UNIVERSIDADE FEDERAL DE OURO PRETO INSTITUTO DE CIÊNCIAS EXATAS E BIOLÓGICAS DEPARTAMENTO DE BIODIVERSIDADE, EVOLUÇÃO E MEIO AMBIENTE

CICLAGEM DE NUTRIENTES NO SISTEMA ATMOSFERA-SOLO-PLANTA EM FORMAÇÃO CAMPESTRE E FLORESTAL SOBRE CANGA EM MINAS GERAIS

EDUARDO ANDRÉ RIBEIRO VALIM

OURO PRETO, MG 2012

UNIVERSIDADE FEDERAL DE OURO PRETO INSTITUTO DE CIÊNCIAS EXATAS E BIOLÓGICAS DEPARTAMENTO DE BIODIVERSIDADE, EVOLUÇÃO E MEIO AMBIENTE

CICLAGEM DE NUTRIENTES NO SISTEMA ATMOSFERA-SOLO-PLANTA EM FORMAÇÃO CAMPESTRE E FLORESTAL SOBRE CANGA EM MINAS GERAIS

EDUARDO ANDRÉ RIBEIRO VALIM

Dissertação apresentada ao Departamento de Evolução, Biodiversidade e Meio Ambiente do Instituto de Ciências Exatas e Biológicas da Universidade Federal de Ouro Preto como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Ecologia.

ORIENTADORA: Dra. ALESSANDRA RODRIGUES KOZOVITS

CO-ORIENTADOR: Dr. HERMÍNIO ARIAS NALINI JUNIOR

OURO PRETO, MG 2012

AOS MEUS PAIS DEDICO

AGRADECIMENTOS

Ao meu pai Walter e minha irmã Andréia por todo o apoio concedido durante o mestrado, sempre incentivando a concretização dos meus objetivos profissionais. A minha sobrinha e coisinha mais sapeca, chamada Alice, que nasceu durante este período, trazendo novas alegrias. Ao Gustavo Ferreira pelo constante apoio. A todos os familiares que sempre torcem por mim.

À Professora Alessandra Kozovits, pela amizade, incentivo e confiança desde a graduação, e sua orientação precisa na resolução de problemas e dificuldades enfrentadas ao longo do trabalho.

Ao Professor Hermínio Nalini Jr. pela co-orientação e sugestões sempre pertinentes.

Ao Professor José Pires de Lemos Filho, do Departamento de Botânica da UFMG, por duas vezes ao longo do estudo gentilmente emprestar a lente olho de peixe, câmera e demais acessórios, para a realização das fotos hemisféricas.

Aos Prof. Sérvio Pontes Ribeiro e Jorge Carvalho de Lena por disponibilizarem-se a ajudar com as análises estatísticas.

À Tália e ao Gustavo Mattos pelas inúmeras ajudas em campo, em laboratório, amizade e confiança construída, sem vocês este trabalho não se realizaria.

À galerinha que fez e ainda faz parte do Laboratório de Ecofisiologia Vegetal pelos momentos de descontração e constante companheirismo: Naiara, Thamy, Aurinha, Hudson, Pedro, Simone e Maurilim.

Ao Vinícius Terror pelas sugestões no delineamento do experimento de decomposição da serapilheira e à Jane Casarino pelas sugestões na escolha dos materiais para a confecção dos pluviômetros.

Um parágrafo especial à Aurinha e Thamy pela amizade fortalecida durante este período. Amo muito vocês duas!!!

À todos da turma 2009/2 pelo convívio e companheirismo: Núbia, Luana, Fifi, Caryne, João, Thiagão, Lorena e em especial à Mariana Terrola por involuntariamente praticarmos constantes sessões de terapia do riso.

Ao William, grande amigo, à Fernanda Costa pelas agradáveis companhias na Kombi para a Brígida e no LGqA e ao Vítor pelo apoio moral e palavras sempre bem vindas em momentos não tão tranquilos.

À toda a equipe do Laboratório de Geoquímica Ambiental: Adriana, Leo, Júlio, Celso, pela receptividade, sugestões e confiança.

Ao Rubens, pela constante boa vontade e agilidade na solução de problemas.

À UFOP, pela bolsa concedida durante o mestrado

À FAPEMIG pelo apoio financeiro na execução do projeto (PPM 2009)

À TODOS VOCÊS O MEU MUITO OBRIGADO!!!!

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	v
LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS	xi
RESUMO	xiii
ABSTRACT	viv
CAPÍTULO 1 – INTRODUCÃO	1
1.1 – Considerações iniciais.	1
1.2 - Complexos rupestres de altitude: heterogeneidade de habitats na paisagem	3
1.2.1 – Campos ferruginosos	3
1.2.2 - Contexto geoeconômico e ameaças aos campos ferruginosos	4
1.3 - Processos reguladores na produção e decomposição da serapilheira	5
1.4 - Recarga de nutrientes via deposição atmosférica	8
1.5 - Contribuição da precipitação interna (throughfall) na ciclagem de nutrientes	9
1.6 – Objetivos	10
CAPÍTULO 2 – MATERIAIS & MÉTODOS	11
2.1 – Caracterização geral – APA Cachoeira das Andorinhas	11
2.2 – Área de estudo	11
2.3 – Clima e pluviosidade	13
2.4 – Delineamento experimental	15
2.5 – Amostragem e análises de solo	15
2.5.1 – pH e fertilidade	15
2.5.2 – Granulometria	15
2.5.3 – Geoquímica	16
2.6 – Produção e qualidade da serapilheira	16
2.7 – Decomposição da serapilheira foliar	17
2.8 – Mensuração do índice de área foliar	17
2.9 – Deposição atmosférica e precipitação interna (<i>throughfall</i>)	
2.9.1 – Cálculo do fluxo de elementos e estimativa do fluxo de elementos por lixiviação da co	pa19
CAPÍTULO 3 – FERTILIDADE, DISPONIBILIDADE DE NUTRIENTES NO SOLOE PADR	20 RÕES DE
DINÂMICA DA PRODUÇÃO, QUALIDADE E DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA FOL	LIAR EM
FORMAÇÕES CAMPESTRE E FLORESTAL SOBRE CANGA	
3.1 – Resultados	22
3.1.1 – Caracterização geral do solo	22
nH e Fertilidade	
Granulometria	23
Geoquímica	
3.1.2 –Dinâmica da producão, gualidade e decomposição da serapilheira	
Produção de serapilheira.	
Qualidade da serapilheira	
Decomposição da serapilheira foliar	
3.2 – Discussão	
3.2.1 – Caracterização do solo nos habitats	
3.2.2 – Produção de serapilheira	40
3.2.3 – Qualidade da serapilheira	45
3.2.4 – Decomposição da serapilheira	49

CAPÍTULO 4 – PADRÕES SAZONAIS NA INTERCEPTAÇÃO PLUVIOMÉTRICA E NO FLUXO DE
ELEMENTOS NA SERAPILHEIRA FOLIAR E NO <i>THROUGHFALL</i> 52
4.1 - Resultados. 52 4.1.1 - Interceptação pluviométrica pela parte aérea da vegetação. 52 4.1.2 - Fluxo de nutrientes e elementos não essenciais. 53 4.1.3 - Sazonalidade do enriquecimento no fluxo de elementos do throughfall verdadeiro e relações do fluxo do throughfall com a cobertura vegetal. 56 4.1.4 - Estimativa dos processos de lixiviação e deposição seca no throughfall verdadeiro. 59 4.2 - Discussão. 60 4.2.1 - Interceptação pluviométrica. 60 4.2.2 - Deposição atmosférica, fluxo de elementos e enriquecimento no fluxo dos elementos no throughfall. 61 4.2.3 - Processos de lixiviação e deposição seca no throughfall verdadeiro e considerações metodológicas de sua estimativa. 63
CONCLUSÃO
REFERÊNCIAS

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 – Esquema ilustrando as tipologias de habitat em platô de canga juntamente com as associações de grupos funcionais de plantas. Modificado de Jacobi *et al.* 2007......4

Figura 2.1 – Localização no estado de Minas Gerais e mapa geológico da APA Cachoeira das Andorinhas: Na porção sul-sudeste da APA localiza-se a Serra da Brígida (destacada pelo círculo) onde ocorrem as cangas ferruginosas e cangas detríticas. Modificado de IEF/UFV/IBAMA (2005)......12

Figura 2.4 - Pluviosidade acumulada mensal e temperatura média do ar mensurada mensalmente, sempre entre 9 e 11 h da manhã, na área de estudo......14

Figura 3.3 - Produção de folhedo (a), miscelânea (b) e serapilheira total (c) nas estações seca e chuvosa e proporções das frações folhedo e miscelânia do total de serapilheira depositada (d) nos habitats da formação campestre (herbáceo-arbustiva (HA) e ilhas de vegetação arbórea (IVA)) e formação florestal (FF).

Asteriscos (*) indicam diferença significativa entre as estações em Teste t (p < 0.05). Barras representam erro padrão. Números acima das colunas indicam a porcentagem de fração folhedo depositada......29

Figura 3.4 - Relações entre o total pluviométrico mensal e o total de fração miscelânea médio mensal produzido para as habitats da formação campestre (herbáceo-arbustiva (a) e ilhas de vegetação arbórea (b)) e formação florestal (c). Todas as relações foram significativas ($F_{(1,10)} > 7,314$; p < 0,023). Linhas contínuas representam a curva de regressão e linhas pontilhadas os intervalos de predição com 95%.......30

Figura 3.8 - Porcentagem da perda de massa inicial (primeiros 124 dias) da serapilheira em função das condições microclimáticas (umidade e temperatura) e químicas (pH em H2O e KCl) do solo, e também do índice de área foliar (IAF), considerando todos os habitats: formação campestre (herbáceo-arbustiva e ilhas de veg. arbórea) e formação florestal. Todas as relações são estatisticamente significantivas (p < 0,002).....38

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Concentrações médias anuais de N total, P disponível, K total e matéria orgânica (MO) juntamente com valores de pH $_{(H2O e KCl)}$ no solo dos habitats sobre canga. Valores entre parênteses indicam desvio padrão e letras diferentes indicam diferença significativa (ANOVA; p<0,05) entre os habitats......23

RESUMO

Em um ecossistema, a heterogeneidade na distribuição de grupos funcionais e na cobertura vegetal, em função de variações edafo-climáticas, pode levar a diferentes padrões na ciclagem de nutrientes, seja na produção e na qualidade da serapilheira, na velocidade de decomposição do material depositado ou nos mecanismos de retenção e liberação de elementos na parte aérea da vegetação durante eventos de chuva. Partindo desse princípio, seria a heterogeneidade de grupos funcionais e de condições edafo-climáticas encontradas em um complexo de campo ferruginoso, suficiente para resultar em padrões diferenciáveis de ciclagem de nutrientes e assim, impossibilitar a descrição de um único padrão para este ecossistema? O estudo foi conduzido em formações vegetacionais sobre diferentes tipos de canga, na Serra da Brígida em Ouro Preto (MG), onde distribuem-se habitats de campos ferruginosos predominantemente campestres, dominadas por plantas herbáceo-arbustivas e entremeadas de ilhas de vegetação mais densa com grupos herbáceo-arbóreo-arbustivos e, formação florestal considerada estacional semi-decidual. Durante um ano, em cada habitat, foram determinadas a produção, qualidade nutricional e decomposição da serapilheira, juntamente com o fluxo de nutrientes na serapilheira e na água da chuva percolada nas superfícies aéreas da vegetação (throughfall). A produção de serapilheira apresentou um padrão sazonal, com o habitat herbáceoarbustivo apresentando maior variação anual de deposição. Os pulsos de produção de serapilheira também variaram entre os habitats, ocorrendo em alguns períodos da estação chuvosa e na transição chuvosa-seca na formação campestre e, ao final da estação seca na formação florestal. Os habitats da formação campestre liberaram serapilheira de melhor qualidade nutricional, com maiores concentrações de Ca, N e P e menores razões C:N e C:P. Inicialmente, a decomposição de serapilheira foi mais acelerada na formação florestal e apresentou melhores correlações com o índice de área foliar e condições microclimáticas. Por outro lado, após um ano, as porcentagens de massa da serapilheira perdida nos habitats da formação campestre, mais evidentemente nas ilhas de vegetação arbórea, se igualaram aos valores obtidos na formação florestal, padrão que possivelmente está relacionado com a qualidade inicial da serapilheira, principalmente concentrações iniciais de N e P. Com relação ao fluxo de elementos, com exceção do K, a maior parte dos demais elementos retornou ao solo via serapilheira foliar. Melhores relações do fluxo de elementos do throughfall com o índice de área foliar foram obtidos para Fe e K. As ilhas de vegetação arbórea apresentaram maior importância da deposição seca no fluxo do throughfall, enquanto na formação florestal mais de 90% do fluxo de K e Mn ocorreram por processos de lixiviação com as superfícies aéreas. Desta forma, sobre um mesmo ecossistema de campo ferruginoso é possível encontrar diferentes padrões de ciclagem de nutrientes.

ABSTRACT

In an ecosystem, heterogeneity in the plant functional groups distribution and canopy cover, due to soil and climatic variations, may lead to different patterns of nutrient cycling, such as litterfall, leaf litter quality and leaf decomposition rate or in elements dynamics in throughfall. Based on this principle, it would be the heterogeneity of plant functional groups, soil and climatic conditions found in an iron rock outcrop sufficient to result in distinguishable patterns of nutrient cycling and thus precluding the description of a single default for this ecosystem? The study was conducted in plant formations on different types of cangas, in the Serra da Brígida in Ouro Preto (MG), where vegetation types are distributed predominantly in ferruginous fields of grassland, dominated by herbaceous plants, shrubs and interspersed with islands of dense vegetation with groups of herb-shrub-tree plants and forest formation considered seasonal semideciduous forest. During one year in each habitat, litterfall, litter nutritional quality and leaf litter decomposition, along with the nutrient fluxes via litterfall and throughfall were determined. The litterfall showed a seasonal pattern, with the herb-shrub habitat with higher seasonality. The pulses of litterfall also varied among habitats, occurring in some periods of the rainy and the transition rainy-dry season in field sites and at the end of the dry season in the forest sites. The habitats of the field sites released litter of higher nutritional quality, with higher concentrations of Ca, N and P and lower C: N and C: P ratios. Initially, the leaf litter decomposition was faster in semi-deciduous forest and showed better correlations with leaf area index and microclimatic conditions. On the other hand, after one year, the litter mass percent lost in the field sites habitats, most evidently in the tree islands, were equal to the values obtained in the forest, a pattern that is possibly related to the initial litter quality, mainly initial N and P concentrations. With respect to the elements fluxes, except K, most of the other elements returned to the soil through leaf litter. Better relations in throughfall elements fluxes and leaf area index were obtained for Fe and K. The tree islands showed greater importance of the dry deposition in throughfall fluxes, while more than 90% of K and Mn fluxes in semi-deciduous forest were due to canopy leaching. Thus, on an ecosystem of the same climate is possible to finding different nutrient cycling patterns.

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

1.1- CONSIDERAÇÕES INICIAIS

As variações edafo-climáticas resultantes de gradientes altitudinais levam a uma distribuição descontínua dos campos rupestres na paisagem (Scarano, 2007; Martinelli, 2007). Além disso, variações microtopográficas nestes campos influenciam as condições microclimáticas locais, o acúmulo de matéria orgânica e o volume de solo (Conceição *et al.* 2007; Benites *et al.* 2007; Burke, 2003). Desta forma, em função do isolamento físico e da heterogeneidade espacial das condições de solo, as comunidades vegetais associadas aos afloramentos rochosos apresentam alta diversidade e alto grau de endemismo (Burke, 2003).

Situação parecida ocorre nos campos rupestres sobre canga, também conhecidos como campos ferruginosos (Rizzini, 1979), onde na matriz de vegetação herbáceo-arbustiva é comum encontrar ilhas de vegetação arbórea com maior cobertura vegetal e maior teor de matéria orgânica no solo (Jacobi *et al.* 2007). De fato, os campos ferruginosos são ecossistemas heterogêneos em sua formação, variando de cangas localizadas em platôs a cangas localizadas em cristas. No Brasil, esses ecossistemas ocorrem principalmente no Quadrilátero Ferrífero (MG) e Serra de Carajás (PA) (Castro, 2008), e abrigam uma grande diversidade de flora (Vincent & Meguro, 2008; Jacobi *et al.* 2007; Viana & Lobardi, 2007; Mourão & Stehman, 2007), além de uma elevada diversidade beta (Vincent & Meguro, 2008; Jacobi *et al.* 2007; Jacobi *et al.* 2007), e são extremamente ameaçados pela mineração. No Quadrilátero Ferrífero, a degradação dos campos ferruginosos está também associada à urbanização, expansão imobiliária, invasão de espécies exóticas e incêndios (Carmo, 2010; Jacobi *et al.* 2007).

Em um ecossistema, a forma como os grupos funcionais de plantas se distribuem irá afetar as condições físico-químicas e biológicas do solo, influenciando em sua produtividade local (Hobbie *et al.* 2007; Prescott, 2002; Binkley & Giardina, 1998). Assim, a grande heterogeneidade de habitats encontrada nos campos ferruginosos, aliada às suas respectivas associações de grupos funcionais de plantas (Jacobi *et al.* 2007), poderão influenciar os processos de ciclagem de nutrientes de diferentes maneiras, trazendo grande variação ao sistema. Importantes fatores envolvidos na entrada e no retorno de nutrientes da copa em um evento de chuva, por exemplo, devem variar em resposta à heterogeneidade de habitats destes ecossistemas (Pallardy, 2008; Schlesinger, 1997). Deste modo, padrões fenológicos dominantes (Cornwell *et al.* 2008; Aerts, 1995), diferenças específicas na eficiência de uso de nutrientes (Wood *et al.* 2011; Santiago, 2010; Nardoto, *et al.* 2006) e nas estratégias de defesa a estresses bióticos e abióticos (Chapin, 2003; Reich *et al.* 1997) irão determinar a qualidade da serapilheira depositada, influenciando localmente suas taxas de decomposição e os processos de mineralização e imobilização dos nutrientes associados.

Propriedades físico-químicas do substrato também exercem controle sobre as taxas de perda de massa da serapilheira depositada (Silver *et al.* 2000; Melillo *et al.* 1989). Em solos com elevadas

concentrações de alumínio e ferro disponível, condição típica dos campos ferruginosos (Machado, 2011), micro diferenças espaciais na disponibilidade destes elementos poderão afetar a atividade dos microorganismos decompositores nos diferentes estágios de decomposição da serapilheira foliar. Adicionalmente, a distribuição da cobertura vegetal sobre o substrato, aliada à granulometria do solo poderão levar a diferentes padrões de sombreamento e retenção da umidade no solo, interferindo nos estágios iniciais de decomposição da serapilheira (Martius *et al.* 2004a ;Liski *et al.* 2003; Epstein *et al.* 2002; Aerts, 1997). O maior sombreamento somado ao acúmulo de matéria orgânica em ilhas de vegetação mais densa ou arbórea (Conceição *et al.* 2007; Jacobi *et al.* 2007) também poderão minimizar as elevadas amplitudes térmicas e de umidade a que estes ecossistemas estão sujeitos (Martius *et al.* 2004a).

Similarmente às diferenciações espaciais esperadas para as condições microclimáticas locais, propriedades físico-químicas dos solos, qualidade da serapilheira depositada e suas taxas de decomposição, também se espera encontrar diferentes padrões de retorno de nutrientes ao solo provindos da lixiviação de partes aéreas das plantas. Como é bem conhecido, os eventos de chuva apresentam um importante papel na entrada de nutrientes nos ecossistemas (Shimshok & De Pena, 1989; Gatz & Dingle, 1971). Além disso, a partir do contato com as superfícies aéreas de plantas e percolação através da copa, a água provinda da precipitação pluviométrica poderá lixiviar íons, ou carrear elementos depositados nos períodos entre eventos de chuva, contribuindo enormemente na ciclagem de nutrientes (Scheer, 2011; Talkner *et al.* 2010; Berger *et al.*, 2009; Herrmann *et al.* 2006; Devlaeminck *et al.*, 2005; Edwards, 1982; Eaton *et al.*, 1973). Desta forma, considerando a variedade de associações vegetais nos ecossistemas sobre canga, seus diferentes portes (herbáceo, arbustivo e arbóreo) e formações (campestre e florestal), espera-se encontrar padrões espaciais diferenciados no retorno de nutrientes ao solo por esta via.

Nos últimos anos, o estudo sobre a ciclagem de nutrientes em ecossistemas tropicais tem recebido várias contribuições para a elucidação de mecanismos reguladores (Bakker *et al.* 2011; Wood *et al.* 2011; Wieder *et al.* 2009; Santiago, 2007; Kozovits, *et al.* 2007; Nardoto *et al.* 2006; Lawrence, 2005; Tobón *et al.* 2004; Luizão *et al.* 2004). Embora haja alguns trabalhos abordando a ciclagem de nutrientes em campos rupestres tropicais (Poszwa *et al.* 2009; Isichei *et al.* 1990; Muoghalu & Isichei, 1987), estes ecossistemas ainda carecem de estudos mais detalhados sobre o assunto, conhecendo-se muito pouco sobre a regulação dos processos de ciclagem como um todo. Uma vez que os campos rupestres ocorrem sobre uma grande variedade litológica e também em diferentes biomas, uma série de fatores podem regular as trocas de massa e energia nestes ecossistemas. Ainda mais escassos são os trabalhos sobre ciclagem de nutrientes nos campos rupestres sobre canga (Grant *et al.* 2007; Morley *et al.* 2004) cuja acelerada pressão de atividades mineradoras das últimas décadas é uma ameaça iminente no desaparecimento destes ecossistemas.

Dada à heterogeneidade de fatores bióticos e abióticos acima comentada, é possível que diferentes padrões de produção e decomposição de serapilheira e também de lixiviação de elementos da copa sejam encontrados em uma mesma área ou complexo de campo ferruginoso. A amplitude da variação dos processos, entretanto, não é conhecida. Segundo Cornwell *et al.* (2008) diferenças na qualidade da serapilheira, por exemplo, parecem explicar melhor as variações na sua decomposição nas diversas regiões do mundo. Além disso, após passagem pela parte aérea da vegetação, o fluxo de muitos elementos na

precipitação pluviométrica é alterado. Segundo Devlaeminck *et al.* (2005) a proximidade com os efeitos de borda aumenta a proporção no fluxo de elementos originários da deposição seca. Para Herrmann *et al.* (2006) os processos de troca iônica com a parte aérea da vegetação estão mais relacionados com a cobertura vegetal. Partindo dessas considerações, seria a heterogeneidade de grupos funcionais, e condições edafomicroclimáticas, encontrada em um complexo de campo ferruginoso composto de áreas dominadas por herbáceas, mescladas com ilhas de vegetação arbustivo/arbórea, e predominantemente coberta por vegetação arbórea, suficiente para resultar em padrões diferenciáveis de ciclagem de nutrientes e assim, impossibilitar a descrição de um único padrão para este complexo de campo ferruginoso?

1.2 - COMPLEXOS RUPESTRES DE ALTITUDE: HETEROGENEIDADE DE HABITATS NA PAISAGEM

Os campos rupestres também com a terminologia de Complexo Rupestre de Altitude (CRA) abrangem formações vegetacionais de altitude superior a 1000 m (Benites *et al.* 2007). Além disso, os CRA se diferem quanto à litologia local, ocorrendo Complexos Rupestres de Altitude sobre rochas ígneas (granito/ gnaisses), rochas quartizíticas e couraças lateríticas (Benites *et al.* 2007). De forma geral, os CRA apresentam solos rasos, arenosos, distróficos, com baixa retenção hídrica e, em alguns casos, escurecidos pelo acúmulo de matéria orgânica (Benites *et al.* 2007). Em acréscimo, sua vegetação é adaptada a situações de estresse como ventos constantes, elevada radiação solar, grandes variações diárias e sazonais de temperatura e disponibilidade de água (Vincent & Meguro, 2008; Valim, 2008; Benites *et al.* 2007). Embora aparentemente homogêneos em termos paisagísticos, os CRA apresentam variações microtopográficas locais que influenciam o volume de solo, contenção de matéria orgânica, distribuição e estrutura da vegetação, levando a grande heterogeneidade na cobertura vegetal local e, consequentemente, nas condições microclimáticas (Benites *et al.* 2007; Conceição *et al.* 2007).

1.2.1 – Campos ferruginosos

Os CRAs sobre couraças lateríticas ferruginosas, também chamados de campos ferruginosos (Rizzini, 1979) ou de vegetação de canga (Secco & Mesquita, 1983), são ecossistemas que apresentam distribuição restrita na paisagem ocorrendo, no Brasil, principalmente na região do Quadrilátero Ferrífero (MG) e Serra de Carajás (PA), com algumas formações isoladas no Centro-Norte de Minas (região de Capelinha e Serro) e no Mato Grosso do Sul (região de Corumbá) (Castro, 2008).

A primeira definição de canga foi proposta por Eschwege (1822) como um conglomerado de rocha ferruginosa composto por variedades de hematita cimentadas por limonita. Posteriormente, Dorr (1964) definiu a canga como uma rocha dura, bem consolidada, levemente permeável e extremamente resistente à erosão e ao intemperismo químico. Os afloramentos de canga laterítica não são rochas propriamente ditas, mas sim formações pedogênicas, formadas a partir de um longo processo intempérico, estando associadas a rochas ricas em ferro (Schaefer *et al.* 2008). A ação do intemperismo ao longo de milhares ou milhões de anos, favorecida pelas condições de elevada pluviosidade, levou à lixiviação gradativa do quartzo e outros minerais e, consequentemente ao enriquecimento de alumínio e ferro no substrato e à formação de crostas e

concreções ferruginosas através do processo de laterização (Castro, 2008; Varajão, 1991). Dois tipos litológicos são resultantes deste processo de laterização: a rocha não intemperizada e a canga (produto final do processo intempérico) (Castro, 2008). Em acréscimo, a intensa lixiviação de bases, consequência do alto grau de intemperismo no substrato, torna estes solos distróficos e ligeiramente ácidos (Schaefer *et al.* 2008).

Jacobi *et al.* 2007, apresentam uma série de critérios ecológicos amplos, principalmente físicos, na diferenciação de habitats e distribuição de grupos funcionais de plantas sobre os campos rupestres de canga. Características físicas como tipo litológico, fraturas nas rochas, permeabilidade, porosidade e reentrâncias levariam a heterogeneidade no acúmulo de solo e, conseqüentemente, na distribuição da vegetação sobre estes ecossistemas (Figura 1.1).



Figura1.1: Esquema ilustrando as tipologias de habitat em platô de canga juntamente com as associações de grupos funcionais de plantas. Modificado de Jacobi *et al.* 2007.

1.2.2 – Contexto geoeconômico e ameaças aos campos ferruginosos

Os campos ferruginosos são ecossistemas extremamente ameaçados pela mineração, sendo a maior parte dos depósitos de bauxita e minério de ferro, no Brasil, ocorrendo em áreas de canga na Serra de Carajás (PA) e no Quadrilátero Ferrífero (MG). O Brasil detém um dos maiores patrimônios minerais mundiais, com a posição de segundo maior produtor de minério de ferro nos últimos anos (IBRAM, 2010). Somente o estado de Minas Gerais contribuiu com 48% da produção de minério brasileira no último ano (IBRAM, 2010). Além disso, a demanda mundial por produtos derivados do ferro têm crescido em ritmo acelerado. Em 2010, as exportações de minério de ferro foram duas vezes superiores em relação à dez anos antes, sendo o minério de ferro responsável por 81,8% das exportações minerais brasileiras no mesmo período (IBRAM, 2010).

O Quadrilátero Ferrífero, com uma área aproximada de 7000 Km² é responsável por 75% da produção brasileira de ferro e contava com 44 minas (76% do total brasileiro) a céu aberto em 2007 (DNPM,

2006). Por este motivo, dos 18.518 ha de áreas de canga no Quadrilátero Ferrífero em 1960, restam somente 11.170 ha (redução de 40%), com a extinção de 100 afloramentos (Carmo, 2010).

Além da demanda mineradora, os campos ferruginosos do Quadrilátero Ferrífero estão numa área densamente habitada de Minas Gerais, próximos a grandes centros urbanos e sujeitos a outros impactos de ação antrópica como incêndios recorrentes, vandalismo, expansão imobiliária e invasão por espécies exóticas (Carmo, 2010; Jacobi *et al.* 2007). Uma vez que a humanidade vive um momento de mudanças climáticas globais (IPCC, 2007) aliado ao que já é conhecido sobre acúmulo de matéria orgânica e estoques de carbono em solos de formações florestais e campestres dos Complexos Rupestres de Altitude, (Silva *et al.* 2009; Benites *et al.* 2007) pode-se estar negligenciando a importância dos campos ferruginosos na retenção de carbono no solo. Desta forma, torna-se necessário o estudo da funcionalidade destes ecossistemas, uma vez que a acelerada perda de habitat, além de trazer perdas irreversíveis de espécies vegetais e animais e impactos na recarga de aquíferos da região (Carmo, 2010) também pode levar a impactos no desequilíbrio do ciclo de carbono, contribuindo com o cenário de mudanças climáticas globais.

Outro importante aspecto no estudo da ciclagem de nutrientes em ecossistemas sobre canga é a necessidade de se estudar a funcionalidade destes ecossistemas no intuito de servir como modelo para estudos de recuperação de áreas após atividades mineradoras. A acelerada perda de habitat desses ecossistemas não caminha no mesmo ritmo com os estudos de recuperação, cujos trabalhos ainda são escassos (Machado, 2011). Aliado às técnicas de intervenção utilizadas na minimização das condições adversas para o estabelecimento de mudas e crescimento de suas raízes, as estratégias usadas na recuperação precisam se adaptar às necessidades locais, selecionando espécies e grupos funcionais capazes de tolerar as condições do substrato pós-mina. Dentre essas condições, as espécies estarão sujeitas a menor disponibilidade de nutrientes, substratos com menor retenção hídrica e a maiores concentrações de metais pesados no solo, sendo que muitos desses elementos apresentam concentrações mais baixas em condições naturais próximo à superfície.

1.3 - PROCESSOS REGULADORES NA PRODUÇÃO E DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA FOLIAR

As comunidades vegetais desempenham importante papel na circulação de nutrientes orgânicos e minerais na biosfera, acumulando-os em sua biomassa e devolvendo-os ao ambiente através de diversos mecanismos (Larcher, 2006). A deposição de serapilheira sobre o solo é a principal via de devolução de nutrientes em ecossistemas terrestres (Spain, 1984) e suas taxas de produção e decomposição restauram e mantêm a fertilidade do solo (Ewel, 1976), determinam a produtividade nos ecossistemas, e o equilíbrio do processo de ciclagem de nutrientes como um todo (Pallardy, 2008). A serapilheira é a reserva central e a principal via de entrada de nutrientes especialmente nos ecossistemas tropicais, onde os solos, geralmente, são pobres em nutrientes (Martius *et al.* 2004b; Haridasan, 2000) e, principalmente, limitados em fósforo. A baixa disponibilidade deste elemento é conseqüência da extensiva ação do intemperismo ao longo dos anos, levando a perdas gradativas de fósforo no solo (Walker & Syers, 1976) e da sua baixa solubilidade na presença de argilo-minerais contendo alumínio e ferro (Stewart & Tiesen, 1987).

Os ecossistemas tropicais apresentam produção contínua de serapilheira ao longo do ano, entretanto, podendo exibir variações sazonais, um padrão recorrente na maioria deles (Spain, 1984; Vitousek & Sanford, 1986). Além disso, a produção de serapilheira não é homogênea em um dado ecossistema. A presença de clareiras (Ogden & Schmidt, 1997), além de variações geológicas (Woodruff *et al.* 2009) e na profundidade do solo (Jacobi *et al.* 2007) influenciam o padrão de cobertura vegetal, causando heterogeneidade na produção de serapilheira (Prescott, 2002). Por sua vez, variações espaciais e temporais na disponibilidade hídrica do substrato (Lawrence, 2005; Silva, 2004), composição florística (Costa *et al.* 2004), fertilidade do solo (Dent *et al.* 2006; Luizão *et al.* 2004), estágio sucessional (Chave *et al.* 2010; Barbosa & Faria, 2006; Martius *et al.* 2004b), duração do fotoperíodo (Lei, 1999) e ação mecânica de chuvas e ventos (Terror *et al.* 2011; Cianciaruso *et al.* 2006) afetam a quantidade de componentes decíduos perdidos pelas plantas, assim como a dinâmica e a estrutura da comunidade de decompositores no solo e a produtividade do ecossistema (Fisk *et al.* 2010; Martius *et al.* 2004b; Gonzáles & Zou, 1999; Binkley & Giardina, 1998).

Os nutrientes mineralizados a partir da decomposição da serapilheira são responsáveis pelo suprimento da maior parte da demanda nutricional necessária para as atividades metabólicas das plantas (Schlesinger, 1997). Desta forma, a decomposição da serapilheira é um processo fundamental no restabelecimento da fertilidade do solo e na ciclagem de nutrientes nos ecossistemas terrestres (Larcher, 2006). Uma vez que a decomposição da serapilheira é efetuada por microorganismos de solo, os fatores reguladores da atividade microbiana irão influenciar nas taxas de perda de massa da serapilheira depositada (Pallardy, 2008).

A decomposição da serapilheira é fortemente regulada pelas condições microclimáticas (Martius *et al.* 2004a; Aerts, 1997) e qualidade do substrato (granulometria, pH e fertilidade) (Telles *et al.* 2003; Silver *et al.* 2000; Hobbie, 2000; Finzi *et al.* 1998). O clima exerce um papel essencial no processo, uma vez que a disponibilidade de água e a temperatura do solo afetam os níveis de perda de massa e a liberação primária de nutrientes, através dos efeitos diretos no metabolismo dos decompositores (Liski *et al.* 2003; Austin, 2002; Epstein *et al.* 2002; Aerts, 1997; Meentemeyer, 1978). Em acréscimo, a precipitação pode controlar o processo físico de lixiviação, uma vez que a chuva acelera a decomposição da serapilheira superficial (Wieder *et al.*, 2009; Chang *et al.*, 2007; Aerts & De Caluwe, 1997).

Nos últimos anos vêm crescendo o número de trabalhos que ressaltam a importância também da qualidade da serapilheira na regulação dos processos de decomposição e, consequentemente, na produtividade dos ecossistemas (Bakker *et al.* 2011; Wieder *et al.* 2009; Cornwell *et al.* 2008; Santiago, 2007; Chapin, 2003; Cornelissen *et al.* 1999; Melillo *et al.* 1982). Fatores como a eficiência do uso de nutrientes pela vegetação e investimentos na defesa em resposta a estresses bióticos e abióticos determinam os atributos foliares das espécies vegetais influenciando na qualidade da serapilheira depositada (Cornwell *et al.* 2008; Chapin, 2003; Grime *et al.* 1996). Em outras palavras, altas concentrações de nutrientes e baixos teores de lignina são indicadores de baixa esclorifilia foliar, com maiores razões anatômicas de citoplasma por parede celular, promovendo maiores taxas de decomposição da serapilheira (Chapin, 2003; Mellilo *et al.* 1982).

Bakker *et al.* (2011), em florestas com limitação nutricional de P na Bolívia, encontraram maiores taxas de decomposição em serapilheira de espécies com maiores concentrações de N, maior área foliar específica e maior teor de clorofila por unidade de área foliar, sendo estes, atributos foliares de espécies com estratégias de maximização da fotossíntese em detrimento do investimento de recursos em estratégias de defesa. Padrão semelhante foi encontrado por Santiago (2007) em florestas tropicais da Costa Rica, onde também a área foliar específica e a concentração de N estiveram positivamente relacionadas com as taxas de decomposição, juntamente com maiores concentrações iniciais de P e K na serapilheira. Em sua conclusão o autor sugere que a seleção de atributos morfológicos e nutricionais para a maximização da fotossíntese influencia positivamente a decomposição da serapilheira. Wieder *et al.* (2009) em estudo também nas florestas tropicais da Costa Rica, sugerem que a qualidade da serapilheira pode influenciar a perda de massa tanto nos estágios iniciais assim como nos estágios mais avançados de decomposição: a pluviosidade juntamente com a solubilidade da serapilheira melhor determinam a decomposição nos estágios iniciais, já no processo geral, a decomposição da serapilheira foliar está melhor relacionada com a razão lignina:P.

Um dos parâmetros mais utilizados na determinação da qualidade da serapilheira são as razões estequiométricas entre concentrações de nutrientes, em geral N e P, e a fração de carbono presente na serapilheira (Güsewell, 2004). Deste modo, as razões C:N e C:P da serapilheira recém depositada são de fundamental importância no estabelecimento do *status* nutricional da serapilheira e irão influenciar a velocidade de decomposição do material vegetal (Xu *et al.* 2010; Adair *et al.* 2008; Nicolardot *et al.* 2001; Moorhead *et al.* 1999). A qualidade da serapilheira depositada irá variar de acordo com o ecossistema estudado, seu grau de sucessão, a fertilidade do solo e os padrões fenológicos vegetativos e reprodutivos das espécies dominantes. Segundo Aerts (1995), espécies decíduas e semidecíduas são menos eficientes na conservação de N e P, e tendem a perder maiores concentrações destes nutrientes em sua serapilheira. Por outro lado, espécies sempre-verdes, mais eficientes na conservação de N e P, liberam serapilheira de baixa qualidade nutricional.

As variações nas concentrações de micronutrientes e elementos não essenciais na serapilheira também irão interferir em sua decomposibilidade. A maioria dos solos tropicais apresenta argilo-minerais com elevadas concentrações de óxidos de alumínio e ferro, que são produtos do intenso intemperismo nestes solos. Haridasan (2000) estudando a vegetação sobre solos de cerrado, cuja concentração de alumínio disponível é considerada elevada, encontrou espécies acumuladoras e hiperacumuladoras de alumínio pertencentes a três famílias. Em outro trabalho desenvolvido em campos ferruginosos, Silva (1992) encontrou elevadas concentrações de níquel, cromo e ferro em partes aéreas de cinco espécies. Desta forma, muitas espécies de campos ferruginosos devem acumular em suas partes aéreas altas concentrações de metais requeridos em baixas concentrações (micronutrientes) ou elementos não essenciais para o metabolismo vegetal. Dadas as condições de elevadas concentrações de alumínio e ferro disponível nos campos ferruginosos (Machado, 2011), a serapilheira de sua vegetação deve apresentar altas concentrações destes elementos, interferindo em sua decomposibilidade. Em áreas de cerrado têm sido encontradas elevadas concentrações de alumínio e ferro disponível nos campos ferruginosos devem sua decomposibilidade. Em áreas de cerrado têm sido encontradas elevadas concentrações de alumínio e ferro disponível nos campos ferruginosos (Machado, 2011), a serapilheira de sua vegetação deve apresentar altas concentrações destes elementos, interferindo em sua decomposibilidade. Em áreas de cerrado têm sido encontradas elevadas concentrações de alumínio e ferro disponível nos campos ferruginos de carboidratos em serapilheira recém depositada (Miltner & Zech, 1998),

influenciando nos processos de mineralização de nutrientes ligados a matéria orgânica (Schwesig *et al.* 2003). Além disso, nos estágios mais avançados de decomposição, a serapilheira tende a apresentar maiores concentrações de alumínio quando comparado a estágios anteriores (Titeux & Delvaux, 2010; Rustad, 1984), o que por sua vez também ocorre com outros micronutrientes e elementos não essenciais, com exceção do manganês, cuja concentração tende a decrescer na serapilheira em decomposição (Rustad, 1984). A enzima manganês peroxidase, produzida por basidiomicetos decompositores de matéria orgânica, parece ter um papel muito importante nos estágios finais da decomposição, degradando lignina e compostos fenólicos da serapilheira (Berg *et al.* 2007; Hofrichter, 2002).

Em nível global, Cornwell *et al.* (2008) encontraram diferenças nas taxas de decomposição entre diferentes grupos funcionais vegetais. Os grupos com menores concentrações de N e maiores teores de lignina na serapilheira, e maior massa foliar específica, atributos foliares relacionados ao investimento em uma maior longevidade foliar, também são aqueles que apresentam as menores taxas de decomposição. A partir deste princípio e do que foi descrito acima, duas perguntas podem ser levantadas considerando a heterogeneidade de habitats dos ecossistemas sobre canga (1) seria a heterogeneidade de associações de grupos funcionais e condições físico-químicas do solo suficiente para causar diferentes padrões na produção de serapilheira? (2) Seria as diferentes associações de grupos funcionais, ou as condições microclimáticas impostas pela heterogeneidade da cobertura vegetal capazes de determinar diferenças nas taxas de decomposição da serapilheira?

1.4 - RECARGA DE NUTRIENTES VIA DEPOSIÇÃO ATMOSFÉRICA

Além da contribuição da litosfera, cujo intemperismo de rochas e minerais lentamente disponibiliza nutrientes para a biota, a deposição atmosférica constitui outra importante via de recarga, cuja velocidade de deposição e constituição de nutrientes depositados depende de fatores geográficos, clima e atividades antrópicas (Schlesinger, 1997). Os elementos são depositados na superfície terrestre basicamente pelas seguintes vias: deposição úmida (precipitação pluviométrica e neblina) (Beiderwieden *et al.* 2007), deposição seca (poeira) (Lawrence & Neff, 2009) e absorção de gases (através da abertura estomática das plantas) (Lovett, 1994). Os eventos de chuva apresentam grande importância no processo, uma vez que durante a precipitação, ocorre a "lavagem" de partículas de aerossol e a dissolução de gases pelas gotas (Shimshok & De Pena, 1989). Além disso, em um evento de chuva, a concentração de elementos dissolvidos varia inversamente com o tamanho das gotas e a intensidade do evento. Em geral, a água de neblina apresenta maiores concentrações de elementos dissolvidos que a água da chuva (Beiderwieden *et al.* 2007; Gatz & Dingle, 1971).

Fatores climáticos (direção de ventos) (Balakrishnan Nair, 2006), e fatores geográficos (influência dos oceanos e de ecossistemas de clima seco) (Prospero, 1996), irão interferir na constituição química dos elementos depositados. De regiões costeiras para o interior continental existe um gradiente de deposição de Na, Mg e S, principais elementos encontrados nos aerossóis de sais marinhos. Por outro lado, regiões áridas, semi-áridas e solos calcáreos são importantes fontes do Ca depositado sobre outros ecossistemas (Pieri *et al.* 2010; Rodhe *et al.* 2002). A deposição atmosférica também pode ser a principal via de recarga de nutrientes

cuja disponibilidade no substrato é muito baixa, como o fósforo nos ecossistemas tropicais, cujos solos já se encontram bem intemperizados (Newman, 1995). Em acréscimo, atividades antropogênicas intensificadas nas últimas décadas como mudanças no uso da terra (Allen *et al.* 2010) e industrialização (Dentener *et al.* 2006), aumentaram as emissões de gases traços para a atmosfera, criando novos cenários de deposição de elementos sobre os ecossistemas.

1.5 - CONTRIBUIÇÃO DA PRECIPITAÇÃO INTERNA (*THROUGHFALL*) NA CICLAGEM DE NUTRIENTES

Nos ecossistemas terrestres, a distribuição e arquitetura da vegetação exercem um forte controle na retenção e distribuição da água precipitada pela chuva, regulando o volume de água que atingirá o solo (Barbosa et al. 2010; Whelan & Anderson, 1996). Uma parte da água precipitada é interceptada na copa da vegetação, sendo a capacidade de retenção da água dependente da cobertura vegetal local, freqüência de chuvas e do potencial de evaporação (Gerrits et al. 2010). Por outro lado, a água que passa pela copa da vegetação (throughfall) e pelos galhos e troncos (stemflow) pode transportar nutrientes provindos de fora do sistema (dissolvidos na água da chuva anteriormente ao contato com a vegetação ou na forma de poeira depositada entre eventos de chuva) ou nutrientes lixiviados da superfície percolada da planta (Pallardy, 2008; Eaton et al. 1973). De modo geral, a concentração de nutrientes da água que chega ao solo é maior do que a concentração de nutrientes da água da chuva antes de passar pelas partes aéreas da vegetação. Por este motivo, a água da chuva entrando no solo via throughfall e stemflow tende a ser mais concentrada, principalmente, em elementos com maior mobilidade (Pallardy, 2008). Nos ecossistemas terrestres, a concentração de potássio no throughfall costuma ter uma relação positiva com o índice de área foliar da vegetação (Herrmann et al. 2006) e numa floresta tropical, seu fluxo tende a ser duas ou três vezes maior quando comparado ao fluxo via serapilheira (Tobón et al. 2004; Edwards, 1982). Além disso, a decomposição de galhos e ramos, geralmente, começa anteriormente à abscisão da planta, e a água da chuva que entra em contato com estas superfícies pode contribuir significativamente no fluxo de Ca, Mg, N e P via throughfall (Edwards, 1982). Em acréscimo, elementos depositados nas superfícies vegetais nos períodos entre eventos de chuva, contribuem enormemente para o fluxo do throughfall, sendo sua importância ainda maior para ecossistemas sujeitos a elevadas taxas de deposição atmosférica (Scheer, 2011; Malek, 2010; Herrmann et al. 2006; Devlaeminck et al. 2005). Assim, o throughfall e stemflow apresentam grande importância na ciclagem de nutrientes nos ecossistemas terrestres, uma vez que os nutrientes retornam ao solo em suas formas iônicas, dissolvidos na água precipitada, estando prontamente disponíveis para a absorção pelas raízes (Eaton, 1973). Além de sua importância na ciclagem de nutrientes, o throughfall e stemflow podem interferir na distribuição espacial da umidade (Schume et al. 2003) e nas taxas de percolação da água no solo (Malek, 2010; Keim et al. 2005). No geral, mais de 85% do volume de água que alcança o solo e 90% dos nutrientes lixiviados das partes aéreas vêm do throughfall (Pallardy, 2008; Tobón et al. 2004; Brinson et al. 1980).

1.6 - OBJETIVOS

O objetivo do presente estudo foi conhecer, caracterizar e comparar a produtividade primária e a ciclagem de nutrientes no sistema solo-planta em formações vegetacionais sobre diferentes tipos de canga, na Serra da Brígida, Ouro Preto (MG). Esta área oferece uma interessante oportunidade de estudo sobre os processos de ciclagem de nutrientes, pois apresenta habitats de campos ferruginosos predominantemente campestres, dominados por plantas herbáceas, e entremeadas por ilhas de vegetação mais densa e arbóreo/arbustivas. Em outro extremo da área, ocorre uma formação florestal considerada estacional semidecidual. Sob o mesmo clima, estes três ambientes (ou estágios evolutivos do solo sobre canga e dos campos ferruginosos) representam um gradiente de biomassa, cobertura vegetal, estrutura da comunidade, gradiente este associado a variações em diversos parâmetros edafo-microclimáticos. Neste contexto, este estudo buscou responder às seguintes questões: (1) as variações entre os ambientes seriam suficientes para produzir padrões de ciclagem de nutrientes distintos? (2) Seria possível identificar fatores mais relevantes para o controle dos processos ao longo do gradiente?

Foram avaliados parâmetros como a estimativa da produção anual de serapilheira, seu fluxo anual de macro e micronutrientes e suas taxas de decomposição juntamente com medidas de parâmetros microclimáticos dos sítios, da qualidade inicial da serapilheira e das condições físico-químicas do solo. No mais, buscou-se estimar a contribuição do fluxo de macro e micronutrientes via precipitação interna (*throughfall*) nos processos de ciclagem do ecossistema estudado.

MATERIAIS & MÉTODOS

2.1 CARACTERIZAÇÃO GERAL – APA CACHOEIRA DAS ANDORINHAS

Criada pelo decreto estadual nº 30.264, de 16 de outubro de 1989, a APA Cachoeira das Andorinhas localiza-se no distrito de São Bartolomeu, município de Ouro Preto, no alto Rio das Velhas, totalizando uma área de 18.700 hectares. Inserida na vertente norte da Serra de Ouro Preto, a região constitui um importante divisor de águas, abrigando as cabeceiras mais altas do Rio das Velhas (importante tributário do Rio São Francisco). A região é de transição entre dois grandes biomas brasileiros, a Mata Atlântica e o Cerrado. Cerca de 60% da área da APA Cachoeira das Andorinhas é coberta por fisionomias de Floresta Estacional Semidecidual (IEF, 2005). Os campos rupestres abrangem 11% da área e as cangas e lateritas apenas 0,4% (IEF, 2005). Estas últimas apresentam localização restrita à porção sul-sudeste da APA (Serra da Brígida) e são divididas em: (1) canga laterítica sobre rochas itabiríticas, formando solos rasos e concrecionários, resistentes a erosão, com abundante horizonte bauxítico em profundidade e (2) depósitos lateríticos e bauxíticos em colúvios ou *in situ*, derivadas de materiais itabiríticos intemperizados e transportados (IEF, 2005).

2.2 - ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi conduzido na Serra da Brígida, porção sul-sudeste da APA Cachoeira das Andorinhas, nas proximidades de Ouro Preto (MG) (20⁰21'S; 43⁰ 30'W; a uma altitude entre 1470 e 1500m) (Fig. 4). A serra apresenta uma área total de 138,3 ha, cuja litologia varia de xistos, filitos, quartzitos e itabiritos silicosos já bem decompostos (UFOP, 2001) (Fig. 2.1). Segundo Carmo (2010) a Serra da Brígida está inserida na Sinclinal Dom Bosco na porção sudeste do Quadrilátero Ferrífero. Na serra, durante a década de 1960, houve a exploração dos depósitos de bauxita superficiais em um trecho da vertente leste da serra (Nalini Jr. 1993). Por outro lado, a serra ainda abriga trechos de vegetação nativa não alterada, cujos habitats variam de formações campestres a formações florestais semideciduais (Machado, 2011) (Fig. 4 B-D).

Segundo Castro (2008) as concreções ferruginosas variam de cangas localizadas em platôs a cangas localizadas em cristas serranas, com estas últimas apresentando maior distribuição no Quadrilátero Ferrífero. Na Serra da Brígida, a formação campestre consiste de canga ferruginosa em crista, formada paralelamente sobre camadas de itabiritos inclinadas (Fig. 2.2). Nestas cangas é comum a presença de fragmentos detríticos, cuja origem vem de fragmentos de cangas *in situ* ou desprendidos a montante. As variações microtopográficas da couraça laterítica levam à heterogeneidade no acúmulo destes detritos (Castro, 2008). Por este motivo e partindo de observações *in situ*, notou-se, na formação campestre, uma distribuição diferenciada de habitats: (1) uma matriz de vegetação de porte herbáceo-arbustivo em áreas onde a couraça encontra-se mais exposta, chamada aqui de herbáceo-arbustiva (HA), (2) ilhas de vegetação mais densa e ocorrência de indivíduos de porte arbóreo, maior cobertura vegetal e camada de serapilheira mais evidente sobre o substrato, chamada de Ilhas de vegetação arbórea (IVA). Por outro lado, em sua vertente oposta,



Figura 2.1: Localização no estado de Minas Gerais e mapa geológico da APA Cachoeira das Andorinhas: Na porção sul-sudeste da APA localiza-se a Serra da Brígida (destacada pelo círculo) onde ocorrem as cangas ferruginosas e cangas detríticas. Modificado de IEF/UFV/IBAMA (2005).

encontra-se uma vegetação de formação florestal (FF) (Floresta Estacional Semi-Decidual) de encosta sobre detritos de origem coluvionar (Fig 2.3 b-c). Estes detritos são formados por depósitos de itabiritos, cangas e outras litologias, cimentados, sobretudo junto à superfície por limonita (Castro, 2008). Na formação campestre, os solos variam de Neossolos Litólicos a Neossolos Litólicos Húmicos com condições de morfogênese acentuada. Na formação florestal, os solos variam de Cambissolos nas altitudes mais elevadas, evoluindo para Latossolos no gradiente topográfico (IEF, 2005).



Figura 2.2: Esquema ilustrando a disposição de cangas em crista serrana. **Formação campestre:** (a) Canga exposta ou pequenas fraturas e fissuras no substrato permitindo o desenvolvimento de uma vegetação herbáceo-arbustiva. (b) aglomerados de solos formados a partir de fragmentos de canga de origem coluvionar permitindo o desenvolvimento de indivíduos de porte arbóreo e maior cobertura vegetal. **Formação Florestal:** Substrato formado a partir da deposição sucessiva de fragmentos de canga, itabiritos, ou de outras litologias. Modificado de Castro, 2008.

2.3 - CLIMA E PLUVIOSIDADE

Segundo a classificação de Köppen (1931), no município de Ouro Preto ocorrem dois tipos climáticos: tropical de altitude com verões quentes (Cwa) e tropical de altitude com verões brandos (Cwb). A pluviosidade total no período entre janeiro de 2010 e janeiro de 2011 foi mensurada a partir de 3 pluviômetros localizados em uma área sem vegetação próxima às unidades amostrais. A pluviosidade acumulada durante o ano de 2010 foi de 1204,8 mm com uma marcante sazonalidade pluviométrica: a estação chuvosa, de outubro a abril, apresentou precipitação acumulada de 1150,9 mm (95,5% do ano) e a estação seca, de maio a setembro, apresentou precipitação acumulada de 53,8 mm (4,5% do ano) (Fig. 2.4). As formações campestre sobre canga apresentam grande amplitude térmica diária e anual, com variações diárias de 5°C nos meses mais quentes e de até 7°C nos meses mais frios (Valim, 2008). No presente estudo a temperatura do ar foi medida, mensalmente, no período entre 9 e 11h na formação campestre (herbáceo-arbustica e ilhas de vegetação arbórea) e na formação florestal. As temperaturas médias mais elevadas foram nos meses de fevereiro (35,1°C) e abril (36,1°C) e as temperaturas mais baixas foram em junho (17,0°C). As temperaturas médias foram de 30,9°C na estação chuvosa e de 24,9°C na estação seca.



Figura 2.3: a) Vista Geral da Serra da Brígida. b) Formações florestais estacionais semideciduais na vertente oeste da serra. c) Formação florestal com vegetação de baixo porte cujo solo apresenta muitos fragmentos detríticos de canga. d) Formação campestre sobre canga ferruginosa na vertente leste da serra durante a estação seca.



Figura 2.4. Pluviosidade acumulada mensal e temperatura média do ar mensurada mensalmente, sempre entre 9 e 11 h da manhã, na área de estudo.

2.4 - DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

O estudo foi conduzido no período entre outubro de 2009 e janeiro de 2011. Primeiramente, estabeleram-se dois transectos de 100 metros nas formações florestais e campestres sobre canga, onde, a cada 10 metros, e a 3 metros do eixo do transecto, alternadamente, foram marcados os pontos de amostragem (Fig. 2.5). Na formação campestre escolheu-se 10 Ilhas de vegetação arbórea, nos dois lados do transecto, localizadas o mais próximo possível de seu eixo.



Figura 2.5: Delineamento experimental utilizado no experimento. Nas formações campestre e florestal estabeleceramse transectos de 100 metros, totalizando 10 unidades amostrais por habitat. Para o experimento de decomposição da serapilheira foliar e coleta do *throughfall* utilizou-se 8 unidades amostrais por habitat. Para a amostragem das ilhas de vegetação arbórea na formação campestre, escolheu-se as que se localizavam mais próximas às unidades amostrais.

2.5 - AMOSTRAGEM E ANÁLISES DE SOLO

Amostras de solo foram coletadas na profundidade de 0-5cm (formação campestre e florestal) e também na de 5-10cm (formação florestal). Para a fertilidade e umidade do solo, em cada unidade amostral, coletaram-se quatro amostras de solo, sendo imediatamente misturadas no intuito de formar amostras compostas, resultando, deste modo, em dez réplicas por habitat. Para a geoquímica e determinação das frações granulométricas, as coletas foram realizadas em abril de 2010 (transição chuvosa-seca), coletando-se entre 1,5 e 2,0 kg por unidade amostral, totalizando dez réplicas por habitat.

2.5.1- Fertilidade e pH

Para as análises de fertilidade, as coletas foram realizadas nas estações seca (julho), chuvosa (janeiro) e transições (abril e setembro). Analisou-se a concentração de P disponível e K Total (*Mehlich 1*), Nitrogênio total (*Kjeldahl*) e Matéria Orgânica (*Walkley-Black*). As análises foram realizadas pelo Laboratório de Análises de Solos da Universidade Federal de Viçosa, segundo metodologia descrita pela Embrapa (1997). Além disso, nas amostras de solo coletadas nas estações seca (julho) e chuvosa (janeiro), determinou-se também o pH em H₂O e KCl.

2.5.2 - Granulometria

Para a determinação das frações granulométricas, as amostras foram secas a 40°C por 5 dias e homogeneizadas. A análise granulométrica foi realizada por peneiramento mecânico a seco (20 minutos),

utilizando peneiras com malhas de 63µm, 125µ, 250µm, 500µm, 1mm e 2mm, separando nas classes nominais de Wentworth (1922) e que correspondem, respectivamente, a silte-argila, areia muito fina, areia fina, areia média, areia grossa, areia muito grossa e cascalho. Após o peneiramento determinou-se, de cada amostra, a porcentagem em massa seca de cada fração.

2.5.3 - Geoquímica

A mobilidade de elementos maiores, menores e traço no solo dependem da forma química em que os elementos são encontrados no ambiente (Brady & Weil, 2008). Características físico-químicas dos solos, geoquímica da rocha matriz e fatores biológicos irão influenciar o estoque e a disponibilidade de nutrientes e elementos não essenciais (Schlesinger, 1997). Deste modo, as plantas devem ajustar sua fisiologia e metabolismo de acordo com o suprimento de elementos no solo, influenciando nos processos de ciclagem como um todo (Pallardy, 2008). As plantas, por sua vez, absorverão elementos que poderão se encontrar prontamente disponíveis (trocáveis) ou potencialmente disponíveis (associados a óxidos, sulfetos e matéria orgânica). Por esta razão, optou-se por realizar a extração sequencial em três etapas segundo metodologia descrita por Community Bureau of Reference –BCR (recentemente nomeada Standards, Measurements and Testing Programme) (Rauret et al. 2001), consistindo na determinação da concentração de elementos na fração trocável (elementos facilmente disponíveis utilizando ácido acético 0,11 mol.L⁻¹), na fração redutível (elementos associados a óxidos utilizando cloridrato de hidroxilamina 0,1 mol.L⁻¹ com pH 2) e na fração oxidável (elementos associados a matéria orgânica e sulfetos utilizando peróxido de hidrogênio 30 % (m/m) e acetato de amônio 1 mol.L⁻¹). Após os procedimentos de digestão, foram determinadas as concentrações de Al, Ba, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, S, Sr, Ti, V, Y e Zn por Espectrometria de emissão atômica por plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) no Laboratório de Geoquímica Ambiental no DEGEO/EM/UFOP.

2.6 - PRODUÇÃO E QUALIDADE DA SERAPILHEIRA

A produção de serapilheira ao nível da comunidade foi quantificada, a cada 15 dias, no período entre outubro/2009 e dezembro/ 2010. Os coletores de serapilheira (0,5 x 0,5 m; 2 mm de abertura da tela) foram inseridos em cada unidade de amostragem nas formações campestre (10 cm do solo) e na formação florestal (30 cm do solo), totalizando 30 coletores. Em cada coleta, o material foi armazenado em sacos plásticos devidamente etiquetados com a identificação do coletor e data de coleta. No laboratório, as amostras de serapilheira foram secas (40°C por 72h) e, em seguida, foram obtidos o peso seco de cada amostra nas frações folha e miscelânia (flores, frutos, galhos, sementes, cascas), excluindo-se tecidos animais e gramíneas. Sub-amostras da serapilheira foliar coletadas em janeiro (estação chuvosa), abril (transição chuvosa-seca), julho (estação seca) e setembro (transição seca-chuvosa) foram enviadas para análise de N total (Método de Nessler), e C total (combustão úmida) no Laboratório de Análise Foliar da Universidade Federal de Viçosa. Além disso, em sub-amostras de serapilheira do período de janeiro a março (estação chuvosa) e junho a setembro (estação seca), por meio de digestão ácida sob temperatura controlada em microondas (HNO₃ 65% e peróxido de hidrogênio 30 % (m/m); na proporção de 7:1), determinou-se os

teores de Al, Ba, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, S, Sr, Ti, V, Y e Zn por Espectrometria de emissão atômica por plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) no Laboratório de Geoquímica Ambiental no DEGEO/EM/UFOP.

O fluxo de nutrientes e elementos não essenciais foi calculado como o produto entre a produção total da serapilheira foliar anual e a respectiva concentração média de nutrientes e elementos por unidade amostral (Nardoto *et al.* 2006; Cuevas & Medina, 1986).

2.7 - DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA FOLIAR

Amostras de serapilheira foliar coletadas no período de outubro e novembro de 2009 nos três habitats foram usadas para a determinação das taxas de decomposição. Uma vez que a serapilheira usada no experimento de decomposição foi de material coletado em um período de somente dois meses, sendo baixo o peso seco total do material coletado neste intervalo de tempo, sobretudo na formação campestre, decidiu-se alocar 2 gramas de serapilheira em cada bolsa de decomposição para se avaliar a perda de massa ao final das estações chuvosa, seca e após 1 ano em decomposição. As amostras de serapilheira recém coletadas foram secas até peso constante, sendo 2 gramas inseridos em bolsas de decomposição (15 x 10 cm, 2mm de abertura da tela). Devido à baixa produção de serapilheira em HA no período, amostras de HA e IVA foram misturadas e divididas para os dois habitats. Em dezembro de 2009, durante a estação chuvosa, 72 bolsas de decomposição foram colocadas ao longo do transecto e inseridas, quando possível, abaixo da camada de serapilheira existente para a incubação. As amostras foram coletadas após 124 dias (abril/2010; final da estação chuvosa), 263 dias (setembro/2010; final da estação seca) e 365 dias (dezembro/2010) (n=8 bolsas por período e habitat). As amostras de serapilheira em decomposição coletadas foram secas (40°C por 72h) para a determinação da perda de massa. A partir destes dados calculou-se a taxa de decomposição (K) segundo o modelo exponencial de Olson (1963): Xt/X0=X0 e-kt, onde X representa a massa de serapilheira seca após um período de incubação em dias (t), e X_0 é a massa inicial. A meia vida das folhas, (T_(1/2)), ou seja, em quanto tempo ocorre a perda de 50% da massa inicial também foi determinada segundo: $T_{(1/2)}$ =0,693/k (Bockheim et al. 1991). Sub-amostras da serapilheira recém coletada foram separadas para a determinação de sua qualidade (concentrações de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais) utilizando métodos já descritos no tópico anterior. Além disso, mensalmente, no período entre janeiro e dezembro de 2010, mensuraram-se alguns parâmetros microclimáticos dos sítios de decomposição: conteúdo relativo de água no solo (CRAS) pelo método gravimétrico e temperatura do solo (TS) usando-se um termômetro Mini Therma K. As medidas foram realizadas no período entre 9 e 11h da manhã, sempre próximas aos locais onde inseridas as bolsas de decomposição no campo.

2.8 – MENSURAÇÃO DO ÍNDICE DE ÁREA FOLIAR

As fotos hemisféricas foram tiradas nos habitats da formação campestre (herbáceo-arbustiva e ilhas de vegetação arbórea) e formação florestal em setembro/ 2010 (estação seca) e março/2011 (estação chuvosa), no período entre 06:30 e 08:30 da manhã, utilizando uma câmera *Nikon* modelo *Coolpix 5400*, acoplada a uma lente olho de peixe modelo *Nikon* modelo *FC-E9*. Antes de cada foto, a lente foi nivelada

com um instrumento de bolha de ar e posicionada a uma altura de aproximadamente 50 cm e, superiormente, para o norte, detectado através de bússola. Para a obtenção dos dados do índice de área foliar (IAF) utilizouse o *software Gap Light Analyser* (2.0) após calibração pela altitude e coordenadas geográficas locais.

2.9 – DEPOSIÇÃO ATMOSFÉRICA E PRECIPITAÇÃO INTERNA (THROUGHFALL)

No intuito de se quantificar o volume, a concentração e fluxo de nutrientes da água de chuva percolada pela copa da vegetação (throughfall), utilizou-se um total de 24 pluviomêtros distribuídos nos três habitats, consistindo de funis de polietileno de 260 cm² de diâmetro posicionados a aproximadamente 50 cm do substrato. Cada funil foi revestido com uma tela de náilon de cor branca (5 x1 mm de diâmetro) para evitar a contaminação das amostras e a obstrução da passagem da água por detritos de tamanhos maiores (serapilheira, insetos). Os funis foram conectados a uma mangueira de 10 cm permitindo a ligação com o galão de polietileno de 5L. Os galões foram revestidos por uma caixa de isopor (18L) no intuito de se evitar a evaporação da água armazenada, além da penetração da luz e o consequente crescimento de algas nos galões com as amostras. Em uma área sem vegetação próxima aos pontos de amostragem foram inseridos três pluviômetros, no intuito de coletar a água da chuva sem a influência da vegetação. Anteriormente à instalação e após seis meses em campo, os galões e funis foram lavados com HCl (3%) e abundante água destilada. A cada 15 dias, (estação chuvosa) e a cada 30 dias (estação seca) foram medidos o volume de água acumulada nos galões e coletadas sub-amostras para análise de nutrientes e elementos não essenciais. Em cada coleta, anteriormente à medida volumétrica, os galões foram balançados para homogeneizar a água acumulada. As medidas volumétricas da água presente nos coletores foram realizadas em campo e, após quantificadas, os galões foram lavados com água destilada antes de novamente serem inseridos nas caixas de isopor. Em seguida, 150 ml de água foram armazenados em potes de polietileno de cor branca. Em laboratório, as amostras foram filtradas em membranas de acetato de celulose (45µm) e acidificadas com HNO₃ 65% (1 gota para 10 ml) para as análises de Al, Ba, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, S, Sr, Ti, V, Y e Zn por Espectrometria de emissão atômica por plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) no Laboratório de Geoquímica Ambiental no DEGEO/EM/UFOP.



Figura 2.6: A) Coletor de serapilheira no habitat herbáceo-arbustivo da formação campestre. B) Coletor de serapilheira na formação florestal. C) Bolsa de decomposição. D) Bolsa de decomposição sob a camada de serapilheira na formação florestal

2.9.1- Cálculo do fluxo de elementos pelo *throughfall* e da estimativa do fluxo de elementos por lixiviação da copa

O fluxo dos elementos foi calculado, mensalmente, no período entre fevereiro de 2010 e janeiro de 2011, como o produto entre o volume pluviométrico medido em cada unidade amostral e suas respectivas concentrações. O efeito da parte aérea da vegetação no fluxo de elementos foi obtido subtraindo o fluxo da precipitação pluviométrica do fluxo do *throughfall* (TF), sendo o valor gerado, aqui chamado de *throughfall* verdadeiro (TV). Deste cálculo, valores negativos indicam retenção de elementos nas partes aéreas e valores positivos indicam liberação das partes aéreas.

Seguindo o modelo proposto por Ulrich (1983), descrito e revisado por Staelens *et al.* (2008), foi estimada a porcentagem da contribuição da deposição seca (DS) e da lixiviação da copa (LC) no fluxo do *throughfall* verdadeiro (TV). Os elementos depositados abaixo da parte aérea da vegetação (TF) podem se originar do total depositado pela atmosfera (TDA) e também da lixiviação da copa (LC):

TF = TDA + LC = DP + DS + LC

onde, DP é a deposição pluviométrica em ambiente sem influência da vegetação. No presente estudo foi utilizado como DP, ou seja, como controle, 11 coletores com aproximadamente 50 cm de altura, permanentemente inseridos em campo. O *throughfall* verdadeiro obtido foi gerado pela seguinte fórmula:

$$TV = TF - DP = DS + LC$$

O modelo de Ulrich (1983) propõe a distinção entre os elementos originários da deposição seca daqueles originários da lixiviação da copa no *throughfall* verdadeiro. De acordo com este modelo, íons como Na⁺ e SO₄²⁻ são considerados com ausência de lixiviação ou captura pelas partes aéreas. Desta forma, valores positivos de Na e S na deposição do *throughfall* verdadeiro indicam origem por deposição seca. Devido à sua relativa inércia no contato com a parte aérea da vegetação durante a deposição, o Na⁺ é amplamente utilizado como íon traço (Scheer, 2011; Staelens *et al.* 2008; Herrmann *et al.* 2006; Devlaeminck *et al.* 2005; Oyarzún *et al.*, 2004) para se obter o fator de deposição seca de cátions, sendo também utilizado no presente estudo. De acordo com o modelo de Ulrich (1983), K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺ são considerados cátions com a mesma eficiência de deposição do Na⁺. Herrmann *et al.* (2006), além de considerar este modelo para a determinação da lixiviação de K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺, também considera outros cátions, assim como, Mn²⁺ e Zn²⁺. No presente estudo, também foi estimado o total lixiviado de Ba²⁺ e Sr²⁺ da copa da vegetação. Os elementos Al e Fe, por apresentarem elevadas concentrações no solo (Machado, 2011), e também por serem praticamente inertes na planta (Kabata-Pendias & Pendias, 2001), optou-se por não obter a estimativa do total lixiviado. Partindo então desse princípio, usando o fluxo de deposição pluviométrica (DP) e o *throughfall* (TF) de Na⁺, foi calculado o fator de deposição seca (FDS):

$$FDS = \frac{(TF - DP)_{Na}}{DP_{Na}}$$

A deposição seca de K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Mn²⁺, Zn²⁺, Ba²⁺ e Sr^{2+} foi então calculada como o produto da PD pelo FDS:

$$DS_x = PD_x.FDS$$

onde $x = K^+$, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} , $Ba^{2+} e Sr^{2+}$.

O total lixiviado da copa é então calculado subtraindo a deposição seca estimada do *throughfall* verdadeiro.

$$LC_x = TV_x - DS_x$$

2.10 - ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Primeiramente os dados foram submetidos a um teste de normalidade (Kolmogorov-Smirnov), sendo os dados não normais logaritmizados. Diferenças entre os habitats nas médias anuais de pH do solo, qualidade nutricional da serapilheira e fluxo anual de elementos ao solo foram testadas utilizando uma análise de variância (ANOVA). ANOVA de medida repetida foi usada para testar diferenças sazonais e entre habitats na produção e decomposição da serapilheira, na fertilidade do solo e nas condições microclimáticas dos sítios de decomposição. O coeficiente de variação (CV) foi utilizado para descrever estatisticamente as variações espaciais e mensais entre os habitats na produção de serapilheira, condições microclimáticas dos sítios de decomposição, volume e fluxo de elementos do *throughfall*. Diferenças entre as concentrações de macro, micronutrientes e elementos não essenciais no solo entre habitats e frações de disponibilidade foram avaliadas a partir de uma análise de variância bi-fatorial. Teste t de student foi utilizado para detectar diferenças na qualidade nutricional inicial da serapilheira utilizada no experimento de decomposição e no fluxo de elementos ao solo pela serapilheira e *throughfall*. Relações entre a perda de massa da serapilheira

em cada estágio e as condições ambientais dos sítios de decomposição (microclima e pH), além de relações entre o fluxo de elementos no *throughfall* e o IAF foram avaliados através de regressões lineares simples. Resultados de análises estatísticas com valores de p entre 0,05 e 0,1 são considerados com tendência a apresentarem diferenças.



Figura 2.7: a) Pluviômetro instalado na formação campestre b) Detalhe para a tela utilizada no revestimento do funil no intuito de evitar a contaminação por detritos

FERTILIDADE, DISPONIBILIDADE DE NUTRIENTES NO SOLO E PADRÕES DE DINÂMICA DA PRODUÇÃO, QUALIDADE E DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA FOLIAR EM FORMAÇÕES CAMPESTRE E FLORESTAL SOBRE CANGA

3.1 - RESULTADOS

3.1.1 – Caracterização geral do solo

pH e Fertilidade

Os solos dos habitats diferiram significativamente em termos de pH (H₂O: $F_{3;36} = 21,67$; p < 0,01 e KCl: $F_{3;36} = 92,16$; p < 0,01) (Tabela 3.1). A camada superficial (0 a 5 cm) na formação florestal (FF) apresentou valor médio de pH em água (4,88) mais elevado que o encontrado nos dois habitats campestres. Por outro lado, os valores de pH em KCl não diferiram entre a formação florestal e as ilhas de vegetação arbórea (IVA), sendo superiores à media do habitat herbáceo-arbustivo (HA).

Diferenças entre as concentrações médias anuais de N, MO e K também foram significativas entre os habitats estudados (N: $F_{3;27} = 9,30$; p <0,001; MO: $F_{3;27} = 13,99$; p < 0,001 e K: $F_{3;27} = 7,31$; p = 0,001) (Tabela 3.1). Nas IVA, as concentrações médias anuais de nitrogênio foram 77% maiores que em HA e, numericamente, mas não significativamente, 37% maiores que em $FF_{(0,5cm)}$. Resultado semelhante foi encontrado para a MO, cujos valores médios em IVA foram 101% maiores que em HA e, numérica, mas não significativamente, 52% maiores que em $FF_{(0,5cm)}$. A concentração média de K em IVA também não diferiu significativamente da calculada para FF, e foi maior que em HA.

As concentrações de K total e P disponível no solo apresentaram variação significativa ao longo do ano (Tabela 3.2. K: $F_{3;27} = 9,57$; p < 0,001; P: $F_{3;27} = 7,923$; p = 0,001), diferentemente das concentrações de nitrogênio (p > 0,78) e MO (p > 0,23), cujas concentrações não variaram significativamente entre as estações. As concentrações de P apresentaram maior sazonalidade ao longo do ano, sendo mais elevadas durante a estação seca em HA (7,0 mg.kg⁻¹) e durante a estação chuvosa em IVA (10,0 mg.kg⁻¹) e em FF (6,8 mg.kg⁻¹). Na formação florestal as concentrações de P foram bem menores durante a estação seca (4,4 mg.kg⁻¹). Foi encontrada correlação significativa entre a concentração de N total (R² = 0,91; p < 0,001) e P disponível (R² = 0,38; p < 0,001) no solo com o teor de matéria orgânica, indicando a importância desta última para a manutenção desses nutrientes no sistema.

	Formação campestre		Formação florestal	
	Herbáceo-arbustiva	Ilhas de veg. arbórea	(0-5 cm)	(5-10 cm)
pH (H ₂ O)	4,10 (0,20) a	4,42 (0,31) a	4,88 (0,34) b	5,00 (0,25) b
pH (KCl)	3,17 (0,13) a	3,36 (0,33) b	4,20 (0,18) b	4,48 (0,12) c
N (g/kg)	5,2 (2,2) ab	9,2 (2,6) c	6,7 (1,0) bc	4,7 (1,1) a
P (mg/kg)	5,6 (0,9) b	6,3 (1,8) b	5,3 (1,0) b	4,4 (0,4) a
K (mg/kg)	48,8 (11,4) ab	58,1 (10,0) c	53,3 (7,9) bc	38,6 (6,1) a
MO (%)	17,3 (7,1) ab	34,7 (11,3) c	22,9 (2,7) b	14,3 (2,5) a

Tabela 3.1: Concentrações médias anuais de N total, P disponível, K total e matéria orgânica (MO) juntamente com valores de pH $_{(H2O \ e \ KCl)}$ no solo dos habitats sobre canga. Valores entre parênteses indicam desvio padrão e letras diferentes indicam diferença significativa (ANOVA; p<0,05) entre os habitats.

Tabela 3.2: Concentrações de N total, P disponível, K e matéria orgânica em quatro períodos ao longo do ano: estações chuvosa (janeiro); transição chuvosa-seca (abril); seca (julho) e transição seca-chuvosa (setembro). Valores entre parênteses indicam desvio padrão. Letras diferentes indicam diferença significativa entre períodos dentro do mesmo habitat (ANOVA; p < 0.05).

	Habitat	Chuvosa	Chuvosa-seca	Seca	Seca-chuvosa
		(janeiro)	(abril)	(julho)	(setembro)
N(g.kg ⁻¹)	Herbáceo-arbustiva	5,1 (3,0) a	5,6 (2,1) a	5,3 (2,5) a	4,5 (2,5) a
	Ilhas de veg. arbórea	9,8 (2,6) a	8,8 (3,1) a	8,5 (3,5) a	9,7 (3,2) a
	Formação florestal	6,6 (0,9) a	7,0 (1,0) a	6,7 (1,6) a	6,5 (1,5) a
P(mg.kg ⁻¹)	Herbáceo-arbustiva*	5,1 (1,0) a	5,9 (2,1) ab	7,0 (1,2) b	4,4 (0,9) a
	Ilhas de veg. arbórea*	10,0 (4,3) b	4,7 (1,9) a	6,1 (1,6) a	4,5 (2,0) a
	Formação florestal*	6,8 (1,9) b	4,4 (1,7) a	4,9 (1,2) ab	5,2 (1,8) ab
K(mg.kg ⁻¹)	Herbáceo-arbustiva	38,2 (12,8) a	52,2 (12,8) a	50,7 (10,9) a	54,0 (19,7) a
	Ilhas de veg. arbórea*	59,5 (17,0) b	62,4 (13,7) b	38,4 (13,1) a	72,2 (11,8) b
	Formação florestal	50,9 (10,6) a	54,4 (17,6) a	53,4 (10,6) a	54,6 (13,9) a
MO (%)	Herbáceo-arbustiva	17,0 (10,7) a	18,8 (6,0) a	17,8 (6,6) a	15,8 (10,0) a
	Ilhas de veg. arbórea	32,9 (10,7) a	42,7 (16,0) a	30,6 (16,2) a	32,9 (12,4) a
	Formação florestal	22,5 (4,7) a	23,2 (2,9) a	23,6 (5,6) a	22,4 (5,7) a

Asteriscos (*) indicam habitats com diferença significativa entre os períodos.

Granulometria

Os resultados indicam uma maior representatividade da fração cascalho em todos os habitats: 72,4% para herbáceo-arbustivo; 64,8% para ilhas de vegetação arbórea e, respectivamente, 30,9% e 30,0% para as profundidades 0-5 e 5-10 cm da formação florestal (Figura 3.1). Quando excluída a fração cascalho e os subtipos da fração areia, o percentual da fração areia decresce na seguinte ordem entre os habitats: herbáceo-
arbustivo > formação florestal (0-5 cm) > ilhas de vegetação arbórea > formação florestal (5-10 cm) (Tabela

3.2).

Figura 3.1: Porcentagem média de representatividade de cada fração granulométrica obtida pelo peneiramento a seco: (CA - cascalho (> 2mm); AMG - areia muito grossa (entre 1 e 2 mm); AG - areia grossa (entre 0,5 e 1 mm); AM - areia média (entre 0,25 e 0,5 mm); AF - areia fina (entre 0,125 e 0,25 mm); AMF - areia muito fina (entre 0,063 e 0,125 mm) e SA silte e argila (< 0,063 mm) em amostras de solo coletadas na profundidade de 0-5 cm da formação campestre (herbáceo-arbustivo e ilhas de vegetação arbórea) e formação florestal. As barras correspondem ao erro padrão.



Tabela 3.3: Porcentagem média das frações granulométricas, excluindo a fração cascalho e desconsiderando os subtipos da fração areia, na formação campestre (herbáceo-arbustiva e ilhas de vegetação arbórea) e formação florestal (profundidades de 0-5 cm e 5-10 cm).

	Formação	campestre	Formação florestal		
_	Herbáceo-arbustiva	Ilhas de veg. arbórea	0-5 cm	5-10 cm	
Areia (%)	95,3	93	94,1	91,4	
Silte-argila (%)	4,7	7	5,9	8,6	

Geoquímica

A Tabela 3.4 apresenta os elementos essenciais (macro e micronutrientes) e elementos não essenciais de acordo com a forma como estão disponíveis para a vegetação. Elementos extraídos durante a etapa trocável (1^a etapa) da extração sequencial, aqui são chamados de prontamente disponíveis. Aqueles elementos extraídos durante as etapas redutível, associados a óxidos (2^a etapa), e oxidável, associados a sulfetos e matéria orgânica (3^a etapa), são chamados de disponibilizáveis. Os elementos As, Cd, Co, Li e Ni não apresentaram concentrações quantificáveis em nenhuma das etapas da extração sequencial e por isso não constam na tabela.

Tabela 3.4: Concentrações médias de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais (mg Kg ⁻¹) no solo dos habitats da formação campestre (herbáceo-arbustivo e ilhas
de vegetação arbórea) e da formação florestal (0,5 e 5,10 cm de profundidade), nas frações prontamente disponível (trocável) e disponibilizável (redutível e oxidável) obtidas pelo
método de extração sequencial em três etapas. Números entre parênteses indicam o desvio padrão.

Formação campestre					Formação florestal							
	Herbáceo-arbustiva Ilhas de veg. arbórea			(0-5 cm			5-10 cm				
	Disponível		Disponibilizável	Disponível		Disponibilizável	Disponível		Dosponibilizável	Disponível		Disponibilizável
Mac	cronutrientes			-			-			-		
Ca	635,3 (230,7)c	*	286,4 (162,7)B	630,4 (280,7)c		553,8 (289,1)C	167,1 (57,3)b	*	75,9 (11,2)A	70,7 (17,0)a	*	50,2 (9,0)A
Κ	187,3 (43,8)bc	*	18,1 (5,9)B	259,1 (81,9)c	*	33,4 (8,2)C	160,8 (32,7)b	*	14,7 (5,3)B	105,2 (18,1)a	*	7,0 (2,5)A
Mg	100,6 (38,1)c	*	26,1 (9,5)B	154,1 (54,1)d	*	52,8 (21,2)C	65,0 (15,1)b	*	20,4 (4,3)B	39,5 (6,1)a	*	10,9 (3,8)A
Р	28,3 (26,1)b	*	97,4 (70,3)C	62,0 (37,2)b	*	188,1 (90,8)C	4,4 (3,0)a	*	24,3 (18,6)B	3,3 (1,7)a		2,6 (1,7)A
S	51,6 (10,4)b	*	419,1 (107,9)B	91,0 (26,7)bc	*	591,8 (163,5)C	44,9 (18,1)ab	*	366,2 (46,1)B	32,8 (7,2)a	*	244 (55,0)A
Mic	ronutrientes			•			•			• • • •		
Cu	0,52 (0,42)	*	45,0 (56,2)B		‡	8,8 (3,4)A	0,15 (0,08)	*	12,6 (4,5)AB	—	‡	6,3 (2,2)A
Fe	541,5 (194,1)c	*	5808 (1435,9)B	188,9 (97,8)b	*	5369,1 (2370,7)AB	144,8 (91,1)b	*	3660,8 (858,7)AB	69,8 (47,1)a	*	3503,1 (1473,7)A
Mo		‡	2,2 (0,5)A		‡	1,9 (1,1)A	—	‡	1,4 (0,7)A	—	‡	1,6 (0,4)A
Mn	71,6 (26,7)b	*	26,1 (11,8)AB	116,4 (81,0)b		66,2 (52,2)B	66,5 (9,6)b	*	50,4 (29,2)AB	25,1 (6,1)a		26,2 (15,5)A
Zn	16,8 (11,4)c		23,7 (21,8)C	8,9 (2,0)b	*	15,1 (5,4)C	6,3 (1,9)b	*	8,1 (2,0)B	2,6 (0,6)a		3,9 (1,4)A
Não				I						I		
INAC	1142(282)	*	002 0 (192 5) 4	044(614)	*	11066(2725)	2577 6 (715 A) h	*	15952 6 (2059 7)D	2024 1 (700 7) h	*	14605 7 (4054 1)D
AI	114,2 (38,5) a		903,0 (182,3) A	94,4 (61,4) a		1100,0 (575,5) A	2377,6 (713,4) 0		13833,0 (2938,7)B	2924,1 (790,7) 0		14095,7 (4954,1)B
Ba	3,9 (0,7)c	*	10,8 (3,1)C	3,3(0,6)bc	*	16,0 (6,5)C	2,7 (0,7)b	*	4,8 (1,3)B	1,5 (0,2)a	*	2,7 (0,9)A
Be	0,07 (0,02)	*	0,80 (0,18)B		Ŧ	0,78 (0,30)B		Ŧ	0,55 (0,12)AB		Ī	0,50 (0,20)A
Cr		Ŧ	4,3 (1,6)A	50 4 (20 0)l	Ŧ	4,6 (2,9)A	0,69 (0,17)a	*	15,8 (1,6)B	0,97 (0,25)b	*	16,2 (1,6)B
Na	23,1 (7,9)a	*	1,1 (1,4)A	52,4 (32,2)b	*	5,1 (3,2)B	48,1 (18,5)b	*	1,3 (2,2)A	27,5 (8,9)a	*	1,0 (0,7)A
Pb		Ŧ	8,4 (2,7)B		Ŧ	8,5 (2,3)B	1.0 (0.5)	Ŧ	2,9 (2,0)A		Ŧ	1,7(0,9)A
Sr	3,5 (1,0)b	*	2,3 (1,1)A	4,3 (1,5)b		5,4 (2,6)B	1,9 (0,5)a	*	1,3 (0,4)A	0,8 (0,1)a		0,6 (0,2)A
		4	32,1 (12,0)A	—	Ŧ	44,4 (15,1)A	—	Ŧ	34,6 (18,2)A	_	Ŧ	40,4 (20,4)A
V		Ŧ	/,4 (1,2)A	—	Ŧ	/,8 (1,8)A	—	Ŧ	20,8 (2,8)B	—	Ţ	18,8 (5,7)B
Ŷ		Ŧ	0,40 (0,08)A	—	Ŧ	0,45 (0,22)A	—	Ŧ	0,47 (0,07)A	—	Ţ	0,43 (0,10)A

Para cada elemento, na fração disponível, diferenças entre habitats são indicadas por letras minúsculas (ANOVA; p < 0,05)

Para cada elemento, na fração disponibilizável, diferenças entre habitats são indicadas por letras maiúsculas (ANOVA; p < 0,05)

Considerando a fração disponível, os habitats da formação campestre apresentaram maiores concentrações para a maioria dos macronutrientes ($F_{3:36} > 21,875$; p < 0,001) (Ca, Mg, P e S), e também, para alguns dos elementos não essenciais (Be e Sr). Por outro lado, Cr foi quantificado somente na formação florestal e, neste mesmo habitat, as concentrações de Al apresentaram valores acima de 20 vezes superiores à formação campestre. Comparando os habitats da formação campestre, a presença das ilhas de vegetação arbórea reduziu para valores não quantificáveis as concentrações de Cu e Be e significativamente ($F_{3:36} = 5,131$; p = 0,005) em 65,1% as concentrações de Fe. Além disso, numericamente, elevou a concentração dos macronutrientes K (38,3%), S (76,4%) e P (119,1%) e estatisticamente diferente ($F_{3:39} = 34,412$; p < 0,001) a concentração de Mg (53,2%). Na formação florestal, comparando-se a concentração dos elementos nas duas profundidades de solo (0-5 e 5-10cm), com exceção do Al e Cr, houve redução nas médias das concentrações de todos os elementos essenciais e não essenciais com o aumento da profundidade. Para os macronutrientes Ca, K e Mg a redução na concentração foi significativamente diferente (p < 0,001).

Com exceção do P e S, as frações disponibilizáveis apresentaram menores concentrações médias de macronutrientes e também, com exceção de Mn e Na, apresentaram maiores concentrações médias para micronutrientes e elementos não essenciais quando comparadas aos valores da fração disponível, indicando uma potencialidade destes solos em reter elementos não essenciais ou requeridos em baixas concentrações para as necessidades das plantas. Os elementos Mo, Pb, Ti, V e Y foram quantificados somente nas frações disponibilizáveis, sendo as concentrações de Pb, 190% maiores na formação campestre e, as concentrações de V, 181% maiores na formação florestal. De forma geral, as maiores concentrações médias de macronutrientes na fração disponibilizável foram medidas nas ilhas de vegetação arbórea. Os habitats da formação campestre também apresentaram maiores concentrações de micronutrientes nesta fração que a formação florestal.

3.1.2 – Dinâmica da produção, qualidade e decomposição da serapilheira Produção de serapilheira

A produção anual média de serapilheira depositada foi de $112,8 \pm 45,7$ g.m⁻² em HA; $330,3 \pm 108,5$ g.m⁻² em IVA e $461,0 \pm 110,8$ g.m⁻² em FF e diferiu significativamente entre as habitats (F_{2,18} = 28,501; p < 0,001) com variações sazonais significativas ao longo do ano (F_{11,99} = 3,023; p = 0,002) (Figura 3.2c). Além disso, a produção de serapilheira total foi significativamente maior durante a estação chuvosa (período entre outubro e abril) em todos os habitats estudados, correspondendo a 76,1% em HA (t₁₈ = 4,367; p < 0,001), a 61,0% em IVA (t₁₈ = 2,206; p = 0,041) e a 60,9% em FF (t₁₈ = 3,203; p = 0,005) (Figura 3.3c).

A produção anual média de folhedo correspondeu a 59,8% do total depositado em HA (67,5 ± 35,1 g.m⁻²), 74,7% em IVA (246,8 ± 94,3 g.m⁻²) e 80,0% em FF (368,6 ± 96,4 g.m⁻²)(Figura 3.3d) e também diferiu significativamente entre os habitats ($F_{2,18} = 30,737$; p < 0,001) com variações sazonais significativas ao longo do ano ($F_{11,99} = 2,041$; p = 0,012) (Figura 3.2a). Comparando-se as estações seca e chuvosa, apenas o habitat HA apresentou diferença significativa na produção de folhedo entre as duas estações ($t_{18} = 2,625$; p = 0,017). Apesar disso, todos os habitats apresentaram médias de produção de folhedo mais elevadas durante

a estação chuvosa e suas proporções foram de 70,7% do total em HA (47,7 \pm 25,4 g.m⁻²), 56,5 % em IVA (139,3 \pm 56,5 g.m⁻²; p > 0,27) e 55,3% em FF (204,4 \pm 54,4 g.m⁻²; p > 0,13)(Figura 3.3 a).

A fração miscelânea apresentou uma produção anual média de 45.6 ± 20.8 g.m⁻² em HA, 83.6 ± 20.8 $g.m^{-2}$ em IVA e 92,4 ± 18,7 $g.m^{-2}$ em FF, correspondendo, respectivamente, a 40,2%, 25,3%, e 20% do total de serapilheira depositada nos três habitats, observando-se diferença significativa entre os habitats (F_{2.18} = 9,476; p < 0,001) e sazonalidade ao longo do ano ($F_{11,99} = 3,933$; p = 0,038), embora com menores variações entre os meses, comparando-se com a fração folhedo (Figura 3.2 b). Com relação às estações, do total de fração miscelânea produzido no ano, as proporções depositadas durante a estação chuvosa, para as três habitats, foram de 83% em HA ($t_{10.5} = 4,292$; p = 0,001), 74,3% em IVA ($t_{18} = 5,049$; p < 0,001) e 82,6% em FF (t_{9.4} = 3,155; p = 0,011)(Figura 3.3 b). Em acréscimo, foram observados picos de produção, principalmente no início da estação chuvosa, sendo que no mês de outubro, com o início das chuvas, a produção de miscelânea foi 315%, 109% e 232% superiores que no mês anterior, para os habitats HA, IVA e FF, respectivamente (Figura 3.2 b). A partir de regressões lineares, nos três habitats estudados, foram encontradas relações significativas da influência da pluviosidade total mensal sobre o total mensal de serapilheira da fração miscelânea depositado, possibilitando o estabelecimento de um modelo preditivo ($R^2 >$ 0.41) da influência do acumulado de chuvas no mês sobre a produção de detritos vegetais da fração miscelânea. Esta relação foi maior no habitat herbáceo-arbustivo ($R^2 = 0.85$) e menor na formação florestal $(R^2 = 0.42)$ (Figura 3.4)

No habitat herbáceo-arbustivo da formação campestre, o período de maior produção de serapilheira ocorreu no auge da estação chuvosa ($20,6 \pm 21,1 \text{ g.m}^{-2}$ em janeiro) e o período de menor produção foi durante a estação seca ($3,6 \pm 3,2 \text{ g.m}^{-2}$ em julho). Os picos de produção de folhedo também ocorreram durante a estação chuvosa: janeiro ($12,6 \pm 10,5 \text{ g.m}^{-2}$) e fevereiro ($9,6 \pm 8,4 \text{ g.m}^{-2}$); e também na transição chuvosa - seca ($8,3 \pm 6,7 \text{ g.m}^{-2}$ em abril), com os menores valores observados em meados da estação seca ($2,2 \pm 2,2 \text{ g.m}^{-2}$ em julho)(Fig. 3.2a,c).

Nas ilhas de vegetação arbórea da formação campestre, o período de maior produção de serapilheira ocorreu no mês com menor pluviosidade da estação chuvosa ($39,7 \pm 19,2 \text{ g.m}^{-2}$ em fevereiro) e o período de menor produção ocorreu no mês seguinte ($17,0 \pm 4,5 \text{ g.m}^{-2}$ em março). Os picos de produção de folhedo ocorreram em fevereiro ($34,7 \pm 19,7 \text{ g.m}^{-2}$); no início da estação seca ($26,9 \pm 20,1 \text{ g.m}^{-2}$ em maio) e também ao final da estação seca ($25,7 \pm 19,1 \text{ g.m}^{-2}$ em setembro). Por outro lado, os períodos com menor produção foram no início ($13,3 \pm 5,8 \text{ g.m}^{-2}$ em outubro e $14,0 \pm 6,5 \text{ g.m}^{-2}$ em novembro) e no final da estação chuvosa ($13,0 \pm 4,6 \text{ g.m}^{-2}$ em março)(Fig. 3.2a,c).



Figura 3.2: Produção média mensal de folhedo (a), miscelânea (b) e serapilheira total (c) em g.m⁻² no período entre outubro de 2009 e dezembro de 2010 na formação campestre (habitats herbáceo-arbustiva e ilhas de vegetação arbórea) e formação florestal. Barras representam o erro padrão.



Figura 3.3: Produção de folhedo (a), miscelânea (b) e serapilheira total (c) nas estações seca e chuvosa e proporções das frações folhedo e miscelânia do total de serapilheira depositada (d) nos habitats da formação campestre (herbáceo-arbustiva (HA) e ilhas de vegetação arbórea (IVA)) e formação florestal (FF). Asteriscos (*) indicam diferença significativa entre as estações em Teste t (p < 0.05). Barras representam erro padrão. Números acima das colunas indicam a porcentagem de fração folhedo depositada.

Na Formação Florestal, o período com maior produção de serapilheira ocorreu no mês com maior pluviosidade ($60,0 \pm 41,3 \text{ g.m}^{-2}$ em dezembro) e a menor deposição também ocorreu na estação chuvosa ($27,3 \pm 9,9 \text{ g.m}^{-2}$ em janeiro). Os picos de produção de folhedo ocorreram durante a estação seca ($33,0 \pm 20,5 \text{ g.m}^{-2}$ em julho e $36,3 \pm 15,9 \text{ g.m}^{-2}$ em agosto) e, principalmente, ao final dessa mesma estação ($45,0 \pm 17,8 \text{ g.m}^{-2}$ em setembro). Por outro lado, a menor produção de folhedo ocorreu em meados da estação chuvosa ($23,3 \pm 9,0 \text{ g.m}^{-2}$ em janeiro) e no início da estação seca ($24,1 \pm 9,5 \text{ g.m}^{-2}$ em maio).

A sazonalidade da produção de serapilheira total foi maior no habitat herbáceo-arbustivo (min. 3,6; max. 20,2 g.m⁻² e CV = 52%), com as ilhas de vegetação arbórea (min. 17,0; max. 39,7 g.m⁻² e CV = 23%) e a formação florestal (min. 27,7; max. 60,0 g.m⁻² e CV = 26%) apresentando menor variação anual. Já a variação na produção de folhedo pareceu seguir o gradiente inverso da biomassa lenhosa, apresentando maiores coeficientes no habitat herbáceo-arbustivo (min. 2,2; max. 12,9 g.m⁻² e CV = 57%), seguida das ilhas de vegetação arbórea com variação intermediária (min. 13,0; max. 34,7 g.m⁻² e CV = 30%) e da formação florestal, com menor variação (min. 23,3; max. 45,0 g.m⁻² e CV = 19%). Quando analisada a variação espacial na produção de serapilheira, a formação campestre apresenta uma heterogeneidade bem maior (min. 49,4 e max. 498,5 g.m⁻² e CV = 62%) do que a formação florestal (min. 197,4 e max. 621,2 g.m⁻² e CV = 25%).



Figura 3.4: Relações entre o total pluviométrico mensal e o total de fração miscelânea médio mensal produzido para as habitats da formação campestre (herbáceo-arbustiva (a) e ilhas de vegetação arbórea (b)) e formação florestal (c). Todas as relações foram significativas ($F_{(1,10)} > 7,314$; p < 0,023). Linhas contínuas representam a curva de regressão e linhas pontilhadas os intervalos de predição com 95%.

Qualidade nutricional da serapilheira depositada

Macronutrientes

A concentração média de nitrogênio na serapilheira foliar e a razão C:N variaram entre as estações no habitat herbáceo–arbustivo da formação campestre e na formação florestal. Em HA, a serapilheira depositada apresentou concentrações de nitrogênio significativamente mais elevadas em meados da estação chuvosa $(14,4 \pm 3,2 \text{ g.kg}^{-1})$ ($F_{3,39} = 6,520$; p = 0,001), não diferindo entre as estações seca $(10,1 \pm 3,3 \text{ g.kg}^{-1})$ e transições chuvosa – seca $(11,2 \pm 1,1 \text{ g.kg}^{-1})$ e seca – chuvosa $(10,7 \pm 0,6 \text{ g.kg}^{-1})$ (Figura 3.5a). Por esta razão, a qualidade da serapilheira depositada, utilizando-se a razão C:N como indicador, foi melhor durante a estação chuvosa $(39,1 \pm 8,3)$, mantendo-se constante nas demais estações: $48,7 \pm 5,2$ na transição chuvosa – seca, $50,3 \pm 9,9$ na estação seca e $50,6 \pm 2,9$ na transição seca – chuvosa (Figura 3.5b).

Na formação florestal, a serapilheira foliar depositada em meados da estação seca apresentou concentrações de nitrogênio significativamente menores (7,8 \pm 1,6 g.kg⁻¹) (F_{3,39} = 3,658; p = 0,021) comparada a serapilheira depositada nas estações chuvosa (9,7 \pm 1,9 g.kg⁻¹) e transição seca – chuvosa (9,6 \pm 1,3 g.kg⁻¹). A serapilheira depositada na transição chuvosa – seca (9,2 \pm 1,2 g.kg⁻¹) apresentou valores intermediários de concentração de nitrogênio (Figura 3.5a). A razão C:N foi bem mais elevada na estação

seca (72,5 \pm 15,7), apresentando valores menores na estações chuvosa (57,1 \pm 9,7) e transição seca-chuvosa (57,1 \pm 8,2) e, durante a transição chuvosa-seca, a razão C:N apresentou valores intermediários (59,8 \pm 7,5) (Figura 3.5b).

Por outro lado, as Ilhas de Vegetação Arbórea da formação campestre não apresentaram sazonalidade na concentração de nitrogênio e razão C:N ao longo do ano (p > 0,42), sendo seus valores médios anuais de $11,2\pm 1,1$ g.kg⁻¹ para N e 50,1 ± 5,9 para C:N.



Figura 3.5: Variação sazonal da concentração de nitrogênio (a) e razão C:N (b) da serapilheira foliar depositada nos três habitats. Letras diferentes indicam diferença significativa entre os habitats em cada período (ANOVA; p < 0.05). Barras representam erro padrão.

Numericamente, a razão N:P média anual na serapilheira foliar foi maior na formação florestal (47,1 \pm 6,2) e menor nas Ilhas de vegetação arbórea (42,9 \pm 9,1), mas não diferiram significativamente entre os habitats (p > 0,43). Por outro lado, as razões C:N (F_{2,29} = 19,474; p < 0,001) e C:P (F_{2,28} = 12,303; p < 0,001) foram significativamente maiores na formação florestal (Tabela 3.4).

A concentração média de macronutrientes na serapilheira de todos os habitats (em g.Kg⁻¹, Tabela 3.5) decresceu na seguinte ordem: N (10,8) > Ca (6,1) > Mg (1,41) > K (0,85) = S (0,85) > P (0,25). Os habitats da formação campestre apresentaram concentrações significativamente maiores de nitrogênio ($F_{2,29}$ = 14,223; p < 0,001) e fósforo ($F_{2,28}$ = 9,660; p = 0,001) na serapilheira. Por outro lado, a serapilheira depositada na formação florestal apresentou concentrações de enxofre significativamente maiores ($F_{2,27}$ = 5,213; p = 0,013). Além disso, a serapilheira da formação florestal foi significativamente mais concentrada em potássio do que a serapilheira do habitat herbáceo – arbustivo da formação campestre ($F_{2,27}$ = 6,058; p = 0,007) e o oposto foi observado na concentração de cálcio, em que a serapilheira do habitat herbáceo – arbustivo foi significativamente mais concentrada do que a serapilheira da formação florestal ($F_{2,28}$ = 4,625; p = 0,019).

Tabela 3.5: Média anual das razões C:N, C:P e N:P na serapilheira foliar dos habitats da formação campestre (herbáceo-arbustiva e ilhas de vegetação arbórea) e formação florestal. Números entre parênteses indicam desvio padrão. Letras diferentes indicam diferença significativa entre os habitats (ANOVA; p < 0.05).

	Formação	Formação campestre				
	Herbáceo-arbustiva	Ilhas de veg. arbórea				
C:N	45,9 (5,0) a	50,1 (5,9) a	61,6 (6,5) b			
C:P	1873,6 (379,2) a	2075,8 (451,3) a	2826,1 (491,9) b			
N:P	43,0 (8,1) a	42,9 (9,6) a	47,1 (6,5) a			

Tabela 3.6: Médias anuais das concentrações de macronutrientes (g. Kg⁻¹) na serapilheira foliar depositada nos habitats da formação campestre (herbáceo-arbustiva e ilhas de veg. arbórea) e formação florestal. Números entre parênteses indicam desvio padrão. Letras diferentes indicam diferença significativa entre os habitats (ANOVA; p < 0.05).

1	3	č	1
	Formação	campestre	Formação florestal
Elemento	Herbáceo-arbustiva	Ilhas de veg. arbórea	
Macronutrientes			
Ν	12,3 (1,7) b	11,2 (1,3) b	9,1 (1,0) a
Ca	6,9 (1,6) b	6,1 (0,7) ab	5,3 (1,1) a
Κ	0,66 (0,30) a	0,82 (0,27) ab	1,08 (0,19) b
Mg	1,38 (0,31) a	1,52 (0,40) a	1,32 (0,27) a
P	0,30 (0,06) b	0,27 (0,06) b	0,20 (0,03) a
S	0,79 (0,10) a	0,81 (0,10) a	0,92 (0,09) b

Micronutrientes e elementos não essenciais

Os elementos As, Cd, Co, Li, Mo, Pb e Y apresentaram concentrações na serapilheira abaixo do limite de quantificação em ICP-OES para todos os habitats. As concentrações de Na também não foram consideradas devido à grande variabilidade da concentração deste elemento nos brancos.

Dentre os micronutrientes e elementos não essenciais analisados da serapilheira, somente as concentrações de Mn ($F_{2,29} = 5,762$; p = 0,008), Al ($F_{2,28} = 3,759$; p = 0,042) e Ba ($F_{2,29} = 5,346$; p = 0,011) apresentaram alguma diferença significativa entre as habitats (Tabela 3.6). Na serapilheira foliar recém depositada, o Al foi mais concentrado na formação florestal, enquanto o Mn apresentou maiores concentrações nas ilhas de vegetação arbórea e o Ba no habitat herbáceo-arbustivo. A concentração média de micronutrientes e elementos não essenciais (em mg. kg⁻¹) para as formações campestre e florestal sobre canga decresceu na seguinte ordem: Fe (775,0) > Mn (706,5) > Al (540,4) > Sr (30,2) > Zn (28,9) > Ba (17,8) > Ti (9,1) > Cu (8,1) > Ni (2,0) > Cr (0,96) > V (0,49) > Be (0,075).

	Formação	campestre	Formação florestal
Elemento	Herbáceo-arbustiva	Ilhas de veg. arbórea	
Micronutrientes			
Cu	8,49 (4,99) a	8,14 (3,06) a	7,77 (1,72) a
Fe	719,3 (312,9) a	808,7 (253,3) a	796,8 (131,9) a
Mn*	759,4 (431,6) ab	893,2 (236,7) b	467,0 (70,5) a
Ni	_		2,0 (0,6)
Zn	30,8 (12,5) a	32,3 (10,8) a	23,6 (6,2) a
Elementos não essenciais			
Al*	549,4 (322,2) ab	334,1 (81,6) a	717,0 (412,7) b
Ba*	28,6 (21,3) b	15,2 (11,3) ab	9,5 (2,7) a
Be	0,073 (0,042) a	0,070 (0,036) a	0,082 (0,031) a
Cr	0,87 (0,32) a	1,04 (0,26) a	0,98 (0,28) a
Sr	27,0 (10,2) a	29,1 (6,3) a	34,6 (7,8) a
Ti	8,43 (3,69) a	10,37 (3,51) a	8,61 (1,69) a
V	0,43 (0,22) a	0,54 (0,19) a	0,50 (0,10) a

Tabela 3.7: Médias anuais das concentrações de micronutrientes e elementos não essenciais (em mg. kg⁻¹) na serapilheira foliar depositada nos habitats da formação campestre (herbáceo-arbustiva e ilhas de vegetação arbórea). Números entre parênteses indicam desvio padrão. Letras diferentes indicam diferença significativa (ANOVA; p < 0.05).

Símbolo (----) indica concentrações abaixo do limite de Quantificação em ICP - OES.

(*) Asteriscos indicam elementos cujas concentrações apresentaram alguma diferença entre os habitats (p < 0.05).

Decomposição da serapilheira foliar

Caracterização microclimática dos sítios de decomposição

Os habitats diferenciaram-se significativamente em termos de temperatura do solo ($F_{2,14} = 37,004$; p < 0,001), cujos valores também apresentaram sazonalidade marcante ($F_{11,77} = 119,628$; p < 0,001). A média anual de temperatura do solo (Figura 3.6) no habitat herbáceo-arbustivo foi de 21,7^oC e variou entre 15,9^oC e 29,4^oC (coeficiente de variação, CV = 17,6%). As Ilhas de vegetação arbórea (18,9^oC) e a formação florestal (18,0^oC), além de apresentarem valores médios menores, também apresentaram menor variação anual: entre 14,5^oC e 22,8^oC em IVA (CV = 13,6%) e entre 12,7^oC e 21,4^oC em FF (CV = 13,7%).

Os habitats também se diferenciaram em termos de conteúdo relativo de água no solo ($F_{2,14} = 34,137$; p < 0,001), cujos valores também apresentaram sazonalidade ($F_{11,77} = 24,151$; p < 0,001). A média anual no habitat herbáceo-arbustivo (7,3%) foi bem inferior comparando-se aos demais habitats, também apresentando a maior variação anual: valores entre 2,3% e 19,6% (CV = 75,0%). As Ilhas de vegetação arbórea apresentaram valores médios intermediários (16,5%), também apresentando valores intermediários de variação anual, entre 5,0% e 35,4% (CV = 54,8%). Já a formação florestal apresentou os maiores valores médios (26,6%) e também a menor variação anual: entre 20,5% e 34,7% (CV = 16,7%).

Como a temperatura do solo esteve moderadamente (p < 0,001; $R^2 = 0,60$) e a umidade do solo esteve fortemente (p < 0,001; $R^2 = 0,72$) relacionadas com o índice de área foliar (dados não mostrados), este fator mostrou-se um interessante parâmetro no sentido de caracterizar as condições microclimáticas dos

sítios, uma vez que possibilita uma quantificação indireta do grau de sombreamento em que os sítios de decomposição estão submetidos ao longo do dia. O índice de área foliar (IAF) diferiu significativamente entre os três habitats ($F_{2,14} = 128,193$; p < 0,001), com a formação florestal apresentando os maiores valores (1,77), as ilhas de vegetação arbórea valores intermediários (0,92) e o habitat herbáceo-arbustivo os valores mais baixos (0,15). Comparando os valores de IAF entre as estações, somente a formação florestal apresentou diferença significativa entre as estações chuvosa e seca ($t_{14} = 3,192$; p = 0,007), sendo os valores da estação chuvosa (1,94) superiores aos da seca (1,60) (Figura 3.6c)



Figura 3.6: Variação anual do conteúdo relativo de água (a) e temperatura do solo (b) e variações do índice de área foliar (IAF) entre as estações seca e chuvosa (c). Barras representam erro padrão. Asteriscos indicam diferença significativa entre as médias das duas estações (Teste t, p < 0.05).

Qualidade inicial da serapilheira foliar utilizada no experimento de decomposição

A qualidade nutricional da serapilheira inicial diferiu entre os tratamentos, sendo superior na incubada nos habitats herbáceo-arbustivo e ilhas de vegetação arbórea da formação campestre que naquela incubada na formação florestal (Tabela 3.7). Em mais detalhe, a serapilheira da formação campestre apresentou maiores concentrações dos macronutrientes N ($t_{14} = 5,402$; p < 0,001), P ($t_{14} = 3,376$; p = 0,005) e Ca ($t_{14} = 6,954$; p < 0,001), dos micronutrientes Fe ($t_{14} = 2,407$; p = 0,030) e Mn ($t_{14} = 9,990$; p < 0,001) e menores razões C:N ($t_{14} = -5,634$; p < 0,001) e C:P ($t_{14} = -3,188$; p < 0,007). A formação florestal apresentou maiores concentrações apenas de K ($t_{14} = -5,541$; p < 0,001) e, apesar das concentrações de Al não

apresentarem diferença significativa entre os tratamentos (p > 0,13), os valores médios da formação florestal foram 46% superiores na formação florestal. As concentrações dos nutrientes Mg (p > 0,20) e S (p > 0,15) e a razão N:P (p > 0,92) também não diferiram entre os tratamentos.

Tabela 3.8: Composição química inicial da serapilheira utilizada no experimento de decomposição. Com exceção do C (%) as concentrações dos demais elementos encontram-se em g. kg⁻¹. Números entre parênteses indicam desvio padrão. Serapilheira coletada dos habitats herbáceo-arbustivo e ilhas de vegetação arbórea foram homogeneizadas, sendo uma parte separada para a análise química e o restante utilizado nas bolsas de decomposição. O mesmo procedimento foi adotado para a serapilheira coletada da formação florestal.

	Formação campestre	Formação florestal
Macronutrientes		
C (%)	54,0 (1,2)	54,2 (0,2)
N *	11,88 (0,90)	9,55 (0,83)
Ca *	5,83 (0,39)	4,07 (0,60)
K *	0,48 (0,15)	1,03 (0,24)
Mg	1,15 (0,06)	1,09 (0,11)
P *	0,27 (0,04)	0,22 (0,02)
S	0,66 (0,06)	0,71 (0,07)
Micronutrientes		
Al	0,48 (0,16)	0,7 (0,35)
Mn *	0,72 (0,08)	0,39 (0,04)
Fe *	0,57 (0,08)	0,46 (0,10)
Razões estequeométricas		
C:N *	45,6 (3,5)	57,2 (4,6)
C:P *	2058,6 (308,7)	2550,3 (308,1)
N:P	45,2 (5,9)	44,9 (6,2)

Asteriscos (*) indicam diferença significativa (teste t, p < 0.05).

Taxas de decomposição

Os habitats diferiram significativamente em termos de decomposição da serapilheira foliar ($F_{2,14} = 25,548$; p < 0,001), também apresentando variações significativas na perda de massa ao longo do ano ($F_{2,14} = 70,752$; p < 0,001). Em termos gerais, referindo-se à massa inicial, a perda de massa da serapilheira foi maior nos primeiros 124 dias (estação chuvosa) (20,2%), diminuindo severamente durante a estação seca (5,5%) e elevando-se novamente com o retorno do período chuvoso (7,1%) (Figura 3.7).

Considerando primeiramente o estágio inicial (124 dias), FF (27,3% ± 4,0%) apresentou valores de perda de massa significativamente ($F_{2,23} = 26,713$; p < 0,001) mais elevados do que IVA (17,9% ± 2,6) e HA (15,5% ± 3,5). Neste período, a decomposição da serapilheira esteve moderadamente correlacionada com as condições ambientais dos sítios de decomposição (Tabela 3.8 e Figura 3.8): temperatura do solo ($R^2 = 0,43$), conteúdo relativo de água no solo ($R^2 = 0,54$); pH do solo em H₂O ($R^2 = 0,39$) e em KCl ($R^2 = 0,49$) e, principalmente, com a cobertura vegetal acima do sítio de decomposição, expresso como índice de área foliar ($R^2 = 0,68$) (Figura 3.8).

Após 263 dias em decomposição (final da estação seca), a formação florestal (29,7% \pm 2,1%) também apresentou valores de perda de massa significativamente superiores (F_{2,23} = 13, 129; p < 0,001) comparados aos habitats da formação campestre: 22,0% \pm 2,0% em HA e 25,4% \pm 4,3% em IVA. Embora com um poder preditivo menor (R² < 0,46), até este período, a perda de massa no processo de decomposição também esteve correlacionada com as condições microclimáticas: temperatura (R² = 0,45) e conteúdo relativo de água no solo (R² = 0,38); com o pH do solo em H₂O (R² = 0,32) e em KCl (R² = 0,36), e com o

IAF ($R^2 = 0,43$). Por outro lado, considerando-se a perda de massa ocorrida durante a estação seca, foi observada uma tendência (p < 0,1) na diferenciação da perda de massa entre os habitats ($F_{2,23} = 3,055$; p = 0,068), sendo que FF apresentou valor médio de perda de massa ($2,4\% \pm 4,0\%$) inferior ao encontrado em HA ($6,6\% \pm 3,4\%$) e IVA ($7,5\% \pm 5,5\%$).



Figura 3.7: Dinâmica da perda de massa da serapilheira foliar mista depositada durante a estação chuvosa nos habitats da formação campestre (herbáceo-arbustivo e ilhas de vegetação arbórea) e formação florestal ao longo de 1 ano (entre dezembro/2009 e dezembro/2010). Barras representam o erro padrão da média em cada período/habitat analisado.

Após 1 ano em decomposição, a perda de massa da serapilheira foliar foi de 29,6% \pm 2,2% em HA, 34,9% \pm 3,4 em IVA e 34,0% \pm 6,5 em FF. A partir destes valores foi calculado o tempo de meia vida (t_(0,5)) em anos. Os habitats da formação campestre diferenciaram-se significativamente (F_{2,23} = 3,802; p = 0,039) em t_(0,5), com HA apresentando valores de 1,98 \pm 0,17 anos e IVA de 1,64 \pm 0,20 anos, estas por sua vez não diferenciaram-se da formação florestal (1,73 \pm 0,37 anos) que apresentou valores intermediários. Até este período, a perda de massa da serapilheira esteve correlacionada somente com o IAF (Tabela 3.8), p < 0,05; R² = 0,17). As demais condições microclimáticas (temperatura e conteúdo relativo de água no solo) e pH do solo não apresentaram correlação significativa (p > 0,12) com a perda de massa. Durante os últimos 102 dias, que coincidiu com o retorno do período de chuvas, não foi observada diferença significativa na perda de massa entre os habitats (p > 0,22), com FF apresentando os menores valores médios (4,3% \pm 7,3%), seguida de HA (7,6% \pm 3,8%) e IVA (9,5% \pm 6,0%).

Considerando os estágios 2 e 3 como estágios finais no processo de decomposição, observa-se, neste período, diferença significativa entre as habitats ($F_{2,23} = 9,383$; p = 0,001), com a formação florestal (6,7% ± 6,3%) apresentando valores de perda de massa significativamente menores que os habitats da formação campestre (14,2% ± 3,9 para HA e 17% ± 4,1% para IVA), invertendo o padrão observado durante o estágio inicial.

Tabela 3.9: Correlações e regressões lineares simples entre parâmetros microclimáticos e parâmetros da qualidade do
substrato com a porcentagem de massa da serapilheira perdida (PMSP) durante a decomposição no estágio inicial (até
124 dias; durante a estação chuvosa), e nos estágios finais: considerando a PMSP até 263 dias (chuvosa + seca) e até
365 dias (chuvosa + seca + chuvosa) e também a PMSP nos últimos 241 dias de incubação (seca + chuvosa).

			Equação da reta	F	Coeficiente Pearson	R ²	p	
		Parâmetros mi	croclimáticos					
		TS*	y = 57,53 - 1,65*x	16,493	-0,66	0,43	0,001	
Estágio		CRAS*	y = 12,13 + 0,47 * x	25,582	0,73	0,54	<0,001	
inicial	Até 124 dias	IAF*	y = 13,86 + 6,34 x	45,778	0,82	0,68	<0,001	
	‡	Qualidade do s	substrato					
		pH (H ₂ O)*	y = -27,01 + 10,58 * x	14,337	0,63	0,39	0,001	
		pH (KCl)*	y = -9,97 + 8,47 * x	20,936	0,70	0,49	<0,001	
		Parâmetros mi	croclimáticos					
		TS*	y = 53,00 - 1,40*x	17,889	-0,67	0,45	< 0,001	
		CRAS*	y = 21,32 + 0,29 x	13,35	0,62	0,38	0,001	
	Até 263 dias	IAF*	y = 21,88 + 4,01 * x	16,602	0,66	0,43	0,001	
		Qualidade do s	substrato					
		pH (H ₂ O)*	y = -3,85 + 6,62*x	10,165	0,56	0,32	0,004	
		pH (KCl)*	y = 7,46 + 5,12*x	12,604	0,60	0,41	0,002	
	Até 365 dias	Parâmetros microclimáticos						
Estágios		TS	v = 47.90 - 0.77 * x	2.06	-0.29	0.09	0.165	
finais		CRAS	$y = 30.04 \pm 0.17*x$	2,00	0.32	0.10	0.123	
		LAE*	$y = 30,04 \pm 0,17$ X $y = 30,18 \pm 2.78*x$	2,500 1 310	0,32	0,10	0,123	
		Qualidade do s	y = 50,18 + 2,78 x	4,549	0,41	0,17	0,049	
		DH (H ₂ O)	v = 47.90 - 0.77*x	1.057	0.21	0.05	0.315	
		pH (KCl)	y = 23,17 + 2,71*x	1,957	0,29	0,08	0,176	
		Parâmatros mi	oroclimáticos					
		T arametros ma	$x = 4.20 \pm 0.04 * x$	1 220	0.22	0.05	0.28	
	Últimos 241		$y = -4,50 + 0,94^{\circ}x$	1,229	0,23	0,05	0,28	
	dias	CRAS	y = 10,00 - 0,21 X	2,318	-0,31	0,10	0,142	
	GIUD	IAF*	y = 16,65 - 4,25 x	5,935	-0,46	0,21	<0,001	
		Qualidade do s	substrato					
		pH (H ₂ O)*	y = 47,39 - 7,79*x	5,266	-0,44	0,19	0,032	
		pH (KCl)*	y = 33,22 - 5,79*x	5,687	-0,45	0,21	0,026	

Asteriscos(*) indicam relações significativas (p < 0.05). ‡ as regressões entre a PMSP e parâmetros microclimáticos e de qualidade do substrato iniciais (R² entre 0,39 e 0,68) encontram-se melhor representados na Figura 3.8.

TS: Temperatura do solo CRAS: Conteúdo relativo de água no solo

IAF: Índice de área foliar



Figura 3.8: Porcentagem da perda de massa inicial (primeiros 124 dias) da serapilheira em função das condições microclimáticas (umidade e temperatura) e químicas (pH em H2O e KCl) do solo, e também do índice de área foliar (IAF), considerando todos os habitats: formação campestre (herbáceo-arbustiva e ilhas de veg. arbórea) e formação florestal. Todas as relações são estatisticamente significativas (p < 0,002).

3.2 - DISCUSSÃO

3.2.1 - Caracterização do solo nos habitats

No presente estudo, os valores de pH no solo (entre 4,1 e 5,0) estão próximos aos encontrados em fisionomias de cerrado (entre 4,2 e 4,9), caracterizando estes solos como muito ácidos (Jacobson *et al.* 2011; Haridasan, 2000). O habitat herbáceo-arbustivo apresentou solo mais ácido que a formação florestal, o que pode ser atribuído ao reduzido espaço físico ocupado por estes solos em fendas e fissuras na couraça, o que, aliado à liberação de ácidos orgânicos pelas raízes e solubilização da matéria orgânica nestes pequenos volumes de solo, pode contribuir para a redução do pH local (Dudka *et al.* 1996). Baixos valores de pH também foram encontrados em outros solos associados a afloramentos rochosos nas cadeias montanhosas da Mantiqueira e do Espinhaço, cujos valores se situam entre 3,8 e 5,0 (Benites *et al.* 2007).

Nitrogênio e fósforo são os principais nutrientes limitantes da produtividade nos ecossistemas, requeridos em grandes quantidades pelas plantas para um grande número de reações metabólicas, sendo os mecanismos de aquisição e conservação destes nutrientes pela planta dependentes das concentrações dos mesmos no solo (Brady & Weil, 2008; Aerts & Chapin, 2000; Vitousek & Sanford, 1986; Chapin, 1980). A maior parte do nitrogênio no solo está presente em compostos orgânicos (entre 95 e 99%), sendo sua disponibilidade regulada pelos mecanismos de imobilização e mineralização durante a decomposição (Brady & Weil, 2008). De fato, as Ilhas de vegetação arbórea apresentaram as maiores concentrações de N total e também de matéria orgânica. No geral, os habitats sobre canga apresentaram teores de matéria orgânica e N total mais elevados que o encontrado para savanas e florestas tropicais (Wood et al. 2011; Kozovits et al. 2007; Kurtz & Araújo, 2000; Haridasan, 2000; Kindel et al. 1999; Vitousek & Denslow, 1986). Solos com elevados teores de matéria orgânica também são encontrados em outros campos rupestres do Espinhaco e da Mantiqueira (Benites et al. 2007). Segundo Benites et al. (2007) os elevados teores de matéria orgânica nos solos de campos rupestres estão associados a condições desfavoráveis para a decomposição dos detritos vegetais depositados, assim como baixa fertilidade do solo, elevadas concentrações de Al disponível e elevada amplitude térmica. O total anual de detritos vegetais produzidos juntamente com a velocidade de decomposição deste material são os principais mecanismos reguladores da dinâmica de matéria orgânica e N no solo (Brady & Weil, 2008). Embora a produção de serapilheira nestes ambientes, inclusive nos estudados no presente trabalho, não seja maior que o estimado para florestas tropicais, sua taxa de decomposição é limitada por diversos fatores (ver discussão sobre decomposição), o que permite a acumulação de matéria orgânica nas pequenas depressões do relevo (Scheer et al. 2011; Benites et al. 2007).

A concentração média anual de fósforo disponível no solo não diferiu entre os habitats, mas por outro lado apresentou uma relativa sazonalidade. Maiores concentrações de P disponível foram detectados durante a estação chuvosa, nas Ilhas de vegetação arbórea e na formação florestal e, durante a estação seca, no habitat herbáceo-arbustivo. No solo, uma grande quantidade de P encontra-se indisponível para a vegetação, formando minerais de baixa solubilidade com Al, Fe e Ca. Os demais estoques de P no solo estão associados à matéria orgânica, sendo sua mineralização, a partir da decomposição, a principal via de suprimento de P para as plantas em solos já bastante intemperizados (Brady & Weil, 2008; Hedin *et al.* 2003; Stewart & Tiesen, 1987). Desta forma, os maiores picos de disponibilidade de P ao longo do ano, possivelmente estão relacionados aos períodos de maior mineralização de P proveniente da serapilheira e matéria orgânica do solo. Infelizmente, as análises de concentração de P na serapilheira foliar depositada em diferentes épocas do ano apresentaram valores que não foram reproduzidos em sub-amostras da mesma amostra, sendo, portanto, não confiáveis e não permitindo seu uso para ajudar a entender a variação sazonal de P disponível no solo. A maior disponibilidade de P nas ilhas de vegetação arbórea e na formação florestal, durante a estação chuvosa, poderia estar relacionada às maiores taxas de decomposição neste período (Luizão, 2007). Diferentemente, no habitat herbáceo-arbustivo o aumento de P disponível, durante a estação seca, poderia estar relacionado aos pulsos de deposição de serapilheira no início desta mesma estação (ver mais adiante), com maiores pulsos de mineralização de P no início do processo de decomposição. Em acréscimo, maior disponibilidade de PO4³⁻ e NO3⁻ durante a estação seca já foram relatados em outros ecossistemas sazonais (Jacobson et al. 2011; Campo et al. 1998). Com o avanço da estação seca, o solo seca, reduzindo a atividade microbiana, a absorção pelas raízes e a lixiviação, favorecendo o acúmulo de PO₄³⁻ no solo (Campo et al. 1998) Como a umidade do solo é menor em HA comparando com IVA e FF, isso poderia impor limitação mais severa da decomposição em HA que nas outras duas formações. Assim, em termos de ciclagem de P, as ilhas de vegetação arbórea poderiam funcionar de maneira mais próxima à formação florestal em termos de ciclagem de P. De fato, estes dois habitats apresentam valores semelhantes de MO, pH em KCl, N total, K, além de solos com maior conteúdo relativo de água, enquanto o habitat herbáceoarbustivo se comporta de maneira diferente.

Comparando os dois habitats da formação campestre, as ilhas de vegetação arbórea apresentam maior disponibilidade de macronutrientes no solo para sua comunidade vegetal. Os nutrientes Ca e Mg podem formar colóides com a argila e o húmus no solo, tornando-se disponíveis a partir de pulsos de H⁺ liberados no meio, como ocorre, por exemplo, na liberação de ácidos orgânicos pelas plantas (Brady & Weil, 2008). Já o enxofre pode ter sua disponibilidade reduzida em menores valores de pH, como os encontrados em HA. Os íons sulfato podem ser adsorvidos na superfície de óxidos de Fe e Al, minerais abundantes em solos muito ácidos (Brady & Weil, 2008). Por outro lado, as ilhas de vegetação arbórea apresentam redução considerável da disponibilidade de ferro e cobre no solo. O Fe é o elemento mais abundante nas cangas ferríferas (Machado, 2011) e sua disponibilidade no solo está relacionada com o pH do meio, sendo maior em solos mais ácidos, já o Cu forma ligações extremamente fortes com a matéria orgânica, sendo sua disponibilidade dificultada em solos com elevados teores de matéria orgânica (Brady & Weil, 2008; Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Desta forma, nestes habitats a disponibilidade de macro e micronutrientes na formação campestre possivelmente está relacionada a diferenças no pH e também no teor de matéria orgânica do solo.

3.2.2 – Produção de serapilheira

A produção anual média de serapilheira na formação campestre foi de 219 g.m⁻², sendo este valor próximo ao encontrado para formações compostas de biomassa aérea muito superior, como o cerrado *sensu strictu*: 230 g.m⁻² (Nardoto *et al.* 2006), 210 g.m⁻² (Peres *et al.* 1983), 151 g.m⁻² (Kozovits *et al.* 2007). O

dobro de serapilheira foi depositado na formação florestal (444 g.m⁻²), cujo valor está bem abaixo do estimado para formações florestais tropicais primárias (861 g.m⁻²) e secundárias (801 g.m⁻²) da América do Sul (Chave *et al.* 2010). Por outro lado, este valor está relativamente próximo ao encontrado para outras formações florestais semideciduais da região de Ouro Preto (568 g. m⁻² em Terror *et al.* 2011; 509 g.m⁻² em Werneck *et al.*, 2001); de fisionomias de cerradão (560 g.m⁻² em Valenti *et al.* 2008; 565 g.m⁻² em Cianciaruso *et al.* 2006); e de formações florestais de altitude sobre cambissolos (470 g.m⁻² em Chave *et al.* 2010; 433 g.m⁻² em Röderstein *et al.* 2005).

A porcentagem de fração foliar produzida ao longo do ano decresceu da formação florestal (80%) para o habitat herbáceo-arbustivo (60%). Proporcionalmente, uma maior perda de troncos e galhos da vegetação campestre em resposta ao estresse hídrico pode justificar este padrão observado. Sob estresse hídrico acentuado, as plantas podem apresentar cavitação no xilema, levando à morte de troncos e galhos por embolia (Tyree & Sperry, 1989). Além disso, a representatividade da fração foliar na serapilheira depositada na formação florestal foi similar ao encontrado para outras florestas sazonais (entre 72 e 80%) (Terror *et al.* 2011; Valenti *et al.* 2008; Cianciaruso *et al.* 2006; Werneck *et al.* 2001; Martins & Rodrigues, 1999; Peres *et al.* 1983).

Em termos de sazonalidade de deposição da serapilheira, a formação florestal (CV = 27%) e as ilhas de vegetação arbórea (CV = 23%) apresentaram variações mensais de deposição bem menores quando comparadas ao habitat herbáceo-arbustivo (CV = 52%). Esta última também apresenta maior variabilidade anual e menores valores de conteúdo relativo de água no solo, o que, aliado às respostas de sua comunidade vegetal a estas condições, e também a outras condições ambientais, podem ter contribuído para uma maior sazonalidade de deposição da serapilheira (Lawrence, 2005; Reich & Borchet, 1984).

Comparando com outros estudos (tabela 3.10), a variação sazonal de deposição de serapilheira encontrada na formação florestal não é tão acentuada como em outras florestas sazonais. Em nível de ecossistema, uma maior diversidade de espécies vegetais e de grupos funcionais, com diferentes padrões fenológicos, pode levar a maior uniformidade de deposição de serapilheira ao longo do ano (Köhler et al. 2008). Em formações florestais tropicais, pulsos de deposição de serapilheira, com elevada proporção depositada em reduzidos intervalos de tempo, podem ocorrer em comunidades com uma ou poucas espécies dominantes, refletindo o padrão fenológico dessas espécies (Terror et al. 2011; Köhler et al. 2008). Pulsos de deposição de serapilheira também podem ocorrer em florestas com grande diversidade de espécies, como em florestas estacionais deciduais e semideciduais, em resposta a mudanças nas condições ambientais, sendo que menor variabilidade nessas condições podem retardar a ocorrência ou diminuir a intensidade dos pulsos de deposição (Lawrence, 2005; Martins & Rodrigues, 1999; Reich & Borchet, 1984; Frankie et al. 1974). Comparando com florestas estacionais semideciduais e florestas ombrófilas da Região Sudeste, a variação anual de deposição da serapilheira para a floresta estudada, aqui quantificada como coeficiente de variação (CV), está mais próximo do encontrado para florestas ombrófilas, mesmo sendo a sazonalidade de chuvas na floresta estudada (Figura 2.4), com dois ou três meses sem praticamente nenhuma precipitação pluviométrica, mais parecido com os regimes de chuvas nas florestas estacionais semideciduais. Além disso, Chave et al. (2010) encontraram menor sazonalidade de deposição de serapilheira em florestas de altitude,

comparado à florestas primárias e secundárias de terras baixas. Menor variação das condições de umidade do solo e da demanda evaporativa do ar, possivelmente favorecida por constantes eventos de neblina (Dawson, 1998; Bohlman *et al.*, 1995), também pode ter contribuído para uma menor sazonalidade da serapilheira depositada. De fato, a área do presente estudo está sujeita a presença freqüente de neblina, que durante a estação seca, corresponde a 70% da deposição úmida (chuva + neblina) na área (Baeta, dados não publicados).

Ao contrário da formação florestal, a elevada sazonalidade de deposição de serapilheira no habitat herbáceo-arbustivo está dentro do encontrado para formações savânicas (Kozovits et al. 2007; Nardoto et al., 2006). Ecossistemas com marcante sazonalidade de chuvas, e que também apresentam solos com baixa retenção hídrica, costumam apresentar elevadas proporções de espécies decíduas e semidecíduas em suas comunidades (Lenza & Klink, 2006; Williams et al. 1997; Reich & Borchet, 1984; Frankie et al. 1974). Quando analisada a sazonalidade de deposição de serapilheira foliar nas ilhas de vegetação arbórea, nota-se um padrão de variação intermediário entre os demais habitats. Talvez a presença de um maior volume de solo em depressões na formação campestre, aliada a conseqüente criação de microambientes mésicos (com maior fertilidade, maior conteúdo relativo de água, entre outros parâmetros) pode favorecer a co-existência de espécies com diferentes estratégias fenológicas, e até mesmo, favorecer o estabelecimento de indivíduos de maior porte. Em decorrência disso, a contribuição relativa dos diversos grupos funcionais de plantas para a produção total mensal e anual de serapilheira deve ser alterada, reduzindo as flutuações sazonais encontradas nas feições campestres dominadas pelo estrato herbáceo-arbustivo, e se aproximando mais da variação das formações florestais. A própria ocupação gradual de espaços da paisagem campestre por vegetação de maior porte, arbustos e lenhosas, pode gradualmente acelerar as mudanças nas propriedades físico-químicas do solo, tornando-o mais fértil, melhorando sua textura, a capacidade de trocas catiônicas, retenção de água, e consequentemente, aumentando a produtividade destas ilhas de vegetação (Cardelús et al. 2009; Hobbie et al. 2007; Binkley & Giardina, 1998). De fato, os resultados encontrados no presente trabalho indicam que as ilhas de vegetação arbórea em meio à paisagem campestre encontram-se em estágio intermediário de produção e decomposição de serapilheira, se aproximando em vários sentidos, dos padrões encontrados na formação florestal.

Outro tópico a ser discutido é a grande variação espacial de deposição de serapilheira na formação campestre (CV = 62%) comparado à formação florestal (CV = 25%). Grande variação de serapilheira depositada também foi encontrado por Mlambo & Nyathi, (2008) em uma formação savânica semi-árida onde também é observado grande variação em termos de cobertura vegetal na paisagem, ocorrendo um mosaico de microambientes mais e menos produtivos.

Os habitats apresentaram diferentes picos de produção de serapilheira foliar e total ao longo do ano. Na formação campestre, dois e três picos de deposição foram observados nos habitats herbáceo-arbustivo e ilhas de vegetação arbórea, respectivamente, sendo a ocorrência destes picos em algum momento da estação chuvosa (janeiro e fevereiro), na transição chuvosa-seca (abril e maio), além dos picos de deposição na transição seca-chuvosa (setembro) nas ilhas de vegetação arbórea. Picos de produção de serapilheira durante a estação chuvosa podem estar relacionados à intensidade e freqüência dos eventos de chuva, com a ação

Tipo de vegetação		Local	Altitude	Serapilheira total (t/ha)	Fração foliar (%)	CV mensal da serapilheira total	CV mensal da fração foliar	Referência
FESD	Secundária (>40 anos)	Viçosa MG	690-800 m	8,7	56,3	0,37	0,53	Pinto et al. 2008
FESD	Secundária (> 30 anos)	Viçosa MG	690-800 m	6,1	63,9	0,36	0,43	Pinto <i>et al.</i> 2008
FESD	Mata ciliar	Botucatu SP	475-725 m	10,6	_	0,27	_	Vital et al. 2004
FESD	Clareiras	Campinas SP	580-610 m	5,7	56,1	0,55	0,59	Martins & Rodrigues, 1999
FESD	Secundária (40 anos)	São Carlos SP	850 m	12,2	63,1	0,38	0,34	Hora et al. 2008
FESD	Urbana (ano 1)	Belo Horizonte MG	_	7,0	68,6	0,31	0,37	Paula & Lemos Filho, 2001
FESD	Urbana (ano 2)	Belo Horizonte MG	_	6,0	71,7	0,28	0,28	Paula & Lemos Filho, 2001
FESD	Mata ciliar	Lagoa da Prata MG	_	15,1	67,5	0,58	0,60	Nunes et al. 2007
Cerrado	Cerradão	Luiz Antônio SP	_	5,7	71,9	0,52	0,58	Cianciaruso <i>et al.</i> 2006
Cerrado	Cerradão	São Carlos SP	850 m	5,8	67,2	0,41	0,52	Valenti et al. 2008
Cerrado	Cerradão	São Carlos SP	850 m	5,4	75,9	0,42	0,52	Valenti et al. 2008
Cerrado	Strict sensu	Brasília DF	_	1,5	-	0,71	_	Kozovits <i>et al.</i> 2007
FO	Secundária	Santo André SP	750-890 m	13,3	51,9	0,25	0,24	Domingos <i>et al.</i> 1997
FO	Baixada	Silva Jardim RJ	_	6,9	72,5	0,43	0,44	Barbosa & Faria, 2006
FO	Sub-montana	Silva Jardim RJ	-	5,5	65,5	0,43	0,40	Barbosa & Faria, 2006
FO	Montana	Mangaratiba RJ	_	7,9	65,8	0,45	_	Pereira et al. 2008
FO	Submontana	Guarujá SP	140 m	7,9	63,3	0,45	_	Varjabedian & Pagano, 1988
FO	Baixada	Silva Jardim RJ	_	12,2	_	0,27	_	Araújo et al. 2006
Formação f	lorestal	Ouro Preto MG	1480 m	4,4	80,0	0,26	0,19	Este estudo

Tabela 3.10: Serapilheira total (t/ha), fração foliar da serapilheira (%) e seus respectivos coeficientes de variação mensal (CV) em florestas estacionais semideciduais (FESD), florestas ombrófilas (FO), cerradões e cerrado *sensu stricto* na Região Sudeste e Distrito Federal.

Formação	Herbáceo-	Ouro Preto MG	1480 m	1,1	59,8	0,52	0,57	Este estudo
campestre	arbustiva		1 100			0.00	0.00	
	Ilhas de	Ouro Preto MG	1480 m	3,2	74,7	0,23	0,30	Este estudo
	vegetação							
	arbórea							
Florestas co	om monodominâ	ncia						
FESD	Paludosa	Ouro Preto MG	_	5,7	3,2	0,55	0,59	Terror et al. 2011
Floresta neb	ular – (10 – 15	Costa Rica	2900 m	9,3	84	0,49	0,39	Kohler et al. 2008
anos)								
Floresta neb	ular – (40 anos)	Costa Rica	2900 m	17,2	73	0,65	0,77	Kohler et al. 2008
Floresta neb	ular - (> 40 anos)) Costa Rica	2900 m	12,9	56	0,90	0,90	Kohler et al. 2008

mecânica destas últimas levando à abscisão de componentes da planta (Terror *et al.* 2011). Este fator parece ser uma justificativa razoável para os picos de produção de serapilheira durante o mês de janeiro, sendo o acumulado de chuvas para este período de 257 mm. Por outro lado, não explica os picos de produção de serapilheira durante o mês de fevereiro nas ilhas de vegetação arbórea, sendo o acumulado de chuvas para este período que também apresentou elevadas temperaturas (35,1^oC) e baixa umidade relativa do ar (36%). Estas condições podem causar grandes restrições fisiológicas às plantas, levando a quedas nas taxas de fotossíntese no intuito de manter o balanço hídrico (Mattos *et al.* 2002), sendo estas condições ainda mais severas para plantas sobre solos rasos (Valim, 2008; Nobel & Zutta, 2007). Padrão semelhante também foi observado por Lawrence (2005) em uma floresta decídua no México, em que foram detectados picos de produção de serapilheira durante meses da estação chuvosa que apresentaram 11 e 18 dias de estiagem.

Também foi observado que o total de serapilheira depositado na formação florestal, no geral, está bem abaixo do produzido para outras florestas estacionais semideciduais e florestas ombrófilas da Região Sudeste (Tabela 3.9), tal fato, possivelmente, deve-se às diferenciações do total de biomassa vegetal nestas florestas, sendo que as características determinantes de uma menor biomassa na floresta estudada pode ser uma imposição da sazonalidade climática (meses de clima seco e frio) (Terror *et al.* 2011; Werneck *et al.* 2001), estágio sucessional (Martins & Rodrigues, 1999) ou do solo (solo distrófico e pouco profundo) (Chave *et al.* 2010; Röderstein *et al.* 2005)

A produção de serapilheira da fração miscelânea mostrou correlação com a pluviosidade em todas os habitats ($\mathbb{R}^2 > 0,42$). Além disso, picos de produção de miscelânea ocorreram principalmente no início da estação chuvosa (outubro, novembro e dezembro). Depois da fração foliar, fragmentos de galhos e troncos são os maiores contribuintes do total de serapilheira depositado em um ecossistema (Köhler *et al.* 2008; Valenti *et al.* 2006; Cianciaruso *et al.* 2006; Martins & Rodrigues, 1999). Durante o período seco, muitos galhos e ramos podem apresentar cavitação no xilema, morrendo por embolia (Tyree & Sperry, 1989). Com o retorno do período chuvoso, a ação mecânica das chuvas vai facilitar a abscisão destes órgãos que na maioria das vezes já se encontravam em processo de decomposição.

3.2.3 – Qualidade da serapilheira

Em termos nutricionais, a qualidade da serapilheira depositada em um ecossistema está relacionada com as estratégias de conservação de nutrientes pela comunidade vegetal e também com a fertilidade do solo (Aerts & Chapin, 2000). Em outras palavras, plasticidade na resposta das plantas à disponibilidade de nutrientes no solo (Kozovits *et al.* 2007; Aerts & De Caluwe, 1994), juntamente com diferenças específicas na eficiência do uso de nutrientes (Wood *et al.* 2011; Santiago, 2010) determinarão a qualidade nutricional da serapilheira e influenciarão os processos ecossistêmicos dependentes dela (Bakker *et al.* 2011; Wieder *et al.* 2009; Santiago, 2007). Além disso, a concentração de nutrientes na serapilheira pode variar ao longo do ano, em resposta às condições climáticas, direta ou indiretamente (Kozovits *et al.* 2007). Razões C:N e C:P são usadas como indicadores da qualidade da serapilheira e a razão N:P é amplamente utilizada no intuito de

verificar limitação por N ou P no ecossistema estudado, sendo valores abaixo de 14 indicando limitação por N e valores acima de 16 indicando limitação por P (Parsons *et al.* 2012; Bakker *et al.* 2011; Güsewell, 2004).

Com exceção do magnésio, as concentrações dos demais macronutrientes na serapilheira diferiram entre os habitats. A concentração média de N (10,8 g.kg⁻¹) na serapilheira foliar recém senescida das formações campestre e florestal sobre canga estão comparativamente mais elevadas que o encontrado para formações savânicas (entre 6,7 e 8,5 g.kg⁻¹) (Mlambo & Nyathi, 2008; Kozovits *et al.* 2007; Nardoto *et al.* 2006; McIvor, 2001) e dentro do limite mais baixo encontrado para florestas tropicais (entre 7,2 g.kg⁻¹ e 21,0 g.kg⁻¹) (Wood *et al.* 2011; Santiago, 2010; Dent *et al.* 2006; Wood *et al.* 2006; Luizão *et al.* 2004; Yavitt *et al.* 2004; Scott *et al.* 1992; Vitousek & Sanford, 1986; Edwards, 1982; Ewel, 1976).

A concentração de P (entre 0,20 e 0,30 g.kg⁻¹) foi semelhante ao encontrado para o cerrado (entre 0,20 e 0,40 g.kg-1) (Kozovits *et al.* 2007; Nardoto *et al.* 2006) e para florestas tropicais sobre solos de baixa fertilidade (entre 0,20 e 0,44 g.kg-1) (Dent *et al.* 2006; Vitousek & Sanford, 1986). Por outro lado, estas concentrações estão bem abaixo do encontrado para a maioria dos ecossistemas florestais tropicais (entre 0,53 g.kg⁻¹ e 0,90 g.kg⁻¹) (Wood *et al.* 2011; Dent *et al.* 2006; Wood *et al.* 2006; Yavitt *et al.* 2004; Scott *et al.* 1992; Vitousek & Sanford, 1986; Edwards, 1982; Ewel, 1976).

Durante a senescência foliar, grandes quantidades de N e P são retranslocados dos tecidos foliares para outros órgãos das plantas. Tais processos influenciam diretamente a qualidade da serapilheira a ser depositada e podem variar em resposta à fertilidade do solo e entre os diferentes grupos funcionais vegetais (Wood et al. 2011; Killingbeck, 1996). Os habitats da formação campestre apresentaram concentrações de N e P mais elevadas que a formação florestal. Um levantamento fitossociológico realizado na formação campestre (Vale, dados não publicados), excluindo plantas das famílias Cyperaceae e Poaceae, aponta elevados índices de valor de importância de semidecíduas e espécies da família Fabaceae na comunidade (com Senna reniformis (G.Don), Periandra mediterrania Taub. e Tibouchina heteromalla Cong. com maior dominância na comunidade). Por outro lado, a partir de observações em campo, dados de sazonalidade de deposição de serapilheira foliar e de alguns trabalhos sobre fenologia com espécies de campos ferruginosos e cerrado (Garcia, 2007; Lenza & Klink, 2006), observa-se na formação florestal uma maior importância de espécies sempre-verdes na comunidade vegetal. No geral, espécies decíduas e semidecíduas apresentam menor longevidade foliar, com consequente menor tempo de residência de nutrientes em suas partes aéreas, ocasionando menor eficiência no uso de nutrientes (Aerts & Chapin, 2000; Eckstein et al. 1999; Knops et al. 1997). Além disso, plantas da família Fabaceae, devido às associações simbióticas com bactérias fixadoras de nitrogênio, apresentam concentrações mais elevadas de nitrogênio em suas folhas e que consequentemente será refletido na serapilheira (Inagaki et al. 2011; Townsend et al. 2007; Crews, 1999; Killingbeck, 1996).

Sazonalidade na concentração de nitrogênio na serapilheira foliar foi observada no habitat herbáceoarbustivo e na formação florestal. As razões N:P (>42) nos habitats estudados indicam limitação por P (Güsewel, 2004). Como esperado, a concentração de N total no solo não variou entre as estações. Parâmetros mais adequados para se verificar alterações na disponibilidade de N seriam as concentrações dos íons nitrato e amônio (Jacobson *et al.* 2011; Kozovits *et al.* 2007). Por outro lado na estação seca, menores concentrações de P disponível foram mensuradas na formação florestal, e maiores concentrações no habitat herbáceoarbustiva, o que possivelmente ocorreu devido aos picos de produção de serapilheira neste habitat no início desta mesma estação. Em ecossistemas limitantes por P, uma maior disponibilidade deste elemento no solo pode também afetar a concentração de N na serapilheira (Kozovits *et al.* 2007). De outro modo, as maiores concentrações de N na serapilheira durante a estação chuvosa no habitat herbáceo-arbustivo, podem ser atribuídas às estratégias de maximização do crescimento destas plantas durante o período chuvoso. Durante a estação chuvosa, Franco et al. (2005), encontrou maior assimilação de carbono em espécies decíduas comparado à espécies sempre-verdes, juntamente com concentrações mais elevadas de N foliar. Desta forma, uma maior demanda de nitrogênio para a maximização da fotossíntese poderia levar à produção de serapilheira com maiores concentrações de N. Além disso, a ação mecânica das chuvas durante este período poderia levar à abscisão de folhas senescentes antes da completa retranslocação dos nutrientes foliares. Uma vez que decíduas e semidecíduas investem menos na longevidade de suas folhas (Cornwell et al., 2008; Killingbeck, 1996), os recorrentes eventos de chuva durante o mês de janeiro poderiam facilitar a abscisão foliar da serapilheira antes de sua completa retranslocação de N. Por outro lado, a ausência de sazonalidade na concentração de P na serapilheira foliar pode ser devida ao método utilizado para a determinação da concentração deste nutriente, uma vez que foi misturado serapilheira de intervalos maiores de tempo para as estações seca (junho a setembro) e chuvosa (janeiro a março).

No geral, as concentrações de cálcio na serapilheira foliar (entre 5,3 e 6,9 g.kg⁻¹) estão nos limites mais baixos do encontrado para florestas tropicais (entre 3,6 e 21,2 g.kg⁻¹) (Santiago, 2010; Wood *et al.* 2006; Dent *et al.* 2006; Yavitt *et al.* 2004; Scott *et al.* 1992; Edwards, 1982; Ewel, 1976) e acima do encontrado por Nardoto *et al.* (2006) em cerrado *sensu strictu* (2,7 g.kg⁻¹). Além disso, a concentração de cálcio foi maior no habitat herbáceo-arbustivo. O cálcio é um elemento de baixa mobilidade intercelular e suas principais funções fisiológicas estão relacionadas à estabilização da parede celular e da membrana plasmática (Marschner, 1986). Em nível bioquímico, as plantas apresentam uma enzima (poligalacturonase), cuja atividade é potencializada com o aumento da radiação solar, levando a uma destruição gradativa da parede celular. Desta forma, plantas sob estresse de intensa radiação luminosa mobilizam mais cálcio para suas paredes celulares no intuito de manter sua estrutura (Kovács & Keresztes, 2002; Marschner, 1986). Como as plantas das formações campestres sobre canga estão sujeitas à intensa radiação (valores de PPFD podem chegar a mais de 2000 µmol. m⁻²s⁻¹) (Valim, 2008), esta pode ser uma explicação para as maiores concentrações de Ca na serapilheira deste habitat. Além disso, na formação campestre, existe maior concentrações de Ca no solo, tanto na fração disponível quanto na disponibilizável, comparando com a formação florestal.

Por outro lado, K e S tiveram maiores concentrações na formação florestal. O potássio apresenta elevada mobilidade na planta em todos os níveis e exerce inúmeras funções fisiológicas, dentre elas o controle do pH celular, osmorregulação, ativação de enzimas e mecanismos de transporte na membrana, já o S é um constituinte de aminoácidos, co-enzimas e lipídios de membrana (Marschner, 1986). Os diferentes grupos funcionais vegetais presentes na formação campestre e na formação florestal devem apresentar diferentes estratégias na alocação destes nutrientes nos tecidos foliares, na remobilização durante a

senescência e também nas perdas por lixiviação. A concentração média de K na serapilheira foliar (entre 0,66 e 1,08 g.kg⁻¹) dos três habitats está bem abaixo do encontrado para outras florestas tropicais (entre 2,0 e 7,2 g.kg⁻¹) (Santiago, 2010; Wood *et al.* 2006; Dent *et al.* 2006; Yavitt *et al.* 2004; Scott *et al.* 1992; Edwards, 1982; Ewel, 1976) e também abaixo do encontrado por Nardoto (2006) no cerrado (1,3 g.kg⁻¹). As concentrações de S (entre 0,79 e 0,92 g.kg⁻¹) estão nos limites mais baixos do encontrado para florestas tropicais (entre 0,7 e 3,0 g.kg⁻¹)(Wood *et al.* 2006; Arato, 2006; Yavitt *et al.* 2004) e mais elevados do encontrado para formações savânicas (entre 0,1 e 0,5 g.kg⁻¹) (Nardoto *et al.* 2006; McIvor, 2001).

Entre os micronutrientes e elementos não essenciais, foram observadas diferenças entre os habitats nas concentrações de Mn, Al e Ba. O manganês é um micronutriente requerido na cadeia de transporte de elétrons da fotossíntese, em processos de oxi-redução, essencial na síntese de clorofila e componente estrutural de algumas enzimas e moduladores enzimáticos (Pallardy, 2008; Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Marschner, 1986). As ilhas de vegetação arbórea apresentaram as maiores concentrações médias de Mn na serapilheira, sendo estes valores 91% maiores comparado à formação florestal. Além disso, as Ilhas de vegetação arbórea também apresentaram maior disponibilidade de Mn no solo. Estudos com bioacumulação de manganês pelas plantas vêm demonstrando que muitas espécies apresentam plasticidade na translocação de Mn para suas partes aéreas em função da disponibilidade deste elemento no solo (Soeltl, 2009; Xue et al. 2005; Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Por outro lado, as concentrações foliares de Mn também podem ser determinadas pelas diferenças específicas na demanda fisiológica por este elemento. Em estudos com acumulação de metais em espécies do gênero Eremanthus (muito abundantes na área de estudo), dentre os elementos quantificados, o Mn foi o elemento com maior capacidade de translocação para a parte aérea, cujos valores ainda estão baixos para a classificação como hiperacumuladoras e as concentrações próximas ao encontrado no presente estudo (Machado, 2011; Soeltl, 2009). Dada à baixa retranslocação de Mn durante o processo de senescência das folhas (Heenan & Campbell, 1980), as concentrações de Mn na serapilheira foliar possivelmente estão relacionadas a diferenças específicas no seu uso para os processos fisiológicos e/ou à disponibilidade no solo.

O alumínio é um elemento não essencial, porém muito abundante na crosta terrestre, constituindo minerais como aluminossilicatos e óxidos de alumínio, estes últimos presentes em grandes proporções em solos já bastante intemperizados, contribuindo para a acidez destes solos (Brady & Weil, 2008). A formação florestal apresentou concentrações mais elevadas de Al na serapilheira, sendo estes valores 115% maiores comparados às ilhas de vegetação arbórea. A formação florestal também apresenta concentrações de Al no solo 20 vezes maiores comparados à formação campestre. Plantas desenvolvendo-se sobre solos com elevadas concentrações de Al no solo precisam desenvolver mecanismos para reduzir sua toxicidade nos tecidos, assim como a exclusão em suas raízes ou a acumulação em suas partes aéreas. No cerrado, Nardoto *et al.* (2006) encontraram concentrações médias de Al de 2,0 g.kg⁻¹ na serapilheira foliar, valores muito acima do encontrado no presente estudo (entre 0,33 e 0,72 g.kg⁻¹). Assim como a formação florestal, os solos do cerrado também apresentam altas concentrações de Al disponível. Em acréscimo, apresentam uma comunidade vegetal com grande representatividade de espécies acumuladoras e hiperacumuladoras de Al (Haridasan, 2000). Deste modo, apesar da elevada disponibilidade de Al no solo, a serapilheira depositada na

formação florestal indica concentrações comparativamente mais baixas, sendo estes valores indicativos de baixa importância de acumuladoras e hiperacumuladoras na comunidade. Mesmo assim, a comunidade vegetal da formação florestal parece translocar mais Al para suas partes aéreas, comparado à formação campestre. Desta forma, as concentrações de Al na serapilheira foliar possivelmente estão relacionadas à disponibilidade deste elemento no solo e/ou às estratégias de exclusão e acumulação da comunidade vegetal em resposta à sua disponibilidade.

O bário também é um elemento não essencial cuja concentração nos solos superficiais varia de 19 a 2368 mg.kg⁻¹ (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Machado (2011) encontrou uma concentração média total de 59,2 mg.kg⁻¹ de Ba em solos superficiais de canga. Entretanto, no geral, a disponibilidade de Ba nos solos superficiais é baixa (kabata-Pendias & Pendias, 2001). No presente estudo, as concentrações de Ba disponível variaram entre 1,5 e 3,9 mg.kg⁻¹, sendo estes valores maiores na formação campestre. Da mesma forma, os habitats da formação campestre apresentaram maiores concentrações de Ba na serapilheira, sendo estes valores no habitat herbáceo-arbustivo 3 vezes maiores comparado à formação florestal. Em solos tropicais, a disponibilidade de Ba para as plantas é facilitada quando este elemento forma minerais com óxidos de manganês, e também é acelerada em solos mais ácidos (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Desta forma, as concentrações de Ba na serapilheira foliar possivelmente estão relacionadas à disponibilidade deste elemento de acordo com as propriedades químicas do solo e às respostas fisiológicas das plantas à estas variações.

3.2.4 – Decomposição da serapilheira

Além da importância da quantidade de serapilheira depositada e de sua qualidade para a produtividade dos ecossistemas, a velocidade de decomposição dos detritos vegetais depositados é o principal mecanismo regulador da dinâmica de massa e energia nos ecossistemas, influenciando diretamente sua complexidade (Pallardy, 2008). No presente estudo, a serapilheira depositada apresentou um $t_{(0,5)}$ médio de 1,78 anos (1,98 em HA, 1,64 em IVA e 1,73 em FF), sendo este valor semelhante ao encontrado para o cerrado *sensu stritu* (t _(0,5) entre 1,5 e 1,8 anos) (Jacobson *et al.* 2011; Kozovits *et al.* 2007; Cianciaruso *et al.* 2006) e florestas tropicais de altitude (Parsons *et al.* 2012; Salinas *et al.* 2011). Por outro lado, estes valores estão mais elevados do encontrado para florestas tropicais de terras baixas (Parsons *et al.* 2012; Wieder *et al.* 2009; Sundarapandian & Swamy, 1999).

Analisando o processo de decomposição da serapilheira foliar depositada nos habitats da formação campestre e formação florestal sobre canga ao longo de um ano, os resultados sugerem que a decomposição inicial está relacionada com as condições ambientais do sítio (principalmente com as características microclimáticas e químicas do substrato). Em acréscimo, o índice de área foliar, talvez por influenciar as condições microclimáticas locais ($\mathbb{R}^2 > 0,59$) também tenha sido o melhor parâmetro determinante da decomposição inicial da serapilheira. Em estudo nas florestas nativas e sistemas agroflorestais da Amazônia, Martius *et al.* (2004a) também encontrou influência da cobertura vegetal em minimizar as variações microclimáticas do solo, favorecendo a decomposição da serapilheira e a maior biomassa de organismos de solo. Além disso, Chapin (2003) propõe que os atributos morfológicos das espécies vegetais, assim como a

arquitetura da copa e estratégias foliares em relação à radiação solar também influenciam a cobertura vegetal sobre o solo, modulando as condições microclimáticas e os processos ecossistêmicos dependentes dela. Em ecossistemas tropicais, a decomposição da serapilheira será favorecida em condições de menores temperaturas e maior umidade do solo, assim como nas menores variações diárias e mensais destes parâmetros (Martius et al. 2004a). Atuando juntamente com a cobertura vegetal, maiores porcentagens de fração silte e argila no solo da formação florestal também podem ter contribuído para uma maior retenção da umidade no solo, influenciando indiretamente a decomposição da serapilheira (Epstein et al. 2002). Também nos primeiros 124 dias, a perda de massa da serapilheira esteve relacionada com o pH do solo, com decomposição mais rápida em solo menos ácido, ou seja, na FF e nas IVA. Baixos valores de pH, além de reduzir fortemente a decomposição em sistemas aquáticos (Niyogi et al. 2001; Maltby & Booth, 1991; Carpenter et al. 1983), também podem interferir na decomposição em ecossistemas terrestres (Verhoeven & Toth, 1995), influenciando diretamente a comunidade de organismos decompositores. Em acréscimo, Wieder et al. (2009) sugerem que a solubilidade da serapilheira combinada com elevada pluviosidade influenciam diretamente a perda de massa da serapilheira em ecossistemas tropicais úmidos, sendo esta solubilidade maior nos estágios iniciais de decomposição. Assim, a solubilidade inicial da serapilheira também pode influenciar fortemente a perda de massa da serapilheira depositada durante a estação chuvosa (Wieder et al., 2009; Cleveland et al. 2006). A partir do que foi discutido neste parágrafo, o conjunto de condições edafo e micro-climáticas parece ter favorecido a decomposição durante os estágios iniciais na formação florestal e em menor escala, nas ilhas de vegetação arbórea.

Durante o período seco, as médias de perda de massa da serapilheira foram muito menores, comparadas aos primeiros 124 dias, elevando-se novamente com o retorno da estação chuvosa. O restabelecimento da umidade do solo e sua influência na atividade dos microorganismos, juntamente com o retorno dos processos de lixiviação da serapilheira superficial pelas chuvas, são fatores envolvidos na reaceleração do processo de decomposição da serapilheira foliar (Wieder *et al.* 2009; Austin, 2002; Davidson *et al.* 2004). A partir de amostragens de um ano, em uma análise dos fatores reguladores da decomposição da serapilheira foliar em ecossistemas tropicais, Aerts (1997) destaca o clima como o fator de maior importância na perda de massa. Por outro lado, os resultados apresentados neste estudo demonstram que, após um ano, as condições microclimáticas já não são os principais fatores reguladores na decomposição.

Uma meta-análise realizada por Cornwell *et al.* (2008) com dados de experimentos de decomposição em todo o mundo, de fato, revelou que a decomposibilidade da serapilheira foliar é dependente da estratégia ecológica das espécies, e que esse parâmetro desempenha papel mais importante sobre as taxas de decomposição em nível global que o clima. Diferenças específicas nas estratégias das plantas em maximizar a fotossíntese e combater o estresse biótico e abiótico são fatores determinantes da quantidade de recursos alocados para a maximização de ganho de carbono e longevidade dos órgãos foliares (Bakker *et al.* 2011; Cornwell *et al.* 2008; Santiago, 2007; Chapin, 2003; Reich *et al.* 1997). Além disso, de forma geral, os atributos fisiológicos e morfológicos de folhas expandidas serão mantidos durante a senescência foliar, permanecendo as mesmas proporções da qualidade química e física na serapilheira depositada (Aerts, 1996; Killingbeck, 1996). Desta forma, plantas que apresentam maior investimento na longevidade de suas folhas,

investindo recursos para minimizar os efeitos do estresse, apresentarão folhas com menores atividades fotossintéticas, maior eficiência no uso de nutrientes e serapilheira de menor qualidade nutricional para os organismos decompositores (Bakker *et al.* 2011; Cornwell *et al.* 2008; Reich *et al.* 1997), como encontrado na formação florestal.

No presente estudo, os habitats da formação campestre apresentaram serapilheira com maiores concentrações iniciais de N e P e menores razões C:N e C:P que o mensurado na formação florestal, e também apresentaram maior perda de massa nos últimos 241 dias de incubação. Entretanto, tal diferença na qualidade da serapilheira não resultou em maiores taxas de decomposição até os primeiros 124 dias nas formações campestres, demonstrando que, como dito anteriormente, o microclima e condições de solo possam ser mais relevantes no início do processo. Passada a fase inicial, entretanto, talvez a qualidade da serapilheira se torne gradativamente mais importante. N e P são os nutrientes mais limitantes para a atividade de organismos decompositores, enquanto para a decomposição de serapilheira com altos teores de carbono, os organismos decompositores necessitam de um complexo aparato enzimático (Bakker *et al.* 2011; Wieder *et al.* 2009; Santiago, 2007). No presente estudo, a serapilheira de ambos os habitats apresentaram elevada razão N:P (> 44), indicando maior limitação da atividade dos organismos decompositores por P, similarmente ao encontrado para outros ecossistemas tropicais sobre solos já bastante intemperizados (Kozovits *et al.* 2007; Cleveland *et al.* 2002).

A velocidade de decomposição de detritos vegetais também é fortemente influenciada pelas concentrações iniciais de lignina e celulose, compostos mais recalcitrantes e que conferem maior dureza às folhas, sendo que maiores concentrações destas substâncias acarretam em decomposição mais lenta (Melillo et al. 1982). Por outro lado, recentemente, Hättenschwiler et al. (2011) questionoram o uso de indicadores C:N, C:P e N:P como parâmetros para se avaliar a qualidade da serapilheira. Segundo seu argumento, a qualidade do carbono na serapilheira (compostos de carbono mais ou menos acessíveis aos organismos decompositores) poderia exercer maior controle na decomposição da serapilheira. Em nível de ecossistemas tropicais, Cleveland et al. (2011) encontraram maior relação das taxas de decomposição com o total de P nos primeiros 10 cm de profundidade do solo. Também em ecossistemas tropicais, Kaspari & Yanoviak (2008) encontraram evidência de que maiores razões C:P na serapilheira depositada estão relacionadas a um maior acúmulo de serapilheira no solo. No presente estudo, a formação campestre, especialmente as ilhas de vegetação arbórea, também apresentou maiores concentrações de Mn, sendo estes valores o dobro do encontrado para a formação florestal. Maior disponibilidade de Mn na serapilheira foliar pode favorecer a atividade de basidiomicetos na decomposição da serapilheira em estágios mais avançados, sendo a enzima manganês peroxidase, utilizada por estes organismos para a degradação de lignina e compostos fenólicos (Hofrichter, 2002; Berg et al. 2007).

Assim, diferente do afirmado por Cornwell et al.(2008) a qualidade nutricional inicial não foi decisiva para a velocidade de decomposição neste ecossistema, sendo observado grande influência das condições microclimáticas para a perda de massa nos primeiros 124 dias, e também após intervalo de um ano, levando a diferenças nas taxas de decomposição entre HA e IVA, em serapilheira de qualidade nutricional iguais.

CAPÍTULO 4

PADRÕES SAZONAIS NA INTERCEPTAÇÃO PLUVIOMÉTRICA E NO FLUXO DE ELEMENTOS DA SERAPILHEIRA FOLIAR E DO *THROUGHFALL*

4.1 - RESULTADOS

4.1.1- Interceptação pluviométrica pela parte aérea da vegetação

No período entre fevereiro/2010 e janeiro/2011, o total médio de precipitação pluviométrica nos coletores da área controle foi de 1015,4 mm. O volume do *throughfall* nas ilhas de vegetação arbórea (IVA) foi de 885,2 mm, resultando numa interceptação média anual de 130,2 mm (12,8 %) pelas partes aéreas da vegetação. Já o volume do *throughfall* na formação florestal (FF) foi de 845,8 mm, resultando numa interceptação média anual de 169,6 mm (16,7%). Diferenças significativas entre o volume pluviométrico anual e o volume do *throughfall* anual nas IVA e FF não foram detectadas (p > 0,46).

Nas ilhas de vegetação arbórea, durante a estação chuvosa (de outubro a abril), a interceptação pluviométrica pela vegetação variou entre 2,1 % em janeiro e 20,1% em novembro e apresentou porcentagem média de 12,3% (Figura 4.1), não diferindo significativamente entre as estações seca e chuvosa (p > 0,34). Durante a estação seca, entre maio e setembro, houve um aumento médio de 34,9% no volume do *throughfall* em relação à chuva total (interceptação negativa), observando-se redução do volume total de chuva pela ação da copa somente durante o mês de setembro.



Figura 4.1: Porcentagem de água da chuva interceptada pela copa da vegetação nas ilhas de vegetação arbórea (IVA) e formação florestal (FF) durante as estações seca e chuvosa. Valores negativos indicam interceptação negativa em relação aos coletores de controle. Barras indicam erro padrão.

Na formação florestal, durante a estação chuvosa, a interceptação pluviométrica pela copa da vegetação variou entre 8,5% em março e 22,5% em fevereiro e apresentou porcentagem média de 17,4%. Embora sem diferenças significativas entre as duas estações (p > 0,61), durante a estação seca, a

porcentagem média de interceptação foi proporcionalmente mais baixa (9,3%), observando-se, durante o mês de julho, interceptação negativa de 23% no volume do *throughfall*.

4.1.2- Fluxo de nutrientes e elementos não essenciais

O Ca foi o elemento com maior taxa anual de deposição atmosférica por via úmida, sendo seus valores 382% maiores que o Na, elemento com a segunda maior taxa de deposição (Tabela 4.1).

Nas ilhas de vegetação arbórea e na formação florestal, entretanto, os maiores valores de entrada de macronutrientes, micronutrientes e também da maioria dos elementos não essenciais no solo se deu, em geral, pela transferência efetuada pela serapilheira foliar em decomposição. Comparando somente o fluxo de elementos via serapilheira, a formação florestal apresentou transferências significativamente maiores de K ($F_{2,29} = 24,664$; p < 0,001), S ($F_{2,29} = 36,357$; p < 0,001), Fe ($F_{2,29} = 22,218$; p < 0,001), Al ($F_{2,29} = 8,643$; p = 0,001), Sr ($F_{2,29} = 29,512$; p < 0,001) e V ($F_{2,29} = 21,278$; p < 0,001).

Comparando o retorno de nutrientes ao solo entre as vias de deposição de serapilheira foliar e *throughfall*, no geral, a maior parte dos elementos retornaram ao solo através da serapilheira foliar. Na formação florestal, foi observada uma tendência ($t_{15} = -1,818$; p = 0,089) em maior fluxo de K via *throughfall*. Os demais elementos apresentaram fluxo significativamente maior via serapilheira foliar (p < 0,005) (Tabela 4.1). Nas ilhas de vegetação arbórea, com exceção de K e Zn, o fluxo de elementos via serapilheira foliar foi significativamente maior (p < 0,026). Embora não tenha sido observada diferença significativa, o fluxo médio de K foi 84,8% maior via *throughfall* e o fluxo médio de Zn foi 64% maior via serapilheira foliar.

Comparando-se os habitats, quanto ao fluxo via *throughfall* verdadeiro, a formação florestal apresentou valores significativamente maiores de Al ($t_{13} = -2,462$; p = 0,029) e Fe ($t_{13} = -2,288$; p = 0,040). Além disso, foi observada uma tendência em maior fluxo de Ba na formação florestal ($t_{13} = -2,076$; p = 0,058). Para os demais elementos, não houve diferença significativa entre os dois habitats.

Com relação ao fluxo total quantificado para cada elemento, no habitat herbáceo-arbustivo, a deposição atmosférica foi responsável pela entrada de 62,6% de Ca; 64,8% de K; 61,4 % de S; 37,8% de Mg e 87,4% de Zn (Tabela 4.1; Figura 4.2). Nos outros habitats (ilhas de vegetação arbórea e formação florestal) a participação da deposição atmosférica, embora ainda considerável para muitos elementos, foi bem inferior, sendo menor que 30,5% para Ca, 15,9% para K, 23,2% para S, 11,3% para Mg e 54% para Zn.

Analisando-se o coeficiente de variação espacial do volume pluviométrico e do fluxo de elementos no *throughfall* verdadeiro entre os coletores das unidades amostrais da área controle, ilhas de vegetação arbórea e, formação florestal, foi observada maior variação no volume e fluxo da maioria dos elementos nas ilhas de vegetação arbórea (Tabela 4.2). O coeficiente de variação espacial do fluxo de Ca e Zn foi muito alto nas ilhas de vegetação arbórea e formação florestal (CV > 133%). Nos coletores da área controle, foi observada maior variação espacial no fluxo de Na (CV > 31%).

O fluxo de elementos via *throughfall* verdadeiro apresentou considerada relevância na ciclagem de nutrientes. Em valores médios, 54,7% do fluxo de potássio foi depositado nas ilhas de vegetação arbórea e

58,1% na formação florestal por esta via. Proporcionalmente, os demais elementos apresentaram menor deposição média via *throughfall* verdadeiro, sendo suas proporções menores que 25% (Figura 4.2).

		Herbáceo-arbustiva		Ilhas de ve	eg. arbórea	Formação florestal		
	Dep atmosférica	Serapilheira Thr	oughfall	Serapilheira	Throughfall	Serapilheira	Throughfall	
Macr	onutrientes							
Ν	Х	8,21 (4,34)	Х	26,71 (8,91)	Х	33,68 (10,38)	Х	
Ca	7,71 (0,98)	4,60 (2,46)	Х	16,11 (6,96)	1,49 (2,68)	19,24 (6,56)	0,60 (1,08)	
Κ	1,05 (0,23)	0,57 (0,48)	Х	1,97 (0,81)	3,64 (3,73)	3,70 (1,45)	6,58 (4,40)	
Mg	0,59 (0,11)	0,97 (0,66)	Х	3,65 (1,69)	1,03 (0,76)	4,81 (1,54)	0,97 (0,43)	
Р		0,19 (0,08)	Х	0,64 (0,22)		0,72 (0,22)		
S	0,86 (0,13)	0,54 (0,23)	Х	1,95 (0,71)	0,92 (0,99)	3,43 (1,08)	0,97 (0,64)	
Micro	onutrientes							
Cu		0,005 (0,003)	Х	0,020 (0,009)		0,029 (0,010)		
Fe	0,033 (0,004)	0,51 (0,32)	Х	1,96 (0,84)	0,016 (0,017)	2,99 (1,04)	0,043 (0,025)	
Mn	0,075 (0,017)	0,44 (0,23)	Х	2,28 (1,18)	0,171 (0,084)	1,69 (0,43)	0,171 (0,134)	
Zn	0,132 (0,040)	0,019 (0,010)	Х	0,082 (0,039)	0,050 (0,099)	0,085 (0,028)	0,028 (0,038)	
Elem	entos não essenciais							
Al	0,051 (0,014)	0,38 (0,32)	Х	0,99 (0,58)	0,033 (0,028)	2,76 (2,08)	0,146 (0,117)	
Ba	0,005 (0,001)	0,018 (0,014)	Х	0,037 (0,025)	0,0003 (0,0016)	0,035 (0,015)	0,0056 (0,0094)	
Cr		0,0006 (0,0004)	Х	0,0026 (0,0012)		0,0038 (0,0018)		
Na	1,60 (0,50)	Х	Х	Х	1,38 (1,77)	Х	0,57 (0,46)	
Sr	0,009 (0,001)	0,017 (0,008)	Х	0,073 (0,028)	0,009 (0,008)	0,126 (0,043)	0,012 (0,006)	
Ti		0,006 (0,004)	Х	0,024 (0,010)		0,032 (0,012)		
v		0,0003 (0,0002)	Х	0,0013 (0,0005)		0,0019 (0,0007)		

Tabela 4.1: Fluxo anual de macronutrientes, micronutrientes e elementos não essenciais (kg.ha⁻¹ano⁻¹) originários a partir da deposição atmosférica, de serapilheira foliar e *throughfall* verdadeiro nos habitats da formação campestre (herbáceo-arbustiva e ilhas de vegetação arbórea) e formação florestal.

Símbolo (—) indica concentrações abaixo do limite de quantificação em ICP-OES. Símbolo (X) indica elementos não quantificados no presente estudo. Números entre parênteses indicam desvio padrão.

Tabela 4.2: Coeficiente de variação (%) para o volume (mm) e fluxo de elementos (kg.ha⁻¹.ano⁻¹) entre os pluviômetros do controle, ilhas de vegetação arbórea e formação florestal.

	Controle	Ilhas de veg. arbórea	Formação florestal	
Volume	7,77	31,79	18,94	
Ca	12,67	179,75	179,42	
Κ	21,35	102,38	66,85	
Mg	19,54	73,67	44,14	
S	15,49	108,69	66,36	
Mn	22,81	48,85	78,43	
Fe	13,07	102,98	58,66	
Zn	30,15	198,29	133,77	
Al	27,1	85,84	80,08	
BA	23,14	536,33	68,25	
Na	31,18	128,68	80,47	
Sr	13,59	83,99	50,83	





Figura 4.2: Fluxo médio anual de Ca, K, Mg, S, Fe, Mn, Zn, Al, Ba e Sr depositados via deposição atmosférica, *throughfall* verdadeiro e serapilheira foliar em kg.ha⁻¹ano⁻¹ nos habitats da formação campestre (herbáceo-arbustiva, HA, e ilhas de vegetação arbórea, IVA) e formação florestal, FF.

4.1.3 – Sazonalidade do enriquecimento no fluxo de elementos do *throughfall* verdadeiro e relações do fluxo do *throughfall* com a cobertura vegetal

A porcentagem de enriquecimento dos elementos no fluxo do *throughfall* em relação aos coletores da área controle variou durante o ano. Alguns elementos apresentaram maior enriquecimento durante a estação seca, como o Ca, cujos valores médios variaram entre 70 e 245% no período de maio e setembro nas ilhas de vegetação arbórea. Da mesma forma, maior enriquecimento de Ca também foi observado na formação florestal com valores entre 35 e 96% no mesmo período. Nas ilhas de vegetação arbórea, para S e Na, também foi observado maior enriquecimento do fluxo durante a estação seca. O S apresentou um aumento médio de 347% entre junho e agosto e o Na entre 190 e 353% no período entre maio e setembro em relação ao controle. Elementos com maiores concentrações totais no solo, como Al e Fe, também apresentaram maior enriquecimento no fluxo durante a estação seca. Ambos apresentaram proporcionalmente maiores fluxos na formação florestal, sendo que entre maio e setembro, o Fe apresentou um aumento entre 252 e 1344% e o Al entre 402 e 1085% em relação ao controle. O Zn apresentou aumento

percentual em seu fluxo na transição seca-chuvosa, entre 76% e 277% maiores no período de setembro a outubro, sendo proporcionalmente maior nas Ilhas de vegetação arbórea.

No geral, outros elementos apresentaram picos de aumento percentual em relação aos coletores do controle na estação chuvosa. Durante o mês de dezembro, mês com a maior pluviosidade do período, foram observados picos de aumento de 794% no fluxo de Mg





Figura 4.3: Porcentagem de enriquecimento do fluxo do *throughfall* verdadeiro dos macronutrientes Ca, K, Mg e S, dos micronutrientes (Mn, Fe e Zn) e dos elementos não essenciais (Al, Ba, Sr e Na) em relação ao fluxo depositado nos coletores do controle para as ilhas de vegetação arbórea e formação florestal. Valores negativos indicam interceptação do elemento nas superfícies aéreas.

nas ilhas de vegetação arbórea e de 1090% na formação florestal. Um pico de percentual no fluxo de S ocorreu em novembro (início da estação chuvosa) na formação florestal, com um aumento médio de 356%.

Nos dois habitats foram observados picos de de K durante o mês de março (final da estação chuvosa), chegando até a 1451% na formação florestal. Ainda com relação ao K, as ilhas de vegetação arbórea apresentaram um aumento em sua porcentagem de fluxo durante a estação seca e na transição para a estação chuvosa, com valores entre 473% e 943% maiores no período entre junho e outubro. Também nos dois habitats, picos percentuais no fluxo de Sr foram detectados na transição chuvosa-seca (abril) com valores entre 744% e 985%. Durante o ano, os elementos Mn e Ba apresentaram maior variação na porcentagem de seus fluxos em relação aos coletores de controle, observando-se picos percentuais durante a estação seca e chuvosa.

Baseado nos coeficientes de regressões lineares, a correlação entre o índice de área foliar e o fluxo de *throughfall* foi significativa para K, Mg, Fe, Mn, Al, Ba, e Sr, sendo maior para o Fe ($R^2 = 0.52$) seguido do K ($R^2 = 0.33$) (Tabela 4.3).

Tabela 4.3: Correlações e regressões lineares simples entre o índice de área foliar (IAF) e o fluxo de elementos via *throughfall* (kg.ha⁻¹ano⁻¹) e o volume pluviométrico nos três habitats (n = 24).

	Х	Y	Equação da reta	F	Corficiente Pearson	\mathbb{R}^2	р
Volume	IAF	Volume	y = 923, 3 - 43, 1 x	0,702	-0,18	0,03	0,412
Macronutrientes							
Ca	IAF	Fluxo Ca	y = 8,20 + 0,21 * x	0,114	0,07	0,01	0,739
K*	IAF	Fluxo K	y = 1,08 + 3,56 * x	10,375	0,58	0,33	0,004
Mg*	IAF	Fluxo Mg	y = 0,77 + 0,52 * x	7,27	0,51	0,26	0,014
S	IAF	Fluxo S	y = 1,01 + 0,50 * x	4,257	0,41	0,17	0,052
Micronutrientes							
Fe*	IAF	Fluxo Fe	y = 0.03 + 0.03 x	22,713	0,72	0,52	<0,001
Mn*	IAF	Fluxo Mn	y = 0,11 + 0,08 * x	6,179	0,48	0,23	0,021
Zn	IAF	Fluxo Zn	y = 0,15 + 0,01 * x	0,275	0,11	0,01	0,605
Elementos não essenciais							
Al*	IAF	Fluxo Al	y = 0.04 + 0.06 x	7,279	0,51	0,26	0,013
Ba*	IAF	Fluxo Ba	y = 0,004 + 0,001 * x	5,88	0,47	0,22	0,024
Na	IAF	Fluxo Na	y = 1,94 + 0,28 x	0,493	0,15	0,02	0,49
Sr*	IAF	Fluxo Sr	y = 0,011 + 0,006 * x	7,278	0,51	0,26	0,013

Asteriscos indicam relação significativa (p < 0,05).

4.1.4 – Estimativa dos processos de lixiviação e deposição seca no throughfall verdadeiro

Anualmente, o fator de deposição seca calculado foi de 0,86 nas ilhas de vegetação arbórea e de 0,36 na formação florestal. Do total anual de *throughfall* verdadeiro medido, no geral, foi estimado que os processos de troca iônica foram maiores para K e Mn, intermediários para Mg, menores para Ba e Sr e ausentes para Ca e Zn. Para todos os elementos, a contribuição dos processos de troca iônica estimados, no fluxo do *throughfall* verdadeiro, foram maiores na formação florestal (Tabela 4.4).
Tabela 4.4: Estimativa do fluxo de elementos depositados por troca iônica com a parte aérea da vegetação no *throughfall* verdadeiro, utilizando Na^+ como íon traço, baseado no modelo de Ulrich (1983). Valores estão expressos em porcentagem.

	Ilhas de veg. arbórea	Formação florestal
Ca		
К	75,1	94,2
Mg	50,8	78,2
Mn	62,4	90,5
Zn		
Ba		16,6
Sr	11,0	71,4

Símbolo (—) indica ausência de lixiviação, sendo o fluxo depositado originário completamente da deposição seca.

4.2 – DISCUSSÃO

4.2.1 – Interceptação pluviométrica

As diferenças no índice de área foliar entre os habitats não foi capaz de causar alterações mensuráveis no volume do throughfall. Por outro lado, principalmente nas ilhas de vegetação arbórea, foram detectadas grandes variações espaciais no volume do throughfall, com valores negativos de interceptação durante a estação seca. Padrão semelhante foi encontrado por Holder (2004) em um gradiente de altitude numa floresta tropical montana da Guatemala: durante a estação seca, a 2550 m de altitude, 31% dos eventos de throughfall apresentaram interceptação negativa, enquanto a 2100 m foi observada interceptação negativa em 6% dos eventos, no mesmo período. Ecossistemas tropicais montanos, situados em altitudes acima de 1200 m, estão sujeitos a constantes eventos de neblina (Beiderwieden et al. 2007). Eugster et al. (2006), em uma floresta montana de Porto Rico, em um período de 43 dias, encontraram eventos de neblina em 85% do tempo. Em uma floresta tropical no sudoeste da China, Liu et al. (2004) encontraram que do total de neblina depositado durante o ano, 86% ocorreu durante a estação seca, sendo que nesse período, seu volume correspondeu a metade do depositado pela chuva. Além disso, após os processos de condensação da neblina nas superfícies aéreas das plantas, o volume escoado até o solo pode sofrer influência da arquitetura de copa local, além da textura foliar, de galhos e troncos (McJannet et al. 2007; Whelan & Anderson, 1996).

Adicionalmente, no presente estudo, durante a estação chuvosa, predominaram os processos de interceptação pluviométrica pelas superfícies aéreas das plantas. Estes processos além de serem influenciados pelos aspectos físicos da vegetação (arquitetura da copa e textura de folhas, troncos e galhos), também sofrem influência de aspectos climáticos, assim como intensidade e duração dos

eventos de chuva e demanda evaporativa do ar. Na Amazônia, Tobón Marin *et al.* (2000) encontraram influência da duração dos eventos de chuva no total evaporado. Por outro lado, em quatro tipos florestais sob o mesmo clima, a evaporação foi maior no tipo florestal com maior cobertura vegetal. Hall (2003) encontrou relação do volume pluviométrico interceptado com a cobertura vegetal, porém mesmo sob maior cobertura vegetal, em tipos florestais com dominância de espécies apresentando atributos morfológicos de maior permeabilidade em suas superfícies, o volume interceptado foi menor. Desta forma, no presente estudo, se a heterogeneidade temporal na interceptação pluviométrica possivelmente está relacionada à sazonalidade climática, a elevada heterogeneidade espacial deve se relacionar melhor aos aspectos físicos da superfície vegetal das plantas, o que, por sua vez, é um padrão recorrente em ecossistemas com elevada diversidade (Brauman *et al.* 2010; McJannet *et al.* 2007; Liu *et al.* 2004; Holder, 2004; Tobón Marin *et al.* 2000).

4.2.2 – Deposição atmosférica, fluxo de elementos e enriquecimento no fluxo de elementos no *throughfall*

O cálcio apresentou os maiores fluxos de deposição atmosférica anual, sendo seus valores bem superiores aos demais elementos. Sua deposição sobre os ecossistemas ocorre principalmente através de poeira ou sais marinhos sendo que, a influência antrópica no aumento de suas taxas de deposição, está associada a atividades agrárias e também ao tráfego rodoviário, ambos envolvidos em processos de suspensão de partículas (Lovett, 1994). Os solos de campos ferruginosos, naturalmente, apresentam baixas concentrações totais de Ca (Machado, 2011). Desta forma, a origem do Ca depositado sobre estes ecossistemas, possivelmente está associada a partículas de poeira originárias de outros ecossistemas, ou atividades antrópicas. Na região de Sete Lagoas, Minas Gerais, com distância aproximada de 120 km da área de estudo, predominam rochas calcárias, com intensa atividade mineradora no local. O transporte de poeira pode ultrapassar a escala de milhares de quilômetros, como por exemplo, ocorre na deposição da poeira originária do deserto do Saara sobre ecossistemas da Europa, América Central, do Norte e Amazônia (Luizão, 2007; Prospero, 1996) e que, neste caso, tem grande influência sobre a deposição de cálcio nestes continentes (Pieri *et al.* 2010; Pulido-Villena *et al.* 2006; Rodhe *et al.* 2002).

Com relação ao S, cujo aumento nas taxas de deposição em todo o mundo, durante as últimas décadas, está associado a atividades antrópicas, seu fluxo de deposição apresentou taxas similares a regiões pouco industrializadas (Schlesinger, 1997). Por outro lado, em Ouro Preto, Minas Gerais, em área próxima a atividades de uma usina siderúrgica, e a apenas 5 km da área do presente estudo, Casarino (2009) encontrou valores de deposição atmosférica de S de 15,1 kg.ha⁻¹.ano⁻¹. Valores acima de 10 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ têm sido encontrados em regiões consideradas altamente

industrializadas (Lovett, 1994; Fisher, 1978). A região de Ouro Preto está sujeita ao intenso tráfego de veículos pesados, atividades mineradoras e siderúrgicas, o que a depender das direções dos ventos pode levar a diferentes taxas de deposição de elementos. Almeida (1999), comparando as concentrações de partículas totais em suspensão entre áreas de mineração e área urbana, encontrou valores superiores nas áreas de mineração, com estas áreas também apresentando particulado de granulometria mais fina e composição química semelhante à da rocha lavrada. No caso do S, como em locais tão próximos foram encontrados valores tão discrepantes de deposição de S, mais estudos são necessários na região no intuito de determinar as origens das fontes poluidoras, o que envolve o uso de metodologias mais específicas e instrumentos mais precisos.

Comparando-se as entradas de elementos através das três vias analisadas, deposição atmosférica, fluxos de elementos via *throughfall* verdadeiro e serapilheira foliar, com exceção do K, os demais elementos retornaram ao solo, principalmente, através da deposição de serapilheira. Tal padrão está de acordo com outros estudos em ecossistemas tropicais e temperados (Berger *et al.* 2009; Tobón *et al.* 2004; Edwards, 1982; Brinson *et al.* 1980). A deposição atmosférica de elementos apresentou contribuições significativas na entrada de elementos, principalmente, para o habitat herbáceo-arbustivo, contribuindo enormemente na entrada de Ca, K, Mg e S. Segundo Bruijnzeel (1991), a deposição atmosférica pode ser de grande importância para suprir as perdas de nutrientes no ecossistema, sendo esta via de entrada ainda mais relevante para ecossistemas sobre solos de baixa fertilidade e para elementos com elevada diversidade vegetal sobre rocha matriz muito pobre em nutrientes, encontraram evidências de que a deposição atmosférica foi uma importante fonte de Ca, K, P, Fe, Mn e Zn, contribuindo para maiores concentrações destes elementos nos solos e nas plantas.

Proporcionalmente, foram observados maiores fluxos de Zn por deposição atmosférica. Em ecossistemas sujeitos a constantes eventos de neblina, alguns trabalhos encontraram grande importância na deposição de elementos traço por esta via (Gordon *et al.* 1994; Schemenauer & Cereceda, 1992). No geral, para muitos elementos, durante a estação seca, houve maior enriquecimento do fluxo de *throughfall* em relação aos coletores do controle. A sazonalidade nos processos de deposição seca e lixiviação podem explicar este padrão observado. Nos dois habitats, entre 67 e 71% do fluxo anual de *throughfall* verdadeiro do Ca ocorreu no período entre maio e outubro. Padrão semelhante também foi observado para Al e Fe, sendo que entre 54% e 91% do fluxo anual de *throughfall* verdadeiro destes elementos ocorreu no mesmo período. González-Arias *et al.* (2000) encontraram maior enriquecimento de Ca, K, Mn e S no fluxo de *throughfall* durante meses de menor pluviosidade. Maiores taxas de deposição seca, intensificadas com o aumento de partículas em suspensão e gradualmente depositadas nas superfícies vegetais, podem estar

relacionados a um maior enriquecimento de elementos no throughfall verdadeiro durante a estação seca e início da estação chuvosa, sendo que estes efeitos podem ocorrer com maior intensidade em ecossistemas sujeitos a constantes eventos de neblina (Beiderwieden et al. 2007; Oyarzún et al. 2004; González-Arias et al. 2000; Schlesinger, 1997). Por outro lado, alguns elementos apresentaram maior enriquecimento no fluxo do throughfall, principalmente durante a estação chuvosa, como o encontrado para Mg em dezembro, K em março e Sr em abril. Este padrão observado possivelmente está relacionado a mecanismos de troca iônica com as partes aéreas. O elemento K apresenta elevada mobilidade na planta e, entre suas funções fisiológicas, está envolvido nos mecanismos de abertura estomática, podendo ser facilmente lixiviado das superfícies vegetais (Schlesinger, 1997; Marshner, 1986). Já o Mg apresenta mobilidade moderada e sua lixiviação possivelmente está relacionada à decomposição de folhas e galhos anteriormente à abscisão da planta (Edwards, 1982). A concentração total de Sr no solo é considerada baixa nos ecossistemas sobre canga (Machado, 2011), entretanto sua mobilidade é muito elevada em solos ácidos, sendo removido por íons H⁺ ou outros cátions (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Se da mesma forma como ocorre nos solos, os íons H^+ ou outros cátions, como o Ca^{2+} , cujas propriedades geoquímicas e bioquímicas muito se assemelham ao Sr, possuem a capacidade de removê-lo das superfícies vegetais, maiores deposições destes íons podem estar relacionadas ao maior enriquecimento de Sr no throughfall verdadeiro.

Em nível de ecossistema, o fluxo do *throughfall* mostrou uma discreta relação com o índice de área foliar, principalmente para os elementos Fe, K, Mg, Al, Sr, Mn e Ba. Por outro lado, o fluxo de Ca, S, Zn e Na não esteve relacionado com o índice de área foliar, sugerindo que os processos de lixiviação e retenção destes elementos nas partes aéreas não estão relacionados à cobertura vegetal. Herrmann *et al.* (2006), em sistemas florestais com diferentes padrões de cobertura vegetal, encontraram influência da cobertura vegetal no fluxo de K e Fe no *throughfall*. Por outro lado, em ecossistemas com poucas variações na cobertura vegetal, o fluxo de elementos pelo *throughfall* parece variar menos em função do índice de área foliar. Talkner *et al.* (2010) em três sistemas florestais com poucas diferenças entre si na cobertura vegetal, não encontraram correlação significativa do fluxo de K, Ca e Mn com este índice, sendo que o fluxo destes elementos esteve melhor relacionado com as diferenças na diversidade de espécies vegetais entre os tipos florestais.

4.2.3 – Processos de lixiviação e deposição seca no *throughfall* verdadeiro e considerações metodológicas de sua estimativa

O uso do Na⁺ como íon traço para a determinação dos processos de troca iônica nas partes aéreas das plantas parte do pressuposto que a lixiviação de Na⁺ das superfícies vegetais é insignificante. Desta forma, assume-se que todo o Na⁺ coletado no *throughfall* verdadeiro é proveniente da deposição seca. Staelens *et al.* (2008) em uma revisão sobre o assunto, confirmam o uso do Na⁺ como o melhor íon traço para a determinação dos processos de lixiviação nas partes aéreas, sendo que Cl⁻ e SO₄²⁻, também íons considerados praticamente inertes nos processos de troca iônica, podem aumentar a contribuição da importância da deposição seca no *throughfall* verdadeiro, uma vez que estes íons também podem ser depositados na forma de gases. Anualmente, o enriquecimento de Na no *throughfall* verdadeiro foi de 143% nas ilhas de vegetação arbórea e de 86% na formação florestal, de outra forma, o enriquecimento médio de Ca foi de 50% nas ilhas de vegetação arbórea e de 24% na formação florestal. Como resultado disso, o fluxo de Ca originário da deposição seca estimado para as ilhas de vegetação arbórea e formação florestal ultrapassou o valor do fluxo do *throughfall* verdadeiro, resultando em valores de lixiviação negativos. O Ca é um elemento de baixa mobilidade intercelular e suas funções fisiológicas estão relacionadas principalmente aos mecanismos de estabilização da membrana plasmática e parede celular (Marshner, 1986), entretanto, a maior parte dos trabalhos estimam pequenos a médios fluxos de Ca originários dos processos de lixiviação no *throughfall* verdadeiro (Scheer, 2011; Devlaeminck *et al.* 2005; Oyarzún *et al.* 2004).

Com exceção de Zn e Ba nas ilhas de vegetação arbórea, os demais elementos apresentaram estimativas de lixiviação positivas. Os processos de lixiviação também apresentaram maior contribuição para o fluxo de elementos do throughfall verdadeiro na formação florestal, o que está diretamente relacionado às menores estimativas do fator de deposição seca para este habitat. Além disso, para os dois habitats, os processos de lixiviação foram mais importantes para o fluxo de K e Mn, com importância intermediária para o fluxo de Mg, e menos importantes para o fluxo de Ba e Sr. Comparando com outros trabalhos, a estimativa da contribuição dos processos de lixiviação de K e Mn, no fluxo do *throughfall* verdadeiro, está próxima ao encontrado para outros ecossistemas tropicais e temperados, atribuindo-se aos mecanismos de lixiviação mais de 82% do fluxo de Mn e mais de 44% do fluxo de K (Herrmann et al. 2006; Devlaeminck et al. 2005; González-Arias et al. 2000). De maneira semelhante ao estimado para o Ca, o fluxo do throughfall verdadeiro de Zn nos dois habitats, e Ba nas ilhas de vegetação arbórea, apresentaram valores negativos de lixiviação das partes aéreas, sendo que este padrão sugere origem destes elementos por deposição seca, e também indicando processos de retenção destes elementos nas partes aéreas. Para Burkhardt (2010) as plantas apresentam estratégias específicas na captura de partículas de aerossóis depositados. Desta forma, atributos foliares podem interferir nos padrões de retenção de partículas de aerossóis nas partes aéreas da vegetação. Para todos os elementos, no throughfall verdadeiro, a porcentagem do fluxo de deposição seca foi maior nas ilhas de vegetação arbórea. Na formação campestre, as ilhas de vegetação arbórea estão rodeadas por uma matriz de vegetação herbáceo-arbustiva e podem estar sujeitas aos efeitos de maior deposição nos períodos entre eventos de chuva. Devlaeminck et al.

(2005) em um estudo sobre as estimativas da contribuição de deposição seca e lixiviação de cátions em um fragmento florestal, encontraram maior fator de deposição seca na borda florestal, resultando em maiores fluxos de Ca, K e Mg originários da deposição seca, comparado ao interior florestal. Padrão semelhante também foi encontrado por Herrmann *et al.* (2006), com maior contribuição de deposição seca de K, Ca, Mg e Mn numa borda florestal comparado ao seu interior.

Os habitats apresentaram variação temporal e espacial no fluxo do *throughfall*, sendo a variação espacial ainda maior nas ilhas de vegetação arbórea. Mesmo assim foi possível detectar diferenças no fluxo do *throughfall* em função da cobertura vegetal e da contribuição dos processos de deposição seca e lixiviação no fluxo do throughfall verdadeiro, impossibilitando um padrão único, que englobe os processos atmosfera-planta em todos os habitats neste ecossistema.

CONCLUSÃO

Os habitats estudados apresentaram diferenças nos padrões de ciclagem de nutrientes, tanto na produção de serapilheira e em sua sazonalidade, como também na qualidade nutricional e nas taxas de decomposição da serapilheira depositada, além de diferentes padrões no fluxo do *throughfall* verdadeiro e na sazonalidade de enriquecimento do *throughfall*.

A produção anual de serapilheira foi maior na formação florestal e menor no habitat herbáceoarbustivo, apresentando este último, a maior sazonalidade de deposição anual. Além disso, os habitats da formação campestre depositaram serapilheira de melhor qualidade nutricional. Associações de grupos funcionais de plantas semidecíduas no habitat herbáceo-arbustivo, de espécies vegetais sempre-verdes na formação florestal e as condições edáficas facilitadoras da formação de um habitat com características intermediárias entre as duas na formação campestre, são fatores que possivelmente estão relacionados com estes padrões observados. Assim, as IVAs com espécies de diferentes estratégias fenológicas e, ao longo do ano, condições de umidade e temperatura do solo melhores e menos variáveis que aquelas do habitat HA, apresentaram padrões diferenciados na qualidade nutricional da serapilheira que ora se aproximavam mais de HA ou de FF e variações anuais intermediárias entre campo e mata na produção de serapilheira.

Em termos de decomposição da serapilheira foliar, padrões diferenciados também foram encontrados. As condições microclimáticas impostas pelas condições de sombreamento parecem ter determinado a decomposição de serapilheira nos primeiros 124 dias. Por outro lado, nos últimos 241 dias, a decomposição foi mais acelerada em serapilheira de melhor qualidade nutricional, indicando, assim como em outros trabalhos, um melhor controle dos atributos foliares, aqui mensurados em termos de qualidade nutricional, na decomposição da serapilheira. Infelizmente, devido à baixa produtividade das unidades amostrais herbáceo-arbustivas, não foi possível instalar bolsas de decomposição somente com a serapilheira coletada exclusivamente neste habitat. Assim, a serapilheira colocada para decompor tanto nos habitats HA como nas IVA, foi composta por uma mistura de serapilheira coletadas nestas duas áreas. De qualquer forma, a qualidade foi maior nesta serapilheira que na produzida pela formação florestal. Ao contrário do afirmado por Cornwell et al. (2008), este parâmetro não parece ter sido o decisivo para a velocidade de decomposição da serapilheira durante os estágios iniciais (primeiros 124 dias), que foi evidentemente mais elevada na formação florestal. Aparentemente, a qualidade nutricional da serapilheria se tornou mais determinante para a perda de massa na fase intermediária e final da decomposição ao longo de um ano, acelerando as taxas nas formações campestres. Entretanto, mesmo nesta fase, características edafo e micro-climáticas parecem continuar a desempenhar papel coadjuvante, mas significativo para o processo, pois apesar da serapilheira dos dois habitats campestres ser a mesma, a velocidade da decomposição foi muito maior nas IVAs que em HA. De forma geral, as ilhas de vegetação arbórea encontram-se em fase intermediária de condições de solo, cobertura vegetal, entre as formações mais abertas e as florestais dos campos ferruginosos. Por outro lado, a combinação de uma serapilheria de melhor qualidade (característica das formações campestres) com condições edafo-microclimáticas mais semelhantes às encontradas na formação florestal, influenciaram a perda de massa ora de maneira mais semelhante a encontrada em HA (até os primeiros 124 dias), ora mais

parecida com a FF, o que em combinação resultou, ao final de um ano, em taxas de decomposição que não diferiram daquela calculada para a formação florestal. Adicionalmente, um único padrão foi identificado nos processos de decomposição da serapilheira para este ecossistema: a perda de massa inicial da serapilheira seguiu o gradiente de cobertura vegetal, talvez por esta característica melhor determinar as condições microclimáticas locais.

Desta forma, a partir dos dados de produção e decomposição da serapilheira, nota-se que as Ilhas de vegetação arbórea encontram-se em um estágio intermediário entre campo e floresta, assim, os estudos de recuperação de áreas de canga após atividades de mineração devem levar em consideração as diferenciações de habitats deste ecossistema sendo que, micro-espaços de maior volume de solo poderiam desempenhar um importante papel na recuperação dessas áreas.

Assim como em outros ecossistemas, a serapilheira é a principal via de retorno de nutrientes ao solo. Por outro lado a deposição atmosférica mostrou-se de grande importância para a entrada de nutrientes, principalmente no habitat hebáceo-arbustivo. O Ca apresentou as maiores taxas de deposição atmosférica, cuja fonte possivelmente está associada ao transporte originário de outros ecossistemas e/ou atividades antrópicas nestes locais. O fluxo de elementos no *throughfall* mostrou uma discreta relação com o índice de área foliar, sendo que, possivelmente, outros fatores, mais relevantes que a cobertura vegetal, estejam desempenhando um papel mais decisivo neste processo. Apesar da grande variação no fluxo entre as unidades amostrais, a estimativa do fator de deposição seca é maior nas ilhas de vegetação arbórea acarretando em menor importância do fluxo originário da lixiviação para o *throughfall* verdadeiro. Enriquecimento do *throughfall* com relação ao controle também ocorreu de forma diferenciada entre os elementos ao longo do ano, com alternância da dominância dos processos de lixiviação e deposição seca.

Por fim, as variações nas condições de cobertura vegetal e associações de grupos funcionais foram capazes de promover padrões diferenciados de ciclagem sobre um mesmo complexo de campo ferruginoso. No entanto, estudos mais detalhados são necessários, para o melhor entendimento dos aspectos ecológicos de cada etapa da ciclagem e, também, utilizando ecossistemas de complexo de campo ferruginoso ainda bem preservados, como modelo para estudos de recuperação de áreas degradadas pela mineração.

REFERÊNCIAS

- Addair, E. C., Parton, W. J., Del Grosso, S. J., Silver, W. L., Harmon, M. E., Hall, S. A., Burke, J. C., Hart, S. C. (2008) Simple three-pool model accurately describes patterns of long-term litter decomposition in diverse climates. *Global change biology*, 14, 2636 – 2660
- Aerts, R. (1997) Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos*. 79: 439-449.
- Aerts, R. (1996) Nutrient Resorption from Senescing Leaves of Perennials: Are there General Patterns? Journal of Ecology, 84(4): 597 – 608
- Aerts, R. (1995) The advantages of being evergreen. Trends in Ecology and Evolution. 10: 402 407.
- Aerts, R. & Chapin, F. S. III. (2000) The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. Adv Ecol Res. 30:1-67
- Aerts, R. & De Caluwe, H. (1997) Nutritional and plant-mediated controls on leaf litter decomposition of *Carex* species. *Ecology*. 78 (1): 244 260
- Aerts, R. & De Caluwe, H. (1994) Nitrogen use efficiency of *Carex* species in relation to nitrogen supply. *Ecology*, 75(8): 2362 – 2372
- Allen, A. G., Cardoso, A. A., Wiatr, A.G., Machado, C. M. D., Paterlini, W. C., Baker, J. (2010) Influence of Intensive Agriculture on Dry Deposition of Aerosol Nutrients. J. Braz. Chem. Soc., 21 (1): 87-97
- Almeida, I. T. (1999) A poluição atmosférica por material particulado na mineração a céu aberto. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo, Brasil
- Arato, H. D. (2006) Caracterização química e decomposição de folhas de espécies arbóreas nativas da Mata Atlântica. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Viçosa, Brasil
- Araújo, R. S., Rodrigues, F. C. M., Machado, M. R., Pereira, M. G., Frazão, F. J. (2006) Aporte de serrapilheira e nutrientes ao solo em três modelos de revegetação na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ. *Floresta e Ambiente*, 12(2): 15-21
- Austin, A. T. (2002) Differential effects of precipitation on production and decomposition along a rainfall gradient in Hawaii. *Ecology*, 83(2): 328-338
- Bakker, M. A., Carreño-Rocabado, G., Pooter, L. (2011) Leaf economics traits predict litter decomposition of tropical plants and differ among land use types. *Functional Ecology*, 25: 473-483
- Balakrishnan Nair, T. M. (2006) Monsoon control on trace metal fluxes in the deep Arabian Sea. J. Earth Syst. Sci., 115 (4): 461–472.
- Barbosa, J, H, C. & Faria, S. M. (2006) Aporte de serapilheira ao solo em estágios sucessionais florestais na reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia*. 57 (3): 461 – 476.
- Barbosa, O. Marquet, P. A., Bacigalupe, L. D., Christie, D. A., del-Val, E., Gutierrez, A. G., Jones, C. G., Weathers, K. C., Armesto, J. J. (2010) Interactions among patch area, forest structure and water fluxes in a fog-inundated forest ecosystem in semi-arid Chile. *Functional Ecology*, 24: 909–917
- Beiderwieden, E., Schmidt, A., Hsia, Y. J., Chang, S. C., Wrzesinsky, T., Klemm, O. (2007) Nutrient Input Through Occult and Wet Deposition into a Subtropical Montane Cloud Forest. *Water Air Soil Pollut.*, 186: 273–288

- Benites, V.M., Simas, F.N.B., Schaefer, C.E.G.R., Santos, H.G., Mendonça, B.A.F. (2007) Soils associated to rock outcrops in the highlands of Serras da Mantiqueira and Espinhaço, southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*. 30: 569-577.
- Berg, B., Steffen, K. T., McClaughertty, C. (2007) Litter decomposition rate is dependent on litter Mn concentrations. *Biogeochemistry*, 82:29–39
- Berger, T. W., Untersteiner, H. Toplitzer, M., Neubauer, C. (2009) Nutrient fluxes in pure and mixed stands of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*). *Plant Soil*, 322: 317 342
- Binkley, D., Giardina, C. (1998) Why do tree species affect soils? The Warp and Woof of tree-soil interactions. *Biogeochemistry* 42: 89-106
- Bockheim, J. G., Jepsen, E. A., Heisey, D. M. (1991) Nutrient dynamics in decomposing leaf litter of four tree species on a sandy soil in northwestern Wisconsin. *Ca. J. For. Res.* 21, 803-812.
- Bohlman, S. A., Matelson, T. J., Nadkarni, N. M. (1995) Moisture and Temperatuture patterns of canopy humus and forest floor soil of a Montane Cloud Forest, Costa Rica. *Biotropica*, 27(1): 13 19
- Brady, N. C. & Weil, R. R. (2008) The nature and properties of soils. 14 ed. Upper Saddle River, New Jersey.
- Brauman, K. A., Freyberg, D. L., Daily, G. C. (2010) Forest structure influences on rainfall partitioning and cloud interception: A comparison of native forest sites in Kona, Hawai'i. Agricultural and Forest Meteorology, 150: 265–275
- Brinson, M. M., Bradshaw, H. D., Holmes, R. N., Elkins Jr, J. B. (1980) Litterfall, stemflow and throughfall nutrient fluxes in a alluvial swamp forest. *Ecology*, 61(4): 827 835
- Bruijnzeel, L. A. (1991) Nutrient input-output budgets of tropical forest ecosystems: a review. *Journal of Tropical Ecology*, 7(1): 1 24
- Burke, A. (2003) Inselbergs in a changing world global trends. Divers Distrib, 9:375–383
- Burkhardt, J. (2010) Hygroscopic particles on leaves: nutrients or desiccants? *Ecological Monographs*, 80(3): 369–399
- Campo, J., Jaramillo, V. J., Maass, J. M. (1998) Pulses of soil phosphorus availability in a Mexican tropical dry forest: effects of seasonality and level of wetting. *Oecologia*, 115: 167 - 172
- Cardelús, C. L., Mack, M. C., Woods, C., DeMarco, J., Treseder, K. K. (2009) The influence of tree species on canopy soil nutrient status in a tropical lowland wet forest in Costa Rica. *Plant Soil*, 318:47–61
- Carmo, F. F. (2010) Importância Ambiental e Estado de Conservação dos Ecossistemas de Cangas no Quadrilátero Ferrífero e Proposta de Áreas-Alvo para a Investigação e Proteção da Biodiversidade em Minas Gerais. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil
- Carpenter, J., Odum, W. E., Mills, A. (1983) Leaf litter decomposition in a reservoir affected by acid mine drainage. *Oikos*, 41: 165-172.
- Casarino, J. E. (2009) Atividade da enzima redutase de nitrato em três espécies de campos ferruginosos (canga) responde a fertilização nitrogenada. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Ouro Preto, Brasil
- Castro, P. T. A. (2008) Cangas: A influência da geodiversidade na biodiversidade. In: Jacobi, C. M., Stehman, J. R., Antonini, Y., Carmo, F. F., Oliveira-Neves, A. C., Mourão, F. A., Silva, E. S.

Afloramentos Ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero : Biodiversidade, Conservação e Perspectivas de Sustentabilidade. I Simpósio: Afloramentos ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero. 30-51p.

- Chang, S. C., Wang, C. P., Feng, C. M., Rees, R., Hell, U., Matzner, E. (2007). Soil fluxes of mineral elements and dissolved organic matter following manipulation of leaf litter input in a Taiwan Chamaecyparis forest. *Forest Ecology and Management*. 242: 133 – 141.
- Chapin, F. S. III. (2003) Influence of increased atmospheric CO₂ concentration on quality of plant material and litter decomposition. *Annals of Botany*, 91: 455 463
- Chapin, F. S. III. (1980) The Mineral nutrition of wild plants. *Annual Review of Ecology and systematics*, 11: 233 260
- Chave, J., Navarrete, D., Almeida, S., Alvarez, E., Aragão, L.E.O.C., Bonal, D., Châtelet, P., Silva-Espejo, J. E. et al. (2010) Regional and seasonal patterns of litterfall in tropical South America. *Biogeosciences*, 7, 43–55
- Cianciaruso, M. V., Pires, J. S. R., Delitti, W. B. C., Silva, E. F. L. P. (2006) Produção de serapilheira e decomposição do material foliar em um cerradão na Estação Ecológica de Jataí, município de Luiz Antônio, SP, Brasil. Acta bot. bras. 20(1): 49-59.
- Cleveland, C. C., Townsend, A. R., Taylor, P., Alvarez-Clare, S., Bustamante, M. M. C., Chuyong, G., Dobrowski, S. Z., Grierson, P. et al. (2011) Relationships among net primary productivity, nutrients and climate in tropical rain forest: a pan-tropical analysis. *Ecology Letters*, 14: 939–947
- Cleveland, C. C., Reed, S., Townsend, A. R. (2006) Nutrient regulation of organic matter decomposition in a tropical rain forest. *Ecology*, 87(2): 492 503
- Cleveland, C. C., Townsend, A. R., Schmidt, S. K. (2002) Phosphorus Limitation of Microbial Processes in Moist Tropical Forests: Evidence from Short-term Laboratory Incubations and Field Studies. *Ecosystems*, 5: 680–691
- Conceição, A. A., Giulietti, A. A., Meirelles, S. T. (2007) Ilhas de vegetação em afloramentos de quartzitoarenito no Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. *Acta bot. bras.*, 21(2): 335-347
- Cornelissen, J. H. C., Perez-Hargundeguy, N., Diaz, S., Grime, J. P., Marzano, B., Cabido, M., Vendramini, F., Cerabolini, B. (1999) Leaf structure and defence control litter decomposition rate across species life forms in regional floras on two continents. *New Phytologist*, 143: 191-200
- Cornwell, W. K., Cornelissen J. H. C., Amatangelo, K., Dorrepaal, E., Eviner, V. T., Godoy, O. et al. (2008) Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. *Ecology Letters*, 11: 1065–1071
- Costa, G. S., Franco A. A., Damasceno R. N., Faria, S. M. (2004) Aporte de nutrientes pela serapilheira em uma área degradada e revegetada com leguminosas arbóreas. *R. Bras. Ci. Solo*, 28: 919 927.
- Crews, T. E. (1999) The presence of nitrogen fixing legumes in terrestrial communities: Evolutionary vs ecological considerations. *Biogeochemistry*, 46: 233–246
- Cuevas, E. & Medina, E. (1986) Nutrient dynamics within Amazonian forest ecosystems. I. Nutrient flux in fine litterfall and efficiency of nutrient utilization. *Oecologia* 68:466–472
- Davidson, E. A., Ishida, F. I., Nepstad, D. C. (2004) Effects of an experimental drought on soil emissions of carbon dioxide, methane, nitrous oxide, and nitric oxide in a moist tropical forest. *Global Change Biology*, 10, 718–730

- Dawson, T. E. (1998) Fog in the California redwood forest: ecosystem inputs and use by plants. *Oecologia*, 117:476 485
- Dent, D. H., Bagchi, R., Robinson, D., Majalap-Lee, N., Burslem, D. F. R. P. (2006) Nutrient fluxes via litterfall and leaf litter decomposition vary across a gradient of soil nutrient supply in a lowland tropical rain forest. *Plant Soil.* 288: 197–215.
- Dentener, F., Kinne, S., Bond, T., Boucher, O., Cofala, J., Generoso, S., Ginoux, P., Gong, S., Hoelzemann, J. J., Ito, A., Marelli, L., Penner, J. E., Putaud, J. P., Textor, C., Schulz, M., van der Werf, G. R., Wilson, J. (2006) Emissions of primary aerosol and precursor gases in the years 2000 and 1750 prescribed datasets for AeroCom. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 6: 4321 – 4344
- Devlaeminck, R. De Scrijver, A. Hermy, M. (2005) Variation in throughfall deposition across a deciduous beech (*Fagus sylvatica* L.) forest edge in Flanders. *Science of the total environment*, 337: 241-252
- DNPM Departamento Nacional de Produção Mineral. (2006) Sumário mineral. Brasília: Ministério de Minas e Energia, 122p
- Domingos, M., Moraes, R. M., Vuono, Y. S., Anselmo, C. E. (1997) Produção de serapilheira e retorno de nutrientes em um trecho de Mata Atlântica secundária, na Reserva Biológica de Paranapiacaba, SP. Revista Brasileira de Botânica, 20(1): 91 - 96
- Dorr, J. V. N. II. (1964) Supergene iron ores of Minas Gerais, Brazil. Economic Geology, 59(7): 1203-1240
- Dudka, S., Piotrowska, M., Terelak, K. M. (1996) Transfer of cadmium, lead, and zinc from industrially contaminated soil to crop plants: A field study. *Environmental Pollution*, 94(2): 181–188
- Eaton, J. S., Likens, G. E., Bormann, F. H. (1973) Throughfall and stemflow chemistry in a Nothern Hardwood Forest. *Journal of Ecology*, 61 (2): 495 508
- Eckstein, R. L., Karlsson, P. S., Weih, M. (1999) Leaf life span and nutrient resorption as determinants of plant nutrient conservation in temperate-arctic regions. *New Phytol.* 143, 177-189
- Eschwege, W. Von. (1822) Quadro geognóstico do Brasil e a provável rocha matriz dos diamantes. Traduzido por Renger, F.E. 2005. *Geonomos* 13(1, 2): 97-109.
- Edwards, P. J. (1982) Studies of mineral cycling in a montane rais forest in New Guinea. *Journal of Ecology*, 70: 807 827
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. (1997) Manual de Métodos de análise de solos. 2.ed., Rio de Janeiro: EMBRAPA 212p.
- Epstein, H. E., Burke, I. C., Lauenroth, W. K. (2002) Regional Patterns of Decomposition and Primary Production Rates in the U.S. Great Plains. *Ecology*, 83(2): 320-327
- Eugster, W., Burkhardt, R., Holwerda, F., Scatena, F. N., Bruijnzeel, L. A. (2006) Characteristics of fog and fogwater fluxes in a Puerto Rican elfin cloud forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 139: 288– 306
- Ewel, J. J. (1976) Litter falll and leaf decomporition in a tropical forest succesion in eastern Guatemala. *Journal of Ecology*, 64: 293-308.
- Finzi, A. C., Canham, C. D., Van Breemen, N. (1998) Canopy tree-soil interactions within temperate forests: species effects on ph and cations. *Ecological Applications*, 8(2): 447–454
- Fisher, B. E. A. (1978) The calculation of long term sulphur deposition in Europe. Atmosphere Environment, 12: 489 501

- Fisk, M. C., Fahey, T. J., Groffman, P. M. (2010) Carbon resources, soil organisms, and nitrogen availability: Landscape patterns in a northern hardwood forest. *Forest Ecology and Management*. 260: 1175 – 1183
- Franco, A. C., Bustamante, M. M. C., caldas, L. S., Goldstein, G., Meinzer, F. C., kozovits, A. R., Rundel, P., Coradin, V. T. R. (2005) Leaf functional traits of Neotropical savanna trees in relation to seasonal water deficit. *Trees* 19: 326–335
- Frankie, G. W., Baker, H. G., Opler, P. A. (1974) Comparative Phenological Studies of Trees in Tropical Wet and Dry Forests in the Lowlands of Costa Rica. *Journal of Ecology*, 62(3): 881 919
- Garcia, L. C. (2007) Fenologia de espécies da canga em Barão de Cocais, Quadrilátero Ferrífero de Minas Gerais. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil
- Gatz, D. F. & Dingle, A. N. (1971) Trace substances in rain water: concentration variations during convective rains, and their interpretation. *Tellus*, 23: 14 27
- Gerrits, A. M. J., Pfister, L., Savenije, H. H. G. (2010) Spatial and temporal variability of canopy and forest floor interception in a beech forest. *Hydrol. Process.*, 24, 3011–3025
- Gonzáles, G. & Zou, X. (1999) Plant and Litter Influences on Earthworm Abundance and Community Structure in a Tropical Wet Forest. *Biotropica*. 31(3): 486-493
- González-Arias, A., Amezaga, I., Echeandía, A., Onaindia, M. (2000) Buffering capacity through cation leaching of *Pinus radiata* D. Don canopy. *Plant Ecology*, 149: 23–42
- Gordon, C. A., Herrera, R., Hutchinson, T. C. (1994) Studies of fog events at two cloud forests near Caracas, Venezuela--ii. Chemistry of fog. *Atmospheric Environment*, 28(2): 323-337
- Grant, C. D., Ward, S.C., Morley, S. C. (2007) Return of ecosystem function to restored bauxite mines in Western Australia. *Restoration Ecology*, 15(4): 94-103
- Grime, J. P., Cornelissen, J. H. H., Thompson, K., Hodgson, J. G. (1996) Evidence of a causal connection between anti-herbivore defence and the decomposition rate of leaves. *Oikos*, 77: 489 494
- Güsewell S. (2004) N:P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. *New Phytologist*, 164: 243–266.
- Hall, R. L. (2003) Interception loss as a function of rainfall and forest types: stochastic modelling for tropical canopies revisited. *Journal of Hydrology*, 280: 1–12
- Haridasan, M. (2000) Nutrição mineral de plantas nativas do cerrado. R. Bras. Fisiol. Veg. 12(1): 54-64
- Hättenschwiler, S., Coq, S., Barantal, S., Handa, I. T. (2010) Leaf traits and decomposition in tropical rainforests: revisiting some commonly held views and towards a new hypothesis. *New Phytologist*, 189: 950–965
- Hedin, L. O., Vitousek, P. M., Matson, P. A. (2003) Nutrient losses over four million years of tropical forest development. *Ecology*, 84(9): 2231–2255
- Heenan, D. P. & Campbell, L. C. (1980) Transport and distribution of manganese in two cultivars of soybean, Aust. J. Agric. Res., 31, 943
- Herrmann, M. Pust, J., Pott, R. (2006) The chemical composition of throughfall beneath oak, birch and pine canopies in Northwest Germany. *Plant Ecology*, 184: 273-285

- Hobbie, S. E. (2000). Interactions between Litter Lignin and Soil Nitrogen Availability during Leaf Litter Decomposition in a Hawaiian Montane Forest. *Ecosystems*. 3: 484-494
- Hobbie, S. E., Ogdahl, M., Chorover, J., Chadwick, O. A., Oleksyn, J., Zytkowiak, R., Reich, P. B. (2007) Tree species effects on soil organic matter dynamics: yhe role of soil cation composition. *Ecosystems*, 10: 999-1018
- Hofrichter, M. (2002) Review: lignin conversion by manganese peroxidase (MnP). *Enzyme and Microbial Technology*, 30: 454–466
- Holder, C. D. (2004) Rainfall interception and fog precipitation in a tropical montane cloud forest of Guatemala. *Forest Ecology and management*, 190: 373–384
- Hora, R. C., Primavesi, O., Soares, J. J. (2008) Contribuição das folhas de lianas na produção de serapilheira em um fragmento de floresta estacional semidecidual em São Carlos, SP. *Revista Brasileira de Botânica*, 31(2): 277 – 285
- IBRAM- Associação brasileira de mineração. (2010) Information and analysis of the brazilian mineral economy. URL <u>http://www.ibram.org.br</u>
- IEF/UFV/IBAMA. (2005). Zoneamento Ecológico da Área de Proteção Ambiental Estadual Cachoeira da Andorinhas, Ouro Preto, Minas Gerais: Relatório do meio físico: geologia, solos e geomorfologia. Universidade Federal de Viçosa, 126p
- Inagaki, M., Kamo, K., Miyamoto, K., Titin, J., Jamalung, L., Lapongan, J., Miura, S. (2011) Nitrogen and phosphorus retranslocation and N:P ratios of litterfall in three tropical plantations: luxurious N and efficient P use by Acacia mangium. *Plant & Soil*, 341:295–307
- IPPC Climate Change (2007): the physical science basis summary for policymakers. Contribution of working group I to the Fourth assessment report of the IPCC.
- Isichei, A. O., Morton, A. J., Ekeleme, F. (1990) Mineral nutrient flow from an inselberg in south-western Nigéria. Journal of Tropical Ecology, 6: 479-492
- Jacobi, C. M., Carmo, F. F., Vincent, R. C., Stehmann, J. R. (2007) Plant communities on ironstone outcrops – a diverse and endangered Brazilian ecosystem. *Biodiversity and Conservation*. 16:2185–2200
- Jacobson, T. K. B., Bustamante, M. M. C., Kozovits, A. R. (2011) Diversity of shrub tree layer, leaf litter decomposition and N release in a Brazilian Cerrado under N, P and N plus P additions. *Environmental Pollution*, 159: 2236-2242
- Kabata-Pendias, A. & Pendias, H. (2001) Trace elements in soils and plants. Florida, CRC Press. 315p
- Kaspari, M. & Yanoviak, S. P. (2008) Biogeography of litter depth in tropical forests: evaluating the phosphorus growth rate hypothesis. *Functional Ecology*, 22: 919–923
- Keim, L., Skaugset, A. E., Weiler, M. (2005) Temporal persistence of spatial patterns in throughfall. *Journal of Hydrology*, 314: 263–274
- Killingbeck, K. T. (1996) Nutrients in Senesced Leaves: Keys to the Search for Potential Resorption and Resorption Proficiency. *Ecology*, 77(6): 1716-1727
- Kindel, A., Barbosa, P. M. S., Pérez, D. V., Garay, I. (1999) Efeito do extrativismo seletivo de espécies arbóreas da floresta atlântica de tabuleiros na matéria orgânica e outros atributos do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 23:465-474

- Knops, J. M. H., Koenig, W., Nash III, T. H. (1997) On the relationship between nutrient use efficiency and fertility in forest ecosystems. *Oecologia*, 110: 550 – 556
- Köhler, L., Hölscher, D., Leuschner, C. (2008) High litterfall in old-growth and secondary upper montane forest of Costa Rica. *Plant Ecology*, 199:163–173
- Köppen, W. (1931) Climatologia. México, Fundo de Cultura Econômica
- Kovács, E. & Keresztes, Á. (2002) Effects of gamma and UV-B/C radiation on plant cells. *Micron*, 33: 199 210
- Kozovits, A. R., Bustamante, M. M. C., Garofalo, C. R., Bucci, S., Franco, A. C., Goldstein, G., Meinzer, F. C. (2007) Nutrient resorption and patterns of litter production and decomposition in a Neotropical Savanna. *Functional Ecology*, 21, 1034–1043
- Kurtz, B. C. & Araújo, D. S. D. (2000) Composição florística e estrutura do componente arbóreo de um trecho de Mata Atlântica na Estação Ecológica Estadual do Paraíso, Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia*, 51(78/115): 69-112
- Larcher, W. (2006) Ecofisiologia Vegetal. 3ed. RiMa. 550p.
- Lawrence, C. R. & Neff, J. C. (2009) The contemporary physical and chemical flux of aeolian dust: A synthesis of direct measurements of dust deposition. *Chemical Geology*, 267: 46–63
- Lawrence, D. (2005) Regional-Scale Variation in Litter Production and Seasonality in Tropical Dry Forests of Southern Mexico. *Biotropica*, 37(4): 561–570
- Lei, S. A. (1999) Phenological events and litterfall dynamics of Blackbrush in Southern Nevada. USDA Forest Service Proceedings. 11: 113 118
- Lenza, E. & Klink, C. A. (2006) Comportamento fenológico de espécies lenhosas em um cerrado sentido restrito de Brasília, DF. *Revista Brasileira de Botânica*, 29(4): 627 – 638
- Liski, J., Nissinem, A., Erhard, M., Taskinen, O. (2003) Climatic effects litter decomposition from artic tundra to tropical rainforest. *Global Change Biology*. 9:575 584.
- Liu, W., Meng, F., Zhang, Y., Liu, Y., Li, H. (2004) Water input from fog drip in the tropical seasonal rain forest of Xishuangbanna, South-West China. Journal of Tropical Ecology, 20:517–524
- Lovett, G. M. (1994) Atmospheric Deposition of Nutrients and Pollutants in North America: An Ecological Perspective. *Ecology*, 4(4): 629-650
- Luizão, F. J. (2007) Ciclos de nutrientes na Amazônia: resposta às mudanças ambientais e climáticas. *Ciência e Cultura*, 59 (3): 31 – 36
- Luizão, R. C., Luizão, F. J., Paiva, R. Q., Monteiro, T. F., Sousa, L. S., Kruijts, B. (2004) Variation of carbon and nitrogen cycling processes along a topographic gradient in a central Amazonian Forest. *Global Change Biology*. 10:592-600.
- Machado, N. A. M. (2011) Técnicas alternativas para restauração de áreas de canga degradadas pela extração de bauxita. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Ouro Preto, Brasil
- Malek, S. (2010) Nutrient Fluxes in Planted Norway Spruce Stands of Different Age in Southern Poland. Water Air Soil Pollut, 209:45–59
- Maltby, L. & Booth, R. (1991) The effect of coal-mine effluent on fungal assemblages and leaf breakdown. *Wat. Res.*, 25(3): 247 – 250

Marschner, H. (1986) Mineral nutrition of higher plants. Academic Press, London

Martinelli, G. (2007) Mountain biodiversity in Brazil. Revista Brasil. Bot., 30(4):.587-597

- Martins, S. V. & Rodrigues, R. R. (1999) Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica*, 22(3): 405 412
- Martius, C., Höfer, H., Garcia, M. V. B., Bömbke, J., Föster, B., Hanagarth, W. (2004a). Microclimate in agroforestry ecosystems in Central Amazonia: does canopy closure matter to soil organisms? *Agroforestry Systems*. 60:291 – 304
- Martius, C., Höfer, H., Garcia, M. V. B., Bömbke, J. & Hanagarth, W. (2004b) Litter fall, litter stocks and decomposition rates in rainforest and agroforestry sites in central Amazonia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 68:137-154.
- Mattos, E. A. de., Lobo, P. C., Joly, C. A. (2002) Overnight rainfall inducing rapid changes in photosynthetic behaviour in a cerrado woody species during a dry spell amidst the rainy season. *Australian Journal of Botany*, 50(2): 241 – 246
- McIvor, J. (2001) Litterfall from trees in semiarid woodlands of north-east Queensland. *Austral Ecology*, 26: 150–155
- McJannet, D., Wallace, J., Reddell, P. (2007) Precipitation interception in Australian tropical rainforests:II. Altitudinal gradients of cloud interception, stemflow,throughfall and interception. *Hydrological Processes*, 21: 1703–1718
- Meentemeyer, V. (1978) Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. *Ecology*. 59 (3): 465 472
- Melillo, J. M., Aber, J. D., Linkins, A. E., Ricca, A., Fry, B., Nadelhoffer, K. J. (1989) Carbon and nitrogen dynamics along the decay continuum: Plant litter to soil organic matter. *Plant and soil*, 115, 189-198
- Melillo, J. M., Aber, J. D., Muratore, J. F. (1982) Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology*, 63 (3): 621 626.
- Miltner, A. & Zech, W. (1998) Carbohydrate decomposition in beech litter as influenced by aluminium, iron and manganese oxides. *Soil Biol. Biochem*.30 (1): 1 7
- Mlambo, D. & Nyathi, P. (2008) Litterfall and nutrient return in a semi-arid southern African savanna woodland dominated by *Colophospermum mopane*. *Plant Ecology*, 196:101–110
- Moorhead, D. L., Currie, W. S., Rastette, E. B., Parton, W. J., Harmon, M. E. (1999) Climate and litter quality controls on decomposition: an analysis of modeling approaches. *Global biogeochemical cycles*, 13(2): 575 – 589
- Morley, S., Grant, C., Hobbs, R., Cramer, V. (2004) Long-term impact of prescribed burning on the nutrient status and fuel loads of rehabilitated bauxite mines in Western Australia. *Forest Ecology and Management*, 190: 227–239
- Mourão, A., Stehman, J.R. (2007). Levantamento da flora do campo rupestre sobre canga hematítica couraçada remanescente na Mina do Brucutu, Barão de Cocais, Minas Gerais, Brasil *Rodriguésia* 58 (4): 775-786.
- Muoghalu, I. & Isichei, A. O. (1987) Seasonal cycling of nitrogen, phosphorus and potassium in isolated vegetation mats on an inselberg in southwestern Nigeria. *African Journal of Ecology*, 25(4): 265 278.

- Nalini Jr., H. A. (1993) Análise estrutural descritiva e cinemática do Flanco Sul e terminação periclinal do Anticlinal de Mariana e adjacências, região sudeste do quadrilátero ferrífero, Minas Gerais, Brasil. instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil. Dissertação de mestrado, 132p.
- Nardoto, G. B., Bustamante, M. M. C., Pinto, A. S., Klink, C. A. (2006) Nutrient use efficiency at ecosystem and species level in savanna áreas of Central Brazil and impacts of fire. *Journal of Tropical Ecology*. 22:1-11.
- Newman, E. I. (1995) Phosphorus inputs to terrestrian ecosystems. Journal of Ecology, 83(4): 713 726
- Nicolardot, B., Recous, S., Mary, B. (2001) Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition: a simple dynamic model based on the C:N ratio of the residues. *Plant Soil*, 228: 83–103
- Niyogi, D. K., Lewis Jr., W. M., McKnight, D. M. (2001) Litter breakdown in mountain streams affected by mine drainage: biotic mediation of abiotic controls. *Ecological Applications*, 11(2): 506–516
- Nobel, P. S. & Zutta, B. R. (2007) Carbon dioxide uptake, water relations and drought survival for *Dudleya* saxosa, the 'rock live-forever', growing in small soil volumes. *Functional Ecology*, 21: 698 704
- Nunes, F. P & Pinto, M. T. C. (2007) Produção de serapilheira em mata ciliar nativa e reflorestada no alto São Francisco, Minas Gerais. Biota Neotropica, 7(3): 97- 102
- Ogden, A. E. & Schmidt, M. G. (1997) Litterfall and soil characteristics in canopy gaps occupied by vine maple in a coastal western hemlock forest. *Can. J. Soil. Sci.*, 77: 703-711
- Olson, J. S. (1963) Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological system. *Ecology* 44:322-331.
- Oyarzún, C. E., Godoy, R., De Scrijver, A. Staelens, J., Lust, N. (2004) Water chemistry and nutrient budgets in an undisturbed evergreen rainforest of Southern Chile. *Biogeochemistry*, 71: 107–123
- Pallardy, S.G. (2008) Phisiology of woody plants. 3 ed. Elsevier. 454p.
- Parsons, S. A., Congdon, R. A., Storlie, C. J., Shoo, L. P., Williams, S. E. (2012) Regional patterns and controls of leaf decomposition in Australian tropical rainforests. *Austral Ecology*, Publicado online em 17 de janeiro de 2012
- Paula, S. A. & Lemos Filho, J.P. (2001) Dinâmica do dossel em mata semidecídua no perímetro urbano de Belo Horizonte, MG. Revista Brasileirade Botânica, 24(4): 545- 551
- Pereira, M. G., Menezes, L. F. T., Schultz, N. (2008) Litter deposition and decomposition in a fragment of atlantic forest in the island of Marambaia, Mangaratiba, RJ, Brazil. Ciência Florestal, 18(4): 443 454
- Peres, J.R.R., Suhet, A.R., Vargas, M.A.T., Drozdowicz, A. (1983) Litter production in areas of brazilian "cerrados". *Pesq. Agr. Bras.*, 18(9): 1031-1036
- Pieri, L., Matzneller, P., Gaspari, N., Marotti, I., Dinelli, G., Rossi, P. (2010) Bulk Atmospheric Deposition in the Southern Po Valley (Northern Italy). *Water Air Soil Pollut*, 210:155–169
- Pinto, S. I. C., Martins, S. V., Barros, N. F., Dias, H. C. T. (2008) Produção de serapilheira em dois estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual na Reserva Mata do Paraíso, em Viçosa, MG. R. Árvore, 32(3): 545 - 556
- Poszwa, A., Ferry, B., Pollie, B., Grimaldi, C., Charles-Dominique, P. Loubet, M., Dambrine, E. (2009) Variations of plant and soil ⁸⁷Sr/⁸⁶Sr along the slope of a tropical inselberg. *Ann. For. Sci.*, 66: 512

- Prescott, C. E. (2002) The influence of the forest canopy on nutrient cycling. *Tree Physiology*, 22: 1193-1200
- Pulido-Villena, E., Reche, I., Morales-Baquero, R. (2006) Significance of atmospheric inputs of calcium over the southwesternMediterranean region: High mountain lakes as tools for detection. *Global Biogeochemical Cycles*, 20: GB2012, doi:10.1029/2005GB002662.
- Rauret, G., López-Sanches, J. F., Lück, D., Yli-Halla, M., Muntau, H., Quevauviller,, P. H. (2001) The certification of the extractable contents (mass fractions) of Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn in freshwater sediment following sequential extraction procedure BCR 701, BCR information reference material, European Comission Brussels, Belgium
- Reich, P. B., Walters, M. B., Ellsworth, E. B. (1997) From tropics to tundra: Global convergence in plant functioning. *Proc. Natl. Acad. Sci*, 94: 13730–13734
- Reich, P. B. & Borchet, R. (1984) Water Stress and Tree Phenology in a Tropical Dry Forest in the Lowlands of Costa Rica. *Journal of Ecology*, 72(1): 61 74
- Rizzini, C. T. (1979) Tratado de fitogeografia do Brasil. Aspectos sociológicos e florísticos. HUCITEC/EDUSP, São Paulo, 374p.
- Roderstein, M., Hertel, D., Leuschner, C. (2005) Above- and below-ground litter production in three tropical montane forests in southern Ecuador. *Journal of Tropical Ecology*, 21:483–492
- Rodhe, H., Dentener, F., Schulz, M. (2002) The global distribution of acidifying wet deposition. *Environ. Sci. Technol.* 36: 4382-4388
- Rustad, L. (1984) Element dynamics along a decay continuum in a Red Spruce ecosystem in Maine, USA. *Ecology*, 75 (4): 867 879
- Salinas, N., Malhi, Y., Meir, P., Silman, R., Roman Cuesta, R., Huaman, J., Salinas, D., Huaman, V., Gabaja, A., Mamani, M., Farfan, F. (2011) The sensitivity of tropical leaf litter decomposition to temperature: results from a large-scale leaf translocation experiment along an elevation gradient in Peruvian

forests. New Phytologist, 189: 967-977

- Santiago, L. S. (2010) Can growth form classification predict litter nutrient dynamics and decomposition rates in lowland wet forest? *Biotropica*, 42(1): 72–79
- Santiago, L. S. (2007) Extending the leaf economics spectrum to decomposition: evidence from a tropical forest. *Ecology*, 88(5): 1126–1131
- Scarano, F. R. (2007) Rock outcrop vegetation in Brazil: a brief overview. *Revista Brasil. Bot.*, 30(4): 561-568
- Schaefer, C. E. G. R., Mendonça, B. A. F., Corrêa, G. R., Ribeiro, A. S. S. (2008) Solos desenvolvidos sobre canga ferruginosa no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. In: Jacobi, C. M., Stehman, J. R., Antonini, Y., Carmo, F. F., Oliveira-Neves, A. C., Mourão, F. A., Silva, E. S. Afloramentos Ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero: Biodiversidade, Conservação e Perspectivas de Sustentabilidade. I Simpósio: Afloramentos ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero. 109-121p.
- Scheer, M. B. (2011) Mineral nutrient fluxes in rainfall and throughfall in a lowland Atlantic rainforest in southern Brazil. *J For Res*, 16:76–81

- Scheer, M. B., Curcio, G. R., Roderjan, C. V. (2011) Funcionalidades ambientais de solos altomontanos na Serra da Igreja, Paraná. R. Bras. Ci. Solo, 35: 1113-1126
- Schemenauer, R. S. & Cereceda, P. (1992) Monsoon cloudwater chemistry on the Arabian Peninsula. *Atmospheric Environment*, 26(9): 1583-1587
- Schimshok, J. P., De Pena, R. G. (1989) Below-cloud scavenging of tropospheric ammonia. *Tellus*, 41B: 296 304
- Schlesinger, W. H. (1997) Biogeochemistry: An Analysis of Global Change (Academic, San Diego).
- Schume, H., Jost, G., Katzensteiner, K. (2003) Spatio-temporal analysis of the soil water content in a mixed Norway spruce (Picea abies (L.) Karst.)–European beech (Fagus sylvatica L.) stand. *Geoderma*, 112: 273–287
- Schwesig, D., Kalbitz, K., Matzner, E. (2003) Effects of aluminium on the mineralization of dissolved organic carbon derived from forest floors. *European Journal of Soil Science*. 54, 311–322
- Scott, D. A., Proctor, J., Thompson, J. (1992) Ecological studies on a lowland evergreen rain forest on Maraca Island, Roraima, Brazil. II. Litter and nutrient cycling. *Journal of Ecology*, 80: 705-717
- Secco, R.S.; Mesquita, A.L. (1983) Notas sobre a vegetação de canga da Serra Norte. I. Bol. Mus Para. Emílio Goeldi, *Nova Ser. Bot.*, 59: 1-13. Il.
- Silva, A. C., Horák, I., Vidal-Torrado, P., Cortizas, A. M., Racedo, J. R., Campos, J. R. R. (2009) Turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional – MG. II – influência da drenagem na composição elementar e substâncias húmicas. *R. Bras. Ci. Solo*, 33:1399-1408
- Silva, M. F. F. (1992) Distribuição de metais pesados na vegetação metalófila de Carajás. *Acta bot. Bras.*, 6(1): 107 122
- Silva, R. M. (2004) Influência de variáveis meteorológicas na produção e decomposição de liteira na Estação Científica Ferreira Penna, Caxiuanã, Pará. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Viçosa, Brasil
- Silver, W. L., Neff, J., McGroddy, M., Veldkamp, E., Keller, M., Cosme, R. (2000) Effects of Soil Texture on Belowground Carbon and Nutrient Storage in a Lowland Amazonian Forest Ecosystem. *Ecosystems*, 3: 193–209
- Soderberg, K. & Compton, J. S. (2007) Dust as a nutrient source for Fynbos ecosystems, South Africa. *Ecosystems*, 10: 550 – 561
- Soeltl, T. M. (2009) Caracterização edáfica e vegetacional de espécies de *Eremanthus* (Asteraceae) sob litotipos distintos na Floresta Estacional do Uaimií – MG. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Ouro Preto, Brasil
- Spain, A. V. (1984) Litterfall and the standing cropof litter in three tropical Australian rainforests. *Journal of Ecology*. 72: 947 961
- Staelens, J., Houle, D., De Schrijver, A., Neirynck, J., Verheyen, K. (2008) Calculating Dry Deposition and Canopy Exchange with the Canopy Budget Model: Review of Assumptions and Application to Two Deciduous Forests. *Water Air Soil Pollut*, 191:149–169
- Stewart, J. W.B., Tiessen, H. (1987) Dynamics of soil organic phosphorus. *Biogeochemistry* 4: 41 60

- Sundarapandian, S. M. & Swamy, P. S. (1999) Litter production and leaf-litter decomposition of selected tree species in tropical forests at Kodayar in the Western Ghats, India. *Forest Ecology and Management*, 123: 231 – 244
- Talkner, U., Krämer, I., Hölscher, D. Beese, F. O. (2010) Deposition and canopy exchange processes in central-German beech forests differing in tree species diversity. *Plant Soil*, 336: 405-420
- Telles, E. C. C., Camargo, P. B., Martinelli, L. A., Trumbore, S. E., Costa, E. S., Santos, J., Higuchi, N., Oliveira Jr., R. C. (2003) Influence of soil texture on carbon dynamics and storage potential in tropical forest soils of Amazonia. *Global Biogeochemical Cycles* 17(2): 9.1 – 9.12
- Terror, V. L., Sousa, H. C., Kozovits, A. R. (2011) Produção, decomposição e qualidade nutricional da serapilheira foliar em uma floresta paludosa de altitude. *Acta Botanica Brasílica*, 25(1): 113-121
- Titeux, H. & Delvaux, B. (2010) Properties of successive horizons in a thick forest floor (mor)reflect a sequence of soil acidification. *Geoderma*. 158: 298 302
- Tobón, C., Sevink, J., Verstraten, J. M. (2004) Litterflow chemistry and nutrient uptake from the forest floor in northwest Amazonian forest ecosystems. *Biogeochemistry*, 69: 315–339
- Tobón Marin, C., Bouten, W., Sevink, J. (2000) Gross rainfall and its partitioning into throughfall, stemflow and evaporation of intercepted water in four forest ecosystems in western Amazonia. *Journal of Hydrology*, 237: 40 57
- 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(1): 107–118
- Tyree, M. T. & Sperry, J. S. 1989. Vulnerability of xylem to cavitation and embolism. Ann. Rev. Plant Phys. Mol. Bio., 40: 19-38
- Ulrich B. (1983) Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earth alkali cations and chloride. In: Ulrich, B., Pankrath, J. editores. Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. Dordrecht, the Netherlands: Reidel; p. 33–45.
- Valenti, M. W., Cianciaruso, M. V., Batalha, M. A. (2008) Seasonality of litterfall and leaf decomposition in a cerrado site. *Braz. J. Biol.*, 68(3): 459-465
- Valim, E. A. R. (2008) Condutância estomática de Schefflera macrocarpum (Cham & Schltdl.) e Tibouchina multiflora Cogn.: comparações sazonais e às respostas ao aumento da disponibilidade hídrica. Monografia de conclusão de curso. Universidade Federal de Ouro Preto, Brasil
- Varajão, C. A. C. (1991) A questão da correlação das superfícies de erosão do Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. Revista Brasileira de Geociências, 21(2): 138-145
- Varjabedian, R. & Pagano, S. N. (1988) Produção e decomposição de folhedo em um trecho de mata atlântica de encosta no municipio do Guarujá, SP. Acta Botânica Brasílica, 1(2): 243 - 256
- Verhoeven, J. T. A. & Toth, E. (1995) Decomposition of *Carex* and *sphagnum* litter in fens: effect of litter quality and inhibition by living tissue homogenates. *Soil Biol. Biochem.*, 27(3): 271 275
- Viana, P. L. & Lombardi, J. A. (2007) Florística e caracterização dos campos rupestres sobre canga na Serra da Calçada, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia* 58:159–177.
- Vincent, R. C., Meguro, M. (2008) Influence of soil properties on the abundance of plant species in ferruginous rocky soils vegetation, southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, 3:377-388.

- 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. *R. Árvore*, 28(6): 793 800
- Vitousek, P. M. & Denslow, J. S. (1986) Nitrogen and Phosphorus Availability in Treefall Gaps of a Lowland Tropical Rainforest. *Journal of Ecology*, 74 (4): 1167 1178
- Vitousek, P. M. & Sanford, R. L. (1986) Nutrient cycling in moist tropical forest. Annual Review of Ecology and Systematics. 17: 137-167
- Walker, T. W., Syers, J. K. (1976) The fate of phosphorus during pedogenesis. Geoderma 15:1-19
- Wentworth, C. K. (1922) A scale of grade and class terms of clastic sediments. *Journal of Geology*, 30: 377 392
- Werneck, M. S., Pedralli, G., Gieseke, L. E. (2001) Produção de serapilheira em três trechos de uma floresta semidecídua com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. *Revista Brasileira de Botânica*, 24(2): 195-198
- Whelan, M. J. & Anderson, J. M. (1996) Modelling spatial patterns of throughfall and interception loss in a Norway spruce (Picea abies) plantation at the plot scale. *Journal of Hydrology*, 186: 335 – 354
- Wieder, W. R., Cleveland, C. C. Townsend, A. R. (2009) Controls over leaf litter decomposition in wet tropical forests. *Ecology*, 90(12): 3333–3341
- Williams, R. J., Myers, B. A., Muller, W. J., Duff, G. A., Eamus, D. (1997) Leaf phenology of woody species in a North Australian Tropical Savanna. *Ecology*, 78(8): 2542 – 2558.
- Wood, T. E., Lawrence, D. Wells, J. A. (2011). Inter-specific variation in foliar nutrients and resorption of nine canopy tree species in a secondary neotropical rain forest. *Biotropica*, 43(5): 544–551
- Wood, T. E., Lawrence, D., Clark, D. A. (2006) Determinants of Leaf Litter Nutrient Cycling in a Tropical Rain Forest: Soil Fertility Versus Topography. *Ecosystems*, 9: 700–710
- Woodruff, L. G., Cannon, W. F., Eberl, D. D., Smith, D. B., Kilburn, J. E., Horton, J. D., Garret, R. G., Klasse, R. A. (2009) Continental-scale patterns in soil geochemistry and mineralogy: Results from two transects across the United States and Canada. *Applied Geochemistry*, 24: 1369–1381
- Xu, G., Hu, Y., Wang, S., Zhang, Z., Chang, X., Duan, J., Luo, C., Chao, Z., Su, A., Lin Q., Li, Y., Du, M. (2010) Effects of litter quality and climate change along an elevation gradient on litter mass loss in an alpine meadow ecosystem on the Tibetan plateau. *Plant Ecology*, 209:257–268
- Xue, S., Chen, Y. X., Baker, A. J. M., Reeves, R. D., Xu, X. H., Lin, Q. (2005) Manganese uptake and accumulation by two populations of *Phytolacca acinosa* roxb. (Phytolaccaceae). *Water, Air and Soil Pollution*, 160: 3 – 14
- Yavitt, J. B., Wright, S. J., Wieder, K. (2004) Seasonal drought and dry-season irrigation influence leaf-litter nutrients and soil enzymes in a moist, lowland forest in Panama. *Austral Ecology*, 29: 177-188