

BOLETIM AGROPECUÁRIO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE LAVRAS

CICLAGEM DE NUTRIENTES
EM FLORETAS E PASTAGENS

Boletim Agropecuário - n.º 65 - p. 1-61
Lavras/MG

GOVERNO DO BRASIL

**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE LAVRAS**

MINISTRO: Fernando Haddad

REITOR: Antonio Nazareno Guimarães Mendes

VICE-REITOR: Ricardo Pereira Reis

Diretoria Executiva: Marco Antônio Rezende Alvarenga (Diretor), Nilton Nagib Jorge Chalfun e Luiz Roberto Guimarães Guilherme.

Conselho Editorial: Marco Antônio Rezende Alvarenga (Presidente), Elias Tadeu Fialho, Luiz Carlos de Oliveira Lima, Luiz Roberto Guimarães Guilherme, Renato Paiva, Cláudia Maria Ribeiro e Nilton Nagib Jorge Chalfun.

Consultoria Técnica: Paulo Augusto da Eira - Embrapa/CNPS - RJ

Secretária: Cláudia Alves Pereira Estevam

Revisão de Bibliografia: Márcio Barbosa de Assis

Revisão de Português: Amanda Jackeline Santos Silva

Editoração Eletrônica: Luciana Carvalho Costa, Alézia C. Modesto Ribeiro, Christyane A. Caetano

Impressão: Gráfica/UFLA

Marketing e Comercialização: Maria Aparecida Torres Florentino



O “BOLETIM AGROPECUÁRIO DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE LAVRAS” tem o propósito de publicar informes técnicos de interesse agropecuário.

ENDEREÇO PARA CORRESPONDÊNCIA:

EDITORIA UFLA - Caixa Postal 3037 - 37200-000 - Lavras, MG.

Telefax: (35) 3829-1532 Fone: (35) 3829-1115

E-mail: editora@ufla.br

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	5
2. CICLAGEM DE NUTRIENTES NO ECOSSISTEMA FLORESTA	7
2.1. Compartimentos de Nutrientes no Ecosystema Floresta	8
2.2. Perdas de Nutrientes em Áreas Florestais	15
2.3. Produção de Fitomassa e Acúmulo de Nutrientes nos Povoamentos Florestais	17
2.4. Microclima Florestal	22
2.5. Ciclos de Nutrientes em Ecosystemas Florestais	23
2.6. O Cerrado e a Ciclagem de Nutrientes	30
2.7. Métodos de Avaliação de Ciclagem de Nutrientes em Floresta	32
3. CICLAGEM DE NUTRIENTES NO ECOSSISTEMA PASTAGEM	35
3.1 Compartimentos de Nutrientes no Ecosystema Pastagem.....	37
3.2. Implantação de Pastagens em Ecosystemas Naturais.....	46
3.3. Métodos de Avaliação de Ciclagem de Nutrientes em Área de Pastagem ...	49
4. CONSIDERAÇÕES GERAIS	51
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	51

CICLAGEM DE NUTRIENTES EM FLORESTAS E PASTAGENS

Mari Lucia Campos¹

Giuliano Marchi²

Daniela Miranda de Lima³

Carlos Alberto Silva⁴

1. INTRODUÇÃO

Os ciclos biogeoquímicos em florestas integram os diferentes processos globais de transferência dos elementos químicos que ocorrem na biosfera. Alguns desses elementos químicos são reconhecidos como nutrientes e circulam na natureza por meio dos ciclos gasoso e geológico (ODUM, 1988). Os compartimentos e/ou sistemas inorgânico e ou orgânico são interligados nesses processos de movimentação. Os organismos fotossintetizantes sintetizam a biomassa a partir de nutrientes inorgânicos dissolvidos, de dióxido de carbono e da captação de energia solar. Esta matéria orgânica é consumida pelos animais formando a base de uma cadeia alimentar. A matéria orgânica morta de origem vegetal e animal é decomposta e mineralizada por microrganismos, tanto no solo como na água e nos sedimentos, e os nutrientes mineralizados tornam-se novamente disponíveis no ambiente, passíveis, portanto, de serem utilizados novamente na reação de fotossíntese.

No processo de ciclagem, ocorre a transferência de nutrientes de um compartimento para outro envolvendo uma série de processos dentro de um ou mais ciclos naturais. Os modelos conceituais que descrevem esses processos são complexos e, invariavelmente, envolvem três sistemas fundamentais de movimentação de nutrientes: planta, animal e solo. Esses modelos são estruturados com base na indicação do tempo, da área e de limites desses sistemas.

Um ecossistema é basicamente um sistema processador de energia e regenerador de nutrientes que tem duas partes principais, uma biótica e outra abiótica. A parte biótica consiste de todos os organismos vivos na área, a comunidade. A parte abiótica envolve o ambiente físico com o qual os organismos vivos interagem.

¹ Doutora, Professora do Departamento de Solo do Centro de Ciências Agroveterinárias/CAV – Universidade do Estado de Santa Catarina/UFSC – 88520-000 – Lages/SC – campos_ml@yahoo.com.br.

² Doutor, Recém doutor (Programa CAPES) da Universidade Federal do Ceará/UFC – Fortaleza/CE.

³ Doutorando do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Viçosa/UFV – Viçosa/MG.

⁴ Doutor, Professor do Departamento de Ciência do Solo/DCS da Universidade Federal de Lavras/UFLA – Cx.P. 3037 – 37200-000 – Lavras/MG – csilva@ufla.br.

As partes biótica e abiótica trocam energia e materiais. Em termos simples, todos os ecossistemas consistem de três componentes básicos: os produtores, os consumidores (incluindo os decompositores) e a matéria inorgânica e orgânica (SMITH, 1996).

O padrão de ciclagem de nutrientes nos trópicos úmidos é diferente do padrão de áreas temperadas. Nas regiões frias, uma grande parcela da matéria orgânica e dos nutrientes permanece no solo e sedimentos, enquanto que, nos trópicos, uma porcentagem muito maior está na biomassa, sendo reciclada dentro das estruturas orgânicas do sistema. Além disso, a taxa de ciclagem, ou seja, a velocidade com que os nutrientes se movimentam entre e dentro dos compartimentos, é muito mais rápida numa floresta tropical do que em uma temperada (ODUM, 1988).

Nas florestas, o estoque principal de nutriente encontra-se nos troncos das árvores e os nutrientes podem ser reciclados por diversos caminhos entre os demais componentes do ecossistema. Em função dos processos de decomposição e lixiviação da serapilheira, os nutrientes podem ser carreados para o solo e novamente absorvidos pelo sistema radicular das árvores e das espécies do sub-bosque (POGGIANI & SCHUMACHER, 2000). Em sistema de pastagem, a forma mais simples de representar a ciclagem de nutrientes tem sido a adoção de três compartimentos: o solo, a planta e o animal. Na realidade, a ciclagem de um dado nutriente em pastagem é policíclica, pois o nutriente pode estar envolvido em ciclos dentro de um compartimento (por exemplo, solo) antes de ser transferido para o outro compartimento (por exemplo, planta) (MONTEIRO & WERNER, 1989).

O estudo da dinâmica da ciclagem de nutrientes de um determinado ecossistema envolve a medição da quantidade e velocidade de transferência de um dado elemento químico de um compartimento para outro. Envolve também a definição dos elementos analisados, pois esses se diferenciam em termos de volatilidade, solubilidade em água, potencial eletroquímico ou reatividade química.

Os ciclos do carbono, nitrogênio e, em menor extensão, do enxofre, giram rapidamente entre atmosfera, oceanos e solo. Os elementos menos voláteis ciclaram mais lentamente entre rochas, solos e oceanos, mas seu movimento é ativo em uma escala geológica de tempo. O nitrogênio apresenta um ciclo dinâmico, ou seja, esse nutriente tem uma grande mobilidade em solo, enquanto o fósforo, que forma compostos menos solúveis em água, se move de modo mais lento de um compartimento para outro.

A poluição química nada mais é do que um desvio dos elementos químicos de seus compartimentos nos diferentes ciclos naturais. O carbono, nitrogênio e fósforo oriundos de esgotos municipais liberados em água corrente, por exemplo, foram removidos do sistema solo-planta. No solo, os dejetos são degradados rapidamente e os componentes retornam para seu ciclo natural, minimizando o distúrbio ambiental das atividades humanas (BOHN et al., 1979).

Os estudos de ciclagem de nutrientes, portanto, são importantes tanto para preservação dos sistemas naturais e sua sustentabilidade, quanto para avaliação de impactos causados ao ambiente. A fragilidade do ecossistema pode ser entendida como o balanço de nutrientes e sua quantidade, destacando-se a eficiência da ciclagem, sendo que, em certos casos, a adubação deve ser utilizada para manter ou elevar a produtividade do sistema.

2. CICLAGEM DE NUTRIENTES NO ECOSISTEMA FLORESTA

A manutenção da produtividade das florestas naturais e mesmo das plantadas, quando bem manejadas, está intimamente relacionada com a eficiência nos processos de ciclagem de nutrientes (POGGIANI, 1985).

Os tecidos de plantas contêm um grande número de elementos químicos. Os carboidratos, que são fonte de energia para as plantas, contêm carbono, oxigênio e hidrogênio, e se constituem na maioria da matéria seca dos tecidos das plantas. Entretanto, além desses, mais treze elementos são essenciais para completar o ciclo de vida das plantas. Os processos naturais associados às entradas e perdas de nutrientes, como de nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S) em ecossistemas florestais, determinam a disponibilidade desses elementos, que são necessários em concentrações adequadas para o crescimento de plantas (WARING & SCHLESINGER, 1985).

As deficiências de N e P, freqüentemente, são as mais limitantes para a produção em ecossistemas florestais. Adicionalmente, as plantas requerem ferro (Fe), cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn), boro (B), cloro (Cl) e molibdênio (Mo) em quantidades bem menores. Estes elementos estão disponíveis em quantidades adequadas na maioria das florestas como resultado do intemperismo de rochas e, no caso do Cl, da deposição atmosférica e da decomposição da matéria orgânica. As plantas também acumulam outros elementos não considerados constituintes

essenciais, por exemplo, alumínio (Al), silício (Si) e vários outros elementos-traço (WARING & SCHLESINGER, 1985).

O estudo dos processos que regulam as atividades do solo em ecossistemas naturais pode fornecer importantes informações sobre opções de manejo que mantenham a sua fertilidade em áreas de plantio. Sabe-se que as plantações florestais de rápido crescimento translocam intensamente os nutrientes contidos no solo para a fitomassa arbórea e para a serapilheira (VIEIRA, 1998). Outras opções seriam o uso de técnicas de conservação e manejo conservacionista do solo.

Uma grande atenção tem sido dada às propriedades químicas das camadas de húmus e horizontes minerais-orgânicos de solos florestais, onde a matéria orgânica acumulada é mineralizada e humificada. A capacidade tampão desses horizontes determina, muitas vezes, a ciclagem de nutrientes de todo o ecossistema. O movimento de água, a maior atividade de microrganismos e ampla distribuição de raízes no solo entre os horizontes superiores, húmus e serapilheira faz com que esses se tornem compartimentos importantes para a ciclagem, na qual os nutrientes se encontram em fluxos mais intensos que em outros compartimentos (BREYMEYER et al., 1997).

O compartimento formado pela serapilheira e pelo solo é o sítio de todas as etapas da decomposição da matéria orgânica e da ciclagem de nutrientes. A vegetação é a principal responsável pela variabilidade horizontal da serapilheira, ou seja, quanto mais diversa for a comunidade vegetal, mais heterogênea será a serapilheira (CORREIA & ANDRADE, 1999).

À medida que as folhas, galhos e raízes vão sendo incorporados à serapilheira e sofrem o processo de decomposição, ocorre liberação desses nutrientes ao solo e, conseqüentemente, disponibilização para as plantas. Dessa forma, a quantificação dos nutrientes da biomassa, bem como o padrão de sua ciclagem, permitem avaliar a magnitude dos reflexos causados pela intervenção antrópica ou por fenômenos naturais ocorridos no ecossistema, tornando possível, por meio de estudos de ciclagem de nutrientes, a quantificação das saídas ou perdas de nutrientes (OKI, 2002).

2.1. Compartimentos de Nutrientes no Ecossistema Floresta

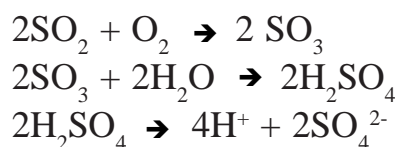
2.1.1. Atmosfera

A atmosfera é a fonte de carbono do ecossistema, tão logo esse elemento seja fixado pelo processo de fotossíntese. A fotossíntese é, dessa forma, um processo

biogeoquímico pelo qual o C-CO₂ é convertido em carboidratos, armazenado nas plantas e, após a sua decomposição, no solo. A atmosfera é também uma fonte de nutrientes para plantas. A chuva e a neve contêm substâncias dissolvidas e particuladas, incluindo importantes quantidades de nitrogênio e outros nutrientes para o crescimento da floresta. As superfícies dos galhos e folhas, principalmente as pilosas, agem como eficientes filtros de partículas e gases atmosféricos, retendo nutrientes que são absorvidos pelas folhas ou escorrem, junto com a água, para o solo. Quase todo o conteúdo de nitrogênio, enxofre e cloro presente em ecossistemas florestais são derivados da atmosfera (HAAG, 1985).

A atmosfera contém gases em baixas concentrações, particularmente, em formas oxidadas de N e S, que são fontes de nutrientes para as plantas. Esses gases são derivados de várias fontes naturais e produzidos pelo homem. Em ecossistemas inundados e em zonas de solos saturados com água, a atividade bacteriana libera gases reduzidos de N e S para a atmosfera. Esses gases são rapidamente convertidos para formas oxidadas (NO₂⁻ e SO₂) por meio de reações atmosféricas que, freqüentemente, são catalisadas pela luz solar. Normalmente, esses compostos constituem uma menor parte da atmosfera, por serem tão altamente reativos. Tanto as formas oxidadas quanto as reduzidas de muitos desses gases se dissolvem prontamente na água de chuva e são transportados para o solo como íons dissolvidos, portanto, disponíveis para a absorção pelas plantas (WARING & SCHLESINGER, 1985).

É comum na atmosfera, por exemplo, a ocorrência das reações descritas a seguir:



Essas reações geram S na forma disponível para a absorção pelas plantas, por absorção foliar ou, quando são depositados na superfície do solo, por absorção radicular. Além disso, essas reações contribuem para acidificar o solo (chuva ácida, além de outros gases poluentes como: HNO₃, H₂SO₄ e HCl) e, com isso, interferem na disponibilidade dos macro e micronutrientes, interferindo, também, em outras características do solo, especialmente em áreas de solos ricos em bases. Recentemente, a atividade industrial também tem adicionado muitos gases à

atmosfera, incluindo grandes quantidades de NO_2^- e SO_2 , o que tem aumentado a poluição e a degradação de florestas, em razão da acidificação do solo (WARING & SCHLESINGER, 1985). Os constituintes da chuva também podem ser derivados do oceano e da erosão eólica, sendo que a proximidade do mar exerce influência sobre o aumento das concentrações de sódio, cloro, magnésio e potássio dos solos de região costeira (OKI, 2002).

Os ciclos do N e S são muito interligados, pois cerca de 95% do N e 90% do S estão presentes no solo em formas orgânicas. A decomposição da serapilheira é o processo que praticamente controla os teores de N e S que estarão prontamente disponíveis às plantas. A ciclagem da matéria orgânica é importante para a ciclagem do enxofre em ecossistemas de floresta localizados em solos ácidos e com baixo aporte de S e N pela atmosfera e pelo material de origem. A ciclagem do S é influenciada pelos vários processos bioquímicos e microbiológicos resultando na transformação de S orgânico em: (i) SO_4^{2-} pela completa mineralização, (ii) compostos solúveis de S orgânico dissolvidos na solução do solo e (iii) imobilização do S em produtos humificados (STREHL & PRIETZEL, 1998).

O aporte de Cl, S, Na e Zn da atmosfera é muito maior que a demanda anual destes elementos pelas árvores, o mesmo não ocorrendo com o N, Ca, P e K, já que a deposição desses nutrientes é menor do que a quantidade requerida pelas plantas (MARCOS & LANCHO, 2002). A quantidade de N-total depositado pela atmosfera é pequena, segundo Marcos & Lancho (2002), em torno de 4,8 e 7,0 $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ de N. De acordo com Vries et al. (2000), citados por Marcos & Lancho (2002), os solos de florestas européias são moderadamente ricos em N, mas pobres em nitrato.

O aporte atmosférico representa uma grande fração da demanda anual de nutrientes para a vegetação arbórea. Esse aporte se torna importante para os elementos que têm baixa disponibilidade no solo e baixas taxas de intemperismo mineral, sendo exemplo o nitrogênio, que possui grande mobilidade no sistema solo-planta. O aporte atmosférico de nutrientes, segundo Marcos & Lancho (2002), deveria ser considerado com um parâmetro útil para se decidir a intensidade de extração em florestas pouco produtivas, que crescem em solos de baixa fertilidade, como meio de assegurar seu manejo sustentável.

2.1.2. Liberação de nutrientes pelo solo e serapilheira

O intemperismo, dependendo do tipo de rocha de origem e grau de envelhecimento do solo, pode ser uma importante fonte de nutrientes em ecossistemas

florestais. Ao longo do tempo, pelo intemperismo, vão sendo liberados os nutrientes dos minerais do solo, principalmente naqueles mais novos com grande quantidade de minerais primários. Os íons solúveis são freqüentemente liberados por meio de reações do intemperismo, sendo disponibilizados para a absorção pelas plantas e para a ciclagem dentro do ecossistema florestal. Em florestas, entre 80 e 100% do aporte de Ca, Mg, K e P é derivado do intemperismo de rochas. (HAAG, 1985).

O conjunto serapilheira-solo não só representa uma fonte de carbono e energia para os organismos do solo, mas também o habitat onde todas as ações dos organismos ocorrem, garantindo a sua sobrevivência e reprodução. A serapilheira é a porção mais dinâmica desse conjunto e, possivelmente, a mais variável não só entre ecossistemas, mas também dentro de um mesmo ecossistema (CORREIA & ANDRADE, 1999).

Vários fatores afetam a quantidade de resíduos que irão formar a serapilheira, entre eles destacam-se: o clima, o solo, as características genéticas das plantas, a idade e a densidade de plantas. Em escala mais ampla, a produtividade vegetal é determinada pela distribuição de chuvas, que exerce forte influência sobre a disponibilidade de água no solo e, por conseguinte, sobre a disponibilidade de nutrientes (CORREIA & ANDRADE, 1999).

As serapilheiras amostradas em diferentes florestas do mundo, em geral, são compostas de 60 a 80% por folhas, de 1 a 15% por frutos, de 12 a 15% por ramos e de 1 a 25% por cascas de árvores (BRAY & GORHAM, 1964). A quantidade de nutrientes na serapilheira depende da espécie, do tamanho e tipo das folhas em relação aos demais componentes, da capacidade de translocação do nutriente antes da senescência, bem como do tipo de solo (SCHUMACHER, 1992).

A tendência de concentração de nutrientes na serapilheira de sistemas florestais naturais é bastante similar ao de florestas implantadas, ou seja, o nitrogênio é o nutriente em maior concentração, seguido pelo cálcio, potássio, magnésio e fósforo (HAAG, 1985).

2.1.3. Planta

2.1.3.1. Acúmulo de nutrientes em florestas

O crescimento das árvores tem uma influência direta na ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais. Assim, em área reflorestada, os nutrientes são acumulados

em tecidos de plantas de vida curta, tais como folhas, e de vida longa, tal como madeira, enquanto o solo, muitas vezes, não possui cobertura vegetal alguma. Do mesmo modo, quando o desenvolvimento de horizontes superficiais do solo é paralelo ao crescimento florestal, há um armazenamento de nutrientes na serapilheira superficial e na matéria orgânica do solo (WARING & SCHLESINGER, 1985).

Há um modelo similar de armazenamento de nutrientes com a acumulação de serapilheira e matéria orgânica com o crescimento da floresta durante a sucessão primária. Inicialmente, o acúmulo de nutrientes atinge um equilíbrio primeiro na serapilheira, em relação à matéria orgânica. Entretanto, o armazenamento de N do solo é inicialmente mais rápido sob a serapilheira, presumivelmente, em razão da morte da vegetação sucessional, incluindo várias plantas que fixam N e fazem parte desse compartimento de nutrientes. Nesse caso, vários séculos são necessários para que as camadas de solo atinjam o equilíbrio (WARING & SCHLESINGER, 1985).

Durante a sucessão secundária, após o corte, há um modelo diferente de armazenamento de nutrientes no solo. Tal distúrbio usualmente causa pouca mudança na matéria orgânica ou no conteúdo de nutrientes no solo mineral, mas a serapilheira pode declinar por vários anos depois do corte, em razão da taxa de aporte do folheto da vegetação regenerativa não ser igual à taxa de queda do folheto, como verificada na área antes do corte das árvores. Durante esse período, haverá grandes perdas de nutrientes devido à decomposição do material orgânico depositado nesses locais (WARING & SCHLESINGER, 1985).

2.1.3.2. Armazenamento de nutrientes em ecossistemas florestais

Na vegetação sobre o solo, o armazenamento de nutrientes aumenta na seguinte ordem: florestas boreais < temperadas < tropicais (WARING & SCHLESINGER, 1985). Em contraste, a massa e o conteúdo de nutrientes na serapilheira aumenta na ordem inversa, como resultado da menor decomposição em condições frias ou de altas latitudes. Do mesmo modo, o estoque de matéria orgânica no perfil do solo aumenta das florestas tropicais para as boreais, embora essa diferença seja menor que a verificada na serapilheira (WARING & SCHLESINGER, 1985). A biomassa sobre o solo compreende de 20 a 50% da matéria orgânica total (viva e morta) na maioria dos ecossistemas de floresta, aumentando das florestas boreais para as tropicais.

Os tecidos de vida curta, tais como folhas e raízes finas, são os sítios de função fisiológica ativa em árvores. A dinâmica desses tecidos e da disponibilidade do conteúdo de nutrientes no solo determinam as principais características da circulação anual de nutrientes dentro da floresta. Apesar disso, considerando o interciclo, são as mudanças no tamanho dos tecidos de vida longa, os grandes compartimentos de armazenamento de nutrientes (i.e., madeira viva, troncos caídos e húmus), que afetam os modelos de transferência de elementos químicos no ecossistema (WARING & SCHLESINGER, 1985).

As áreas de vegetação natural, quando em equilíbrio, reduzem ao mínimo a saída de nutrientes do ecossistema, por meio da interação solo-vegetação. Dessa forma, o solo mantém sempre o mesmo nível de fertilidade, podendo inclusive melhorar suas características ao longo do tempo. A floresta não perturbada, em geral, apresenta uma grande estabilidade, ou seja, os nutrientes introduzidos no ecossistema pela chuva e intemperismo geológico estão em equilíbrio com os nutrientes perdidos para os rios e o lençol freático (VIEIRA, 1998).

2.1.3.3. Queda do folheto e a liberação de nutrientes

O retorno de nutrientes por meio da deposição do material orgânico constitui a via mais importante do ciclo biogeoquímico. Esse ciclo juntamente com o bioquímico, permite que as árvores da floresta possam sintetizar a matéria orgânica por meio da fotossíntese, reciclando os nutrientes, especialmente em solos altamente intemperizados, onde a biomassa vegetal é o principal reservatório de nutrientes (SCHUMACHER, 1992).

Quanto à periodicidade da deposição, esta varia de espécie para espécie nas regiões tropicais e subtropicais, sendo que os fatores climáticos influenciam significativamente este fenômeno. Nas florestas de regiões temperadas e frias, a chegada do outono é o fenômeno que desencadeia o processo de derrubada total das folhas (SCHUMACHER, 1992).

A quantidade de material orgânico depositado ao longo do ano depende, principalmente, das condições climáticas, sendo menor nas regiões frias, e maior nas regiões equatoriais quentes e úmidas. Florestas situadas em regiões árticas ou alpinas, por exemplo, produzem, anualmente, cerca de uma tonelada por hectare de serapilheira; florestas temperadas frias, 3,5 toneladas e florestas equatoriais, cerca de 11 toneladas (BRAY & GORHAM, 1964).

Com o fechamento do dossel, a ciclagem de nutrientes, pela decomposição da serapilheira, desempenha papel essencial para o desenvolvimento das leguminosas e para o êxito do processo de recuperação de solos. A camada de serapilheira, juntamente com a parte aérea e radicular das plantas, protege o solo dos agentes erosivos e propicia condições para o restabelecimento de suas propriedades físicas, químicas e biológicas (ANDRADE et al., 2000).

Dependendo da composição e da quantidade do folheto depositado, ocorrerão diferenças no fluxo de matéria orgânica e nutriente para o solo por meio da decomposição (ANDRADE et al., 2000). Andrade et al. (2000), em experimento com espécies decíduas (Tabela 1) em Seropédica, RJ, observaram que o folheto coletado era constituído, principalmente por folhas, representando de 64 a 70%, de acordo com a Tabela 1. Segundo os autores, as maiores taxas de deposição mensal ocorreram de fevereiro a junho, período em que ocorreu diminuição da temperatura e precipitação, o que estimulou as plantas a aumentarem a queda de material senescente. Este padrão tem sido observado em florestas tropicais.

TABELA 1 – Deposição anual de folhas, estruturas reprodutivas, galhos e refugo de *Mimosa caesalpiniaefolia*, *Acacia mangium* e *Acacia holosericea*.¹

Espécie	Folha	Estruturas Reprodutivas	Galho	Refugo
	% de cada fração em relação ao total			
<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i>	64	14	17	5
<i>Acacia mangium</i>	70	23	5	2
<i>A. holosericea</i>	64	29	6	1

¹Fonte: Andrade et al. (2000).

As diferentes épocas de máxima e mínima deposição de folheto observadas entre espécies são características que podem ser usadas estrategicamente para o processo de recuperação de solos. Pode-se, por meio de reflorestamentos mistos, adicionar continuamente materiais orgânicos ao solo durante todo o ano, o que diminui a ação da erosão em razão de uma cobertura permanente de material vegetal sobre o solo (ANDRADE et al., 2000).

2.2. Perdas de Nutrientes em Áreas Florestais

2.2.1. Perdas de nutrientes pela água corrente e subterrânea

O transporte de substâncias dissolvidas e particuladas em água corrente é, talvez, a principal forma pela qual os nutrientes são perdidos de ecossistemas de floresta. As concentrações em água corrente são diretamente relacionadas ao intemperismo de minerais do solo e rochas de uma bacia florestal. Adicionalmente, a concentração de sódio, Cl^- , e SO_4^{2-} em água corrente pode, freqüentemente, ser relacionada à deposição atmosférica no ecossistema (OKI, 2002). Com exceção do Fe e P, os quais são solúveis em pequenas porções em água e facilmente adsorvidos às partículas do solo, as perdas anuais de nutrientes de florestas não perturbadas ocorrem predominantemente na forma dissolvida, via água perdida da floresta. Apenas o excesso de N disponível é perdido por água corrente, o restante é aproveitado nos processos bióticos (WARING & SCHLESINGER, 1985).

2.2.2. Perdas de nutrientes pelo fogo e por volatilização

Enquanto a queima remove nutrientes do ecossistema, a disponibilidade de nutrientes na camada de cinzas é geralmente maior que na serapilheira não perturbada. Cátions e P estão prontamente disponíveis nas cinzas, as quais, usualmente, produzem aumento no pH do solo. Adicionalmente, o N pode ser liberado das cinzas pela atividade microbiológica, imediatamente após a queima dos resíduos (HAAG, 1985; TEIXEIRA et al., 1996; WARING & SCHLESINGER, 1985).

Com a queima da vegetação, as perdas de formas voláteis de N e S são aceleradas. Nas cinzas, permanecem formas de K e P que não são volatilizadas, ou seja, a queima implica em maiores perdas (N, S, etc.) do solo para a atmosfera de alguns nutrientes e em aumento temporário na disponibilidade de K^+ , principalmente. Com o tempo, o K^+ , quando não é absorvido pelas plantas, pode ser perdido por lixiviação do sistema solo-planta (HAAG, 1985).

A intensidade desses processos de volatilização de nutrientes pela queima de resíduos depende da biomassa presente na floresta e da temperatura máxima atingida durante a queimada (HAAG, 1985). Naturalmente, ocorrem perdas de N (volatilização e desnitrificação, em solos com microsítios com baixa difusão de O_2 em áreas de floresta) e S (reações redutoras em solo mediadas por bactérias). Esses processos de perdas, naturais e artificiais (fogo), representam, ao longo dos anos, saídas de nutrientes do sistema solo-planta, determinando uma menor eficiência na ciclagem de nutrientes em áreas de floresta.

O metano e o gás sulfídrico são freqüentemente liberados de solos temporariamente inundados. Estes gases reduzidos são produzidos por bactérias do solo especializadas, como exemplo, as bactérias dos gêneros *Desulfomonas*, *Desulfovibrio* e *Desulfomaculum* produtoras de HS^- e as metanogênicas, produtoras de CH_4 . Alguns gases produzidos por bactérias são importantes fontes de nutrientes e energia dissolvidos pela água da chuva (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002).

2.2.3. Remoção de nutrientes das áreas de plantio

A fração leve da matéria orgânica do solo diminui com o cultivo de solos florestais e sua recuperação é lenta após o pousio das áreas de plantio. A fração leve tem um papel-chave na rápida imobilização de N em solos florestais (COMPTON & BOONE, 2002), em razão dessas frações orgânicas representarem as moléculas fontes de C e de energia para a biomassa microbiana.

Em áreas florestais manejadas após o corte, a população do solo de bactérias nitrificadoras (*Nitrosomonas* e *Nitrobacter*) produz grandes quantidades de NO_3^- em razão da mineralização do N presente na serapilheira:

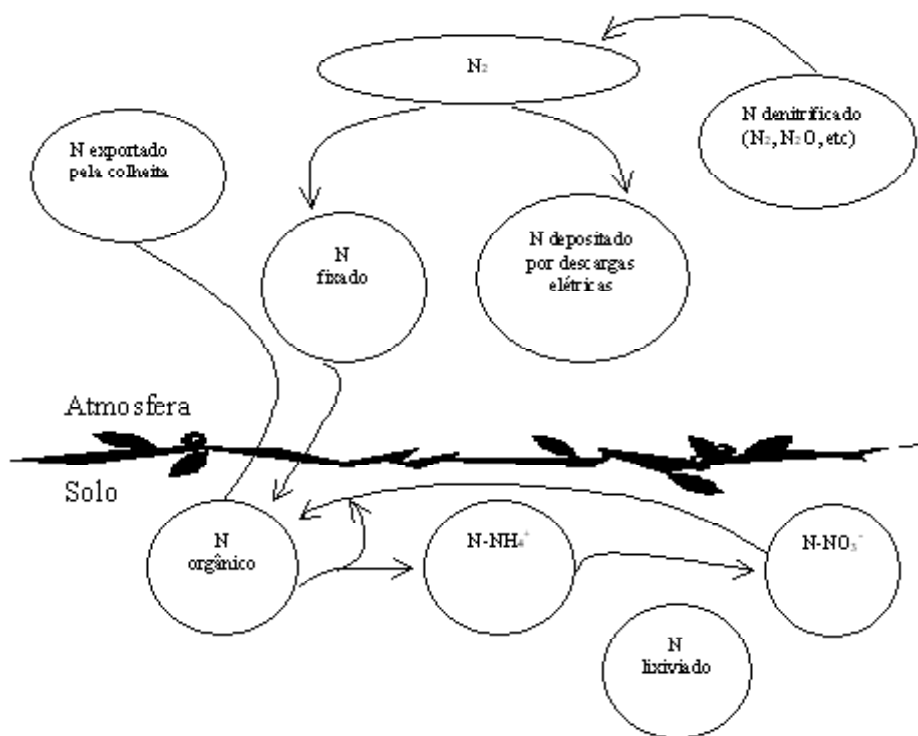


FIGURA 1 – Ciclo, compartimentos e transferências de N no sistema solo-atmosfera. Fonte: adaptado de Waring & Schlesinger (1985).

O NO_3^- pode ser lixiviado através do perfil do solo e aparecer na água corrente. Desde que a equivalência iônica seja mantida em solução, as altas concentrações de NO_3^- poderão ser balanceadas por um aumento na remoção de cátions da bacia hidrográfica (WARING & SCHLESINGER, 1985).

2.3. Produção de Fitomassa e Acúmulo de Nutrientes nos Povoamentos Florestais

Os ecossistemas florestais contêm cerca de 90% da biomassa da Terra e cobrem aproximadamente 40% de sua superfície (GARDNER & MANKIN, 1981). Num ecossistema florestal, a quantidade de nutrientes é determinada pelas quantidades deles contidas nas diferentes partes das árvores (folhas, ramos, casca e lenho etc.), vegetação do sub-bosque, serapilheira e solo. Cada parte de uma árvore apresenta diferentes concentrações de elementos químicos em seus tecidos. Em geral, o acúmulo de nutrientes nos tecidos apresenta a seguinte ordem: folhas > casca > ramos > lenho (SCHUMACHER, 1992). De acordo com Poggiani (1985), a fitomassa total estimada aos 11 anos de idade para um talhão de *Eucalyptus saligna* foi de 186 Mg ha⁻¹, estando distribuída da seguinte maneira: 4,1 Mg ha⁻¹ de folhas, 13,8 Mg ha⁻¹ de ramos, 9,5 Mg ha⁻¹ de casca e 158 Mg ha⁻¹ de lenho.

Em um experimento conduzido com pinheiros no Leste da Finlândia, a produção anual de biomassa de acículas, raízes grossas e raízes finas aumentou com o acréscimo na idade das árvores. Raízes finas e acículas usam de 79 a 91% de todo o nitrogênio absorvido pelas plantas anualmente para a produção de biomassa. Raízes finas usam, no período de um ano, 0,9 a 4,6 g m⁻² de N para produção de biomassa, o que corresponde a 45 a 63% do nitrogênio utilizado anualmente na produção total de biomassa. A produção vegetal sobre o solo (incluindo raízes grossas) usa de 1,0 a 2,3 g m⁻² de N. Para o crescimento de acículas, há a necessidade de se aproveitar de 27 a 34% do nitrogênio utilizado anualmente na produção de biomassa, enquanto o crescimento de troncos requer de 2 a 3% (HELMISAARI et al., 2002). O acúmulo de nutrientes na biomassa arbórea varia de elemento para elemento, em função dos diferentes níveis de fertilidade do solo, das características nutricionais de cada espécie e da idade da floresta (HELMISAARI et al., 2002). Tandon et al. (1988) verificaram que a porcentagem de contribuição da fitomassa do tronco de *E. grandis* para o total acima do solo aumenta com o diâmetro e a idade da planta, variando entre 28 e 86%. A porcentagem de contribuição das folhas, galhos finos e ramos decresce com o aumento da idade e diâmetro.

No estudo dos subcompartimentos da matéria orgânica proveniente de raízes, há uma grande dificuldade em separar raízes grossas, finas, lenho e casca de raízes presentes em diferentes profundidades do solo. Os dados de concentração de nutrientes nas raízes fornecem uma pista da possível formação dessa matéria orgânica. Por exemplo, entre raízes grossas e finas, o N parece ser maior em húmus proveniente de raízes finas; entre casca e lenho, o Ca e P parecem ser maiores em cascas de raízes que no lenho e, quando se aprofunda no perfil do solo, o Ca parece decrescer em raízes mortas e vivas (HART et al., 2002).

Os teores de matéria orgânica e N-total do solo são determinantes importantes do processo de mineralização de nutrientes em solo. Quanto maior o potencial produtivo de biomassa do ecossistema, maior é o aporte de matéria orgânica do solo, conseqüentemente, maior a quantidade de N. Vários fatores exercem influência na cinética de mineralização de N, tais como, textura e estrutura do solo, temperatura, umidade, pH, grau de fertilidade do solo, interação solo-planta, etc. O déficit de N é estreitamente relacionado com o esgotamento de C facilmente mineralizável, já que a dinâmica do N está intimamente relacionada com a do C (GONÇALVES et al., 2001).

As taxas de ingresso de elementos químicos no ecossistema dependem das condições ambientais do local em investigação e da contaminação atmosférica. A passagem da água por meio da vegetação resulta geralmente em um aumento da concentração dos elementos em função da lavagem de poeiras e aerossóis das superfícies foliares e, geralmente, na passagem através do solo, ocorre adsorção de elementos químicos no complexo coloidal (FASSBENDER, 1985).

A concentração de elementos, em diferentes tipos de chuva, é apresentada, a seguir, em kg ha⁻¹, de acordo com Regina & Tarazona (2001):

Chuva incidente: $N-NH_4^+ > P-PO_4^{3-} > K^+ > Ca^{2+} > N-NO_3^- > Mg^{2+}$

Chuva através da copa: $N-NH_4^+ > N-NO_3^- = K^+ > Ca^{2+} > P-PO_4^{3-} > Mg^{2+}$

Fluxo do tronco: $Ca^{2+} > N-NH_4^+ = N-NO_3^- = K^+ > Ca^{2+} > Mg^{2+} > P-PO_4^{3-}$

Para a região de Botucatu, próxima a Itatinga (SP), Mafra (1996) observou as seguintes concentrações de nutrientes na precipitação: 1,09, 0,19, 0,37, 0,90 e 0,17 mg L⁻¹ de N, P, K, Ca e Mg, respectivamente, sendo estimada uma adição de nutrientes pela precipitação de 15,5, 2,82, 5,35, 13,0 e 2,42 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N, P, K, Ca e Mg, respectivamente. Para a maioria das florestas estudadas por Gonçalves et al. (2001), no Estado de São Paulo, a forma predominante de N mineralizado no

solo foi o N-NH_4^+ . Essa também foi a forma de N mais lixiviada e absorvida pelas plantas. A relação $\text{N-NH}_4^+:\text{N-NO}_3^-$, de modo geral, foi maior no período de inverno que nas outras estações do ano.

Taxas de mineralização de N típicas em florestas temperadas variam entre 2 e $12 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ de N. Os processos de ciclagem de nutrientes ocorrem nas fases sólida, líquida e gasosa. O aporte mais comum de N para sistemas de floresta incluem deposição seca e úmida e fixação biológica de N. Os ecossistemas de floresta podem perder N em formas de gás volátil, tais como, NO_2^- , NO e N_2O , ou em formas de N dissolvido, tais como: nitrato, amônio e compostos orgânicos, que são comumente lixiviados de ecossistemas de floresta por meio da fase aquosa (BONITO et al., 2002).

A vegetação em sítios ricos em N produzem serapilheira com altos teores de N, o que implica em rápidas taxas de decomposição da matéria orgânica do solo (MOS) e mineralização de N. Em ecossistemas pobres em N, as plantas crescem mais vagarosamente, usam N de forma mais eficiente e produzem uma serapilheira de pior qualidade (i.e. alto conteúdo de lignina e relação C:N alta). Em sítios pobres em N, não somente a decomposição é mais lenta, como também uma menor proporção do N da serapilheira é mineralizada e removida (BONITO et al., 2002).

Quando a relação C:N é baixa os organismos decompositores não são limitados pelo N, o que resulta em uma liberação líquida de N inorgânico para a solução do solo. A serapilheira com uma alta relação C:N favorece a retenção de N pelos organismos decompositores, o que reduz a disponibilidade de N no solo (BONITO et al., 2002).

Os microrganismos responsáveis pela mineralização do N são pecilotérmicos, e, dessa forma, a temperatura ambiental é o principal fator que regula sua atividade. Condições ambientais, tais como: baixa temperatura ou baixo potencial de água no solo reduzem a atividade microbiana e, portanto, reduzem as taxas de mineralização. A maioria do N disponível na camada de serapilheira é provavelmente reciclada rapidamente pelos microrganismos, enquanto o N mais recalcitrante e o N diretamente assimilado atuam como moléculas básicas para a síntese da matéria humificada no solo, da qual o N mineral é liberado (BONITO et al., 2002).

Os teores totais e disponíveis de K e Mg do solo dependem, entre outros fatores, dos atributos químicos e mineralógicos do solo. A avaliação no espaço e no tempo, das formas e frações dos nutrientes no solo, permite quantificar a reserva

de nutrientes que pode ser utilizada para o crescimento vegetal. Tal informação é fundamental no manejo nutricional de culturas de ciclo mais longos ou perenes, diante da possibilidade de formas não trocáveis de K e Mg virem a ser absorvidas ao longo dos ciclos (MELO et al., 1995).

Espécies com maior capacidade de adquirir nutrientes do solo revelam maior potencial de adaptação em ecossistemas pobres em nutrientes ou degradados pela ação antrópica. Este é um dos principais mecanismos responsáveis pela maior eficiência do uso de nutrientes de algumas espécies arbóreas (FISHER & JUO, 1994, citados por ANDRADE et al., 2000). Dessa forma, por meio da relação entre a quantidade de matéria seca e de nutrientes acumulados no folheto pode-se estimar a eficiência da ciclagem de nutrientes de tecidos senescentes para os tecidos jovens (ANDRADE et al., 2000). Valores altos dessa relação indicam eficiência na ciclagem bioquímica (Tabela 2).

Sob as mesmas condições edafoclimáticas, a velocidade de decomposição da serapilheira varia de acordo com a porcentagem de lignina, polifenóis, carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre, dentre outros componentes (ANDRADE et al., 2000). A relação entre algumas dessas substâncias tem sido usada para explicar as diferenças entre a velocidade de decomposição de materiais orgânicos.

TABELA 2 – Eficiência de uso de nutrientes estimada no material formador da serapilheira (MFS) de *Mimosa caesalpiniaefolia*, *Acacia mangium* e *Acacia holosericea*.¹

Espécie	N	P	K	Ca	Mg
	kg de matéria seca por kg de nutriente				
<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i>	48	883	363	64	226
<i>Acacia mangium</i>	62	2075	435	74	415
<i>Acacia holosericea</i>	61	1438	453	56	267

¹Fonte: Andrade et al. (2000).

Em ecossistemas florestais primários, dois mecanismos de ciclagem de nutrientes têm sido identificados. O primeiro envolve a ciclagem interna de nutrientes liberados da decomposição de serapilheira e absorvidos pelas raízes. O outro envolve uma combinação de recuperação de nutrientes minerais do subsolo e saprólitos, além da ciclagem interna (JUO & MANU, 1996).

Florestas primárias estabelecidas em solos fortemente ácidos e lixiviados, tais como os das florestas tropicais da Amazônia e Congo, dependem da ciclagem interna para atender seus requerimentos nutricionais. As perdas de nutrientes são balanceadas apenas por aportes atmosféricos e os nutrientes absorvidos pela vegetação da floresta são derivados da decomposição da serapilheira e da água superficial percolada. A camada de raízes retém grande quantidade de água e nutrientes disponíveis, e isso facilita a absorção de nutrientes pelas plantas. Nesses ecossistemas florestais, acima de 80% do N e P encontram-se na biomassa vegetal, incluindo folhas, galhos, troncos e raízes. Em contrapartida, o Ca, Mg e K estão, em sua maioria, no solo (JUO & MANU, 1996).

Em florestas decíduas de clima temperado, uma característica da ciclagem é que a absorção de nutrientes não alcança os requerimentos das plantas (incremento anual de elementos associados ao tronco e galhos de madeira mais a produção de folhagem corrente) (Tabela 3). Por exemplo, em uma floresta de New Hampshire (“Walker Branch yellow-poplar-oak”), a absorção de nitrogênio de $58,1 \text{ kg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$, é somente 66% da quantidade de N requerida pelas plantas. Deficiências têm sido encontradas na ciclagem de nutrientes dentro da biomassa arbórea. O acúmulo de nutrientes na biomassa arbórea resulta em um considerável armazenamento de nutrientes, a maioria dos quais está indisponível para a reciclagem em curto prazo. O N, P, K, Ca e Mg estão distribuídos entre a biomassa da madeira, das raízes e da folhagem da seguinte forma: 49, 35, 42, 62 e 49% estão na biomassa da madeira, 31, 51, 43, 28 e 24% estão na biomassa das raízes; e 20, 14, 15, 10 e 27% estão na folhagem, respectivamente. (SMITH, 1996).

TABELA 3 – Balanço anual de elementos de uma floresta de 30 a 80 anos de idade “Yellow-Poplar-Oak Forest”, “Oak Ridge”, Tennessee ($\text{kg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$).¹

	N	P	K	Ca	Mg
Requerimento	87,9	6,3	47,5	82,6	21,7
Absorção	58,1	3,4	40,0	87,8	12,4
Reciclagem interna	29,8	2,9	7,5	-5,2	9,3

¹Fonte: Smith (1996).

De acordo com medidas realizadas em uma floresta natural da Espanha (Sierra de Gata) por Marcos & Lancho (2002), o Ca^{+2} foi o nutriente que mais acumulou na parte aérea das árvores, sendo seu acúmulo quase o dobro da soma do acúmulo dos outros nutrientes (3,7 versus 2,0 $\text{keq ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$). Em média, o Ca^{+2} e o N totalizaram 53,2% e 32,2% de nutrientes acumulados, respectivamente. Outros nutrientes armazenados foram o K e Mg (5,8% e 3,9% do total, respectivamente). O fósforo e o enxofre alcançaram porcentagens entre 1% e 2% e Cl, Na, Mn, Fe, Zn e Cu representaram menos de 1% do total de nutrientes acumulados (MARCOS & LANCHO, 2002).

2.4. Microclima Florestal

O microclima de uma floresta caracteriza-se, primeiramente, pela modificação da luz que penetra através da cobertura das árvores. Nas áreas com árvores tipo coníferas, a luz é fortemente reduzida, mas pouco modificada qualitativamente. Já nas áreas ocupadas por árvores tipo folhosas, a luz sofre uma grande absorção seletiva que lhe dá uma tonalidade amarela-esverdeada quando as árvores estão com folhas. Numa floresta temperada, a iluminação no nível do solo, pode diminuir a 2% quando comparada a um terreno descoberto. Em florestas tropicais, a iluminação varia entre 0,1% e 1% (DAJOZ, 1978).

Conforme Jacobs (1988), a temperatura dentro das florestas tropicais pode ser de até 7 a 10°C menor que fora dela, o que pode ter uma grande importância biológica. As temperaturas do solo nos primeiros 40 cm de profundidade oscilam ao redor de 23°C durante o dia, podendo chegar a 40°C em áreas abertas, sujeitas a maiores flutuações diárias. Também o déficit de pressão de vapor dentro da floresta, apresenta valores máximos de 25% daqueles observados em áreas abertas, e a umidade relativa do ar obedece a um gradiente crescente do dossel para o piso. A limpeza e o cultivo de solos de floresta podem aumentar as taxas de decomposição de MOS por causa de um aumento geral na temperatura do solo, aeração e atividade microbiana mais intensa (LESSA et al., 1996). Altas temperaturas no solo resultam em altas taxas de respiração. A temperatura do solo, dessa forma, pode prever, razoavelmente, as taxas de respiração no solo.

O microclima florestal, diante do exposto, pode exercer forte influência sobre as taxas de ciclagem de nutrientes, velocidade de decomposição, mineralização e, por conseguinte, sobre a disponibilidade de nutrientes para as plantas, o que o

diferencia de culturas não florestais, com microclima diferenciado, como os sistemas de manejo com revolvimento e não revolvimento (Sistema plantio direto) do solo, cultivo mínimo, etc.

2.5. Ciclo e Formas de Nutrientes em Ecossistemas Florestais

Em ecossistemas florestais, grande parte dos nutrientes é alocada nas árvores. Dentre os componentes da parte aérea da árvore, o maior teor de nutrientes é encontrado nas folhas, em seguida nos ramos e o restante no lenho e tronco (VIEIRA, 1998).

Em plantios de *Eucalyptus grandis* com 2,5 anos, com densidade de plantio de 5.333 árvores ha⁻¹, Poggiani (1983) verificou que a concentração de nutrientes na biomassa era de aproximadamente 727,7 kg de nutrientes (N, P, K, Mg, Cu, Fe, Ca, Mn e Zn). Folhas e galhos representam 15,6% da biomassa total, mas concentram 46,6% dos nutrientes. O retorno ou permanência das folhas no local de plantio representa uma significativa reposição de nutrientes ao solo. Outro exemplo do retorno de elementos químicos para o solo é apresentado por Regina & Tarazona (2001) para área de pinus (Tabela 4).

Na Figura 2, é apresentado um esquema básico dos possíveis compartimentos e processos de transferência, em uma análise sistemática, dos ciclos de elementos químicos em um ecossistema florestal. As reservas orgânicas e minerais encontram-se localizadas na fitomassa da floresta, distribuídas nos troncos, folhas, ramos, raízes e, de acordo com a estrutura e aspectos ecológicos da floresta, no sub-bosque e epífitas, bem como na serapilheira e no próprio solo. A transferência de nutrientes entre os compartimentos processa-se por meio da água (chuva, escoamento de troncos, lavagem de folhas, percolação de resíduos vegetais, decomposição e liberação de nutrientes). Além disso, deve-se considerar, no esquema, a participação da zoomassa (carnívoros, herbívoros e detritívoros) e as práticas de manejo (colheita e exploração) do sistema (FASSBENDER, 1985).

O fósforo liberado pelo intemperismo de uma rocha pode ser utilizado pela vegetação por muitos anos antes de ser perdido do sítio por meio da percolação da água. O movimento de nutrientes dentro de uma floresta é chamado ciclo intra-sistema e inclui a absorção de nutrientes pelas plantas e as perdas de nutrientes devido à morte e decomposição de partes de plantas (WARING & SCHLESINGER, 1985).

TABELA 4 – Retorno de elementos químicos ($\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) para o solo por diferentes frações de serapilheira em área de pinus (“Sierra de la Demanda, Burgos e Logroño”, norte da Espanha).¹

Fração da serapilheira	N-total	P-total	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺
			$\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$		
Acículas	23,3	0,11	12,8	2,0	5,7
Galhos	8,4	0,04	5,7	0,5	1,2
Frutos	7,3	0,01	0,4	0,2	1,0
Flores	4,2	0,02	0,5	0,1	0,4
Outros	3,1	0,01	0,3	0,1	0,3
Total	46,3	0,19	19,7	2,9	8,6

¹Fonte: Regina & Tarazona (2001).

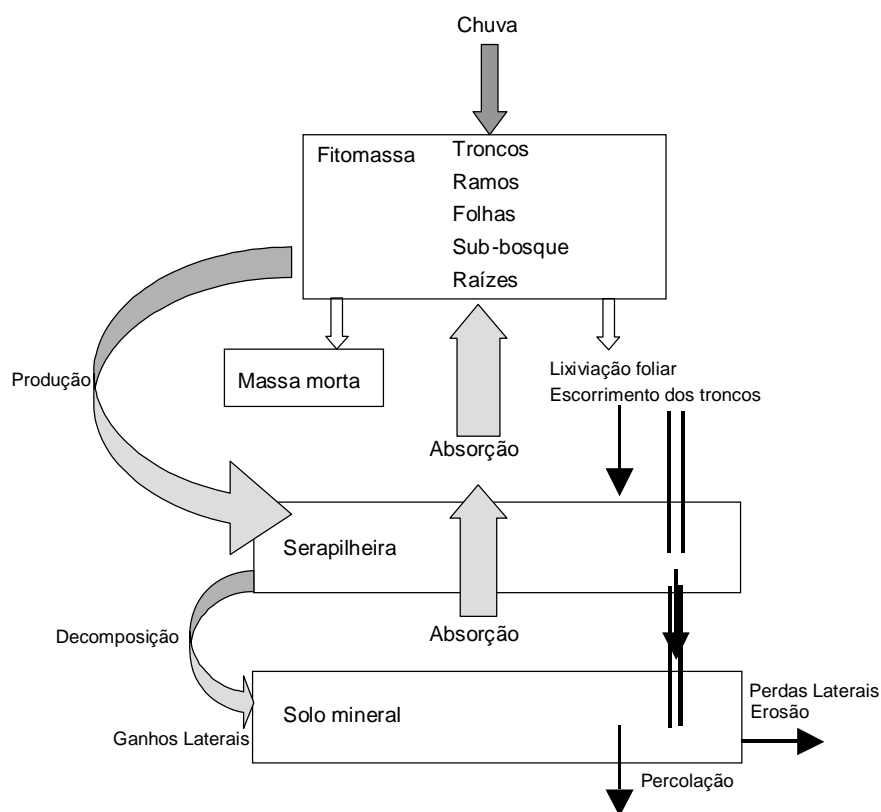


FIGURA 2 – Representação esquemática dos compartimentos: matéria orgânica e nutriente, e de suas transferências entre compartimentos, em ecossistemas florestais.

Fonte: adaptado de Fassbender (1985).

Uma floresta de eucalipto replantada, por exemplo, com crescimento lento ao longo do ciclo, e com uma demanda igualmente lenta e gradual de nutrientes, tem seu requerimento por nutrientes ajustado à mineralização dos restos do cultivo anterior. As folhas, mais ricas em nutrientes que outros tecidos da árvore (o Ca na casca é uma exceção), com relação C:N estreita, são rapidamente mineralizadas, suprimindo a grande demanda nutricional para o estabelecimento inicial da nova floresta. Os galhos finos serão decompostos a seguir, suprimindo nutrientes em uma fase posterior àquela das folhas. Finalmente, os galhos mais grossos, tronco, raízes com elevadas relações C:N, irão contribuir com um aporte adicional, quando, então, entre o terceiro e o quarto ano, intensifica-se a ciclagem biogeoquímica (REIS & BARROS, 1990).

A taxa na qual os nutrientes são liberados depende de vários fatores, como a composição química da serapilheira, a natureza estrutural do nutriente na matriz da serapilheira e a disponibilidade de fontes de nutrientes externos. A liberação de nutrientes da serapilheira depende da qualidade da serapilheira, variáveis macro e micro climáticas e atividade biótica. Os fatores climáticos que mais influenciam na decomposição da serapilheira são a temperatura e a umidade do solo.

2.5.1. Ciclo e formas do nitrogênio

Para se calcular as quantidades de nitrogênio total acumuladas nos diferentes compartimentos do ecossistema, é necessário conhecer as reservas de matéria orgânica e o correspondente conteúdo de nitrogênio.

Os processos de transferência de nitrogênio dentro do ecossistema baseiam-se na produção de resíduos e sua decomposição (mineralização e humificação), e na sua translocação através da água (FASSBENDER, 1985).

Dames et al. (2002), estudando a ciclagem de nutrientes para uma plantação de *Pinus patula*, na província de Mpumalanga, África do Sul, verificou que a maior reserva de N está no compartimento serapilheira, sendo aproximadamente 10 vezes maior do que no compartimento planta. Quarenta e oito por cento do nitrogênio presente na planta está armazenado nas folhas, desse estoque, 87% retornam para serapilheira via folheto, e os 13% restantes são translocados novamente para outras partes da planta antes da queda da folha. O conteúdo de nitrogênio dos resíduos é comparável ao conteúdo dos tecidos vivos, já que a retenção dentro da planta é bastante pequena. Assim, conhecendo as quantidades de serapilheira e o conteúdo

de nitrogênio, pode-se calcular a transferência correspondente. Essas taxas são muito variáveis, oscilando entre 28 e 240 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N. Para se determinar a taxa de transferência do nitrogênio por meio da água, é necessário, praticamente, caracterizar o ciclo hidrológico dos ecossistemas. A água da chuva que ingressa no ecossistema depende do regime pluviométrico, sendo que uma parte escorre pelas folhas (escorrimento foliar) e, outra, flui ao longo dos troncos, passando para a serapilheira. Essas variáveis podem ser medidas pelo uso de pluviômetros instalados em locais adequados para recolher a água do escorrimento, tanto das folhas, como de troncos (FASSBENDER, 1985).

A determinação do conteúdo de água no solo, e de suas trocas, especialmente a coleta de amostras da água para as análises químicas, somente são possíveis com técnicas especializadas: uso de tensiômetros, placas lisimétricas e balanço climático (FASSBENDER, 1985).

Enquanto os dados de entrada de nitrogênio pela chuva nos ecossistemas são mais ou menos freqüentes, informações sobre a quantidade de nitrogênio que é depositada no solo por escorrimento foliar e de troncos são reduzidas. Experimentos sobre perdas de nitrogênio com as águas de percolação ou freáticas também não são comuns (FASSBENDER, 1985). A mineralização de N, em cada tratamento, apresentou variação relacionada com o conteúdo de água do solo, ou seja, após a ocorrência de precipitação pluviométrica há aumento da mineralização líquida de N, geralmente seguido de imobilização líquida. Em média, a mineralização líquida foi de 4,6 kg ha⁻¹ por mês durante os meses chuvosos, mas somente de 2,5 kg ha⁻¹ por mês durante a época seca (NZILA et al., 2002).

Considerando o fato de que a maioria do N em solos florestais (>95% em alguns solos) se encontra na forma orgânica e deve ser mineralizado para estar disponível para a absorção pelas plantas, a qualidade e produtividade de solos florestais são mais relacionadas à taxa de mineralização de N que do N-total do solo (FISHER & BINKLEY, 2000, citados por CARTER et al., 2002). O aumento na mineralização de N causado por distúrbios em florestas pode levar a perda de nitrato, reduzindo a produtividade e contaminando águas subterrâneas e superficiais. Altos níveis de nitrato são freqüentemente observados na prática em solos ricos em N (CARTER et al., 2002), o que não ocorre geralmente nos solos brasileiros, já que outros fatores e práticas de manejo de florestas afetam a mineralização do N.

O fluxo de N mineral pode ser monitorado por meio de tubos de polivinil (5 x 30 cm) contendo resina de troca iônica no fundo. Esta técnica é mais apropriada para estimar tanto a mineralização, quanto o transporte de N, via água percolada (CARTER et al., 2002; MCLAUGHLIN et al., 2000).

O aumento na mineralização é devido ao incremento no fluxo de NO_3^- (CARTER et al., 2002). Essa rápida recuperação do teor de N em pelo menos 2 anos após a colheita, podendo-se chegar a adições de 70 a 100 kg ha⁻¹ ano⁻¹, é mais de 10 vezes o que se poderia esperar da deposição atmosférica e da fixação simbiótica. O aumento no N de até 1.000 kg ha⁻¹ ano⁻¹ na camada de 0 a 10 cm (no primeiro ano, neste caso) é atribuído ao acréscimo em larga escala de resíduos deixados no sítio, mortalidade de raízes e a um padrão sucessional que inclui fixadores de N. Após o segundo ano, a mineralização líquida diminui e a amonificação se iguala ou excede a nitrificação (CARTER et al., 2002).

Para a avaliação da mineralização de N, Thirukkumaran & Parkinson (2002) utilizaram saquinhos contendo porções de 100 g de solo superficial selados e enterrados no mesmo local da coleta, deixados por seis semanas e, após isso, foram analisados tanto para N- NO_3^- e N- NH_4^+ , quanto para PO_4^{3-} .

A mineralização de N e a nitrificação são processos-chave que afetam concentrações de N inorgânico disponível para a absorção de plantas e microrganismos, o transporte para a água superficial e subterrânea ou perdas gasosas (OWEN et al., 2002).

Owen et al. (2002), estudando o comportamento temporal da mineralização e nitrificação líquida no período de um ano, em uma floresta tropical de Taiwan, pelo uso de invólucros enterrados no solo, encontraram valores de taxa de mineralização variando entre 0,02 e 0,28 mg kg⁻¹ de N por dia. A mineralização foi geralmente menor no verão. O modelo temporal para a taxa de nitrificação líquida mostrou uma tendência similar, já que foi verificada menor taxa no período do verão. A taxa de nitrificação líquida se situou entre 0,02 e 0,26 mg kg⁻¹ por dia.

2.5.2. Ciclo do fósforo

Na maior parte dos ecossistemas pesquisados, existe uma distribuição adequada de fósforo entre o solo e o bosque, representando, geralmente, as reservas na vegetação de 20 a 50% da reserva total de P do solo. A taxa de deposição deste elemento através da água de chuva é muito pequena, menor que 1 kg ha⁻¹ ano⁻¹

(FASSBENDER, 1985). Na Figura 3, apresenta-se um esquema geral do ciclo do fósforo no ecossistema de floresta. As taxas de transferência de P com os resíduos vegetais oscilam entre 2 e 14 kg ha⁻¹ ano⁻¹. Comparando esses valores com os de outros elementos, constata-se que o fósforo apresenta uma mobilidade bastante pequena na natureza (FASSBENDER, 1985).

O caráter drenado de P, que é a capacidade do solo reter o P em ligações de energia muito alta, portanto, em formas pouco disponíveis às plantas, é elevado em muitos solos brasileiros. Numa floresta tropical, com 54,4 kg ha⁻¹ de P imobilizados em sua biomassa e queda de folheto e precipitação de 17 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de P, (CLEVELÁRIO, 1996, citado por NOVAIS et al., 1999), sobre um solo com um poder de fixar cerca de 4.000 kg ha⁻¹ de P, o equilíbrio de P no sistema se mantém, graças ao P inorgânico e orgânico lábeis, e ao P retido na biomassa, que estão em formas mais facilmente disponíveis para a absorção pelas plantas.

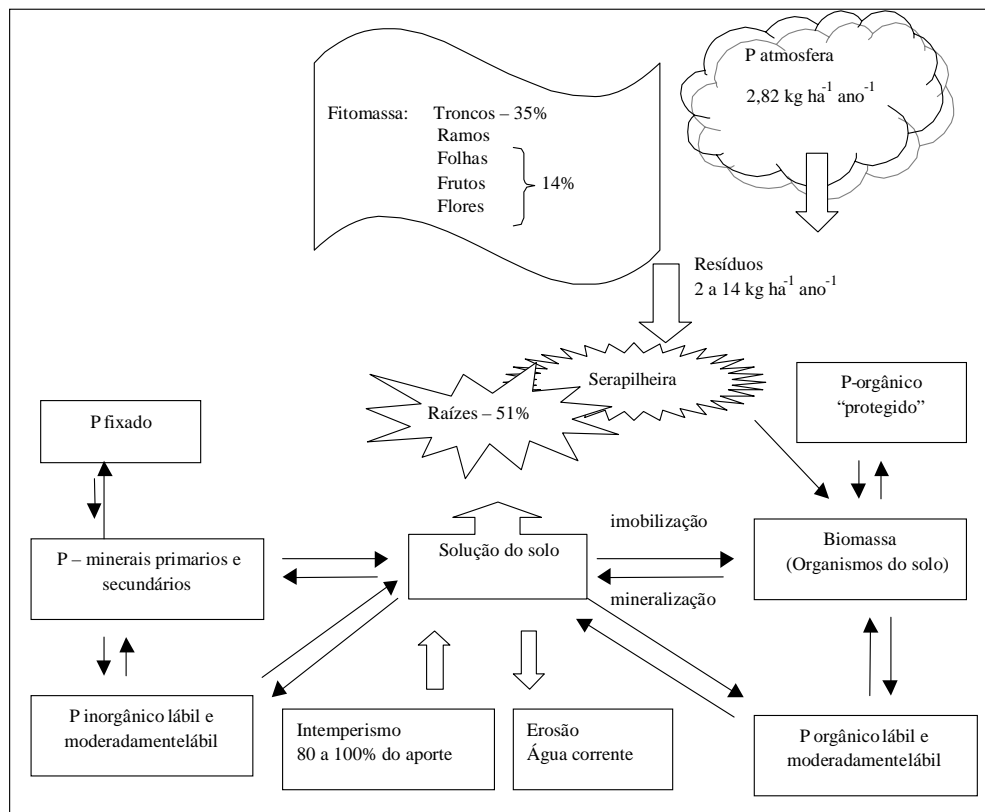


FIGURA 3 – Representação esquemática do ciclo do fósforo em um ecossistema florestal tropical. Fonte: adaptado de Fassbender (1985).

A floresta, um dreno pequeno, com aquisição lenta de P (anos) para sua formação, contrasta com o solo, um dreno muito grande, cerca de duzentas vezes maior que o primeiro. Na natureza, ocorre uma perda gradual do P da biomassa para o solo. Assim, o solo não é apenas um meio físico de sustentação da floresta, mas, também, representa um dreno para o P que entrar em contato com sua fase mineral (NOVAIS et al., 1999). Ao que parece, não deve haver contato do P que está no ciclo orgânico com a fase mineral desses solos. A planta absorveria o P diretamente do que mineralizasse do substrato orgânico (serapilheira), ou da fase orgânica por intermédio da hidrólise enzimática proporcionada pelas fosfatases, sem dar chances ao substrato mineral do solo de se envolver no equilíbrio atualmente existente (NOVAIS et al., 1999). Tudo isso gera uma forte argumentação contra a queima de resíduos em áreas de exploração florestal. Praticar a queima ou o manejo intensivo do solo, de modo a acelerar a mineralização da matéria orgânica (uma fonte de P de liberação lenta) em solos mais argilosos, favorece o grande dreno de P do solo. Portanto, quando o solo ainda é fonte, em condições de menor intemperismo, a queima será menos danosa. O P liberado pela cinza será, preferencialmente, consumido pelo dreno-solo, dada sua supremacia sobre o dreno-planta (NOVAIS et al., 1999). A queima de restos culturais, ou o cultivo com intensa exposição do solo à mineralização, proporcionam perdas de fósforo orgânico, bem como o predomínio de formas mais recalcitrantes, menos lábeis. Isso diminui a participação do P-orgânico como fonte de P para as plantas, ficando a função de suprir P às plantas, restrita a uma fase mineral com características crescentes de P-dreno. Assim, o sistema anteriormente otimizado pelo P-orgânico, torna-se cada vez mais dependente do suprimento de fertilizantes (NOVAIS et al., 1999).

A perda de produtividade em áreas agrícolas recém abertas, onde antes havia floresta, submetidas a cultivo itinerante, tem como causa maior a mineralização do P-orgânico e a subsequente transformação do P-inorgânico em formas não lábeis. Entre 50 e 60% de N e P, e 80 e 90% de Ca, Mg e K, da biomassa sob o solo recém desmatado, são liberados e disponibilizados pela decomposição de raízes finas remanescentes da floresta durante o primeiro ano de cultivo. A contribuição das raízes finas, por meio da mineralização, para a disponibilidade de P, para as novas culturas implantadas na área, não parece ser pequena (LESSA et al., 1996). Entretanto, este P disponibilizado representa uma diminuição na disponibilidade de P para as plantas, já que esse nutriente, em maior proporção, seria transformado em

formas de P fixado e não em P orgânico. Dessa forma, os cultivos subseqüentes seriam dependentes de adubação, já que a baixa disponibilidade de P em solo restringe de modo marcante a produtividade das diferentes culturas.

2.6. O Cerrado e a Ciclagem de Nutrientes

O Cerrado é o segundo maior bioma do País em área, apenas superado pela Floresta Amazônica, e está localizado no Planalto Central do Brasil (GOMES, 2002). Cerca de 200 milhões de hectares são cobertos por cerrado, o que representa 22% da área total do Brasil (KER et al., 1992). Nas regiões tropicais, as savanas ocupam 18 milhões de km² (RIZZINI & COIMBRA FILHO, 1988).

O cerrado engloba regiões físico-climáticas bastante heterogêneas, sendo que a maior parte da região se enquadra no tipo climático Aw da classificação de Köppen. Na maior parte das áreas de cerrado, 80% das chuvas se concentram na estação chuvosa, de novembro a março, ocorrendo no resto do ano um período pronunciado de seca (KER et al., 1992).

A principal classe de solo da região do cerrado é o Latossolo, ocupando uma área de 933.870 km², que corresponde a 46% da área total. Devido à baixa atividade da fase mineral e condições químicas restritivas, desses solos, a matéria orgânica do solo desempenha função primordial em todos os processos edáficos, da agregação ao suprimento de nutrientes às plantas (LARDY et al., 2002; ZINN et al., 2002). A forma lábil da matéria orgânica (serapilheira e detritos) inicialmente é fonte de energia, carbono e nutrientes minerais para a fauna e microbiota do solo, e pode conter a maior parte da reserva de nutrientes disponíveis para as plantas. Adicionalmente, os produtos da decomposição, tanto os em estágio intermediário (açúcares, polissacarídeos, aminoaçúcares, etc.) quanto os em estágio avançado (substâncias húmicas) de decomposição, desempenham funções decisivas nos fenômenos de agregação, de tamponamento químico e nos fenômenos de adsorção e troca de íons do solo. Entretanto, uma das maiores dificuldades em regiões tropicais, inclusive no cerrado, é a manutenção do conteúdo de carbono orgânico, o que compromete o uso sustentável das terras (ZINN et al., 2002).

Em ambiente de cerrado, onde, de maneira geral, os solos são ácidos, com elevada saturação por alumínio e baixa reserva de nutrientes (QUEIROZ NETO, 1982), o retorno desses por meio da serapilheira, decomposta por microrganismos do solo que liberam os nutrientes a taxas que os tornam passíveis de serem

reaproveitados pelas espécies florestais, sem riscos de serem perdidos por lixiviação e/ou erosão, assume um importante papel (MELO et al., 1993).

A conservação da matéria orgânica é um dos aspectos mais importantes na manutenção da capacidade produtiva dos solos, especialmente em regiões de cerrado. Entre os principais benefícios da manutenção da matéria orgânica estão a maior disponibilidade de nutrientes e a melhoria das propriedades físicas e biológicas do solo (PEREIRA & PERES, 1985).

O padrão anual de produção de serapilheira no cerrado é bastante diversificado, sendo comum locais onde ocorre produção de material durante todo o ano, alternando períodos de maior ou menor intensidade, devido a fatores ambientais e genéticos (VIEIRA, 1998). O material de origem que forma a serapilheira é uma mistura de diversas partes da estrutura das plantas que vão se acumulando sobre o solo, normalmente com maior intensidade durante o outono ou durante os períodos mais secos.

As regiões de cerrado estudadas têm apresentado uma menor quantidade de serapilheira produzida, quando comparada com florestas de eucalipto. Isso talvez se deva ao fato de que algumas florestas implantadas são adubadas, adicionando, portanto ao ambiente uma quantidade de nutrientes suplementar. Outra questão a ser considerada é que as espécies utilizadas em florestas implantadas já foram amplamente selecionadas para melhor responder, em termos de produtividade, aos recursos que o ambiente oferece, além de serem bastante eficientes na utilização dos nutrientes (VIEIRA, 1998).

A adoção de rotações por um período maior de tempo permite a adição de nutrientes pela precipitação atmosférica em intervalos de tempo maiores, suficiente para suprir os nutrientes anualmente acumulados no lenho do tronco. Esta técnica de manejo poderia representar uma alternativa para minimizar o impacto ambiental das plantações florestais (POGGIANI & SCHUMACHER, 1997).

Uma maneira de se minimizar o impacto causado pelas plantações homogêneas sobre a fertilidade do solo na região de cerrado seria por meio da adoção de práticas de manejo que permitam uma utilização mais eficiente de nutrientes presentes no solo. Dentre elas, pode-se citar: o uso de espécies melhoradas, mais eficientes no uso dos nutrientes e adaptadas para cada área; a aplicação de fertilizantes nas fases iniciais de crescimento; desbastes periódicos dos ramos que não apresentam valor comercial, diminuindo a quantidade de nutrientes imobilizada na vegetação; a

manutenção de todo material vegetal sobre o solo; adoção de rotações mais longas, que permitam um maior equilíbrio entre a quantidade de nutrientes que entram no sistema pela precipitação e a quantidade que será exportada pela colheita (VIEIRA, 1998).

2.7. Métodos de Avaliação de Ciclagem de Nutrientes em Florestas

O balanço entre a entrada e saída de nutrientes de um ecossistema é estimado por meio da quantificação dos processos que ocorrem no ciclo geoquímico. Esse ciclo caracteriza-se pelas trocas de elementos minerais entre um determinado ecossistema e seus componentes externos. Para se entender os processos de ciclagem biogeoquímica, além de conhecer os processos de entrada e saída de nutrientes no ecossistema, é preciso compreender as transformações internas que ocorrem em cada processo (GUEDES, 2000).

A ciclagem geoquímica de nutrientes pode ser calculada por meio da diferença entre a entrada de nutrientes via precipitação e da saída via deflúvio (OKI, 2002). A densidade do fluxo de nutrientes na precipitação é obtida pela multiplicação da concentração média mensal de nutrientes na água da chuva pelo volume mensal da precipitação. Para o cálculo da densidade de fluxo de nutrientes no deflúvio, é utilizado o mesmo procedimento.

A quantificação do aporte de nutrientes ao solo por meio da precipitação atmosférica, ou seja, pela medição da água que passa pelas folhas e que escorre pelo tronco, é realizada por coletores (15 cm de diâmetro) de chuva (DÜNISCH et al., 2002).

A lixiviação de K, Mg e P do solo deve ser quantificada pelo balanço de água e análises químicas do solo de diferentes compartimentos e camadas de solo. O conteúdo de água desses compartimentos pode ser analisado pelo uso de tensiômetros (DÜNISCH et al., 2002).

Câmara (1999), a fim de estudar a ciclagem biogeoquímica de nutrientes, determinou a biomassa arbórea, utilizando equações de regressão e correlacionando DAP (diâmetro a altura do peito) com peso do tronco, peso dos ramos e peso das folhas. Para elaboração das equações, foram derrubadas 36 árvores, e pesados, separadamente, os troncos, as folhas, os ramos e os galhos. De cada um desses componentes, foram retiradas amostras para análise química e determinadas as concentrações de nitrogênio (método de Kjeldahl), fósforo (medido em

fotocolorímetro, utilizando o método do vanadato-molibdato de amônio), potássio, cálcio e magnésio (os três últimos elementos determinados por espectrofotometria de absorção atômica, utilizando metodologia descrita por Sarruge & Haag, 1974). O estoque de nutrientes na biomassa foi estimado multiplicando-se o teor de nutrientes de cada compartimento pela sua biomassa.

A ciclagem de nutrientes em talhões de eucalipto foi estudada por Schumacher (1992). Esse autor estimou a fitomassa arbórea e o teor de nutrientes da área do estudo. Para caracterizar as variações da população existente, no que diz respeito a DAP e altura total, o autor elaborou um inventário, que auxiliou na avaliação da distribuição das árvores por diâmetros, em função de 5 classes. Para cada classe determinou-se a massa e a concentração de nutrientes por compartimento (folhas, ramos, casca e lenho).

Para caracterizar o processo de ciclagem em um povoamento de eucalipto, Guedes (2000) coletou amostras de folhas das copas, do folheto produzido (depositado e acumulado) e da biomassa epígea do sub-bosque. Cunha (1997) e Guedes (2000), utilizando os dados do folheto depositado e acumulado calcularam a taxa de decomposição instantânea (K), definida por Olson (1963) como sendo:

$K = LX_{ss}^{-1}$, em que: L é a quantidade do folheto produzida por ano (kg ha^{-1}) e X_{ss} é a média de quatro amostras do folheto acumulado sobre o solo em diferentes épocas do ano (GUEDES, 2000).

A partir da equação acima foram calculados o tempo médio de renovação ($T = 1K^{-1}$) e o período de meia vida de uma determinada quantidade de folheto, assumindo que o modelo para uma fração constante de perda de peso é expresso por uma função exponencial negativa [$t_{0,5} = (-\ln 0,5) K^{-1}$].

Gama-Rodrigues (1997), trabalhando com espécies florestais em povoamentos puros e mistos, estudou a ciclagem de nutrientes, acompanhando os seguintes parâmetros: altura e diâmetro de árvores, fitomassa (quantificação de folhas, galhos, casca e lenho), produção de folheto, serapilheira acumulada e características químicas e físicas do solo (nas profundidades de 0 a 5 e 5 a 10 cm).

Nas análises químicas da serapilheira acumulada e do solo, Gama-Rodrigues (1997) determinou os teores de K, P, Ca e Mg, N e C e ainda, o potencial de lixiviação de nutrientes, usando uma sub-amostra submetida à infusão, na qual foi determinado o pH e os teores dos mesmos elementos anteriormente analisados. Foi utilizado como referência o solo de uma floresta Ombrófila Densa Secundária, em estado clímax.

A taxa de decaimento da serapilheira ou tempo de renovação dessa camada (“turnover”) tem sido avaliada mediante o valor k , que relaciona a quantidade de material que cai do dossel (litterfall) com a quantidade depositada sobre o solo (serapilheira). Algumas críticas têm sido feitas ao uso indiscriminado deste índice em ecossistemas que ainda não atingiram um equilíbrio entre o material que cai e o material que é decomposto. Em ecossistemas florestais tropicais, os valores de k , em geral, são maiores do que 1, sugerindo que o “turnover” desse material ocorre em um ano ou menos, enquanto que em florestas de clima temperado, os valores de k são normalmente menores que 1, podendo chegar a valores abaixo de 0,1, para florestas de coníferas, indicando que o tempo de renovação dessa serapilheira se estende por anos (CORREIA & ANDRADE, 1999).

O material que cai do dossel, folheto, pode ser avaliado por meio de caixas coletoras, normalmente de 1 m², profundidade de 0,15 m e fundo com tela de malha de 1 mm para permitir a drenagem (CUNHA, 1997; GAMA-RODRIGUES, 1997; SCHUMACHER, 1992). Essas caixas têm sido colocadas entre 0,1 e 0,5 m de altura da superfície do solo e entre as árvores. O material depositado é recolhido dentro de um intervalo de tempo definido (por exemplo, 15 dias) e separado de acordo com as frações: folhas, estruturas reprodutivas (flores, sementes e frutos), galhos < 2 cm de diâmetro e refugo (fragmentos < 2 mm de diâmetro).

A serapilheira acumulada (material depositado sobre o solo) é coletada utilizando-se quadrados de madeira de 0,25 m² (CUNHA, 1997; GAMA-RODRIGUES, 1997; SCHUMACHER, 1992), que servem para demarcar as parcelas durante o recolhimento do material. As amostras são recolhidas e embaladas em sacos plásticos, para serem encaminhadas ao laboratório.

Thirukkumaran & Parkinson (2002) avaliaram a decomposição da serapilheira de *Pinus* (acículas) simplesmente enchendo sacos plásticos do material e deixando no local por 366, 475, 737 e 832 dias. O material foi pesado para se determinar a massa remanescente, sendo analisados por digestão, com o uso de ácido sulfúrico e peróxido de hidrogênio, os teores de N e P por colorimetria.

Alguns autores determinam, também, o microclima do ambiente, devido a sua influencia sobre a taxa de ciclagem de nutrientes. Schumacher (1992) determinou o microclima de uma área de estudo utilizando luxímetro; as leituras foram realizadas a pleno sol e no interior da floresta. De posse das leituras externas, representando a luz que chega sobre a floresta, e das leituras internas, calculou o índice de

luminosidade relativa (ILR), obtido a partir da expressão: $ILR = \frac{LID}{LAD} * 100$, em que LID é a luz no interior do dossel e LAD é a luz acima do dossel.

Estimativas da biomassa microbiana têm sido usadas para avaliar o processo de ciclagem de nutrientes. Para mensurações gerais da biomassa microbiana, existem diversos métodos, contudo, para avaliar a sua função na ciclagem de nutrientes, é essencial uma medida direta da quantidade de carbono e nutrientes imobilizados pelos microrganismos. Até a década de noventa, os trabalhos sobre biomassa microbiana tratavam, principalmente, de ajustes metodológicos. Atualmente, as metodologias disponíveis têm sido utilizadas para a determinação do C, N, P e S microbiano dos solos em ecossistemas agrícolas, pastagens e florestas. Mais recentemente, tem sido possível a quantificação da biomassa microbiana da serapilheira em ecossistemas florestais e em sistemas agrícolas (GAMA-RODRIGUES, 1999).

Segundo Gama-Rodrigues (1999), os métodos mais utilizados para a quantificação da biomassa microbiana do solo são: observação direta, fumigação incubação; taxa de respiração em resposta à adição de glicose; índice de ATP; irradiação e extração. A confiabilidade desses métodos tem sido questionada, sendo mais conveniente e seguro a utilização de mais de um método para estudos da biomassa microbiana.

Para se estimar as taxas de mineralização, absorção e lixiviação de N, vários métodos têm sido propostos em campo e em laboratório. Dentre os métodos de campo, a incubação seqüencial de colunas de solo pouco perturbadas tem sido indicada como um método mais adequado, seja por causar menor distúrbio no solo, seja por ser bastante sensível às variações ambientais (WHYNOT & WEETMAN, 1991, citados por GONÇALVES et al., 2001). Dentre os métodos de laboratório, as incubações aeróbias (método de Stanford & Smith) e anaeróbias (método de WARING & BREMNER, 1964) de amostras de solo têm sido promissoras, permitindo a obtenção de índices de N mineralizado, de N potencialmente mineralizável e de taxas de mineralização de N e C, que se correlacionam com as quantidades de N absorvidas pelas plantas (LEMOS et al., 1988, citados por GONÇALVES et al., 2001).

3. CICLAGEM DE NUTRIENTES NO ECOSISTEMA PASTAGEM

Os nutrientes, essenciais para o crescimento das plantas e animais, circulam também pelo sistema solo e atmosfera. Esta seqüência de transferências, por meio de uma série de compartimentos, representa, de forma simples, a reciclagem de

nutrientes (SPAIN & SALINAS, 1985). A forma mais simples adotada para representar esses ciclos em pastagens (Figura 4) tem sido a adoção de três compartimentos fundamentais: o solo, a planta e o animal (MONTEIRO & WERNER, 1989; SPAIN & SALINAS, 1985). Na realidade, a ciclagem de um dado nutriente na pastagem é policíclica, pois esse elemento pode estar envolvido em ciclos dentro de um mesmo compartimento (por exemplo, solo), antes de ser transferido para outro compartimento (por exemplo, planta) (MONTEIRO & WERNER, 1989).

O compartimento planta consiste dos nutrientes contidos em diferentes partes (aérea ou subterrânea) das plantas forrageiras (SPAIN & SALINAS, 1985). Essas plantas obtêm seus nutrientes preferencialmente pela absorção radicular, a partir da solução do solo e por meio dos processos de interceptação radicular, fluxo de massa e difusão (BARBER, 1984).

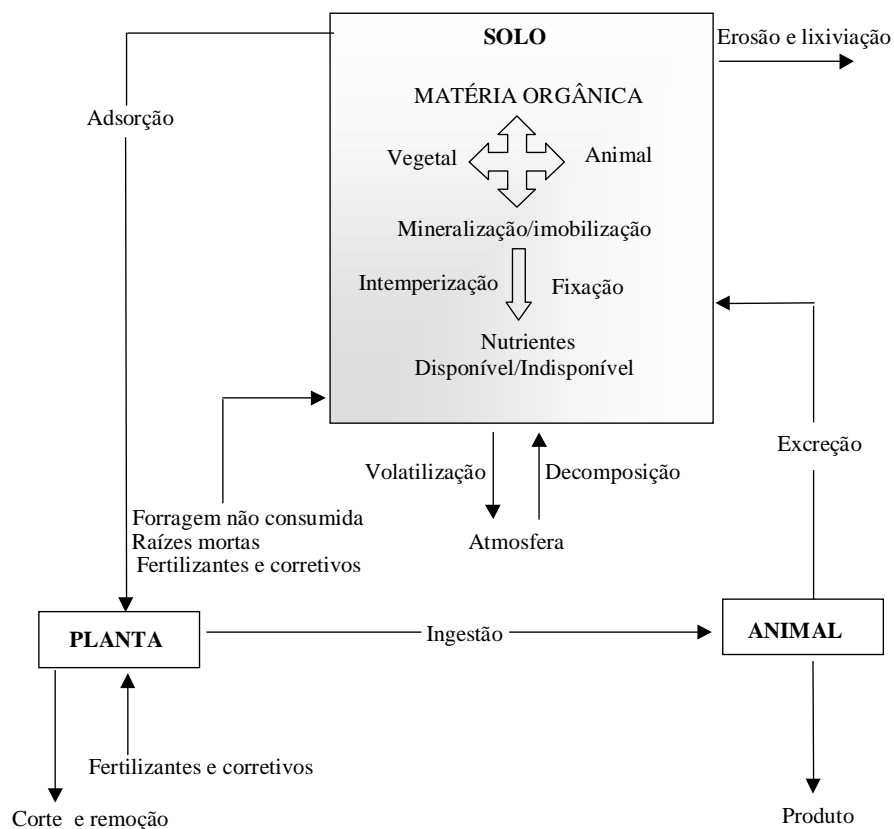


FIGURA 4– Esquema simplificado para ciclagem de nutrientes num ecossistema de pastagem. Fonte: adaptado de Monteiro & Werner (1989) e Wilkinson & Lowrey (1973).

O compartimento solo constitui o reservatório de nutrientes do sistema, nas formas mineral e orgânica, e inclui os nutrientes disponíveis e não disponíveis às plantas e os resíduos orgânicos (TISDALE, 1993). O compartimento animal é o que exerce grande influência na distribuição e reciclagem de nutrientes. O animal é uma carga circulante sobre o solo, e consome a produção primária de biomassa, com determinada eficiência de utilização e retorna uma massa de resíduos distribuída de modo não uniforme no terreno (MONTEIRO & WERNER, 1989).

3.1 Compartimentos de Nutrientes no Ecossistema Pastagem

3.1.1. Planta

Nas pastagens, os nutrientes permanecem, uma pequena parte do tempo, no compartimento planta, e a quantidade de folheto acumulado no solo é pequena, não existindo, praticamente, o horizonte orgânico como nos ecossistemas florestais. As folhas velhas, estolhos e resíduos animais (fezes e urina) ao serem depositados no solo, sofrem a ação da fauna do solo e dos microrganismos, sendo rápido o processo de decomposição dos resíduos adicionados (TEIXEIRA et al., 1996).

A decomposição dos resíduos vegetais é uma importante via de reciclagem de nutrientes em pastagem, portanto, um manejo da forrageira que mantenha boa cobertura de solo irá resultar em melhorias nas características físicas, químicas e biológicas do solo (SCHUNKE, 1998).

Schunke (1998) avaliou a qualidade, a velocidade de decomposição e a cinética de liberação de nutrientes da serapilheira produzida por quatro cultivares de *Panicum maximum* adubadas com três níveis de nitrogênio (0, 80 e 160 kg ha⁻¹) e dois níveis de fósforo (0 e 200 kg ha⁻¹ de P₂O₅), em solo Podzólico Vermelho-Amarelo do Cerrado. A serapilheira dos cultivares Aruana e Vencedor apresentaram taxas de decomposição mais altas e liberaram maiores quantidades de N, P, S e Mg, que se mostraram proporcionais à concentração de N e P dos tecidos e à relação C:N dos resíduos. Segundo Schunke (1998), a adubação com P e N aumentou as concentrações desses elementos na serapilheira, estimulando a decomposição e a liberação de nutrientes.

A seleção de forrageiras com boa qualidade nutricional tem importância na ciclagem de elementos em pastagens baseadas em gramíneas. Nessas, esta qualidade está relacionada à altura das plantas, sendo que plantas de porte alto tendem a diluir

o N absorvido em compostos estruturais e, conseqüentemente, apresentam baixa concentração do elemento em seus tecidos (SCHUNKE, 2000). As cultivares de *Panicum maximum*, Tobiata e Tanzânia, que são de porte alto, têm concentração de N em seus tecidos menor do que as cultivares Vencedor e Aruana que são de porte baixo (SCHUNKE, 1998). Como conseqüência, os restos de palha depositados sobre o solo, mostram um padrão diferenciado de imobilização do N em seus tecidos durante a decomposição.

O retorno dos nutrientes da planta para o solo, e a subsequente reciclagem via absorção pela planta, podem ser manipulados pela escolha de cultivares de plantas que apresentem maior ou menor velocidade de decomposição de serapilheira, e, via manejo, isto é, em relação ao tempo e à qualidade de serapilheira retornada, de tal forma que permita um grau de sincronia entre o suprimento de nutrientes pelo solo e a exigência nutricional da planta (SCHUNKE, 2000). Assim, para se manejar os restos vegetais torna-se necessário o conhecimento das características de decomposição e de liberação de nutrientes pelas forrageiras tropicais.

São muitos os fatores que influenciam a decomposição da serapilheira, incluindo a temperatura e umidade (FERREIRA et al., 1997; SENTHILKUMAR et al., 1992), natureza dos organismos decompositores (HENROT & BRUSSAARD, 1997; SENTHILKUMAR et al., 1992), e a qualidade da serapilheira (THOMAS, 1992). Segundo Constantinides & Fownes (1994), a concentração de carbono e nitrogênio, a relação C:N, o conteúdo de lignina, a relação lignina:N, o conteúdo de polifenóis, e a relação polifenóis: N, exercem influência na decomposição dos resíduos. As concentrações iniciais de N, Ca, Mg, K, P e S, também, podem interferir nesse processo de mineralização dos resíduos vegetais (CHAPMAN et al., 2000).

Os nutrientes podem ser liberados da serapilheira tanto via água percolada quanto por mineralização (ANDRADE et al., 2000). A liberação de nutrientes que não fazem parte das ligações estruturais da serapilheira é rápida. Elementos relativamente pouco disponíveis à demanda microbiológica serão liberados a uma taxa menor do que a perda de massa, ou até acumulados na serapilheira durante os primeiros estágios da decomposição (SCHUNKE, 1998).

As bases são liberadas da serapilheira mais rapidamente do que o N, P e S, especialmente aquelas que não fazem parte da estrutura da planta como o K, que são removidas sem que seja necessário haver decomposição da serapilheira

(TRIPATHI & SINGH, 1992). O K é um cátion que se movimenta livremente no fluído das células, atuando na síntese dos aminoácidos e das proteínas. Quando a membrana se desintegra, o potássio é facilmente separado do material orgânico (BULDEMAN, 1988). Schunke (1998) verificou que, para cultivares de *Panicum maximum*, 98,5% do K foi liberado em 28 dias após a deposição da serapilheira no solo.

3.1.2. Animal

O compartimento animal inclui os nutrientes minerais contidos no corpo dos animais. No ecossistema da pastagem, esses nutrientes são, em maior parte, provenientes das plantas forrageiras, embora a contribuição pela ingestão de terra não deva ser ignorada (MONTEIRO & WERNER, 1989).

A absorção de nutrientes pelos animais varia de elemento para elemento, e é função da espécie forrageira ingerida, da maturidade da forrageira, do estado fisiológico do animal, da raça do animal, do nível de ingestão do nutriente, da ingestão de terra e da presença de parasitas no trato digestivo do animal (MONTEIRO & WERNER, 1989).

A taxa de utilização de nutrientes em áreas tropicais sob pastejo de ruminantes é usualmente da ordem de 10% a 40% (THOMAS, 1992). Sob essas condições, o retorno de nutrientes da planta para o solo via serapilheira é usualmente maior do que via excrementos (THOMAS, 1992). Segundo Smit & Kooijman (2001), a deposição da urina e excrementos possui somente efeito local.

O animal, por meio do esterco e da urina, restitui enxofre ao solo, do mesmo modo que outros nutrientes, sendo que a maior proporção se dá por meio da urina. É importante o contato das fezes com o solo e a mistura de ambos, para que haja uma maior disponibilidade de enxofre (SPAIN & SALINAS, 1985).

A urina e as fezes do gado, em engorda ou em terminação, concentram cerca de 90% a 95% de todo o nitrogênio consumido pelo animal (BODDEY et al., 2000). O nitrogênio está na forma de compostos solúveis, principalmente uréia, e pode ser rapidamente transformado no gás amônia ou perdido por lixiviação. As fezes têm uma parte desse nitrogênio também sujeita a perdas. Os estudos realizados na Embrapa Agrobiologia mostram que as perdas podem estar entre 34% e 80% do total do N depositado na urina, sendo maior na ausência de cobertura vegetal (FERREIRA et al., 1997).

O nitrogênio que passa a fazer parte da carne do gado, na forma de proteínas, também pode ser considerado perdido do sistema solo-planta quando o gado é retirado do pasto para o abate, mas, raramente, esta exportação de nitrogênio excede $10 \text{ kg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ (BODDEY et al., 2000).

Boddey et al. (2000) citam trabalho na CEPLAC da Bahia, no qual foi quantificada a reciclagem de N em pastagem de *Brachiaria humidicola* consorciada com a leguminosa forrageira *Desmodium ovalifolium* sob pastejo contínuo de gado a três taxas de lotação (2, 3 e 4 cabeças ha^{-1}), sendo que as áreas foram adubadas anualmente com P e K, em quantidades que mantiveram a pastagem produtiva. Os autores observaram que, em pastagem de *B. humidicola* em monocultura, o aumento da taxa de lotação de 2 para 4 cabeças provocou uma queda na quantidade de N reciclado na serapilheira de 170 a 105 $\text{kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$, e um aumento de N depositado na pastagem na forma de excreções de 86 a 149 $\text{kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$. Considerando que 50% do N da urina e 10% do N das fezes foram perdidos do sistema, então o aumento da taxa de lotação de 2 para 4 cabeça ha^{-1} quase dobrou a perda de N do sistema de 35 para 60 $\text{kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$. Os autores utilizaram os dados para confecção de um modelo simples do ciclo de N nas pastagens, conforme mostrado na Tabela 5, para taxas de lotação de 2 e 4 animais ha^{-1} , respectivamente.

Nos estudos conduzidos na Embrapa Agrobiologia-CEPLAC, também, foram avaliados os efeitos da introdução de uma leguminosa forrageira no balanço total de N no sistema (Tabela 5). O ingresso de N por fixação biológica de nitrogênio (FBN) foi da ordem de 84 e 56 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ nas taxas de lotação 2 e 4 animais ha^{-1} , respectivamente. A presença de leguminosa proporcionou um aumento nas quantidades de N consumidas pelo gado de 94 para 103 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$, na taxa de lotação de 2 animais ha^{-1} , e de 158 para 226 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$, para 4 animais ha^{-1} (BODDEY et al., 2000). Os altos teores de tanino presentes na leguminosa *D. ovalifolium* prejudicaram o aproveitamento pelo gado dos maiores níveis de proteínas e então maior parte do N ingerido foi excretado nas fezes e urina (AYARZA et al., 1997).

TABELA 5 – Ciclagem de N ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) em uma pastagem de *B. humidicola* com e sem consórcio com *Desmodium ovalifolium* em duas taxas de lotação. Dados da equipe Embrapa Agrobiologia/CEPLAC.

Parâmetros	Sem FBN*		Com FBN	
	2 cab. ha^{-1}	4 cab. ha^{-1}	2 cab. ha^{-1}	4 cab. ha^{-1}
	$\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$			
Biomassa vegetal	30–60	30–60	30–60	30–60
Assimilação pela planta	264	263	344	319
Deposição na liteira	170	105	325	149
Consumo animal	94	158	103	226
Exportação produto animal	7	9	7	11
Perda de N-urina	25	45	28	65
Perda de N fezes	4	6	4	9
Fezes e urinas recicladas	58	98	64	141
Mudança global	-36	-60	+45	-29

*Fixação biológica de nitrogênio

Fonte: Boddey et al. (2000).

A dinâmica dos nutrientes em pastagem de *Brachiaria humidicola*, em Latossolo Amarelo de textura muito argilosa, na região de Manaus, AM foi estudada por Teixeira (1987), citado por Teixeira et al. (1996). As quantidades de P, K, Ca e Mg exportados por bovinos em pastejo, supridos com sal mineral no cocho, foram da ordem de 31,53% do P, 0,86% do K, 20,67% do Ca e 1,45% do Mg do somatório dos nutrientes consumidos na gramínea e no sal mineral. Neste trabalho, foi constatado que, dos $80,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de nutrientes consumidos pelo animal, $74,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ retornaram ao solo sob pastagem e apenas $7,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ foram exportados em forma de carne (ganho de 256 kg de peso vivo $\text{ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$).

3.1.3 Solo

Os nutrientes disponíveis envolvem os elementos presentes na solução do solo, como os íons NO_3^- , NH_4^+ , H_2PO_4^- , K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2} , Fe^{+2} , Fe^{+3} , Mn^{+2} , Cu^{+2} , Zn^{+2} e MoO_4^{-2} e aqueles na forma lábil no solo (MALAVOLTA, 1980). Os não disponíveis compreendem as formas imobilizadas na fração orgânica do solo (N e S), as fixadas ou retidas nos minerais do solo, como: amônio, fosfato, sulfato e potássio e as formas presentes nos minerais primários e secundários do solo, como: K nos feldspatos e micas e fosfato nas apatitas (TISDALE, 1993).

Segundo He et al. (1997), mudanças sazonais na biomassa microbiana do solo estão diretamente envolvidas na taxa de ciclagem de nutrientes presentes na MOS e na ciclagem de nutrientes no solo, e, assim, regulam a disponibilidade de nutrientes em solo.

A resposta da biomassa microbiana do solo às mudanças sazonais no clima foi investigada em uma pastagem na Grã-Bretanha por He et al. (1997). O estudo revela que, num período de nove meses, o acúmulo de C, P e S na biomassa microbiana e suas razões (C:P, C:S e P:S) respondem diferentemente às mudanças na umidade do solo e à entrada de material orgânico fresco. No período compreendido entre outubro e dezembro, quando os resíduos das plantas foram largamente incorporados ao solo, o C e o S na biomassa aumentaram entre 150% a 210%. O P na biomassa diminuiu entre 22% e 64% durante o verão (julho a setembro) (HE et al., 1997).

Numa pastagem bem manejada, grande parte do processo de reciclagem está concentrada na superfície do solo, na zona de resíduos, do mesmo modo que tem sido registrado para o sistema bosque tropical úmido. Assim, o processo de reciclagem ocorre quase que independentemente do solo mineral, com vantagens importantes, pois, após entrar na biomassa, a fixação de nutrientes pelos colóides do solo é mínima (SCHUNKE, 1998).

Os nutrientes mais limitantes nas pastagens, normalmente, são o fósforo e o nitrogênio. As forrageiras respondem significativamente à adubação fosfatada, resultando em prática economicamente viável tanto no estabelecimento como na manutenção (SCHUNKE, 2000). He et al. (1997) observaram que a absorção de P pela pastagem está correlacionada à soma do P da biomassa e à disponibilidade de P no solo.

O fósforo, em solos altamente intemperizados, predomina nas formas inorgânicas ligado à fração mineral com alta energia e em formas orgânicas estabilizadas física e quimicamente (MAGID, 1993). Isto sugere que, os teores de P total e a distribuição nas diferentes frações dependem do grau de intemperização, das características químicas e físicas do solo, da atividade biológica e da vegetação predominante (MAGID, 1993). Segundo Corazza (2002), na região do Cerrado, o P é reconhecido como um fator limitante à produção de forragem. Isso se deve à baixa disponibilidade, tanto pelo seu nível de reserva, como pela elevada capacidade de fixação do P pelo solo.

Estudos da dinâmica de nutrientes em cupinzeiros de *Nasutitermes ephratae* em savanas de Orinoco Llanos na Venezuela revelaram que esses ambientes contêm mais C, N, e P que os solos adjacentes aos cupinzeiros, devido ao uso de material fecal no revestimento das paredes das galerias e ao uso desse material fecal como cimento para manter unidas as partículas de areia utilizadas na construção dos cupinzeiros (LÓPEZ-HERNÁNDEZ, 2001). Os cupinzeiros acumulam 2,25 vezes mais P que os solos adjacentes e 20% do N total é encontrado como nitrogênio inorgânico dentro dos cupinzeiros (LÓPEZ-HERNÁNDEZ, 2001).

A ciclagem do P é influenciada pela sua baixa solubilidade e mobilidade no solo. Então, quantidades totais de P num ecossistema tendem a ser relativamente constantes através do tempo, mas a quantidade de P em diferentes compartimentos pode variar de um ano para outro. A remoção de P pelas colheitas constitui a maior saída de P dos sistemas cultivados, ao passo que, em situações de pastejo (Figura 5), o retorno de P por meio de resíduos das plantas e dejetos dos animais resulta em um ciclo relativamente fechado (CORAZZA, 2002).

Lardy et al. (2002) avaliaram as reservas de C e P em Latossolos sob Cerrado e observaram que o P orgânico representa 26% a 75% do P total na camada superficial do solo, enquanto que, em áreas de pastos, apenas 30% do P total é orgânico (Tabela 6). Segundo os autores, o P orgânico diminui em profundidade, de modo similar ao C orgânico.

Considerável reserva de C e P foi observada no bioma do Cerrado comparado com outras savanas (LARDY et al., 2002). O estabelecimento de pastagem com *Brachiaria brizantha*, e o uso de fertilizantes fosfatados e calagem, aumentaram o estoque de C no horizonte superficial dos Latossolos do Cerrado.

A aplicação de P contribui para aumentar a produção de matéria seca das pastagens. Em pastagens de *Brachiaria decumbens* implantada em solo arenoso e adubada com fósforo, Schunke et al. (1991) obtiveram aumentos de 100% na produção de matéria seca da parte aérea da planta com aumento significativo da quantidade de serapilheira depositada sobre o solo e da disponibilidade de raízes recicladas no sistema. A adição de P à pastagem de gramínea em monocultivo resulta em um aumento de produtividade temporária, com maior demanda por N e maior ciclagem de N nos diferentes reservatórios do sistema solo-planta-animal.

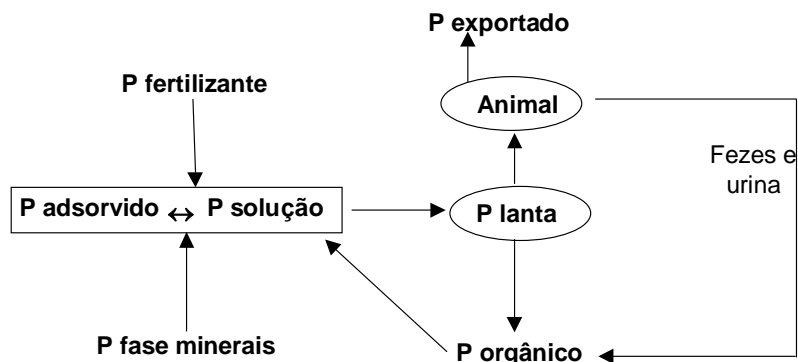


FIGURA 5 – Ciclo simplificado do P no solo num sistema de pastagem.
Fonte: adaptado de Spain & Salinas (1985).

O nitrogênio prontamente disponível às plantas é representado pelo nitrogênio mineral (amônio e nitrato), o qual representa apenas de 1% a 2% do nitrogênio total no solo. Estas duas formas de nitrogênio mineral são produzidas a partir da mineralização do nitrogênio orgânico, sendo essas duas formas de N mineral extremamente dinâmicas em solo (VALE et al., 1993).

A grande dificuldade na avaliação da disponibilidade do nitrogênio está associada à dinâmica complexa desse elemento no solo. A mineralização da matéria orgânica e a imobilização de formas minerais são variáveis, dependendo da disponibilidade de resíduos orgânicos, de fatores climáticos e de condições do próprio solo. Além disso, o nitrato é muito móvel no solo, estando sujeito à lixiviação em climas úmidos, podendo, por capilaridade, ascender no solo, em períodos secos de grande evaporação de água na superfície do solo, principalmente em regiões áridas e semi-áridas (RAIJ, 1991).

TABELA 6 – Estoque de P na camada de solo de 0 a 0,2 m sob diferentes tipos de vegetação.

Uso do solo	P total ---g m ⁻³ ---	P orgânico / P total ---%---
Cerradão	54,3	36,0
Cerrado	63,3	25,5
Campo sujo	63,9	31,1
Campo limpo	67,1	33,6
Floresta de galeria	34,1	73,3
Cerrado com pastejo	49,3	33,1
Pastagem com 12 anos	56,5	34,4

Fonte: adaptado de Lardy et al. (2002).

Ganhos de nitrogênio no solo ocorrem não somente por meio da fixação do N_2 molecular pelos microrganismos, mas também pelo retorno de NH_4^+ e NO_3^- pelas águas da chuva, enquanto as perdas ocorrem por meio da remoção de plantas, lixiviação e volatilização (STEVENSON, 1986). A introdução de leguminosas em pastagens de gramíneas é uma das principais ferramentas para prevenir a degradação das pastagens (CADISH et al., 1994).

A absorção do potássio pelas plantas se dá na forma de íon hidratado positivo monovalente (K^+). O potássio trocável e o potássio em solução do solo, em conjunto, representam a reserva imediata de K para a planta. O teor de K aproximadamente constante no solo é mantido pela liberação de K de formas não-trocáveis (K-estrutural). Em solos tropicais, a reserva de K estrutural é baixa (TISDALE, 1993), havendo deficiência de K em muitas áreas com pastagens, caso esse nutriente não seja adicionado ao solo via fertilizante.

Schunke et al. (1999) observaram que, com a aplicação de K juntamente com P em uma pastagem de *Brachiaria decumbens* consorciada com *Stylosanthes*, a produção de serapilheira teve um acréscimo significativo de aproximadamente 1.500 kg ha⁻¹. Os autores também observaram a aceleração do processo de decomposição da serapilheira depositada no solo.

Alguns animais, não ruminantes, podem incorporar S de aminoácidos. Em ruminantes, microrganismos presentes no rúmem realizam a incorporação de S não orgânico. Plantas e microrganismos produzem e utilizam uma variedade de formas de S (PAUL & CLARK, 1996). O S é principalmente incorporado ao solo pelos minerais sulfatados primários sendo liberado durante os anos, devido a ação dos agentes formadores do solo (AGUILERA et al., 2002). O S inorgânico existe primariamente como SO_4^{2-} em solos calcários de regiões áridas e semiáridas, em cinzas vulcânicas, etc. Pode estar presente no solo na forma de gipsita ($CaSO_4$), como um sulfato básico de alumínio ou como contaminante de $CaCO_3$ em concentrações de até 3.000 mg g⁻¹ (PAUL & CLARK, 1996). O húmus constitui o mais importante reservatório de S no solo, do qual o sulfato disponível para as plantas é gradualmente liberado pelo processo de mineralização (AGUILERA et al., 2002).

Cerca de 90% do S total presente em solo se encontra associado à MOS. A mineralização do S é predominantemente biológica, havendo conversão do S orgânico a S mineral, e se mostra afetada pelo teor de água e por outros fatores

associados a processos do solo. Em condições anóxicas, a conversão de S orgânico em sulfato foi baixa, porém a mineralização do S orgânico foi aumentada pelo cultivo do arroz, e isso se deve, provavelmente, à presença de aerênquimas, que são estruturas presentes em raízes de plantas de arroz que permitem o fluxo de O₂ da parte aérea para a região da rizosfera de plantas de arroz (LI et al., 2001).

Malavolta & Paulino (1991) relatam dados de um trabalho realizado pela EPAMIG em colaboração com a Petrofértil, no qual foram aplicados 1 Mg de fosfato natural na presença e ausência de 0,5 Mg de gesso (CaSO₄) agrícola, numa pastagem de braquiária em início de degradação. O gesso proporcionou aumento na ocorrência de leguminosas no pasto, promovendo um acréscimo na disponibilidade de forragem, nos teores de Ca e proteína na forragem, na taxa de lotação e no ganho de peso vivo por área. Portanto, em solos tropicais onde a MOS é a grande reserva de S para as plantas, torna-se necessário adicionar S ao solo via fertilizantes.

3.2. Implantação de Pastagens em Ecossistemas Naturais

Na Holanda, muitos dos ecossistemas, entre os quais urzal, áreas de dunas e florestas de pinheiro, têm sido dominados por pastagem (SMIT & KOOIJMAN, 2001). Um efeito do pastoreio nessas áreas é a diminuição na ciclagem de nutrientes e produtividade, já que o pastoreio remove a biomassa e isso resulta em diminuição na entrada de matéria orgânica e de nutrientes no solo.

Smit & Kooijman (2001) estudaram o efeito da implantação de pastagem e pastoreio pesado em floresta de pinheiros, durante sete anos. Os autores concluíram que o impacto do pastoreio na entrada do líter é, principalmente, indireto, pela redução da produção de raízes e biomassa da parte aérea da gramínea. O maior impacto está ligado à entrada de macronutrientes, com redução de 23% no N e no P, e, especialmente de K, que foi reduzido em 30%, enquanto que o Ca foi o nutriente menos afetado.

Chen et al. (2002) observaram que o carbono orgânico total, N total, P total e frações orgânicas selecionadas, tais como P orgânico total e P orgânico bicarbonato, foram maiores na pastagem que na floresta, enquanto P inorgânico total foi menor. Esses resultados confirmam, segundo os autores, que a retirada de pastagens naturais para plantio de floresta resulta em aumento da mineralização da MOS e, por consequência, do P orgânico.

O C e o P na biomassa e a atividade enzimática foram maiores no solo sob pastagem natural, sendo que a taxa de respiração foi muito maior na pastagem no período do verão e muito baixa no inverno quando comparada com a da floresta (CHEN et al., 2002). Chen et al. (2002) afirmam que a reciclagem do P foi principalmente conduzida pela demanda de P pelas plantas e sustentada pela decomposição da raiz no ecossistema da pastagem e pela decomposição da parte aérea do ecossistema da floresta.

Entry & Emmingham (1996) avaliaram a diferença no conteúdo de nutrientes nos primeiros 0,1 m de um solo de floresta e pastagem em Oregon, EUA. Na floresta, foram encontrados mais N, P, Mg e Zn total na serapilheira superficial no outono que nas outras estações, enquanto na pastagem não há variação sazonal. A serapilheira da floresta possui quantidades maiores de macronutrientes que a da pastagem (Tabela 7). Nos primeiros 0,1 m de solo da floresta houve maior acúmulo de P, K, Ca, Mn e Fe, mas houve menor estoque de Zn, B e Cu que nos primeiros 0,1 m de solo da pastagem.

O ecossistema de pastagens, ao contrário da floresta primária, tem o solo como grande reservatório de nutrientes. Teixeira & Schubart (1988) compararam os valores totais de nutrientes nos ecossistemas de floresta primária e pastagem e constataram que houve desaparecimento de 16,3% do N, 12,5% de P, 18,8% do K, 9,35% do Ca e 28,3% do Mg, quando a floresta foi substituída por pastagem.

TABELA 7 – Conteúdo total de nutrientes (kg ha⁻¹) nos primeiros 0,1 m do solo de floresta e da pastagem*.

Vegetação	N	P	K	Ca	Mg	Cu	B	Zn
Floresta	2900A	770A	2400A	9800A	96A	1,0B	0,7B	1,0B
Pastagem	2000B	620B	1600B	5300B	85B	1,5A	1,0A	1,5A

* Análise de variância para conteúdo total de nutrientes na profundidade de 0,1 m do solo não mostrou diferença significativa entre sítios, estações do ano e ou suas interações, por isso foram apresentados somente resultados de tipo de vegetação. Em cada coluna, valores seguidos de mesma letra não são significativamente diferentes ($P \leq 0,05$).

Fonte: Entry & Emmingham (1996).

Os Latossolos Amarelos, com textura muito argilosa da Região Amazônica, parecem não restringir o desenvolvimento do sistema radicular em pastagens de *B. humidicola*. Nas pastagens, esse problema parece ser minimizado pela deposição

This document was created with Win2PDF available at <http://www.daneprairie.com>.
The unregistered version of Win2PDF is for evaluation or non-commercial use only.

de cinzas no solo, após a queima da biomassa vegetal elevando os valores de Ca, Mg e K, havendo uma distribuição dessas bases (Tabela 8) no perfil do solo (TEIXEIRA et al., 1996). Em algumas regiões, as queimadas de origem natural ou antrópica são comuns durante a estação seca. A ocorrência do fogo é responsável por três efeitos na comunidade vegetal, a redistribuição e modificação de nutrientes, a remoção da vegetação, originando novos microclimas e a ação direta do calor sobre as plantas e o solo (HAAG, 1985).

Segundo Teixeira et al. (1996), as pastagens implantadas na Floresta Amazônica apresentam maior produtividade nos primeiros anos em decorrência da fertilização do solo pela deposição, por meio de cinzas, de nutrientes minerais que se encontravam estocados na biomassa da floresta. Os nutrientes da biomassa ficarão disponíveis, após a queimada, para serem lixiviados, erodidos ou exportados nos produtos animais. Após alguns anos de pastejo foi observada uma diminuição acentuada na produtividade das pastagens em decorrência da diminuição da fertilidade do solo, principalmente diminuição do P disponível, manejo inadequado da pastagem e severa infestação por plantas invasoras. Durante a queima da biomassa vegetal ocorrem perdas gasosas, queimadas não só interrompem o ciclo de nutrientes, como também, em solos ácidos podem ocasionar danos por erosão e incrementar as perdas por lixiviação (HAAG, 1985).

TABELA 8 – Valores médios de soma de bases (S), CTC a pH 7, Al³⁺, saturação por bases (V), saturação por Al (m), pH e P na camada de 0 a 0,1 m do solo de floresta primária, floresta primária queimada e pastagens de diversas idades.

Ecossistemas	S	CTC	Al	V	m	pH	P
	-----cmol _c kg ⁻¹ -----			----%----			mg dm ⁻³
Floresta primária	0,42	10,7	1,54	4	78	4,4	2,5
Floresta prim. queimada	1,63	9,7	0,38	17	20	5,3	10,0
Pastagem de 1 ano	1,62	10,2	0,50	16	24	5,2	3,0
Pastagem de 2 anos	1,48	10,0	0,67	15	31	4,9	2,5
Pastagem de 6 anos	1,39	10,1	0,55	14	28	4,9	3,0
Pastagem de 7 anos	1,36	10,4	0,38	13	22	5,2	2,5
Pastagem de 8 anos	1,24	9,3	0,62	14	33	5,1	2,0

Fonte: adaptado de Teixeira et al. (1996).

3.3. Métodos de Avaliação da Ciclagem de Nutrientes em Área de Pastagem

A decomposição de serapilheira nos ecossistemas terrestres é comumente estudada pelo método dos saquinhos. Schunke (1998) atribui o uso inicial deste método a Gilbert & Bocok (1960). Essa técnica consiste em se colocar a serapilheira, em volume e composição química conhecidas, em um recipiente telado, cuja tela é de nylon com malha de diâmetro de 2 mm, a qual permite acesso da macrofauna (HENROT & BRUSSAARD, 1997).

Segundo Schunke (1998), a constante de decomposição baseada em observações de saquinhos pode levar à superestimação da taxa de decomposição da camada de serapilheira total, em razão dessa camada incluir material em avançado estado de decomposição. Essa superestimação aparentemente não varia de um regime climático para outro.

As medições feitas pelo método dos saquinhos são úteis durante os primeiros estágios de decomposição da serapilheira nos quais a taxa de perda de massa é maior do que nas camadas com mais moléculas orgânicas de baixa disponibilidade. Deve ser considerado que o fluxo de nutrientes da serapilheira confinada deverá ser diferente daquele depositado diretamente sobre a superfície do solo, como acontece na natureza (MAGID, 1993).

Apesar dos problemas apresentados pelo método dos saquinhos, Schunke (1998) afirma que os resultados dos estudos que utilizam esse método refletem com confiabilidade as características da decomposição da serapilheira em seu habitat normal. O método, então, serve para comparações entre espécies, locais e outras avaliações com delineamentos experimentais mais elaborados (MAGID, 1993).

Além do método já descrito, Schunke (1998) sugere o uso de outro método em que foi utilizado um recipiente de plástico, descrito pela autora como cúpula. A cúpula foi confeccionada com parte de uma garrafa plástica descartável de dois litros cortada ao meio no sentido transversal, na qual foram feitas duas janelas em lados opostos de 0,1 x 0,1 m, posicionadas a cerca de 0,45 m da base. A base da cúpula, que corresponde ao seu lado aberto, foi colocada sobre um disco de tela de nylon apoiada sobre o solo. A serapilheira, cortada em pedaços de 0,01 m de comprimento foi colocada dentro da cúpula, após fixação ao solo.

A decomposição da serapilheira, e a liberação de N, P, S e Mg por meio de cúpulas, descritas anteriormente, foram semelhantes às dos saquinhos (SCHUNKE, 1998). O método da cúpula apresenta vantagens como reutilização dos materiais,

livre acesso da macrofauna, possibilidade de troca da serapilheira anterior por outra para novo ciclo de avaliação e facilidade de localização da cúpula durante as coletas, uma vez que os saquinhos muitas vezes são encobertos por formigueiros e cupinzeiros. Dentre as desvantagens, está a inibição da lixiviação da serapilheira pela água da chuva e conseqüentemente a liberação de bases como o K e o Mg.

Eriksen (1997) avaliou o ciclo do enxofre em solo agrícola. O solo coletado em três sítios foi misturado com fertilizantes (N, P, K, Cu e Mn) e celulose e enxofre (^{35}S). As amostras de solo receberam ainda 30 mg de S e 3 g de C kg^{-1} , produzindo os seguintes tratamentos: sem S e C, sem S e com C, com S e sem C e com S e C. O experimento foi conduzido em colunas de PVC com diâmetro interno de 67,8 mm e comprimento de 0,15 m. As colunas foram colocadas no campo com a base em contato com a superfície do solo. Quatorze dias após a montagem das colunas no campo, estas foram semeadas com *Lolium perenne*. O solo e as plantas de cada coluna foram avaliados aos 2, 4, 8, 14, 28, 42, 56, 70, 84, 98, 112, 126, 140, 153, 168 e 196 dias após a alocação das colunas a campo. Eriksen (1997) determinou o teor de S inorgânico, orgânico e total no solo, o teor de MOS e o S na biomassa microbiana.

Entry & Emmingham (1996) avaliaram a concentração total de nutrientes, nos 0,1 m superficiais de um solo com pastagem, utilizando método de digestão total com três ácidos, ácido fluorídrico, sulfúrico e perclórico. Os autores determinaram os teores de B, Ca, Cu, Fe, Mg, Mn, K e Zn associados a matéria orgânica, utilizando 25 mL de oxalato ácido de amônio a 0,5 M mais ácido dietilenotriaminopentacético a 0,00025 mol L^{-1} .

O estudo de todos os processos envolvidos na ciclagem de nutrientes em pastagens numa região tropical nunca foi realizado de forma simultânea (BODDEY et al., 2000). Portanto, o melhor entendimento da ciclagem em pastagens tropicais depende de futuras pesquisas ligadas aos seguintes pontos: avaliação da dinâmica de nutrientes; quantificação das perdas de nutrientes por lixiviação, erosão e pela exportação da forragem das áreas de plantio; determinação das quantidades de nutrientes retornadas ao solo na formas de fezes e urina; avaliação das quantidades de nutrientes exportadas das áreas de pastagem na forma de carne e leite; avaliação do aporte de nutrientes nos locais de pastoreio pela água da chuva e por outros processos naturais; estudo dos fatores que mais contribuem para a perda de qualidade da forragem e pela degradação acelerada do solo e das pastagens brasileiras; e estudo dos métodos mais adequados de manejo do solo e de reposição de nutrientes em áreas sob pastagem.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Cada ecossistema tem sua forma característica de armazenar e de ciclar os nutrientes entre seus compartimentos. A análise da ciclagem de nutrientes em florestas pode ser realizada com base na biomassa acumulada nos diferentes estratos e na quantificação das taxas de nutrientes que se movimentam entre seus compartimentos, por meio de medições na serapilheira, de sua decomposição, da lixiviação de nutrientes e de outras avaliações. Já no caso das pastagens, a análise da ciclagem deve levar em conta a quantidade de nutrientes que se movem no sistema animal, solo e forrageira.

A ciclagem de nutrientes em ecossistemas como os de floresta e de pastagem está intimamente ligada aos aspectos de ganhos e perdas de resíduos e com a dinâmica dos nutrientes no sistema solo-planta-atmosfera. Os estudos de ciclagem assumem importância quando se pretende avaliar as possíveis deficiências de nutrientes, ou quando se deseja manejar sistemas como as áreas de pastagem e de floresta.

O entendimento dos fatores que regulam a taxa de liberação dos nutrientes da serapilheira, tanto em pastagens quanto em florestas, aliado ao estudo dos mecanismos de perda dos nutrientes pode gerar sistemas de manejo com impacto mínimo sobre o ecossistema de uma determinada região.

O conhecimento do processo de ciclagem de nutrientes, e sua relação com os recursos naturais de cada ambiente, permitem a elaboração de modelos simplificados dos ecossistemas, possibilitando, dessa forma, o planejamento do seu uso para fins agrícolas, bem como uma melhor utilização, tanto do ponto de vista econômico, pelo uso racional de fertilizantes para repor de modo eficiente os nutrientes exportados das lavouras, quanto ambiental, considerando as maiores possibilidades para promover a sustentabilidade dos agroecossistemas.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUILERA, M.; MORA, M. L.; BORIE, G.; PEIRANO, P.; ZUNINO, H. Balance and distribution of sulfur in volcanic ash-derived soils in Chile. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 34, p. 1355-1361, 2002.

ANDRADE, A. G.; COSTA, G. S.; FARIA, S. M. Deposição e decomposição da serapilheira em povoamentos de *Mimosa caesalpiniiifolia*, *Acácia mangium* e *Acácia holosericea* com quatro anos de idade em Planossolo. **Revista brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 24, p. 777-785, 2000.

AYARZA, M.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S. **Introdução de *S. guianensis* cv. Mineirão em pastagens de *Brachiaria ruziziensis***: influência na produção da pastagem e na reciclagem da serapilheira. Seropédica: EMBRAPA Agrobiologia, 1997. 16 p. (Boletim técnico, 1).

BARBER, S. A. **Soil nutrient bioavailability**: a mechanistic approach. New York: J. Wiley & Sons, 1984. 398 p.

BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R.; OLIVEIRA, O. C.; URQUIAGA, S. A degradação das pastagens e o ciclo do nitrogênio. In: SALTON, J. C.; MELHORANÇA, A. L.; FONTES, C. Z. (Eds.). **Workshop Nitrogênio na sustentabilidade de sistemas intensivos de produção agropecuária**. Dourados: EMBRAPA Agropecuária; EMBRAPA Agrobiologia, 2000. 163 p.

BOHN, H. L.; MCNEAL, B. L.; O'CONNOR, G. A. **Soil chemistry**. New York: Wiley-Interscience, 1979. 329 p.

BONITO, G. M.; COLEMAN, D. C.; HAINES, B. L.; CABRERA, M. L. Can nitrogen budgets explain differences in soil nitrogen mineralization rates of Forest stands along an elevation gradient. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 5991, p. 1-12, 2002.

BRAY, J. R.; GORHAM, E. Litter productions in Forest of the world. **Advances in Ecology Research**, [S.l.], p. 101-157, 1964.

BREYMEYER, A.; DEGORSKI, M.; REED, D. Decomposition of pine-litter organic matter and chemical properties of upper soil layers: transect studies. **Environmental Pollution**, Barking, v. 98, p. 361-367, 1997.

BULDEMAN, A. The decomposition of leaf mulches of *Leucena leucocephala*, *Gliricidia sepium* and *Flemingia macrophylla* under humid tropic condition. **Agroforestry Systems**, Dordrecht, v. 7, p. 33-45, 1988.

CADISH, G.; SCHUNKE, R. M.; GILLER, K. E. Nitrogen cycling in a pure grass pasture and a grass-legume mixture on red latosol in Brazil. **Tropical Grassland**, Brisbane, v. 28, p. 43-52, 1994.

CÂMARA, C. D. **Efeitos do corte raso de eucalipto sobre o balanço hídrico e a ciclagem de nutriente em uma microbacia experimental**. 1999. 87 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura de Luiz de Queiroz, Piracicaba, 1999.

CARTER, M. C.; DEAN, T. J.; ZHOU, M.; MESSINA, M. G.; WANG, Z. Short-term changes in soil C, N, and biota following harvesting and regeneration of loblolly pine (*Pinus taeda* L.). **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 164, p. 67-88, 2002.

CHAPMAN, P. J.; WILLIAMS, B. L.; HAWKINS, A. Influence of temperature and vegetation cover on soluble inorganic and organic nitrogen in a spodosol. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 33, p. 1113-1121, 2000.

CHEN, C. R.; CONDRON, L. M.; DAVIS, M. R.; SHERLOCK, R. R. Seasonal changes in soil phosphorus and associated microbial properties under adjacent grassland and forest in New Zealand. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 6098, p. 1-19, 2002.

COMPTON, J. E.; BOONE, R. D. Soil nitrogen transformations and the role of light fraction organic matter in forest soils. **Soil Biology & Biochemistry**, Amsterdam, v. 34, p. 933-943, 2002.

CONSTANTINIDES, M.; FOWNES, J. H. Nitrogen mineralization from leaves and litter of tropical plants: relationship to nitrogen, lignin and soluble polyphenol concentrations. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 26, p. 49-55, 1994.

CORAZZA, E. J. **Biodisponibilidade do íon fosfato em solos sob pastagens cultivadas na região do Cerrado**. 2002. 114 f. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura de Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2002.

CORREIA, M. E. F.; ANDRADE, A. G. Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (Eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999. 490 p.

CUNHA, G. C. **Aspectos da ciclagem de nutrientes em diferentes fases sucessionais de uma floresta estacional do Rio Grande do Sul**. 1997. 86 f. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura de Luiz de Queiroz, Piracicaba, 1997.

DAJOZ, R. **Ecologia geral**. Petrópolis: Vozes, 1978. 472 p.

DAMES, J. F.; SCHOLLES, M. C.; STRAKER, C. J. Nutrient cycling in a *Pinus patula* plantation in the Mpumalanga Province, South África. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 20, p. 211-226, 2002.

DÜNISCH, O.; SCHWARZ, T.; NEVES, E. J. M. Nutrient fluxes and growth of *Carapa guianensis* Aubl. in two plantation systems in the central Amazon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 166, p. 55-68, 2002.

ENTRY, J. A.; EMMINGHAM, W. H. Nutrient content and extractability in riparian soils supporting forest and grasslands. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 4, p. 119-124, 1996.

ERIKSEN, J. Sulphur cycling in Danish agricultural soils: turnover in organic S fractions. **Soil Biology Biochemistry**, Amsterdam, v. 29, p. 1371-1377, 1997.

FASSBENDER, H. W. Ciclos da matéria orgânica e dos nutrientes em ecossistemas florestais dos trópicos. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO: RECICLAGEM DE NUTRIENTES E AGRICULTURA DE BAIXOS INSUMOS NOS TRÓPICOS, 16., 1985, Ilhéus. **Anais...** Ilhéus: CEPLAC, 1985.

FERREIRA, E.; RESENDE, C. P.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R. Decomposição de serapilheira de diferentes cultivares forrageiras conduzidas no campo em diversas condições climáticas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., 1997, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: SBCS, 1997. CD-ROM.

GAMA-RODRIGUES, A. C. da. **Ciclagem de nutrientes por espécies florestais em povoamentos puros e mistos, em solos de tabuleiro da Bahia, Brasil**. 1997. 108 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1997.

GAMA-RODRIGUES, E. F. da. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (Eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999. 508 p.

GARDNER, R. H.; MANKIN, J. B. Analysis of biomass allocation in Forest ecosystems of IBP. In: REICHLE, D. E. **Dynamic properties of forest ecosystems**. Malta: Cambridge University, 1981. p. 451-497.

GILBERT, O.; BOCOK, K. L. Changes in leaf litter when placed on the surface of the soil with constricting humus types: II. changes in the nitrogen content of oak and ash leaf litter. **Journal of Soil Science**, Baltimore, v. 11, p. 10-19, 1960.

GOMES, J. B. V. **Solos do bioma cerrado: análise de componentes principais de atributos físicos, químicos e mineralógicos e macro e micromorfologia**. 2002. 122 p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2002.

GONÇALVES, J. L. M.; MENDES, K. C. F. S.; SASAKI, C. M. Mineralização de nitrogênio em ecossistemas florestais naturais e implantados do Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, n. 3, p. 601-616, 2001.

GUEDES, M. C. **Efeito do lodo de esgoto (Biossólido) sobre a nutrição, ciclagem de nutrientes e crescimento de sub-bosque, em plantação de eucalipto**. 2000. 74 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura de Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2000.

HAAG, H. P. **Ciclagem de nutrientes em florestas tropicais**. Campinas: Fundação Cargill, 1985. 144 p.

HART, P. B. S.; CLINTON, P. W.; ALLEN, R. B.; NORDMEYER, A. H.; EVANS, G. Biomass and macro-nutrients (above- and below-ground) in a New Zealand beech (*northofagus*) Forest ecosystem: implications for carbon storage and sustainable Forest management. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 5899, p. 1-14, 2002.

HE, Z. L.; WU, J.; O'DONNELL, A. G.; SYERS, J. K. Seasonal responses in microbial biomass carbon, phosphorus and sulfur in soil under pasture. **Biology and Fertility of Soil**, Berlin, v. 24, p. 421-428, 1997.

HELMISAARI, H.; MAKKONEN, K.; KELLOMÄKI, S.; VALTONEN, E.; MÄLKÖNEN, E. Below-and above-ground biomass, production, and nitrogen use in Scots pine stands in eastern Finland. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 165, p. 317-326, 2002.

HENROT, J.; BRUSSAARD, L. Determinants of *Flemingia congesta* and *Dactyladenia barteri* mulch decomposition in alley-cropping systems in the humid tropics. **Plant and Soil**, The Hague, v. 191, p. 101-107, 1997.

JACOBS, M. **The tropical rain forest: a first encounter**. Berlin: Springer-Verlag, 1988. 295 p.

JUO, A. S. R.; MANU, A. Chemical dynamics in slash-and-burn agriculture. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 58, p. 49-60, 1996.

KER, J. C.; PEREIRA, N. R.; CARVALHO JÚNIOR, W.; CARVALHO FILHO, A. Cerrados: solos, aptidão e potencialidade agrícola. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO NO CERRADO, 1992, Campinas, SP. **Anais...** Campinas: Fundação Cargill, 1992. p. 1-31.

LESSA, A. S. N.; ANDERSON, D. W.; MOIR, J. O. Fine root mineralization, soil organic matter and exchangeable cation dynamics in slash and burn agriculture in the semi-arid northeast of Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 59, p. 191-202, 1996.

LARDY, L. C.; BROSSARD, M.; ASSAD, M. L. L.; LAURENT, J. Y. Carbon and phosphorus stocks of clayey Ferrasols in Cerrado native and agroecosystems, Brazil. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 92, p. 147-158, 2002.

LI, S.; LIN, B.; ZHOU, W. Soil organic sulfur mineralization in the presence of growing plants under aerobic or waterlogged conditions. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 33, p. 721-727, 2001.

LÓPEZ-HERNÁNDEZ, D. Nutrient dynamics (C,N and P) in termite mounds of *Nasutitermes ephratae* from savanas of the Orinoco Llanos (Venezuela). **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 33, p. 747-753, 2001.

MAFRA, A. L. **Balanco de nutrientes em um sistema agroflorestal no cerrado de Botucatu, SP**. 1996. 65 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura de Luiz de Queiroz, Piracicaba, 1996.

MAGID, J. Vegetation effects on phosphorus fraction in set-aside soils. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 149, n. 1, p. 111-119, 1993.

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**: macro e micronutrientes. São Paulo: Agronômica Ceres, 1980. p. 114-130.

MALAVOLTA, E.; PAULINO, V. T. Nutrição e adubação do gênero *Brachiaria*. In: ENCONTRO PARA DISCUSSÃO DOS CAPINS DO GÊNERO *BRACHIARIA* SPP, 2., 1991, Nova Odessa. **Anais...** Nova Odessa: Instituto de Zootecnia, 1991.

MARCOS, G. M.; LANCHO, J. F. G. Atmospheric deposition in oligotrophic *Quercus pyrenaica* forests: implications for Forest nutrition. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 171, p. 17-29, 2002.

McLAUGHLIN, J. W.; GALE, M. R.; JURGENSEN, M. F.; TRETIN, C. C. Soil organic matter and nitrogen cycling in response to harvesting, mechanical site preparation, and fertilization in wetland with a mineral substrate. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 129, p. 7-23, 2000.

MELO, J. T.; MOURA, V. P. G.; RESCK, D. V. S. Acúmulo de serapilheira e de nutrientes por *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden e *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh em área de cerrado. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 7., 1993, Curitiba. **Anais...** São Paulo: SBS/SBEF, 1993. p. 217-220.

MELO, V. F.; BARROS, N. F.; COSTA, L. M.; NOVAIS, R. F.; FONTES, M. P. F. Formas de potássio e de magnésio em solos do Rio Grande do Sul, e sua relação com o conteúdo na planta e com a produção em plantios de eucalipto. **Revista brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 19, n. 2, p. 165-171, maio/ago. 1995.

MONTEIRO, F. A.; WERNER, J. C. Ciclagem de nutrientes minerais em pastagens. In: SIMPÓSIO SOBRE ECOSSISTEMA DE PASTAGENS, 1989, Jaboticabal. **Anais...** Jaboticabal: FUNEP, 1989. p. 135-148.

MOREIRA, F. M.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2002. 626 p.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J.; BARROS, N. F. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa: UFV, 1999. 399 p.

NZILA, J. D.; BOUILLET, J. P.; LACLAU, J. P.; RANGER, J. The effects of slash management on nutrient cycling and tree growth in *Eucalyptus* plantations in the Congo. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 171, p. 209-221, 2002.

ODUM, E. P. **Ecologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1988. 434 p.

OKI, V. K. **Impactos da colheita de *Pinus taeda* sobre o balanço hídrico, a qualidade da água em microbacias**. 2002. 71 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura de Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2002.

OLSON, J. S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology**, Durham, v. 44, n. 2, p. 322-332, 1963.

OWEN, J. S.; WANG, M. K.; WANG, C. H.; KING, H. B.; SUN, H. L. Net mineralization and nitrification rates in a forested ecosystem in northeastern Taiwan. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 5982, p. 1-12, 2002.

PAUL, E. A.; CLARK, F. E. **Soil microbiology and biochemistry**. 2. ed. London: Academic, 1996. 340 p.

PEREIRA, J.; PERES, J. R. R. Manejo da matéria orgânica. In: GOEDERT, W. J. **Solos dos cerrados: tecnologias e estratégias de manejo**. São Paulo: Nobel; Brasília, DF: EMBRAPA/CPAC, 1985. p. 261-284.

POGGIANI, F. Biomass and nutrient estimates removal in short rotation intensively cultured plantation of *Eucalyptus grandis*. In: FLORESTAS PLANTADAS NOS NEOTRÓPICOS COMO FONTE DE ENERGIA, 1983, Viçosa. **Anais...** Viçosa: UFV, 1983. p. 1-8.

POGGIANI, F. **Ciclagem de nutrientes em ecossistemas de plantações florestais de *Eucalyptus e Pinus*. implicações silviculturais**. 1985. 211 f. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura de Luiz de Queiroz, Piracicaba, 1985.

POGGIANI, F.; SCHUMACHER, M. V. Atmospheric inputs compared with nutrient removed by harvesting from Eucalyptus plantation: implications for sustainability. In: IUFRO CONFERENCE ON SILVICULTURE AND IMPROVEMENT OF EUCALYPTUS, 1997, Salvador. **Anais...** Colombo: EMBRAPA/CNPF, 1997. p. 68-74.

POGGIANI, F.; SCHUMACHER, M. V. Ciclagem de nutrientes em florestas nativas. In: GONÇALVES, J. L. M.; BENEDETTI, V. (Eds.). **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba: IPEF, 2000. 427 p.

QUEIROZ NETO, J. P. Solos da região dos cerrados e suas interpretações. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 6, n. 1, p. 11-12, jan./abr. 1982.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1991. 343 p.

REGINA, I. S.; TARAZONA, T. Nutrient pools to the soil through organic matter and throughfall under a scots pine plantation in the Sierra de la Demanda, Spain. **European Journal of Soil Biology**, Montrouge, p. 125-133, 2001.

REIS, M. G. F.; BARROS, N. F. Ciclagem de nutrientes em plantios de eucalipto. In: BARROS, N. F.; NOVAIS, R. F. **Relação solo-eucalipto**. Viçosa: Folha de Viçosa, 1990. p. 265-302.

RIZZINI, D. T.; COIMBRA FILHO, A. F. **Ecosistemas brasileiros**. Rio de Janeiro: Index, 1988. 200 p.

SARRUGE, J. R.; HAAG, H. P. **Análise química em plantas**. Piracicaba: ESALQ, 1974. 56 p.

SCHUMACHER, V. M. **Aspectos da ciclagem de nutrientes e do microclima em talhões de *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh, *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden e *Eucalyptus toreliana* F. Muell**. 1992. 87 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura de Luiz de Queiroz, Piracicaba, 1992.

SCHUNKE, R. M. **Qualidade, decomposição e liberação de nutrientes da serapilheira de quatro cultivares de *Panicum maximum* Jacq**. 1998. 121 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1998.

SCHUNKE, R. M. Alternativas de manejo de pastagem para melhor aproveitamento do nitrogênio do solo. In: SALTON, J. C.; MELHORANÇA, A. L.; FONTES, C. Z. (Eds.). **Workshop Nitrogênio na sustentabilidade de sistemas intensivos de produção agropecuária**. Dourados: EMBRAPA Agropecuária; EMBRAPA Agrobiologia, 2000. 163 p.

SCHUNKE, R. M.; RAZUK, R.; KIEHL, J. C.; MEDEIROS, T.; ZIMMER, A. H.; MACEDO, M. C. Produção e decomposição da serapilheira de *Brachiaria decumbens* cv. Basilisk consorciada com *Stylosanthes spp* cv. Multilinha, com e sem adubação fosfatada e potássica. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 27., 1999, Brasília, DF. **Anais...** Brasília, DF: [s.n.], 1999.

SCHUNKE, R. M.; VIEIRA, J. M.; SOUSA, J. C.; GOMES, R. F. C.; COSTA, F. P. **Resposta à suplementação mineral de bovinos de corte sob pasatejo em *Brachiaria decumbens***. Brasília, DF: EMBRAPA-CNPGC, 1991. 24 p. (Boletim de pesquisa, 5).

SENTHILKUMAR, K.; UDAIYAN, K.; MANIAN, S. Rate of litter decomposition in a tropical grassland dominated by *Cymbogon caesius* in southern India. **Tropical Grasslands**, Brisbane, v. 26, p. 232-235, 1992.

SMITH, R. L. **Ecology and field biology**. Menlo Park: Addison-wesley Educational, 1996. 740 p.

SMIT, A.; KOOIJMAN, A. M. Impact of grazing on the input of organic matter and nutrients to the soil in a grass-encroached Scots pine forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 142, p. 99-107, 2001.

SPAIN, J. M.; SALINAS, J. G. A reciclagem de nutrientes nas pastagens tropicais. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO: RECICLAGEM DE NUTRIENTES E AGRICULTURA DE BAIXOS INSUMOS NOS TRÓPICOS, 16., 1985, Ilhéus. **Anais...** Ilhéus: CEPLAC, 1985. 341 p.

STEVENSON, F. J. **Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients**. New York: J. Wiley & Sons, 1986. 380 p.

STREHL, C.; PRIETZEL, J. Method for the partitioning of organic sulphur in Forest soil O layers. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 30, p. 1725-1731, 1998.

TANDON, V. N.; PANDE, M. C.; SINGH, R. Biomass estimation and distribution of nutrients in five different aged *Eucalyptus grandis* plantations ecosystems in Kerala state. **The Indian Forester**, [S.l.], p. 184-199, 1988.

TEIXEIRA, L. B.; SCHUBART, H. O. R. **Mesofauna do solo em áreas de floresta e pastagem na Amazônia Oriental**. Belém. EMBRAPA-CPATU, 1988. 16 p. (Boletim de pesquisa, 95).

TEIXEIRA, L. B.; SERRÃO, E. A. S.; TEIXEIRA NETO, J. F. Pastagens cultivadas na Amazônia: sustentabilidade e sua relação com a fertilidade do solo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 22., 1996, Manaus. **Anais...** Manaus: UA, 1996. 259 p.

THIRUKKUMARAN, C. M.; PARKINSON, D. Microbial activity, nutrient dynamics and litter decomposition in Canadian Rocky Mountain pine Forest as affected by N and P fertilizers. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 159, p. 187-201, 2002.

THOMAS, R. J. The role of legume in the nitrogen cycle of productivity and sustainable pastures. **Grass & Forrage Science**, Oxford, v. 47, p. 133-142, 1992.

TISDALE, S. L. et al. **Soil fertility and fertilizers**. New York: Macmillan, 1993. 634 p.

TRIPATHI, S. K.; SINGH, K. P. Nutrient immobilization and release patterns during plant decomposition in a dry tropical bamboo savana, India. **Biology Fertility Soils**, Berlin, v. 14, p. 191-199, 1992.

VALE, F. R. do; GUILHERME, L. R. G.; GUEDES, G. A. de A. **Fertilidade do solo: dinâmica e disponibilidade dos nutrientes de plantas**. Lavras: FAEPE/ESAL, 1993. 171 p.

VIEIRA, S. A. **Efeito das plantações florestais (Eucalyptus sp.) sobre a dinâmica de nutrientes em região de cerrado do Estado de São Paulo**. 1998. 73 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura de Luiz de Queiroz, Piracicaba, 1998.

WARING, R. H.; SCHLESINGER, W. H. **Forest ecosystems: concepts and management**. San Diego: Academic, 1985. 340 p.

WARING, S. A.; BREMNER, J. M. Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index on nitrogen availability. **Nature**, London, v. 20, p. 951-952, 1964.

WILKINSON, S. R.; LOWREY, R. W. Cycling of mineral nutrients in pasture ecosystems. In: BUTLER, G. W.; BAILEY, R. W. (Eds.). **Chemistry and biochemistry of herbage**. New York: Academic, 1973. v. 2, p. 247-315.

ZINN, Y. L.; RESCK, D. V. S.; SILVA, J. E. da. Soil organic carbon as affected by afforestation with *Eucalyptus* and *Pinus* in the Cerrado region of Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 166, p. 285-294, 2002.
