

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
DEPARTAMENTO DE BOTÂNICA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA DE  
FUNGOS, ALGAS E PLANTAS**

**Dinâmica nutricional dos detritos vegetais alóctones, em uma mata  
ripária subtropical.**

Lize Cancelier Caldas

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Fungos, Algas e Plantas da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia de Fungos, Algas e Plantas.

Orientador: Prof. Dr. Mauricio Mello Petrucio

Florianópolis, 2015.

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Caldas, Lize Cancelier

Dinâmica nutricional dos detritos vegetais alóctones, em uma mata ripária subtropical. / Lize Cancelier Caldas ; orientador, Mauricio Mello Petrucio - Florianópolis, SC, 2015.

78 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Biologia de Fungos, Algas e Plantas.

Inclui referências

1. Biologia de Fungos, Algas e Plantas. 2. Aporte de nutrientes. 3. Razões estequiométricas. 4. Detritos foliares alóctones. I. Petrucio, Mauricio Mello. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Biologia de Fungos, Algas e Plantas. III. Título.







**Lagoa do Peri**  
Florianópolis, SC

Deixar que os fatos sejam fatos naturalmente, sem que sejam forçados para acontecer.

Deixar que os olhos vejam os pequenos detalhes lentamente.

Deixar que as coisas que lhe circundam estejam sempre inertes,

como móveis inofensivos,

pra lhe servir quando for preciso, e nunca lhe causar danos,

sejam eles morais, físicos ou psicológicos.

Chico Science



Dedico este trabalho primeiramente à minha mãe Maria Cristina,  
meu bem mais precioso.  
E aos meus anjos de outras dimensões, Robson e Leandro.



## **Agradecimentos**

Primeiramente, gostaria de agradecer à minha família, aos amigos e à minha terapeuta que estiveram comigo nessa barca. Vocês foram, são e continuarão sendo fundamentais em minha vida, não me deixando desistir, aguentando minha montanha russa de sentidos e dores com o maior carinho do mundo. Sem vocês não existiriam os caminhos iluminados.

Minha gratidão é imensa ao meu co-autor Leonardo que me ajudou muito de todas as formas possíveis e impossíveis, sempre ligado nos e-mails e se virando nos trinta. Sem você esse trabalho não sairia. Agradeço ao meu orientador Maurício pela oportunidade e compreensão, à Maria Alice por toda compaixão e paciência.

Agradeço a Áurea, ao Luiz e a Denise T. por me ajudarem a engatinhar, sem vocês as palavras e os números não conseguiriam andar. Ao meu irmão Bruno, que sempre consegue fazer mágicas com meu desespero. Estamos juntos, Neno.

Reconheço a atenção de sempre concedida pela Priscila do PPG, muito obrigada, o programa tem sorte de ter uma pessoa como você. Ao pessoal LIMNOS, guerreiros das coletas e companheiros de dias intermináveis de trabalhos e viagens, vocês são mais que especiais. A saudade de vocês já existe há algum tempo.

Agradeço ao Félix, Karla, Daniel, LAPAD e Parque do Peri que me auxiliaram no desembaraço dos infinitos nós que apareciam querendo complicar a vida.

Estou muito agradecida pelos membros que compõem a banca: Maurício, Maria Alice, Ana, Nei e Áurea. Creio que vocês não vieram por acaso, tenho certeza que as contribuições serão fundamentais para que este trabalho melhore e possa, finalmente, concluir.

Agradeço a CAPES pela bolsa de estudos e peço desculpas ao PPG FAP pela demora. “A vida é mesmo coisa muito frágil.”

Muito obrigada a todos!



## Sumário

Lista de tabelas .....	13
Lista de figuras .....	15
Lista de anexos .....	17
Resumo .....	19
<i>Abstract</i> .....	20
1. <b>Introdução</b> .....	23
2. <b>Hipóteses</b> .....	35
3. <b>Objetivos</b> .....	35
3.1 Objetivo geral .....	35
3.2 Objetivos específicos .....	35
4. <b>Material e métodos</b> .....	36
4.1 Área de estudo .....	36
4.2 Bacia Hidrográfica Lagoa do Peri .....	37
4.3 Delineamento amostral .....	39
4.4 Análises de nutrientes .....	41
4.5 Análises estatísticas .....	41
5. <b>Resultados</b> .....	43
5.1 Caracterização nutricional dos táxons .....	43
5.2 Entrada de nutrientes entre os aportes .....	46
5.3 Entrada temporal de nutrientes .....	49
5.4 Nutrientes versus fatores ambientais .....	52
5.5 Balanço estequiométrico total .....	52
6. <b>Discussão</b> .....	57
7. <b>Considerações finais</b> .....	63
8. <b>Referências bibliográficas</b> .....	64



## Lista de tabelas

<b>Tabela 1.</b> Valores médios, desvio padrão, máximos e mínimos das concentrações de C, N e P (g/kg) dos dez principais táxons vegetais analisados, no período de agosto de 2011 a julho de 2013. ....	45
<b>Tabela 2.</b> Resultado do teste ANOVA One-Way para os teores de C dos dez principais táxons vegetais analisados, no período de agosto de 2011 a julho de 2013 ( $P < 0,05$ ). ....	50
<b>Tabela 3.</b> Resultado do teste ANOVA One-Way para os teores de N dos dez principais táxons vegetais analisados, no período de agosto de 2011 a julho de 2013 ( $P < 0,05$ ). ....	51
<b>Tabela 4.</b> Resultado do teste ANOVA One-Way para os teores de P dos dez principais táxons vegetais analisados, no período de agosto de 2011 a julho de 2013 ( $P < 0,05$ ). ....	51
<b>Tabela 5.</b> Tabela de correlação linear de Pearson entre as concentrações de C, N e P dos dez principais táxons mais abundantes no riacho Cachoeira Grande e as variáveis ambientais de temperatura e precipitação, no período de agosto de 2011 a julho de 2013. Valores de P em cima e r embaixo. ....	52
<b>Tabela 6.</b> Valores médios, mínimos e máximos das razões C:N, C:P e N:P dos detritos foliares dos dez principais táxons presentes no Riacho Cachoeira Grande, no período de agosto de 2011 a julho de 2013. ....	54
<b>Tabela 7.</b> Resultado da ANOVA One-Way para as razões C:N, C:P e N:P entre os aportes terrestres, laterais e verticais ( $p < 0,05$ ), no riacho Cachoeira Grande, no período de agosto de 2011 a julho de 2013. ....	56



## Lista de figuras

<b>Figura 1.</b> Resultados de temperatura média mensal em Florianópolis (SC) durante o período de agosto de 2011 a julho de 2013 (Fonte: ICEA e EPAGRI).....	36
<b>Figura 2.</b> Resultados dos índices acumulados de precipitação mensal em Florianópolis (SC) durante período de agosto de 2011 a julho de 2013 (Fonte: ICEA e EPAGRI).....	37
<b>Figura 3.</b> Localização geográfica da Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri e do Riacho Cachoeira Grande, Florianópolis, SC. Adaptado de Lisboa (2011).....	38
<b>Figura 4.</b> Leito do córrego (linhas contínuas) e o esquema de disposição das redes de aporte terrestre (quadrados), redes de aporte lateral (retângulos) e baldes no aporte vertical (círculos) ao longo dos 100 metros de trecho estudado. (Fonte: UnB, 2010). .....	39
<b>Figura 5.</b> Aportes verticais, laterais e terrestres (respectivamente).....	40
<b>Figura 6.</b> Táxons vegetais que mais contribuíram com o aporte de detritos foliares alóctones para o riacho Cachoeira Grande, segundo Lisboa et al. (2014, in press).....	41
<b>Figura 7.</b> Resultado da ANOVA One-Way e Pos-Hoc Tukey para a quantidade média de entrada de C, N e P entre os aportes verticais, laterais e terrestres, no período de agosto de 2011 a julho de 2013 ( $p < 0,05$ ). .....	46
<b>Figura 8.</b> Variação temporal de entrada total de carbono ( $\text{g/m}^2\cdot\text{mês}^1$ ) nos aportes terrestres (a), laterais (b) e verticais (c), considerando a entrada de detritos foliares alóctones em cada aporte da mata, no riacho Cachoeira Grande. ....	47
<b>Figura 9.</b> Variação temporal de entrada total de nitrogênio ( $\text{g/m}^2\cdot\text{mês}^1$ ) nos aportes terrestres (a), laterais (b) e verticais (c), considerando a entrada de detritos foliares alóctones em cada aporte da mata, no riacho Cachoeira Grande. ....	48
<b>Figura 10.</b> Variação temporal de entrada total de fósforo ( $\text{g/m}^2\cdot\text{mês}^1$ ) nos aportes terrestres (a), laterais (b) e verticais (c), considerando a entrada de detritos foliares alóctones em cada aporte da mata, no riacho Cachoeira Grande. ....	49
<b>Figura 11.</b> Razões estequiométricas C:N, C:P e N:P nos detritos foliares dos dez principais táxons presentes no Riacho Cachoeira Grande de agosto de 2011 a julho de 2013. ....	53

**Figura 12.** Razões C:P, C:N e N:P entre os detritos foliares dos dez principais táxons presentes no Riacho Cachoeira Grande, no período de agosto de 2011 a julho de 2013.....55

## **Lista de anexos**

<b>Anexo 1.</b> Protocolo segundo Graça & Bärlocher (2005).....	77
<b>Anexo 2.</b> Protocolo de Tedesco et al. (1995).....	78
<b>Anexo 3.</b> Digestão Nitro-Perclórica segundo Zasosky & Burau (1977)	80
<b>Anexo 4.</b> Resultados das razões C:P, C:N e N:P entre os dez principais táxons presente no riacho Cachoeira Grande, no período de agosto de 2011 a julho de 2013. ....	81
<b>Anexo 5.</b> Coeficientes de correlação linear de Pearson entre as variáveis de carbono, táxons, temperatura e precipitação ( $p<0,05$ ), no período de agosto de 2011 a julho de 2013. ....	82
<b>Anexo 6.</b> Coeficientes de correlação linear de Pearson entre as variáveis de nitrogênio, táxons, temperatura e precipitação ( $p<0,05$ ), no período de agosto de 2011 a julho de 2013. ....	83
<b>Anexo 7.</b> Coeficientes de correlação linear de Pearson entre as variáveis de fósforo, táxons, temperatura e precipitação ( $p<0,05$ ), no período de agosto de 2011 a julho de 2013. ....	84



## Resumo

O equilíbrio ecológico dos sistemas aquáticos depende da entrada de nutrientes disponibilizado pelos detritos vegetais alóctones que estão presentes na zona ripária circundante e que apresentam características nutricionais diferenciadas. Por isso, o presente estudo avaliou as mudanças temporais de C, N e P no aporte dos detritos foliares alóctones em uma mata ripária subtropical, correlacionando os resultados encontrados com os índices de precipitações e temperatura do ar. As hipóteses formuladas para este trabalho foram: (1) os dez táxons mais abundantes no local terão maior importância ecológica para o sistema aquático contribuindo nutricionalmente de forma mais representativa, entretanto, essa contribuição e importância podem se alterar temporalmente; (2) quanto menor a temperatura e maior o índice de precipitação, maiores serão as entradas de nutrientes no sistema aquático. Os procedimentos de coletas foram realizados mensalmente, durante dois anos, no riacho Cachoeira Grande, de Floresta Ombrófila Densa preservada, localizado em Florianópolis/SC. Foram demarcados em campo cinco pontos de coleta onde foram instalados os aportes verticais, laterais e terrestres. Os detritos vegetais coletados foram levados para o laboratório, secos em estufa, identificados, triados, pesados e triturados para as análises químicas. Os resultados deste trabalho mostraram que, conforme a hipótese 1, alguns táxons, como por exemplo *T. rubrivenium* e *Sebastiania sp.*, apresentaram importância ecológica variável ao longo do tempo. Enquanto alguns detritos foliares continham concentrações nutricionais menores, outros táxons continham os nutrientes em maior quantidade, e vice-versa. Mas, contrariando a hipótese 2, os índices de precipitação e as variações de temperatura não proporcionaram maiores entradas de nutrientes no sistema aquático, sugerindo-se que as concentrações sejam influenciadas por outros fatores.

**Palavras chave:** variação temporal, concentração nutricional, detritos foliares, riacho subtropical.



## ***Abstract***

The ecological balance of aquatic system depends on the food supply available by allochthonous leaf litter that are present at riparian zone, and represent distinct nutritional features. That present study estimated the temporal variability of C, N and P in the contribution of allochthonous leaf litter of main taxon present in a subtropical riparian vegetation, correlating the found results with precipitation and temperature variations. The hypothesis were: (1) some taxon will have most ecological importance for the aquatic system than other contributing nutritionally of more representative way, however, this contribution and importance should changes temporally; (2) as smaller temperature and higher precipitation, higher the aquatic nutrients system input will be bigger. The sampling procedures were carried out monthly, over 2 years at Cachoeira Grande River located at Atlantic Rain Forest, Florianopolis/SC. Five sampling sites were selected, including vertical, lateral and ground contributions. The collected materials were taken to the lab, dry at greenhouse, identified, separate, weighed and crushed to chemistry analysis. The results of this work proved that, according to hypothesis 1, some taxon shown variable ecological importance over the time, while some leaf litter had lower nutritional concentrations, other taxons had the nutrients in bigger numbers. But, contradicting the hypothesis 2, the precipitation index and the temperature variations have not shown influence in the input of nutrients in the aquatic system.

**Keywords:** temporal variation, nutritional concentration, leaf litter, subtropical stream.



## 1. Introdução

A Mata Atlântica é considerada um dos mais importantes *hotspots* de biodiversidade mundial por apresentar grandes variedades de táxons vegetais, representando 15% de toda a cobertura florestal do território brasileiro, devido aos diferentes tipos de solos e relevos (GEO Brasil, 2002). No estado de Santa Catarina, este bioma está presente em todos os municípios, sendo que 38,94% dessas formações são constituídas por fragmentos de Floresta Ombrófila Densa (Schaffer & Campanili, 2010).

Nesses fragmentos estão presentes as formações florestais das zonas ripárias às margens dos cursos de água que, devido à sua importância ecológica são consideradas símbolos da Mata Atlântica. Essas zonas recebem algumas denominações, como vegetação ripária, mata ciliar, mata de galeria e floresta ribeirinha (Rodrigues, 2004). Cada um desses termos pode ser definido como uma zona de transição entre os sistemas ecológicos adjacentes, resultando de um conjunto de características definidas pelas interações dos sistemas terrestres e aquáticos e pelas escalas temporais e espaciais, que mantém os níveis elevados de biodiversidade (Holland *et al.*, 1991).

As zonas ripárias podem alterar consideravelmente o funcionamento do ecossistema (Naiman & Decamps, 1997), primeiramente porque são considerados corredores ecológicos para o movimento de espécies exóticas e invasoras, atuando como refúgios ou dispersão de sementes (Lima & Zakia, 2000). Protegem as margens contra a erosão, influenciam a disponibilidade de luz e as alterações de temperaturas (Karr & Schlosser, 1978; Lima, 1989), modificando o microclima da área circundante, onde a temperatura da água está correlacionada com a temperatura do solo e do ar, e o equilíbrio térmico da água depende da diminuição da radiação solar garantida pela cobertura florestal (Lima & Zakia, 2000).

Possuindo sombra e água abundante, sua composição, dinâmica e estrutura são peculiares. Possuem a capacidade de nutrir, atrair e fixar a diversidade biológica favorecendo vários organismos que necessitam de sombra, água, nutrientes específicos ou outros recursos que não estão disponíveis em sistemas próximos mais abertos e com menor umidade (Brown Jr, 2000). Ou seja, apresentam características heterogêneas devido às variáveis que apresentam, como, por exemplo, umidade, fertilidade, precipitação e constituição do solo (Rodrigues, 2004).

Os tipos de solos presentes nas áreas ribeirinhas variam conforme o grau de hidromorfismo local. Alguns são chamados de Neossolo Flúvico ou Solo Aluvial por serem áreas onde não ocorrem inundações, exceto em ocasiões eventuais com drenagens moderadas, estando presentes principalmente em cursos de água com volumes maiores (Jacomine, 2004). Quanto mais distante do curso de água o solo estiver, menos saturado ele será, sendo que, as características da composição, estrutura e distribuição das espécies vegetais também poderão ser influenciadas conforme essa distância (Lima & Zakia, 2000).

Possuindo um importante papel na função hidrológica do ecossistema, as zonas ripárias também podem participar do processo de escoamento direto de água, causando o aumento rápido da vazão dos riachos após ou durante os períodos chuvosos, quando o escoamento superficial excede a capacidade de infiltração no solo, mas, em solos de clima úmido esse tipo de escoamento raramente ocorre (Lima & Zakia, 2000).

As zonas ripárias não possuem limite facilmente demarcado devido às planícies de inundações que moldam os leitos conforme o tempo (Lima & Zakia, 2000). As não influenciadas pela água do rio ou do lençol freático, comum em áreas marginais em desnível com o curso de água ou, em florestas que margeiam rios de corredeiras, são chamadas de formações ribeirinhas sem influências fluviais (Rodrigues, 2004; Veloso *et al.*, 1991). Apesar disso, a vegetação presente nesses locais não influenciados pelas condições hidrológicas, também contribui com o sombreamento do sistema aquático e com a produção de matéria orgânica, sendo incluída na delimitação ou definição de zonas ripárias como Floresta Ombrófila Densa sem Influência Fluvial (Gregory *et al.*, 1991; Rodrigues, 2004).

Em geral, as comunidades de plantas presentes nas zonas ripárias são compostas por táxons adaptados às perturbações e com taxas maiores de produção primária em comparação com as florestas de terra firme (Naiman & Decamps, 1997), disponibilizando de forma eficiente os recursos necessários para os cursos de água. Para que a manutenção dos processos ecológicos nos sistemas aquáticos ocorra, é necessário o abastecimento regular e constante dos nutrientes disponibilizados pelos detritos vegetais alóctones provenientes do ambiente terrestre circundante (Cummins *et al.*, 1983; Connors & Naiman, 1984).

Os detritos autóctones são constituídos por folhas, galhos, flores, frutos e sementes e são nas zonas ripárias que a maior produção de biomassa foliar ocorre, acompanhando o padrão produtivo mensal total das outras partes vegetativas (Pagano & Durigan, 2000). Dessa forma, as frações foliares são consideradas as principais fontes de energia e matéria orgânica (Cummins *et al.*, 1983), contribuindo cerca de 67,5% a 75% a mais do que as outras frações vegetativas (Cunha, 1993). Em áreas tropicais, os detritos foliares representam 73% a 79% de contribuição (Pagano & Durigan, 2000).

Os padrões de entrada desses detritos foliares autóctones para os sistemas aquáticos são determinados pela estrutura da vegetação ripária que, por possuir grande diversidade de táxons vegetais (Tank *et al.*, 2010; Silva-Júnior *et al.*, 2001; Oliveira & Felfili, 2005), disponibiliza quantidades de nutrientes e matéria orgânica que apresentam características químicas e estruturais diferenciadas (Moretti *et al.*, 2007). Além disso, fornecem habitat e alimento para a fauna aquática e terrestre, pois toda a matéria orgânica que entra no sistema aquático será decomposta e servirá como fonte de nutrientes para muitos organismos (Naiman *et al.*, 1988), como, por exemplo, para as comunidades de peixes, artrópodes e mamíferos (Naiman & Decamps, 1997). Sabe-se que poucos táxons vegetais são dominantes e controlam a dinâmica de um ecossistema e mesmo que exista o revezamento na contribuição dessas espécies com o passar do tempo (Berryman, 2003), alguns períodos podem sofrer escassez de nutrientes devido à ausência de detritos foliares de algumas espécies.

Ao longo do tempo, principalmente entre as estações do ano, ocorrem mudanças ambientais, tais como as variações de temperatura e dos índices de precipitação, que podem influenciar a dinâmica e as concentrações nutricionais das comunidades vegetais. Algumas espécies podem acumular nutrientes por serem adaptadas a períodos chuvosos e absorverem nutrientes em condições de baixo oxigênio (Naiman & Decamps, 1997), outras não. As principais espécies presentes nas zonas ripárias variam quanto à representatividade da biomassa total encontrada nos diferentes compartimentos da mata (Gonçalves *et al.*, 2014) e quanto aos padrões temporais de aporte, apresentando características sazonais (Lisboa *et al.*, 2014 in press) em resposta a esses efeitos ambientais. Em locais com predominância de espécies caducifólias há sazonalidade devido à queda de folhas nos meses mais secos (Morellato, 1992; França *et al.*, 2009), durante estações chuvosas (Lisboa *et al.*,

2014 in press), disponibilidade de água no solo ou temperaturas elevadas (Pagano & Durigan, 2000).

A dinâmica dos detritos vegetais alóctones pode afetar as zonas ripárias modificando a quantidade e a qualidade do aporte de detritos vegetais para o sistema aquático (Tibbets & Molles 2005; Kominoski, 2012), resultando em impactos ambientais significativos para as comunidades ribeirinhas, alterando a qualidade da água e o fluxo de nutrientes.

Nesse caso, a alta produtividade, a biodiversidade e as taxas de ciclagem de nutrientes nas zonas ripárias são impulsionadas, em parte, pelos sistemas aquáticos que transportam os nutrientes dos detritos vegetais alóctones provindos dos sistemas terrestres drenando as bacias hidrográficas (Gregory *et al.*, 1991; Brunet *et al.*, 1994; Molles *et al.*, 1998; McClain & Elsenbeer, 2001).

Os riachos dessas áreas exercem influência sobre os fluxos de nutrientes. Para que a ciclagem de nutrientes ocorra de forma eficaz é necessário que haja o equilíbrio entre os detritos vegetais alóctones que entram no sistema aquático e a quantidade desses elementos que são levados pela água (Pagano & Durigan, 2000). Por isso, as zonas ripárias são componentes chave de preservação da biodiversidade (Naiman *et al.* 1993), tendo potencial para a manutenção da dinâmica de nutrientes (Naiman & Decamps, 1997).

Num futuro próximo, os sistemas ribeirinhos terão de acomodar mudanças dramáticas da densidade populacional, consumo de recursos, economia, recreação, cultura, estética e condições ambientais (Naiman & Decamps, 1997). Deverão cumprir funções ecológicas relacionadas com a biodiversidade, habitat, fluxo de informações, ciclos biogeoquímicos, microclima, resistência e resiliência às perturbações (Naiman *et al.*, 1995). Por esses motivos a conservação dessas áreas é importante para a integridade das bacias hidrográficas (Lima & Zakia, 2000).

Não devemos buscar soluções apenas em ambientes degradados, e sim testar hipóteses e teorias elaboradas através de estudos de observação em ecossistemas preservados. Por isso a necessidade de modelos quantitativos e qualitativos em córregos, onde primeiramente se identificam as espécies chaves e o tipo de solo, investigando as dinâmicas de nutrientes sob a influência dos fatores ambientais (McClain & Elsenbeer, 2001). Para isso, são necessários estudos com propósitos de conservação de longos períodos, para que se

possam conhecer e utilizar espécies vegetais com as melhores qualidades nutricionais (Pagano & Durigan, 2000).

Sendo assim, partindo do pressuposto de que existe variação temporal no aporte dos detritos foliares das principais espécies vegetais ao longo do tempo, qualquer mudança que ocorra na composição dessa vegetação modificará a quantidade e a qualidade dos detritos foliares que entram no ecossistema aquático, afetando, assim, a produtividade e os processos funcionais dentro do riacho (Cummins *et al.*, 1989; Bolnick *et al.*, 2011).

O carbono (C) é o principal elemento constituinte da matéria orgânica vegetal e, quando suas concentrações apresentam grandes variações, podem ocorrer interferências nos ecossistemas de água doce (Cebrian, 1999). Este nutriente é constituído de carboidrato desempenhando funções de reserva (como, por exemplo, o amido) e função estrutural (como, por exemplo, a celulose) (Ferraz *et al.*, 2009).

O nitrogênio (N) e o fósforo (P) são importantes nutrientes que participam das funções vitais das plantas, sendo, nos ambientes terrestres, os nutrientes limitantes mais importantes (Chapin, 1980; Reich *et al.*, 1997). Os teores de N estão mais associados à fotossíntese e o P, às taxas de crescimento (Ågren, 2008). A absorção de C é proporcional à quantidade de N, que exerce função de concentração de enzima presente nas proteínas. Para que essa produção aconteça, é necessária uma quantidade proporcional de P que é responsável pela síntese de RNA presente nos ribossomos (Ågren, 2008 & Sardans *et al.*, 2011). Sabe-se, então, que as assimilações desses nutrientes dependem uns dos outros para manter a capacidade ideal de crescimento das plantas.

Essas assimilações variam temporalmente e podem acontecer por diversos motivos, tais como: disponibilidade dos elementos em condições locais e capacidade de absorção de cada espécie (Reich & Oleksyn, 2004 e Ågren & Weih, 2012; McGroddy *et al.*, 2004); variações de temperatura (Ågren, 2008, Ordoñez *et al.*, 2009; Han *et al.*, 2005; Körner, 1989). Outros estudos alegam que os diferentes estágios de crescimento vegetal também influenciam (Sterner & Elser, 2002; H. Zhang *et al.*, 2013; Han *et al.*, 2011), assim como os fenômenos de precipitação (Ordoñez *et al.*, 2009), diferentes latitudes (Güsewell, 2004), diferenças entre os grupos taxonômicos (Kerkhoff *et al.*, 2006; Ricklefs & Mathew, 1982), idade da folhas (Sobrado & Medina, 1980; Boerger *et al.*, 2005), disponibilidade de luz (Reich *et al.*, 2009), tipo de

solo florestal (Koerlserman & Meuleman, 1996; Güsewell *et al.*, 2003); adaptação e fatores ontogenéticos (Bloom *et al.*, 1985; Weih & Karlsson, 2001) e, ainda, por sinergias e antagonismos (Marschner, 1995). Ou seja, as variações nutricionais encontradas nos detritos foliares estão associadas com fatores bióticos e abióticos do habitat em que estão inseridas e os teores encontrados na sua biomassa indicam a composição da vegetação, limitação de nutrientes, funcionamento e nível da comunidade. Conforme a Lei do Fator Limitante de Liebig (1840), o crescimento das plantas é limitado pelo elemento que possui concentração inferior.

Nos tecidos vivos a disponibilidade de C, N e P depende do ambiente e reflete a adaptação à sua limitação local de nutrientes (Aerts & Chapin, 2000). No período de senescência, depende do controle da planta (Chapin & Kedrowski, 1983; Ågren, 2008) e da reabsorção de nutrientes, mas apesar disso, ainda não são claras essas informações (Aerts, 1996), o tempo de vida ainda pode ser mais importante (Wright & Westoby, 2003).

Devido às alterações metabólicas das plantas, o C, o N e o P diminuem sazonalmente com o envelhecimento das folhas (Reich *et al.*, 2009; Enquist *et al.*, 2007; Boerger *et al.*, 2005). No período de reprodução há menores teores de N (Eckstein & Karlsson, 2001). Segundo o conceito do GRH (Growth-Rate Hypothesis), quando a planta está em fase de crescimento seu teor de P tende a ser maior (Conde Porcuna *et al.*, 2012; Sterner & Elser, 2002). Körner (1989) observou uma diminuição de N no período de crescimento e Zhang *et al.* (2013) o aumento de C decorrente do crescimento das folhas, o que leva a uma diferença na proporção de N e P (McJannet *et al.*, 1995). Espécies com mais N e P têm crescimento mais rápido (Wright *et al.*, 2001; Fyllas *et al.*, 2009), mas em alguns ecossistemas florestais, as folhas mais jovens tendem a ter maiores concentrações de N e P (Boerger *et al.*, 2005).

A precipitação e a temperatura também são fatores que influenciam as concentrações, a composição de nutrientes das espécies vegetais (Körner, 1989; Wright *et al.*, 2001; Ordoñez *et al.*, 2009; Reich, 2005) e a entrada de C, N e P em rios e riachos (Webster & Benfield, 1986). Nesses ambientes, a maior parte dos detritos vegetais alóctones é transportada durante as tempestades (Webster *et al.*, 1990). As variações temporais que ocorrem ao longo dos ciclos hidrológicos nos períodos de seca e chuva e picos de inundações afetam os fluxos de N e P (Adair *et*

*al.*, 2004). Em um estudo realizado em uma zona ripária tropical, os detritos foliares apresentaram teores mais elevados de N no final da estação seca, com uma tendência de diminuição nos meses mais chuvosos (Vital *et al.*, 2004). Já para o P, os teores maiores ocorreram no mês de outubro, com a chegada das primeiras chuvas.

Já no cerrado semi-árido africano, as entradas de N e P de uma vegetação ripária foram maiores nas estações chuvosas (Jacobs *et al.*, 2007). Scalley *et al.* (2012), analisaram a exportação de folhas e materiais vegetais em dois riachos de cabeceira em uma floresta úmida tropical do Caribe durante 18 anos, passando por períodos de seca, tempestades, furacões e chuvas. Os resultados apontaram que as maiores entradas de N e P no sistema aquático foram observadas em períodos com maiores índices de precipitação, e menores em períodos secos mostrando que a entrada de grandes quantidades de P e biomassa estão associadas aos períodos chuvosos.

Alguns outros estudos sugerem que N e P estão associadas negativamente com a temperatura média anual em escala global ou regional (Reich & Oleksyn, 2004; Han *et al.*, 2005; Fyllas *et al.*, 2009). Na escala global, o N mostrou fraca correlação com a temperatura entre 5°C e 10 °C, mas quando a temperatura é mais baixa, este nutriente aumenta, indicando adaptação da planta ao frio (Reich & Oleksyn, 2004; Körner, 1989; McGroddy *et al.*, 2004). Entretanto, outros autores não encontraram associação entre os nutrientes foliares (P) e a temperatura (Wright *et al.*, 2004) com o período de crescimento ou precipitação, mas sim com a filogenia, que explicou 55% dos valores de N (Sardans *et al.*, 2008).

Cada espécie vegetal apresenta quantidades e qualidades nutricionais específicas, que disponibilizam energia ao sistema aquático, nos possibilitando avaliar a dinâmica de cada elemento e a ligação entre a preferência alimentar de seus consumidores. Hättenschwiler *et al.* (2008), concordando com Ricklefs & Mathew (1982) e pesquisando folhas de árvores decíduas em clima temperado, constataram que a variação maior ocorre entre as comunidades de espécies vegetais, e não entre os indivíduos da mesma espécie, resultado esperado principalmente em clima tropical, onde o número de espécies é maior. Em folhas decíduas a quantidade de N e P é maior devido ao alto crescimento já nas perenes essas quantidades são menores (Reich & Oleksyn, 2004).

Teores de P são menores durante a senescência e parecem variar entre as espécies (Molinero & Pozo, 2006). As concentrações deste nutriente nas folhas recém-caídas podem ser reflexo da estrutura morfológica das folhas, como a espessura da cutícula, que protege o P da lixiviação durante a senescência, podendo mascarar os efeitos ambientais (Adair *et al.*, 2004), por exemplo. As concentrações de N também podem diminuir devido à retranslocação de nutrientes das folhas mais velhas para as mais jovens ou das folhas senescentes para outros órgãos da planta (Aerts & Chapin, 2000).

Simultaneamente, também podem ocorrer alguns processos como a lixiviação, a presença de fungos, colonização microbiana e a fragmentação por invertebrados. Tais acontecimentos associados à decomposição podem interferir na qualidade dos detritos foliares (Webster & Benfield, 1986). A biomassa fúngica é responsável por cerca de 95% do total de micro-organismos associados à matéria orgânica (Baldy *et al.*, 1995) e, juntamente com a colonização das bactérias, ocorre o aumento de nutrientes (McClain & Elsenbeer, 2001). Já os processos microbianos causam a diminuição dos nutrientes (Naiman & Decamps, 1997).

Os nutrientes presentes nos detritos foliares ainda podem variar dentro de um ecossistema, mesmo considerando uma pequena escala espacial (Hättenschwiler *et al.*, 2008). Os solos tropicais mais velhos podem limitar a quantidade de P mais do que os solos mais jovens em regiões frias. As maiores latitudes sofrem com períodos de glaciação, quando ocorre a liberação de P nos solos que são rejuvenescidos de tempo em tempo (Walker & Syers, 1976). Portanto, são esperadas menores concentrações de P em regiões tropicais, sendo o nutriente limitante e o N, com maiores proporções, ao contrário do que acontece em clima temperado, onde o nutriente limitante é o N (McGroddy *et al.*, 2004; Reich & Oleksyn, 2004; Elser *et al.*, 2012).

Em contrapartida, os teores de N são maiores com o aumento da latitude (Körner, 1989). Nas plantas lenhosas do continente americano, houve forte influência latitudinal em P e fraca em N, onde o P é menor na região do Equador (Elser *et al.*, 2012).

Em um estudo mais amplo, analisando resultados de pesquisas globais, concluiu-se que a quantidade de N e P é sempre menor quanto menor a latitude e maior o aumento de média de temperatura, sugerindo que esses níveis latitudinais e de temperaturas trazem uma compensação à planta (Reich & Olekyn, 2004). Ardon (2009), comparando a

composição da química foliar de oito espécies ao longo de dois riachos - um localizado em ambiente tropical e outro em zona temperada - viu que a quantidade de N e P foi maior no ambiente tropical e o C, na zona temperada. Tais resultados contrariam os achados por Graça (2010), em que as plantas de região tropical e temperada não apresentaram diferenças significativas nos teores de C e N.

A disponibilidade de luz associada ao aumento da idade da folha, normalmente como resultado do sombreamento, também influencia no declínio fisiológico de C, N e P (Reich *et al.*, 2009) e a diminuição de C-líquido (Ackerly & Bazzaz, 1995). Quando a diminuição do sombreamento acontece, ocorre o aumento de C-fotossintético (Anten & Ackerly, 2001). Folhas sujeitas ao sol e à sombra apresentaram duas vezes mais P quando dispostas ao sol e pouca diferença de N (Valladares *et al.* (2000).

Essas variações encontradas na dinâmica nutricional dos detritos foliares alóctones ao longo do tempo como resultado de diversos fatores, como os descritos acima, possibilita realizar o balanço estequiométrico de razão C:N:P. Esse balanço consiste no equilíbrio dos elementos químicos, que permite integrar indivíduos com qualidades nutricionais semelhantes, mesmo pertencendo a escalas espaciais diferentes (Elser *et al.*, 2000; Sterner & Elser, 2002).

A estequiometria permite verificar a dinâmica de fluxo de energia entre os diversos tipos de ambientes (Güsewell, 2004, Sardans *et al.*, 2012). Este balanço de nutrientes influencia as dinâmicas populacionais e de comunidades aquáticas, onde as variações temporais ou espaciais da biomassa das principais espécies vegetais ao longo do tempo podem limitar a abundância de C, N e P nos ambientes aquáticos (Moe *et al.*, 2005). As plantas modificam essas razões de C:N:P em função das adaptações evolutivas às condições ambientais, que determinam a capacidade de construir moléculas e moldar respostas metabólicas que alteram a biomassa estequiométrica (Sardans *et al.*, 2012; Frost & Elser, 2008). Portanto, o balanço de nutrientes têm importante papel no controle das relações tróficas, estrutura de teias alimentares e composição da fauna (Sardans *et al.*, 2011).

As razões C:P influenciam a taxa fotossintética e o potencial de crescimento (Field e Mooney, 1986; Thompson *et al.*, 1997). Já as razões C:N se destacam como fonte de alimento para herbívoros (Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2003), sendo que suas variações podem limitar o conteúdo alimentar para alguns organismos (Moe *et al.*, 2005).

As razões N:P indicam qual nutriente é limitante. Quando o resultado dessa razão é alto, o nutriente limitante é o P (Bragazza *et al.*, 2004; Han *et al.*, 2005; Yuan *et al.*, 2011). Diz-se que o N é limitado quando o resultado de N:P é  $<14$  e o P, quando N:P é  $>16$  (Koerselman & Meuleman 1996 e Güsewell & Bollens, 2003). Ou, ainda, que o N será limitante quando N:P for  $<10$  e P, quando o resultado de N:P for  $>20$ . (Sardans *et al.*, 2011).

As razões estequiométricas, formuladas a partir dos resultados obtidos pelos nutrientes de forma individual, variam sazonalmente devido às características dos habitats ou estágios de crescimento (Bowman *et al.*, 2003). Nos ambientes terrestres, as razões C:N:P variaram conforme a disponibilidade de um dos elementos no solo e as razões N:P foram altas (Sardans *et al.*, 2011), afirmando que a razão N:P reflete a adaptação à limitação de nutrientes no local (Aerts & Chapin, 2000). Porém, o balanço de N:P não possui regras porque os fatores ambientais (temperatura, disponibilidade de luz e água) afetam a taxa de crescimento relativo em árvores tropicais (Ågren, 2004; Cernusak *et al.*, 2010).

Outros pesquisadores sugerem que as variações ocorrem devido à latitude (McGroddy *et al.*, 2004; Kerkhoff *et al.*, 2005; Han *et al.*, 2005; Yuan *et al.*, 2011; Sardans *et al.*, 2011). Nas regiões tropicais, as razões C:P são maiores e C:N geralmente são maiores ou constantes (Güsewell, 2004; McGroddy *et al.*, 2004; Reich & Oleksyn, 2004). As razões N:P no solo, detrito e plantas geralmente aumentam em climas temperados, passando do Equador à latitude  $80^{\circ}$ C (Kerkhoff *et al.*, 2005; McGroddy *et al.*, 2004; Reich & Oleksyn, 2004). Nos ambientes tropicais, esse índice de N:P é menor (Zhang *et al.*, 2012) e mais variável, devido à variabilidade topográfica (Sardans *et al.*, 2011).

Em sistemas aquáticos, as razões N:P dos detritos foliares se parecem constantes e não possuem padrão latitudinal (Han *et al.*, 2005; Townsend *et al.*, 2007). No entanto, outros estudos demonstraram que a razão N:P é sempre maior em altas temperaturas ou menor conforme o aumento da latitude, média de temperatura e precipitação, independente de taxonomias, em escalas globais ou regionais (Reich & Oleksyn, 2004). Esses resultados acontecem devido ao baixo teor de P, proveniente do ambiente e pela taxonomia (S. Zhang *et al.*, 2012). Porém, não são todos os estudos que detectam padrões de N:P relacionados às condições climáticas (Vitousek *et al.*, 2010). Alguns não observaram relações de N:P em latitudes ou precipitação em áreas

tropicais (Sardans & Peñuelas, 2007). Em relação às razões C:N, outro estudo obteve quantidades maiores durante o período chuvoso, em uma floresta úmida tropical do Caribe (Scalley *et al.*; 2012).

A razão N:P poderá aumentar com a temperatura e a variabilidade de nutrientes encontrada nos trópicos como resultado das características do solo e das espécies, e não da latitude e da precipitação (Körner, 1989), mas isso contraria outros estudos, que apontam que a relação N:P não sofreu influência dos índices de precipitação, temperatura e muito menos dos períodos de crescimento, mas sim da filogenia (Sardans *et al.*, 2008; Zhang *et al.*, 2013; Kattge *et al.*, 2011; Niklas *et al.*, 2005). Podemos, ainda, citar outros autores que mostraram que a taxonomia influencia as concentrações (Thompson *et al.*, 1997), e que, algumas espécies possuem a capacidade de acumular certos elementos mais do que outras (White *et al.*, 2007).

Além disso, outros estudos têm demonstrado que diferentes fases de crescimento, tamanho da folha, períodos de coleta (Elser *et al.*, 2003; Niklas *et al.*, 2005) e ontogênese podem influenciar os resultados nutricionais (Méndez & Karlsson, 2005; Frost *et al.*, 2005). As razões C:N:P aumentam com o crescimento e as plantas que estão crescendo absorvem mais os nutrientes, acumulando o C e elevando os níveis de C:N e C:N (Ågren, 2008).

Os resultados de C:N, C:P e N:P no tecido foliar aumentaram conforme o envelhecimento e o tempo de amostragem, sendo possível afirmar que a idade das folhas influenciou os índices C:N e C:P (Zhang *et al.*, 2013). Foram encontrados também, teores maiores de N:P em plantas dispostas ao sol (Valladares *et al.*, 2000), o que nos faz pensar que existem fatores influenciando o balanço estequiométrico dos detritos foliares, que deverão ser investigados.

Assim, dados obtidos através da análise da dinâmica de nutrientes provenientes da vegetação ripária (variações temporais mensais e entre os aportes das razões estequiométricas) são fundamentais para compreender o funcionamento dos ecossistemas aquáticos e levantar a real contribuição da vegetação ripária para a entrada de nutrientes no sistema aquático. Assim como conhecer as espécies vegetais chaves, que contribuem com maior biomassa e nutrientes, é fundamental para conservar a integridade da vegetação ripária e das bacias hidrográficas em uma região climática tão pouco conhecida como é a região subtropical.

Será, então, que os índices de precipitação e a variação de temperatura proporcionam maiores entradas de nutrientes em riacho subtropical? Algumas espécies podem apresentar maior importância ecológica devido à quantidade de nutrientes que fornecem ao sistema? Para responder essas questões, precisamos estabelecer uma modelagem temporal que nos permitirá compreender as respostas dos organismos perante as mudanças ambientais que ocorrem ao longo do tempo.

## **2. Hipóteses**

Levando em consideração que a dinâmica dos nutrientes nos detritos foliares alóctones é influenciada por fatores como temperatura e precipitação e a composição química das folhas varia conforme o táxon, as hipóteses desse trabalho são: (1) os dez principais táxons mais abundantes irão contribuir nutricionalmente de forma mais representativa ao sistema aquático ao longo do tempo, entretanto, essa contribuição e importância podem se alterar temporalmente; (2) quanto menor a temperatura e maior o índice de precipitação, maiores serão as entradas de nutrientes no sistema aquático.

## **3. Objetivos**

### **3.1 Objetivo geral**

Avaliar as mudanças temporais no aporte de nutrientes (carbono, nitrogênio e fósforo) dos detritos foliares alóctones e caracterizar as razões estequiométricas dos principais táxons vegetais que contribuem na entrada de matéria orgânica em um riacho inserido no bioma de Mata Atlântica, correlacionando os resultados com dados climáticos da região.

### **3.2 Objetivos específicos**

- a) Quantificar temporalmente os teores de nutrientes disponíveis em cada aporte da mata;
- b) Determinar a contribuição de C, N e P dos principais táxons vegetais para o sistema aquático;
- c) Verificar a influência da precipitação e variações de temperatura na entrada de C, N e P em riacho subtropical;
- d) Descrever o balanço estequiométrico dos detritos foliares ao longo de dois anos.

## 4. Material e métodos

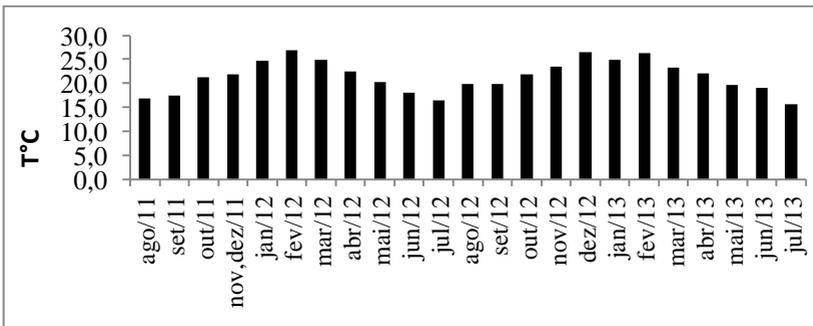
### 4.1 Área de estudo

A Floresta Ombrófila Densa está inserida no bioma Mata Atlântica e se destaca pela sua heterogeneidade, caracterizando-se pela presença de árvores de médio e grande porte (Schaffer & Campanili, 2010).

As folhas das espécies presentes nessas regiões normalmente apresentam gemas foliares desprotegidas e não possuem mecanismos de defesa em temperaturas baixas e secas (Veloso *et al.*, 1991). Em decorrência da baixa umidade e do calor, as plantas se adaptaram para melhor aproveitar a luz solar, modificando as copas, aumentando as folhas e mantendo a presença de lianas e epífitas, favorecendo o porte de 20 a 35m, a eficiência no desenvolvimento e a riqueza das espécies (Guariguata & Kattan, 2002).

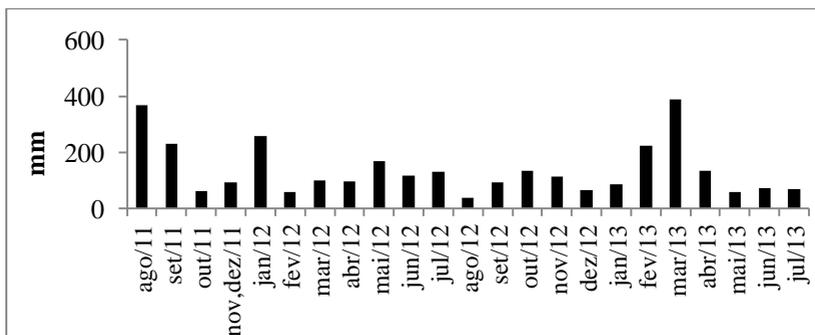
O clima na região é do tipo Cfa, temperado subtropical, segundo classificação climática de Koppen-Geiger (Peel *et al.*, 2007), apresentando chuvas distribuídas uniformemente durante o ano e verões rigorosos (Nascimento, 2002). A região contou com a presença do fenômeno La Niña no período de junho de 2010 a maio de 2011 e agosto de 2011 a abril de 2012, segundo dados obtidos pelo National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA).

Durante o período de estudo, a temperatura média anual (Figura 1) foi de 21,5°C, sendo que a temperatura média máxima ocorreu no mês de fevereiro de 2012 (31,1°C) e a temperatura mínima, em julho de 2013 (11,9°C).



**Figura 1.** Resultados de temperatura média mensal em Florianópolis (SC) durante o período de agosto de 2011 a julho de 2013 (Fonte: ICEA e EPAGRI).

A média de precipitação anual no período de estudo foi de 137,64 mm. O maior índice de precipitação (Figura 2) ocorreu no mês de março de 2013 (388mm) e a mínima em agosto de 2012 (40mm). Os dados de temperatura e precipitação foram fornecidos pelo Instituto de Controle do Espaço Aéreo (ICEA) e pela Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural do Estado de Santa Catarina (EPAGRI).



**Figura 2.** Resultados dos índices acumulados de precipitação mensal em Florianópolis (SC) durante período de agosto de 2011 a julho de 2013 (Fonte: ICEA e EPAGRI).

## 4.2 Bacia Hidrográfica Lagoa do Peri

O Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP) está localizado ao sul de Florianópolis dispendo da lagoa costeira de água doce considerada a principal fonte de água potável da ilha de Santa Catarina (Nascimento, 2002). Cerca de 75% da bacia é caracterizada pelo complexo cristalino pré-cambriano (Santos *et al.*, 1989). Seu entorno se caracteriza pela presença de ambientes de restinga, formações lacustres e marinhas (Vibrans *et al.*, 2013).

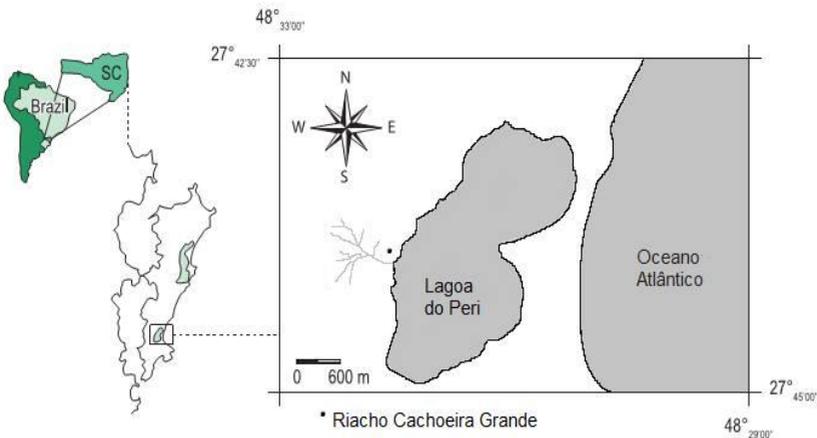
O solo é caracterizado como Neossolo Flúvico ou Solo Aluvial, onde não ocorrem períodos de inundações (Jacomine, 2004). A formação é classificada como Floresta Ombrófila Densa sem Influência Fluvial (Rodrigues, 2004), mas especificamente sem influência da água do rio ou do lençol freático (Rodrigues, 2004 e Veloso *et al.*, 1991). No local, há presença de extração ilegal de *Euterpe edulis* e *Hadrolaelia purpurata* (Lindl.) Chiron & V.P.Castro (Vibrans *et al.*, 2013).

A formação florestal local é caracterizada pela presença de espécies caducifólias. Devido ao processo de exploração, característico

da extração de madeira e cortes da floresta para implantação de agricultura, a vegetação encontra-se em estágio avançado de regeneração, também conhecido como capoeirão e mata secundária (Klein, 1980). Esse estágio sucessional caracteriza-se pela presença de árvores sobre as arvoretas e arbustos, herbáceas em menor quantidade (Sevegnani *et al.*, 2012), predomínio de espécies lenhosas e serrapilheira presente e espessa (Vibrans *et al.*, 2013).

As espécies vegetais que se destacam na Lagoa do Peri, segundo o levantamento de Vibrans *et al.* (2013), são: *Tetrorchidium rubrivenium*, *Euterpe edulis*, *Cedrela fissilis*, *Miconia cinnamomifolia* e *Schizolobium parahyba*; *Annona neosericea*, *Cabralea canjerana*, *Hieronyma chorneoides*, *Casearia sylvestris* e *Allophylus edulis*. O sub-bosque denso é dominado por *Mollinedia schottiana*, *Trichilia pallens*, *Allophylus sp.* e peripáceas. A composição herbácea é densa formada principalmente por pteridófitas.

A presente pesquisa foi realizada em um dos seus tributários, mais especificamente no riacho subtropical chamado de Cachoeira Grande ( $48^{\circ}31'W$  e  $27^{\circ}42'S$ ) (Figura 3). Sua área de drenagem corresponde a  $1,66\text{km}^2$  e sua nascente fica localizada a uma altitude de 280m que percorre 1,17km até desembocar na Lagoa do Peri (Santos *et al.*, 1989).



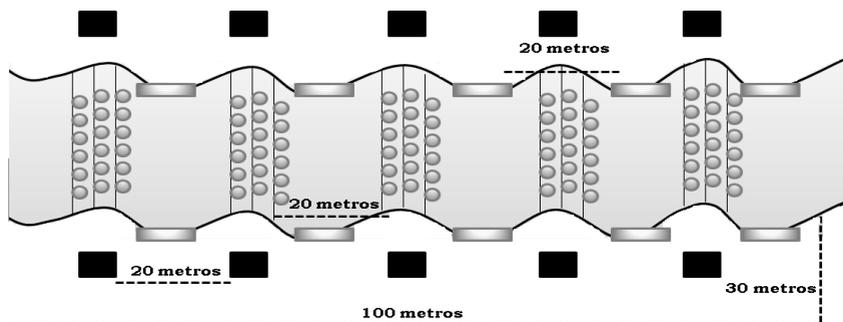
**Figura 3.** Localização geográfica da Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri e do Riacho Cachoeira Grande, Florianópolis, SC. Adaptado de Lisboa (2011).

No riacho Cachoeira Grande foram identificados 122 táxons, subdivididos em 45 famílias (Lisboa *et al.*, 2014 in press). As famílias que dominam a estrutura da vegetação são: Myrtaceae, Lauraceae, Annonaceae, Euphorbiaceae e Sapindaceae.

### 4.3 Delineamento amostral

As coletas foram mensais, no período agosto de 2011 a julho de 2013. Concomitantemente, como este trabalho faz parte de um projeto maior do PNADB, intitulado “Diversidade e a dinâmica da vegetação ripária em Bacias Hidrográficas”, o desenho amostral faz parte de um protocolo realizado em rede, elaborado com o intuito de obter um trecho representativo para a coleta de amostras do riacho, entre a nascente e a foz.

Em campo, foram demarcados cinco locais de coleta no riacho Cachoeira Grande (Figura 4), separados a uma de distância de 20m.



**Figura 4.** Leito do córrego (linhas contínuas) e o esquema de disposição das redes de aporte terrestre (quadrados), redes de aporte lateral (retângulos) e baldes no aporte vertical (círculos) ao longo dos 100 metros de trecho estudado. (Fonte: UnB, 2010).

Para verificar os aportes verticais, foram colocadas em cada ponto três cordas amarradas em árvores de margem a margem, cada uma contendo seis baldes de 26cm de diâmetro representando os aportes verticais (Figura 5) e coletando os detritos vegetais alóctones que caíam diretamente no riacho. Totalizando 90 coletores, retratados acima como pequenos círculos claros (Figura 4).

Em cada margem estavam localizados os aportes laterais, representados em retângulos cinzas (Figura 4), coletando os detritos

vegetais que seriam carregados do solo para dentro do riacho. Estes coletores foram confeccionados com malhas de 5mm de abertura, em proporções de 0,2m altura x 0,5m largura e profundidade de 30cm (Figura 5), somando, ao todo, 10 aportes.

Os aportes terrestres, representados em quadrados escuros (Figura 4), foram localizados a uma distância de 10m do curso d'água, servindo para coletar o que cairia no leito do riacho. Formavam um conjunto de 10 coletores, com 1m<sup>2</sup> de área e 10cm de altura de aba, com profundidade de 10cm e 5mm de malha e suspensos a 1m do solo (Figura 5).



**Figura 5.** Aportes verticais, laterais e terrestres (respectivamente).

Posteriormente, todo material recolhido dos aportes (verticais, laterais e terrestres) foi levado para o laboratório, seco em estufa a 60°C por 72h e separado em folhas, galhos e miscelânea (parte vegetativa e diáspora). Após a seleção, todas as frações foram pesadas em balança analítica para determinação de peso seco.

Após esses procedimentos, foram selecionados apenas os dez principais táxons mais abundantes para trituração e posterior análise de nutrientes. Para que a seleção dos táxons fosse possível, utilizamos como base um estudo realizado anteriormente sobre a dinâmica e a composição da matéria orgânica alóctone que operou sobre o mesmo protocolo de coleta no riacho Cachoeira Grande. De todos os detritos vegetais alóctones encontrados no riacho, os dez táxons que mais contribuíram entre os aportes da mata (verticais, laterais e terrestres) estão representados abaixo em ordem de importância (Figura 6), segundo Lisboa *et al.* (2014, in press):



**Figura 6.** Táxons vegetais que mais contribuíram com o aporte de detritos foliares alóctones para o riacho Cachoeira Grande, segundo Lisboa *et al.* (2014, in press).

#### 4.4 Análises de nutrientes

Para a análise de carbono, os detritos foliares foram queimados na mufla a 550°C, por 4h para a estimar o Peso Seco Livre de Cinzas (AFDM – Ash Free Dry Mass) (Graça & Bärlocher, 2005) (Anexo 1).

As concentrações de nitrogênio das folhas foram quantificadas com base no protocolo de Tedesco *et al.* (1995) (Anexo 2). Essa análise consistiu inicialmente na digestão das amostras utilizando  $H_2O_2$  +  $H_2SO_4$  +  $Na_2SO_4$  +  $CuSO_4$  e Se. Posteriormente, no processo de destilação, usou-se NaOH 10M, indicador ácido bórico e  $H_2SO_4$  0,025M para resultados de titulação.

Para o fósforo, seguiu-se a digestão Nitro-Perclórica (Zasosky & Burau, 1977) com metodologia de leitura em extratos ácidos por espectrofotometria segundo Murphy & Riley (1962) (Anexo 3).

#### 4.5 Análises estatísticas

Para verificar se houve variação temporal nos teores de nutrientes dos principais táxons vegetais, foi realizada uma Análise de Variância One-Way ANOVA, utilizando-se os meses como fatores e os diferentes compartimentos da mata como réplicas de cada componente para o determinado tempo.

A propósito de conferir se os teores de nutrientes dos táxons variaram entre os aportes verticais, laterais e terrestres, foi feita uma Análise de Variância One-Way ANOVA, considerando-se os meses como réplicas. Logo, realizou-se também uma matriz de correlação de Pearson entre as variáveis ambientais mensuradas e os teores mensais de nutrientes por táxon, para verificar a influência dos fatores ambientais.

## 5. Resultados

### 5.1 Caracterização nutricional dos táxons

Dentre os táxons vegetais analisadas (Tabela 1), os que apresentaram maiores concentrações de C foram respectivamente: *A. glandulosa* (452,29g/kg), *C.vernalis* (446,89g/kg), *T.rubrivinium* (445,45g/kg), *V bicuhyba* (438,56g/kg) e *F. eximia* (438,48g/kg). Os táxons que apresentaram os teores menores de C foram: *Sc. parahyba* (430,05g/kg), *F. adhatodifolia* (429,74g/kg), *Sebastiania sp.* (413,86g/kg), *Dalechampia sp.* (413,85g/kg) e *S. bonplandii* (402,00g/kg).

O táxon *A. glandulosa* apresentou o valor máximo de C (626,08g/kg) e também, o segundo valor mínimo (248,56g/kg) ao longo do tempo. *Sebastiania sp.* obteve valor médio de 413,86g/kg e *Dalechampia sp.* 413,25g/kg, mas os valores mínimos (255,07g/kg) e máximos de C (584,30g/kg) foram iguais.

Com relação aos valores de N (Tabela 1), os táxons que apresentaram as maiores concentrações foram: *Sebastiania sp.* (12g/kg), *C. vernalis* (8,94g/kg), *F. eximia* (7,91g/kg), *V. bicuhyba* (7,90g/kg) e *S. bonplandii* (7,78g/kg). Por outro lado, os táxons que apresentaram as menores concentrações foram: *A. glandulosa* (7,68g/kg), *Dalechampia sp.* (7,33g/kg), *Sc. parahyba* (7,31g/kg), *F. adhatodifolia* (6,10g/kg) e *T. rubrivinium* (5,21g/kg).

Os detritos foliares de *Dalchampia sp.*, apresentaram valores de N mais dispersos da média, com o valor máximo de 36,75g/kg e mínimo de 0,7g/kg. E o táxon *C. vernalis* apresentou concentração máxima de 17,50g/kg e, diferente dos outros detritos foliares, o valor mínimo mais alto de 2,63g/kg.

Para o P (Tabela 1) os táxons que se destacaram com as maiores concentrações de forma decrescente foram: *F. eximia* (1,30g/kg), *A. glandulosa* (1,16g/kg), *T. rubrivinium* (1,10g/kg), *F. adhatodifolia* (1,06g/kg), *Dalechampia sp.* (1,03g/kg), *S. bonplandii* (0,98g/kg), *C. vernalis* e *Sc. parahyba* (0,81g/kg), *V. bicuhyba* e *Sebastiania sp.* (0,75g/kg).

Os detritos foliares de *Dalechampia sp.* (0,45g/kg) e a *S. bonplandii* (0,52g/kg) tiveram resultados mínimos de P ao longo de dois anos.

No geral, os táxons com maiores médias nutricionais foram: *F. eximia* (teores elevados de N e P), seguida pela *A. glandulosa* (teores

maiores de C e P) e, por último, *C. vernalis* (com maiores teores de C e N).

Os táxons com menores concentrações foram: *Sebastiania sp.*, com baixos teores de C e P, em segundo lugar, *Sc. parahyba* com menos N e P e, em terceiro, *F. adhatodifolia* (C e N).

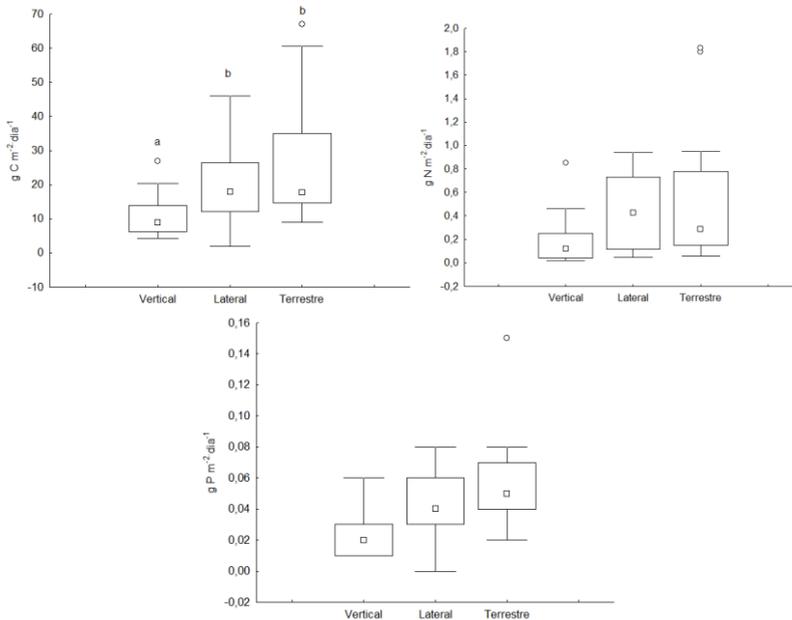
Podemos observar alternância quanto à qualidade nutricional, onde os detritos foliares da *Sebastiania sp.*, apresentaram concentrações maiores de N, apesar de poucas quantidades de C e P. O táxon *T. rubrivenium*, está entre os táxons com maiores concentrações de C e P, entretanto, apresentou concentrações menores de N.

**Tabela 1.** Valores médios, desvio padrão, máximos e mínimos das concentrações de C, N e P (g/kg) dos dez principais táxons vegetais analisados, no período de agosto de 2011 a julho de 2013.

	Carbono (g/kg)			Nitrogênio (g/kg)			Fósforo (g/kg)		
	Média ± DP	Mínimo	Máximo	Média ± DP	Mínimo	Máximo	Média ± DP	Mínimo	Máximo
<i>Sc parahyba</i>	430,05 ± 23,09	382,68	478,12	7,31 ± 4,25	1,75	15,17	0,81 ± 0,17	0,56	1,12
<i>F.eximia</i>	438,48 ± 17,77	396,61	483,29	7,91 ± 4,58	1,75	15,75	1,20 ± 0,54	0,54	3,07
<i>T.rubrivenium</i>	445,45 ± 30,54	320,28	461,79	5,21 ± 4,52	1,33	21,45	1,10 ± 0,29	0,72	1,55
<i>F.adhatodifolia</i>	429,74 ± 28,47	386,98	534,23	6,10 ± 3,18	1,75	12,25	1,06 ± 0,23	0,61	1,41
<i>V.bicuhya</i>	438,56 ± 32,58	323,82	534,23	7,90 ± 5,20	1,63	19,83	0,75 ± 0,12	0,62	1,12
<i>C.vernalis</i>	446,89 ± 21,30	402,42	473,81	8,94 ± 4,74	2,63	17,50	0,81 ± 0,18	0,50	1,09
<i>Sebastiania sp.</i>	413,86 ± 73,65	255,07	584,30	12 ± 7,38	1,75	31,50	0,75 ± 0,12	0,62	1,12
<i>Dalechampia sp.</i>	413,25 ± 71,49	255,07	584,30	7,33 ± 8,17	0,70	36,75	1,03 ± 0,30	0,45	1,79
<i>A. glandulosa</i>	452,29 ± 66,80	253,67	626,08	7,68 ± 6,29	1,75	22,75	1,16 ± 0,43	0,63	2,25
<i>S.bonplandii</i>	402,00 ± 41,16	248,56	460,83	7,78 ± 6,23	1,75	26,25	0,98 ± 0,21	0,52	1,41

## 5.2 Entrada de nutrientes entre os aportes

Os resultados de ANOVA e Teste de Comparação de Médias de Tukey (Figura 7) para os valores nutricionais disponíveis entre os aportes terrestres, laterais e verticais, mostraram que as taxas de C variaram significativamente somente no aporte vertical ( $F_{(2,66)} = 10,12$ ,  $P < 0,0001$ ). Sendo que nos aportes verticais, as entradas dos detritos foliares vegetais alóctones são sempre menores quando comparadas com os demais aportes.

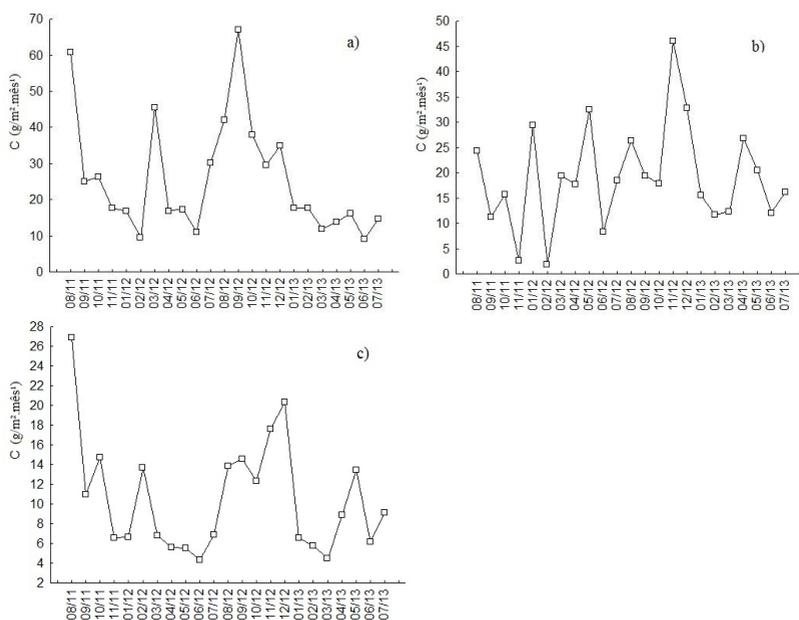


**Figura 7.** Resultado da ANOVA One-Way e Pos-Hoc Tukey para a quantidade média de entrada de C, N e P entre os aportes verticais, laterais e terrestres, no período de agosto de 2011 a julho de 2013 ( $p < 0,05$ ).

Os gráficos da variação temporal de entrada total de C (Figura 8a) nos aportes terrestres, laterais e verticais mostraram que em setembro de 2012, mês que obteve as maiores quantidades de entradas de detritos foliares nos aportes terrestres ( $155,97 \text{ g/m}^2 \cdot \text{mês}^1$ ), também apresentaram as maiores concentrações de C ( $67,02 \text{ g/m}^2 \cdot \text{mês}^1$ ). Em fevereiro de 2012 as entradas de detritos foliares foram menores ( $20,63 \text{ g/m}^2 \cdot \text{mês}^1$ ) resultando em concentrações menores de C ( $9,42 \text{ g/m}^2 \cdot \text{mês}^1$ ).

Os aportes laterais apresentaram valores alternados ao longo do tempo. Foram nos aportes laterais que ocorreram a menores concentrações de C ( $1,92\text{g/m}^2\cdot\text{mês}^{-1}$ ) em fevereiro de 2012, quando as entradas de detritos foliares também foram menores ( $4,46\text{g/m}^2\cdot\text{mês}^{-1}$ ) (Figura 8b).

Nos aportes verticais as entradas maiores de detritos ocorreram em agosto de 2011 ( $57,79\text{g/m}^2\cdot\text{mês}^{-1}$ ) resultando em maiores concentrações de C ( $26,85\text{g/m}^2\cdot\text{mês}^{-1}$ ) (Figura 8c).



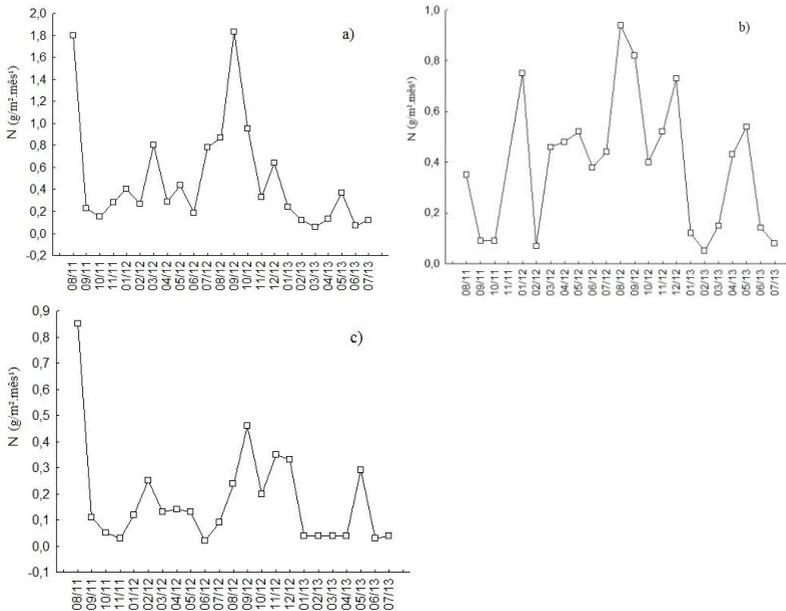
**Figura 8.** Variação temporal de entrada total de carbono ( $\text{g/m}^2\cdot\text{mês}^{-1}$ ) nos aportes terrestres (a), laterais (b) e verticais (c), considerando a entrada de detritos foliares alóctones em cada aporte da mata, no riacho Cachoeira Grande.

As concentrações de N ( $1,83\text{g/m}^2\cdot\text{mês}^{-1}$ ) em setembro de 2012 também foram maiores devido ao aumento de detritos foliares nos aportes terrestres (Figura 9a), e também em agosto de 2012 ( $0,94\text{g/m}^2\cdot\text{mês}^{-1}$ ), com entradas foliares de  $59,40\text{g/m}^2\cdot\text{mês}^{-1}$ .

Em fevereiro de 2013, os aportes laterais apresentaram as menores concentrações de N ( $0,05\text{g/m}^2\cdot\text{mês}^{-1}$ ) entre todos os tipos de aportes, sendo que os aportes de detritos foliares foram de

27,16g/m<sup>2</sup>.mês<sup>1</sup>. Em novembro de 2012 ocorreram as maiores entradas de detritos foliares (107,01g/m<sup>2</sup>.mês<sup>1</sup>), entretanto, as concentrações de N foram de 0,52g/m<sup>2</sup>.mês<sup>1</sup>. No mês de maio de 2013 aconteceram as maiores concentrações de N (5,40g/m<sup>2</sup>.mês<sup>1</sup>), entretanto, a quantidade de detritos foi de 47,27g/m<sup>2</sup>.mês<sup>1</sup> (Figura 9b).

Nos aportes verticais, as concentrações de N foram menores (0,02g/m<sup>2</sup>.mês<sup>1</sup>) em junho de 2012, quando a entrada de detritos foi menor (10,15g/m<sup>2</sup>.mês<sup>1</sup>). A maior concentração de N no aporte vertical ocorreu em agosto de 2011 (0,85g/m<sup>2</sup>.mês<sup>1</sup>) devido ao maior aporte de detritos foliares (57,80g/m<sup>2</sup>.mês<sup>1</sup>) (Figura 9c).



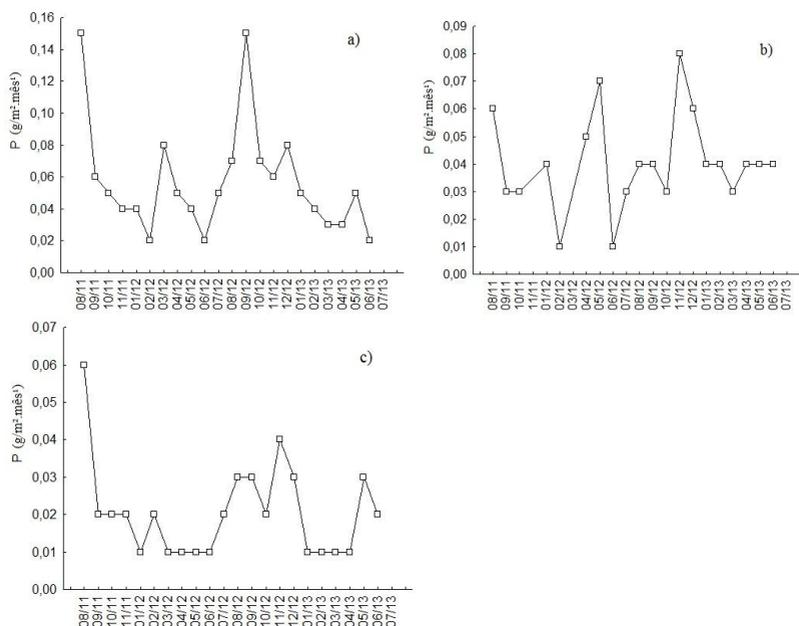
**Figura 9.** Variação temporal de entrada total de nitrogênio (g/m<sup>2</sup>.mês<sup>1</sup>) nos aportes terrestres (a), laterais (b) e verticais (c), considerando a entrada de detritos foliares alóctones em cada aporte da mata, no riacho Cachoeira Grande.

As concentrações de P (0,15g/m<sup>2</sup>.mês<sup>1</sup>) nos aportes terrestres também foram maiores devido ao aumento de detritos foliares em setembro de 2012 (155,97g/m<sup>2</sup>.mês<sup>1</sup>) e agosto de 2011 (136,93g/m<sup>2</sup>.mês<sup>1</sup>) (Figura 10a).

Nos aportes laterais (Figura 10b), as concentrações de P apresentaram valores constantes nos meses de abril a julho de 2013

(12,09g/m<sup>2</sup>.mês<sup>1</sup> a 26,80g/m<sup>2</sup>.mês<sup>1</sup>). As concentrações menores ocorreram em fevereiro e junho de 2012 (0,01g/m<sup>2</sup>.mês<sup>1</sup>), entretanto, em fevereiro desse mesmo ano, as entradas de detritos foram menores (4,67g/m<sup>2</sup>.mês<sup>1</sup>) e, em junho, maiores (19,52g/m<sup>2</sup>.mês<sup>1</sup>). Em novembro de 2012 as entradas de detritos foliares foram maiores (107,01g/m<sup>2</sup>.mês<sup>1</sup>) resultando também em maiores concentrações de P (0,08g/m<sup>2</sup>.mês<sup>1</sup>).

As concentrações de P nos aportes verticais (Figura 10c) foram menores entre março e junho de 2012 (0,01g/m<sup>2</sup>.mês<sup>1</sup>), onde as entradas de detritos foliares foram menores (10,15 a 15,67g/m<sup>2</sup>.mês<sup>1</sup>) e, ainda, de janeiro a abril de 2013, durante os meses de verão com menores entradas de detritos (11,09 a 18,80g/m<sup>2</sup>.mês<sup>1</sup>).



**Figura 10.** Variação temporal de entrada total de fósforo (g/m<sup>2</sup>.mês<sup>1</sup>) nos aportes terrestres (a), laterais (b) e verticais (c), considerando a entrada de detritos foliares alóctones em cada aporte da mata, no riacho Cachoeira Grande.

### 5.3 Entrada temporal de nutrientes

Nos resultados de C obtidos através da análise de variância (Tabela 2), observamos que apenas os táxons *C. vernalis* e *Dalechampia*

*sp.*, apresentaram variação temporal significativa ( $P < 0,05$ ). Os demais táxons mantiveram concentrações de C aproximados ao longo do tempo.

**Tabela 2.** Resultado do teste ANOVA One-Way para os teores de C dos dez principais táxons vegetais analisados, no período de agosto de 2011 a julho de 2013 ( $P < 0,05$ ).

Táxons	ANOVA	P
<i>Sc. parahyba</i>	$F_{(22;28)} = 1,5439$	0,1382
<i>F.eximia</i>	$F_{(22;18)} = 0,5127$	0,9313
<i>T.rubrivenium</i>	$F_{(22;8)} = 0,1866$	0,9992
<i>F.adhatodifolia</i>	$F_{(22;23)} = 0,5872$	0,8917
<i>V.bicuhya</i>	$F_{(22;27)} = 1,5668$	0,1331
<i>C. vernalis</i>	$F_{(22;35)} = 2,4735$	0,0081
<i>Sebastiania sp.</i>		
<i>Dalechampia sp.</i>	$F_{(22;4)} = 175,536$	0,00007
<i>A. glandulosa</i>	$F_{(22;13)} = 0,7773$	0,7086
<i>S.bonplandii</i>	$F_{(22;7)} = 0,3335$	0,9772

Dentre todos os táxons mensurados no teste, apenas os detritos foliares de *F. eximia*, *C. vernalis* e *V. bicuhya*, apresentaram variações significativas nos teores de N (Tabela 3) ao longo do tempo ( $P < 0,05$ ).

**Tabela 3.** Resultado do teste ANOVA One-Way para os teores de N dos dez principais táxons vegetais analisados, no período de agosto de 2011 a julho de 2013 ( $P < 0,05$ ).

Táxons	ANOVA	P
<i>Sc. parahyba</i>	$F_{(22;24)} = 1,4985$	$p = 0,1675$
<i>F.eximia</i>	$F_{(22;13)} = 0,8615$	$p < 0,001$
<i>T.rubrivinium</i>		
<i>F.adhatodifolia</i>	$F_{(22;16)} = 0,4314$	$p = 0,9659$
<i>V.bicuhyba</i>	$F_{(22;22)} = 3,4918$	$p = 0,0025$
<i>C. vernalis</i>	$F_{(22;32)} = 1,5453$	$p < 0,001$
<i>Sebastiania sp.</i>		
<i>Dalechampia sp.</i>		
<i>A. glandulosa</i>	$F_{(22;4)} = 3,3064$	$p = 0,1268$
<i>S.bonplandii</i>	$F_{(22;5)} = 1,8385$	$p = 0,2589$

Em relação às concentrações de P (Tabela 4), o teste de análise de variância mostrou que somente o táxon *S. bonplandii* apresentou variação significativa ao longo do tempo.

**Tabela 4.** Resultado do teste ANOVA One-Way para os teores de P dos dez principais táxons vegetais analisados, no período de agosto de 2011 a julho de 2013 ( $P < 0,05$ ).

Táxons	ANOVA	P
<i>Sc. parahyba</i>	$F_{(22;21)} = 0,9246$	$p = 0,5726$
<i>F.eximia</i>	$F_{(22;10)} = 1,946$	$p = 0,1379$
<i>T.rubrivinium</i>		
<i>F.adhatodifolia</i>	$F_{(22;15)} = 1,5309$	$p = 0,1998$
<i>V.bicuhyba</i>	$F_{(22;17)} = 1,0171$	$p = 0,4932$
<i>C. vernalis</i>	$F_{(22;28)} = 0,8974$	$p = 0,5983$
<i>Sebastiania sp.</i>		
<i>Dalechampia sp.</i>		
<i>A. glandulosa</i>		
<i>S.bonplandii</i>	$F_{(22;2)} = 0,0594$	$p < 0,001$

#### 5.4 Nutrientes versus fatores ambientais

Os resultados de correlação de Pearson entre os nutrientes (Tabela 5), os táxons, temperatura e precipitação não apresentaram valores significativos ( $p < 0,05$ ) (Anexos 5, 6 e 7). Ou seja, a precipitação, as alterações de temperatura e a identidade dos táxons não foram os fatores que influenciaram a concentração dos nutrientes (C, N e P) nos detritos foliares estudados.

**Tabela 5.** Tabela de correlação linear de Pearson entre as concentrações de C, N e P dos dez principais táxons mais abundantes no riacho Cachoeira Grande e as variáveis ambientais de temperatura e precipitação, no período de agosto de 2011 a julho de 2013. Valores de P em cima e r embaixo.

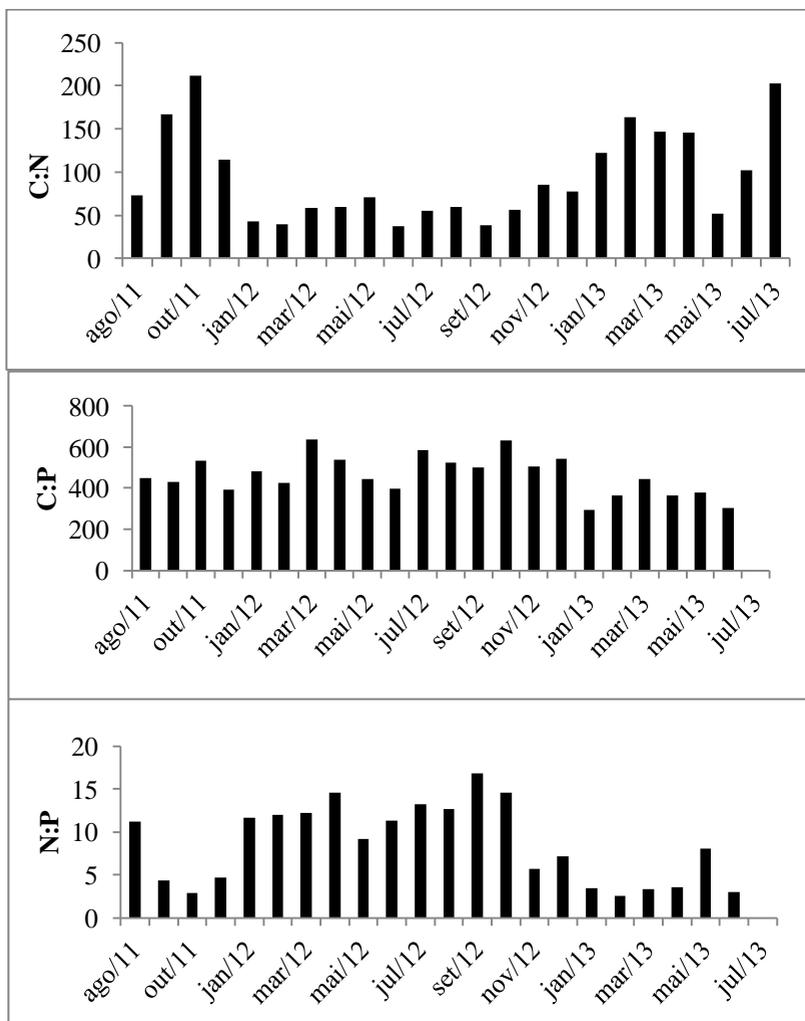
	Chuva	T°C	C	N	P
Chuva		0,591	0,73006	0,54593	0,88151
T°C	-0,12122		0,14059	0,65803	0,51991
C	-0,07801	0,32454		0,24757	0,95729
N	-0,13609	-0,09997	0,25736		0,40375
P	0,033741	0,14492	-0,01213	-0,18736	

#### 5.5 Balanço estequiométrico total

A razão C:P apresentou valores mais constantes ao longo do tempo quando comparada com as demais, com média de 461,14 (Figura 11).

Obtiveram taxas menores as razões C:N (Figura 11) ao longo dos anos quando comparada com as outras razões, apresentando picos nos meses de outubro de 2011 (211,26) e julho de 2013 (202,48).

As razões N:P (Figura 11) mostraram valores médios maiores de 11,84 entre os meses de janeiro a outubro de 2012, decaindo para uma média de 4,62 em novembro do mesmo ano até junho de 2013.



**Figura 11.** Razões estequiométricas C:N, C:P e N:P nos detritos foliares dos dez principais táxons presentes no Riacho Cachoeira Grande de agosto de 2011 a julho de 2013.

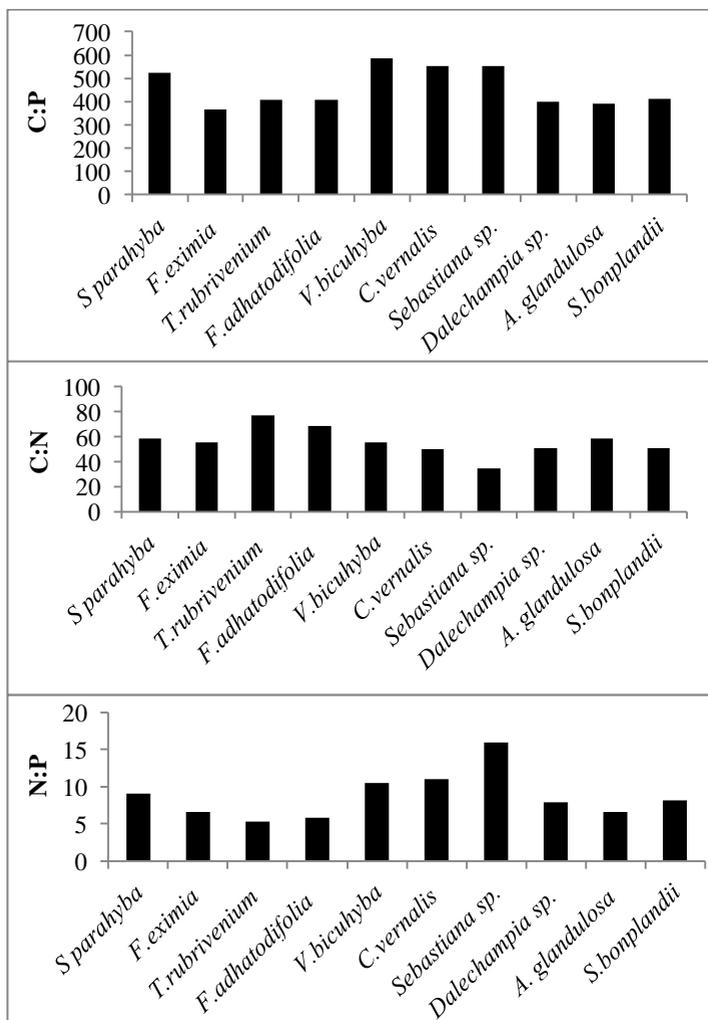
Estão representados abaixo (Tabela 6), os resultados médios das razões N:P, mostrando que valor médio obtido (8,57) foi  $<20$ , apresentando valor mínimo de 2,55 e máximo de 16,86. O valor médio das razões C:N foi 95 e das razões C:P foi 461,14.

**Tabela 6.** Valores médios, mínimos e máximos das razões C:N, C:P e N:P dos detritos foliares dos dez principais táxons presentes no Riacho Cachoeira Grande, no período de agosto de 2011 a julho de 2013.

Razões	Média	Max	Min
<b>C:N</b>	95	211	37
<b>C:P</b>	461,14	635,14	295,39
<b>N:P</b>	8,57	16,86	2,55

A figura 12 demonstra as razões C:P entre os principais táxons, assim podemos observar os valores mais constantes ao longo do tempo, onde o táxon *V. bicuhyba* obtém uma máxima de 583,86 e a *F. eximia* apresenta valor mínimo de 364,00. Para as razões C:N (Figura 12) o táxon *T. rubrivenium* apresentou a razão máxima de 77,35 e, a concentração menor, *Sebastiania sp.* de 34,48. Já para a razão N:P, os resultados se invertem, o táxon *Sebastiania sp.* obteve o maior valor (15,97) e a *T. rubrivenium* a razão mínima (5,25) (Figura 12).

Fatos como esses também se repetem em outros momentos, como por exemplo, enquanto o táxon *C. vernalis* apresentou razão N:P de 11,05 e 552,45 de C:P, a *F. adhatodifolia* obteve 5,78 de N:P e a *A. glandulosa* 389,94 de C:P (Anexo 4).



**Figura 12.** Razões C:P, C:N e N:P entre os detritos foliares dos dez principais táxons presentes no Riacho Cachoeira Grande, no período de agosto de 2011 a julho de 2013.

No teste da ANOVA, nenhuma das razões C:N, C:P e N:P apresentaram variação significativa ( $P < 0,05$ ) (Tabela 7) entre os tipos de aportes verticais, laterais e terrestres.

**Tabela 7.** Resultado da ANOVA One-Way para as razões C:N, C:P e N:P entre os aportes terrestres, laterais e verticais ( $p < 0,05$ ), no riacho Cachoeira Grande, no período de agosto de 2011 a julho de 2013.

<b>Razões</b>	<b>ANOVA</b>	<b>P</b>
<b>C:N</b>	$F_{(2;65)} = 2,1614$	$p = 0,1234$
<b>C:P</b>	$F_{(2;66)} = 1,8613$	$p = 0,1635$
<b>N:P</b>	$F_{(2;66)} = 2,4885$	$p = 0,0908$

## 6. Discussão

Nos resultados obtidos, constatamos que as entradas de nutrientes disponibilizadas pelos detritos foliares autóctones dos táxons da vegetação ripária influenciam o abastecimento de energia no riacho Cachoeira Grande.

A entrada de nutrientes acontece de forma constante, entretanto os táxons contribuem de forma diferenciada. Nos meses em que os detritos foliares de um determinado táxon contribuíram de forma menos representativa entre os aportes, encontramos a presença de outros táxons, assim como os resultados encontrados por Lisboa *et al.* (in press, 2014). Por exemplo, em relação à porcentagem de C, em média, os táxons que mais contribuíram foram *A. glandulosa* e *C. vernalis*, entretanto, *S. blonplandii* e *Dalechampia sp.* contribuíram de forma menos representativa ao longo do tempo.

Os táxons vegetais apresentaram contribuições nutricionais em momentos diferenciados ao longo do tempo, assim como os resultados de Hättenschwiler (2008) em clima tropical. Nos resultados de Molinero & Pozo (2006), as folhas de eucalipto apresentaram menores contribuições de N e P para o sistema aquático, quando comparadas com as folhas de amieiro. Nossos resultados também apresentaram contribuições diferenciadas entre os táxons nos teores de N e P. Para as concentrações de N, o táxon *Sebastiania sp.* foi mais representativo, enquanto *T. rubrivinium* apresenta concentrações menores. Para as concentrações de P, os táxons *F. eximia* e *A. glandulosa* apresentaram maiores contribuições na entrada desse nutriente, enquanto a *V. bicuhyba* e o *Sebastiania sp.* contribuíram menos. Ou seja, cada táxon contribuiu nutricionalmente para o sistema através de suas particularidades.

Apenas um ou dois táxons dominam a estrutura de uma população e controlam sua dinâmica energética (Berryman, 2003 e Celentano *et al.*, 2010). Porém, os táxons que apresentam índices maiores de entradas em todos os aportes, não foram os mesmos que contribuíram nutricionalmente de forma mais significativa. Exceto, o táxon *C. vernalis*, que é o terceiro táxon com maiores concentrações de C (446,89 g/kg) e N (8,94 g/kg), ficando também em terceiro lugar na entrada de detritos vegetais autóctones, segundo os dados de dinâmica obtidos por Lisboa *et al.* (2014, in press).

O táxon *Sc. parahyba* se destaca entre os demais por ser o táxon mais abundante entre os detritos vegetais alóctones, entretanto, no presente estudo constatamos que este é o segundo táxon com os valores mais baixos de N e P. O táxon *F. eximia* apresentou concentrações maiores de N e P, entretanto, é o segundo táxon mais abundante entre os aportes. Os detritos foliares de *A. glandulosa* estão em sexto lugar na contribuição da dinâmica entre todos os aportes, porém, é o segundo táxon com maiores concentrações de C e P, fornecendo para o sistema as maiores concentrações desses nutrientes. O táxon *T. rubrivenium* é o oitavo mais abundante e o quarto com maiores concentrações. Desta forma também, a *Sebastiania sp.* é o táxon com concentração menor de C e P, mas, apesar disso, possui a maior média de N entre todos os detritos foliares. Podemos perceber, então, que no riacho Cachoeira Grande nem sempre os táxons que possuem maior biomassa entre os aportes da mata, são os mesmos que contribuem nutricionalmente de forma mais relevante.

Em relação aos valores encontrados pelas razões C:P entre os táxons, as folhas da *V. bicuhyba* apresentaram concentração maior e *F. eximia* obteve a concentração menor, sendo estes valores aproximados ao longo do tempo. Para as razões C:N e N:P, vimos que os detritos foliares de alguns táxons apresentaram grau de representatividade diferente na disponibilidade de tais razões. Por exemplo, enquanto o táxon *T. rubrivenium* foi mais importante para a razão C:N, ao mesmo tempo foi menos representativo na razão N:P. Já os detritos foliares de *Sebastiania sp.* obtiveram maiores resultados das razões N:P e menor representatividade no aporte de C:N. Essas razões, quando se encontram em quantidades desproporcionais, podem interferir na estrutura das comunidades (Conde Porcuna *et al.*, 2012), mas a dinâmica encontrada entre os táxons mostrou que, neste estudo, houve o abastecimento constante de nutrientes no riacho.

Além disso, alguns estudos sugerem que a variação nutricional afeta os processos ecológicos (Bolnick *et al.*, 2011), mas, entre os dez táxons estudados, os que apresentaram variações significativas ( $P < 0,05$ ) para as concentrações de C foram somente os detritos foliares de: *Dalechampia sp* e *C. vernalis*; para o aporte de N, os táxons *V. bicuhyba* e *C. vernalis*, e nas concentrações de P, apenas o táxon *S. bonplandii*. Em relação à concentração de P, tal variação pode ocorrer devido às características morfológicas das folhas, que podem impedir, ou não, que este nutriente seja lixiviado mais rápido durante os períodos

de precipitação (Adair *et al.*, 2004). Resultados estes que vão em contrapartida com os encontrados por Hättenschwiler (2008), em que o P apresentou variação entre as datas das amostragens, independente da identidade dos táxons.

Nossos resultados em clima subtropical corroboram com os encontrados em clima temperado, onde a variação maior de nutrientes ocorreu entre as comunidades de espécie, não entre os indivíduos da mesma espécie (Ricklefs & Mateus, 1982). Nos climas tropicais a variação de nutrientes entre as espécies são mais comuns, já que a diversidade de espécies vegetais é maior (Hättenschwiler *et al.*, 2008). Alguns autores afirmam que as características dos táxons podem ocasionar variações nutricionais (Broadley *et al.*, 2001, 2004; Kerkhoff *et al.*, 2006; Han *et al.*, 2011). Algumas espécies podem acumular elementos mais do que outras (White *et al.*, 2007). Um nutriente pode apresentar grandes variações nas folhas, mesmo em um ecossistema de pequena escala espacial (Hättenschwiler, 2008).

Sendo assim, compreendemos que os conteúdos nutricionais mantiveram-se constantes ao longo dos dois anos de estudo. A dinâmica entre os táxons ocorreu de forma satisfatória. Em nenhum momento houve carência de nutrientes no riacho por meio dos detritos foliares alóctones dos principais táxons. Entretanto, as variações nutricionais encontradas foram em alguns táxons, como em estudos anteriores (McGroddy *et al.*, 2004; Kattge *et al.*, 2011). A literatura sugere que a hidrologia e a temperatura influenciam a estrutura, a dinâmica e a composição das zonas ripárias (Naiman & Decamps, 1997), por isso, precisamos compreender quais fatores extrínsecos estão causando tal variação.

Em nossos resultados, a precipitação e as variações de temperatura não influenciaram as concentrações de nutrientes nos detritos foliares e, conseqüentemente, a entrada de nutrientes no sistema aquático.

Em grande parte dos estudos é encontrado esse tipo de correlação nutricional com os índices de precipitação. Principalmente as concentrações menores de P apresentaram extrema correlação com os níveis de precipitação. Em ambiente tropical, obtiveram-se resultados menores de P em estações chuvosas e maiores teores de N no final da estação seca (Vital *et al.*, 2004). Diferenças nos teores de N e P em ambiente tropical, também foram observadas em período de maior precipitação, e menores em períodos secos (Scalley *et al.*, 2012). Na

literatura, a hidrologia é considerada o fator mais importante na influência da concentração vegetal (Naiman & Decamps, 1997). Contrariando esses estudos e também Jacobs *et al.* (2007), em clima semi-árido africano, nossos resultados mostraram o contrário. Os índices de precipitação não influenciaram a entrada de nutrientes no sistema aquático provinda dos detritos foliares alóctones, ou seja, os resultados das concentrações de C, N e P não se correlacionaram com a precipitação ao longo dos dois anos de estudo.

A temperatura também é um fator importante que pode influenciar os teores de N e P, como, por exemplo, concentrações maiores à medida que a temperatura diminui (Reich & Oleksyn, 2004; Fyllas *et al.*, 2009; Körner, 1989; Han *et al.*, 2005). Mas Sardans *et al.* (2008) dizem que não se pode associar tais acontecimentos. Em nossos resultados também não foi possível encontrar tal correlação. Quando se discute a variabilidade de nutrientes nos trópicos, os fatores que predominam são as características de solo e espécie (Ågren, 2008). Ou, ainda, talvez a quantidade de nutrientes seja definida por uma reação do organismo ao ambiente (He *et al.*, 2006), podendo resultar de uma adaptação, como antagonismos, sinergias (Marschner, 1995), idade das folhas (Boerger *et al.*, 2005) e qualidade do solo (Güsewell *et al.*, 2003).

Muitos fatores distintos apresentam o potencial para controlar o crescimento de uma população. O clima é um importante fator de crescimento, mas não necessariamente na disponibilidade de elementos (Ågren, 2008). A influência de luz sobre as comunidades ripárias é menos investigada do que fenômenos hidrológicos ou geomorfológicos (Naiman & Decamps, 1997). As taxas de C, N e P diminuem com o envelhecimento da planta e com a disponibilidade de luz (Campo & Mooney, 1983; Reich *et al.*, 2009). Quanto mais sombreamento for, menos C líquido será encontrado. Nesse período ocorre a realocação de N nas folhas mais velhas para aperfeiçoar seu uso durante a fotossíntese nos diferentes períodos de sombreamento (Reich *et al.*, 2009). Körner (1989) também pode observar uma diminuição de N no período de crescimento.

Não há padrão ecológico dos táxons que possa ajudar a fazer tal confirmação entre a variação de C, N e P encontrada em alguns táxons ao longo do tempo, sendo impossível dizer se esses resultados não foram inferidos pelo tempo de decaimento dos detritos vegetais, ou seja, pelo tempo que estes ficaram alocados nos aportes até serem coletados. Os efeitos de amostragem também não deverão ser descartados (Dijkstra

*et al.*, 2012), mesmo existindo outros acontecimentos que podem influenciar. Nos resultados obtidos por S. Zhang *et al.* (2012), por exemplo, a latitude explicou 15,3% a 52,1% da variação total de N e P, mas grande parte dessa variação foi inexplicável.

Não havendo correlação entre as concentrações de nutrientes presentes nos detritos foliares alóctones e os fatores de temperatura e precipitação, os resultados poderão estar relacionados às respostas dos organismos ao meio em que estão inseridos, sendo necessário considerar hipóteses mais amplas em estudos futuros.

Os resultados estequiométricos de razão N:P mostraram que o nutriente limitante nos detritos foliares alóctones presentes no riacho Cachoeira Grande é o N devido aos resultados serem  $<20$ .

Quando os resultados das razões N:P são maiores, diz-se que o nutriente que está em quantidades menores é o P (Bragazza *et al.*, 2004; Han *et al.*, 2005; Yuan *et al.*, 2011). Segundo o cálculo de que, quando essas razões apresentam valores N:P  $<14$ , o nutriente limitante é o N e quando N:P  $>16$ , o limitante é o P (Koerserman & Meuleman, 1996; Güseweel & Boleens, 2003). Ou, ainda, considerando valores mais abrangentes, quando N:P  $<10$  o limitante é o N; quando N:P  $>20$ , é o P (Sardans *et al.*, 2011).

Nas regiões tropicais é esperado que o P se apresente em condições menores, sendo o nutriente limitante, ao contrário do que é encontrado em climas temperados, onde o limitante é o N (McGroddy *et al.*, 2004 e Reich & Oleksyn, 2004; Elser *et al.*, 2012) - concordando com os resultados obtidos em análises de água na Lagoa do Peri, onde o nutriente limitado é o P, apesar das baixas concentrações de N que foram observadas (Hennemann & Petrucio, 2010; Tonetta *et al.*, 2013).

Na composição de biomassa, o elemento limitante é o P em água doce (Elser *et al.*, 1990) e N em ambientes terrestres (Schlesinger, 1997), concordando com nossos resultados foliares em clima subtropical.

Sabemos que a composição global é determinada pela diversidade de táxons e pelos processos ecofisiológicos em todo solo. Apesar da variação de táxons presentes em ambientes subtropicais, sugere-se que a evolução possa ter criado uma limitação bioquímica limitando a variação (He *et al.*, 2006). Sugerimos que, em estudos futuros, analise-se a qualidade nutricional do solo, a presença de fungos micorrizos e de bactérias, por exemplo. Dependendo dessas características, a comunidade terá sua capacidade de absorver os

nutrientes presentes no solo (Broadley *et al.*, 2001; Ordoñez *et al.*, 2009).

## 7. Considerações finais

A hipótese (1) deste trabalho foi confirmada. Alguns táxons apresentaram maior importância ecológica do que outros em determinados períodos devido a suas concentrações nutricionais, entretanto, essa contribuição é alterada ao longo do tempo. Enquanto alguns táxons possibilitam menores entradas de nutrientes, outros suprem essa necessidade e vice-versa, garantindo o abastecimento constante de nutrientes no riacho Cachoeira Grande.

Contrariando a hipótese (2), de que quanto maior o índice de precipitação e menor a temperatura, maiores seriam as entradas de nutrientes para o sistema aquático, vimos que em nossos resultados não houve correlação entre tais acontecimentos. Os fatores ambientais não proporcionaram maiores entradas de nutrientes no sistema aquático ao longo do tempo em ambiente subtropical, sugerindo-se que tais concentrações sejam influenciadas por outros fatores.

Os resultados mostraram que os valores de C e P apresentaram correlação significativa ao longo do tempo e o nutriente limitante nos detritos foliares alóctones em clima subtropical é o N, devido aos valores obtidos pelas razões N:P.

Sendo assim, a fim de contribuir em novos caminhos, sugerimos que em pesquisas futuras, sejam consideradas também as análises de solo, fungos e bactérias, os fatores de crescimento, a disponibilidade de luz, os períodos de amostragem, a idade das folhas e os fatores de adaptação, com o propósito de descartar outras possibilidades que estariam influenciando as variações de nutrientes.

## 8. Referências bibliográficas

Adair EC, Binkley D, Andersen DC, 2004. Patterns of nitrogen accumulation and cycling in riparian floodplain ecosystems along the Green and Yamp rivers. *Oecologia* 139:108-16.

Ackerly DD, Bazzaz FA. 1995. Leaf dynamics, self-shading and carbon gain in seedlings of a tropical pioneer tree. *Oecologia* 101: 289–298.

Aerts R. 1996. Nutrient resorption from senescing leaves of perennials: Are there general patterns? *J. Ecol.* 84:597–608 [www.annualreviews.org](http://www.annualreviews.org)  
• Plant Stoichiometry 167.

Aerts R, Chapin FS. 2000. The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. *Advances in Ecological Research* 30: 1–67..

Ågren GI (2008) Stoichiometry and Nutrition of Plant Growth in Natural Communities. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 39: 153–170.

Ågren GI, Weih M (2012) Plant stoichiometry at different scales: element concentration patterns reflect environment more than genotype. *New Phytol* 194: 944–952.

Baldy, V., M. O. Gessner, and E. Chauvet. 1995. Bacteria, fungi and the breakdown of leaf litter in a large river. *Oikos* 74:93-102.

Berryman AA (2003) On principles, laws and theory in population ecology. *Oikos* 103: 695-701.

Boeger, M.R.T., Wisniewski, C. & Reissmann, C.B. 2005. Nutrientes foliares de espécies arbóreas de três estádios sucessionais de floresta ombrófila densa no sul do Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19: 167-181.

Bowman, W. D., L. Bahnj, and M. Damm. 2003. Alpine landscape variation in foliar nitrogen and phosphorus concentrations and the relation to soil nitrogen and phosphorus availability. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 35:144– 149.

Bragazza L, Tahvanainen T, Kutnar L, Rydin H, Limpens J, Hajek M, Grosvernier P, Hašek T, Hajkova P, Hansen I, Iacumin P, Gerdol R (2004) Nutritional constraints in ombrotrophic Sphagnum plants under increasing atmospheric nitrogen deposition in Europe. *New Phytol* 163:609–616.

Broadley MR, Bowen HC, Cotterill HL, Hammond JP, Meacham MC, Mead A, White PJ (2004) Phylogenetic variation in the shoot mineral concentration of angiosperms. *J Exp Bot* 55:321–336.

Brown Jr., K.S. 2000. Insetos indicadores da história, composição, diversidade e integridade de matas ciliares. In: *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. 2. ed. (R.R. Rodrigues & H.F. Leitão-Filho, ed.). EDUSP, São Paulo, p.223-232.

Brunet RC, Pinay G, Gazelle F, Roques L (1994) Role of the floodplain and riparian zone in suspended matter and nitrogen retention in the Adour River, South-West France. *Regul Rivers-Res Manage* 9:55–63.

Cebrian, J. Patterns in the fate of production in plant communities. *A m. Nat.* 154, 449±468 (1999).

Celentano, D., Zahawi, R.A., Finegan, B., Ostertag, R., Cole, R.J., Holl, K.D., 2010. Litterfall dynamics under different tropical forest restoration strategies in Costa Rica. *Biotropica* 43, 279–287.

Cernusak LA, Winter K, Turner BL (2010) Leaf nitrogen to phosphorus ratios of tropical trees: experimental assessment to physiological and environmental controls. *New Phytol* 185:770–779.

Chapin FS III, Kedrowski RA. 1983. Seasonal changes in nitrogen and phosphorus fractions and autumn retranslocation in evergreen and deciduous taiga trees. *Ecology* 64:376–91.

Chapin FS. 1980. The mineral nutrition of wild plants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 11: 233–260.

Conde Porcuna JM, Ramos Rodríguez E, Pérez Martínez C (2002) Correlations between nutrient concentrations and zooplankton populations in a mesotrophic reservoir. *Freshw Biol* 47:1463–1473.

Conners, M.E. and R.J. Naiman, 1984. Particulate allochthonous inputs: relationships with stream size in an undisturbed watershed. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41:1473-1484. 25

Cummins, K.W., J.R. Sedell, E.J. Swanson, E.W. Minshall, S.G. Fisher, C.E. Cushing, R.C. Peterson and R. L. Vannote, 1983. Organic matter budgets for stream ecosystems: problems in their evaluation. In: Barnes, J.R. and G.W. Minshall (eds.): *Stream ecology. Application and Testing of General Ecological Theory*. New York. Press, pp. 299-353.

Cummins, K.W., Wilzbach, M. A., Gates, D. M., Perry, J. B., and Taliaferro, W. B. (1989). Shredders and riparian vegetation. *BioScience* 39, 24–30.

Cunha, G. C.; Grendene, L. A.; Durlo, M. A. & Bressan, D. A. 1993. Dinâmica nutricional em floresta estacional decidual com ênfase aos minerais provenientes da deposição da serapilheira. *Ciência Florestal*. 3(1): 35-64.

Eckstein, R. L., and P. S. Karlsson. 2001. The effect of reproduction on nitrogen use-efficiency of three species of the carnivorous genus *Pinguicula*. *Journal of Ecology* 89: 798–806.

Elser, J. J., Marzolf, E. R. & Goldman, C. R. Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton growth in the freshwaters of North America: a review and critique of experimental enrichments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47, 1468±1477 (1990).

Elser JJ, Sterner RW, Gorokhova E, Fagan WF, Markow TA, et al. (2000) Biological stoichiometry from genes to ecosystems. *Ecol Lett* 3: 540–550.

Enquist BJ, Kerkhoff AJ, Huxman TE, Economo EP (2007) Adaptive differences in plant physiology and ecosystem paradoxes: insights from metabolic scaling theory. *Glob Chang Biol* 13: 591–609.

Ferraz, E. S. B.; Ometto, J. P. H. B.; Moreira, M. Z.; Camargo, P. B.; Victoria, R. L. *Desvendando Questões Ambientais com Isótopos Estáveis*. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. 144 p.

Field, C., and H. A. Mooney. 1986. The photosynthesis–nitrogen relationship in wild plants. Pages 25–55 in T. H.

França, J.S., Gregório, R.S., Paula, J.D., Gonçalves, J.F.Jr., Ferreira, F.A. & Callisto, M. 2009. Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic stock in a Brazilian stream. *Marine and Freshwater Research*, v. 60, p. 990-998.

Frost PC, Evans-White MA, Finkel ZV, Jensen TC, Matzek V (2005) Are you what you eat? Physiological constraints on organismal stoichiometry in an elementally imbalanced world. *Oikos* 109: 18–28.

Frost, P. C. & Elser, J. J. 2008. *Biological Stoichiometry*. In: *Encyclopedia of Life Sciences (ELS)*. John Wiley & Sons, Ltd. [www.els.net](http://www.els.net)

Fyllas, N.M., Patiño, S., Baker, T.R. et al. (2009) Basin-wide variations in foliar properties of Amazonian forest: phylogeny, soils and climate. *Biogeosciences*, 6, 2677–2708.

*Geo Brasil – Perspectivas do meio ambiente no Brasil*. Organizado por Thereza Christina Carvalho Santos e João Batista Drummond Câmara. Brasília: Edições IBAMA, 2002. 440p.

Gonçalves, J. F. Jr.; Gregório, R.S.; Rezende, R. S.; Valentin, G.. Relationship between dynamics of litterfall and riparian plant species in a tropical stream. *Limnologia (Jena)*, v. 44, p. 40-48, 2014.

Gregory SV, Swanson FJ, Mckee WA, Cummins KW (1991) An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience* 41:540– 551.

Guariguata, M.R.; Kattan, G.H. 2002. *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Cartago. Ediciones LR.

Güsewell S (2004) N: P ratios in terrestrial plants: Variation and functional significance. *New Phytol* 164:243–266.

Güsewell S, Koerselman W, Verhoeven JTA (2003a) Biomass N:P ratios as indicators of nutrient limitation for plant populations in wetlands. *Ecol Appl* 13:372–384.

Han, W., Fang, J., Guo, D. & Zhang, Y. (2005) Leaf nitrogen and phosphorus stoichiometry across 753 terrestrial plant species in China. *New Phytologist*, 168, 377–385.

Han, W.X., Fang, J.Y., Reich, P.B., Woodward, F.I. & Wang, Z.H. (2011) Biogeography and variability of eleven mineral elements in plant leaves across gradients of climate, soil and plant functional type in China. *Ecology Letters*, 14, 788–796.

Hättenschwiler, S., B. Aeschlimann, M.M. Couteaux, J. Roy & D. Bonal. 2008. High variation in foliage and leaf litter chemistry among 45 tree species of a neotropical rainforest community. *New Phytol.* 179: 165–175.

He JS, Fang JY, Wang ZH, Guo DL, Flynn DFB, et al. (2006) Stoichiometry and large-scale patterns of leaf carbon and nitrogen in the grassland biomes of China. *Oecologia* 149: 115–122.

He, J.S., Wang, L., Flynn, D.F.B., Wang, X., Ma, W. & Fang, J. (2008) Leaf nitrogen: phosphorus stoichiometry across Chinese grassland biomes. *Oecologia*, 155, 301–310.

Hennemann, MC. and Petrucio, MM. 2010. Seasonal phytoplankton response to increased temperature and phosphorus inputs in a freshwater coastal lagoon, Southern Brazil: a microcosm bioassay. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 22, no. 3, p. 295–305.

Holland, M. M.; Risser, P. G.; Naiman, R. J., eds. 1991. Ecotones, the role of landscape boundaries in the management and restoration of changing environments. New York, NY: Chapman and Hall. 142 p.

IBGE, 1992. Manual técnico da Vegetação Brasileira. Rio de Janeiro. IBGE.

Jacomine, P.K.T. Solos sob matas ciliares. In: Rodrigues, R.R. & Leitão Filho, H.F., eds. Matas ciliares: Conservação e recuperação. 2.ed. São Paulo, Universidade de São Paulo, FAPESP, 2004. p.27-31.

Karr, J.R., Schlosser, I.J., 1978. Water resource and the land-water interface. *Science*, 201: 229-234.

Kattge J, Diaz S, Lavorel S, Prentice IC, Leadley P, et al. (2011) TRY—a global database of plant traits. *Glob Chang Biol* 17: 2905–2935.

Kerkhoff, A.J., Enquist, B.J., Elser, J.J. & Fagan, W.F. (2005) Plant allometry, stoichiometry and the temperature-dependence of primary productivity. *Global Ecology and Biogeography*, 14, 585–598.

Kerkhoff AJ, Enquist BJ (2006) Ecosystem allometry: the scaling of nutrient stocks and primary productivity across plant communities. *Ecol Lett* 9:419–427.

Kerkhoff, A.J., Fagan, W.F., Elser, J.J. & Enquist, B.J. (2006) Phylogenetic and growth form variation in the scaling of nitrogen and phosphorus in the seed plants. *The American Naturalist*, 168, E103–E122.

Klein, R.M. 1980. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. *Sellowia*, 32: 165-373.

Koerselman W, Meuleman AFM. (1996). The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *Journal of Applied Ecology* 33: 1441–1450.

Kominoski J.S., Rosemond .D. (2012) Conservation from the bottom up: forecasting effects of global change on dynamics of organic matter and management needs for river networks. *Freshwater Science* 31:51-68.

Körner, C. (1989) The nutritional status of plants from high altitudes: a worldwide comparison. *Oecologia*, 81, 379–391.

Lima, W.P.; 1989. Função hidrológica da mata ciliar. Simpósio sobre mata ciliar, São Paulo. Anais do simpósio de mata ciliar. São Paulo: Fundação Gargill: 25-42.

Lima, W.P.; Zakia, M.J.B. Hidrologia de matas ciliares. In: Rodrigues, R.R.; Leitão Filho, H.F. Matas ciliares: conservação e recuperação. São Paulo: EDUSP/ Fapesp, 2000. cap.3, p.33-44.

Lisboa, K. L. .Dinâmica da vegetação ripária em riachos de Mata Atlântica subtropical: composição da matéria orgânica alóctone e interação com invertebrados aquáticos. 2014, 89 p. Dissertação de mestrado – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2012.

Lodhiyal, N.; Lodhiyal, L. S.; Pangtey, Y. P. S. Structure and function of Shisham forest in central Himalaya, India: nutrient dynamics. *Annals of Botany*, v.89, n.1, p.55-65, 2002.

Marschner H. 1995. *Mineral Nutrition of Higher Plants*. London: Academic. 889 pp.

McClain, M.E., Elsenbeer, H., 2001. Terrestrial inputs to Amazon streams and internal biogeochemical processing. In: McClain, M.E., Victoria, R.L., Richey, J.E. (Eds.), *The Biogeochemistry of the Amazon Basin*. Oxford University Press, New York, pp. 185–208.

McGroddy ME, Daufresne T, Hedin LO (2004) Scaling of C : N : P stoichiometry in forests worldwide: Implications of terrestrial redfield-type ratios. *Ecology* 85: 2390–2401.

McJannet C, Keddy P, Pick F (1995) Nitrogen and phosphorus tissue concentrations in 41 wetland plants: a comparison across habitats and functional groups. *Funct Ecol* 9: 231–238.

Méndez M, Karlsson PS (2005) Nutrient stoichiometry in *Pinguicula vulgaris*: nutrient availability, plant size, and reproductive status. *Ecology* 86: 982–991.

Menéndez, M., Hernandez, O. and Comín, FA., 2003. Seasonal comparisons of leaf processing rates in two Mediterranean rivers with different nutrient availability. *Hydrobiologia*, vol. 495, p. 159-169

Molinero J. and Pozo J. (2006). Organic matter, nitrogen and phosphorus fluxes associated with leaf litter in two small streams with different riparian vegetation: a budget approach. *Arch. Hydrobiol.* 166 3 363–385.

Molles MC, Crawford CS, Ellis LM, Valett HM, Dahm CN (1998) Managed flooding for riparian ecosystem restoration—managed flooding reorganizes riparian forest ecosystems along the Middle Rio Grande in New Mexico. *Bioscience* 48:749–756.

Morellato, L.P.C. Nutrient cycling in two south-east Brazilian forest. Litterfall and litter standing crop.

Murphy, J. & Riley, J. P. (1962) A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27:31-36, 1962.

Naiman RJ, Magnuson JJ, McKnight DM, Stanford JA, eds. 1995. *The Freshwater Imperative. A research agenda.* Washington DC: Island Press. 165 pp.

Naiman, R.J.; Décamps, H. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review Ecological System*, Palo Alto, v.28, p.621–658, 1997.

Naiman, R.J. 1988. Animal influences on ecosystem dynamics. *BioScience* 38:750-752.

Nascimento, R. *Atlas ambiental de Florianópolis.* Florianópolis, SC: Instituto Larus, 81 p., 2002.

Niklas KJ, Owens T, Reich PB, Cobb ED (2005) Nitrogen/phosphorus leaf stoichiometry and the scaling of plant growth. *Ecol Lett* 8: 636–642.

Niklas NJ, Cobb ED (2005) N, P, and C stoichiometry of *Eranthus hyemalis* (Ranunculaceae) and the allometry of plant growth. *Am J Bot* 92:1256–1263.

Nin, C.S., Ruppenthal, E.L. & Rodrigues, G.G. (2007). Vegetação ripária e suas funções ecológicas referentes à produção de folhígio em

cursos de água, São Francisco de Paula, RS. *Revista Brasileira de Biociências*, 5, 861-863. 29

Oliveira, E. C. L. & FELFILI, J. M. 2005. Estrutura e dinâmica da regeneração natural de uma mata de galeria no Distrito Federal, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*. 19(4): 801-811.

Ordoñez, J.C., van Bodegom, P.M., Witte, J.P.M., Wright, I.J., Reich, P.B. & Aerts, R. (2009) A global study of relationships between leaf traits, climate and soil measures of nutrient fertility. *Global Ecology and Biogeography*, 18, 137–149.

Pagano, S.N.; Durigan, G. Aspectos da ciclagem de nutrientes em matas ciliares do Oeste do Estado de São Paulo, Brasil. In: Rodrigues, R.R.; Leitão Filho, H.F. (Eds.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000. p.109-123.

Peel, M.C., B.L. Finlayson, and T.A. McMahon, 2007: Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydro. Earth Syst. Sci.*, 11, 1633–1644.

Pérez-Harguindeguy N, Díaz S, Vendramini F, Cornelissen JHC, Gurvich DE, Cabido M (2003) Leaf traits and herbivore selection in the field and in cafeteria experiments. *Austral Ecology* 28, 642–650.

Reich PB, Walters MB, Ellsworth DS. 1997. From tropics to tundra: global convergence in plant functioning. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 94: 13730–13734.

Reich PB, Oleksyn J (2004) Global patterns of plant leaf N and P in relation to temperature and latitude. *Proc Natl Acad Sci U S A* 101: 11001–11006.

Reich, P.B. (2005) Global biogeography of plant chemistry: filling in the blanks. *New Phytologist*, 168, 263–266.

Reich PB, Falster DS, Ellsworth DS, Wright IJ, Westoby M, et al. (2009). Controls on declining carbon balance with leaf age among 10 woody species in Australian woodland: do leaves have zero daily net carbon balances when they die? *New Phytol* 183:153–166.

- Rezende, R.S. ; Petrucio, M.M. ; Gonçalves, J.F.Jr. . The effects os spatial scale on breakdown of leaves in a tropical watershed. *PlosOne*, v. 9(5), p. 1-11, 2014.
- Ricklefs RE, Matthew KK. 1982. Chemical characteristics of the foliage of some deciduous trees in southeastern Ontario. *Canadian Journal of Botany* 60: 2037–2045.
- Rivas-Ubach A, Sardans J, Pe´rez-Trujillo M, Estiarte M, Peñuelas J (2012) Strong relationship between elemental stoichiometry and metabolome in plants. *Proc Natl Acad Sci U S A* 109: 4181–4186.
- Rodrigues, Ricardo Ribeiro; Leitão Filho, Hemógenes de Freitas (ed.). *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. 2. ed. 1ª reimpr São Paulo-SP: Editora da Universidade de São Paulo, 2004. 320p.
- Santos, G. S. dos S.; J. T. N. da M. Mendonça & R. W. Veado, 1989. Análise ambiental da Lagoa do Peri. *Geosul* 4: 101-123.
- Sardans J, Penuelas J (2007) Drought changes phosphorus and potassium accumulation patterns in an evergreen Mediterranean forest. *Funct Ecol* 21:191–201.
- Sardans J, Penuelas J, Estiarte M, Prieto P (2008) Warming and drought alter C and N concentration, allocation and accumulation in a Mediterranean shrubland. *Glob Change. Biol* 14:2304–2316.
- Sardans J, Rivas-Ubach A, Peñuelas J (2011) The elemental stoichiometry of aquatic and terrestrial ecosystems and its relationships with organism life style and ecosystem structure and function: A review and perspectives. *Biogeochemistry*, 10.1007/s10533- 011-9640-9.
- Sevegiani, L.; Uhlmann, A.; Gasper, A. L. de; Vibrans, A. C.; Santos, A. S. dos; Verdi, M.; Dreveck, S; Korte, A.; Meyer, L. Estádios sucessionais na Floresta Ombrófila Densa em Santa Catarina. In: Vibrans, A. C.; Sevegiani, L.; Gasper, A. L. De; LIngner, D. V. (Ed.). *Inventário florístico florestal de Santa Catarina*. Blumenau : EDIFURB, 2012. v. 4, p. 311-322 Título do v. 4: Floresta Ombrófila Densa.

Schlesinger, W. H. *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change* (Academic, San Diego, 1997).

Schaffer & Campanili (2010). *Mata Atlântica - Patrimônio Nacional dos Brasileiros/Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Núcleo Mata Atlântica e Pampa*. – Brasília:MMA, 2010.408 p (Biodiversidade 34).

Silva-Júnior M. C.; Felfili, J. M.; Walter, B. M. T.; P. E. Nogueira, P. E.; Rezende, A. V.; Morais, R. O. & Nóbrega, M. G. G. 2001. Análise da flora arbórea de mata de galeria no Distrito Federal: 21 levantamentos. Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria. Planaltina: Embrapa Cerrados.

Sobrado, M.A. & Medina, E. 1980. General morphology, anatomical structure, and nutrient content of sclerophyllous leaves of the “bana” vegetation of Amazonas. *Oecologia* 45: 341-345.

Sterner R.W, Elser JJ (2002) *Ecological stoichiometry: the biology of elements from molecules to the biosphere*.Princeton:Princeton University Press. 584 p.

Tank, J.L., Rosi-Marshall, E.J., Griffiths, na., Entekin, SA. & 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. 30.

Tedesco, M.J.; Gianello, C.; Issani, C.A.; Bohnen, H.; Volkweiss, S.J. Análise de solo, plantas e outros materiais. 2 ed. Porto Alegre: UFRGS-Departamento de Solos, 1995. 174p. (Boletim Técnico, 5).

Thompson, K., Parkinson, J.A., Band, S.R. & Spencer, R.E. (1997) A comparative study of leaf nutrient concentration in a regional herbaceous flora. *New Phytologist*, 136, 679–689.

Tibbets, T. M., and M. C. Molles. 2005. C:N:P stoichiometry of dominant riparian trees and arthropods along the middle Rio Grande. *Freshwater Biology* 50:1882–1894. Sangiorgio et al., 2007.

- Tonetta, D., Petrucio, MM. and Laudaressilva, R. 2013. Temporal variation in phytoplankton community in a freshwater coastal lake of southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 25, no. 1, p. 99-110.
- Townsend, A.R., Cleveland, C.C., Asner, G.P. & Bustamante, M.M.C. (2007) Controls over foliar N:P ratios in tropical rain forests. *Ecology*, 88, 107–118.
- UnB, 2010. Protocolo de coleta: Dinâmica de matéria orgânica e decomposição de detrito vegetal, junho de 2010).
- Veloso, H.P.; Rangel Filho, A.L.R.; Lima, J.C.A. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: FIBGE/PROJETO RADAMBRASIL. 1991.
- Valladares F, Martínez-Ferri E, Balaguer L, Pérez-Corona E, Manrique E. 2000. Low leaf-level response to light and nutrients in Mediterranean evergreen oaks: a conservative resource-use strategy? *New Phytol.* 148:79–91.
- Vibrans, A. C. et al. Floresta Ombrófila Densa. In: Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina. Santa Catarina: Edifurb. 2013. v. IV, p. 293.
- Vital, A.R.T.; Guerrini, I.A.; Franken, W.K. & Fonseca, R.C.B. 2004. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma Floresta Estacional Semidecidual em zona ripária. *Revista Árvore* 8: 793-800.
- Vitousek PM, Porder S, Houlton BZ, Chadwick OA (2010) Terrestrial phosphorus limitation: mechanisms, implications and nitrogen-phosphorus interactions. *Ecol Appl* 20:5–15.
- Walker TW, Syers JK (1976) The fate of phosphorus during pedogenesis. *Geoderma* 15:1–19.
- Webster, J.R. & E.F. Benfield. 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 17: 567-594.
- Webster, J. R., Golladay, S. W., Benfield, E. F., D'Angelo, D. J. & Peters, G. T. (1990): Effects of forest disturbance on particulate organic

matter budgets of small streams. – J. N. Amer. Benthol. Soc. **9**: 120–140.

White, P.J., Bowen, H.C., Marshall, B. & Broadley, M.R. (2007) Extraordinarily high leaf selenium to sulfur ratios define ‘Se-accumulator’ plants. *Annals of Botany*, 100, 111– 118.

Wright, I.J., Reich, P.B. & Westoby, M. (2001) Strategy-shifts in leaf physiology, structure and nutrient content between species of high and low rainfall, and high and low nutrient habitats. *Functional Ecology*, 15, 423–434

Wright IJ, Westoby M. 2003. Nutrient concentration, resorption and lifespan: leaf traits of Australian sclerophyll species. *Funct. Ecol.* 17:10–19.

Yuan ZY, Chen HYH, Reich PB (2011) Global-scale latitudinal patterns of plant fine-root nitrogen and phosphorus. *Nat Commun* 2: 344

Zhang SB, Zhang JL, Slik J, Cao KF (2012) Leaf element concentrations of terrestrial plants across China are influenced by taxonomy and the environment. *Glob Ecol Biogeogr* 21: 809–818.

## **Anexos**

### **Anexo 1. Protocolo segundo Graça & Bärlocher (2005)**

Equipamentos:

- 1) Cadinho.
- 2) Mufla.
- 3) Garra.
- 4) Balança analítica.
- 5) Dessecador.

Reagentes:

- 1) Água deionizada.

Procedimentos:

- 1) Lavar com água deionizada e secar os cadinhos pequenos de porcelana em estufa a 70 °C.
- 2) Leva-los após secos a mufla por 1 h, a 550 °C. Tomar cuidado para não manusear com os dedos e não coloca os cadinhos sobre plásticos ou madeira. Colocá-los no dessecador.
- 3) Quando esfriar, coloca-los com cuidado (com garra) sobre a balança analítica e tomar seu peso.
- 4) Adicionar 0,2-0,4 g de amostra, anotando o peso total exato.
- 5) Voltar a mufla por 4 horas a 550 °C (a temperatura não deve ultrapassar estes 550 °C), e pesar novamente após o esfriamento no dessecador.

OBS: Não deixar os cadinhos guardados por muito tempo no dessecador, principalmente após terem sido queimados. O ideal é pesar no mesmo dia da incineração.

Cálculo:

M.O. = (Peso do cadinho + amostra) – peso do cadinho após incineração.

%M.O. = M.O. x 100/p. amostra

%Cinza = 100 x p. cad. após inc. – cad. sem amostra/peso da amostra cinzas = peso da amostra – M.O.

p. = peso

Obs.: porcentagem de 50% para C.

**Anexo 2.** Protocolo de Tedesco et al. (1995)

O teor d N varia com a espécie, variedade, parte, desenvolvimento e estado nutricional da planta. Em geral situa-se entre 0,5 e 5%.

A recuperação quantitativa de N é dificultada pela presença no tecido vegetal de compostos heterocíclicos “refratários” como AC nicotínico e piridina, ou outros contendo ligações N-N e N-O. Devem ser utilizados portando na digestão catalisadores (cobre e selênio) e alta temperatura (esses são os motivos de se utilizar temperatura entre 350-375°C: a adição de sais como  $N_aSO_4$  eleva o ponto de ebulição do ácido.

O procedimento de digestão adotado é baseado no método recomendado por Bremner (1965) para solos, com inclusão da  $H_2O_2$ . As proporções de reagentes foram mantidas.

Para a determinação do  $NH_4^+$ , uma alíquota de 10-20 mL é destilada em micro-destiladore descrito por Bremner & Edwards (1965) modificado por Tedesco & Gianello (1979), após adição de NaOH, coletando-se o destilado em indicador-ac bórico e titulando com  $H_2SO_2$  diluído.

Digestão das amostras:

- a) pesar 0,200 g da amostra e colocar em tubo de digestão seco.
- b) adicionar 1 mL de  $H_2O_2$ .
- c) adicionar vagorosamente 2 mL de  $H_2SO_4$  conc (na capela).
- d) adicionar 0,7 g da mistura de digestão.
- e) colocar no bloco digestor a 160-180°C até evaporar a água.
- f) aumentar a temperatura a 350-375°C. Após clarear (cor amarelo-esverdeada) manter esta temperatura por uma hora.
- g) retirar os frascos do bloco e deixar esfriar.
- h) completar o volume com água destilada até a marca de aferição (50 mL)
- i) agitar com ar comprimido.
- j) transferir para frascos “snap-cap” de 90 mL. Deixar decantar algumas horas antes de retirar as alíquotas.

Determinação de nitrogênio:

- a) pipetar 10 mL do extrato para o balão de destilação de 100 mL.
- a-2) ajustar a vazão do vapor a 35-40 mL em 3 a 4 min.
- b) adicionar 5 mL de NaOH 10M e iniciar a destilação imediatamente.
- b-2) receber o destilado em erl de 50 mL de indicador ácido bórico.
- c) destilar até coletar 35-40 mL.
- d) titular com  $H_2SO_4$  0,025M

d-2) usar microbureta de 5 mL.

Iniciar a prova em branco e observar se o valor obtido é aceitável.

Utilizar a fórmula:

$$\%N = (\text{mL H}^+ \text{ am} - \text{mL H}^+ \text{ br}) \times 700 \times 5 \times 5 / 10.000$$

**Anexo 3.** Digestão Nitro-Perclórica segundo Zasosky & Burau (1977)

- a) pesar 0,5 g de amostra.
- b) adicionar 6 mL da mistura de  $\text{HNO}_2 + \text{HClO}_4$  na proporção 2:1 (v/v).
- c) levar o bloco digestor aumentando a temperatura gradativamente até atingir 160°C e deixar nessa temperatura por 40 min.
- d) aumentar a temperatura até 210 °C e deixar nessa temperatura até se obter um extrato incolor.
- e) deixar esfriar e completar o volume para 100 mL.

Determinação de P em extratos ácidos Murphy & Riley (1962):

Solução A: dissolver 15,35 g de  $(\text{NH}_4)\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4 \text{H}_2\text{O}$  com 200 ml de  $\text{H}_2\text{O}$  destilada em Becker de 500 ml. Dissolver 0,3511 g de  $\text{K}(\text{SbO})\text{C}_a\text{O}_6 \cdot \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O}$  com 100 ml de  $\text{H}_2\text{O}$  destilada em Becker de 200 ml. Colocar 300 ml de  $\text{H}_2\text{O}$  destilada em Becker de 1000 ml e adicionar lentamente 178 ml de ácido sulfúrico concentrado. Após esfriar, transferir para balão volumétrico de 1000 ml, adicionar as soluções de molibdato de amônio e antimoniato de potássio e ajustar o volume com  $\text{H}_2\text{O}$  destilada.

Solução B: Dissolver 1,356 g  $\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$  (ácido ascórbico) com 100 ml de solução A em balão volumétrico. Esta solução deve ser preparada no momento do uso. NaOH 10 mol l<sup>-1</sup>: dissolver 400 g de NaOH em 600 ml de  $\text{H}_2\text{O}$  destilada em Becker de 1000 ml. Após esfriar, transferir para balão volumétrico de 1000 ml e ajustar o volume com  $\text{H}_2\text{O}$  destilada. Armazenar em frasco plástico.

p-nitrofenol 0,25%: pesar 0,25 g de p-nitrofenol e dissolver em 100 ml de  $\text{H}_2\text{O}$  destilada em balão volumétrico. Armazenar em geladeira em frasco escuro.

Procedimento de leitura no espectrofotômetro:

- a) pipetar uma alíquota do extrato para o copo de cafezinho (3 ml)
- b)  $\text{H}_2\text{O}$  destilada para atingir volume de 3 ml, diluir se for necessário.
- c) adicionar uma gota de p-nitrofenol 0,25%.
- d) neutralizar a solução com NaOH 10 mol l<sup>-1</sup> até ficar amarelo;
- e) adicionar 0,5 ml de solução B.
- f) ler a absorbância em 882 nm após 30 minutos.

**Anexo 4.** Resultados das razões C:P, C:N e N:P entre os dez principais táxons presente no riacho Cachoeira Grande, no período de agosto de 2011 a julho de 2013.

<b>Táxons</b>	<b>C:N</b>	<b>C:P</b>	<b>N:P</b>
<i>Sc. parahyba</i>	58,87	522,28	9,06
<i>F.eximia</i>	55,45	364,00	6,56
<i>T.rubrivenium</i>	77,35	406,31	5,25
<i>F.adhatodifolia</i>	68,85	407,21	5,78
<i>V.biculyba</i>	55,53	583,86	10,52
<i>C.vernalis</i>	50,02	552,45	11,05
<i>Sebastiania sp.</i>	34,49	550,96	15,98
<i>Dalechampia sp.</i>	50,40	399,76	7,93
<i>A. glandulosa</i>	58,89	389,94	6,62
<i>S.bonplandii</i>	50,46	409,10	8,11

**Anexo 5. Coeficientes de correlação linear de Pearson entre as variáveis de carbono, táxons, temperatura e precipitação ( $p < 0,05$ ), no período de agosto de 2011 a julho de 2013.**

	Precipitação	T°C Média Total	T°C méd min	T°C méd max	S paralyha	Fexini a	Trubriventiu ni	Fadhatodfólia	V.bichyha	C.vemalis	Sebastiania sp.	Dalechampia sp.	A. glandulosa	S.bomplan di
Precipitação	1,00	-0,54	-0,53	-0,54	-0,46	-0,76	0,32	-0,45	-0,56	0,66	0,11	0,30	-0,97	0,65
Temperatura Média Total	-0,54	1,00	1,00	1,00	-0,51	0,95	0,63	1,00	1,00	0,28	0,78	-0,97	0,32	0,30
T°C méd min	-0,53	1,00	1,00	1,00	-0,51	0,95	0,63	1,00	1,00	0,28	0,78	-0,97	0,31	0,30
T°C méd max	-0,54	1,00	1,00	1,00	-0,50	0,95	0,63	0,99	1,00	0,27	0,78	-0,97	0,32	0,30
Sc paralyha	-0,46	-0,51	-0,51	-0,50	1,00	-0,22	-0,99	-0,59	-0,48	-0,97	-0,94	0,71	0,66	-0,97
Feximia	-0,76	0,95	0,95	0,95	-0,22	1,00	0,37	0,92	0,96	-0,03	0,55	-0,84	0,59	0,00
Trubriventium	0,32	0,63	0,63	0,63	-0,99	0,37	1,00	0,70	0,61	0,92	0,98	-0,81	-0,54	0,93
Fadhatodfólia	-0,45	1,00	1,00	0,99	-0,59	0,92	0,70	1,00	0,99	0,37	0,84	-0,99	0,22	0,39
V.bichyha	-0,56	1,00	1,00	1,00	-0,48	0,96	0,61	0,99	1,00	0,25	0,76	-0,96	0,34	0,27
C.vemalis	0,66	0,28	0,28	0,27	-0,97	-0,03	0,92	0,37	0,25	1,00	0,82	-0,51	-0,82	1,00
Sebastiania sp.	0,11	0,78	0,78	0,78	-0,94	0,55	0,98	0,84	0,76	0,82	1,00	-0,91	-0,35	0,83
Dalechampia sp.	0,30	-0,97	-0,97	-0,97	0,71	-0,84	-0,81	-0,99	-0,96	-0,51	-0,91	1,00	-0,06	-0,53
A. glandulosa	-0,97	0,32	0,31	0,32	0,66	0,59	-0,54	0,22	0,34	-0,82	-0,35	-0,06	1,00	-0,81
S.bomplandi	0,65	0,30	0,30	0,30	-0,97	0,00	0,93	0,39	0,27	1,00	0,83	-0,53	-0,81	1,00

**Anexo 6.** Coeficientes de correlação linear de Pearson entre as variáveis de nitrogênio, táxons, temperatura e precipitação ( $p < 0,05$ ), no período de agosto de 2011 a julho de 2013.

	Mês	Precipitação	T°C Média Total	T°C méd min	T°C méd max	Sc parahyba	F.eximia	Trubrivinium	F.adhatodifolia	V.bicuhyba	C.vernalis	Sebastiania sp.	Dalechampia sp.	A. glandulosa	S.bonplandii
Mês	1,00	-0,8	0,90	0,78	0,97	-0,33	-0,33	0,8	-0,05	0,29	0,00	0,19	0,05	0,99	0,87
Precipitação	-	1,0	-0,99	-1,00	-0,93	-0,28	-0,28	-1,0	-0,54	-0,79	-0,58	-0,72	-0,62	-0,89	-1,00
Temperatura Média Total	0,81	-1,0	1,00	0,97	0,98	0,12	0,12	1,0	0,39	0,68	0,44	0,60	0,48	0,95	1,00
T°C méd min	0,78	-1,0	0,97	1,00	0,91	0,34	0,34	1,0	0,59	0,83	0,63	0,76	0,66	0,86	0,99
T°C méd max	0,97	-0,9	0,98	0,91	1,00	-0,08	-0,08	0,9	0,20	0,53	0,25	0,43	0,30	0,99	0,96
Sc. parahyba	-	0,33	0,12	0,34	-0,08	1,00	1,00	0,3	0,96	0,81	0,94	0,87	0,93	-0,19	0,19
F.eximia	0,33	-0,3	0,12	0,34	-0,08	1,00	1,00	0,3	0,96	0,81	0,94	0,87	0,93	-0,19	0,19
Trubrivinium	0,82	-1,0	0,99	1,00	0,94	0,28	0,28	1,0	0,53	0,79	0,58	0,72	0,61	0,89	1,00
F.adhatodifolia	-	0,05	0,39	0,59	0,20	0,96	0,96	0,5	1,00	0,94	1,00	0,97	1,00	0,09	0,45
V.bicuhyba	0,29	-0,8	0,68	0,83	0,53	0,81	0,81	0,8	0,94	1,00	0,96	0,99	0,97	0,43	0,73
C.vernalis	0,00	-0,6	0,44	0,63	0,25	0,94	0,94	0,6	1,00	0,96	1,00	0,98	1,00	0,14	0,50
Sebastiania sp.	0,19	-0,7	0,60	0,76	0,43	0,87	0,87	0,7	0,97	0,99	0,98	1,00	0,99	0,33	0,65
Dalechampia sp.	0,05	-0,6	0,48	0,66	0,30	0,93	0,93	0,6	1,00	0,97	1,00	0,99	1,00	0,19	0,54
A. glandulosa	0,99	-0,9	0,95	0,86	0,99	-0,19	-0,19	0,9	0,09	0,43	0,14	0,33	0,19	1,00	0,93
S.bonplandii	0,87	-1,0	1,00	0,99	0,96	0,19	0,19	1,0	0,45	0,73	0,50	0,65	0,54	0,93	1,00

**Anexo 7. Coeficientes de correlação linear de Pearson entre as variáveis de fósforo, táxons, temperatura e precipitação ( $p < 0,05$ ), no período de agosto de 2011 a julho de 2013.**

Mês	Precipitação	T°C Média Total	T°C méd min	T°C méd max	S parahyba	F.eximia ta	Trubrivium um	F.adhatodifolia	V.litchy ba	C.verna ls	Sebastiania sp.	Dalechampia sp	A. glandulosa	Subupian ad
1,00	-0,26	0,05	0,01	0,11	-0,10	0,01	0,14	-0,05	-0,19	-0,06	0,34	-0,15	-0,11	-0,06
0,26	1,00	-0,05	0,00	-0,11	0,14	0,01	0,31	0,35	-0,10	0,03	-0,19	-0,11	-0,10	0,23
0,05	-0,05	1,00	0,99	0,99	0,21	0,17	0,10	-0,11	-0,19	0,04	0,27	0,15	0,16	-0,04
0,01	0,00	0,99	1,00	0,96	0,21	0,20	0,13	-0,15	-0,16	0,05	0,27	0,16	0,14	-0,05
0,11	-0,11	0,99	0,96	1,00	0,21	0,13	0,06	-0,08	-0,21	0,04	0,27	0,15	0,18	-0,04
0,10	0,14	0,21	0,21	0,21	1,00	0,51	0,18	0,39	-0,17	0,36	-0,81	0,34	0,36	0,34
0,01	0,01	0,17	0,20	0,13	0,51	1,00	0,42	0,59	0,28	0,27	-0,78	0,59	0,01	0,19
0,14	0,31	0,10	0,13	0,06	0,18	0,42	1,00	0,16	-0,14	0,40	0,18	-0,03	0,49	0,11
0,05	0,35	-0,11	-0,15	-0,08	0,39	0,59	0,16	1,00	0,18	0,36	-0,41	0,26	-0,09	0,58
0,19	-0,10	-0,19	-0,16	-0,21	-0,17	0,28	-0,14	0,18	1,00	0,07	-0,32	0,35	0,14	-0,35
0,06	0,03	0,04	0,05	0,04	0,36	0,27	0,40	0,36	0,07	1,00	0,14	0,05	0,14	0,48
0,34	-0,19	0,27	0,27	0,27	-0,81	-0,78	0,18	-0,41	-0,32	0,14	1,00	0,21	0,07	-0,12
0,15	-0,11	0,15	0,16	0,15	0,34	0,59	-0,03	0,26	0,35	0,05	0,21	1,00	0,41	-0,06
0,11	-0,10	0,16	0,14	0,18	0,36	0,01	0,49	-0,09	0,14	0,14	0,07	0,41	1,00	-0,05