocagem, produção primária bruta e respiração das comunidades (ARISTI et al., 2014). Foi encontrada larga variação de vazão mesmo em condições basais, o que implica em mudanças na área de banco submersa e no volume total de água fluindo rio abaixo, fato diretamente relacionado aos montantes de TOC. Assim, boas modelagens ecohidrológicas desse assunto podem aperfeiçoar estudos ecossistêmicos de budget, metabolismo, e espiral de carbono com respeito a uma perspectiva de sistemas, onde questões são focadas em transformações de montantes totais através do contínuo. Hall et al. (2016) já alertaram que estudos de espiral de carbono normalmente negligenciam variações intrínsecas de vazão, onde a maioria dos cálculos são realizados em fluxo de descarga basal, contrastando com o fato da maior parte do fluxo de OC ocorrer em situações de alta descarga e tempestades. Além disso, Godsey & Kirchner (2014) advertiram para falta de atenção científica da condição dinâmica de uma rede de drenagem, argumentando que não podemos trata-las como um fenômeno estático.

Em sistemas naturais sem estação hidrológica isso se torna um real desafio. É sabido, de fato, que medições diretas de vazão em sistemas abertos naturais são custosas, demoradas, e às vezes impraticáveis durante *floods* (BRACA, 2008). Em muitos casos é insuficiente assumir uma curva-chave por segmento, visto que a relação cota-vazão pode mudar a certas alturas (REITAN & PETERSEN-OVERLEIR, 2009). Existem muitas fontes possíveis de incompatibilidade entre variáveis simuladas e observadas, as quase poderiam ser originadas por aleatoriedade física e conhecimento incerto colocado no sistema. Por causa disso, a validade dessa relação deve ser questionada após cada *flood* capaz de modificar significativamente a geometria do leito do rio (LEONARD et al., 2000). Inferência bayesiana têm sido usada pela habilidade de se incluir informações a priori nos modelos, e conseguir lidar melhor com incertezas (REITAN & PETERSEN-OVERLEIR, 2008; 2009; WELLEN et al., 2012). No presente estudo, diferentes modelos foram executados a fim de se escolher o melhor deles baseado em princípios hidráulicos e mínimos quadrados não linear, acumulando base de dados para futuras inferências bayesianas de vazão neste sistema.



### 3.5.2 Estimativas de TOC

A observação de que TOC não está concentrando rio abaixo, mas aumentando em termos absolutos, nos leva a crer que a conectividade longitudinal do sistema é altamente influenciada pelo input de água subterrânea. Como atestaram Godsey & Kirchner (2014), mudanças na média do fluxo de infiltração por unidade de comprimento de canal ainda representa o fator dominante em variações de vazão. Assim, observou-se que variações na  $Q_{\text{basal}}$  parecem estar conectadas às características de água de subsolo na bacia, que por sua vez regulam as concentrações e montantes absolutos de C fluindo rio abaixo. Processos ocorrendo acima do solo parecem exercer um papel secundário, como observado pela escala muito menor em que funcionam (MOULTON et al., 2015; NERES-LIMA et al., dados não publicados; LISBOA et al., dados não publicados). Outra questão simples a ser discutida e que não deveria ser negligenciada em estudos é a concentração background da água que emerge nas nascentes, os factuais locais onde o rio começa, que devem surgir já com consideráveis cargas de carbono. Não obstante, mesmo a chuva pode vir com altas cargas de C (NEU et al., 2016), com potencial de influenciar fortemente na construção de modelos. No caso do nosso sistema de estudo, uma concentração constante de C na  $Q_{\text{ground}}$  poderia ser responsável pelo aumento de montantes de C rio abaixo das cabeceiras até a foz. Contudo, variações da descarga nos específicos pontos influenciaram montantes de TOC, e a tendência ao aumento de concentrações do P1 ao P5 (Figura 16) foi magnificada quando multiplicada pela vazão para se considerar montantes absolutos. Assim, conforme o aumento na proporção das descargas foi menor que o aumento na proporção de TOC absoluto (entre os sites rio abaixo), a concentração de C deveria compensar esse desbalanço. Além do input de DOC através de  $Q_{\text{ground}}$ , a produção autóctone deve também exercer um papel importante nas concentrações finais (JONES et al., 2015), principalmente no último trecho (do P4 ao P5) por ser o trecho mais largo no curso baixo com dossel bastante aberto perto da foz. De fato, produção autóctone pode ter sido a razão de concentrações de DOC tão altas no P5. Como visto por Fuß et al. (2017), a luz pode ter um efeito direto aumentando concentrações e qualidade da matéria orgânica dissolvida. Outro fator é a estrutura do segmento (TOWNSEND, 1996), visto que P4 esteve localizado no começo de um trecho de dossel bastante fechado, o qual tem uma das maiores taxas de input autóctone para o sistema (LISBOA et al., dados não publicados). Ainda, o fato do P1 não estar localizado no curso principal do Córrego Andorinha provavelmente influenciou na previsibilidade do modelo, e

pode explicar altos valores de sêston orgânico observados para o site, esperados a serem menores de acordo com o modelo. Com efeito, a micro bacia onde P1 esteve localizado se mostrava visualmente mais erosiva que o canal principal.

Estudos em outros biomas também evidenciaram ser DOC a principal fração de C orgânico transportado, em proporções variando de 70 a 99% do TOC (KIFFNEY et al., 2000; GRIFFITHS, 2012). Além disso, a relação positiva com chuva e descarga observada aqui também foi constatada em outros estudos. Ågren et al (2010) observou que concentrações de DOC no riacho estudado cresceram com a vazão em um valor de inclinação linear de 0.13 para regressão do log das variáveis, significando uma relação positiva de exportação de DOC com vazão maior que a esperada. Para riachos de Mata Atlântica, Andrade et al. (2011) não observaram relação direta de carbono orgânico dissolvido com descarga, mas encontraram uma correlação positiva de DOC com um evento de *flood*, resultado similar ao observado aqui. Ademais, no presente estudo observamos que concentrações em montantes absolutos tiveram um padrão similar crescendo conforme o aumento da escala do rio em situação basal. Durante um evento drástico de *flood* concentrações chegaram a ser 100 vezes maiores. Inversamente, durante esse evento de *flood* as concentrações de DOC decresceram do P1 ao P5. Tal fato é explicado pela hipótese de que bancos marginais das cabeceiras são mais suscetíveis à lavagem e têm maiores concentrações de C no solo, e conforme o pulso desce à jusante e aumenta em volume d'água, concentrações de TOC são diluídas em função das cargas basais da chuva. Outro fator estaria ligado ao fato de muito do DOC ser oxidado ao longo do percurso até a foz, visto fluxo em temporais são caracterizados por “*hot moments*” de emissão de carbono (GOULSBRA et al., 2016). Essa ideia também explica o maior *slope* na diminuição de DOC através do contínuo durante *flood* quando comparado com FPOC, visto a maior relevância metabólica dessa primeira fração (BATTIN et al., 2008). Também, as impressionantes concentrações obtidas nos coletores RS podem ter aumentado parcialmente devido à produção de DOC dentro dos coletores, um fenômeno observado por Jones et al. (2015). O “*bottle effect*”, todavia, esteve padronizado entre todos os pontos e amostradores RS.

Enquanto DOC é assumido como o principal fator regulador do metabolismo de riachos (BATTIN et al., 2008; HALL et al., 2016), FPOC representa o recurso predominante para invertebrados filtradores e catadores (BUNDSCHUH & MCKIE, 2015). Portanto, a dinâmica de FPOC tem grande importância na manutenção da estrutura das comunidades de riachos. De acordo com os dados aqui observados, comunidades de coletores não estariam

sendo limitadas por este tipo de recurso dentre os pontos, mas por tipo, qualidade e disponibilidade de substrato. Além disso, recente revisão de métodos sugere que a contribuição de POC transportado para o metabolismo do sistema é subestimada (RICHARDSON et al., 2013). Estes autores acharam taxas de *turnover* cem vezes mais curtas que calculadas para DOC de alagados, e duas ordens de magnitude menores que reportadas para POC bentônico. Isso sugere que o carbono sestônico pode ter uma importância muito maior para ciclagem de energia em sistemas lóticos que a geralmente assumida, e exercer papel chave nos fluxos de energia para modelos de balanço input/output totais do sistema. Para o presente sistema de estudo, considerar curtas distâncias de viagem rio abaixo de 1,5 km para FPOC e de 238 m a 4,5 km para DOC (RICHARDSON et al., 2013), corrobora para ideia de um sistema altamente influenciado pelo aporte de água subterrânea e regimes hidrológicos. Muito desse material está provavelmente sendo metabolizado ou estocado ao longo do curto trecho estudado. Se a maioria do TOC estivesse sendo transportado rio abaixo, seria esperado um aumento notório nas concentrações de C em suspensão, mesmo com o input de  $Q_{\text{ground}}$ . Isso é suportado pelo fato de que, se  $Q_{\text{ground}}$  estivesse diluindo o TOC, processos de produção do riacho não seriam suficientes para suprir o balanço de montantes absolutos de C fluindo através dos pontos da jusante. Alternativamente, aumentos de nível causados por input de  $Q_{\text{ground}}$  poderiam suportar novas cargas de FPOC adicionado ao sistema através da lavagem de bancos laterais. Aqui é importante ressaltar a configuração altamente meandrosa de riachos da costa atlântica, os quais não apresentam uma divisa clara de limites laterais nas cotas mais altas (principalmente no alto e médio-curso), uma diferença fundamental à maioria dos bancos marginais em sistemas temperados.

Muito dessas cargas de C está sendo lixiviada dos estoques bentônicos, vistos por serem maiores nos baixo-cursos. Assumindo uma fotografia momentânea do sistema, contudo, taxas de input alóctone e retenção não corresponderiam com o balanço de estocagem necessário para suportar essas liberações. Isso implicaria, na verdade, em um sistema altamente dependente de variações hidrológicas e distúrbios que introduziriam uma grande massa de MO em períodos relativamente curtos. O intercâmbio de  $Q_{\text{ground}}$  fluindo para dentro do leito do rio também deve ser considerado. Segundo Battin (1999), o leito do rio constitui um sumidouro de carbono que pode chegar a taxas de evasão de  $14 \text{ mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  para DOC. Esses tipos de intercâmbio são laboriosos de se amostrar, e nosso sistema de estudo parece ter o principal fluxo na direção saindo do subsolo para o leito do rio devido ao aumento da vazão sem tributários óbvios. Quanto a CPOC, esta fração se mostrou irrelevante em termos de TOC

total fluindo através do sistema. Como atestado por Wallace et al. (1995), apesar do input ser dominado por CPOC, essa porção representa apenas uma pequena fração de toda MO fluindo através do sistema.

### 3.5.3 Conclusões e Direções

Os achados e modelos construídos aqui são de grande importância para o entendimento do funcionamento de ecossistemas e fluxo de energia. Esse melhor entendimento a respeito da função de ecossistemas leva ao aperfeiçoamento da capacidade de manutenção relativa a processos ecossistêmicos, e melhoria na previsão de impactos. Isso é particularmente importante considerando-se os efeitos das mudanças climáticas em processos de ecossistemas de água doce (SCHEFFERS et al., 2016). De acordo com Strååt et al. (2016), provavelmente os efeitos das mudanças climáticas levarão a mudanças nos fluxos de POC considerando-se a ligação muito próxima entre fatores hidrológicos e exportação de POC. Ainda, assumindo que a disponibilidade de C controla a produção total de gases de efeito estufa (SCHADE et al., 2016), e que esse potencial de transferência de gases pode ser modelado a partir de propriedades hidro físicas (SCHELKER et al., 2016), combinar cargas de C com modelos hidrológicos em sistemas lóticos pode trazer dados essenciais para estimativa de emissões de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>. Nessa perspectiva, Schade et al. (2016) mostrou uma relação positiva de concentrações de DOC com a pressão parcial de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, onde um aumento na disponibilidade de C pareceu estimular a produção de CH<sub>4</sub>. Ainda, precipitação se mostra um aspecto chave na regulação através de fatores climáticos por causa da correlação positiva que apresenta com a evasão de dióxido de carbono e lavagem de dióxido de carbono de solos (BUTMAN & RAYMOND, 2011; GOULSBRA et al., 2016). Medidas de exportação de carbono orgânico podem ser fortemente alteradas na consideração de eventos de *flood*, visto que a maioria da massa de MO é exportada para fora do sistema durante esses eventos (HALL et al., 2016).

Dados apresentados no presente estudo nos levam a crer que um *flood* pode exportar para o oceano mais que o total de C exportado em um mês na situação basal. Na intenção de se estimar cargas Globais, isso se torna uma questão importante. Além disso, variações no fluxo basal controlaram os valores absolutos de TOC exportados do sistema. Nós argumentamos que regimes hidrológicos e descarga são bom preditores de exportações e transformações dos montantes de carbono orgânico em sistema lóticos, e relações cota-vazão específicas por sistema, conjuntamente com entendimento da micro bacia, podem

providenciar boas previsões sobre a dinâmica energética em ecologia de riachos. Poole (2010) já havia apontado para uma integração entre ecologia de riachos e hidrogeomorfologia, resultando em uma base de ciência física para ecologia de riachos. Nesse sentido, ecohidrologia representa uma boa direção a ser seguida, sendo que ligações dessa disciplina com estimativas de espiral do carbono orgânico têm potencial de aperfeiçoar previsões de exportação de C e o entendimento de influências de chuvas torrenciais nesses sistemas ao longo do ano.

### 3.6 Referências

- ÅGREN, A, HAEI, M, KÖHLER, SJ, BISHOP, K and LAUDON, H. (2010). Regulation of stream water dissolved organic carbon (DOC) concentrations during snowmelt; the role of discharge, winter climate and memory effects. *Biogeosciences* 7: 2901-2913.
- ANDRADE, C, NERES-LIMA, V and MOULTON, TP. (2017). Differentiating the roles of shrimps and aquatic insects in leaf processing in a Neotropical stream. *Marine and Freshwater Research* accepted 17 November 2016.
- ANDRADE, TMB, CAMARGO, PB, SILVA, DML, PICCOLO, MC, VIEIRA, AS, ALVES, LF, JOLY, CA and MARTINELLI. (2011). Dynamics of Dissolved Forms of Carbon and Inorganic Nitrogen in Small Watersheds of the Coastal Atlantic Forest in Southeast Brazil. *Water Air Soil Pollut* 214: 393-408.
- ARISTI, I, ARROITA, M, LARRAÑAGA, A, PONSATI, L, SABATER, S, Von SCHILLER, D, ELOSEGI, A and ACUÑA, V. (2014). Flow regulation by dams affects ecosystem metabolism in Mediterranean rivers. *Freshwater Biology* doi: 10.1111/fwb.12385.
- BAAYEN, RH, DAVIDSON, DJ and BATES, DM. (2008). Mixed-effects modeling with crossed random effects for subjects and items. *Journal of Memory and Language* 59: 390–412.
- BATTIN, TJ, KAPLAN, LA, FINDLAY, S, HOPKINSON, CS, MARTI, E, PACKMAN, AI, NEWBOLD, JD and SABATER, F. (2008). Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks. *Nature Geoscience* 1: 95-100.
- BATTIN, TJ. (1999). Hydrologic flow paths control dissolved organic carbon fluxes and metabolism in an alpine stream hyporheic zone. *Water Resources Research* 35(10): 3159-3169.
- BOYERO, L., PEARSON, RG, HUI, C et al. (2016). Biotic and abiotic variables influencing plant litter breakdown in streams: a global study. *Proceedings of the Royal Society B* 283: 20152664.
- BRACA, G. (2008). Stage–discharge relationships in open channels: Practices and problems. *FORALPS Technical Report 11*. Università degli Studi di Trento, Italy. 24 pp.
- BRITO, EF, MOULTON, TP, SOUZA, ML and BUNN, SE. (2006). Stable isotope analysis indicates microalgae as the predominant food source of fauna in a coastal forest stream, south-east Brazil. *Austral Ecology* 31: 623–633
- BUNDSCHUH, M and MCKIE, BG. (2015). An ecological and ecotoxicological perspective on fine particulate organic matter in streams. *Freshwater Biology* doi: 10.1111/fwb.12608.
- BUTMAN, D and RAYMOND, PA. (2011). Significant efflux of carbon dioxide from streams and rivers in the United States. *Nature Geoscience* 4: 839-843.

COOK, RA, GAWNE, B, PETRIE, R, BALDWIN, D, REES, GN, NIELSEN, DL and NING, NSP. (2015). River metabolism and carbon dynamics in response to flooding in a lowland river. *Marine and Freshwater Research* <http://dx.doi.org/10.1071/MF14199>.

CUMMINS, KW and WILZBACH, MA. (2009). Rivers and Streams: Ecosystem Dynamics and Integrating Paradigms. In: JØRGENSEN, SE. (2009) *Ecosystem Ecology*. Elsevier B.V., Amsterdam, Netherlands. 521 pp.

FATH, BD. (2009). Ecosystem Ecology. In: JØRGENSEN, SE. (2009) *Ecosystem Ecology*. Elsevier B.V., Amsterdam, Netherlands. 521 pp.

FISHER, SG, SPONSELLER, RA and HEFERNAN, JG. (2004). Horizons in stream biogeochemistry: flowpaths to progress. *Ecology* 85(9): 2369-2379.

FUß, T, BEHOUNER, B, ULSETH, AJ and SINGER, GA. (2017). Land use controls stream ecosystem metabolism by shifting dissolved organic matter and nutrient regimes. *Freshwater Biology* doi:10.1111/fwb.12887.

GODSEY, SE and KIRCHNER, JW. (2014). Dynamic, discontinuous stream networks: hydrologically driven variations in active drainage density, flowing channels and stream order. *Hydrological Processes* (28): 5791-5803.

GOMI, T, SIDLE, RC and RICHARDSON, JS. (2002). Understanding Processes and Downstream Linkages of Headwater Systems. *BioScience* 52(10): 905-916.

GOULSBRA, CS, EVANS, MG and ALLOTT, THE. (2016). Rates of CO<sub>2</sub> efflux and changes in DOC concentration resulting from the addition of POC to the fluvial system in peatlands. *Aquatic Sciences* DOI 10.1007/s00027-016-0471-6.

GRIFFITHS, NA, TANK, JL, ROYER, TV, WARRNER, TJ, FRAUENDORF, TC, ROSI-MARSHALL, EJ and WHILES, MR. (2012). Temporal variation in organic carbon spiraling in Midwestern agricultural streams. *Biogeochemistry* 108: 149-169.

HALL Jr., RO, TANK, JL, BAKER, MA, ROSI-MARSHALL, EJ and HOTCHKISS, ER. (2016). Metabolism, Gas Exchange, and Carbon Spiraling in Rivers. *Ecosystems* (19):73-86.

HOTHORN, T, BRETZ, F and WESTFALL, P. (2008). Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal* 50(3): 346-363.

HYNES, HBN. (1975). The stream and its valley. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 19: 1–15.

ISO 1100-2. (2010). Hydrometry — Measurement of liquid flow in open channels — Part 2: *Determination of the stage-discharge relationship*. Geneva.

JONES, TG, EVANS, CD, JONES, DL, HILL, PW and FREEMAN, C. (2015). Transformations in DOC along a source to sea continuum; impacts of photo-degradation, biological processes and mixing. *Aquatic Sciences* DOI 10.1007/s00027-015-0461-0.

JØRGENSEN, SE. Fundamental Laws in Ecology. In: JØRGENSEN, SE. (2009) *Ecosystem Ecology*. Elsevier B.V., Amsterdam, Netherlands. 521 pp.

JUNK, WJ, BAYLEY, PB, and SPARKS, RE. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain system. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 106:110–127.

KIFFNEY, PM, RICHARDSON, JS and FELLER, MC. (2000). Fluvial and epilithic organic matter dynamics in headwater streams of southwestern British Columbia, Canada. *Archiv für Hydrobiologie* 149(1): 109-129.

LEONARD, J, MIETTON, M, NAJIB, H and GOURBESVILLE. (2000). Rating curve modelling with Manning's equation to manage instability and improve extrapolation. *Hydrological Sciences ~ Journal des Sciences Hydrologiques* 45(5): 739-750.

LISBOA, LK, THOMAS, S and MOULTON, TP. (2016). Reviewing carbon spiraling approach to understand organic matter movement and transformation in lotic ecosystems. *Acta Limnologica Brasiliensia* 28: e14.

LOGAN, M. (2010). *Biostatistical design and analysis using R: a practical guide*. Wiley-Blackwell, Oxford, UK. 577 pp.

MELLES, SJ, JONES, NE and SCHMIDT, B. (2011). Review of theoretical developments in stream ecology and their influence on stream classification and conservation planning. *Freshwater Biology*, doi:10.1111/j.1365-2427.2011.02716.

MINSHALL, GW. (1988). Stream Ecosystem Theory: A Global Perspective. *Journal of the North American Benthological Society*, 7(4): 263-288.

MINSHALL, GW, PETERSEN, RC, CUMMINS, KW, BOTT, TL, SEDELL, JR, CUSHING, CE and VANOTE, RL. (1983). Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics. *Ecological Monographs* 53(1): 1-25.

MOULTON, TP, ANDRADE PM and NERES-LIMA, V. (2009). Ecologia de águas interiores. c.4 p. 76. In: BASTOS, M and CALLADO, CH. (2009). *O Ambiente da Ilha Grande*. Rio de Janeiro, UERJ – CEADS.

MOULTON, TP, MAGALHÃES-FRAGA, SAP; BRITO, EF, and BARBOSA, FA. (2010). Macroconsumers are more important than specialist macroinvertebrate shredders in leaf processing in urban forest streams of Rio de Janeiro, Brazil. *Hydrobiologia* 638:55-66

MOULTON, TP, LOURENÇO-AMORIM, C, SASSADA-SATO, CY, NERES-LIMA, V and ZANDONA, E. (2015). Dynamics of algal production and ephemeropteran grazing of periphyton in a tropical stream. *International Review of Hydrobiology* 99: 1-9.

MULHOLLAND, PJ, HELTON, AM, POOLE, GC et al. (2008). Stream denitrification across biomes and its response to anthropogenic nitrate loading. *Nature* 452:2002–2004.

NERES-LIMA, V, BRITO, EF, KRSULOVIC, FAM, DETWEILER, AM, HERSHEY, AE and MOULTON, TP. (2016). High importance of autochthonous basal food source for the



food web of a Brazilian tropical stream regardless of shading. *International Review of Hydrobiology*, 101: 132–142.

NEU, V, WARD, ND, KRUSCHE, AV and NEILL, C. (2016). Dissolved Organic and Inorganic Carbon Flow Paths in an Amazonian Transitional Forest. *Frontiers in Marine Science* 3(114): 1-15.

NEWBOLD, JD, ELWOOD, JW, O'NEILL, RV and Van WINKLE, W. (1981) Nutrient spiraling in streams: the concept and its field measurement. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38: 860-863.

NEWBOLD, JD, MULHOLLAND, PJ, ELWOOD, JW and O'NEILL, RV. (1980). Organic carbon spiraling in stream ecosystems. *Oikos* 38(3): 266-272.

PINHEIRO J, BATES D, DEBROY S, SARKAR D and R CORE TEAM (2016). *\_nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models\_*. R package version 3.1-128, <URL: <http://CRAN.R-project.org/package=nlme>>.

POOLE, GC. (2010). Stream hydrogeomorphology as a physical science basis for advances in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 29(1): 12-25.

POR, FD, and LOPES, RM. (1994). *The streams of the Atlantic rainforest of Brazil*. Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, 25: 1871-1875.

PRINGLE, C. (2003). What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important? *Hydrological Processes* 17: 2685-2689.

R CORE TEAM (2016). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

REDDY, PJR. (2016). *A text book of hydrology*. Laxmi, New Delhi, 3<sup>rd</sup> edition. 523 pp.

REITAN, T and PETERSEN-ØVERLEIR, A. (2008). Bayesian power-law regression with a location parameter, with applications for construction of discharge rating curves. *Stoch Environ Res Risk Assess* 22: 351-365.

REITAN, T and PETERSEN-ØVERLEIR, A. (2009). Bayesian methods for estimating multi-segment discharge rating curves. *Stoch Environ Res Risk Assess* 23: 627-642.

RICHARDSON, DC, NEWBOLD, JD, AUFDENKAMPE, AK, TAYLOR, PG and KAPLAN, LA. (2013). Measuring heterotrophic respiration rates of suspended particulate organic carbon from stream ecosystems. *Limnology and Oceanography: Methods* (11): 247-261.

RSTUDIO Team (2015). *RStudio: Integrated Development for R*. RStudio, Inc., Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.

SCHADE, JD, BAILIO, J and MCDOWELL, WH. (2016). Greenhouse gas flux from headwater streams in New Hampshire, USA: Patterns and drivers. *Limnology and Oceanography* 00: 01–10.

SCHEFFERS, BR, MEESTER, LD, BRIDGE, TCL, HOFFMANN, AA, PANDOLFI, JM, CORLETT, RT, BUTCHART, SHM, PEARCE-KELLY, P, KOVACS, KM, DUDGEON, D, PACIFICI, M, RONDININI, C, FODEN, WB, MARTIN, TG, MORA, C, BICKFORD, D and WATSON, JEM. (2016). The broad footprint of climate change from genes to biomes to people. *Science* 354(6313): 7671(1)-7671(11).

SCHELKER, J, SINGER, GA, ULSETH, AJ, HENGESBERGER, S and BATTIN, TJ. (2016). CO<sub>2</sub> evasion from a steep, high gradient stream network: importance of seasonal and diurnal variation in aquatic pCO<sub>2</sub> and gas transfer. *Limnology and Oceanography* doi: 10.1002/lno.10339

SOUZA, ML and MOULTON, TP. (2005). The effects of shrimps on benthic material in a Brazilian island stream. *Freshwater Biology* 50: 592–602

STRÅÅT, KD, MÖRTH, CM, SOBEK, A, Smedberg, E and Underman, E. (2016). Modeling total particulate organic carbon (POC) flows in the Baltic Sea catchment. *Biogeochemistry* 128: 51-65

STANFORD, JA and WARD, JV. (1993). An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor. *Journal of the North American Benthological Society* 12:48–60.

TANK, JL, ROSI-MARSHALL, EJ, GRIFFITHS, NA, ENTREKIN, SA and STEPHEN, ML. (2010). A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 29(1):118–146.

THORP, JH, THOMS, MC and DELONG, MD. (2008). *The Riverine Ecosystem Synthesis: Toward Conceptual Cohesiveness in River Science*. Elsevier, B.V., London, UK. 233 pp.

THOMAS, SA, ROYER, TV, SNYDER, EB and DAVIS, JC. (2005). Organic carbon spiraling in an Idaho river. *Aquatic Sciences* 67(4): 424-433.

TONIN, AM, GONÇALVES-JÚNIOR, JF, BOYERO, L et al. (2017). Large-scale spatial and temporal variation of litter inputs and storage in Neotropical streams. *Manuscript submitted for publication*.

TOWSEND, CR. (1996). Concepts in river ecology: pattern and process in the catchment hierarchy. *Archiv für Hydrobiologie Supplement* 113:3–21.

VANNOTE, RLG, MINSHALL, GW, CUMMINS, KW, SEDELL, JR and CUSHING, CE. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:130–137.

VEENHUIS, JE and SLADE, RM. (1990). Relation between urbanization and water quality of streams in the Austin area, Texas. *USGS Report* 90-4107. 64pp.

WALLACE, JB, WHILES, MR, EGGERT, S, CUFFNEY, TF, LUGTHART, GJ and CHUNG, K. (1995). Long-term dynamics of coarse particulate organic matter in three Appalachian Mountain streams. *Journal of the North American Benthological Society* 14(2): 217-232.

WALLACE, JB, HUTCHENS, JJ and GRUBAUGH, JW. (2006). Transport and storage of FPOM. In HAUER, FR and LAMBERTI, GA (eds). *Methods in stream ecology*. 2nd ed. Elsevier, B.V., San Diego. 895 pp.

WARD, JV. (1989). The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 8:2-8.

WARD, JV and STANFORD, JA. (1983). Serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: FONTAINE, TD and BARTELL, SM (editors). *Dynamics of lotic systems*. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan.

WEBSTER, JR. (2007). Spiraling down the river continuum: stream ecology and the U-shaped curve. *Journal of the North American Benthological Society* 26(3): 375-389.

WEBSTER, JR, BENFIELD, EF, EHRMAN, TP, SCHAEFFER, MA, TANK, JL, HUTCHENS, JJ and D'ANGELO, DJ. (1999). What happens to allochthonous material that falls into streams? A synthesis of new and published information from Coweeta. *Freshwater Biology* 41(4): 687-705.

WEBSTER, JR and MEYER, JL. (1997). Stream organic matter budgets. *Journal of the North American Benthological Society* 16(1): 3-161.

WELLEN, C, ARHONDITSIS, GB, LABENCKI, T and BOYD, D. (2012). A Bayesian methodological framework for accommodating interannual variability of nutrient loading with the SPARROW model. *Water Resources Research* 48(10): 1-22.

YOUNG, RG and HURYN, AD. (1997) Longitudinal patterns of organic matter transport and turnover along a New Zealand grassland river. *Freshwater Biology* 38(1): 93-107.

## 4 DISCUSSÃO GERAL E CONCLUSÕES

### 4.1 *C Spiraling*

Uma das questões intrínsecas do cálculo de *C spiraling* (*sensu* NEWBOLD et al., 1982) é estimar realisticamente os montantes totais de MO presentes no estoque bêntico do sistema. Nessa questão reside uma multiplicidade de fatores envolvidos que dificultam a execução de métodos precisos de verificação, e que sejam compatíveis com a lógica de cálculo do *C spiraling*. Claro que muito progresso e exímio desenvolvimento de técnicas nesse sentido foram e estão propostos e discutidos (MINSHALL & RUGENSKI, 2006; WALLACE et al., 2006). Mas questões sobre como definir o trecho e trabalhar com condições de *riffles* e *pools*, como amostrar suficientemente bem toda estocagem em *pools*, e como fazer a precisa extrapolação de estoque para as diferentes porcentagens de composição do substrato ainda são laboriosas de serem realizadas e precisam ser bem fundamentadas. Ainda, o fato de a fórmula de cálculo de  $S_{OC}$  permitir a inclusão de material bentônico grosseiro (CBOC) parece ocasionar uma mistura de escalas relativas às frações de C. Estando o conceito de *turnover* diretamente relacionado às frações finas e dissolvidas, tanto em termos de metabolização como em termos de transporte, não seria estranho se pensar na exclusão daquelas frações maiores. De fato, a dinâmica de inter-transformações entre a MO grosseira parece ser extremamente diferente da dinâmica relacionada à parte dissolvida e fina, onde o CBOC tem sua movimentação possibilitada apenas por eventos de *floods* (WALLACE et al., 1995), e pode ficar por longos períodos dentro do sistema (WEBSTER et al., 1999). Assim, estimativas de *turnover length* que focassem em sedimentação fina e dissolvida, tida por ser muitas vezes subestimadas nas medidas de estoque bentônico (WALLACE et al., 2006), e principalmente naquelas frações transportadas – que fazem de fato a interconexão dos segmentos de um rio – poderiam ser mais esclarecedoras do que a forma clássica de cálculo de  $S_{OC}$ . Se é sabido que apenas DOC e uma pequena fração de FPOC oxidam, a inclusão de CBOC poderia acabar resultando na mensuração como uma massa inerte relativa ao modelo assumido. Logicamente, não se pode desconsiderar esses montantes estocados em modelos de *budget* e fluxo de matéria no sistema. A relação mais direta que estes montantes parecem ter, no entanto, parece não se dar em termos de *turnover*, mas sim em termos de taxas de decaimento de massa (ou "*breakdown rates*"), que são vastamente estudadas ao redor do mundo, e que poderiam representar boas medidas de transformação de CPOC em FPOC.

Visto que grande parte do CPOC consumido (ou "decaído") acaba não sendo assimilado (NERES-LIMA et al., 2016), mas sim sua parte de microbiológica compondo o biofilme (GESSNER, 1999), muito do material vegetal fragmentado e particulado acaba descendo o rio de modo a compor o C pool à jusante. Pode haver uma confusão de conceitos quando tratamos de velocidade do carbono orgânico, onde no capítulo 2 discutimos VOC como variável operacional para *C spiraling*, o que representa uma função da vazão e TOC corrigida pelo estoque bentônico e largura do trecho. Esse VOC tende a ser bastante conservativo, onde efetivamente há mais material na coluna de água, e conseqüentemente em transporte, do que as taxas indicam. Aqui entra o segundo conceito relativo à velocidade do OC, que considera apenas o material sestônico e dissolvido, por conseguinte, apenas o que está presente na coluna d'água, além do próprio montante de água e seu respectivo fluxo (vazão). Esse segundo conceito parece ser mais palpável em termos de representatividade. As unidades se mantêm na fórmula, que retorna valores em  $\text{g C m}^{-3} \text{ s}^{-1}$  representativos do OC que está em movimento.

Uma questão relevante na análise dos capítulos e interconexão entre os mesmos diz respeito às conclusões de cada quanto ao carbono exportado, que podem parecer contraditórias. O fato de o  $S_{OC}$  ser bastante baixo no último ponto (P5) faz com que altas taxas de C sejam metabolizadas nesse trecho, e a maior parte não chegue à foz (capítulo 2). No capítulo 3, porém, o fluxo de C no P5 foi o maior encontrado, e uma das conclusões de que altas taxas de C eram exportadas do sistema através desse ponto foi assumida. Na verdade, estas constatações não são diretamente excludentes. O fato da maior parte do C ser oxidado no P5 não exclui uma alta taxa de exportação no mesmo ponto. Se realmente muito material está entrando, a exportação de parte dele poderia representar grandes quantidades de C. Como visto, o capítulo 3 não buscou estimar taxas de oxidação, apenas montantes totais na coluna d'água (em fluxo) em cada ponto. Aqui influenciou fortemente também o fato de concentrações de DOC variarem entre os capítulos, principalmente para o ponto P5, que apresentou maior DOC no capítulo 3, e concentrações bastante baixas no capítulo 2. Também em termos conceituais, o fato de *C spiraling* incluir estocagem bentônica, mas não relacionar esses montantes com possíveis períodos de grande input em curto tempo (*floods*) pode levar a uma subestimação de C transportado pelo sistema.

## 4.2 Dinâmica Alóctone

Padronização unitária e conceitual é um dos principais desafios para a integração de estudos sobre dinâmica da vegetação em sistemas neotropicais. Questões como variabilidade de cálculo em estimativas de input lateral impedem comparações, e inclusive podem estar comprometendo acuidade na mensuração de input total (como bem discutido no capítulo 2). Para input vertical, especificamente, o fator essencial que diferencia medidas de input da vegetação ripária para dentro do sistema lótico daquelas medidas de produção de serapilheira dentro da mata, é justamente a área de sistema aquático cuja serapilheira está sujeita a cair. Deste modo, não seria estranho pensar também em se estimar o input vertical por metro linear de rio, medida que fica diretamente relacionada à largura dos trechos estudados, e retorna montantes totais de MO recebido por metro longitudinal pelo trecho em questão. Aqui se destaca, porém, a necessidade de uma estimativa muito bem acurada da média de  $I_{VERT}$  nos trechos, com representatividade bem distribuída do mesmo afim de não se superestimar o input. Além da menor área de espelho de água – para se receber input vertical – nas cabeceiras, é de se esperar, intuitivamente por razões hidrológicas, um menor carreamento de material nessas regiões. Isso acarretaria evidentemente em maior acúmulo e maior quantidade de material a ser carregado nessas regiões em uma enxurrada. Além da obviedade, a questão de padronização de unidades espaço-temporais relativas à totalidade do sistema permite a avaliação da extensão e frequência desses processos, e suas implicações para o funcionamento da dinâmica de MO ao longo do sistema.

## 4.3 Considerações Gerais

A perspectiva ecossistêmica de fluxo de energia para riachos, no geral, assume serem esses ecossistemas controlados quase que inteiramente por duas fontes alternadas de recursos energéticos: (1) radiação fotossinteticamente ativa, a qual proporciona a produção primária interna; e (2) detrito vegetal da vegetação ripária (CUMMINS & WILZBACH, 2009). Aqui fica evidente a falta de indicação direta do *groundwater* input e lavagem de diques marginais devido a variações no nível, via que poderia ser considerada como uma terceira fonte energética. A fonte “(2)”, tratada também como alóctone, por definição abrange também o *groundwater* input. Mas mesmo nesses casos, estudos ecológicos vêm negligenciando essa via (GOUDSEY & KIRCHNER, 2014). Não medimos a extensão de utilização do carbono

derivado de origens subterrâneas, mas apontamos para uma grande quantidade de TOC derivada dessa fonte. Conjuntamente com recentes descobertas a respeito da oxidação rápida de DOC e inclusive FPOC (RICHARDSON et al., 2013), com altas taxas de *turnover* e tempos de viagem curtos, seria natural assumir que esse  $C_{ground}$  seria responsável por boa parte do metabolismo do ecossistema, entrando para cadeia energética principalmente via microrganismos (WIEGNER et al., 2015). Ainda, dentre os nove paradigmas que regem pesquisas ecológicas em rios e córregos propostos por Cummins & Wilzbach (2009), sugere-se o acréscimo de *Spiraling concept*, tanto para carbono como nutrientes, como um conceito antigo, já fundamentado, e que se mostra a melhor maneira de analisar o sistema biogeoquimicamente. Muito dos conceitos e ideias de funcionamento em rios e riachos ainda estão conectados com sistemas temperados, apesar de avanços substanciais na sistematização de "*stream ecology*" para sistemas tropicais (DUDGEON, 2008).

Houve certa incongruência entre médias na vazão dos mesmos pontos do Córrego da Andorinha calculadas para os capítulos 2 e 3. Sendo que este último capítulo foi executado posteriormente, as novas mensurações calculadas elevaram as médias de vazão de maneira geral. Como umas das conclusões do capítulo 3, variáveis hidrológicas não podem ser tratadas como estáticas por serem reguladas de acordo com fatores geoclimáticos, sendo que análises em larga escala inter-regionais se fazem necessárias. A forte seca que a região sudeste do Brasil atravessou ao longo de 2014 – se alongando até a "estação chuvosa" 2014/2015 – classificada como excepcionalmente seca por Coelho et al (2015), ocorreu justamente no período onde foram realizadas mensurações de vazão para o capítulo 2. De outro modo, efeitos amplos de âmbito climático podem ter ocasionado mudança nos padrões de chuva na região Sudeste em 2015 –princípio de El Nino para 2016 (PEGORIM, 2015) – e podem ter elevado as taxas de precipitação, justamente no período quando foram realizadas campanhas adicionais para o capítulo 3 na região. Essa observação não deixa de ser menos relevante aos capítulos, principalmente no que diz respeito ao objetivo preditivo de processos a partir de efeitos hidro geológicos abordados no capítulo 3, e certamente conduz a uma discussão mais ampla sobre efeitos das mudanças climáticas em processos ecossistêmicos, como bem observado por Scheffers et al. (2016). Variações interanuais na sazonalidade de input alóctone também já foram observadas, e muito provavelmente ligadas a especificidades climáticas dos diferentes anos (BAMBI et al, 2016). Outra incongruência se deu entre os capítulos 2 e 3 para valores de DOC observados no P5. As diferentes metodologias utilizadas podem estar na raiz dessa questão, fazendo com que o P5 fosse um dos menos concentrados em DOC no capítulo

2, e o mais concentrado em DOC para o capítulo 3. Certamente, medidas foram mais acuradas para este último capítulo, e a grande maioria dos artigos utilizam-se de espectrometria de massas na mensuração de DOC, sendo a metodologia com espectrofotometria menos acurada. No entanto, houve a necessidade de se utilizar dados obtidos na época quando todas as outras variáveis operacionais haviam sido mensuradas. Aqui fica clara a importância de técnicas acuradas para mensuração de TOC, principalmente no que diz respeito ao carbono orgânico dissolvido. Por fim, diferenças significativas nas principais métricas operacionais de *spiraling* e *budget* entre os capítulos indicam uma alta variabilidade inter-anual de processos ecossistêmicos, o que direciona para ideia de regulamento por fatores climáticos em larga escala espaço-temporal. Analisando-se dados pluviométricos de longo-prazo para o município do sistema em questão (material complementar, Cap. 2), constatamos que a estação chuvosa de 2015/16 iniciou precocemente e teve a maior frequência de chuvas seguidas acima de 100 mm dos últimos sete anos. De outro modo, constata-se que Mar/14 foi o mês de março mais seco dos últimos sete anos, e precedido por um mês de fevereiro que quase não apresentou pluviosidade. Esses dados têm uma concordância forte com conclusões a respeito das taxas de exportação de C auferidas ao longo do sistema, e a respeito das relações I/O.

#### 4.4 Considerações Finais

A simples noção de *budget* ao longo do contínuo parece ser preenchida pela ideia de *spiraling*. Apesar de um modelo de integração matemática não ter sido desenvolvido na presente tese, a utilização de variáveis operacionais das duas abordagens proporcionou grande elucidação a respeito da dinâmica de C através do espaço-tempo do sistema.  $S_{OC}$  representa uma ferramenta biogeoquímica boa em termos de descrição abrangente intra-sistema, e de comparações de processos funcionais inter-sistemas, com aplicabilidade de alta abrangência em termos de escalas e trechos de rio. Apesar disso, o retorno que a fórmula de  $S_{OC}$  fornece, comprimento de oxidação em m, pode “mascarar” certos processos e acabar por não esclarecer a relação I/O em cada trecho. Essa lacuna, como visto no capítulo 2, pode ser parcialmente coberta utilizando-se informações de *budget*. A integração dessas duas abordagens parece representar uma perspectiva esclarecedora para estudos ecossistêmicos de fluxo de massa em sistemas lótico, sendo que a retomada de *C spiraling*, principalmente da ideia a que o conceito se conecta, pode trazer grande avanços para o entendimento a respeito do funcionamento de rios e riachos.



#### 4.5 Referências

COELHO, CAS, CARDOSO, DHF and FIRPO, MA.F. (2015). Precipitation diagnostics of an exceptionally dry event in São Paulo, Brazil. *Theoretical and Applied Climatology* DOI 10.1007/s00704-015-1540-9.

CUMMINS, KW and WILZBACH, MA. (2009). Rivers and Streams: Ecosystem Dynamics and Integrating Paradigms. In: JØRGENSEN, SE. (2009) *Ecosystem Ecology*. Elsevier B.V., Amsterdam, Netherlands. 521 pp.

DUDGEON, D. (ed). (2008). *Tropical stream Ecology*. London, Elsevier ©. 343 pp.

GESSNER, O. (1999). A perspective on leaf breakdown in streams. *Oikos* 85(2): 377-384.

GODSEY, SE and KIRCHNER, JW. (2014). Dynamic, discontinuous stream networks: hydrologically driven variations in active drainage density, flowing channels and stream order. *Hydrological Processes* 28: 5791-5803.

MINSHALL, G.W. and RUGENSKI, A. (2006). Riparian process and interactions. In: HAUER, F.R. and LAMBERTI, G.A. (eds). *Methods In Stream Ecology*, 2nd ed. Elsevier, San Diego, pp 721-742.

NERES-LIMA, V, BRITO, EF, KRSULOVIC, FAM, DETWEILER, AM, HERSHEY, AE and MOULTON, TP. (2016). High importance of autochthonous basal food source for the food web of a Brazilian tropical stream regardless of shading. *International Review of Hydrobiology* 101: 132–142.

PEGORIM, J. (2015). El Niño acentua seca no Rio Doce. In: *Clima Tempo*: <http://archive.is/w2SXv> Acesso às 15h00mm, dia 20 de Jan de 2017.

RICHARDSON, DC, NEWBOLD, JD, AUFDENKAMPE, AK, TAYLOR, PG and KAPLAN, LA. (2013). Measuring heterotrophic respiration rates of suspended particulate organic carbon from stream ecosystems. *Limnology and Oceanography: Methods* 11: 247-261.

SCHEFFERS, BR, MEESTER, LD, BRIDGE, TCL, HOFFMANN, AA, PANDOLFI, JM, CORLETT, RT, BUTCHART, SHM, PEARCE-Kelly, P, KOVACS, KM, DUDGEON, D, PACIFICI, M, RONDININI, C, FODEN, WB, MARTIN, TG, MORA, C, BICKFORD, D and WATSON, JEM. (2016). The broad footprint of climate change from genes to biomes to people. *Science* 354(6313): 7671(1)-7671(11).

WALLACE, JB, HUTCHENS, JJ and GRUBAUGH, JW. (2006). Transport and storage of FPOM. In HAUER, FR and LAMBERTI, GA (eds). *Methods in stream ecology*. 2nd ed. Elsevier, B.V., San Diego. 895 pp.

WALLACE, JB, WHILES, MR, EGGERT, S, CUFFNEY, TF, LUGTHART, GJ and CHUNG, K. (1995). Long-term dynamics of coarse particulate organic matter in three

Appalachian Mountain streams. *Journal of the North American Benthological Society* 14(2): 217-232.

WEBSTER, JR, BENFIELD, EF, EHRMAN, TP, SCHAEFFER, MA, Tank, JL, HUTCHENS, JJ and D'ANGELO, DJ. (1999). What happens to allochthonous material that falls into streams? A synthesis of new and published information from Coweeta. *Freshwater Biology* 41(4): 687-705.

WIEGNER, TN, KAPLAN, LA, ZIEGLER, SE and FINDLAY, RH. (2015). Consumption of terrestrial dissolved organic carbon by stream microorganisms. *Aquatic Microbial Ecology* 3: 225-237.

## GLOSSÁRIO

<b><i>AFDM</i></b>	peso seco livre de cinzas, ou peso livre da parte inorgânica.
<b><i>Bottle effect</i></b>	“efeito garrafa”, relativo à influência que cada garrafa pode exercer na água coletada.
<b><i>Boxplot</i></b>	“gráfico de caixas”, representação incluindo mediana, quartis, <i>outliers</i> , entre outros.
<b><i>Budget</i></b>	“balanço”, referido a balanço de MO e balanço de C.
<b><i>Breakdown</i></b>	“quebra”, decaimento de massa, ou até mesmo decomposição da MO.
<b>C</b>	carbono.
<b>CH<sub>4</sub></b>	metano.
<b><i>C spiraling</i></b>	comprimento da espiral do carbono.
<b><i>C turnover</i></b>	taxa de renovação do carbono.
<b><i>D net</i></b>	rede em “D” – coletor utilizado em coletas aquáticas com o formato de um “D”.
<b><i>Fitted/Fit</i></b>	“ajustado”, referente ao ajuste dos dados em relação ao modelo.
<b><i>Flood</i></b>	“cheia”, “inundação”, ou aumento da vazão do rio até caracterizar enchente.
<b><i>Groundwater</i></b>	“água subterrânea”.
<b><i>Input</i></b>	aporte.
<b><i>Litter</i></b>	“detrito”, referindo-se a detritos vegetais.
<b>I<sub>LAT</sub></b>	taxa de input lateral.
<b>I<sub>VERT</sub></b>	taxa de input vertical.
<b>I/O</b>	Input/Output, razão entre o material que entra e o que sai.
<b>K<sub>OC</sub></b>	turnover do carbono orgânico
<b>O</b>	output, saída de material do sistema.
<b>O<sub>2</sub></b>	oxigênio.
<b><i>Outliers</i></b>	pontos fora da curva, extremos.
<b>σ<sub>V</sub></b>	fator de correção calculado com dados prévios a fim de transformar MO em C do input vertical.
<b>σ<sub>L</sub></b>	fator de correção calculado com dados prévios a fim de transformar MO em C do input lateral.
<b><i>Pool</i></b>	“poço”, remanso, parte do rio com fluxo muito lento. Pode também se referir aos estoques gerais de carbono, ou “ <i>C pools</i> ”.
<b><i>Post-hoc</i></b>	teste a “posteriori”, a fim de se evidenciar onde ocorreram as diferenças significativas.
<b>Q</b>	vazão, “ <i>discharge</i> ”.
<b><i>Riffle</i></b>	“corredeiras”, parte do rio de rápido fluxo.
<b>R<sub>HET</sub></b>	Respiração heterotrófica.
<b>S</b>	“ <i>carbon turnover length</i> ” (comprimento de renovação do carbono).

<b>Sestônico</b>	refere-se aquilo que está em suspensão na coluna d'água.
<b>Soc</b>	“ <i>organic carbon turnover length</i> ” = “ <i>C spiraling</i> ”.
<b>Slope</b>	“inclinação”, pode-se referir tanto à inclinação geográfica, como da curva de modelo linear.
<b>Spiraling</b>	“espiral”, refere-se ao movimento e transformação dos elementos rio abaixo.
<b>Threshold</b>	“ponto de mudança”, ponto a partir do qual se evidenciam mudanças bruscas no funcionamento do sistema.
<b>Turnover</b>	“oxidação”, relativo ao consumo e oxidação biológica de determinado elemento.
<b>Veget ripária</b>	mata ciliar, mata beiradeira, mata aluvial, mata de galeria (Cerrado), ou ainda mata de caraíba (Caatinga): diz-se da vegetação terrestre na divisa entre ecossistemas aquáticos continentais e os terrestres adjacentes.
<b>V<sub>oc</sub></b>	velocidade do carbono orgânico
<b>Within-subjects</b>	“dentre os sujeitos”, fator comum dentro dos blocos relativo à Anova.

ANEXO A – Versão publicada do Capítulo 1 na revista *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol 28, e14. <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X2116>



## Reviewing carbon spiraling approach to understand organic matter movement and transformation in lotic ecosystems

Revisando a abordagem de espiral do carbono para entender o movimento e transformação da matéria orgânica em ecossistemas lóticos

Leonardo Kleba Lisboa<sup>1\*</sup>, Steven Thomas<sup>2</sup> and Timothy Peter Moulton<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratório de Ecologia de Rios e Córregos, Departamento de Ecologia, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes – IBRAG, Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ, Rua São Francisco Xavier, 524, Maracanã, CEP 20550-013, Rio de Janeiro, RJ, Brazil

<sup>2</sup>Department of Animal Science, Institute of Agricultural and Natural Resources, University of Nebraska Lincoln – UNL, 3310 Holdrege Street, 68583-0974, Lincoln, NE, USA

\*e-mail: leokleba@gmail.com

**Cite as:** Lisboa, L.K., Thomas, S. and Moulton, T.P. Reviewing carbon spiraling approach to understand organic matter movement and transformation in lotic ecosystems. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2016, vol.28, e14.

**Abstract:** **Aims:** Understanding riverine carbon cycling is a major issue for stream ecologists. Over the past 60 years, important advance in carbon dynamics and ecosystem energy flow have been made mainly through the Budget and Metabolism approaches. However, much less focus has been given to the quantification of longitudinal movement of organic matter. The concept "Organic Carbon Spiraling" ( $S_{OC}$ ) was formulated in the early 80s, and represented a substantial advance in the understanding of the longitudinal flow of elements in lotic systems. **Methods:** In this review, we summarize the history behind the  $S_{OC}$  concept, cover the major advances at the time of its creation, describe the operational variables and the equation for  $S_{OC}$  calculation, and discuss future directions and current applications of this approach. **Results/Conclusions:** We emphasize the need for integrating the C spiraling approach in other regions of the globe, given that measurements are almost exclusive of North America. Such comparative studies can elucidate important drivers of C export, storage and oxidation. Advance in dissolved organic carbon characterization, and improvements in heterotrophic respiration measurements are required to improve  $S_{OC}$  accuracy, as well as realistic estimates of benthic stock. With the current interest in examining how lotic systems contribute to regional and global C budgets, we argue that  $S_{OC}$  is an effective way to achieve this goal and answer classical questions in stream ecology.

**Keywords:** carbon turnover; spiraling length; stream; energy flow; longitudinal transport; ecosystem function.

**Resumo:** **Objetivo:** Compreender o ciclo fluvial do carbono é uma questão essencial para ecólogos de riachos. Nos últimos 60 anos, avanços importantes na dinâmica do carbono e fluxo de energia do ecossistema foram feitos principalmente através das abordagens de Budget e Metabolismo. Apesar disso, pouco foco tem sido dado à quantificação do movimento longitudinal da matéria orgânica. O conceito "Espirais do Carbono Orgânico" ( $S_{OC}$ ) foi formulado no início dos anos 80, e representou um avanço substancial no entendimento do fluxo longitudinal dos elementos em ecossistemas lóticos. **Métodos:** Nessa revisão, nós resumimos a história por trás do conceito de  $S_{OC}$ , cobrimos os principais avanços na época de sua criação, descrevemos as variáveis operacionais e a equação para o cálculo de  $S_{OC}$ , e discutimos direções futuras e aplicações atuais dessa abordagem. **Resultados/Conclusões:** Nós



This is an Open Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

**ANEXO B** – Relatório Técnico Científico do doutorado sanduiche realizado na University of Nebraska – Lincoln (UNL), EUA.

**PROGRAMA CIÊNCIAS SEM FRONTEIRAS**

**Processo número: 207570/2014-0 - Modalidade: Doutorado Sanduiche no Exterior - SWE**

**Inst. University of Nebraska-Lincoln/EUA**

**Relatório técnico-científico de atividades realizadas durante o período de estudos no exterior:**

**Efeitos da estruturação da vegetação ripária no funcionamento de ecossistemas de riachos: análise da ciclagem energética a partir da taxa de renovação do carbono orgânico e invertebrados aquáticos**

**Bolsista: LEONARDO KLEBA LISBOA**

**Doutorando no Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução (conceito 5)**

**Departamento de Ecologia, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes**

**Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ)**

**Rio de Janeiro  
Fevereiro de 2016**

