

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE BOTÂNICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL

Papel da Biodiversidade na Retenção
de Carbono em uma Paisagem
Fragmentada da Mata Atlântica
Nordestina

MATEUS DANTAS DE PAULA

RECIFE, 2009

Papel da Biodiversidade na Retenção de Carbono em uma Paisagem Fragmentada da Mata Atlântica Nordestina

MATEUS DANTAS DE PAULA

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Biologia Vegetal do
Departamento de Botânica do Centro de
Ciências Biológicas da Universidade
Federal de Pernambuco, como parte dos
requisitos para a obtenção do título de
Mestre

Orientadora: Prof^a. Dr^a Cecília P. Alves
Costa

Paula, Mateus Dantas de

Papel da biodiversidade na retenção de carbono em uma paisagem fragmentada da Mata Atlântica Nordestina / Mateus Dantas de Paula. – Recife: O Autor, 2009.

72 folhas: fig.; tab.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CCB. Departamento de Botânica, 2009.

Inclui bibliografia e anexo.

1. Biodiversidade 2. Fragmentação florestal 3. Retenção de carbono I Título.

574

CDU (2.ed.)

UFPE

577

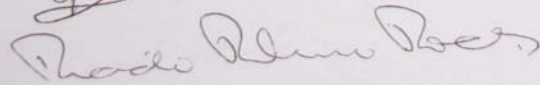
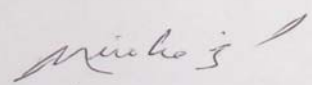
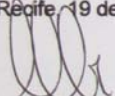
CDD (22.ed.)

CCB – 2009- 72

ATA DA PROVA PÚBLICA DE DEFESA DA DISSERTAÇÃO DO ALUNO MATEUS DANTAS DE PAULA, DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL DO CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO.

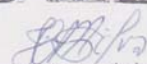
Às nove horas do dia dezoito de fevereiro de dois mil e nove, no Anfiteatro 12, do Centro de Ciências Biológicas, realizou-se a prova pública de dissertação do Mestrando **MATEUS DANTAS DE PAULA**, intitulada: **"PAPEL DA BIODIVERSIDADE NA RETENÇÃO DE CARBONO EM UMA PAISAGEM FRAGMENTADA DA MATA ATLÂNTICA NORDESTINA"**. A Banca Examinadora teve como membros os Professores: a Dra. CECÍLIA PATRÍCIA ALVES COSTA do Departamento de Botânica, da Universidade Federal de Pernambuco e Orientadora do aluno, como membro titular interno. Como membro titulares externos, o Dr. NIRO HIGUCHI, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia e o Dr. RICARDO RIBEIRO RODRIGUES da Universidade de São Paulo-ESALQ. Como Membros Suplentes, o Dr. MARCELO TABARELLI, do Departamento de Botânica da Universidade Federal de Pernambuco e o Dr. JEAN CARLOS SANTOS da Universidade Federal de Pernambuco. O Dr. MARCELO TABARELLI, na qualidade de Coordenador do Programa, iniciou a sessão apresentando os membros da banca e convidando em seguida a Dra. CECÍLIA PATRÍCIA ALVES COSTA para presidir a sessão na qualidade de orientadora do aluno. A Dra. CECÍLIA PATRÍCIA ALVES COSTA, convidou o aluno para fazer a exposição do seu trabalho. Após a apresentação do aluno, a Dra. CECÍLIA PATRÍCIA ALVES COSTA convidou o Dr. NIRO HIGUCHI, para fazer a sua arguição em forma de diálogo. Em seguida, o mestrando foi arguido, também em forma de diálogo, pelo Dr. RICARDO RIBEIRO RODRIGUES. Após o término das arguições, a Dra. CECÍLIA PATRÍCIA ALVES COSTA teceu agradecimentos aos membros da banca pelas sugestões, fez alguns comentários sobre o trabalho do mestrando, e em seguida solicitou aos presentes que se retirassem por alguns instantes para que se procedesse à avaliação do mesmo. Após reunir-se, a Banca Examinadora atribuiu ao Mestrando **MATEUS DANTAS DE PAULA**, a seguinte menção: **"APROVADO"**, e face a este resultado o mesmo está apto a receber o grau de Mestre em Biologia Vegetal pela Universidade Federal de Pernambuco. Nada mais havendo a tratar, a sessão foi encerrada às 11h57, e para constar como Coordenador, EU, MARCELO TABARELLI, lavrei, datei e assinei esta ATA, que também assinam os demais presentes.

Recife, 19 de fevereiro de 2009.



CONFERE COM O ORIGINAL

Em 19/02/2009



Hildebrando Manoel da Silva

Assistente em Administração do Programa
De Pós-Graduação em Biologia Vegetal
SIAPE 1131633



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM BIOLOGIA VEGETAL
Portaria nº 534/2008
em 22/04/08 - DJU 2004/08

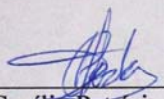


UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
Centro de Ciências Biológicas
Departamento de Botânica
Programa de Pós-Graduação
em Biologia Vegetal

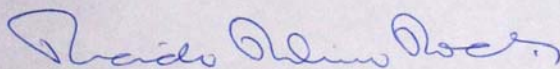
MATEUS DANTAS DE PAULA

“PAPEL DA BIODIVERSIDADE NA RETENÇÃO DE
CARBONO EM UMA PAISAGEM FRAGMENTADA DA
MATA ATLÂNTICA NORDESTINA”

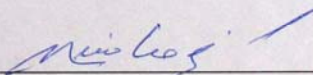
BANCA EXAMINADORA:



Dra. Cecília Patricia Alves Costa (Orientadora) – UFPE



Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues – ESALQ-USP



Dr. Niro Higuchi – INPA-AM.

Recife- PE
2009

AGRADECIMENTOS

A meus pais, Roberto e Ione, por tanto suporte e carinho nesta época de grandes mudanças na minha vida,

A minha querida companheira Ellen, por todo seu amor e apoio nestes dois anos de curso,

A minha irmã Mariana, por andar ao meu lado no caminho do mestrado,

Aos meus Tios Lafaiete e Leda, pela vida exemplar e visão ecológica,

Aos Mendes, Guimarães e Caminhas, que eu tenho uma profunda admiração e respeito,

Ao professor Marcelo Tabarelli, por todas as suas sugestões, que engrandeceram enormemente esse trabalho,

Aos futuros Mestres Tarciso e Diele, companheiros de conversas produtivas, de trabalho e de aventuras,

Ao futuro Doutor Severino Rodrigo, pelos seus conselhos acadêmicos,

Aos colegas da irmandade dos “Jatrophianos” do Mestrado de Biologia Vegetal: que nossos caminhos sempre se cruzem,

A todos da Secretaria do Programa de Pós-Graduação de Biologia Vegetal, em especial Hildebrando, pelo seu excelente trabalho organizando minha vida acadêmica,

Ao Doutor Bráulio Santos, por ceder seus dados de campo, sem eles este trabalho não seria possível,

Ao Doutor André Santos, pela sua ajuda na elaboração do projeto de Dissertação,

A todos meus amigos da Escola Técnica Federal de Pernambuco e Curso de Ciências Ambientais,

À CEPAN e Conservation International do Brasil,

Este trabalho é dedicado a vocês

ÍNDICE

1. Apresentação	1
2. Fundamentação Teórica.....	2
2.1. <i>Biodiversidade e Processos Ecológicos</i>	2
2.2. <i>Serviços Ambientais de Florestas e o Armazenamento de Carbono</i>	5
2.3. <i>Estimativa da Biomassa de Florestas</i>	6
2.4. <i>Florestas em sucessão, seu Carbono e Biodiversidade</i>	7
2.5. <i>Fragmentação, Conservação, e Mitigação do Aquecimento Global</i>	9
2.6. <i>Referências Bibliográficas</i>	11
3. Manuscrito 1 - O Papel da Diversidade Arbórea na Capacidade de Retenção de Carbono em um Fragmento da Mata Atlântica no Centro de Endemismo Pernambuco.	19
4. Manuscrito 2 - Colapso do Estrato Emergente e a Perda dos Serviços de Retenção de Carbono em Paisagens Hiper-Fragmentadas.....	33
5. Manuscrito 3 - Estimativa de Carbono em um Fragmento de Floresta Madura na Mata Atlântica Nordeste com o Uso de Índices Espectrais.....	44
6. Conclusões	57
7. Resumo	58
8. Abstract	59
9. Anexos –	60
9.1. <i>Regressão Múltipla Stepwise</i>	60
9.2. <i>Normas dos Periódicos</i>	61

APRESENTAÇÃO

A presente dissertação de mestrado é composta de uma fundamentação teórica e três manuscritos que tratam do papel da diversidade no funcionamento dos ecossistemas, mais especificamente, a influência da diversidade arbórea na retenção do carbono total de uma floresta. O primeiro manuscrito trata da investigação de relações entre os componentes da diversidade de árvores em florestas primárias e secundárias e o seu carbono total no interior de uma área preservada da mata Atlântica nordestina. O segundo manuscrito analisa o papel do grupo de árvores emergentes na retenção de carbono, e como a perda deste grupo pode afetar o balanço total de carbono em uma paisagem fragmentada. O último manuscrito trata da viabilidade de modelos de quantificação de carbono através de imagens de satélite, baseados na relação do carbono estimado em campo com índices espectrais de vegetação.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Biodiversidade e processos ecossistêmicos

Entre os temas mais estimulantes desenvolvidos na ecologia na última década é a idéia que a diversidade biológica, pode influenciar significativamente o funcionamento dos ecossistemas (Worm & Duffy 2003; Naeem et al. 2002). Durante a década de 90, vários estudos apontavam para uma ligação entre a diversidade biológica e os processos ecossistêmicos (Frank & McNaughton 1991; Naeem et al. 1994; Hooper & Vitousek 1997). Os paradigmas correntes nas duas décadas anteriores eram que a diversidade deveria ser controlada por perturbação e produtividade e que o funcionamento dos ecossistemas era ditado pelas espécies dominantes do local. O novo conceito era que a riqueza de espécies por si só era tão importante quanto a composição de espécies na determinação do funcionamento ecossistêmico (Díaz & Cabido 2001). Inicialmente, durante a época quando predominava o pensamento de Aristóteles (384-322 a.C), os organismos, habitat e meio ambiente eram vistos como uma única entidade e não havia muito questionamento sobre a biodiversidade e o funcionamento de ecossistemas – a perspectiva era de uma harmonia metafísica entre os organismos e seu ambiente. Com a chegada da revolução científica do século XVII na Europa, o pensamento aristotélico foi abandonado e a fragmentação das ciências prejudicou o desenvolvimento de pesquisas biodiversidade-processos ecossistêmicos, que requerem abordagens multi-disciplinares em campos como botânica, zoologia, microbiologia, química, física, e geologia. Mais especificamente, a divisão da ecologia em ecologia de ecossistemas e ecologia de comunidades tornou a existência de pesquisas diversidade-processos ecossistêmicos improvável até o advento das pesquisas interdisciplinares, porque cada aspecto do debate era tratado em linhas de pesquisa diferentes (Naeem et al. 2002).

As raízes recentes da pesquisa biodiversidade-processos ecossistêmicos podem ser traçadas a partir de um encontro em Mitwitz, na Alemanha em 1991, sobre o desenvolvimento do Programa Internacional Biosfera-Geosfera. Neste encontro ficou claro que os geofísicos, líderes do desenvolvimento de modelos globais, não conseguiam acomodar a complexidade biológica e estavam de certa forma satisfeitos com um modelo com uma biosfera simples, apesar dos avanços recentes em ecologia global. O comitê SCOPE (Scientific Committee on

the Problems of the Environment), formado durante a reunião de Mitwitz, iniciou então um programa de pesquisas com o objetivo de avaliar os efeitos da biodiversidade nos processos ecossistêmicos, buscando responder as seguintes perguntas: 1. A biodiversidade importa para os processos sistêmicos (ex. retenção de nutrientes, decomposição, produção primária), incluindo realimentações atmosféricas, a curto e longo prazos, e face às mudanças globais (aquecimento global, uso do solo e invasões biológicas)? e 2. Como a estabilidade e resistência do sistema é afetado pela diversidade das espécies e como a mudança global irá afetar esses relacionamentos? (Tilman et al. 2002).

Estudos recentes relacionando biodiversidade e processos ecossistêmicos têm focado uma variada gama de grupos biológicos e processos, como espécies invasoras (Levine et al. 2002), ecossistemas de solo (Ruiter et al. 2002), ecologia marinha (Loreau 2007), dinâmicas tróficas (Worm & Duffy 2003), associações micorrízicas (van der Heijden et al. 1998), e redes de interação (Bascompte 2007). No caso do grupo biológico das plantas, revisões recentes de achados experimentais geralmente indicam uma relação positiva entre a riqueza vegetal e os processos ecossistêmicos, notadamente produção primária acima do solo (Díaz & Cabido 2001, Schwartz et al. 2000). No entanto, a gama de tipos vegetacionais testados têm sido extremamente limitada, em sua grande parte assembléias herbáceas sintéticas (Díaz & Cabido 2001). Taxas e magnitudes de processos ecossistêmicos têm sido vistos relacionar mais consistentemente com composição funcional (presença de grupos de tipos funcionais diferentes) e riqueza funcional (número de diferentes tipos funcionais) do que com a riqueza de espécies simplesmente (Naeem et al. 1999). No entanto, cautela é necessária, já que pouquíssimos estudos foram realizados em comunidades naturais, e a ligação entre diversidade e processos ecossistêmicos parece variar bastante em relação a escalas diferentes (Díaz & Cabido 2001). Também é necessário levar em conta a variabilidade natural dos fatores ambientais como clima, solo e topografia, que influenciam tanto a diversidade quanto os processos ecossistêmicos (Hector et al, 2002). Enfim, existe pouca dúvida que as taxas dos processos ecossistêmicos e as propriedades e estruturas resultantes dos ecossistemas são influenciados tanto por fatores bióticos e abióticos (Mas veja Huston 1997). A questão principal que permeia, sendo o foco do debate biodiversidade-processos ecossistêmicos, é a contribuição relativa de cada um destes fatores gerais para os processos, dentro de condições particulares, e dentro de uma escala particular (Huston & McBride 2002).

Existem duas hipóteses centrais que permeiam o debate da relação da biodiversidade com os processos ecossistêmicos. A primeira é a dos modelos de efeito de amostragem, que postula que quanto maior a diversidade de um sistema, maiores são as chances de surgirem espécies significantes para o funcionamento de determinado processo. Desta forma, parcelas de análise com maiores diversidades teriam maior produtividade, porque as chances de uma espécie altamente produtiva estar presente seria maior (Huston 1997, Tilman 1997). A segunda hipótese é a da facilitação e diferenciação de nichos. Estes modelos também assumem que um efeito de amostragem exista, no entanto a explicação para uma maior intensidade de processos em altas diversidades é que as interações entre as espécies contribuem para a relação diversidade-processos ecossistêmicos (Loreau & Hector 2001). Por exemplo, a presença de grandes árvores em florestas tropicais permite a existência de epífitas que conseguem capturar nutrientes inacessíveis a outros grupos, e assim podem aumentar os recursos disponíveis para a floresta como um todo (Nadkarni et al. 2004). Enquanto os efeitos de amostragem parecem explicar a relação diversidade-processos ecossistêmicos em baixas diversidades, em condições de biodiversidade mais altas os modelos de nicho se mostram mais robustos para estimar a produtividade do sistema com base em sua riqueza e composição de espécies. (Tilman et al. 2002)

Um exemplo bastante estudado de relações biodiversidade-processos ecossistêmicos é a relação produtividade-diversidade. A conclusão de praticamente todos os experimentos de produtividade-diversidade que a produtividade aumenta com crescente diversidade entra em conflito com o fato que a maioria dos ecossistemas de alta produtividade no mundo possuem baixa diversidade de plantas, como floração de algas e fitoplâncton, mangues, florestas de bambu e de eucalipto, etc. E ao contrário, comunidades de alta diversidade são encontradas em locais pouco produtivos, como no Mediterrâneo e em florestas tropicais em solos empobrecidos (Grime 1997). O aumento da produtividade média com crescente diversidade de espécie que foi observado em muitos dos experimentos produtividade-diversidade ocorre sob condições presumidamente controladas e uniformes, exceto ao ponto que são alteradas pelas próprias plantas (Huston & McBride 2002). Portanto qualquer aumento de produtividade com a diversidade é esperado resultar ou de uso de recursos complementar interespecífico, ou seja uma maior eficiência de uso, ou interações facilitativas entre espécies, nas quais uma ou mais espécies melhoram as condições para outras espécies (Hooper & Vitousek 1998). Um conhecido exemplo do segundo caso é a fixação de nitrogênio por

legumes. Assim a variação na riqueza de espécies pode exercer apenas um papel secundário nos padrões naturais de produtividade, os quais são regulados principalmente por fatores ambientais, como clima e solos. Apenas em situações com fatores ambientais homogêneos podem os efeitos da riqueza e composição de espécies afetar a produtividade local. (Huston & McBride 2002). A produtividade vegetal tem se tornado um dos processos ecossistêmicos mais estudados recentemente, pela necessidade do estabelecimento de conhecimento científico para o uso de projetos de seqüestro de carbono em florestas na mitigação dos efeitos do aquecimento global (Díaz & Cabido 2001).

Serviços Ambientais de Florestas e o Armazenamento de Carbono

Uma das razões pelas quais o debate biodiversidade-processos ecossistêmicos tem tido muita visibilidade nos meios de divulgação é a idéia que a perda de espécies poderá afetar os processos ecossistêmicos, e ultimamente afetar as empreitadas humanas. A perda de espécies então afetaria os conhecidos “serviços ambientais” ou “serviços ecossistêmicos”, que são as condições e processos pelos quais ecossistemas naturais sustentam e mantêm a vida humana (Worm & Duffy 2003). Estes serviços incluem a purificação de água e ar, mitigação de secas e enchentes, destoxificação e decomposição de esgotos e efluentes, geração e renovação de solo e sua fertilidade, entre outros, além de oferecerem os “bens ambientais”, como madeira, alimentos, combustíveis, fibras e muitos produtos farmacêuticos (Myers 1997). Assim os serviços ambientais são fundamentais para as atividades econômicas humanas, e a biodiversidade pode ter um papel muito importante em sua regulação. As florestas oferecem variados tipos de serviços ambientais, como a estabilização das paisagens (Parrota 2002), impedem a disseminação de pragas (Woodwell & Mackenzie 1995), protegem solos e ajudam a manter a umidade e ciclar nutrientes (Vitousek & Sanford 1986), oferecem uma grande variedade de produtos ambientais (Godoy et al. 1993), modulam clima a nível regional, local e regulam as chuvas (Meher-Homji 1992), e a nível planetário regulam o efeito estufa pelo seqüestro e armazenamento de carbono nas plantas e nos solos (Woodwell & Mackenzie 1995).

Florestas atualmente armazenam em torno de 1,2 trilhão de toneladas ($1,2 \times 10^{12}$ g) de carbono em suas plantas e solo (60% do carbono total em todas plantas terrestres e solo),

enquanto a atmosfera armazena 750 bilhões de toneladas de carbono (GCP 2008; Houghton et al. 1990). Compreender a proporção entre o carbono nas florestas e na atmosfera é importante para estimar o efeito na queima de parte do carbono florestal. Um terço do carbono total em florestas se encontram nas matas tropicais, sendo o segundo tipo florestal com mais carbono estocado (perdendo para as florestas boreais, que contém metade do carbono total) (Dixon et al. 1994). Quando florestas são queimadas, elas liberam carbono: 15% das emissões antrópicas mundiais são originadas pela mudança de uso de solo das florestas tropicais, sendo que o componente de emissão destas florestas cresce anualmente mais rápido que todas as outras emissões (GCP 2008). Por ano, 15 milhões de hectares de florestas tropicais são perdidas (FRA 2005).

Por outro lado, o potencial de seqüestro de carbono por reflorestamento em florestas tropicais é muito grande, e se estima que 8 milhões de km² de áreas degradadas estão disponíveis para reflorestamento (Houghton et al. 1990). Estas áreas tem sido alvo de diversos projetos governamentais focando a restauração dos serviços ambientais, e projetos privados visando a obtenção de benefícios financeiros advindos dos créditos de carbono oferecidos pelos mercados de carbono internacionais (Benítez et al. 2007).

Estimativa da Biomassa de Florestas

Diante da importância das florestas no ciclo do carbono, das mudanças globais provocadas pelas emissões de CO₂, um dos gases de efeito estufa, e da remuneração por créditos para atividades de seqüestro de carbono, as pesquisas para aumentar a precisão do inventário da biomassa de florestas tomaram um novo impulso, especialmente já que debates polêmicos têm surgido sobre estimativas de grandes áreas, como a Amazônia (Houghton et al. 2001). Pesquisar a biomassa arbórea em campo de forma destrutiva é sem dúvida o método mais acurado de estimar a biomassa acima do solo, mas é um processo altamente laboroso e lento, geralmente limitado a pequenas áreas e amostras (Ketterings et al. 2001). Equações alométricas relacionando diâmetro à altura do peito (DAP) ou outras variáveis à biomassa total de uma árvore, geralmente calibradas por medidas destrutivas, são o método preferido em inventários florestais e pesquisas ecológicas (Ketterings et al. 2001). Ao estimar a

biomassa de uma floresta, o uso de equações espécie-específicas são preferidas, com o uso de DAP, altura e densidade de madeira (Alves et al. 1997).

O sensoriamento remoto tem se mostrado uma alternativa viável para a estimativa de estoques de biomassa acima do solo a nível regional e global (Muukkonen & Heiskanen 2007). A relação entre a produção primária bruta e índices de vegetação derivados de satélite, especialmente o NDVI (índice de vegetação por diferença normalizado) tem sido extensivamente estudado, e boas correlações foram encontradas (Nagy et al. 2007). No entanto, problemas tem sido enfrentados para estimar biomassa a partir de dados Landsat TM na Amazônia, já que a resolução e a saturação dos índices de vegetação usados torna difícil a diferenciação de biomassa sem o uso de dados LIDAR, de mais alta resolução (Drake et al. 2003). Tomppo et al. (2002) mostraram que modelos de regressão para estimar biomassa acima do solo a partir de dados de satélites Landsat TM poderiam servir de intermediários entre dados medidos em campo e dados de satélites com resoluções menores, como o MODIS, para estimação de inventários nacionais de carbono. Para estimativas mais precisas de carbono, outras técnicas de sensoriamento estão disponíveis, nem todas com satélite. Um destes métodos é a aquisição de dados de aviões a baixas altitudes, usando perfiladores a laser (LIDAR), que produzem dados com as alturas individuais de cada árvore, e permitem identificações por espécie, e o uso bastante preciso de equações alométricas (Patenaude et al. 2004). No entanto métodos como o LIDAR podem se tornar muito caros (Brown 2004). Uso de novos índices de vegetação, como o EVI (enhanced vegetation index), que não saturam em situações de alta produtividade vegetal ou biomassa, podem ser alternativas baratas e viáveis para os novos dados de satélites com alta resolução (menos de 5 metros de pixel)(Shimabukuro & Ponzoni 2007).

Florestas em sucessão, seu Carbono e Biodiversidade

De acordo com P.W. Richards, nenhum aspecto de ecologia de florestas tropicais possui maior valor prático ou promete resultados de maior importância teórica que o estudo das florestas secundárias (Finnegan 1996). Sucessão secundária é definida como a regeneração da vegetação lenhosa após corte completo para pasto, agricultura, ou outra atividade humana. Este tipo de sucessão é influenciado pela estocacidade, a biologia das espécies, pela suas

interações com outras espécies, e pelas condições abióticas. Todos estes componentes determinam ao fim uma composição florística em determinada idade desde o corte completo, e influenciam o grau de recuperação estrutural e funcional em relação à vegetação original (Guariguata & Ostertag 2001). Assim compreender o papel da entrada e interações das espécies, e as taxas de acúmulo de carbono são fundamentais para avanços teóricos, projetos de restauração florestal e de seqüestro de carbono com vista ao mercado de créditos (Olschewski & Benítez 2005).

Enquanto a riqueza de espécies vegetais em florestas secundárias pode alcançar valores comparáveis ao de florestas primárias dentro de poucas décadas após o abandono do local, retornar a uma composição de espécies similar ao de uma floresta primária é um processo muito mais longo, particularmente para espécies do grupo de estratificação emergente, devido ao seu lento tempo de turnover (Finnegan 1996). Casos práticos mostram que muitas florestas com 80-100 anos de abandono ainda não alcançam composição de espécies de dossel semelhantes a áreas primárias (Saldarriaga et al. 1988; Denslow & Guzman 2000). Modelagens e estudos baseado em medições de carbono 14 indicam que a idade de indivíduos em uma floresta tropical pode variar de 8 a 2000 anos, dependendo da espécie. O valor modal para estas idades parece estar entre 200 e 400 anos e este, portanto parece ser uma estimativa razoável da taxa de *turnover* de uma floresta tropical, assim como a sua idade (Lieberman et al. 1985; Martínez-Ramos & Alvarez-Buylla 1998).

O grupo das emergentes, apesar de representar apenas 10% da riqueza arbórea total de florestas tropicais, pode ter uma contribuição desproporcional em oferta de recursos e serviços para a floresta (Turner 2001). É o grupo que retém proporcionalmente a maior parte do carbono em florestas primárias (Nascimento & Laurance 2004), e a profusão de epífitas em seus troncos armazenam quatro vezes mais matéria orgânica que os componentes não-lenhosos de florestas primárias - em florestas secundárias, sem o grupo das emergentes em um papel relevante, a biomassa de epífitas é 40% menor (Nadkarni et al. 2004). Em termos de papel ecológico, muitas emergentes são consideradas espécie-chave por oferecer alimento em abundância para vários grupos biológicos (Oliveira et al. 2008). A questão de quão importante é para florestas secundárias recuperarem a composição original de florestas primárias para o funcionamento dos processos ecossistêmicos ainda é debatida. Estudos de regeneração comparando diversos modelos de sucessão, incluindo com o uso de espécies

exóticas e baixas diversidades, não encontraram diferenças significativas em escalas de tempo de poucas décadas na retenção de nutrientes e herbivoria (Guariguata & Ostertag 2001). No entanto, alguns estudos indicam que o padrão de composição e serviços de florestas secundárias só alcança valores similares a florestas primárias com idades de 60 anos após o abandono, e talvez 100 (Santos et al. 2008; Finnegan 1996).

Em relação ao acúmulo de biomassa, tipicamente a sucessão florestal é caracterizada por um período inicial onde a biomassa é alocada para tecidos que adquirem recursos (folhas e raízes), e períodos subsequentes onde a biomassa é alocada para tecidos estruturais, como troncos e raízes grossas (Ewel 1971). No entanto em áreas de floresta secundária com 14-23 anos a proporção de biomassa em partes estruturais já são comparáveis a de uma floresta primária (Silva 2007). Mas para florestas secundárias alcançarem um valor de biomassa total acima do solo similar a florestas primárias, 80 anos de regeneração ainda não são suficientes (Brown & Lugo 1990).

Fragmentação, Conservação, e Mitigação do Aquecimento Global

A empreitada humana altera a paisagem natural, e cria uma nova dinâmica onde as florestas secundárias e remanescentes de florestas primárias possuem um papel fundamental para a conservação biológica, economia e cultura (Guariguata & Ostertag 2001). Nas próximas décadas, a expansão das fronteiras agrícolas em países tropicais onde grandes florestas ainda existem, continuará a transformar florestas primárias em uma mistura de pequenos remanescentes em áreas economicamente marginais, e florestas secundárias (Wright 2005). São conhecidos deste processo, a fragmentação florestal, quatro principais achados atuais da ciência: Que a fragmentação florestal age em conjunto e facilita outros distúrbios humanos como o corte seletivo, fogo e caça; a fragmentação provoca mudanças rápidas e severas na organização biológica devido à fragmentação de habitats, criação de bordas, e proliferação de espécies invasoras; a fragmentação provoca alterações no funcionamento dos ecossistemas, como ciclagem de nutrientes; e que a fragmentação florestal depende bastante da configuração da paisagem e da natureza da matriz humana (Tabarelli et al. 2008).

Os efeitos de borda são os mais importantes processos que levam às mudanças em paisagens fragmentadas (Nascimento & Laurance 2006). Eles são causados por gradientes diferenciados de mudanças físicas e bióticas próximas a bordas florestais e portanto são considerados

proporcionais à distância da borda mais próxima (Murcia 1995), apesar de estudos recentes indicarem que esta distância pode variar de acordo com a topografia, incidência de luz e direção do vento no fragmento (Pinto et al. 2008). Estes efeitos levam a modificações microclimáticas nas regiões de borda de floresta, aumento na turbulência de ventos, aumento na intensidade de luz, e conduzem a comunidade de borda a uma situação de sucessão inicial, inibindo o estabelecimento de espécies tardias, ou tolerantes à sombra (Williams-Linera 1990). Em uma faixa de distância de até 300 metros da borda, muitos efeitos deletérios sobre a comunidade arbórea acontecem, inclusive aumentos da mortalidade e proliferação de espécies pioneiras (Nascimento & Laurance 2006). Em até 100 metros da borda, florestas tropicais perdem em torno de 36% de sua biomassa (Laurance et al. 1997). Isto está de acordo com a hipótese que fragmentos pequenos em paisagens de fragmentação florestal muito antiga atingiram um estado de sucessão “freiado”, dominado por comunidades de sucessão inicial e intermediárias, e são indistintos de florestas secundárias com menos de 45 anos de regeneração (Tabarelli et al. 2008). Assim o valor de paisagens com múltiplos e pequenos fragmentos para a conservação biológica seria muito baixo, pela incapacidade de reter biodiversidade e possivelmente oferecer serviços ambientais, principalmente retenção de carbono.

Com os indícios cada vez mais alarmantes dos efeitos do aquecimento global, provocado pela emissão antropogênica de gases do efeito estufa, a demanda tem crescido por projetos de seqüestro de carbono, remunerados por créditos dentro do arcabouço do protocolo de Kyoto ou de mercados voluntários de carbono. Uma das modalidades mais complexas de tais projetos é a de “florestamento, uso e mudança de uso da terra”, das quais o reflorestamento faz parte (Benítez et al. 2007). Apesar das dificuldades de metodologias de contabilidade, e de ter um limite sobre os créditos máximos emitidos no caso de Kyoto, o reflorestamento e florestamento (conversão em florestas as paisagens anteriormente não florestadas, como campos naturais) tem sido louvado por trazer a possibilidade de servir as comunidades com os serviços e produtos ambientais (Saunders et al. 2004). Em relação à conservação da biodiversidade, padrões e selos de qualidade têm sido lançados com o objetivo de tornar os projetos de seqüestro de carbono que contemplem a conservação biológica mais competitivos (Madlener et al. 2006), como o CCB (Climate, Community and Biodiversity standard).

Diferentes modelos de projetos de reflorestamento focando o seqüestro de carbono têm sido testados em recentes estudos (Melo & Duringan 2006). Os modelos com monoculturas mais comuns usam espécies de Eucalipto e Pinus, e em geral outras espécies de rápido crescimento, mas um baixo valor máximo de carbono (Balbinot et al. 2002; Paixão et al. 2006). Quase todos os modelos de monoculturas prevêm desbastes e o aproveitamento de produtos florestais, no entanto poucos estudos prevêm uma análise de ciclo de vida completo dos produtos, onde podem ser detectados vazamentos de carbono em etapas posteriores do projeto (Schwarze et al. 2004). Modelos de reflorestamento com alta diversidade, apesar dos problemas de contabilidade do carbono decorrentes do uso de várias espécies, e do baixo retorno financeiro, podem alcançar valores finais mais altos e reter carbono por mais tempo (Gillespie 1999). Algumas regiões como o Brasil possuem um alto potencial para projetos de reflorestamento e florestamento, mas até agora apenas um projeto foi contemplado por Kyoto, e poucos em mercados voluntários (Benítez & Obersteiner 2006). Regiões já severamente desmatadas, com a Mata Atlântica acima do Rio São Francisco, que necessitam reflorestar para cumprir acordos legais, possuem uma grande demanda (obs. pessoal).

Outra modalidade de projeto de carbono que poderá ser homologada no futuro é o de emissões reduzidas por redução de desmatamento. A pressão tem sido muito grande por vários países e organizações não-governamentais para que Kyoto contemple esta forma de mecanismo de desenvolvimento limpo, já que o desmatamento é uma das principais formas de emissão antropogênica de CO₂ (CI 2008).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alves, D.S., Soares, J.V., Amaral, S., Mello, E.M.K., Almeida, S.A.S., Silva, O.F., e Silveira, A.M. 1997. *Biomass of Primary and Secondary Vegetation in Rondônia, Western Brazilian Amazon*. Global Change Biology 3:451-461.

Balbinot, R., Schumacher, M.V., Watzlawick, L.F., e Sanqueta, C.R. 2002. *Inventário do carbono orgânico em um plantio de Pinus taeda aos 5 anos de idade no Rio Grande do Sul*. Revista Ciências Exatas e Naturais, 5(1):59-68.

Bascompte, J. 2007. *Networks in Ecology*. Basic and Applied Ecology 8: 485-490.

Benítez, P.C., McCallum, I., Obersteiner, M., Yamagata, Y. 2007. *Global potential for carbon sequestration: Geographical distribution, country risk and policy implications*. Ecological Economics 60:572-583.

Benítez, P.C., e Obersteiner, M. 2006. *Site identification for carbon sequestration in Latin America: A grid-based economic approach*.

Brown, S., Lugo, A.E. 1990. *Effects of Forest Clearing and Succession on the Carbon and Nitrogen Content of Soils in Puerto Rico*. Plant and Soil, 124:53-64.

Brown, S. 2004. *Measuring, Monitoring and Verification of Carbon Benefits for Forest-Based Projects*. Capítulo 7, Capturing Carbon and Conserving Biodiversity – the Market Approach. Earthscan.

CI, Conservation International. 2008. *Harnessing Nature as a Solution to Climate Change*. Conservation International's Climate Change Business Plan.

Denslow, J.S., e Guzman, J. 2000. *Variation in stand structure, light, and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama*. Journal of Vegetation Science, 11: 201-212.

Díaz, S., e Cabido, M. 2001. *Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes*. TRENDS in Ecology & Evolution 16 (11): 646-655.

Dixon, R.K., Brown, S., Houghton, R.A., Solomon, A.M., Trexler, M.C., e Wisniewski, J. 1994. *Carbon Pools and flux of Global Ecosystems*. Science, 263:185-190.

Drake, J.B., Knox, R.G., Dubayah, R.O., Clark, D.B., Condit, R., Blair, J.B., Hofton, M., 2003. *Above-ground biomass estimation in closed canopy Neotropical forests using lidar remote sensing: factors affecting the generality of relationships*. Global Ecol. Biogeogr. 12:147–159.

Ewel, J.J. 1971. *Biomass Changes in Early Tropical Forest Succession*. Turrialba, 21:110-112.

FRA 2005 – Forest Resources Assessment. FAO, Nações Unidas (<http://www.fao.org/forestry/fra2005/en/>).

- Frank, D.A., McNaughton, S.J. 1991. *Stability Increases with Diversity in Plant Communities: Empirical Evidence from the 1988 Yellowstone Drought*. *Oikos*, 62: 360-362.
- Finnegan, B. 1996. *Pattern and Process in Neotropical Secondary Rain Forests: The First 100 years of Succession*. *Tree*, 11(3):11-124.
- GCP – Global Carbon Project. 2008. *Carbon budget and trends 2007*, [www.globalcarbonproject.org, 26 September 2008].
- Gillespie, A., 1999. *Sinks, biodiversity & forests: the implications of the Kyoto Protocol upon the other primary UNCED instruments*. Presented to the International Conference on Synergies and Co-ordination between Multilateral Environmental Agreements, United Nations University, Tokyo, 14–16 July.
- Godoy, R., Lubowski, R., Markandya, A. 1993. *A method for the economic valuation of non-timber tropical forest products*. *Economic Botany*, 47(3):220-233.
- Grime, J.P. 1997. *Biodiversity and Ecosystem Function: the Debate Deepens*. *Science*, 277:1260-1261.
- Guariguata, M.R., e Ostertag, R. 2001. *Neotropical Secondary Forest Succession: Changes in Structural and Functional Characteristics*. *Forest Ecology and Management*, 148:185-206.
- Hector, A. Loreau, M., Schmid, B. e o projeto BIODEPTH. 2002. *Biodiversity Manipulation Experiments: Studies Replicated at Multiple Sites*. Capítulo 4, *Biodiversity and Ecosystem Functioning – Synthesis and Perspectives*. Ed. Oxford Biology.
- Hooper, D.U., e Vitousek, P.M. 1998. *Effects of Plant Composition and Diversity on Nutrient Cycling*. *Ecological Monographs*, 68:121-149.
- Hooper, D.U., e Vitousek, P.M., 1997. *The Effects of Plant Composition and Diversity on Ecosystem Processes*. *Science*, 277: 1302-1305.
- Houghton, J.T. Jenkins, G.J., e Ephramus, J.J. 1990. *Climate Change: The IPCC Scientific Assessment (Final Report of Working Group 1)*. New York, Cambridge University Press.

- Houghton, R.A., Lawrence, K.T., Hackler, J.L. e Brown, S. 2001. *The Spatial Distribution of Forest Biomass in the Brazilian Amazon: a Comparison of Estimates*. *Global Change Biology*, 7:731-746.
- Huston, M.A. 1997. *Hidden Treatments in Ecological Experiments: Re-evaluating the Ecosystem Function of Biodiversity*. *Oecologia*, 110: 449-460.
- Huston, M.A. e McBride, A.C. 2002. *Evaluating the Relative Strengths of Biotic versus Abiotic Controls on Ecosystem Processes*. Capítulo 5, *Biodiversity and Ecosystem Functioning – Synthesis and Perspectives*. Ed. Oxford Biology.
- Ketterings, Q.M., Coe, R., Van Noordwijk, M., Ambagau, Y., e Palm, C.A. 2001. *Reducing Uncertainty in the Use of Allometric Biomass Equations for Predicting Above-Ground Tree Biomass in Mixed Secondary Forests*. *Forest Ecology and Management*, 146:199-209.
- Laurance, W.F., Laurance, S.G., Ferreira, L.V., Rankin-de-Merona, J.M., Gascon, C., e Lovejoy, T.E. 1997. *Biomass Collapse in Amazonian Forest Fragments*. *Science*, 278:1117-1118.
- Levine, J.M., Kennedy, T., e Naeem, S. 2002. *Neighbourhood Scale Effects of Species Diversity on Biological Invasions and their Relationship to Community Patterns*. Capítulo 10, *Biodiversity and Ecosystem Functioning – Synthesis and Perspectives*. Ed. Oxford Biology.
- Loreau, M. e Hector, A. 2001. *Partitioning Selection and Complementarity in Biodiversity Experiments*. *Nature*, 412:72-76
- Loreau, M. 2007. *Biodiversity and Ecosystem Functioning: The Mystery of the Deep Sea*. *Current Biology*, 18 (3): 126-128.
- Meher-Homji, V.M. 1992. *Probable Impact of Deforestation on Hydrological Processes*. *Climatic Change*, 19:163-174.
- Paixão, F.A., Soares, C.P.B., Jacovine, L.A.G., Silva, M.L., Leite, H.G., Silva, G.F. 2006. *Quantificação do Estoque de Carbono e Avaliação Econômica de Diferentes Alternativas de Manejo em um Plantio de Eucalipto*. *Revista Árvore*, 30(3):411-420.

- Pinto, S.R.R. ; Melo, F. Dantas, M. ; SANTOS, A.M.M. ; TABARELLI, M. 2008. *Asymmetric disruption on forest fragments microclimate in a hyper-fragmented landscape: implications for habitat restoration*. Forest Ecology and Management, Submitted.
- Madlener, R., Robledo, C., Muys, B., Blanco Freja, J.T. 2006. *A Sustainability Framework for Enhancing the Long-Term Success of Lulucf Projects*. Climatic Change, 75(1-2):241-271.
- Martínez-Ramos, M. e Alvarez-Buylla, E.R. 1998. *How old are tropical rain forest trees?* Trends in Plant Science, 3(10):400-405.
- Melo, A.C.G., e Duringan, G. 2006. *Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brasil*. Scientia Florestalis, 71:149-154.
- Murcia, C. 1995. *Edge effects in fragmented forests: implications for conservation*. Trends in Ecology and Evolution, 10:58-62.
- Muukkonen, P., e Heiskanen, J. 2007. *Biomass estimation over a large area based on standwise forest inventory data and ASTER and MODIS satellite data: A possibility to verify carbon inventories*. Remote Sensing of Environment, 107:617-624.
- Myers, N. 1997. *World's Forests and their Ecosystem Services*. Capítulo 12, Nature's Services – Societal Dependence on Natural Ecosystems. Editado por Gretchen Daily. Island Press.
- Nadkarni, N.M., Schaefer, D., Matelson, T.J. e Solano, R. 2004. *Biomass and nutrient pools of canopy and terrestrial components in a primary and a secondary montane cloud forest, Costa Rica*. Forest Ecology and Management, 198:223–236.
- Naeem, S., Loreau, M., Inchausti, P. 2002. *Biodiversity and Ecosystem Functioning: The Emergence of a Synthetic Ecological Framework*. Capítulo 1, Biodiversity and Ecosystem Functioning – Synthesis and Perspectives. Ed. Oxford Biology.
- Naeem, S., Thompson, L.J., Lawler, S.P., Lawton, J.H., e Woodfin, R.N., 1994. *Declining Biodiversity can Alter the Performance of Ecosystems*. Nature, 368: 734-736.
- Naeem, S., Tjossem, S.F., Byers, D., Bristow, C. e Li, S. 1999. *Plant neighborhood diversity and production*. Ecoscience, 6(3):355-365.

- Nagy, Z., Pintér, K., Czóbel, Sz., Balogh, J., Horváth, L., Fóti, Sz., Barcza, Z., Weidinger, T., Csintalan, Zs., Dinh, N.Q., Grosz, B., e Tuba, Z. 2007. The carbon budget of semi-arid grassland in a wet and a dry year in Hungary. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121: 21–29.
- Nascimento, H.E.M., Laurance, W.F., 2004. *Biomass dynamics in Amazonian forest fragments*. *Ecol. Appl.* 14 (Suppl.), 127–138.
- Oliveira, M.A., Santos, A.M.M. e Tabarelli, M. 2008. *Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest*. *Forest Ecology and Management*, 256: 1910–1917.
- Olschewski, R., e Benítez, P.C. 2005. *Secondary forests as temporary carbon sinks? The economic impact of accounting methods on reforestation projects in the tropics*. *Ecological Economics*, 55:380– 394.
- Parrota, J.A. 2002. *Restoration and Management of Degraded Tropical Forest Landscapes*. Capítulo 7, *Modern Trends in Applied Terrestrial Ecology*. Springer.
- Patenaude, G., Hill, R.A., Milne, R., Gaveau, D.L.A., Briggs, B.B.J., e Dawson, T.P. 2004. *Quantifying forest above ground carbon content using LiDAR remote sensing*. *Remote Sensing of Environment*, 93(3):368-380.
- Ruiter, P.C., Griffiths, B. e Moore, J.C. 2002. *Biodiversity and Stability in Soil Ecosystems: Patterns, Processes, and the Effects of Disturbance*. Capítulo 9, *Biodiversity and Ecosystem Functioning – Synthesis and Perspectives*. Ed. Oxford Biology.
- Saldarriaga, J.G., West, D.C., Tharp, M.L., Uhl, C. 1988. *Long term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela*. *Journal of Ecology*, 76:938-958.
- Santos, B.A., Peres, C.A., Oliveira, M.A., Grillo, A., Alves-Costa, C.P., Tabarelli, M., 2008. *Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil*. *Biol. Conserv.* 141, 249–260.

Saunders, L.S., Hanbury-Tenison, R., e Swingland, I.R. 2004. *Social Capital from Carbon Property: Creating Equity for Indigenous People*. Capítulo 12, Capturing Carbon and Conserving Biodiversity – the Market Approach. Earthscan.

Schwartz, M.W., Brigham, C.A., Hoeksema, J.D., Lyons, K.G., Mills, M.H. e van Mantgem, P.J. 2000. *Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology*. *Oecologia*, 122(3):297-305.

Schwarze, R., Niles, J.O., e Olander, J. 2004. *Understanding and Managing Leakage in Forest-Based Greenhouse-Gas-Mitigation Projects*. Capítulo 8, Capturing Carbon and Conserving Biodiversity – the Market Approach. Earthscan.

Silva, R.P. 2007. *Alometria, estoque e dinâmica da biomassa de florestas primárias e secundárias na região de manaus (AM)*. Tese de Doutorado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, INPA, Brasil.

Shimabukuro, Y.E., e Ponzoni, F.J. 2007. *Sensoriamento Remoto no Estudo da Vegetação*. Editora Parêntese.

Tabarelli, M., Lopes, A.V., Peres, C.A. 2008. *Edge-effects Drive Tropical Forest Fragments Towards an Early-Successional System*. *Biotropica*, 40(6):657-661.

Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., e Reich, P. 2002. *Plant Diversity and Composition: Effects on Productivity and Nutrient Dynamics of Experimental Grasslands*. Capítulo 3, Biodiversity and Ecosystem Functioning – Synthesis and Perspectives. Ed. Oxford Biology.

Tilman, D. 1997. *Community Invasibility, Recruitment Limitation, and Grassland Biodiversity*. *Ecology*, 78(1):81-92.

Tomppo, E., Nilsson, M., Rosengren, M., Aalto, P., & Kennedy, P. (2002). *Simultaneous use of Landsat-TM and IRS-1c WiFS data in estimating large area tree stem volume and aboveground biomass*. *Remote Sensing of Environment*, 82:156–171.

Turner, I.M., 2001. *The Ecology of Trees in the Tropical Rain Forest*. Cambridge University Press, Cambridge.

- van der Heijden, M.G.A., Klironomos, J.N., Ursic, M., Moutoglis, M., Streitwolf-Engel, R., Boller, T., Wiemken, A., Sanders, I.A. 1998. *Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity*. Nature 396: 69-72.
- Vitousek, P.M., Sanford, R.L. 1986. *Nutrient Cycling in Moist Tropical Forest*. Annual Review in Ecology and Systematics, 17:137-67.
- Woodwell, G.M. e Mackenzie, F.T. 1995. *Biotic Feedbacks in the Global Climatic System: Will the Warming Feed the Warming?*. New York. Oxford University Press.
- Williams-Limera, G. 1990. *Vegetative structure and environmental conditions of forest edges in Panama*. Journal of Ecology, 78:356-373.
- Worm, B. e Duffy, E. 2003. *Biodiversity, Productivity and Stability in Real Food Webs*. TRENDS in Ecology and Evolution 18 (12): 628-632.
- Wright, S.J. 2005. *Tropical forests in a changing environment*. Trends Ecol. Evol. 20: 553–560.

O Papel da Diversidade Arbórea na Capacidade de Retenção de Carbono em um Fragmento da Mata Atlântica no Centro de Endemismo Pernambuco.

Mateus Dantas de Paula¹; Cecília Patrícia Alves Costa²

¹Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil.

² Professor Adjunto do Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil

(manuscrito a ser enviado para o periódico Oikos em Maio/09)

Abstract:

The idea that the loss of species can affect the offer of ecosystem services, and ultimately harm the human enterprise has become recently an important support for conservation biology. Furthermore, with the emergence of the global warming crisis, studies regarding natural carbon retention, one important ecosystem service, have in demand, specially for the Forest sector. In this work we analyse the relations between the tree diversity components of primary and secondary forests in a large fragment of the brazilian northeast atlantic Forest, and their carbon retention services. We found that the shade-tolerant tree group percentage and species richness were the most important variables explaining carbon retention. This is a group composed by many endangered tree species, and their importance for the carbon cycle can now be an extra incentive for their conservation.

Introdução

A biodiversidade do planeta tem sido vertiginosamente perdida nas últimas décadas como consequência da super-exploração dos recursos naturais, alterações dos habitats naturais causados pelas atividades antrópicas (Heywood 1995). Em regiões tropicais, um dos processos mais intensos e conhecidos é o da fragmentação florestal, onde áreas contínuas de floresta primária são transformadas em paisagens com pequenos fragmentos, sendo muitos destes florestas secundárias, originadas do abandono de áreas agrícolas, com características

ecológicas diversas de florestas primárias (Tabarelli et al. 2008; Santos et al. 2008). Deste modo, as pesquisas científicas têm se intensificado na tentativa de entender as causas e consequências destas alterações drásticas das florestas primárias, e o papel da diversidade de florestas secundárias na retenção de diversidade e oferta de serviços ambientais (Tabarelli et al. 2008). Uma questão fundamental tem sido entender os efeitos que as perturbações (principalmente as antrópicas) e as condições ambientais (p.ex. produtividade potencial) têm sobre a biodiversidade. Uma outra abordagem, mais recente, avalia se alterações na biodiversidade (principalmente composição e riqueza de espécies) são capazes de afetar a intensidade e estabilidade dos processos ecossistêmicos (Díaz & Cabido 2001, Tilman et al. 2002).

A implicação deste conceito para a sociedade é que a perda de espécies poderá ao fim danificar os ecossistemas e serviços ambientais, e comprometer a economia. A maior parte dos estudos nesse sentido tenta investigar o papel da riqueza e composição das espécies nos processos ecossistêmicos, e aqueles que tentaram analisar o efeito dos dois separadamente verificaram que ambos são importantes (Worm & Duffy 2003). A composição de espécies tem no entanto sido estudada em relação a grupos funcionais, agrupamentos de espécies que possuem um efeito em, ou respondem a processos ambientais (ex. legumes fixadores, plantas c3 e c4, grupos tróficos) (Huston & McBride 2002). O grupo das árvores emergentes, por exemplo, é responsável por abrigar epífitas, que são conhecidas por oferecer boa parte dos nutrientes para os solos das florestas, e 4 vezes a quantidade de carbono em relação às partes não-lignificadas das plantas (Nadkarni et al. 2004; Narkani & Matelson 1992).

Em relação à riqueza de espécies, existe um crescente consenso que a riqueza de plantas está positivamente relacionada com vários processos ecossistêmicos, mais notadamente produção primária acima do solo (Schwartz et al. 2000), e biomassa acumulada (Hooper & Vitousek 1997; Tilman et al. 1997; Hector et al. 1999). Estas conclusões são baseadas em comunidades arbustivas e gramíneas, sendo a maior parte dos estudos realizados em assembléias artificiais, com poucas espécies (Díaz & Cabido 2001). Comunidades megadiversas como florestas tropicais não têm sido contempladas com esse tipo de estudo. É importante salientar que em ambientes naturais, a variabilidade ambiental modula de forma muito intensa a diversidade. A topografia por exemplo, é conhecida por produzir comunidades vegetais distintas (Grillo

2005; Valencia et al. 2004) Portanto é fundamental considerar fatores abióticos como este ao avaliar a relação entre biodiversidade e processos ecossistêmicos (Huston & McBride 2002).

Estudos realizados com florestas secundárias em florestas neotropicais indicaram que em poucos anos uma área em regeneração alcança valores de riqueza de espécies similar a uma floresta primária (Guariguata & Ostertag 2001). No entanto, em termos de composição de espécies e biomassa total, florestas secundárias e primárias são bem distintas: mesmo florestas secundárias com 80 anos de idade não possuem biomassa e composição similares a uma floresta primária (Denslow & Guzman 2000). Ainda assim, se considera que florestas secundárias alcançarão as características dos processos ecossistêmicos de florestas primárias com o tempo: por isso a idade da floresta secundária está bastante relacionada com a recuperação dos processos (Finnegan 1996). Entender, no entanto, quais fatores além do tempo modulam esta recuperação de floresta secundária para primária é de vital importância, principalmente para se estabelecer modelos que possam estimar com precisão a quantidade de carbono seqüestrado por florestas em regeneração. Nesse sentido a biomassa é proporcional ao carbono seqüestrado, sendo este estimado pela metade da biomassa (IPCC 2006). O carbono pode ser trocado por créditos em projetos dentro dos mercados de gases de efeito estufa, oferecendo retorno financeiro e auxiliando a mitigação do aquecimento global (Olschewski & Benítez 2005).

Neste trabalho, testamos a hipótese que a capacidade de retenção de carbono arbóreo aumenta com a diversidade e é dependente da composição de espécies. Esta hipótese foi testada em florestas secundárias em vários estágios de regeneração e em um fragmento de floresta primária, onde também testamos os efeitos da topografia na relação biodiversidade-processos ecossistêmicos.

Metodologia

Local de Estudo

O estudo foi realizado na Usina Serra Grande, Alagoas (8 30 S, 35 50 W; Fig. X), localizado em uma planície de 300-400 metros, no domínio geomorfológico da Borborema. A precipitação anual é de aproximadamente 2000 mm, e a tipo vegetacional predominante é

ombrófila aberta e estacional semidecidual. A amostragem do estudo foi realizada no maior fragmento de mata da propriedade. Este remanescente, a Mata de Coimbra, é o maior remanescente de Mata Atlântica ao norte do rio São Francisco que ainda conserva trechos de floresta primária (Figura 1). Os dados deste estudo foram adquiridos por Santos et al. (2008) para uma análise da degeneração dos fragmentos menores desta mesma paisagem, e Coimbra foi usado como área controle.

Inventário de árvores e cálculo de biomassa

Em Coimbra foram amostradas 25 parcelas de 10x100 metros em áreas de floresta secundária (regeneração natural), com idade e histórico de uso conhecido de perturbação por corte e queima e agricultura de subsistência. Também foram amostradas 30 parcelas em floresta primária: 10 até 100 metros da borda da floresta, e 20 a partir de 200 metros. Em cada parcela, todas as árvores com DAP (diâmetro acima do peito) acima de 10cm foram inventariadas, identificadas a nível de espécie, e suas densidades de madeira adquiridas junto à literatura (Chave et al. 2006). As espécies de cada parcela foram também agrupadas em 8 classes de densidade de madeira, segundo o método das quebras naturais de Jenks (Jenks 1967) para verificar o efeito da riqueza deste grupo funcional na biomassa. A biomassa total de cada parcela foi então calculada usando uma média de quatro equações alométricas adquiridas na literatura (Eqs. 1-4), usando as variáveis DAP, altura e densidade da madeira.

$$\text{Ln (Biomassa)} = -2,885 + 0,990 \cdot \ln (D^2 \cdot h \cdot d). \quad (1) \quad (\text{Overman et al. 1994})$$

$$\text{Ln (Biomassa)} = -1,086 + 0,876 \cdot \ln(D^2) + 0,604 \cdot \ln(h) + 0,871 \cdot \ln(d). \quad (2) \quad (\text{Saldarriaga et al. 1988})$$

$$\text{Ln (Biomassa)} = -1,981 + 1,047 \cdot \ln(D^2) + 0,572 \cdot \ln(h) + 0,931 \cdot \ln(d). \quad (3) \quad (\text{Saldarriaga et al. 1988})$$

$$\text{Ln (Biomassa)} = -2,409 + 1,9044 \cdot \ln(D) + 0,9522 \cdot \ln(h) + 0,9522 \cdot \ln(d). \quad (4) \quad (\text{Brown et al. 1989})$$

Apesar de terem sido calculados valores absolutos, totais e médios de biomassa e carbono para as parcelas, estes valores não devem ser considerados uma estimativa confiável dos estoques de carbono nas áreas amostradas, devido à utilização do método visual na estimativa de altura das árvores. O valor destas medições é predominantemente comparativo.

Análise de Dados

Para testar a hipótese que a biomassa arbórea acima do solo de cada parcela está relacionada com a diversidade de espécies e de grupos funcionais, foi realizada uma regressão linear multivariada stepwise do tipo *Forward* com a riqueza de tolerantes à sombra, porcentagem de tolerantes à sombra, densidade de árvores, idade (no caso de florestas secundárias), e diversidade de classes de densidade de madeira (variáveis independentes) e a Tonelada de Carbono por parcela (variável dependente), em áreas secundárias e primárias. Para eliminar a influência do fator idade nos dados das áreas secundárias, a regressão stepwise foi realizada em cima dos resíduos das variáveis em relação à idade. Em seguida, nas áreas de floresta primária, testamos a relação entre os componentes da diversidade e o armazenamento de carbono na borda e nas áreas de topo e vale do interior da floresta. Estes ambientes foram avaliados separadamente, de forma a detectar suas possíveis influências nos níveis de diversidade e nos processos ecossistêmicos.

Resultados

Segundo a regressão multivariada stepwise, (Tabela 1 e Figura 2) em áreas de floresta secundária (resíduos de regressão com o fator idade) a variável selecionada para o modelo foi a porcentagem de tolerantes à sombra (R^2 ajustado de 0,74; $p < 0.0000$). Em áreas primárias no entanto, foi a riqueza de espécies tolerantes a variável selecionada (R^2 ajustado de 0,81; $p < 0.0000$). Em diferentes condições de habitat, apenas a variável riqueza de espécies tolerantes explicou significativamente o carbono total nas áreas de topo ($R^2 = 0,49$; $p = 0,02$) e vale ($R^2 = 0,60$; $p = 0,01$), e as duas em conjunto, na condição de “área nuclear” ($R^2 = 0,42$; $p = 0,002$). A comparação entre as retas de regressão de riqueza de tolerantes a sombra e carbono em áreas de topo e vale indicou que as duas retas não diferem significativamente na

inclinação e intercepto (Coeficiente de Regressão: $t = 0,53$; $gl = 16$; $p = 0,6$. Interceptos: $t = 1,79$; $gl = 17$; $p = 0,09$). Nenhuma das variáveis estudadas explicou significativamente a retenção de carbono em bordas florestais.

Discussão

O estudo dos padrões de acúmulo de biomassa em florestas primárias e secundárias nos permite no primeiro caso, conhecer os fatores preponderantes em um estágio clímax, e no segundo caso, como ocorre a dinâmica por trás da estruturação de uma floresta tropical (Guariguata & Ostertag 2001). Os resultados deste trabalho sugerem que tanto a riqueza taxonômica e de grupos funcionais quanto a composição de espécies exercem um papel fundamental sobre o acúmulo de biomassa. Isto fica claro ao analisarmos o fator “porcentagem de tolerantes à sombra”, que traz embutida informações sobre a composição de espécies, e a riqueza de árvores tolerantes por parcela, que reflete a diversidade do grupo de árvores mais importantes para a biomassa total (Chambers et al. 2001). Apesar das duas variáveis terem uma relação significativa com a biomassa, a porcentagem de tolerantes explicou a biomassa em áreas secundárias, e a riqueza de tolerantes em áreas primárias. Isto sugere que o papel da riqueza de espécies nos processos ecossistêmicos só começa a se mostrar significativo em condições sucessionais posteriores, de maior diversidade, enquanto em momentos de sucessão inicial, a abundância dentro de um grupo funcional significativo exerce maior controle. Isto está de acordo com o observado por Tilman et al. (2002), quando eles verificaram que o modelo de facilitação e diferenciação de nichos se torna o arcabouço mais adequado para explicar a relação diversidade-processos ecossistêmicos, em condições de maior diversidade. Assim, em florestas primárias a chegada de mais espécies tolerantes a sombra, e não o aumento da abundância de alguns táxons tolerantes, parece ser mais importante para a intensificação do processo de acúmulo de carbono.

De acordo com os autores de trabalhos relacionando estudos de biodiversidade e processos ecossistêmicos, o modelo teórico mais bem sucedido para explicar estas relações é o de diferenciação e facilitação de nichos (Loreau & Hector 2001). Neste modelo, produtividade e uso de nutrientes são maiores em diversidades mais elevadas, por causa das interações entre as combinações de certas espécies. Por exemplo, se as espécies de plantas diferirem em suas

profundidades de raízes, em seus requerimentos por recursos de solo e luz, em suas habilidades de fixar nitrogênio, ou em outras formas, combinações de tais espécies deverão ser capazes de coexistir, explorar de melhor forma os recursos, e alcançar maiores valores de produtividade. Ou seja, modelos de nicho prevêm que combinações de $N + 1$ espécies deverão ser mais produtivas que qualquer combinação de N espécies, e áreas com maiores diversidades serão sempre mais produtivas que a mais produtiva das monoculturas (Lehman & Tilman 2000). No entanto, o fato de que muitos trabalhos de campo encontraram a influência da diversidade nos processos ecossistêmicos apenas no aspecto de grupos funcionais, e não na riqueza total das comunidades, tem gerado debates sobre quais aspectos da diversidade realmente importam para os processos ecossistêmicos (Grime 1997).

Neste trabalho, a análise da riqueza de espécies dentro do grupo funcional das tolerantes à sombra, o mais importante para o acúmulo de biomassa total, se mostrou como um cruzamento das abordagens de riqueza total e riqueza de grupos funcionais, e foi a variável mais bem sucedida na explicação da variação de biomassa nas parcelas em áreas primárias. Isto sugere que alguns grupos de espécies são de fato mais importantes para determinados processos ecossistêmicos, e que a riqueza de espécies dentro destes grupos tem um papel fundamental, estando a riqueza em outras categorias (ex. intolerantes à sombra, espécies com baixa densidade de madeira) dentro dos mesmos grupos funcionais em uma situação secundária. Os resultados da regressão dentro das categorias topográficas reforça esse papel da riqueza das espécies tolerantes à sombra, já que foi a única relação significativa dentro das áreas de topo e vale, regiões de núcleo da floresta. As implicações desta conclusão reforçam o valor ecossistêmico do grupo das espécies tolerantes a sombra, em sua maioria espécies raras, sujeitas a corte seletivo, de lenta regeneração, e uma das principais vítimas do processo de fragmentação florestal. A conservação da abundância e sobretudo da riqueza deste grupo é de fundamental importância para o suprimento dos serviços ambientais de armazenamento de carbono e conseqüentemente deve ser considerada em projetos de reflorestamento na região que buscam mitigar os efeitos das mudanças climáticas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Brown, S., Gillespie, A.J.R., e Lugo, A. 1989. *Biomass Estimation Methods for Tropical Forests with Applications to Forest Inventory Data*. Forest Science, 35:881-902.
- Chambers, J.Q., Santos, J., Ribeiro, R.J., Higuchi, N., 2001. *Tree damage, allometric relationships, and above-ground net primary production in central Amazon forest*. Forest Ecol. Manage. 152:73–84.
- Chave, J.C., Muller Landau, H.C., Baker, T.R., Easdale, T.A., ter Steege, H., Webb, C.O. 2006. *Regional and phylogenetic variation of wood density across 2,456 neotropical tree species*. Ecological Applications, 16:2356-2367.
- Denslow, J.S., e Guzman, J. 2000. *Variation in stand structure, light, and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama*. Journal of Vegetation Science, 11: 201-212.
- Díaz, S., e Cabido, M. 2001. *Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes*. TRENDS in Ecology & Evolution 16 (11): 646-655.
- Finnegan, B. 1996. *Pattern and Process in Neotropical Secondary Rain Forests: The First 100 years of Succession*. Tree, 11(3):11-124.
- Grillo, A. 2005. *As Implicações da Fragmentação e da Perda de Habitats sobre a Assembléia de Árvores na Floresta Atlântica ao Norte do Rio São Francisco*. Tese de Doutorado. Recife.
- Grime, J.P. 1997. *Biodiversity and Ecosystem Function: the Debate Deepens*. Science, 277:1260-1261.
- Guariguata, M.R., e Ostertag, R. 2001. *Neotropical Secondary Forest Succession: Changes in Structural and Functional Characteristics*. Forest Ecology and Management, 148:185-206.
- Heywood, V.H. 1995. *The Global Biodiversity Assessment*. United Nations Environment Program. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hector, A. et al. 1999 *Plant diversity and productivity experiments in European grasslands*. Science 286:1123–1127.

Hooper, D.U. e Vitousek, P.M. 1997. *The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes*. Science 277:1302–1305.

Huston, M.A. e McBride, A.C. 2002. *Evaluating the Relative Strengths of Biotic versus Abiotic Controls on Ecosystem Processes*. Capítulo 5, Biodiversity and Ecosystem Functioning – Synthesis and Perspectives. Ed. Oxford Biology.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. 2006. *Revised Approved afforestation and reforestation baseline methodology AR-AM0001*. UNFCCC/CCNUCC, Nações Unidas.

Jenks, G. F. 1967. *The Data Model Concept in Statistical Mapping*. International Yearbook of Cartography 7: 186-190.

Lehman, C.L., e Tilman, D. 2000. *Biodiversity, Stability and Productivity in Competitive Communities*. American Naturalist, 156:534-552.

Lieberman, D. Lieberman, M. Hartshorn, G., e Peralta, R. 1985. *Growth rates and age-size relationships of tropical wet forest trees in Costa Rica*, Journal of Tropical Ecology, 1:97–109

Loreau, M. e Hector, A. 2001. *Partitioning Selection and Complementarity in Biodiversity Experiments*. Nature, 412:72-76

Nadkarni, N., Matelson, T. 1992. *Biomass and Nutrient Dynamics of Epiphytic Litterfall in a Neotropical Montane Forest, Costa Rica*. Biotropica, 24(1):24-30.

Nadkarni, N.M., Schaefer, D., Matelson, T.J. e Solano, R. 2004. *Biomass and nutrient pools of canopy and terrestrial components in a primary and a secondary montane cloud forest, Costa Rica*. Forest Ecology and Management, 198:223–236.

Olschewski, R., e Benítez, P.C. 2005. *Secondary forests as temporary carbon sinks? The economic impact of accounting methods on reforestation projects in the tropics*. Ecological Economics, 55:380– 394.

Overman, J.P.M., Witte, H.J.L., e Saldarriaga, J.G. 1994. *Evaluation of Regression Models for Above-Ground Determination in Amazon Rainforest*. Journal of Tropical Ecology, 10:207-218.

- Saldarriaga, J.G., West, D.C., Tharp, M.L., e Uhl, C. 1988. *Long-term Chronosequence of Forest Succession in the Upper Rio Negro of Colombia and Venezuela*. *Journal of Ecology*, 76:938-958.
- Santos, B.A., Peres, C.A., Oliveira, M.A., Grillo, A., Alves-Costa, C.P., Tabarelli, M., 2008. *Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil*. *Biol. Conserv.* 141, 249–260.
- Schwartz, M.W., Bringham, C.A., Hoeksema, J.D., Lyons, K.G., Mills, M.H. e van Mantgem, P.J. 2000. *Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology*. *Oecologia*, 122(3):297-305.
- Tabarelli, M., Lopes, A.V., Peres, C.A. 2008. *Edge-effects Drive Tropical Forest Fragments Towards an Early-Successional System*. *Biotropica*, 40(6):657-661.
- Tilman, D. et al. 1997. *The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes*. *Science* 277:1300–1302.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., e Reich, P. 2002. *Plant Diversity and Composition: Effects on Productivity and Nutrient Dynamics of Experimental Grasslands*. Capítulo 3, *Biodiversity and Ecosystem Functioning – Synthesis and Perspectives*. Ed. Oxford Biology.
- Valencia, R., Foster, R.B., Villa, G., Condit, R., Svennings, J.C., Hernández, C., Romoleroux, K., Losos, E., Magård, E., e Balslev, H. 2004. *Tree species distributions and local habitat variation in the Amazon: large forest plot in eastern Ecuador*. *Journal of Ecology*, 92(2):214-229.
- Worm, B. e Duffy, E. 2003. *Biodiversity, Productivity and Stability in Real Food Webs*. *TRENDS in Ecology and Evolution* 18 (12): 628-632.

Tabela 1. Coeficientes e probabilidades da regressão linear multivariada stepwise realizada nos dados, com a variável carbono total por parcela como dependente, em áreas de floresta primária e secundária na Mata de Coimbra, Ibateguara-AL.

Tipo de Floresta	Variável	Beta	P
Secundária	Riqueza de Tolerantes à Sombra (parcial)	<i>excluída</i>	<i>excluída</i>
	% de Tolerantes à Sombra (parcial)	<i>0,578481</i>	<i>0,00306</i>
	Densidade de Árvores (parcial)	<i>excluída</i>	<i>excluída</i>
	Diversidade de Grupos de Densidade de Madeira (parcial)	<i>excluída</i>	<i>Excluída</i>
	MODELO TOTAL	<i>R² ajustado = 0,53</i>	<i>0,0000</i>
Primária	Riqueza de Tolerantes à Sombra	<i>0,903887</i>	<i>0,0000</i>
	% de Tolerantes à Sombra	<i>excluída</i>	<i>excluída</i>
	Densidade de Árvores	<i>excluída</i>	<i>excluída</i>
	Diversidade de Grupos de Densidade de Madeira	<i>excluída</i>	<i>Excluída</i>
	MODELO TOTAL	<i>R² ajustado = 0,81</i>	<i>0,0000</i>

Figura 1. Mapa da Mata de Coimbra, Ibateguara-AL, com os pontos de coleta em floresta primária e secundária.

Figura 2. Regressões lineares do carbono retido nas parcelas em relação às variáveis mais significantes do modelo. A) Regressão do carbono pela riqueza de árvores tolerantes a sombra, variável mais significativa em áreas de florestas primárias ($R^2 = 0,81$; $p < 0,05$). B) Regressão do carbono pela porcentagem de tolerantes à sombra (parciais), variável mais significativa em áreas de floresta secundária ($R^2 = 0,62$; $p < 0,05$). C) Comparação das retas de regressão (diferença não-significativa) em áreas de topo ($R^2 = 0,49$; $p < 0,05$) e vale ($R^2 = 0,60$; $p < 0,05$). Não houve regressão significativa em áreas de borda para riqueza de tolerantes e carbono.

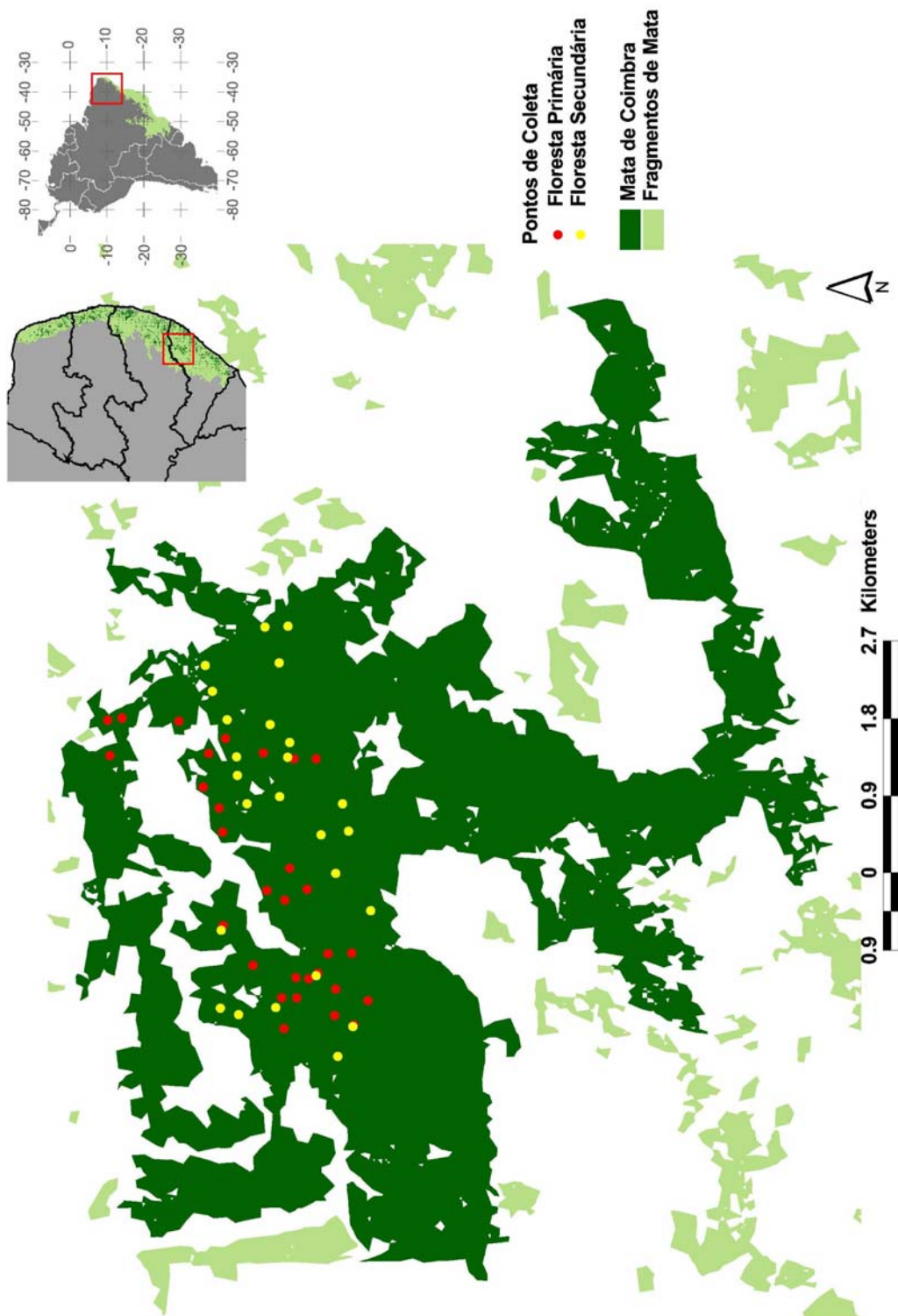


Figura 1.

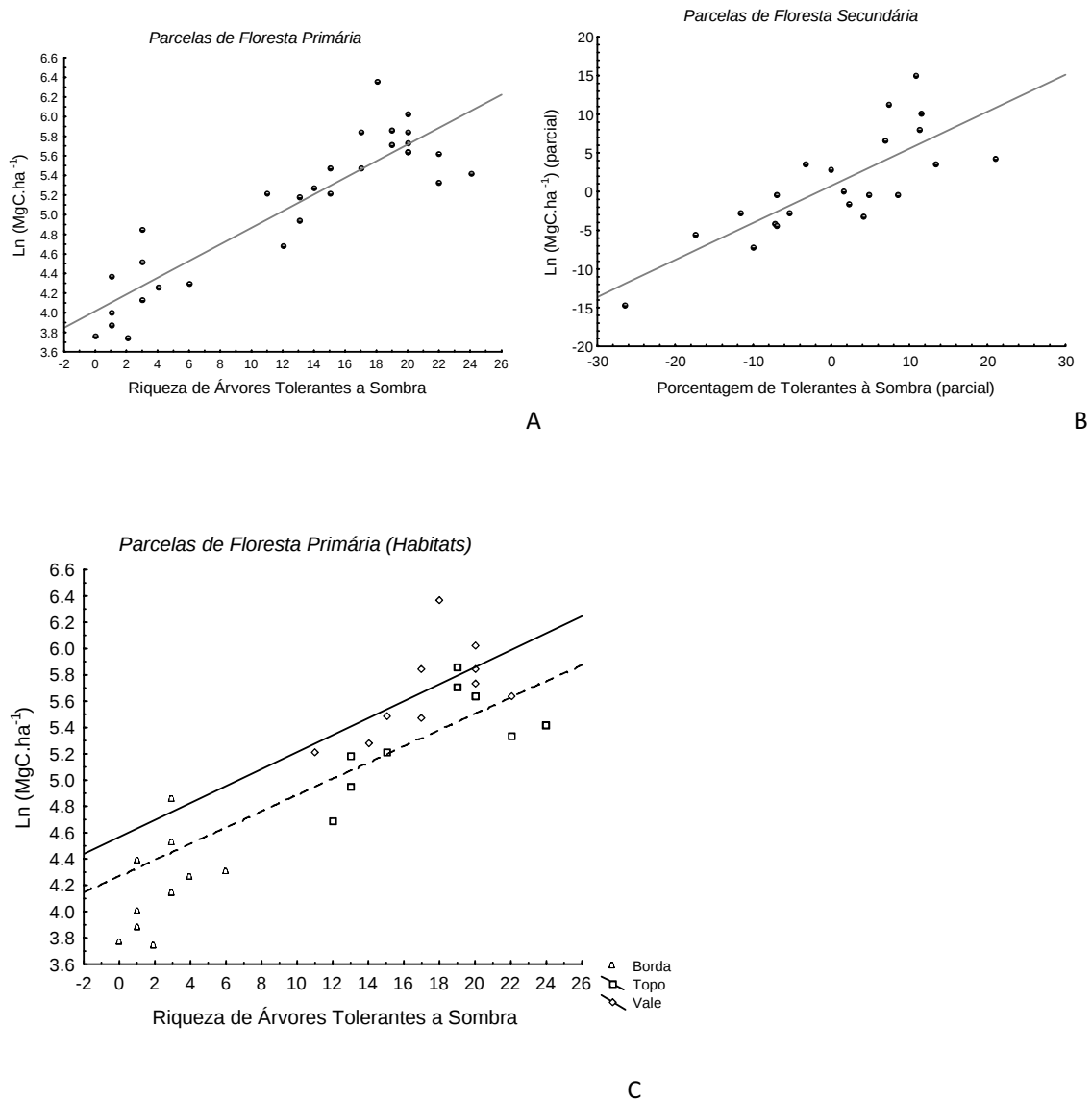


Figura 2.

Colapso do Estrato Emergente e a Perda dos Serviços de Retenção de Carbono em Paisagens Hiper-Fragmentadas.

Mateus Dantas de Paula¹; Cecília Patrícia Alves Costa²; Marcelo Tabarelli²

¹Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil.

² Professor Adjunto do Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil

(manuscrito a ser enviado para o periódico Forest Management and Ecology em Maio/09)

Abstract: While the human frontier keeps expanding in the tropics, forests remain victims of the pervasive effects of fragmentation, like edge effects, which alters the biological communities and reduces the offer of services by the natural systems. The large-tree ecological group is one of the most susceptible to these effects, and also one of the most important for offering natural services, specially carbon retention, which is crucial for climate-change mitigation. Here we investigate the relationship between the loss of large trees in old Forest fragments and their capability of storing carbon. We found that the death of large trees in Forest fragments can reduce up to 60% its ability to store carbon in relation to preserved áreas, and that this loss can affect fragments for more than 100 meters away from the Forest edge, and maybe even further. Forest fragmentation can therefore be a major emitter of greehouse gases also through the death of large trees in intact Forest fragments.

INTRODUÇÃO

À medida em que vão expandindo, as fronteiras humanas continuam a ameaçar as florestas com os conhecidos processos de fragmentação e perda de habitats (Peres 2001). Tais processos tendem a conduzir o futuro da paisagem ao de um severamente fragmentado, e de comunidades alteradas com disrupções nos processos ecológicos, mediados por efeitos de borda e influências antropogênicas, como corte seletivo e queima (Wright et al. 2005). Tais disrupções provocam uma alteração e retração nos processos sucessionais, levando a

composição de espécies e estrutura vegetal dos fragmentos de mata a assemelharem-se a áreas de regeneração natural com menos de 45 anos (Santos et al. 2008). Os efeitos de borda por si só, podem ser responsáveis pela maior parte desta retração sucessional, como observado em estudos na Amazônia (Laurance et al. 2002). Desta forma, se espera que, a longo prazo, paisagens fragmentadas sejam retraídas a um estágio sucessional inicial independente de corte seletivo e queima (Tabarelli et al. 2008). Este estudo avalia a capacidade de retenção de carbono em paisagens fragmentadas e o papel das emergentes na realização deste serviço ambiental.

Um terço do total de carbono nas florestas do mundo (1,2 bilhões de toneladas de carbono) se encontra nas florestas tropicais, que são também as mais ameaçadas pelo desmatamento (Houghton et al. 1990). A cada ano são perdidos 150.000 km² deste bioma, sendo que a taxa de desmatamento continua crescendo (FRA 2005). A emissão de carbono decorrente desta perda florestal, da ordem de 18-25% de toda emissão humana, é considerada uma das grandes fontes antrópicas de CO₂ e tem crescido mais rapidamente que a emissão oriunda de combustíveis fósseis (GCP 2008). Assim, a pressão tem sido enorme por parte de grupos não-governamentais para que a questão do desmatamento fosse incluída como mecanismo de desenvolvimento limpo nas metodologias do protocolo de Kyoto (CI 2008). É fundamental compreender dentro deste contexto o papel de paisagens fragmentadas na retenção de carbono.

De acordo com Santos et al. (2008), tanto em áreas de regeneração natural quanto em fragmentos antigos há uma profusão de espécies pioneiras, uma ausência de espécies arbóreas de grandes sementes e de espécies emergentes. Apesar de representar apenas cerca de 10% da riqueza de espécies arbóreas, as espécies emergentes podem ter uma contribuição desproporcional na oferta de recursos para a fauna (Vieira et al. 2004), levando muitas delas a serem reconhecidas como espécies-chave (Peres 2000). As espécies emergentes estocam grande parte da biomassa acima do solo, contribuindo decisivamente para outros serviços ambientais, como ciclagem de nutrientes e armazenamento de carbono (Chambers et al. 2001), captação de água para bacias hidrográficas e controle de erosão do solo (Myers 1997), retenção de biodiversidade (Oliveira et al. 2008; Thiollay 2003), e usos econômicos mais diretos (Camargo et al. 1994). Tais espécies são umas das mais afetadas pelos efeitos de borda, principalmente ventos e turbulências, com uma mortalidade 3 vezes maior em áreas de

até 300 metros da borda do que no interior de fragmentos (Nascimento & Laurance 2004). Como agravante, o corte seletivo também pode afetar ainda mais as espécies emergentes em paisagens fragmentadas, já que em geral são preferidas pela quantidade e qualidade da madeira (Asner et al. 2005).

Neste estudo as seguintes hipóteses foram testadas: 1) os fragmentos florestais perdem a capacidade de retenção de carbono em relação a interiores de florestas maduras; 2) os fragmentos florestais tornam-se similares à borda em termos da capacidade de retenção de carbono e 3) a perda das espécies emergentes nos fragmentos é que determina a redução da capacidade de retenção de carbono em paisagens fragmentadas.

METODOLOGIA

Estas hipóteses foram testadas na Usina Serra Grande, município de Ibateguara, Alagoas, Brasil (Figura 1). Esta localidade compreende uma paisagem representativa da Mata Atlântica ao norte do Rio São Francisco, também denominada Centro de Endemismo Pernambuco (CEP), onde a vegetação original vem sendo fragmentada a séculos, restando apenas cerca de 4% da floresta original distribuída em fragmentos pequenos e imersos em uma matriz de cana-de-açúcar (Santos et al. 2007; Dantas et al. 2006). Este estudo foi realizado no último grande remanescente de floresta primária dessa região, a Mata de Coimbra com 3.500 ha, e outros 29 fragmentos variando de 2,05 a 365 ha. A Mata de Coimbra é considerada o melhor representante da floresta original, pois não vem sendo submetida a corte seletivo ou fogo, sendo portanto considerada área controle. Em toda a região do CEP, apenas outros quatro remanescentes são maiores que 2000 ha (Dantas et al. 2006).

Os dados utilizados neste estudo são extraídos de Santos et al. (2008). Em cada um dos 20 fragmentos menores (Figura 1), estes autores distribuíram uma parcela de 0,1 ha no ponto central do fragmento e 30 parcelas na área controle, em habitats de borda (até 200 m da borda) e núcleo (áreas de vale e topo). Os dados coletados em cada parcela e usados neste estudo foram o DAP e a altura de cada indivíduo. Para o cálculo da biomassa, tais dados foram combinados aos da densidade de madeira de cada espécie (Chave et al. 2006), e a estimativa final da foi calculada pela média dos valores obtidos com quatro diferentes equações alométricas (Alves et al. 2004). O carbono retido foi estimado como metade da

biomassa calculada (IPCC 2006), sendo que as médias totais e por grupo funcional (emergentes, dossel e sub-bosque, baseado em Santos et al. 2008) foram comparadas entre as áreas de borda, vale, topo e fragmentos através de ANOVA. As áreas de vale e topo, apesar de serem consideradas ambas áreas de núcleo e representativas de florestas primárias, foram calculadas individualmente com o objetivo de verificar a variabilidade natural do carbono na topografia, já que foram encontradas diferenças em termos de comunidades de espécies arbóreas por Grillo et al. (2006).

RESULTADOS

Em relação ao carbono total estocado, as parcelas do núcleo da área controle armazenaram, em média, quase três vezes mais carbono que as situadas nas bordas e nos fragmentos: 269,5 Mg.ha⁻¹ (Figura 2a). A quantidade de carbono estocado na borda (69,4 Mg.ha⁻¹ em média) não foi distinta estatisticamente à dos fragmentos (122,7 Mg.ha⁻¹) (Figura 2a).

A análise por grupo de estratificação evidenciou que as espécies emergentes estocaram 6 a 7 vezes mais carbono no núcleo do que nos fragmentos e borda (Figura 2b). Em áreas de núcleo, 59,13% do carbono está contido no estrato emergente, enquanto que em áreas de fragmentos e borda este valor se reduz a apenas 25,02% e 17,63%, respectivamente (Figura 2c). O papel das emergentes no armazenamento de carbono fica evidente quando observamos que nos demais estratos não houve diferença significativa entre o carbono estocado nos diferentes habitats.

DISCUSSÃO

Os resultados mostram que em áreas de núcleo de floresta e especialmente em áreas de vale, existe uma estratificação na alocação de carbono, em relação a grupos funcionais de árvores. Fragmentos de floresta antigos não exibiram o mesmo padrão de estratificação de carbono que florestas maduras, mas sim de bordas de floresta. O colapso do grupo funcional emergentes em fragmentos florestais com até 365 hectares de área, como analisado neste estudo, parece ter dois corolários importantes: O primeiro, mostrado por Oliveira et al. (2008), postula que fragmentos florestais são empobrecidos em termos de riqueza de espécies

e abundância de grandes árvores; O segundo, que estes fragmentos são incapazes de oferecer os mesmos serviços ambientais que remanescentes maiores, como analisado neste trabalho em relação ao carbono. Laurance et al. (1997) constataram que a biomassa de fragmentos com idade de 10 a 17 anos na Amazônia é severamente afetada a até 100 m da borda, perdendo 36% de sua biomassa em relação a áreas de núcleo. Além disso, Nascimento e Laurance (2006) verificaram que a mortalidade de árvores em fragmentos com 13 a 17 anos pode afetar significativamente a biomassa a 300 metros da borda. No caso da paisagem analisada neste estudo, apenas dois fragmentos possuem área nuclear além dos 300 metros. Em 12 dos 29 fragmentos não existe núcleo além dos 100 metros. Os nossos dados indicam que fragmentos antigos possuem 60% menos carbono em relação a áreas nucleares. Portanto a mortalidade observada por Nascimento e Laurance (2006) até 300 metros da borda parece ter uma drástica continuidade, e tornar fragmentos antigos bastante distintos de sua condição original. Além disso, dada a sinergias dos fatores de degradação (Tabarelli & Gascon 2004), fragmentos antigos poderiam sofrer colapsos no estrato emergente para além dos 300 metros da borda.

As conseqüências deste cenário a nível regional podem ser bastante severas. A região do Centro de Endemismo Pernambuco (CEP) possui 6170 fragmentos de mata (269.668,87 hectares de área total remanescente) com mais de 5 hectares, sendo que apenas 374 (21.319,39 hectares) possuem área nuclear além dos 300 metros. Isto significa que 92,09% da área de todos estes remanescentes florestais estão sofrendo ou já sofreram o processo de degeneração do seu grupo emergente, e não retém biomassa ou diversidade da mesma forma que fragmentos maiores. Este valor de área degenerada ou em degeneração pode ser ainda maior, já que esta medida de 300 metros é um valor conservativo para áreas em fragmentação muito antigas (obs. Pessoal).

Assim, para a conservação biológica e a oferta de serviços ambientais, paisagens fragmentadas não são capazes de substituir blocos contínuos de floresta. Pequenos fragmentos provavelmente não representam em termos biológicos e funcionais grandes remanescentes, como tem sido apontado em estudos recentes. Além disso, o colapso do estrato emergente nos fragmentos indica que paisagens fragmentadas emitem gases de efeito estufa mesmo após a estabilização do desmatamento e estabelecimento de uma matriz agrícola. A recuperação florestal que surgiu nos últimos anos para suprir demandas legais na região (20% de toda propriedade agrícola deve ser preservada como reserva legal) deveria portanto levar em conta

a criação, expansão e preservação de grandes blocos de floresta. Sugerimos que mais paisagens de fragmentação antiga sejam analisadas nas suas funções e estrutura ecológica, e outros serviços ambientais sejam investigados, como a fertilidade do solo, composição química de rios, erosão e microclima, para que estratégias sólidas de conservação possam emergir do arcabouço científico.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alves, D.S., Soares, J.V., Amaral, S., Mello, E.M.K., Almeida, S.A.S., Silva, O.F., e Silveira, A.M. 1997. *Biomass of Primary and Secondary Vegetation in Rondônia, Western Brazilian Amazon*. *Global Change Biology* 3:451-461.

Camargo, P.B., Salomão, R.P., Trumbore, S., e Martinelli, L.A. 1994. *How old are large Brazil-nut trees (Bertholletia excelsa) in the Amazon?* *Scientia Agrícola*, 51(2):389-391

Chambers, J.Q., Santos, J., Ribeiro, R.J., Higuchi, N., 2001. *Tree damage, allometric relationships, and above-ground net primary production in central Amazon forest*. *Forest Ecol. Manage.* 152:73–84.

Chave, J.C., Muller Landau, H.C., Baker, T.R., Easdale, T.A., ter Steege, H., Webb, C.O. 2006. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2,456 neotropical tree species. *Ecological Applications*, 16:2356-2367.

CI, Conservation International. 2008. *Harnessing Nature as a Solution to Climate Change*. Conservation International's Climate Change Business Plan.

Dantas, M., Santos, A.M.M., e Tabarelli, M. 2006. *A Fragmentação Florestal no Centro de Endemismo Pernambuco: Avanço das Fronteiras Humanas nos Últimos 20 Anos*. Monografia de Graduação, UFPE.

FRA 2005 – Forest Resources Assessment. FAO, Nações Unidas (<http://www.fao.org/forestry/fra2005/en/>).

GCP – Global Carbon Project. 2008. *Carbon budget and trends 2007*, [www.globalcarbonproject.org, 26 September 2008].

Grillo, A. 2005. *As Implicações da Fragmentação e da Perda de Habitats sobre a Assembléia de Árvores na Floresta Atlântica ao Norte do Rio São Francisco*. Tese de Doutorado. Recife.

Houghton, J.T. Jenkins, G.J., e Ephramus, J.J. 1990. *Climate Change: The IPCC Scientific Assessment (Final Report of Working Group 1)*. New York, Cambridge University Press.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. 2006. *Revised Approved afforestation and reforestation baseline methodology AR-AM0001*. UNFCCC/CCNUCC, Nações Unidas.

Myers, N. 1997. *World's Forests and their Ecosystem Services*. Capítulo 12, Nature's Services – Societal Dependence on Natural Ecosystems. Editado por Gretchen Daily. Island Press.

Laurance, W.F., Laurance, S.G., Ferreira, L.V., Rankin-de-Merona, J.M., Gascon, C., e Lovejoy, T.E. 1997. *Biomass Collapse in Amazonian Forest Fragments*. Science, 278:1117-1118.

Laurance, W. F., T. E. Lovejoy, H. L. Vasconcelos, E. M. Bruna, R. K. Didham, P. C. Stouffer, C. Gascon, R. O. Bierregaard, S. G. Laurance, and E. Sampaio. 2002. *Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation*. Conservation Biology 16:605-618.

Oliveira, M.A., Santos, A.M.M. e Tabarelli, M. 2008. *Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest*. Forest Ecology and Management, 256: 1910–1917.

Peres, C.A., 2000. *Identifying keystone species plant resources in tropical forests: the case of gums from Parkia pods*. J. Trop. Ecol. 16, 287–317.

Peres, C. A. 2001. *Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates*. Conserv. Biol. 15: 1490–1505.

- Santos, B.A., Peres, C.A., Oliveira, M.A., Grillo, A., Alves-Costa, C.P., Tabarelli, M., 2008. *Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil*. Biol. Conserv. 141, 249–260.
- Santos, A.M.M., Cavalcanti, D.R., Silva, J.M.C., Tabarelli, M., 2007. *Biogeographical relationships among tropical forests in northeastern Brazil*. Journal of Biogeography 34, 437–446.
- Tabarelli, M., Lopes, A.V., Peres, C.A. 2008. *Edge-effects Drive Tropical Forest Fragments Towards an Early-Successional System*. Biotropica, 40(6):657-661.
- Thiollay, J.M. 2003. *Influence of Selective Logging on Bird Species Diversity in a Guianan Rain Forest*. Conservation Biology, 6(1):47-63.
- Tabarelli, M., Silva, J. M. C., e Gascon, C. 2004. *Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of Neotropical forests*. Biodivers. Conserv. 13: 1419–1425.
- Vieira, S., Camargo, P.B., Selhorst, D., Silva, R., Hutyrá, L., Chambers, J.Q., Brown, I.F., Higuchi, N., Santos, J., Wofsy, S.C., Trumbore, S.E., Martinelli, L.A., 2004. *Forest structure and carbon dynamics in Amazonian tropical rain forests*. Oecologia 140:468–479.
- Wright, S. J. 2005. *Tropical forests in a changing environment*. Trends Ecol. Evol. 20: 553–560.

Figura 1. Mapa da paisagem fragmentada da Usina Serra Grande, com a localização dos pontos de coleta em área de núcleo, borda, e fragmentos, além da indicação da distância de 200 metros de borda na Mata de Coimbra, e 300 metros de borda para os fragmentos, distância que se acredita alcançarem os efeitos de mortalidades de grandes árvores.

Figura 2. Gráficos das comparações entre os grupos de estratificação de árvores e seu carbono: A) Médias e análise ANOVA do carbono retido nos fragmentos, bordas, topos e vales. B) Médias e análise ANOVA do carbono retido nos grupos de estratificação emergente, dossel, e sub-bosque. C) Distribuição percentual do carbono por grupo de estratificação em áreas de núcleo (topo + vale), borda e fragmento.

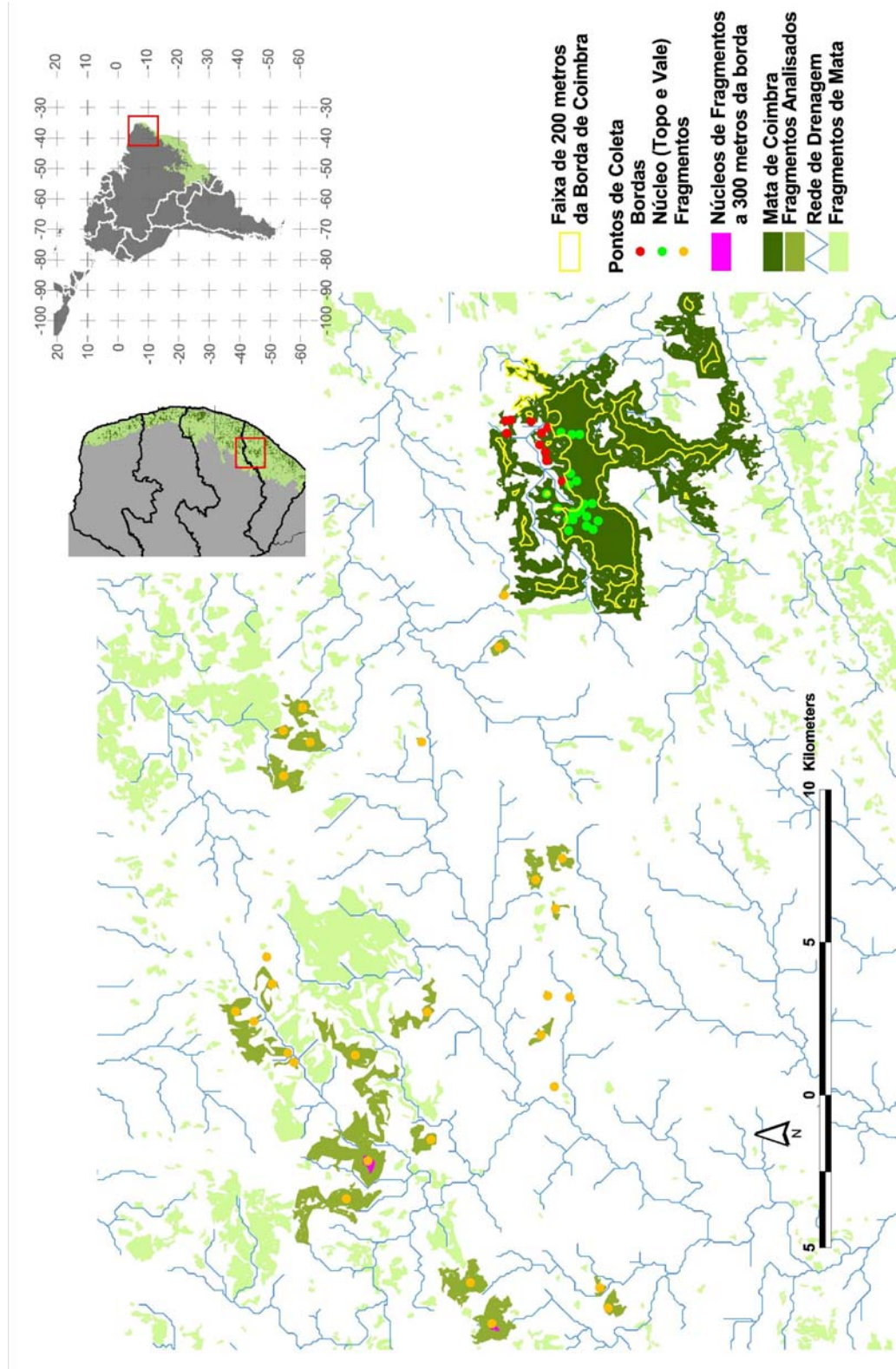


Figura 1.

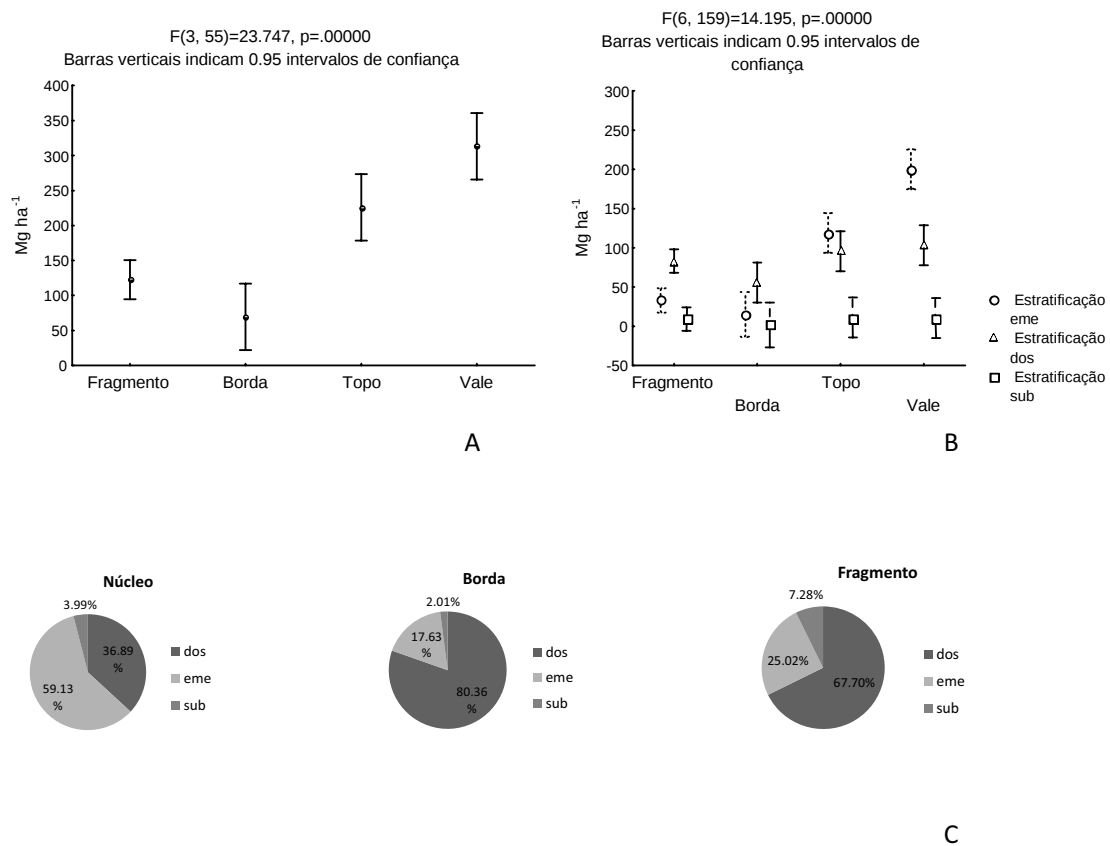


Figura 2.

Estimativa de Carbono em um Fragmento de Floresta Madura na Mata Atlântica Nordeste com o Uso de Índices Espectrais

Mateus Dantas de Paula¹; Waterloo Pereira Filho²; Cecília Patrícia Alves Costa³

¹Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil. Email: mateus.dantas@gmail.com

²Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Departamento de Geociências Av. Roraima, 1000, Santa Maria, RS, 97105-970, Brasil. Email: waterloopf@gmail.com

³ Professora Adjunta do Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil. Email: cepacosta@yahoo.com.br

(Manuscrito a ser enviado ao periódico Brazilian Archives of Biology and Technology em Maio 2009)

Abstract: The massive emission of carbon from deforestation has brought this activity into being one of the most determinant of antropogenic global warming and climate change, as well as responsible for biodiversity loss in the tropical regions. In response to that, recent scientific work has focused on the development of fast, ample and precise estimations of forest biomass, leading to the methodological strengthening of future carbon-preserving projects. In the present work we investigate the relationship between satellite-based spectral vegetation indexes and land-based samples of forest biomass, seeking to develop a method of remote carbon estimation. Although the relation was significant, the spectral indexes only accounted for between 14% and 24% of the total carbon variation. This shows that in spite of probably being crucial for forest carbon estimation, vegetation indexes, who are intimately related to above-ground primary productivity (ANPP), do not predict carbon in an isolated manner, and a more precise model may need other variables (such as soil, topography, or humidity), or indexes capable of analysing further into the canopy .

Keywords: Vegetation Indexes, Carbon, Tropical Forests

1. INTRODUÇÃO

As florestas participam de forma marcante no ciclo global do carbono, armazenando em torno de 85% de todo o carbono terrestre acima do solo (Schimel et al. 2001), e sequestrando entre 1 e 4 Pg deste elemento de forma bruta, por ano, dependendo das condições atmosféricas anuais (Global Carbon Project, 2008). Mesmo florestas consideradas em estágio final de sucessão, como a floresta tropical amazônica, têm tido em vários estudos um balanço anual positivo de carbono, funcionando com um sumidouro, possivelmente graças ao aumento na concentração antropogênica de CO₂ atmosférico (Phillips et al. 2002).

No entanto, o balanço anual terrestre de carbono tem sido negativo. De acordo com o último levantamento do Global Carbon Project (2008), a presente concentração atmosférica de CO₂ é a mais elevada dos últimos 650 mil anos, alcançando o patamar de 380 ppm (partes por milhão), enquanto que em 1750 era de 280 ppm. Emissões de gases do efeito estufa (GEE) por atividades humanas, dentre as quais a mudança de uso da terra e emissão por combustíveis fósseis são as predominantes, propiciaram uma emissão de aproximadamente 500 PgC entre 1850 e 2007, sendo que a taxa de emissão anual de 2006-2007 foi de 7,7 PgC, das quais apenas 54% foi removida da atmosfera pelos sistemas naturais.

A mudança do uso da terra pelo homem é uma causa significativa de aumento de CO₂ atmosférico, ocorrendo através da conversão de sistemas naturais que estocam grande quantidade de carbono em sistemas agrícolas pobres neste elemento. Emissões de CO₂ provenientes do desmatamento representam 18-25% de toda emissão antropogênica (Stern, 2006). Apesar disso, o protocolo de Quioto, arcabouço intergovernamental e mercadológico criado para lidar com o aquecimento global, não inclui atividades que impeçam o desmatamento para a compensação de emissões de CO₂ através do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (CI, 2008). Deste modo, a inclusão de tais atividades no Protocolo vem cada vez mais sendo percebida como uma estratégia fundamental para evitar o agravamento do acúmulo de carbono atmosférico, já que as florestas são grandes reservatórios de carbono. Tal estratégia permitiria incentivar e ampliar estas atividades através da geração de créditos de carbono, viabilizando economicamente a manutenção das florestas nativas, de modo a evitar a perda de biodiversidade e de vários outros serviços ambientais propiciados por estes ecossistemas (CBD, 1992).

Neste cenário de demanda metodológica para projetos de seqüestro de carbono por desmatamento evitado, se torna fundamental quantificações rápidas e precisas do carbono estocado em vastas regiões (Flombaum e Sala 2007). Métodos mais comuns de estimativa de biomassa são lentos e envolvem a medida direta do peso seco dos componentes vegetais através de método destrutivo (Moreira-Burger e Delitti 1999) ou através de equações alométricas que incluem medidas como o diâmetro à altura do peito e/ou a altura das plantas (Alves et al. 1997). A partir do cálculo da biomassa é possível se estimar a quantidade de carbono fixada, que na maioria dos estudos é considerada como sendo metade da biomassa. Flombaum e Sala (2007) encontraram uma alta correlação entre biomassa de arbustos na Patagônia e cobertura vegetal, uma medida intimamente relacionada à ANPP (produção primária líquida acima do solo), concluindo que a cobertura possui um grande potencial para estimar biomassa. Outros trabalhos têm lidado com o comportamento espectral da vegetação, procurando analisar índices calculados a partir de imagens de satélites com processos ecossistêmicos como a própria ANPP (Houghton et al. 2001). Estes índices são gerados a partir de regiões do espectro de imagens de satélite que se conhece possuir um comportamento de reflexão ou absorção acentuados em áreas vegetadas, como o vermelho e o infravermelho (Myneni e Williams 1994).

No presente trabalho, foi analisada a possibilidade de se estimar com maiores precisão e abrangência, o carbono estocado em florestas naturais, através de cruzamentos de dados in loco de estimativa de carbono com dados espectrais de imagens de satélite. Foi testada a hipótese que os índices vegetacionais, NDVI, EVI e SAVI estão positivamente relacionados com o carbono arbóreo acima do solo, e é proposto um modelo para estimar o carbono através do índice de vegetação.

2. METODOLOGIA

2.1 Área de trabalho

O estudo foi realizado na Mata de Coimbra, um fragmento de Mata Atlântica de 3.578 hectares (9° S, 35° 52' W), localizado dentro da Usina Serra Grande, município de Ibateguara, Alagoas (Figura 1). A Mata de Coimbra está localizada no compartimento geomorfológico da Borborema, caracterizado por um relevo acidentado com freqüentes afloramentos rochosos,

altitude média de 300 metros, e solos predominantemente latossólicos e podzólicos. O clima é Af' pela classificação de Köppen, e a precipitação anual gira em torno dos 2000 mm, com o período mais úmido entre Abril e Agosto.

2.2 Amostragem e Cálculo da Biomassa

A estimativa in loco da biomassa foi feita a partir de um inventário realizado por Santos et al. (2008) em 30 parcelas de 0,1 ha distribuídas em áreas de floresta madura (10 x 100 metros) na Mata de Coimbra. Nestas parcelas, foram identificadas, medidas o DAP e altura de todas as árvores com DAP ≥ 10 cm. Os dados de densidade de madeira de cada uma das espécies amostradas foram coletados da literatura (Chave et al. 2006), de modo que a biomassa total das parcelas foi estimada pelo cálculo da média de quatro equações alométricas (Alves et al. 1997), as quais usam como variáveis o DAP, altura e densidade da madeira (Eq. 1-4).

$$\text{Ln (Biomassa)} = -2,885 + 0,990 \cdot \ln(D^2 \cdot h \cdot d). \quad (1) \quad (\text{Overman et al. 1994})$$

$$\text{Ln (Biomassa)} = -1,086 + 0,876 \cdot \ln(D^2) + 0,604 \cdot \ln(h) + 0,871 \cdot \ln(d). \quad (2) \quad (\text{Saldarriaga et al. 1988})$$

$$\text{Ln (Biomassa)} = -1,981 + 1,047 \cdot \ln(D^2) + 0,572 \cdot \ln(h) + 0,931 \cdot \ln(d). \quad (3) \quad (\text{Saldarriaga et al. 1988})$$

$$\text{Ln (Biomassa)} = -2,409 + 1,9044 \cdot \ln(D) + 0,9522 \cdot \ln(h) + 0,9522 \cdot \ln(d). \quad (4) \quad (\text{Brown et al. 1989})$$

2.3 Cálculo dos Índices espectrais

Duas imagens multiespectrais foram usadas neste trabalho, uma SPOT 4 datada de 01/12/2003 e uma imagem LANDSAT 5 de 5/08/2007 (Figura 1). As duas foram então pré-processadas, com o software ERDAS IMAGINE 8.6, usando o procedimento Internal Average Relative Reflectance, para conversão em valores de radiância e a correção atmosférica. Posteriormente, a imagem foi classificada de forma supervisionada, para

delimitação dos limites dos fragmentos, e em seguida foram calculados os seguintes índices espectrais:

NDVI, Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (Myneni e Williams 1994)

$$NDVI = \rho_{nir} - \rho_{red} / \rho_{nir} + \rho_{red} \quad (5)$$

Onde:

ρ_{nir} = Valores de reflectância para as bandas de infravermelho próximo, banda 4.

ρ_{red} = Valores de reflectância para a banda vermelha, banda 4.

SAVI: Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (Huete A.R., 1988)

$$SAVI = [(1+L) \times (\rho_{nir} - \rho_{red})] / (\rho_{nir} + \rho_{red} + 0,5) \quad (6)$$

EVI: Índice de Vegetação Aperfeiçoado (Waring et al. 2006)

$$EVI = (2,5) \times [(\rho_{nir} - \rho_{red}) / (\rho_{nir} + 6,0 \times \rho_{red} - 7,5 \times \rho_{blue} + 1)] \quad (7)$$

Onde:

ρ_{blue} = Valores de reflectância para a banda azul, banda 1.

Os índices gerados foram então abertos no software Arcview 3.2, onde foram plotados os pontos centrais das parcelas coletadas no fragmento principal, e criado um buffer de 50 metros de raio, dentro do qual foram calculados os valores médios para cada índice.

2.4 Análise Estatística

Foi realizada uma regressão linear de forma a investigar a relação entre o índice espectral e o carbono medido em campo. A significância e efetividade de cada modelo foi avaliada, de modo a se verificar qual poderia fornecer estimativas mais precisas de carbono estocado, e gerar um modelo para estimar o carbono a partir do NDVI.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As regressões lineares do Carbono Total em relação aos índices de vegetação, fazendo o papel de medidores da ANPP foram significativas, no entanto, o r^2 da regressão se mostrou demasiadamente baixo: 0,14 (NDVI SPOT); 0,24 (NDVI LANDSAT); 0,20 (SAVI LANDSAT); 0,28 (EVI LANDSAT) de acordo com a figura 2. Isto sugere que a variável ANPP provavelmente participaria de um modelo multivariado que explicasse o carbono total de uma área, mas não isoladamente. Estudos relacionando a biodiversidade com processos ecossistêmicos indicam que a composição da comunidade e especialmente a riqueza de grupos funcionais podem influenciar significativamente o valor total da biomassa de um local, e conseqüentemente o carbono (Diaz e Cabido 2001). Buscando um modelo para a estimação remota de carbono, é possível que outras metodologias espectrais como a remoção do contínuo (Mutanga e Skidmore 2003), ou medidas remotas de fatores abióticos, edáficos e topográficos (Ustin et al. 1993) possam aumentar sensivelmente a precisão em um modelo multivariado.

Mesmo com valor baixo de r^2 , achamos que seria interessante criar o mapa de carbono para o fragmento de Coimbra, usando a função que relaciona o NDVI da imagem SPOT 4 e a Tonelada de Carbono encontrada na regressão linear (Foi usada a regressão da imagem SPOT 4 por esta possuir resolução mais alta que a LANDSAT 5):

$$\text{Carbono} = (90.9484529 + 366.49671 * \text{NDVI}) * 0.4 \quad (8)$$

Com esta equação (8), podemos transformar o mapa de NDVI em um mapa de carbono (Figura 3), onde cada pixel de imagem (20x20m ou 400m²) contém o total de carbono dentro

daquela unidade de imagem. O carbono total estimado na equação precisa ser multiplicado por 0,4, pois o valor em campo é equivalente a uma área de 1000m².

A figura 3 também mostra os atributos do mapa de carbono. O valor da tonelada de carbono por hectare calculado no mapa (214,16 TC/ha) é semelhante ao encontrado em estudos de campo para florestas ombrófilas densas com estado avançando de regeneração (Alves et. al 1997).

4. CONCLUSÕES

-A regressão linear do carbono a partir de índices espectrais se mostrou significativa, mas com um poder de predição muito baixo, o que torna improvável o uso deste modelo na forma atual.

- Provavelmente a variável ANPP (produtividade primária líquida acima do solo) possui papel significativo na predição do carbono de uma região, mas não isoladamente.

-Possivelmente outros fatores medidos remotamente como umidade, solos, e topografia entrariam em um modelo multivariado mais preciso, assim como testar outras abordagens espectrais como a remoção do contínuo.

- Satélites como resolução média, como o SPOT e LANDSAT devem ser usados em estimativas regionais de carbono, já que provavelmente em escalas menores a relação entre o carbono estimado em campo e os índices espectrais pode se tornar mais robusta. Neste caso os mapas de carbono podem ser uma ferramenta bastante interessante para identificar áreas de emissões, por exemplo.

5. REFERÊNCIAS

Alves, D.S., Soares, J.V., Amaral, S., Mello, E.M.K., Almeida, S.A.S., Silva, O.F., Silveira, A.M. (1997). Biomass of Primary and Secondary Vegetation in Rondônia, Western Brazil. *Global Change Biology* 3,451-461.

Brown, S., Gillespie, A.J.R., e Lugo, A. (1989). Biomass Estimation Methods for Tropical Forests with Applications to Forest Inventory Data. *Forest Science*, 35, 881-902.

CBD (1992), Convention on Biological Diversity, Nações Unidas, Rio de Janeiro.

CDIAC, Carbon Dioxide Information Analysis Center,(2005). Top 20 Emitting Countries by Total Fossil-Fuel CO₂ Emissions for 2005. Oak Ridge National Laboratory, EUA

Chave, J.C., Muller Landau, H.C., Baker, T.R., Easdale, T.A., ter Steege, H., Webb, C.O. (2006). Regional and phylogenetic variation of wood density across 2,456 neotropical tree species. *Ecological Applications*, 16, 2356-2367.

CI, (2008). Harnessing Nature as a Solution to Climate Change. Conservation International's Climate Change Business Plan.

Diaz, S. Cabido, M.. (2001).Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *TRENDS in Ecology & Evolution* 16 (11), 646-655.

Flombaum, P., Sala, O.E., (2007). A non-destructive and rapid method to estimate biomass and aboveground net primary production in arid environments. *Journal of Arid Environments* 69, 352–358.

Global Carbon Project (2008) Carbon budget and trends (2007). Disponível em <www.globalcarbonproject.org>. Acesso em 13 de Novembro 2008

Houghton, R.A., Lawrence, K.T., Hackler, J.L., Brown, S. (2001). The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. *Global Change Biology* 7, 731-746.

Huete, A.R., (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI), *Remote Sens. Environ.* v.25, pp.295-309.

Moreira-Burger, D., Delliti, W.B.C., (1999). Fitomassa epigéa da mata ciliar do rio Mogi-Guaçu, Itapira – SP. *Revista brasil. Bot.*, São Paulo, 22, (3), 429-435.

Myneni, R.B., Williams, D.L., (1994). On the Relationship between FAPAR and NDVI. *Remote Sensing of the Environment*. 49, 200-211.

Mutanga, O. Skidmore, A.K. (2003). Continuum-removed absorption features estimate tropical savanna grass quality in situ. *EARSEL Workshop on Imaging Spectroscopy*, Herrsching.

Overman, J.P.M., Witte, H.J.L., e Saldarriaga, J.G. (1994). Evaluation of Regression Models for Above-Ground Determination in Amazon Rainforest. *Journal of Tropical Ecology*, 10, 207-218.

Phillips, O. L., Malhi, Y., Vinceti, B., Baker, T., Lewis, S.L., Higuchi, N., Laurance, W.F., Nuñez Vargas, P., Vázquez Martinez, R., Laurance, S., Ferreira, L.V., Stern, M., Brown, S., Grace, J., (2002). Changes in Growth of Tropical Forests: Evaluating Potential Biases. *Ecological Applications*, v.12, n.2, pp. 576–587.

Saldarriaga, J.G., West, D.C., Tharp, M.L., e Uhl, C. (1988). Long-term Chronosequence of Forest Succession in the Upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *Journal of Ecology*, 76, 938-958.

Santos, B.A., Peres, C.A., Oliveira, M.A., Grillo, A., Alves-Costa, C.P., Tabarelli, M. (2008). Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biological Conservation* 141, 249-260.

Schimel, D.S., House, J.I., Hibbard, K.A., Bousquet, P., Ciais, P., Peylin, P., Braswell, B.H., Apps, M.J., Baker, D., Bondeau, A., Canadell, J., Churkina, G., Cramer, W., Denning, A.S., Field, C.B., Friedlingstein, P., Goodale, C., Heimann, M., Houghton, R.A., Melillo, J.M., Moore, B., Murdiyarso, D., Noble, I., Pacala, S.W., Prentice, I.C., Raupach, M.R., Rayner, P.J., Scholes, R.J., Steffen, W.L., Wirth, C., (2001). Recent patterns and mechanism of carbon exchange by terrestrial ecosystems. *Nature* 414, 169–172.

Stern N. (2006). *The Stern Review on the economics of Climate Change*. Cambridge University Press.

Ustin, S.L., Smith, M.O. and Adams, J.B. (1993). Remote sensing of ecological processes: A strategy for developing and testing ecological models using spectral mixture analysis. *Scaling Physiological Processes: Leaf to Globe*. 339–357.

Waring, R.H., Coops, N.C., Fan, W., Nightingale, J.M., (2006). MODIS enhanced vegetation index predicts tree species richness across forested ecoregions in the contiguous U.S.A. *Remote sensing of environment*, 103(2), 218-226.

Figura 1. Mapa de localização das 30 parcelas de amostragem e da Mata de Coimbra no município de Ibateguara, Alagoas, com a reprodução das duas imagens de satélite usadas.

Figura 2. Regressões lineares do carbono total das parcelas em relação aos índices de vegetação

Figura 3. Mapa de carbono gerado a partir da regressão linear do carbono total por parcela e o índice NDVI da imagem SPOT 4.

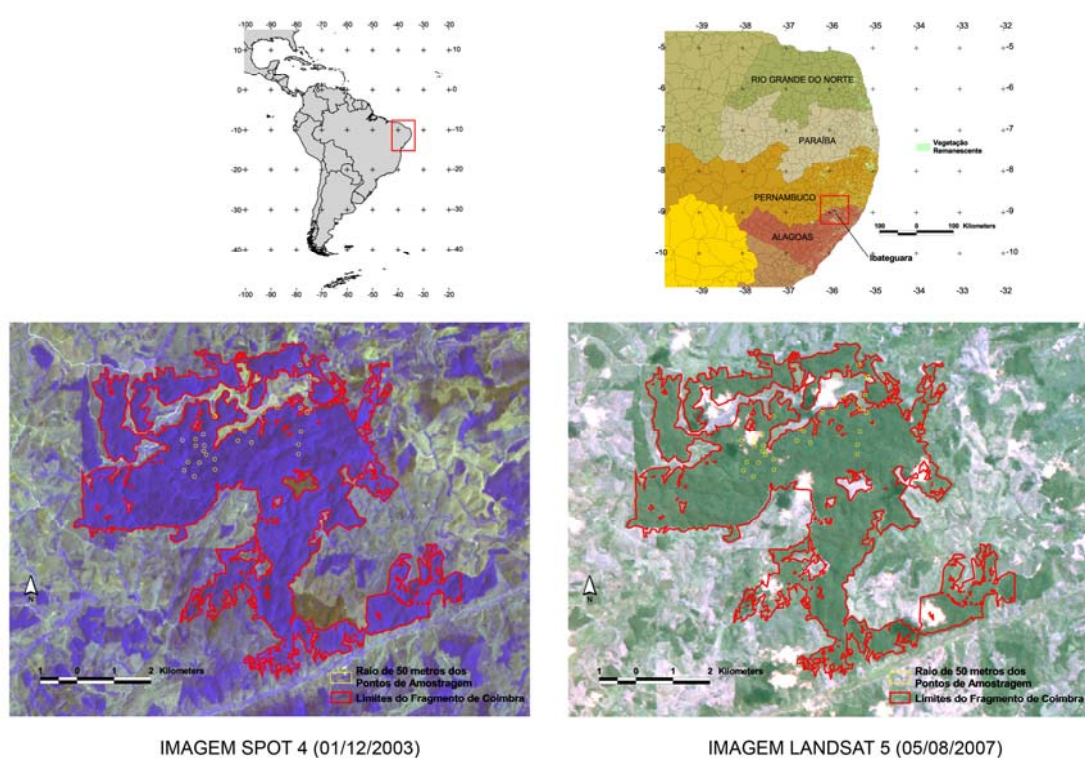


Figura 1.

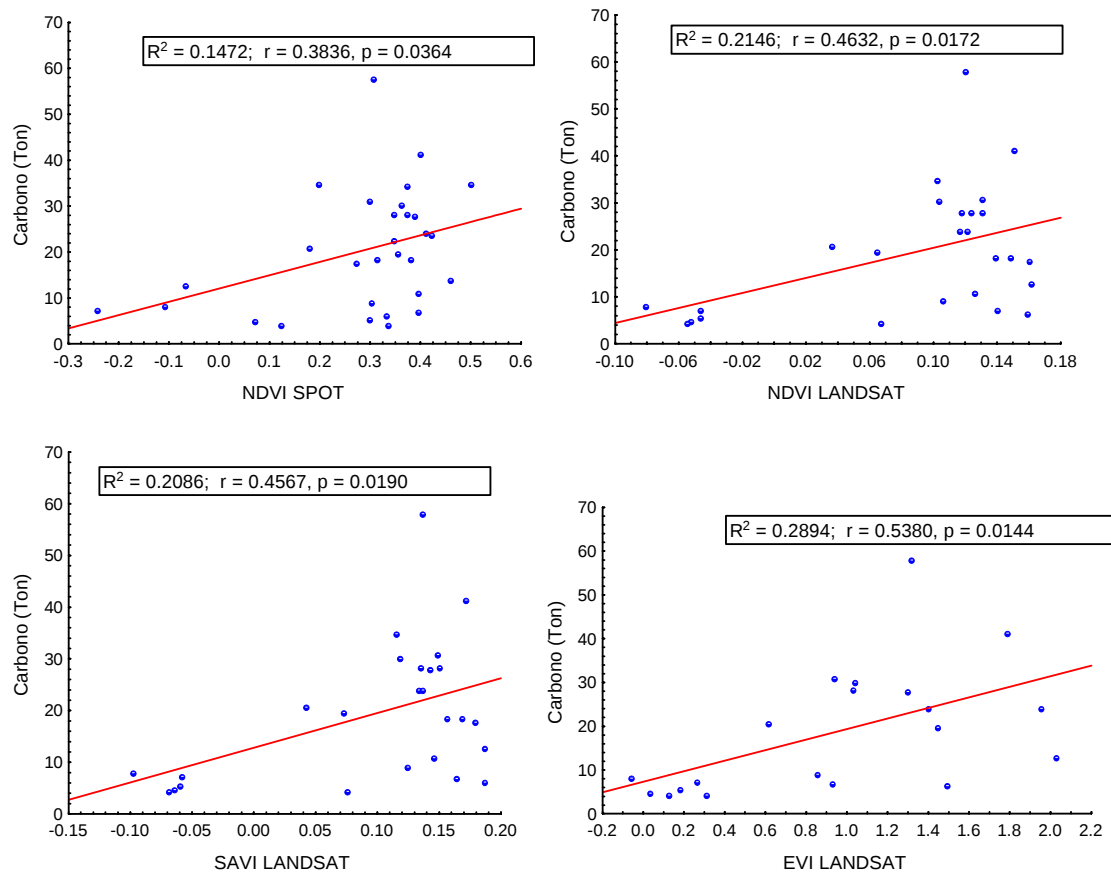


Figura 2.

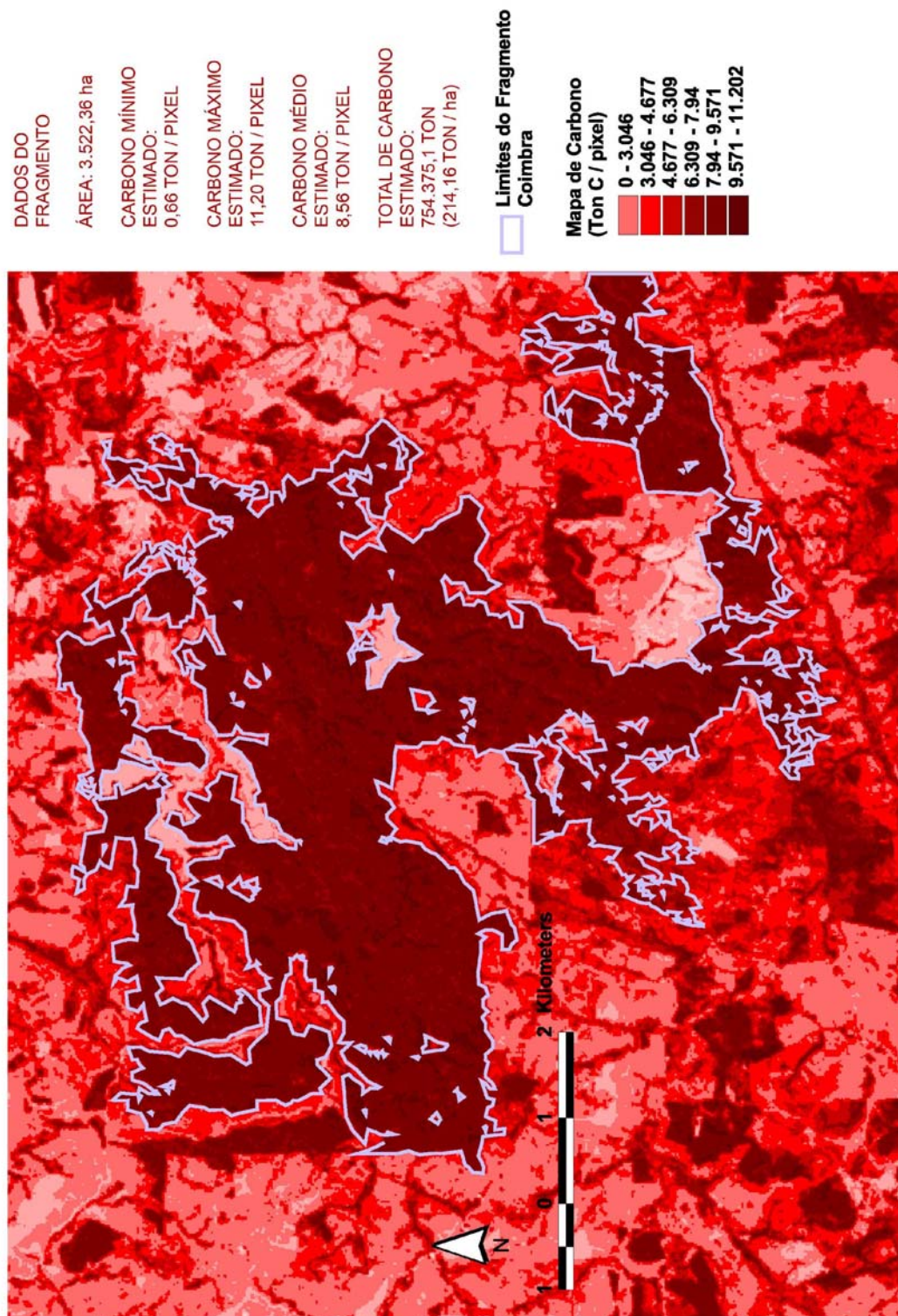


Figura 3.

CONCLUSÕES

- A diversidade de árvores na Mata de Coimbra possui um efeito significativo na retenção de carbono, mais especificamente os componentes da diversidade do grupo de tolerantes a sombra. A riqueza de espécies tolerantes a sombra e o quanto este grupo está representado em um local (percentual das espécies) são os fatores principais determinando a variabilidade local da biomassa, depois dos fatores ambientais (em nosso caso, a topografia).
- O grupo ecológico das árvores emergentes é o que mais armazena carbono em áreas de floresta primária, e a sua perda em bordas e fragmentos, por este ser um grupo vulnerável aos efeitos de borda, reduz sensivelmente a retenção de carbono. A fragmentação pode emitir muito mais carbono do que apenas o da área que foi desmatada para a ocupação humana: fragmentos recentes são emissores de carbono devido à mortalidade de seu grupo emergente. Considerando que os efeitos de mortalidade de árvores emergentes ocorrem até 300 metros da borda, então a nível regional mais de 90% da área remanescente de mata no Centro de Endemismo Pernambuco já perdeu ou está perdendo seu grupo emergente.
- Estimativas de carbono por imagens de satélite de média resolução, com índices espectrais algébricos simples, como o NDVI e o EVI são possíveis, mas para escalas regionais. Neste caso os mapas de carbono podem ser uma ferramenta bastante interessante para identificar áreas de emissões, por exemplo.

RESUMO

As pesquisas científicas têm se intensificado na tentativa de entender as causas e conseqüências das alterações drásticas causadas pelas empreitadas humanas nas florestas primárias (florestas que nunca foram desmatadas), e o papel de florestas secundárias na retenção de diversidade e oferta de serviços ambientais. Uma questão fundamental tem sido avaliar se alterações na biodiversidade (principalmente composição e riqueza de espécies) são capazes de afetar a intensidade e estabilidade dos processos ecossistêmicos. Neste trabalho, foi analisado o papel da diversidade arbórea em florestas secundárias, primárias e em fragmentos florestais para a retenção de carbono na região da mata nordestina, e também analisada a viabilidade da estimação remota de carbono através de índices espectrais de vegetação calculados de satélites. Foi encontrado que a riqueza do grupo tolerantes a sombra é o componente da diversidade mais importante em florestas primárias e secundárias para explicar a retenção de carbono. Também foi verificado que o grupo das árvores emergentes é o mais importante na retenção de carbono em florestas primárias, e sua perda nos fragmentos causa um queda acentuada na retenção de carbono. Por último, não foi possível uma estimação precisa do carbono florestal através de índices espectrais, mas os resultados encontrados indicam que a abordagem é promissora. A presente dissertação confirma a importância da diversidade como fator determinante para o funcionamento dos ecossistemas.

Palavras-Chave: Fragmentação Florestal; Biodiversidade; Carbono; Sensoriamento Remoto.

ABSTRACT

Scientific research has intensified seeking to understand the causes and consequences of drastic changes caused by human enterprises in primary forests, and the role of secondary forests in the retention of biodiversity and offering of ecosystem services. A fundamental question has been if changes in biodiversity (specially species richness and composition) are capable of affecting the intensity and stability of ecosystem processes. In this work, the role of primary and secondary forests and forest fragments' diversity in carbon retention was analysed, as well as the viability of carbon estimation through remote sensed spectral indexes. It was found that the richness and percentage of shade-tolerant trees was the most important variables in estimating carbon, after environmental conditions. It was also verified that the ecological group of the large trees is the one that retains the most carbon in primary forests, and its loss on forest fragments causes a sharp drop in the stored carbon. Lastly, it was not possible to establish a robust link between the analysed spectral indexes and the locally estimated carbon, although the regressions were significant. The use of medium scale sensors is probably more indicated for regional assessments of carbon.

ANEXOS

Regressão Múltipla Stepwise

A Regressão Múltipla Stepwise é uma modalidade da Análise de Regressão Múltipla, que tem como propósito verificar o relacionamento entre diversas variáveis independentes, ou “preditoras”, e uma variável dependente, ou de “critério”. Nas Ciências Sociais ou Naturais, procedimentos de Regressão Múltipla são bastante usados em pesquisas. Este método permite o pesquisador inquirir sobre qual é o melhor preditor de uma variável x . A Regressão Stepwise é uma técnica de modelagem que encontra subconjuntos de variáveis independentes que predizem mais adequadamente as respostas da variável dependente através de regressões lineares ou não-lineares. Os principais métodos de Regressão Múltipla Stepwise são a *Forward*, onde se inicia com nenhuma variável independente no modelo, e testando as variáveis uma a uma e em conjunto para saber se são estatisticamente significantes; A *Backward*, onde se inicia com todas as variáveis candidatas, e se deleta as variáveis uma a uma para saber se o modelo resultante é significativo; e uma combinação destas duas.

No primeiro capítulo desta dissertação, o procedimento usado foi o de Regressão Stepwise Forward, na qual o algoritmo executa a análise através de rodadas. Na primeira rodada, os termos da regressão são adicionados e o cálculo de regressão é realizado para encontrar o valor de p para cada um dos modelos dos termos individualmente para a soma dos quadrados, baseado em uma distribuição F . Quando todos os modelos de uma variável foram criados, o algoritmo escolhe o modelo de menor p como entrada na próxima rodada, onde serão selecionados modelos de duas variáveis. O valor de p mínimo para inclusão pode ser selecionado pelo pesquisador como critério de inclusão nos modelos de cada etapa. Este processo se repete até que seja analisado o modelo com o máximo número de variáveis independentes disponível.

Texto baseado nos arquivos de referência dos softwares STATISTICA 6.0 e TerraSeer STIS.

NORMAS DOS PERIÓDICOS

Oikos – guide to authors

General editorial practice

Submit your manuscript electronically by e-mailing a single PDF file to: <oikos@ekol.lu.se>. You will receive a receipt with a tracking code. Please refer to this code in all correspondence with the Editorial Office.

We as well as reviewers have problems in handling LaTeX files, please avoid this format.

Authors submitting a manuscript do so on the understanding that the work has not been published before, is not being considered for publication elsewhere **and has been read and approved by all authors**. The submission of the manuscript by the authors means that the authors automatically agree to assign exclusive copyright to the journal if and when the manuscript is accepted for publication.

This work shall not be published elsewhere in any language without the written consent of the journal. The articles published in this journal are protected by copyright, which covers translation rights and the exclusive right to reproduce and distribute all of the articles printed in the journal. No material published in the journal may be stored on microfilm or videocassettes or in electronic databases and the like or reproduced photographically without the prior written permission of the journal.

Manuscripts are submitted to reviewers for evaluation of their significance and soundness. Authors will generally be notified of acceptance, rejection, or need for revision within three months. Decisions of the editor are final.

Manuscripts are edited to improve communication between author and reader.

Authors will receive electronic proofs via e-mail, together with the Exclusive License Form (ELF)). Correct **only** printer's mistakes. You will be charged for excessive corrections beyond such mistakes.

Exclusive Licence Form. Authors will be required to sign the Exclusive Licence Form (ELF) for all papers accepted for publication. Signature of the ELF is a condition of publication and papers will not be passed to the publisher for production unless a signed form has been received. Please note that signature of the Exclusive Licence Form does not affect ownership of copyright in the material. (Government employees need to complete the Author Warranty sections, although copyright in such cases does not need to be assigned). After publication authors will retain the right to publish their paper in various media/circumstances (please see the form for further details). To assist authors an ELF can be supplied by the Editorial Office. Alternatively, authors may like to download a copy of the form.

No offprints will be supplied. Instead corresponding authors will receive a locked PDF file to the use at their discretion.

There are no page charges. We do, however, charge for colour printing.

Authorship. Statement on authorship. Papers should conform to recommendations for authorship provided by the International Committee of Medical Journal Editors (the Vancouver Group; see <http://www.icmje.org>). That is, authorship of a paper carries with it responsibility as well as credit. All those whose names appear as authors should have played a significant role in designing or carrying out the research, writing the manuscript, or providing extensive guidance to the execution of the project. They should be able to present and defend the work in a public forum. Honorary authorship is to be avoided. All authors must be in agreement on both the submission and full content of any article carrying their name. Any violation of these conditions represents academic misconduct and will be dealt with accordingly.

Manuscripts

Manuscripts should be submitted as one single pdf-file with tables and figures included. Upon acceptance the

manuscript should be provided in Microsoft Word, Rich Text Format or Post Script format with high resolution figures included. Oikos does not yet accept manuscripts in Microsoft Word 2007 format.

Language. Manuscripts should be in English. Linguistic usage should be correct. Avoid the use of the passive voice. Avoid extensive reviews in the Introduction and Discussion. Cite only essential sources of a theory or opinion.

Title. The title should be brief and contain words useful for indexing and information retrieval.

Text. The first page should contain only the title and the author's name, address, fax and email-address. Page two contains the abstract, in which the main results of the work should be summarized. The abstract should not contain more than **300** words. Begin the introduction on page three. Avoid right margin justification and hyphenation. Double-check the contents of your manuscript before submitting. Only printer's mistakes in proofs will be changed free of charge. Oikos do not print symbols or formulas in italics.

Illustrations. Tables and legends of illustrations should be written double-spaced on separate sheets. Do not incorporate the legend in the figure itself. Tables and illustrations should be comprehensible without reference to the text. Do not use italic lettering.

Figures should be planned to appear with a maximum final width of 8 cm (single-column), 12.5 cm (1.5 column) or 16.6 cm (double-column). The font used in figures should be either Helvetica or Arial. Letters, numbers and symbols must appear clearly but not oversized. A suitable final size for lettering is 1-2 mm at reproduction size. One uniform size throughout is generally recommended. Avoid complicated symbols or patterns. Use open and closed circles, squares and triangles; open, striped and closed bars in histograms. Each figure should be boxed in and scale marks (turning inwards) provided. Lines should be clear, but not thick and heavy. Plan your illustrations for the smallest size possible (one column). Be sure that the lettering is clear and readable, even if the figure is de-sized.

Colour plates may be included at the author's expense.

Units. Use SI units as far as possible.

Nomenclature. Binomial Latin names should be used in accordance with International Rules of Nomenclature.

References. In the list of references (double-spaced), the following usage should be conformed to:

Journal

Haila, Y. and Järvinen, O. 1983. Land bird communities on a Finnish island: species impoverishment and abundance patterns. - *Oikos* 41: 255-273.

If more than two authors:

Lindsay, A. et al. 2000. Are plant populations seed-limited? A review of seed sowing experiments. – *Oikos* 88: 225–238.

Book

Mayr, E. 1963. *Animal species and evolution*. - Harvard Univ. Press.

Chapter

Goodall, D. W. 1972. Building and testing ecosystem models. - In: Jeffers, J. N. R. (ed.), *Mathematical models in ecology*. Blackwell, pp. 173-194.

In the text references are given: Mayr (1963) or, at the end of a sentence, (Mayr 1963).

Titles of journals should be abbreviated following Biological Abstracts. If in doubt, give the title in full. Do not refer to unpublished material.

The list of references should be arranged alphabetically on authors' names and chronologically per author. If the author's name is also mentioned with co-authors the following order should be used: publications of the

single author, arranged chronologically - publications of the same author with one co-author, arranged chronologically - publications of the author with more than one co-author, arranged chronologically. Publications by the same author(s) in the same year should be listed as 2004a, 2004b, etc. Reference lists not conforming to this format will be returned for revision.

Excessive use of references causes unnecessary long articles. To avoid excessive use of references, use only the most relevant. As a rule, avoid using more than 50 references in a regular research paper.

Acknowledgements. Keep them short.

Appendices. Long appendices may be posted on the journals homepage.

Authors are recommended to follow the guidelines set out in: O'Connor, M. 1991. Writing successfully in science. - Harper Collins Academic, London, **and to examine the latest issues of Oikos**. Manuscripts not conforming to the requirements will be returned for revision.

AN INTERNATIONAL JOURNAL

FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT PUBLISHES SCIENTIFIC ARTICLES THAT LINK FOREST ECOLOGY WITH FOREST MANAGEMENT, AND THAT APPLY BIOLOGICAL, ECOLOGICAL AND SOCIAL KNOWLEDGE TO THE MANAGEMENT AND CONSERVATION OF MAN-MADE AND NATURAL FORESTS. THE SCOPE OF THE JOURNAL INCLUDES ALL FOREST ECOSYSTEMS OF THE WORLD. A REFEREEING PROCESS ENSURES THE QUALITY AND INTERNATIONAL INTEREST OF THE MANUSCRIPTS ACCEPTED FOR PUBLICATION.

THE JOURNAL AIMS TO ENCOURAGE COMMUNICATION BETWEEN SCIENTISTS IN DISPARATE FIELDS WHO SHARE A COMMON INTEREST IN ECOLOGY AND FOREST MANAGEMENT, AND TO BRIDGE THE GAP BETWEEN RESEARCH WORKERS AND FOREST MANAGERS IN THE FIELD TO THE BENEFIT OF BOTH. AUTHORS SHOULD DEMONSTRATE A CLEAR LINK WITH FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT. FOR EXAMPLE, PAPERS DEALING WITH REMOTE SENSING ARE ACCEPTABLE IF THIS LINK IS DEMONSTRATED, BUT NOT ACCEPTABLE IF THE MAIN THRUST IS TECHNOLOGICAL AND METHODOLOGICAL. SIMILARLY, PAPERS DEALING WITH MOLECULAR BIOLOGY AND GENETICS MAY BE MORE APPROPRIATE IN SPECIALIZED JOURNALS, DEPENDING ON THEIR EMPHASIS. THE JOURNAL DOES NOT ACCEPT ARTICLES DEALING WITH AGRO-FORESTRY. THE JOURNAL DOES NOT RECOGNIZE 'SHORT COMMUNICATIONS' AS A SEPARATE CATEGORY.

ONLINE SUBMISSION OF MANUSCRIPTS

SUBMISSION OF AN ARTICLE IMPLIES THAT THE WORK DESCRIBED HAS NOT BEEN PUBLISHED PREVIOUSLY (EXCEPT IN THE FORM OF AN ABSTRACT OR AS PART OF A PUBLISHED LECTURE OR ACADEMIC THESIS), THAT IT IS NOT UNDER CONSIDERATION FOR PUBLICATION ELSEWHERE, THAT ITS PUBLICATION IS APPROVED BY ALL AUTHORS AND TACITLY OR EXPLICITLY BY THE RESPONSIBLE AUTHORITIES WHERE THE WORK WAS CARRIED OUT, AND THAT, IF ACCEPTED, IT WILL NOT BE PUBLISHED ELSEWHERE IN THE SAME FORM, IN ENGLISH OR IN ANY OTHER LANGUAGE, WITHOUT THE WRITTEN CONSENT OF THE PUBLISHER.

UPON ACCEPTANCE OF AN ARTICLE, AUTHORS WILL BE ASKED TO TRANSFER COPYRIGHT (FOR MORE INFORMATION ON COPYRIGHT SEE [HTTP://WWW.ELSEVIER.COM/AUTHORSRIGHTS](http://www.elsevier.com/authorsrights)). THIS TRANSFER WILL ENSURE THE WIDEST POSSIBLE DISSEMINATION OF INFORMATION. A LETTER WILL BE SENT TO THE CORRESPONDING AUTHOR CONFIRMING RECEIPT OF THE MANUSCRIPT. A FORM FACILITATING TRANSFER OF COPYRIGHT WILL BE PROVIDED. IF EXCERPTS FROM OTHER COPYRIGHTED WORKS ARE INCLUDED, THE AUTHOR(S) MUST OBTAIN WRITTEN PERMISSION FROM THE COPYRIGHT OWNERS AND CREDIT THE SOURCE(S) IN THE ARTICLE. ELSEVIER HAS PREPRINTED FORMS FOR USE BY AUTHORS IN THESE CASES: CONTACT ELSEVIER'S RIGHTS DEPARTMENT, OXFORD, UK; PHONE: (+44) 1865 843830, FAX: (+44) 1865 853333, E-MAIL: [PERMISSIONS@ELSEVIER.COM](mailto:permissions@elsevier.com). REQUESTS MAY ALSO BE COMPLETED ON-LINE VIA THE ELSEVIER HOMEPAGE ([HTTP://ELSEVIER.COM/LOCATE/PERMISSIONS](http://elsevier.com/locate/permissions)).

SUBMISSION TO THIS JOURNAL PROCEEDS TOTALLY ON-LINE. USE THE FOLLOWING GUIDELINES TO PREPARE YOUR ARTICLE. VIA THE LINK [HTTP://EES.ELSEVIER.COM/EESHLP/EES_AUTHOR_TUTORIAL.HTML](http://ees.elsevier.com/eeshelp/ees_author_tutorial.html) YOU WILL BE GUIDED STEPWISE THROUGH THE CREATION AND UPLOADING OF THE VARIOUS FILES.

ONCE THE UPLOADING IS DONE, OUR SYSTEM AUTOMATICALLY GENERATES AN ELECTRONIC (PDF) PROOF, WHICH IS THEN USED FOR REVIEWING. IT IS CRUCIAL THAT ALL GRAPHICAL ELEMENTS BE UPLOADED IN SEPARATE FILES, SO THAT THE PDF IS SUITABLE FOR REVIEWING. AUTHORS CAN UPLOAD THEIR ARTICLE AS A LATEX OR MICROSOFT (MS) WORD DOCUMENT. ALL CORRESPONDENCE, INCLUDING NOTIFICATION OF THE EDITOR'S DECISION AND REQUESTS FOR REVISIONS, WILL BE BY E-MAIL.

ELECTRONIC FORMAT REQUIREMENTS FOR ACCEPTED ARTICLES
WE ACCEPT MOST WORDPROCESSING FORMATS, BUT WORD AND LATEX IS PREFERRED.
ALWAYS KEEP A BACKUP COPY OF THE ELECTRONIC FILE FOR REFERENCE AND SAFETY.
SAVE YOUR FILES USING THE DEFAULT EXTENSION OF THE PROGRAM USED.

WORDPROCESSOR DOCUMENTS

IT IS IMPORTANT THAT THE FILE BE SAVED IN THE NATIVE FORMAT OF THE WORDPROCESSOR USED. THE TEXT SHOULD BE IN SINGLE-COLUMN FORMAT. KEEP THE LAYOUT OF THE TEXT AS SIMPLE AS POSSIBLE. MOST FORMATTING CODES WILL BE REMOVED AND REPLACED ON PROCESSING THE ARTICLE. IN PARTICULAR, DO NOT USE THE WORDPROCESSOR'S OPTIONS TO JUSTIFY TEXT OR TO HYPHENATE WORDS. HOWEVER, DO USE BOLD FACE, ITALICS, SUBSCRIPTS, SUPERSSCRIPTS ETC. DO NOT EMBED 'GRAPHICALLY DESIGNED' EQUATIONS OR TABLES, BUT PREPARE THESE USING THE WORDPROCESSOR'S FACILITY. WHEN PREPARING TABLES, IF YOU ARE USING A TABLE GRID, USE ONLY ONE GRID FOR EACH INDIVIDUAL TABLE AND NOT A GRID FOR EACH ROW. IF NO GRID IS USED, USE TABS, NOT SPACES, TO ALIGN COLUMNS. THE ELECTRONIC TEXT SHOULD BE PREPARED IN A WAY VERY SIMILAR TO THAT OF CONVENTIONAL MANUSCRIPTS (SEE ALSO THE QUICKGUIDE AT WWW.ELSEVIER.COM/LOCATE/GUIDEPUBLICATION). DO NOT IMPORT THE FIGURES INTO THE TEXT FILE BUT, INSTEAD, INDICATE THEIR APPROXIMATE LOCATIONS DIRECTLY IN THE ELECTRONIC TEXT AND ON THE MANUSCRIPT. SEE ALSO THE SECTION ON PREPARATION OF ELECTRONIC ILLUSTRATIONS ON THE QUICKGUIDE AT WWW.ELSEVIER.COM/LOCATE/GUIDEPUBLICATION

TO AVOID UNNECESSARY ERRORS YOU ARE STRONGLY ADVISED TO USE THE 'SPELLCHECKER' FUNCTION OF YOUR WORDPROCESSOR.

TYPES OF CONTRIBUTION

1. **REGULAR PAPERS.** ORIGINAL RESEARCH PAPERS SHOULD REPORT THE RESULTS OF ORIGINAL RESEARCH. THE MATERIAL SHOULD NOT HAVE BEEN PREVIOUSLY PUBLISHED ELSEWHERE, EXCEPT IN A PRELIMINARY FORM.
2. **REVIEW ARTICLES.** REVIEW ARTICLES ARE WELCOME BUT SHOULD BE TOPICAL AND NOT JUST AN OVERVIEW OF THE LITERATURE. BEFORE SUBMISSION PLEASE CONTACT ONE OF THE CHIEF EDITORS.
3. **BOOK REVIEWS.** BOOK REVIEWS WILL BE INCLUDED IN THE JOURNAL ON A RANGE OF RELEVANT BOOKS WHICH ARE NOT MORE THAN 2 YEARS OLD. THE EDITORS WILL SOLICIT BOOK REVIEWS. UNSOLICITED REVIEWS WILL NOT USUALLY BE ACCEPTED, BUT SUGGESTIONS FOR APPROPRIATE BOOKS FOR REVIEW MAY BE SENT TO THE EDITORIAL OFFICE OF *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*.

PREPARATION OF MANUSCRIPTS

1. **MANUSCRIPTS SHOULD BE WRITTEN IN ENGLISH.** AUTHORS WHOSE NATIVE LANGUAGE IS NOT ENGLISH ARE STRONGLY ADVISED TO HAVE THEIR MANUSCRIPTS CHECKED BY AN ENGLISH-SPEAKING COLLEAGUE PRIOR TO SUBMISSION.
ENGLISH LANGUAGE HELP SERVICE: UPON REQUEST, ELSEVIER WILL DIRECT AUTHORS TO AN AGENT WHO CAN CHECK AND IMPROVE THE ENGLISH OF THEIR PAPER (*BEFORE SUBMISSION*). PLEASE CONTACT WWW.ELSEVIER.COM/LOCATE/ELSEVIERPUBLISHING FOR FURTHER INFORMATION.

2. MANUSCRIPTS SHOULD BE PREPARED WITH NUMBERED LINES, WITH WIDE MARGINS AND DOUBLE SPACING THROUGHOUT, I.E. ALSO FOR ABSTRACTS, FOOTNOTES AND REFERENCES. EVERY PAGE OF THE MANUSCRIPT, INCLUDING THE TITLE PAGE, REFERENCES, TABLES, ETC. SHOULD BE NUMBERED. HOWEVER, IN THE TEXT NO REFERENCE SHOULD BE MADE TO PAGE NUMBERS; IF NECESSARY, ONE MAY REFER TO SECTIONS. AVOID EXCESSIVE USE OF ITALICS TO EMPHASIZE PART OF THE TEXT.

3. MANUSCRIPTS IN GENERAL SHOULD BE ORGANIZED IN THE FOLLOWING ORDER:

- TITLE (SHOULD BE CLEAR, DESCRIPTIVE AND NOT TOO LONG)
- NAME(S) OF AUTHOR(S)
- COMPLETE POSTAL ADDRESS(ES) OF AFFILIATIONS
- FULL TELEPHONE, FAX. NO. AND E-MAIL OF THE CORRESPONDING AUTHOR
- PRESENT ADDRESS(ES) OF AUTHOR(S) IF APPLICABLE
- COMPLETE CORRESPONDENCE ADDRESS TO WHICH THE PROOFS SHOULD BE SENT
- ABSTRACT
- KEY WORDS (INDEXING TERMS), NORMALLY 3-6 ITEMS
- INTRODUCTION
- MATERIAL STUDIED, AREA DESCRIPTIONS, METHODS, TECHNIQUES
- RESULTS
- DISCUSSION
- CONCLUSION
- ACKNOWLEDGEMENTS AND ANY ADDITIONAL INFORMATION CONCERNING RESEARCH GRANTS, ETC.
- REFERENCES
- TABLES
- FIGURE CAPTIONS

4. IN TYPING THE MANUSCRIPT, TITLES AND SUBTITLES SHOULD NOT BE RUN WITHIN THE TEXT. THEY SHOULD BE TYPED ON A SEPARATE LINE, WITHOUT INDENTATION. USE LOWER-CASE FONT.

5. ELSEVIER RESERVES THE PRIVILEGE OF RETURNING TO THE AUTHOR FOR REVISION ACCEPTED MANUSCRIPTS AND ILLUSTRATIONS WHICH ARE NOT IN THE PROPER FORM GIVEN IN THIS GUIDE.

ABSTRACTS

THE ABSTRACT SHOULD BE CLEAR, DESCRIPTIVE AND NOT LONGER THAN 400 WORDS.

FORMULAE

1. SUBSCRIPTS AND SUPERSSCRIPTS SHOULD BE CLEAR.
2. TAKE SPECIAL CARE TO SHOW CLEARLY THE DIFFERENCE BETWEEN ZERO (0) AND THE LETTER (O), AND BETWEEN ONE (1) AND THE LETTER L.
3. GIVE THE MEANING OF ALL SYMBOLS IMMEDIATELY AFTER THE EQUATION IN WHICH THEY ARE FIRST USED.
4. FOR SIMPLE FRACTIONS USE THE SOLIDUS (/) INSTEAD OF A HORIZONTAL LINE.
5. EQUATIONS SHOULD BE NUMBERED SERIALLY AT THE RIGHTHAND SIDE IN PARENTHESES. IN GENERAL ONLY EQUATIONS EXPLICITLY REFERRED TO IN THE TEXT NEED BE NUMBERED.
6. THE USE OF FRACTIONAL POWERS INSTEAD OF ROOT SIGNS IS RECOMMENDED. ALSO POWERS OF E ARE OFTEN MORE CONVENIENTLY DENOTED BY EXP.
7. LEVELS OF STATISTICAL SIGNIFICANCE WHICH CAN BE MENTIONED WITHOUT FURTHER EXPLANATION ARE *P< 0.05, **P< 0.01 AND ***P<0.001.

UNITS AND ABBREVIATIONS

IN PRINCIPLE SI UNITS SHOULD BE USED EXCEPT WHERE THEY CONFLICT WITH CURRENT PRACTISE OR ARE CONFUSING. OTHER EQUIVALENT UNITS MAY BE GIVEN IN PARENTHESES.

UNITS AND THEIR ABBREVIATIONS SHOULD BE THOSE APPROVED BY ISO

**(INTERNATIONAL STANDARD 1000:92
SI UNITS AND RECOMMENDATIONS FOR THE USE OF THEIR MULTIPLES AND OF CERTAIN
OTHER UNITS). ABBREVIATE UNITS OF MEASURE ONLY WHEN USED WITH NUMERALS.**

NOMENCLATURE

- 1. AUTHORS AND EDITORS ARE, BY GENERAL AGREEMENT, OBLIGED TO ACCEPT THE RULES GOVERNING BIOLOGICAL NOMENCLATURE, AS LAID DOWN IN THE *INTERNATIONAL CODE OF BOTANICAL NOMENCLATURE, THE INTERNATIONAL CODE OF NOMENCLATURE OF BACTERIA, AND THE INTERNATIONAL CODE OF ZOOLOGICAL NOMENCLATURE.***
- 2. ALL BIOTICA (CROPS, PLANTS, INSECTS, BIRDS, MAMMALS, ETC.) SHOULD BE IDENTIFIED BY THEIR SCIENTIFIC NAMES WHEN THE ENGLISH TERM IS FIRST USED, WITH THE EXCEPTION OF COMMON DOMESTIC ANIMALS.**
- 3 ALL BIOCIDES AND OTHER ORGANIC COMPOUNDS MUST BE IDENTIFIED BY THEIR GENEVA NAMES WHEN FIRST USED IN THE TEXT. ACTIVE INGREDIENTS OF ALL FORMULATIONS SHOULD BE LIKEWISE IDENTIFIED.**
- 4. FOR CHEMICAL NOMENCLATURE, THE CONVENTIONS OF THE INTERNATIONAL UNION OF PURE AND APPLIED CHEMISTRY AND THE OFFICIAL RECOMMENDATIONS OF THE IUPAC IUB COMBINED COMMISSION ON BIOCHEMICAL NOMENCLATURE SHOULD BE FOLLOWED.**

TABLES

- 1. AUTHORS SHOULD TAKE NOTICE OF THE LIMITATIONS SET BY THE SIZE AND LAYOUT OF THE JOURNAL. LARGE TABLES SHOULD BE AVOIDED. REVERSING COLUMNS AND ROWS WILL OFTEN REDUCE THE DIMENSIONS OF A TABLE.**
- 2. IF MANY DATA ARE TO BE PRESENTED, AN ATTEMPT SHOULD BE MADE TO DIVIDE THEM OVER TWO OR MORE TABLES.**
- 3. DRAWN TABLES, FROM WHICH PRINTS NEED TO BE MADE, SHOULD NOT BE FOLDED.**
- 4. TABLES SHOULD BE NUMBERED ACCORDING TO THEIR SEQUENCE IN THE TEXT. THE TEXT SHOULD INCLUDE REFERENCES TO ALL TABLES.**
- 5. EACH TABLE SHOULD BE TYPEWRITTEN ON A SEPARATE PAGE OF THE MANUSCRIPT. TABLES SHOULD NEVER BE INCLUDED IN THE TEXT.**
- 6. EACH TABLE SHOULD HAVE A BRIEF AND SELF-EXPLANATORY TITLE.**
- 7. COLUMN HEADINGS SHOULD BE BRIEF, BUT SUFFICIENTLY EXPLANATORY. STANDARD ABBREVIATIONS OF UNITS OF MEASUREMENT SHOULD BE ADDED BETWEEN PARENTHESES.**
- 8. VERTICAL LINES SHOULD NOT BE USED TO SEPARATE COLUMNS. LEAVE SOME EXTRA SPACE BETWEEN THE COLUMNS INSTEAD.**
- 9. ANY EXPLANATION ESSENTIAL TO THE UNDERSTANDING OF THE TABLE SHOULD BE GIVEN AS A FOOTNOTE AT THE BOTTOM OF THE TABLE.**

REFERENCES

- 1. ALL PUBLICATIONS CITED IN THE TEXT SHOULD BE PRESENTED IN A LIST OF REFERENCES FOLLOWING THE TEXT THE MANUSCRIPT. THE MANUSCRIPT SHOULD BE CAREFULLY CHECKED TO ENSURE THAT THE SPELLING OF AUTHOR'S NAMES AND DATES ARE EXACTLY THE SAME IN THE TEXT AS IN THE REFERENCE LIST.**
- 2. IN THE TEXT REFER TO THE AUTHOR'S NAME (WITHOUT INITIAL) AND YEAR OF PUBLICATION. IF QUOTING A SPECIFIC PASSAGE INSERT A SHORT REFERENCE TO THE APPROPRIATE PAGE(S). EXAMPLES: "SINCE SMITH (1992, P. 12) HAS OBSERVED THAT..." "RECENT EMPIRICAL RESEARCH CONFIRMS THIS (JONES,1994A, PP. 16-18)".**
- 3. IF REFERENCE IS MADE IN THE TEXT TO A PUBLICATION WRITTEN BY MORE THAN TWO AUTHORS THE NAME OF THE FIRST AUTHOR SHOULD BE USED FOLLOWED BY "ET AL." THIS INDICATION, HOWEVER, SHOULD NEVER BE USED IN THE LIST OF REFERENCES. IN THIS LIST NAMES OF FIRST AUTHOR AND COAUTHORS SHOULD BE MENTIONED.**
- 4. REFERENCES CITED TOGETHER IN THE TEXT SHOULD BE ARRANGED CHRONOLOGICALLY. THE LIST OF REFERENCES SHOULD BE ARRANGED ALPHABETICALLY ON AUTHOR'S NAMES, AND CHRONOLOGICALLY PER AUTHOR. IF AN**

AUTHOR'S NAME IN THE LIST IS ALSO MENTIONED WITH COAUTHORS THE FOLLOWING ORDER SHOULD BE USED: PUBLICATIONS OF THE SINGLE AUTHOR, ARRANGED ACCORDING TO PUBLICATION DATES, PUBLICATIONS OF THE SAME AUTHOR WITH ONE COAUTHOR, PUBLICATIONS OF THE AUTHOR WITH MORE THAN ONE COAUTHOR. PUBLICATIONS BY THE SAME AUTHOR(S) IN THE SAME YEAR SHOULD BE LISTED AS 1974A, 1974B, ETC.

5. USE THE FOLLOWING SYSTEM FOR ARRANGING YOUR REFERENCES:

A FOR PERIODICALS

WINTER, M., GASKELL, P. 1998. THE AGENDA 2000 DEBATE AND CAP REFORM IN GREAT BRITAIN. IS THE ENVIRONMENT BEING SIDELINED? LAND USE POLICY 15, 217-231.

**B FOR EDITED SYMPOSIA, SPECIAL ISSUES, ETC. PUBLISHED IN A PERIODICAL:
RASMUSSEN, L., WRIGHT, R.F., LARGE-SCALE ECOSYSTEM EXPERIMENTS: ECOLOGICAL RESEARCH AND EUROPEAN ENVIRONMENTAL POLICY, 1998. IN: RASMUSSEN, L., WRIGHT, R.F., (EDS.), THE WHOLE ECOSYSTEM EXPERIMENTS OF THE NITREX AND EXMAN PROJECTS. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT, 101, 353-363.**

C FOR BOOKS:

GAUGH, JR., H.G., 1992. STATISTICAL ANALYSIS OF REGIONAL YIELD TRIALS. ELSEVIER, AMSTERDAM.

D FOR MULTIAUTHOR BOOKS

HUNTER, I., BIRD, P., 1997. EXPERIENCE WITH PARTICIPATORY FOREST MANAGEMENT (PFM) IN THE TROPICS. IN: SOLBERG, B., MIINA, S. (EDS.), CONFLICT MANAGEMENT AND PUBLIC PARTICIPATION IN LAND MANAGEMENT. EUROPEAN FOREST INSTITUTE, JOENSUU, PP. 177-186.

6. BECAUSE OF THE INTERDISCIPLINARY AUDIENCE OF THE JOURNAL, TITLES OF PERIODICALS SHOULD BE GIVEN IN FULL.

7. IN THE CASE OF PUBLICATIONS IN ANY LANGUAGE OTHER THAN ENGLISH, THE ORIGINAL TITLE SHOULD BE RETAINED. HOWEVER, THE TITLES OF PUBLICATIONS IN NONROMAN ALPHABETS SHOULD BE TRANSLITERATED, AND A NOTATION SUCH AS "(IN RUSSIAN)" OR "(IN GREEK, WITH ENGLISH ABSTRACT)" SHOULD BE ADDED.

8. WORK ACCEPTED FOR PUBLICATION BUT NOT YET PUBLISHED SHOULD BE REFERRED TO AS "IN PRESS".

9. REFERENCES CONCERNING UNPUBLISHED DATA AND "PERSONAL COMMUNICATIONS" SHOULD NOT BE CITED IN THE REFERENCE LIST BUT MAY BE MENTIONED IN THE TEXT.

ARTICLES IN SPECIAL ISSUES: PLEASE ENSURE THAT THE WORDS 'THIS ISSUE' ARE ADDED (IN THE LIST AND TEXT) TO ANY REFERENCES TO OTHER ARTICLES IN THIS SPECIAL ISSUE.

FOOTNOTES

1. FOOTNOTES SHOULD ONLY BE USED IF ABSOLUTELY ESSENTIAL. IN MOST CASES IT SHOULD BE POSSIBLE TO INCORPORATE THE INFORMATION IN NORMAL TEXT.

2. IF USED, THEY SHOULD BE NUMBERED IN THE TEXT, INDICATED BY SUPERScript NUMBERS, AND KEPT AS SHORT AS POSSIBLE.

COPYRIGHT

1. AN AUTHOR, WHEN QUOTING FROM SOMEONE ELSE'S WORK OR WHEN CONSIDERING REPRODUCING AN ILLUSTRATION OR TABLE FROM A BOOK OR JOURNAL ARTICLE, SHOULD MAKE SURE THAT HE IS NOT INFRINGING A COPYRIGHT.

2. ALTHOUGH IN GENERAL AN AUTHOR MAY QUOTE FROM OTHER PUBLISHED WORKS, HE SHOULD OBTAIN PERMISSION FROM THE HOLDER OF THE COPYRIGHT IF HE WISHES TO MAKE SUBSTANTIAL EXTRACTS OR TO REPRODUCE TABLES, PLATES, OR OTHER ILLUSTRATIONS. IF THE COPYRIGHTHOLDER IS NOT THE AUTHOR OF THE QUOTED OR REPRODUCED MATERIAL, IT IS RECOMMENDED THAT THE PERMISSION OF THE AUTHOR SHOULD ALSO BE SOUGHT.

3. MATERIAL IN UNPUBLISHED LETTERS AND MANUSCRIPTS IS ALSO PROTECTED AND MUST NOT BE PUBLISHED UNLESS PERMISSION HAS BEEN OBTAINED.

4. A SUITABLE ACKNOWLEDGMENT OF ANY BORROWED MATERIAL MUST ALWAYS BE

MADE.

PROOFS

WHEN YOUR MANUSCRIPT IS RECEIVED BY THE PUBLISHER IT IS CONSIDERED TO BE IN ITS FINAL FORM. PROOFS ARE NOT BE REGARDED AS 'DRAFTS'. ONE SET OF PROOFS IN PDF FORMAT WILL BE SENT TO THE CORRESPONDING AUTHOR, TO BE CHECKED FOR TYPESETTING/ EDITING. NO CHANGES IN, OR ADDITIONS TO, THE ACCEPTED (AND SUBSEQUENTLY EDITED) MANUSCRIPT WILL BE ALLOWED AT THIS STAGE. PROOFREADING IS SOLELY YOUR RESPONSIBILITY.

THE PUBLISHER RESERVES THE RIGHT TO PROCEED WITH PUBLICATION IF CORRECTIONS ARE NOT COMMUNICATED. RETURN CORRECTIONS WITHIN 3 WORKING DAYS OF RECEIPT OF THE PROOFS. SHOULD THERE BE NO CORRECTIONS, PLEASE CONFIRM THIS.

ELSEVIER WILL DO EVERYTHING POSSIBLE TO GET YOUR ARTICLE CORRECTED AND PUBLISHED AS QUICKLY AND ACCURATELY AS POSSIBLE. IN ORDER TO DO THIS WE NEED YOUR HELP. WHEN YOU RECEIVE THE (PDF) PROOF OF YOUR ARTICLE FOR CORRECTION, IT IS IMPORTANT TO ENSURE THAT ALL OF YOUR CORRECTIONS ARE SENT BACK TO US IN ONE COMMUNICATION. SUBSEQUENT CORRECTIONS WILL NOT BE POSSIBLE, SO PLEASE ENSURE YOUR FIRST SENDING IS COMPLETE. NOTE THAT THIS DOES NOT MEAN YOU HAVE ANY LESS TIME TO MAKE YOUR CORRECTIONS, JUST THAT ONLY ONE SET OF CORRECTIONS WILL BE ACCEPTED.

OFFPRINTS

- 1. TWENTY-FIVE OFFPRINTS WILL BE SUPPLIED FREE OF CHARGE.**
- 2. ONE HUNDRED FREE OFFPRINTS WILL BE SUPPLIED TO THE FIRST AUTHOR OF A REVIEW ARTICLE.**
- 3. ADDITIONAL OFFPRINTS CAN BE ORDERED ON AN OFFPRINT ORDER FORM, WHICH IS INCLUDED WITH THE PROOFS.**
- 3. UNESCO COUPONS ARE ACCEPTABLE IN PAYMENT OF EXTRA OFFPRINTS.**

***FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT* HAS NO PAGE CHARGES!
INFORMATION ABOUT *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT* IS AVAILABLE ON THE
WORLD WIDE WEB AT THE FOLLOWING ADDRESS: ➡ [HTTP://WWW.ELSEVIER.COM/LOCATE/FORECO](http://www.elsevier.com/locate/foreco).**

Brazilian Archives of Biology and Technology - BAPT publica em Inglês, artigos originais de pesquisa, notas curtas e artigos de revisão nas áreas interdisciplinares das ciências biológicas e de engenharia/tecnologia.

Preparação de manuscritos

A submissão do manuscrito implica que não tenha sido publicado ou submetido para publicação em outra revista. O manuscrito deverá ser apresentado de forma precisa, o que ajudará os revisores na avaliação. Todos os manuscritos estão sujeitos à avaliação dos revisores.

MANUSCRITO

Devendo ser enviadas três cópias do manuscrito digitado com espaço simples (máximo de 12 páginas), em papel tamanho A-4 (210x297mm), com margens (2,5 mm esquerda, direita 2,0 mm, superiores e inferior 3,0 mm), sendo preparados com a seguinte disposição de cabeçalhos: **ABSTRACT (SUMÁRIO), INTRODUÇÃO, MATERIAIS E MÉTODOS, RESULTADOS E DISCUSSÃO, AGRADECIMENTO, RESUMO, REFERÊNCIAS**. Estes cabeçalhos devem ser digitados com letras maiúsculas e em negrito (fonte 12). Para artigos de revisão, os autores devem fazer seus próprios cabeçalhos juntamente com o Resumo e Introdução.

TÍTULO

O título (fonte 18, negrito e iniciais em maiúscula), do manuscrito deve refletir claramente seu conteúdo. Devendo ser seguido pelo nome completo do autor com as iniciais em maiúsculas (fonte 12, negrito) e o endereço (fonte 10, itálico) da instituição onde a pesquisa foi executada.

ABSTRACT

O manuscrito deve apresentar um abstract (itálico) de 100-150 palavras, descrevendo brevemente o propósito e os resultados da pesquisa.

PALAVRAS -CHAVE

Os autores devem fornecer três a seis palavras-chave que serão usadas na indexação do trabalho.

INTRODUÇÃO

Deve descrever a base, o objetivo da pesquisa e demais informações relevantes sobre o manuscrito.

MATERIAIS E MÉTODOS

Os autores devem tomar cuidado quanto ao fornecimento de detalhes suficientes para que outros possam repetir o trabalho. Procedimentos padronizados não precisam ser descritos em detalhes.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados e discussões podem ser apresentados separadamente ou de forma conjunta (autores podem optar pela forma mais fácil). Trabalhos preliminares ou resultados menos relevantes não devem ser descritos. A reprodução dos resultados, incluindo o número de vezes que o experimento foi conduzido e o número de amostras replicadas devem ser expressados claramente.

RESUMO

Todo artigo deve possuir um resumo do em Português e posicionado antes da lista de Referências. Autores de outros países da América Latina podem procurar por ajuda na Editoração da revista, para preparar o resumo em Português de seus artigos.

REFERÊNCIAS

Referências no texto devem ser citadas no local apropriado pelo(s) nome(s) do(s) autor(es) e ano (p. ex.: Raimbault & Roussos, 1996; Raimbault et al., 1997). Uma lista de referências, em ordem alfabética (fonte 10), deve aparecer no final do manuscrito. Todas as referências na lista devem ser indicadas em algum ponto no texto e vice versa. Resultados não publicados não devem ser incluídos na lista. Exemplos de referências são fornecidas abaixo:

Jornais:

Pandey, A. (1992), Recent developments in solid state fermentation. *Process Biochem.*, 27, 109-117

Teses:

Chang, C. W. (1975), Effect of fluoride pollution on plants and cattle. PhD Thesis, Banaras Hindu University, Varanasi, India

Livros:

Tengerdy, R. P. (1998), Solid substrate fermentation for enzyme production. In-*Advances in Biotechnology*, ed. A. Pandey. Educational Publishers & Distributors, New Delhi, pp. 13-16

Pandey, A. (1998), *Threads of Life*. National Institute of Science Communication, New Delhi

Conferências:

Davison, A. W. (1982), Uptake, transport and accumulation of soil and airborne fluorides by vegetation. Paper presented at 6th International Fluoride Symposium, 1-3 May, Logan, Utah

TABELAS E FIGURAS

Tabelas e figuras devem ser numeradas consecutivamente com números arábicos e inseridas em local apropriado no corpo do texto, devendo ser utilizados somente para apresentar dados que não possam ser descritos no texto.

UNIDADES E ABREVIATURAS

O sistema SI deve ser usado para todos dados experimentais. No caso de outras unidades serem usadas, estas devem ser adicionadas em parênteses. Somente as abreviaturas padrões para as unidades devem ser usadas. Pontos não devem ser incluídos nas abreviaturas (por exemplo: m, e não m. ou rpm, e não r.p.m.), também devem ser usados '%' e '/' no lugar de 'porcento' e 'per'.

LAY-OUT DO MANUSCRITO

Sugere-se que os autores sempre consultem a última edição do periódico para ver o layout. Com exceção do título, abstract e palavras-chave, todo o texto deve ser disposto em duas colunas em todas as páginas. No rodapé da primeira página (fonte 8) deve estar sendo indicado o autor para correspondência. Todo o manuscrito deve ser preparado na fonte "Times New Roman", tamanho 11 (exceto na lista de referências, que deve ser em tamanho 10).

ESPAÇAMENTO

Deve ser deixado um espaço entre o título do artigo e o nome dos autores, e entre o cabeçalho e o texto. Entre as colunas deixar espaçamento de 0,6 cm. Não deixar espaços entre os parágrafos do texto.

ENVIO DE MANUSCRITO

**O manuscrito deve ser enviado por correio, acompanhado de arquivo eletrônico (cd, disquete, dvd).
Utilizar editor de texto MS Word ou compatível.**

REVISORES

Ao submeter o manuscrito, o autor deve indicar no mínimo três revisores, fornecendo: nome completo, endereço e quando possível e-mail. Os autores podem solicitar que revisores sejam excluídos da avaliação de seus manuscritos, caso estes revisores possam ser tendencialmente desfavoráveis. Contudo, a escolha final dos referees permanecerá com o Editor.

TARIFAS POR PÁGINAS E SEPARATAS

Não existe custo para publicação de artigos. As separatas deverão ser solicitadas por e-mail (babt@tecpa.br).

O manuscritos e toda correspondência deve ser enviada ao Editor, Prof. Dr. Carlos R. Soccol, no endereço abaixo.