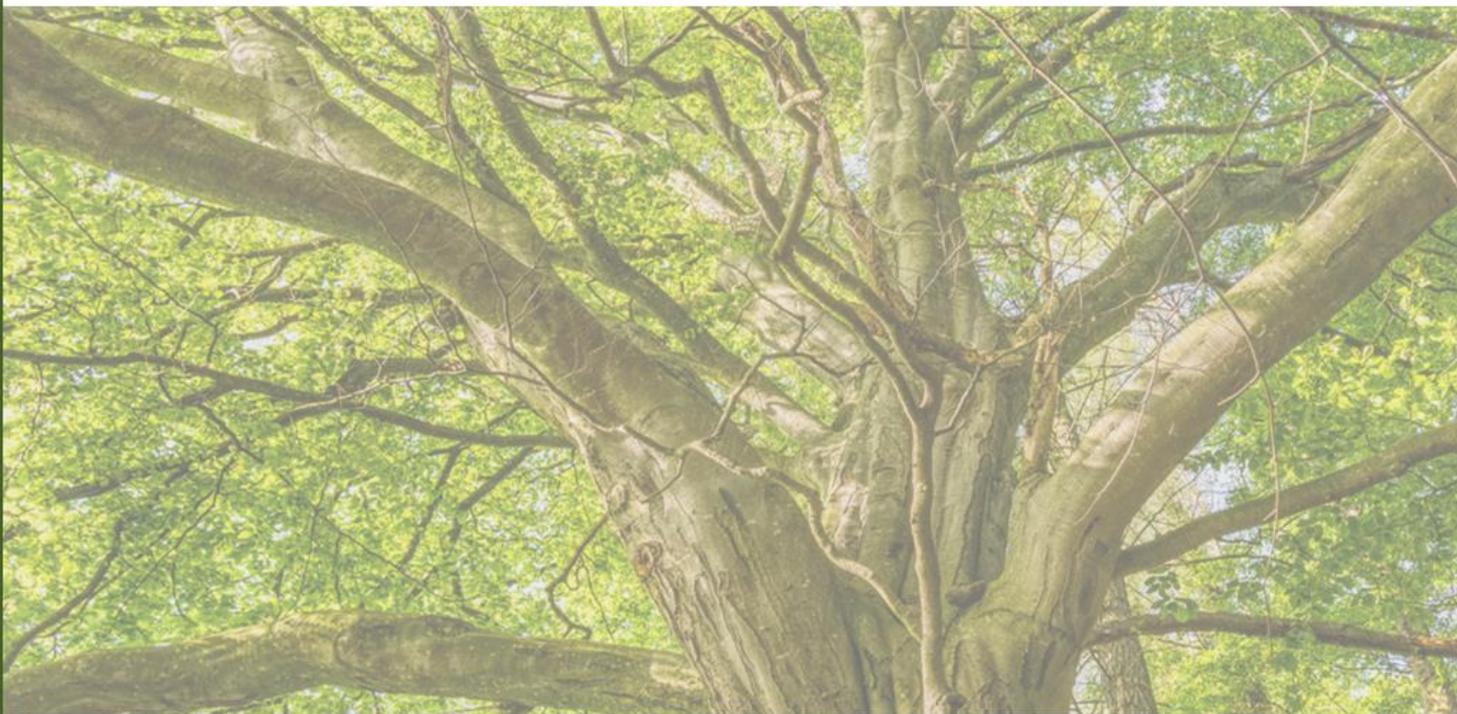


ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DO MEIO AMBIENTE



Maria José de Holanda Leite



AMPLLA
EDITORA

ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DO MEIO AMBIENTE

Maria José de Holanda Leite



AMPLLA
EDITORA



2022 - Editora Ampla

Copyright da Edição © Editora Ampla

Copyright do Texto © Maria José de Holanda Leite

Editor Chefe: Leonardo Pereira Tavares

Design da Capa: Editora Ampla

Diagramação: João Carlos Trajano

Revisão: Maria José de Holanda Leite

Ecologia e conservação do meio ambiente está licenciado sob CC BY 4.0.



Esta licença exige que as reutilizações deem crédito aos criadores. Ele permite que os reutilizadores distribuam, remixem, adaptem e construam o material em qualquer meio ou formato, mesmo para fins comerciais.

O conteúdo da obra e seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos autores, não representando a posição oficial da Editora Ampla. É permitido o download da obra e o compartilhamento desde que sejam atribuídos créditos aos autores. Todos os direitos para esta edição foram cedidos à Editora Ampla.

ISBN: 978-65-5381-080-8

DOI: 10.51859/ampla.ecm808.1122-0

Editora Ampla

Campina Grande – PB – Brasil

contato@amplaeditora.com.br

www.amplaeditora.com.br



2022

CONSELHO EDITORIAL

Andréa Cátia Leal Badaró – Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Andréia Monique Lermen – Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Antoniele Silvana de Melo Souza – Universidade Estadual do Ceará
Aryane de Azevedo Pinheiro – Universidade Federal do Ceará
Bergson Rodrigo Siqueira de Melo – Universidade Estadual do Ceará
Bruna Beatriz da Rocha – Instituto Federal do Sudeste de Minas Gerais
Bruno Ferreira – Universidade Federal da Bahia
Caio Augusto Martins Aires – Universidade Federal Rural do Semi-Árido
Caio César Costa Santos – Universidade Federal de Sergipe
Carina Alexandra Rondini – Universidade Estadual Paulista
Carla Caroline Alves Carvalho – Universidade Federal de Campina Grande
Carlos Augusto Trojaner – Prefeitura de Venâncio Aires
Carolina Carbonell Demori – Universidade Federal de Pelotas
Cícero Batista do Nascimento Filho – Universidade Federal do Ceará
Clécio Danilo Dias da Silva – Universidade Federal do Rio Grande do Norte
Dandara Scarlet Sousa Gomes Bacelar – Universidade Federal do Piauí
Daniela de Freitas Lima – Universidade Federal de Campina Grande
Darlei Gutierrez Dantas Bernardo Oliveira – Universidade Estadual da Paraíba
Denise Barguil Nepomuceno – Universidade Federal de Minas Gerais
Diogo Lopes de Oliveira – Universidade Federal de Campina Grande
Dylan Ávila Alves – Instituto Federal Goiano
Edson Lourenço da Silva – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí
Elane da Silva Barbosa – Universidade Estadual do Ceará
Érica Rios de Carvalho – Universidade Católica do Salvador
Fernanda Beatriz Pereira Cavalcanti – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”
Fredson Pereira da Silva – Universidade Estadual do Ceará
Gabriel Gomes de Oliveira – Universidade Estadual de Campinas
Gilberto de Melo Junior – Instituto Federal do Pará
Givanildo de Oliveira Santos – Instituto Brasileiro de Educação e Cultura
Higor Costa de Brito – Universidade Federal de Campina Grande
Isabel Fontgalland – Universidade Federal de Campina Grande
Isane Vera Karsburg – Universidade do Estado de Mato Grosso
Israel Gondres Torné – Universidade do Estado do Amazonas
Ivo Batista Conde – Universidade Estadual do Ceará
Jaqueline Rocha Borges dos Santos – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Jessica Wanderley Souza do Nascimento – Instituto de Especialização do Amazonas
João Henriques de Sousa Júnior – Universidade Federal de Santa Catarina
João Manoel Da Silva – Universidade Federal de Alagoas
João Vitor Andrade – Universidade de São Paulo
Joilson Silva de Sousa – Instituto Federal do Rio Grande do Norte
José Cândido Rodrigues Neto – Universidade Estadual da Paraíba
Jose Henrique de Lacerda Furtado – Instituto Federal do Rio de Janeiro
Josenita Luiz da Silva – Faculdade Frassinetti do Recife
Josiney Farias de Araújo – Universidade Federal do Pará
Karina de Araújo Dias – SME/Prefeitura Municipal de Florianópolis
Katia Fernanda Alves Moreira – Universidade Federal de Rondônia
Laís Portugal Rios da Costa Pereira – Universidade Federal de São Carlos
Láíze Lantyer Luz – Universidade Católica do Salvador
Lindon Johnson Pontes Portela – Universidade Federal do Oeste do Pará
Luana Maria Rosário Martins – Universidade Federal da Bahia
Lucas Araújo Ferreira – Universidade Federal do Pará
Lucas Capita Quarto – Universidade Federal do Oeste do Pará
Lúcia Magnólia Albuquerque Soares de Camargo – Unifacisa Centro Universitário
Luciana de Jesus Botelho Sodrê dos Santos – Universidade Estadual do Maranhão
Luís Paulo Souza e Souza – Universidade Federal do Amazonas

Luiza Catarina Sobreira de Souza – Faculdade de Ciências Humanas do Sertão Central
Manoel Mariano Neto da Silva – Universidade Federal de Campina Grande
Marcelo Alves Pereira Eufrazio – Centro Universitário Unifacisa
Marcelo Williams Oliveira de Souza – Universidade Federal do Pará
Marcos Pereira dos Santos – Faculdade Rachel de Queiroz
Marcus Vinicius Peralva Santos – Universidade Federal da Bahia
Marina Magalhães de Moraes – Universidade Federal do Amazonas
Mário César de Oliveira – Universidade Federal de Uberlândia
Michele Antunes – Universidade Feevale
Milena Roberta Freire da Silva – Universidade Federal de Pernambuco
Nadja Maria Mourão – Universidade do Estado de Minas Gerais
Natan Galves Santana – Universidade Paranaense
Nathalia Bezerra da Silva Ferreira – Universidade do Estado do Rio Grande do Norte
Neide Kazue Sakugawa Shinohara – Universidade Federal Rural de Pernambuco
Neudson Johnson Martinho – Faculdade de Medicina da Universidade Federal de Mato Grosso
Patrícia Appelt – Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Paula Milena Melo Casais – Universidade Federal da Bahia
Paulo Henrique Matos de Jesus – Universidade Federal do Maranhão
Rafael Rodrigues Gomides – Faculdade de Quatro Marcos
Reângela Cíntia Rodrigues de Oliveira Lima – Universidade Federal do Ceará
Rebeca Freitas Ivanicska – Universidade Federal de Lavras
Renan Gustavo Pacheco Soares – Autarquia do Ensino Superior de Garanhuns
Renan Monteiro do Nascimento – Universidade de Brasília
Ricardo Leoni Gonçalves Bastos – Universidade Federal do Ceará
Rodrigo da Rosa Pereira – Universidade Federal do Rio Grande
Rubia Katia Azevedo Montenegro – Universidade Estadual Vale do Acaraú
Sabrynna Brito Oliveira – Universidade Federal de Minas Gerais
Samuel Miranda Mattos – Universidade Estadual do Ceará
Shirley Santos Nascimento – Universidade Estadual Do Sudoeste Da Bahia
Silvana Carloto Andres – Universidade Federal de Santa Maria
Silvio de Almeida Junior – Universidade de Franca
Tatiana Paschoalette R. Bachur – Universidade Estadual do Ceará | Centro Universitário Christus
Telma Regina Stroparo – Universidade Estadual do Centro-Oeste
Thayla Amorim Santino – Universidade Federal do Rio Grande do Norte
Virgínia Maia de Araújo Oliveira – Instituto Federal da Paraíba
Virginia Tomaz Machado – Faculdade Santa Maria de Cajazeiras
Walmir Fernandes Pereira – Miami University of Science and Technology
Wanessa Dunga de Assis – Universidade Federal de Campina Grande
Wellington Alves Silva – Universidade Estadual de Roraima
Yáscara Maia Araújo de Brito – Universidade Federal de Campina Grande
Yasmin da Silva Santos – Fundação Oswaldo Cruz
Yuciara Barbosa Costa Ferreira – Universidade Federal de Campina Grande



2022 - Editora Ampla

Copyright da Edição © Editora Ampla

Copyright do Texto © Maria José de Holanda Leite

Editor Chefe: Leonardo Pereira Tavares

Design da Capa: Editora Ampla

Diagramação: João Carlos Trajano

Revisão: Maria José de Holanda Leite

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Leite, Maria José de Holanda
Ecologia e conservação do meio ambiente [livro
eletrônico] / Maria José de Holanda Leite. -- Campina
Grande : Editora Ampla, 2022.
51 p.

Formato: PDF

ISBN: 978-65-5381-080-8

1. Florestas. 2. Diversidade. 3. Vegetação. 4. Solos.
I. Título.

CDD-333.75

Sueli Costa - Bibliotecária - CRB-8/5213
(SC Assessoria Editorial, SP, Brasil)

Índices para catálogo sistemático:

1. Florestas 333.75

Editora Ampla
Campina Grande - PB - Brasil
contato@ampllaeditora.com.br
www.ampllaeditora.com.br



2022

APRESENTAÇÃO

Ecologia é um termo derivado do grego que é formado pela junção das palavras “oikos”, que significa casa, e “logos”, que significa estudo. Esse termo foi empregado pela primeira vez em 1866 em uma obra do zoólogo alemão Ernst Haeckel chamada de “*Generelle Morphologie der Organismen*”.

A Ecologia é uma parte da Biologia que estuda a relação dos seres vivos entre si e destes com o ambiente onde vivem. Sendo assim, essa ciência preocupa-se com todos os fatores que afetam um organismo, sejam eles químicos, físicos ou biológicos. Como o próprio nome indica, a Ecologia faz o estudo da “casa” de cada organismo.

Apesar de parecer simples, é um estudo bastante complexo e abrangente, uma vez que cada pequeno fator, físico, químico ou biológico, é fundamental para garantir a sobrevivência de um determinado organismo. Imagine, por exemplo, uma espécie de planta que vive em um ambiente árido e passa a ser submetida a grandes regimes de chuvas, ou então um lago onde é introduzida uma nova espécie de peixe. Em todos os dois casos haverá mudanças que afetarão diretamente essas espécies. Como sabemos, nenhum organismo consegue viver sem interagir com outros seres e com o meio.

Essa área da Biologia é extremamente importante, pois, conhecendo essas interações, podemos entender os impactos ambientais e os desequilíbrios causados às populações de todos os seres vivos em decorrência da ação humana. Esse estudo possibilita, por exemplo, a elaboração de planos de preservação e a criação de medidas que diminuam o impacto da nossa existência para as próximas gerações.

Como todos os campos de estudo da Biologia, a Ecologia não é uma área isolada e sempre necessita de outras áreas de conhecimento, tais como Botânica, Zoologia, Física, Química, Geografia e Matemática, tendo em vista que devemos ter conhecimento das características dos organismos, além, é claro, de conhecer como funcionam os fatores abióticos, tais como a luz, água e solo.

SUMÁRIO

CAPÍTULO I - QUAIS OS CRITÉRIOS E PARÂMETROS CONSIDERADOS COMO FLORESTAS JOVENS E FLORESTAS MADURAS?	8
1.1. INTRODUÇÃO	8
1.2. DESMATAMENTO E REGENERAÇÃO DE FLORESTAS NA REGIÃO TROPICAL	8
1.3. DINÂMICA FLORESTAL E O CONTINUUM SUCESSIONAL	12
1.4. TRAJETÓRIAS E ESTÁGIOS DA SUCESSÃO	13
1.5. A DIVERSIDADE FUNCIONAL DA VEGETAÇÃO	14
1.6. ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO NA SUCESSÃO	15
1.7. FATORES QUE INFLUENCIAM A DINÂMICA DAS FLORESTAS	18
REFERÊNCIAS	20
CAPÍTULO II - ESTADO DA ARTE DOS ESTUDOS DE DIVERSIDADE FUNCIONAL PARA ESPÉCIES ARBÓREAS NO BRASIL ATUAL	27
REFERÊNCIAS	34
CAPÍTULO III - GESSO E REJEITOS DE MINERAÇÃO NA CORREÇÃO DE SOLOS SALINO-SÓDICOS	39
3.1. ORIGEM E CLASSIFICAÇÃO DOS SOLOS AFETADOS POR SAIS	39
3.2. FATORES DE SALINIZAÇÃO E EFEITOS DOS SAIS SOBRE O SOLO	41
3.3. EFEITO DOS SAIS SOBRE AS PLANTAS	41
3.4. USO DE CORRETIVOS EM SOLOS SALINIZADOS	42
3.5. GESSO AGRÍCOLA	43
3.6. MATÉRIA ORGÂNICA	44
3.7. REJEITOS DE MINERAÇÃO	45
3.8. CAULIM	46
3.9. VERMICULITA	46
REFERÊNCIAS	47
SOBRE A AUTORA	51

CAPÍTULO I

QUAIS OS CRITÉRIOS E PARÂMETROS CONSIDERADOS COMO FLORESTAS JOVENS E FLORESTAS MADURAS?

1.1. INTRODUÇÃO

Os processos sucessionais ocorrem em todas as florestas em diferentes escalas espaciais e temporais. A sucessão pode ser caracterizada como mudanças na composição de espécies e cobertura do substrato ao longo do tempo. A sucessão secundária ocorre após distúrbios que causem mudanças abruptas ou perda da biomassa e funções ecossistêmicas com algum legado biológico, diferindo da sucessão primária, que ocorre com a formação de novos substratos sem legado biológico (WALKER et al., 2007). Já as Florestas jovens são aquelas resultantes de um processo natural de regeneração da vegetação, em áreas onde no passado houve corte raso da floresta primária. Nesses casos, quase sempre as terras foram temporariamente usadas para agricultura, exploração madeireira irracional e pastagem e a floresta ressurgiu espontaneamente após o abandono destas atividades (CHAZDON, 2012). Enquanto que as florestas maduras descrevem as florestas que se encontram num estágio tardio de sucessão, e que sejam relativamente estáveis. A dinâmica florestal não cessa quando uma floresta atinge um estágio tardio de sucessão, mas se desvia em direção a distúrbios localizados (endógenos) como quedas de árvores ou inundações locais que não caracterizam de maneira uniforme todo o conjunto da floresta atividades (CHAZDON, 2012).

1.2. DESMATAMENTO E REGENERAÇÃO DE FLORESTAS NA REGIÃO TROPICAL

O século XX representou um período de desmatamento sem precedentes nas regiões tropicais do planeta. Há indícios promissores de que essas taxas de desmatamento venham declinando paulatinamente devido ao aumento das taxas de reflorestamento e regeneração florestal natural. As taxas de desmatamento tropical

caíram de 16 milhões de hectares/ano durante a década de 1990 a 13 milhões de hectares/ano no período 2000-2010 (FAO, 2010).

Na África e na Ásia, menos de 20% das florestas em 2010 foram classificadas como primárias sem indicações visíveis de distúrbio antropogênico. Alguns países tropicais, como o Vietnã, Costa Rica, El Salvador, Porto Rico e Índia, apresentaram um aumento líquido da cobertura florestal ao longo dos últimos dez a vinte anos (CHAZDON, 2008a). Embora a regeneração florestal na região tropical não seja capaz de substituir matas primárias, florestas jovens podem oferecer habitats adequados a várias espécies florestais (CHAZDON et al., 2009; DENT; WRIGHT, 2009).

Para Chazdon (2012) pequena escala espacial das mudanças de uso da terra e a dificuldade em se distinguirem os estágios precoces de crescimento secundário de plantios ou pousios curtos implicam desafios significativos na avaliação de áreas de florestas tropicais que passam por regeneração natural. Já Asner et al. (2009) fizeram a estimativa conservadora de que 1,2% das florestas tropicais úmidas do planeta estaria passando por regeneração a longo prazo ao final do século XX, mas uma nova análise de seus dados, por Wright (2010), mostra que essa porcentagem deveria ser aumentada para ao menos 11,8%.

A importância cada vez maior das florestas jovens em todo o mundo alerta para a necessidade urgente de se entender os fatores biofísicos e sociais subjacentes que afetam sua regeneração após o abandono de práticas agrícolas e distúrbios naturais (CHAZDON, 2012). As florestas tropicais passam por períodos de distúrbio e recuperação seguindo diferentes escalas espaciais e temporais (CHAZDON, 2003). Distúrbios naturais, tais como furacões, inundações e queimadas, removem parcial ou completamente a cobertura florestal e alteram os solos, com consequências dramáticas para a biodiversidade e para as funções do ecossistema (WHITMORE; BURSLEM, 1988).

A derrubada de florestas para o cultivo, a abertura de pastagens ou a extração de madeira causam distúrbios de maneira intensiva e extensiva. Em seguida a distúrbios de grande escala, os processos sucessionais levam a alterações nas espécies que formam comunidades florestais, no tamanho e estrutura das populações de espécies e nas propriedades do ecossistema (CHAZDON, 2012). Assim, as trajetórias sucessionais e as taxas de alteração variam amplamente,

conforme a natureza do uso anterior da terra, a proximidade da floresta primária e a disponibilidade de fauna (CHAZDON et al., 2007).

Para Chazdon (2012) o processo sucessional segue uma progressão de estágios durante os quais florestas apresentam um enriquecimento gradual de espécies e um aumento em complexidade estrutural e funcional. A composição de espécies pode necessitar de mais tempo para que possa ocorrer a convergência com áreas maduras (LETCHER; CHAZDON, 2009). Existem estimativas que seriam necessários entre 100 e 150 anos para a composição do estrato arbóreo se assemelhar à da floresta madura (DENT et al., 2013) e que seriam necessários entre 100 a 300 anos para as florestas jovens alcançarem os mesmos níveis de espécies dispersas por animais, proporção de espécies não-pioneiras e espécies de sub-bosque encontrados em florestas maduras (LIEBSCH et al., 2009). Estudo realizado em Campos antigos foi verificado que inicialmente as clareiras abandonadas se transformam em florestas jovens regenerantes, dominadas por espécies de árvores pioneiras de crescimento rápido e alta dispersão, e com o tempo, espécies de plantas e animais características de florestas primárias próximas vão substituindo, aos poucos, as espécies pioneiras sucessionais (CHAZDON, 2012), mas que sucessão pode ser interrompida ou desviada como consequência de usos da terra intensivos e de grande escala que degradem a fertilidade do solo ou reduzir a disponibilidade da biota local. Porém, geralmente em estudos florestais o limiar do diâmetro a altura do peito (DAP) utilizado é de ≥ 10 cm, que representa bem o dossel, mas, falha na representação do sub-dossel, que em florestas tropicais possui maior densidade quando comparado ao dossel (BOHLMAN, 2015).

Portanto, a sucessão florestal ocorreria em uma sequência de fases, com início no estabelecimento de espécies no local, com posterior fechamento do dossel, aumento da riqueza de espécies, aumento da área basal e biomassa e com sua última fase na convergência da composição de espécies com as florestas maduras (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001). A resiliência seria um pré-requisito para que essas fases possam ocorrer, já que ela representa a capacidade de reorganização do ecossistema após um distúrbio natural ou humano de maior impacto (BENGTSSON et al., 2003).

Estudos posteriores buscaram modelos progressivos, considerando que estes podem variar de acordo com vários fatores e suas intensidades, tais como o

histórico do local, distúrbios, impactos antrópicos (CHAZDON, 2003), atributos das espécies e influência do ambiente físico (solo, topografia, paisagem) na dinâmica de assembleias vegetais (PICKETT et al., 2009; ROBINSON et al., 2015). Diversos estudos conseguiram comprovar esse modelo, como Norden et al. (2009) e Nascimento et al. (2014) ao observarem que as florestas jovens seguiam o padrão de convergência para florestas maduras. Porém, a sucessão também pode ser progressiva em primeiro momento, mas, ao longo do tempo, vai haver o declínio da produtividade e serviços ecossistêmicos, a chamada retrogressão (PELTZER et al., 2006). Como Xu et al. (2015), que ao estudarem a regeneração de áreas na floresta tropical da China, com até 50 anos de regeneração, que haviam sido desmatadas ou sofreram corte seletivo, observaram somente a recuperação parcial da diversidade original e o aumento com posterior decréscimo na similaridade das espécies.

Processos sucessionais determinísticos são definidos como mudanças ordenadas e previsíveis na abundância de espécies determinadas pelo clima, solo e história de vida da espécie, enquanto processos estocásticos são influenciados por eventos aleatórios e não previsíveis na natureza (CHAZDON, 2008a). Os processos determinísticos se embasam na teoria do equilíbrio de nicho, de acordo com dinâmica das espécies que são governadas pelos atributos específicos da espécie em relação ao seu meio circundante (TILMAN, 1982). Os processos estocásticos se embasam na teoria neutra, pela qual a dinâmica é governada por eventos estocásticos, juntamente com contingências históricas e eventos de dispersão (HUBBELL, 2001).

Florestas jovens podem divergir quantitativa e qualitativamente da vegetação de florestas maduras, principalmente se, após a perturbação que dá início a sucessão, espécies exóticas dominarem o local, tornando-se invasoras, evitando que a sucessão continue ou apresente convergência (LETCHER; CHAZDON, 2009).

Nos dias atuais, áreas florestais primárias são escassas, devido à fragmentação e degradação de habitats. Por isso, florestas jovens se tornam prioritárias para conservação da biodiversidade em regiões tropicais (LIEBSCH et al., 2007), devido a sua alta resiliência na ocorrência de distúrbios (NORDEN et al., 2009). Em caso de convergência, estas florestas podem se assemelhar às florestas maduras em densidade, área basal, riqueza ou diversidade com aproximadamente 40 anos de regeneração, porém, não em composição de espécies (AIDE et al., 1996).

Em geral, a biomassa se recupera mais rapidamente que a riqueza (CHAZDON, 2008).

Fatores como aspectos biogeográficos, configuração da paisagem, clima e distúrbios antrópicos podem ultrapassar limiares ecológicos, influenciando negativamente o valor das florestas jovens para a conservação, por se tornarem sub amostras da biodiversidade local com redução dos serviços ecossistêmicos (MELO et al., 2013). A sucessão que ocorre em matriz urbana é especialmente singular, pois a proximidade do meio urbano aumenta a probabilidade de perturbações podendo alterar o caminho da sucessão (CHAZDON, 2008; JOPPA; PFAFF, 2010; MEINERS et al., 2015). As perturbações incluem: efeito de borda, poluição da água e do ar, caça, incêndios, lixo, barulho, crimes, retirada de madeira agricultura, crescimento das cidades, construção de ruas e mineração, impactando, assim a estrutura e composição da floresta (TRZYNA, 2007; AMLIN et al., 2012).

1.3. DINÂMICA FLORESTAL E O CONTINUUM SUCESSIONAL

Teorias de não equilíbrio substituíram as hipóteses de equilíbrio, lançando uma nova luz sobre a natureza das alterações sucessionais e respostas a distúrbios. Não existe um momento específico em que a floresta alcance um estado de estabilidade ou 'clímax', pois frequentemente ocorrem distúrbios, mesmo durante estágios tardios de sucessão (CHAZDON, 2008b). A caracterização de espécies como 'precoces' ou 'tardias', com respeito à sucessão, muitas vezes envolve distinções arbitrárias com base na natureza das florestas onde diferentes espécies colonizam, recrutam e se reproduzem. Levantamentos repetidos de abundância de espécies em nível de paisagem em florestas jovens e maduras podem ser utilizados para classificar espécies segundo a sua especialização em diferentes tipos de florestas, utilizando-se abordagens estatísticas rigorosas (CHAZDON et al., 2011).

Os estágios sucessionais de uma floresta podem ser definidos com base em três critérios centrais: biomassa total à superfície, estrutura de idade ou tamanho de populações de árvores e composição de espécies. Essas características mudam as diferentes taxas e variam diferencialmente com a escala espacial de medida (CHAZDON, 2012). Trajetórias sucessionais múltiplas podem ser observadas dentro de uma determinada região tropical, muitas vezes refletindo diferenças no uso anterior da terra (MESQUITA et al., 2001). A maioria dos métodos utilizados para

detectar distúrbios ou alterações florestais se fundamenta em medidas de estrutura florestal, tais como área basal ou biomassa à superfície, as quais tendem a atingir a estabilidade mais rapidamente de que as medidas de composição de espécies (LETCHER; CHAZDON, 2009).

A única maneira de se distinguir florestas secundárias antigas de matas intocadas pelo homem ou por forças naturais catastróficas é através do conhecimento pormenorizado dos padrões de crescimento e regeneração das espécies, além de estudos cuidadosos sobre a história de povoamentos passados. Os processos sucessionais ocorrem em todas as florestas em diferentes escalas espaciais e temporais.

1.4. TRAJETÓRIAS E ESTÁGIOS DA SUCESSÃO

As trajetórias sucessionais são influenciadas pela escala, frequência e intensidade de distúrbios ou usos de terra anteriores, textura do solo e disponibilidade de nutrientes, natureza da vegetação remanescente e condições pós-distúrbio, como tipos de manejo, colonização por espécies invasoras ou dispersão de sementes a partir de áreas florestais do entorno (CHAZDON, 2003, 2008b). Mesquita et al. (2001) descrevem duas trajetórias sucessionais distintas em terra agrícola abandonada na Amazônia central. Em sítios onde o período de uso intensivo da terra foi de mais de quatro anos e houve queima durante a limpeza inicial da floresta, espécies de *Vismia* dominavam os primeiros estágios da sucessão. Em contraste, espécies de *Cecropia* dominavam em áreas onde se utilizaram pastagens por menos de dois anos, em sítios tanto queimados como não queimados. A renovação florística no povoamento de *Cecropia* revelou uma forte e consistente dependência de frequência negativa, enquanto que povoamentos de *Vismia* apresentaram pouca ou nenhuma dependência de frequência (NORDEN et al., 2011).

Os padrões de colonização e dominância de espécies precoces após o abandono da terra afetam seriamente as mudanças sucessionais em termos de estrutura e composição da vegetação (CHAZDON, 2008b). O estágio de floresta madura começa com a morte das últimas árvores pioneiras restantes, estabelecidas durante o estágio de iniciação do povoamento (WIRTH et al., 2009). Este estágio apresenta a maior diversidade de árvores e é caracterizado por alta heterogeneidade espacial e diversidade funcional.

1.5. A DIVERSIDADE FUNCIONAL DA VEGETAÇÃO

A regeneração de florestas tropicais segue um cenário geral de substituição de espécies intolerantes à sombra e de crescimento rápido por ombrófilas de crescimento mais lento. Essas mudanças suscitam transições na dominância de diferentes formas de crescimento vegetal e tipos funcionais (CHAZDON, 2012). Gramíneas, herbáceas, lianas e arbustos dominam campos recentemente abandonados, mas declinam em abundância à medida que o dossel da floresta se fecha e reduz a disponibilidade de luz (CHAZDON, 2008b).

Boa parte desta substituição ocorre durante os estágios de início do povoamento e exclusão das espécies que não toleram sombra, sob o dossel em desenvolvimento de árvores pioneiras longevas, as quais, por sua vez, também são substituídas em estágios tardios de sucessão por espécies lenhosas ombrófilas que exigem clareiras. Espécies pioneiras e ombrófilas em florestas tropicais mostram valores contrastantes de várias características das folhas, lenho e sementes que são determinantes para o crescimento e sobrevivência das plantas (BAZZAZ; PICKETT, 1980).

Poorter et al. (2004) ordenaram 15 espécies de árvores da floresta úmida de terras baixas da Bolívia conforme sua posição sucessional, com base em padrões de abundância durante uma sucessão, seguida a cultivo itinerante. Seis características de folhas apresentaram relações lineares significativas quanto à posição sucessional das espécies. A área foliar específica, conteúdo de água, teor de nitrogênio e teor de fósforo das folhas diminuía conforme se progredia da posição sucessional, da mais precoce para a mais tardia, enquanto que houve, ao contrário, um aumento para a razão carbono/nitrogênio e de teor de lignina. O tempo de duração das folhas também aumentou linearmente no sentido da posição sucessional mais precoce para a mais tardia, enquanto que as taxas de herbivoria caíam (POORTER et al., 2004). A densidade da madeira de caules e ramos também segue tendências sucessionais: espécies de crescimento rápido dominantes no início da sucessão geralmente apresentam baixa densidade da madeira, enquanto que aquelas de crescimento lento, que dominam mais tarde, geralmente têm alta densidade (POORTER, 2008).

1.6. ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO NA SUCESSÃO

É bem conhecido que a densidade e a área basal média das florestas tropicais variam muito com as condições de solos, água e luz, bem como entre estádios sucessionais (GUARIGUATA; OSTERTAG 2001; CHADZON et al., 2007). Geralmente, florestas maduras apresentam maior número de árvores com áreas basais grandes, enquanto florestas jovens apresentam uma baixa densidade de árvores de maior porte e redução significativa na cobertura e altura do dossel (SALDARRIAGA et al., 1988; BROWN; LUGO, 1990; AIDE et al., 1996; KAPOs et al., 1997; TABARELLI; MANTOVANI, 1999; DENSLOW; GUZMAN, 2000; OOSTERHOORN; KAPPELLE, 2000; GUARIGUATA; OSTERTAG 2001; WILLIAMS-LINERA, 2002), criando condições abióticas não-propícias à germinação e estabelecimento de espécies de plântulas características do interior da floresta, como dessecação, aumento da temperatura, diminuição da umidade do solo, e maior taxa de danos mecânicos (GUARIGUATA; OSTERTAG 2001).

Em resumo, as condições abióticas e bióticas encontradas em florestas secundárias alterariam o balanço dos fatores causadores de mortalidade em relação a áreas de floresta mais antiga, menos perturbada, e teriam forte influência na estrutura, abundância de espécies e na diversidade da comunidade (GUARIGUATA; OSTERTAG 2001). A área basal e o volume (índice de biomassa) tende a aumentar com o aumento da idade da floresta, padrão que é visto como uma das principais características da sucessão (FINEGAN, 1996; GRAU et al., 1997; GUARIGUATA; OSTERTAG 2001). O aumento tende a ocorrer de maneira mais rápida nos primeiros 25 anos da sucessão (GRAU et al., 1997; AIDE et al., 2000), mas, em alguns casos, mesmo após um longo período de tempo (60 a 100 anos), a floresta tropical ainda não recupera totalmente a área basal e volume das florestas maduras (SALDARRIAGA et al., 1988; TURNER et al., 1997, GRAU et al., 1997; LIEBSCH et al., 2007).

Na Nigéria, Aweto (1981) observou que houve um aumento na densidade, altura e diâmetro das arbóreas com a idade de abandono; no entanto, a densidade aumentou rapidamente até o sétimo ano, permanecendo constante até a fase madura, concluindo que as maiores mudanças estruturais e também florísticas são percebidas nos 10 primeiros anos de sucessão. Numa cronossequência de 16 a 18

anos de floresta secundária regenerada após abandono por pastagem, comparada com florestas antigas úmidas na Costa Rica, Guariguata et al. (1997) observaram que a densidade e a área basal foram semelhantes entre todas as áreas, independente da idade de abandono no dossel e sub-bosque, mas que a densidade de palmeiras foi bem superior nas florestas antigas.

Na Amazônia, Ferreira; Prance (1999), comparando três hectares de floresta madura e três de florestas secundárias de cerca de 40 anos, observaram que a densidade, área basal e biomassa foram semelhantes, enquanto a flora foi bastante distinta. Os autores concluíram que 40 anos foi um tempo suficiente para recuperação da estrutura da área, mas não da composição florística. Em contrapartida, em Porto Rico, Aide et al. (2000), estudando uma cronossequência de 71 pastagens abandonadas, observaram que 40 anos foi um tempo suficiente para recuperação da estrutura e da riqueza, mas não da composição florística, que continuava bastante diferente das florestas maduras comparadas, sugerindo plantios de enriquecimento para recompor a flora original. Estudando dois trechos de floresta secundária de 15 e 40 anos, Oliveira-Filho et al. (2004) observaram que a densidade de árvores foi mais alta no povoamento mais jovem, particularmente para árvores menores, ao passo que os dois povoamentos não diferiram em área basal e volume por hectare.

Árvores de espécies tolerantes à sombra e de espécies de sub-bosque foram significativamente mais abundantes no povoamento mais velho. Apesar de compartilharem uma grande proporção de espécies (49%) os dois povoamentos diferiram quanto à abundância de muitas espécies. Schorn (2005), estudando áreas jovens de Floresta Ombrófila Densa Submontana no Paraná, compreendendo três estágios distintos (inicial, 13 anos; intermediário, 20 anos; e floresta primária alterada), encontrou no estágio inicial que a densidade de árvores foi inferior a do estágio intermediário, passando 1113 para 2240 ind./ha, respectivamente, além de ter sido bastante concentrada em poucas espécies.

Na região de Bragantina, Pará, Rodrigues et al. (2007) caracterizaram e compararam a estrutura de florestas secundárias com quatro anos de idade, que foram formadas após a utilização de dois diferentes sistemas de eliminação da cobertura vegetal, o sistema alternativo que corta e tritura a biomassa e o sistema tradicional que utiliza o fogo. Os parâmetros da estrutura horizontal confirmaram

um padrão bastante comum para florestas tropicais em estágio inicial de sucessão: alta densidade, baixa riqueza florística, grande abundância de gramíneas e ervas, baixa diversidade, equabilidade baixa e a presença de espécies características.

No entanto, apontaram diferenças estruturais significativas entre tratamentos apenas no componente arbóreo. A distribuição dos indivíduos por classe de altura e diâmetro são parâmetros utilizados para avaliar o estágio sucessional em que se encontram as populações das florestas (TUCKER et al., 1998). Segundo Condit et al. (1998), para se conhecer as mudanças que ocorreram no passado e prever o futuro, realizam-se estudos na distribuição do diâmetro das espécies do dossel, onde o número elevado de indivíduos jovens indica que a população estaria estável e crescente. Porém, ainda não é comprovada a afirmação de que populações com baixas densidades de indivíduos jovens em relação a adultos estão necessariamente em declínio, devido à dificuldade e complexidade de registrar tendências populacionais de longo prazo (CONDIT et al., 1998).

Numa revisão sobre a fisiologia das florestas tropicais em processo de sucessão, Bazzaz e Pickett (1980) relataram que o crescimento em altura e diâmetro no início da sucessão pode ser extremamente rápido e, em estágios mais avançado, mais lento. Nesta revisão, os autores citaram que o crescimento em diâmetro de 2 a 3 cm anuais são comuns em espécies pioneiras e que este rápido crescimento pode estar associado com o rápido acúmulo e concentração de nutrientes nos tecidos secundários em crescimento. Richards (1996), acrescentou que a taxa média de crescimento de espécies de florestas secundárias pode ser 2 a 3 vezes superior à de espécies de florestas maduras.

Na Nigéria, Ross (1954) constatou que uma espécie arbórea pioneira muito comum (*Trema guianeensis*) em 2,5 meses após a abertura da área, formou uma copa de 60 a 90 cm de altura; em cinco anos, a vegetação tinha cerca de 10 m de altura e estava começando a estratificar; em 14 anos, a espécie dominante (*Musanga cecropioides*) formou um dossel de 23 m, e os níveis de iluminação perto do solo foram próximas aos de florestas maduras. Assim como Ewel (1976), na Guatemala, que observou crescimento em altura de 15 a 20 m em duas espécies pioneiras (*Ochroma lagopus* e *Cecropia peltata*) em 14 anos de sucessão. Guariguata et al. (1997) avaliaram a estrutura da vegetação numa cronosequência na Costa Rica, incluindo todas as formas de crescimento (árvores, arboretas, palmeiras, arbustos,

e regenerantes arbóreos), observaram que não houve diferença significativa entre o diâmetro médio dos indivíduos ≥ 10 cm de DAP por idade, mas houve diferença entre as áreas de floresta secundária. Todas as outras formas de crescimento apresentaram diferença significativa entre as áreas por idade.

Numa cronosequência de 2 a 18 anos e uma floresta antiga em Rondônia, Alves et al. (1997) observaram que a área basal estava concentrada nos diâmetros < 10 cm de DAP em todas as áreas, independente das idades de abandono, além do que foi havendo um aumento da estratificação ao longo do processo sucessional, com as áreas de 18 anos apresentando semelhança com a floresta antiga em área basal por classe de diâmetro. Em áreas com diferentes idades e histórico de uso na Costa Rica, Kalacska et al. (2004) observaram que em todas as áreas a maior densidade ocorreu nas menores classes de diâmetro, mas que nas maiores classes houve um aumento da densidade da idade de abandono. Schorn (2005), no sub-bosque de áreas em regeneração no Paraná, encontrou o mesmo padrão de comportamento do dossel de florestas tropicais, isto é, maior concentração de indivíduos e espécies nas menores classes de diâmetro. Kalacska et al. (2004) e Brearley et al. (2004), na Indonésia, quando compararam a distribuição da densidade por classe de diâmetro entre os estádios iniciais e os intermediários da sucessão, não encontraram diferenças significativas entre eles.

Numa floresta secundária no Pará, Carim et al. (2007) encontraram uma baixa frequência de indivíduos e biomassa nas classes diamétricas acima dos 30 cm mesmo após 40 anos de abandono. Os autores justificam o baixo incremento em diâmetro pelo histórico de uso da terra, que antes do abandono e início da sucessão, teve, por vários anos, intenso cultivo de mandioca e manejo por métodos tradicionais de corte e queima.

1.7. FATORES QUE INFLUENCIAM A DINÂMICA DAS FLORESTAS

Existem inúmeros fatores espaciais que podem influenciar a dinâmica florestal, como solo, paisagem, topografia e luz (REZENDE et al., 2015).

A disponibilidade de luz é a causa e efeito da dinâmica florestal, podendo limitar o crescimento e sobrevivência de algumas espécies, influenciando diretamente na sucessão florestal (NICOTRA et al., 1999). Em áreas abandonadas

geralmente é uniformemente alta, mas no decorrer da sucessão, torna-se limitada pelo fechamento do dossel, influenciando inclusive, no recrutamento de plântulas (CHAZDON, 2008). Esperando-se, assim, que ocorra a substituição das espécies não tolerantes à sombra para espécies tolerantes (DENT et al., 2013). Algumas medidas podem ser utilizadas para medir a disponibilidade de luz, como o índice de área foliar (IAF), radiação e abertura do dossel. O IAF permite diagnosticar a produtividade e a complexidade estrutural de uma floresta por mensurar a disponibilidade de estruturas fotossintéticas, sendo dessa forma, inversamente proporcional à disponibilidade de luz (CHANTHORN et al., 2015). A radiação ou luminosidade pode causar variações na temperatura, disponibilidade de nutrientes e outras propriedades ambientais, influenciando a dinâmica da comunidade florestal (BIACHINI et al., 2001). A abertura do dossel é uma falha na cobertura da vegetação do dossel, em geral devido a quedas de galhos ou árvores como um todo, iniciando o processo de regeneração, porém ela não é considerada como característica de nenhum estágio sucessional (CHANTHORN et al., 2015).

A topografia pode afetar a sucessão por influenciar as condições edáficas (ROBINSON et al., 2015), como a disponibilidade de água e propriedades físicas e químicas do solo (OLIVEIRA-FILHO et al., 1994), bem como a riqueza e composição das espécies e pode ser mensurada a partir de diversas medidas como a elevação, declividade e aspecto (XU et al., 2015). A declividade do terreno também pode afetar o recrutamento de espécies vegetais por afetar a drenagem da água e o acúmulo de nutrientes no solo (ROBINSON et al., 2015). A elevação também pode demonstrar forte dicotomia entre comunidades florestais (OLIVEIRA FILHO et al., 1994), porém com a utilização de curvas de nível pode-se minimizar este efeito (MAGNUSSON et al., 2005).

Florestas em regeneração estão inseridas na dinâmica da paisagem regional que determina o “pool” de espécies disponível para colonização e dispersão (CHAZDON, 2008). Florestas maduras são potenciais fontes de sementes que podem alavancar florestas próximas em sucessão (DUNCAN; DUNCAN, 2000). Tal efeito foi demonstrado, por exemplo, por China (2002), em cujo estudo a distância de florestas maduras influenciou a riqueza e diversidade em florestas secundárias e Robinson (2015), que observou que a biomassa e diversidade arbóreas possuem forte relação positiva com a quantidade de florestas adjacentes.

A regeneração de florestas depende, assim, das sementes que chegam à área, pois em geral, o banco de sementes da área é considerado pouco representativo, devido à curta viabilidade da maioria das sementes arbóreas tropicais (ALVES; METZGER, 2006).

Como visto anteriormente, vários critérios e parâmetros devem ser observadas para diferenciar as florestas jovens de florestas maduras, pois mesmo estas florestas jovens e maduras estando na mesma área e cronossequencia, é possível diferencia-las através das diferenças de idade, variações em suas estruturas, assim como as mudanças ocorrentes em sua dinâmica. A área de estudo foi constituída por quatro parcelas: uma localidade madura (M1, com mais de 60 anos), uma localidade em regeneração tardia (R1, entre 34 e 46 anos) e duas localidades em regeneração inicial, uma menos impactada (R2) e outra mais impactada (R3), ambas com menos de 30 anos. Assim, nos estádios iniciais, os filtros ambientais abióticos selecionam espécies com estratégias de baixo investimento na construção dos tecidos (espécies aquisitivas) fazendo com que sejam dominantes nessas áreas, enquanto que com o avanço da sucessão os filtros bióticos atuam favorecendo a dominância de espécies que investem mais na construção dos tecidos (espécies conservativas) (CHAZDON et al., 2010; MOUCHET et al., 2010; MASON et al., 2012). Desta forma, mudanças nas condições e na disponibilidade de recursos fazem com que ocorra perda ou diminuição de espécies com determinada estratégia e substituição destas por espécies com estratégias diferentes ao longo da cronossequencia (GONZALEZ; LOREAU, 2009).

REFERÊNCIAS

- AIDE, T. M. et al. Forest Recovery in Abandoned Cattle Pastures Along an Elevational Gradient in Northeastern Puerto Rico. **Biotropica** v. 28, n. 4a, p. 537-548, 1996.
- AIDE, T.M. et al. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: Implications for restoration ecology. **Restoration Ecology**, v. 8, n.4, p. 328-338, 2000.
- ALVES, D.S. et al. Biomass of primary and secondary vegetation in Rondônia, Western Brazilian Amazon. **Global Change Biology**, v. 3, n.1, p. 451-461, 1997.
- ALVES, L. F.; METZGER, J. P. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2,

2006. Disponível em:
<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00406022006>

- ASNER, G. P. et al. A contemporary assessment of change in humid tropical forests. **Conservation Biology**, v. 23: 1386-1395, 2009.
- AMLIN, G.; SURATMAN, M. N.; ISA, N. N. M. Anthropogenic impacts on forest regeneration: Challenges and the way forward. In: **Business, Engineering and Industrial Applications (ISBEIA), 2012 IEEE Symposium on**. IEEE, 2012. p. 158-162.
- AWETO, A.O. Secondary Succession and Soil Fertility Restoration in South-Western Nigeria: I. Succession. **The Journal of Ecology**, v. 69, n. 2, p. 601-607, 1981.
- BAZZAZ, F. A.; PICKETT, S. T. A. Physiological ecology of tropical succession: a comparative review. **Annual Review of Ecology and systematics**, v. 11, p. 287-310, 1980.
- BENGTSSON, J. et al. Reserves, resilience and dynamic landscapes. **AMBIO: A journal of the Human Environment**, v. 32, p. 389-396, 2003.
- BIACHINI, E.; PIMENTA, J. A.; SANTOS, F. A. M. Spatial and Temporal Variation in the Canopy Cover in a Tropical Semi-Deciduous Forest. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 44, n. 3, p. 269-276, 2001.
- BOHLMAN, S. A. Species diversity of canopy versus understory trees in a Neotropical Forest: Implications for forest structure, function and monitoring. **Ecosystems**, 2015. DOI: 10.1007/s10021-015-9854-0.
- BREARLEY, F.Q. et al. Structure and floristics of an old secondary rain forest in Central Kalimantan, Indonesia, and a comparison with adjacent primary forest. **Forest Ecology and Management**, v. 195, p. 385-397, 2004.
- BROWN, S.; LUGO, A.E. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, v.6, p.1-32, 1990.
- CARIM, S., SCHWARTZ, G., SILVA, M.F.F. Riqueza de espécies, estrutura e composição florística de uma floresta secundária de 40 anos no leste da Amazônia. **Acta Botânica Brasílica**, v. 21, p. 293-308, 2007.
- CHAZDON, R. L. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and systematics**, v. 6, p. 51-71, 2003.
- CHAZDON, R. L. et al. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal society B-Biological sciences**, v. 362, p. 273-289, 2007.
- CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, p. 1458-1460, 2008a.

- CHAZDON, R. L. Chance and determinism in tropical forest succession. In: W. CARSON & S. A. SCHNITZER (Eds.): **Tropical forest community ecology**: 384-408. Wiley-Blackwell Publishing, Oxford. 2008b.
- CHAZDON, R. L. et al. The potential for species conservation in tropical secondary forests. **Conservation Biology**, v. 23, p. 1406-1417, 2009.
- CHAZDON R.L. et al. Composition and dynamics of functional groups of trees during tropical forest succession. **Biotropica**, v. 42, p. 31-40, 2010.
- CHAZDON, R. L. et al. A novel statistical method for classifying habitat generalists and specialists. **Ecology**, v. 92, p. 1332-1343, 2011.
- CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat.**, v. 7, p. 195-218, 2012.
- CHANTHORN, W. et al. Viewing tropical forest succession as a three-dimensional dynamical system. **Theoretical Ecology**, 2015. DOI 10.1007/s12080-015-0278-4.
- CHINEA, J. D. Tropical forest succession on abandoned farms in the Humacao Municipality of eastern Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, v. 167, n. 1, p. 195-207, 2002.
- CONDIT, R.; SUKUMAR, R.; HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Predicting population trends from size distributions: a direct test in a tropical tree community. **The American Naturalist**, v. 152, p. 495-509, 1998.
- DUNCAN, R. S.; DUNCAN, V.E. Forest Succession and Distance from Forest Edge in an Afro-Tropical Grassland. **Biotropica**, v. 32, n. 1, p. 33-41, 2000.
- DENT, D. H.; WRIGHT, S. J. The future of tropical species in secondary forests: a quantitative review. **Biological Conservation**, v. 142, p. 2833-2843, 2009.
- DENT, D. H.; DEWALT, S. J.; DENSLOW, J. S. Secondary forests of central Panama increase in similarity to old-growth forest over time in shade tolerance but not species composition. **Journal of Vegetation Science**, v. 24, p. 530-542, 2013.
- DENSLOW, J.S.; GUZMAN, S. Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. **Journal of Vegetation Science**, v. 11, p. 201- 212, 2000.
- EWEL, J.J. Litter fall and leaf decomposition in a tropical forest succession in eastern Guatemala. **Journal of Ecology**, v. 64, p. 293-308, 1976.
- FERREIRA, L.V.; PRANCE, G.T. Ecosystem recovery in terra firme forests after cutting and burning: a comparison on species richness, floristic composition and forest structure in the Jaú National Park. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 130, p. 97-110, 1999.

- FINEGAN, B. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 11, n. 3, p. 119-124, 1996.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO), 2010. **Global forest resources assessment 2010**. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome.
- GONZALEZ A.; LOREAU M. The causes and consequences of compensatory dynamics in ecological communities. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 40, p. 393-414, 2009.
- GUARIGUATA, M.R. et al. Structure and floristic of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. **Plant Ecology**, v. 132, p. 107-120, 1997.
- GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, p. 185-206, 2001.
- GRAU, H.R.; ARTURI, M.F.; BROWN, A.D.; ACEÑOLAZA, P.G. Floristic and structural patterns along a chronosequence of secondary forest succession in Argentinean subtropical montane forests. **Forest Ecology and Management**, v. 95, p. 161-171, 1997.
- LETCHER, S. G. CHAZDON, R. L. Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in Northeastern Costa Rica. **Biotropica**, v. 41, p. 608-617, 2009.
- LIEBSCH, D.; GOLDENBERG, R.; MARQUES, M. C. M. Florística e estrutura de comunidades vegetais em uma cronosequência de Floresta Atlântica no Estado do Paraná, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 4, p. 983-992, 2007.
- HUBBELL, S. P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. Princeton University Press, 2001.
- JOPPA, L. N.; PFAFF, A. Global protected area impacts. **Proceedings of the Royal Society B**, 2010. Doi:10.1098/rspb.2010.1713.
- KALACSKA, M. et al. Species composition, similarity and diversity in three successional stages of tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 200, p. 227-247, 2004.
- KAPOS, V.; WANDELLI, E.; CAMARGO, J.L.; GANADE, G. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD Jr, R.O. (Eds). **Tropical forest remnants: ecology management, and conservation of fragmented communities**. The University of Chicago Press, Chicago & London, 1997. p. 33-44.

- MAGNUSSON, W. E. et al. RAPELD: a modification of the Gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 2, 2005.
- MASON N.W.H. et al. Changes in coexistence mechanisms along a long-term soil chronosequence revealed by functional trait diversity. **Journal of Ecology**, v. 100, p. 678–689, 2012.
- MEINERS, S. J. et al. Is successional research nearing its climax? New approaches for understanding dynamic communities. **Functional Ecology**, v. 29, p. 154-164, 2015.
- MELO, F. P. L. et al. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. **Trends in ecology & evolution**, v. 28, n. 8, p. 462-468, 2013.
- MESQUITA, R. C. G. et al.. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. **Journal of Ecology**, v. 89, p. 528-537, 2001.
- MOUCHET M.A. et al. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, p. 867–876, 2010.
- NASCIMENTO, L. M. et al. Secondary succession in a fragmented Atlantic Forest landscape: evidence of structural and diversity convergence along a chronosequence. **Journal of Forest Research**, 2014. DOI 10.1007/s10310-014-0441-6.
- NICOTRA, A. B.; CHAZDON, R. L.; IRIARTE, S. V. Spatial heterogeneity of light and woody seedling regeneration in tropical wet forests. **Ecology**, v. 80, p. 1908-1926, 1999.
- NORDEN, N. et al. Resilience of tropical rain forests: tree community reassembly in secondary forests. **Ecology Letters**, v. 12, p. 385-394, 2009.
- OOSTERHOORN, M.; KAPPELLE, M. Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. **Forest Ecology and Management**, v. 126, p. 291-307, 2000.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in a south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 10, p. 483-508, 1994.
- OLIVEIRA FILHO, A.T. et al. Effects of canopy gaps, topography, and soils on the distribution of woody species in a central Brazilian deciduous dry forest. **Biotropica**, v. 30, p. 362-372, 1998.
- PELTZER, D. A. et al. Understanding ecosystem retrogression. **Ecological Monographs**, v. 80, n. 4, p. 509–529, 2010.

- PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L.; MEINERS, S. J. Ever since Clements: from succession to vegetation dynamics and understanding to intervention. **Applied vegetation science**, v. 12, 2009.
- POORTER, L., M. V. DE PLASSCHE, S. WILLEMS & R. G. A. BOOT. Leaf traits and herbivory rates of tropical tree species differing in successional status. **Plant Biology**, v. 6, p. 746-754, 2004.
- POORTER, L., The relationships of wood-, gas- and water fractions of tree stems to performance and life history variation in tropical trees. **Annals of Botany**, v. 102, p. 367-375, 2008.
- REZENDE, C. L. et al. Atlantic forest spontaneous regeneration at landscape scale. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2255-2272, 2015.
- RICHARDS, P.W. **The tropical rain forest: an ecological study**. 2.ed. Cambridge: University Press, 1996. 575 p.
- RODRIGUES, M.A.C.M.; MIRANDA, I.S.; KATO, M.S.A. Estrutura de florestas secundárias após dois diferentes sistemas agrícolas no nordeste do estado do Pará, Amazônia Oriental. **Acta Amazônica**, v. 37, n. 4, p. 591-598, 2007.
- ROBINSON, S. J. B. et al. Factors influencing early secondary succession and ecosystem carbon stocks in Brazilian Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, 2015. Doi: 10.1007/s10531-015-0982-9.
- ROSS, R. Ecological studies on the rain forest of southern Nigeria. III. Secondary succession in the Shasha Forest Reserve. **Journal of Ecology**, v. 42, p. 259-282, 1954.
- SALDARRIAGA, J.G.; WEST, D.C.; THRP, M.L.; UHL, C. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. **Journal of Ecology**, v. 76, p. 938-958, 1988.
- SCHORN, L.A. **Estrutura e dinâmica de estágios sucessionais de uma floresta ombrófila densa em Blumenau, Santa Catarina**. 2005. 192 f. Tese (Doutorado) Pós-Graduação em Ciências Florestais, Universidade Federal do Paraná. 2005.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 22, p. 217-223, 1999.
- TILMAN, D. **Resource Competition and Community Structure**. Princeton, NJ: Princeton University Press, 1982.
- TURNER, I.M.; WONG, Y.K.; CHEW, P.T.; IBRAHIM, A.B. Tree species richness in primary and old secondary tropical forest in Singapore. **Biodiversity Conservation**, v. 6, p. 537-543, 1997.

- TUCKER, J.M.; BRONDIZIO, E.S.; MORÁN, E.F. Rates of forest regrowth in eastern Amazônia: A comparison of Altamira and Bragantina regions, Pará State, Brazil. **Interciencia**, v. 23, n. 2, p. 64-73, 1998.
- TRZYNA, T. **Global Urbanization and Protected Areas**. Sacramento, California: California Institute of Public Affairs, 2007.
- WHITMORE, T. C.; BURSLEM, D. F. R. P. Major disturbances in tropical rainforests. In: D. M. NEWBERY, H. H. T. PRINS & N. D. BROWN (Eds.): **Dynamics of tropical communities**: p. 549-565. Blackwell Science Ltd., Oxford, 1988.
- WIRTH, C. et al. Old-growth forest definitions: a pragmatic view. In: WIRTH, C.; GLEIXNER, G; HEIMANN, M. (Eds.): **old-growth forests**: function, fate and value: 207: 11-33. Springer, New York, 2009.
- WALKER, L. R.; WALKER, J.; HOBBS, R. J. (Edt.). Linking Restoration and Ecological Succession. London: **Springer**, 2007.
- XU, H. et al. Partial recovery of a tropical rain forest a half-century after clear-cut and selective logging. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, p. 1044-1052, 2015.
- WILLIAMS-LINERA, G. Tree species richness complementarity, disturbance and fragmentation in a Mexican tropical montane cloud forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 11, n.10, p. 1825-1843, 2002.

CAPÍTULO II

ESTADO DA ARTE DOS ESTUDOS DE DIVERSIDADE FUNCIONAL PARA ESPÉCIES ARBÓREAS NO BRASIL ATUAL

A diversidade funcional é definida como valor e a variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento das comunidades (TILMAN, 2001). Uma das primeiras classificações funcionais de plantas foi realizada por Theophrastus, cerca de 300 a.C. no seu trabalho “Historia Plantarum”, onde o autor, através da observação empírica, utilizou o hábito da planta e a presença de lenho para agrupá-las, separando-as em árvores, arbustos e ervas, e essa classificação levava em consideração a altura e a densidade de madeira. Contudo, as primeiras abordagens que buscavam formar e identificar os Tipos Funcionais de Plantas (TFPs) partindo do método científico que datam dos anos 1960 e 1970, com MacArthur e Wilson (1967) que deram origem a uma teoria bastante aceita, e utilizada até hoje, para plantas, denominada de seleção r e K .

Com o passar do tempo, surgiu à necessidade de classificações mais detalhadas, como por exemplo, as de Box (1996); Lavorel et al. (1997); Diaz; Cabido (1997); Reich et al. (1997) e Westoby (1998) e assim iniciou-se uma série de estudos que tinham como finalidade definir uma lista de características que seriam úteis para suprir a necessidade de uma classificação mais apurada (CHAPIN, 1980; WESTOBY, 1998; WEIHER et al., 1999; WILSON et al., 1999).

A partir desta lista de características das espécies, a diversidade funcional foi ganhando mais espaço, e vários estudos começaram a ser desenvolvidos com objetivo de responder questões ligadas à influência dessas características no funcionamento do ecossistema (DIAZ; CABIDO, 2001), e verificar como as espécies respondem a modificações ambientais (PESCADOR et al., 2015) e como os filtros bióticos, abióticos ou históricos agem moldando as comunidades, ou seja, determinando quais indivíduos estarão presentes em um ambiente (GRIME, 1973; CORNWELL; ACKERLY, 2009) e quais características melhor se adaptam e poderiam

ser mais eficazes para a conservação da biodiversidade (PETCHEY; GASTON, 2002a).

Em 1987, o jornal “Functional Ecology” lança sua primeira publicação relacionada com o termo diversidade funcional, dando ênfase a assuntos relacionados com as estratégias das espécies em relação às alterações ambientais (LAURETO et al., 2015).

E assim vários conceitos e definições vão surgindo. Para Diaz e Cabido (2001) a diversidade funcional é definida através de amplitudes de características funcionais das espécies presente em uma comunidade. Para Tilman (2001) a diversidade funcional é a quantificação dos componentes da biodiversidade que influenciam o funcionamento do ecossistema. Westoby et al. (2002) consideram que cada espécie possua um valor médio para cada característica funcional estudada, permitindo calcular a amplitude, distribuição e frequência desses valores dentro da comunidade.

Porém, além da necessidade de formulação de um conceito, também seria necessária uma abordagem ajustada para mensuração dos indivíduos, para formação de grupos funcionais (PETCHEY; GASTON, 2002b). No entanto, para formação do grupo funcional, era necessária uma escolha criteriosa quanto ao uso de quais características seria utilizadas, para otimizar as variações entre a vegetação e o ambiente, para que realmente houvesse a formação do grupo funcional (PILLAR, 2005).

A fim de conhecer a funcionalidade das comunidades e ecossistemas, várias medidas de diversidade funcional vão aparecendo na literatura (RICOTTA, 2005; PETCHEY; GASTON, 2006). E essas medidas diferem na informação que contêm e na maneira com que quantificam a diversidade, podendo ser divididas em medidas categóricas (grupos funcionais) ou contínuas (índices de diversidade funcional). Uma das primeiras medidas de diversidade funcional utilizada foi o número de grupos funcionais presentes na comunidade (TILMAN et al., 1997; DÍAZ; CABIDO, 2001). Nessa medida as espécies são agrupadas de acordo com algum método de classificação, de maneira que espécies dentro do mesmo grupo apresentam características mais similares entre si do que com espécies de grupos diferentes em relação aos atributos funcionais (TILMAN, 1997). No entanto, essa medida apresenta duas ressalvas, a primeira por ter decisões arbitrárias quanto ao nível de

corde para selecionar os grupos funcionais e a segunda que quando selecionado o grupo funcional considera-se que todas as espécies do mesmo grupo apresentam a mesma função e que espécies de outro grupo são igualmente diferentes (CIANCIARUSO et al., 2009). Entretanto, existem outras maneiras de mensurar a diversidade funcional sem necessidade da utilização de decisões arbitrárias (PETCHEY; GASTON, 2002; MASON et al., 2003; MOUILLOT et al., 2005). Quando as informações quantitativa ou qualitativa sobre as características funcionais das espécies são utilizadas para produzir classificações funcionais, a diversidade funcional pode ser estimada sem dividir as espécies entre os grupos funcionais (PETCHEY; GASTON, 2006).

Para Pla et al. (2011) a classificação das comunidades através de tipos funcionais não é satisfatória, pois o significado das diferenças funcionais interespecíficas é arbitrário, já que o pesquisador assume que as espécies de um mesmo grupo funcional são funcionalmente idênticas. Uma saída seria a utilização dos índices de diversidade funcional para classificação dos grupos (PLA et al., 2011). Visto que, existe várias maneiras de estimar a diversidade funcional e que não há um consenso entre os autores (PETCHEY et al., 2004), a melhor forma seria a utilização de combinações de índices (CASANOVES et al., 2011).

Um dos primeiros trabalhos que trouxe o termo diversidade funcional no Brasil foi realizado por Girão et al. (2007), intitulado “Changes in The Reproductive Traits Reduce Functional Diversity in a Fragmented Atlantic Forest Landscape” com finalidade de verificar se a fragmentação de habitats mudaria a frequência das espécies de árvores, categorias reprodutivas, e se reduziriam a diversidade funcional em áreas de Floresta Atlântica brasileira. Os autores concluíram que a fragmentação dos habitats promovia uma mudança acentuada na abundância relativa das características reprodutivas de árvores, incluindo perda de alguns sistemas de polinização especializados e um aumento de sistemas generalistas, ou seja, ocorreu redução na diversidade funcional, o que pode influenciar fortemente a dinâmica da floresta e a persistência da biodiversidade.

Após alguns anos, Silva (2010) realiza estudo sobre a dinâmica de grupos funcionais durante a sucessão secundária em Floresta Ombrófila Densa na Mata Atlântica, com objetivo de verificar quais os atributos que convergem e divergem nas comunidades e como as diversidades de espécies e de grupos funcionais se

alteram durante a sucessão? Este concluiu que, respostas de convergência para a Mata Atlântica, ou seja, respostas relacionadas a filtros ambientais e que os fatores abióticos (filtros ambientais) e bióticos (limitação de similaridade) exercem efeitos distintos em comunidades ao longo do gradiente sucessional e a relação entre riqueza de espécies e diversidade funcional é dependente do nível de organização da comunidade estudada.

Porém a partir do ano de 2012, os estudos de diversidade funcional no Brasil começam a ser desenvolvidos com mais intensidade. Nessa perspectiva Muelbert (2012) procura identificar as causas da variação da diversidade beta de espécies e da diversidade funcional em metacomunidade de árvores na Floresta Ombrófila Densa Submontana do sul do Brasil, extremo sul de seu limite de distribuição. O autor concluiu que, a diversidade beta é causada por uma variação latitudinal fortemente relacionada às variáveis ambientais. De modo que, fatores históricos, como a migração da floresta no sentido norte-sul podem ser os principais determinantes deste padrão e que a diversidade beta funcional, também determinada por fatores espaciais, está relacionada a escalas mais finas de variação espacial.

Já Freitas et al. (2012) buscaram verificar os efeitos das condições ambientais sobre a diversidade funcional no cerrado e testar se havia relação entre a diversidade e a taxa de decomposição da serapilheira. Estes observaram que, as taxas de decomposição estavam ligadas a fatores abióticos, não havendo relação com a diversidade funcional. E assim concluíram que, a diversidade funcional não era boa uma preditora do funcionamento da comunidade e que áreas com alta diversidade, como verificando para os ambientes tropicais, a relação entre diversidade funcional e funcionamento do ecossistema poderia ser mais complexa do que as relações encontradas em ambientes temperados.

Enquanto Lima et al (2012) realizaram estudo em florestas tropicais secas com objetivo de determinar os grupos funcionais e fenológicos de 27 espécies lenhosas que ocorriam na área de estudo. Os autores concluíram que, as espécies de baixa densidade de madeira tinham capacidade de brotar, o que não dependia da chuva, e apresentavam alto potencial hídrico ao longo do ano, fato que não foi observado nas espécies com alta densidade de madeira.

No ano seguinte, Lima e Silva (2013) teve como objetivo identificar Tipos Funcionais de Plantas (TFPs) na caatinga e testar a hipótese de que a massa foliar específica (MFE) tem um maior peso ou não entre os diferentes atributos selecionados. Encontrou que, os grupos identificados refletem a realidade da caatinga verificando-se um gradiente de estratégias entre plantas perenifólias e as deciduífólias contribuindo para a redução na competição pelo recurso disponível através da partição temporal dos mesmos entre espécies de diferentes comportamentos fenológicos.

Ainda no mesmo ano, Carvalho e Batalha (2013) buscaram quantificar os efeitos da fertilidade do solo e do efeito do fogo sobre as características funcionais das espécies, sendo elas: área basal, altura, espessura da casca, nitrogênio foliar, área foliar específica e resistência da folha em uma savana Neotropical. Os autores comprovaram que o efeito do fogo influenciou as características funcionais ligadas a resistência e que a fertilidade do solo atuou sobre as características fisiológicas, confirmando a hipótese de que conjuntos de características funcionais respondem de forma diferenciada aos filtros abióticos, a que estão submetidos.

Em seguida Silva et al. (2013) com objetivo de investigar se o solo e o histórico de fogo influenciavam a diversidade funcional em uma área de cerrado. Usaram os índices de dispersão funcional (Fdis), regularidade funcional (Feve) e divergência funcional (Fdiv). Os autores verificaram que houve uma maior dispersão funcional nas áreas mais férteis, isso ocorreu onde o fogo era mais frequente, e que os valores obtidos pelos índices de uniformidade e divergência funcional foram mais altos em solos mais pobres, enquanto que, o solo só influenciou as características funcionais onde o fogo foi de baixa frequência, mostrando que o fogo possui um efeito tanto direto quanto indireto sobre as características funcionais.

Porém em 2014, Carvalho et al (2014) avaliaram o efeito dos filtros abióticos sobre a diversidade funcional em uma área do cerrado, e utilizam o índice de diversidade funcional (iFD), proposto por Cianciaruso et al. (2009). Estes autores constataram que, os nutrientes que se encontravam no solo não estavam relacionados com o índice iFD, enquanto que o alumínio demonstrou uma relação positiva com o iFD.

Já no ano seguinte, Silva et al. (2014) realizaram estudo com objetivo de caracterizar grupos funcionais de espécies no semiárido do Brasil utilizando as características funcionais como: massa seca da folha, área foliar específica, área foliar e densidade da madeira. Constataram formação de três grupos funcionais e que essa formação dos grupos funcionais foi influenciada pela densidade da madeira e área foliar específica.

Desse modo, a diversidade funcional foi ganhando mais espaço. E assim vários outros trabalhos foram realizados a fim de medir a diversidade funcional e seu efeito na construção de reservatórios artificiais em floresta estacional decídua, e verificar se os estágios de perturbação e distribuição das características funcionais nas diferentes camadas verticais em florestas estacionais semidecíduas, para isso utilizaram características ecológicas, como fenologia de folhas e síndromes de dispersão (LOPES et al., 2014; PRADO JÚNIOR et al., 2014; LOPES et al., 2015).

E a seguir Dantas et al. (2015) realizaram pesquisas também no cerrado, e buscando identificar se a disponibilidade dos recursos (água e nutrientes) eram os principais responsáveis pela estrutura funcional das comunidades, concluíram que a textura do solo foi o principal responsável pela estruturação da comunidade.

Já Prado Júnior et al. (2015) buscaram avaliar os regimes de perturbações em florestas semidecíduas do Brasil central, utilizaram características funcionais para compreender os efeitos da perturbação sobre a área foliar específica de espécies de sub-bosque e verificaram que as espécies de sub-bosque respondiam de forma diferenciada aos regimes de perturbação, havendo uma diminuição da área foliar específica causada pelo aumento da perturbação. Assim, concluíram que a área foliar específica no sub-bosque diminuiu com o aumento da perturbação, enfatizando que esse achado é um importante indicador dos estágios sucessionais das comunidades.

Enquanto Silva et al. (2015) avaliaram se há ou não integração funcional, entre os órgãos da planta, investigando como as diferentes estratégias variam na planta e como ocorre a variação das estratégias ao longo do gradiente sucessional. Concluíram que, a mudança observada na composição e na abundância das espécies ao longo do gradiente foi suficiente para que houvesse mudanças na distribuição das características funcionais e conseqüentemente nas estratégias.

Já Santos (2015) teve a ideia de verificar as variações entre indivíduos em dois estratos florestais (sub-bosque e dossel) e a plasticidade de traços foliares em

relação a diferentes condições de irradiância. Os resultados demonstraram índices de plasticidade fenotípica elevada e que esses índices de plasticidade de traços fisiológicos não diferiram significativamente em relação aos índices de plasticidade dos traços morfológicos. Por outro lado, foi possível identificar uma relação entre as estratégias ecológicas das espécies e a variação dos traços funcionais foliares.

E ainda no mesmo ano, Loiola et al. (2015) observaram se as variáveis ligadas ao solo, tais como frequência de incêndios, topografia e características funcionais seriam bons preditores para prever a biomassa radicular e produtividade em savanas e em florestas sazonais semidecíduas. Estes concluíram que no cerrado, a biomassa radicular estava relacionada à baixa altitude, baixa tortuosidade e ao baixo teor de argila, elevada quantidade de matéria orgânica e ao baixo teor de potássio na folha. Enquanto que, na floresta sazonal semidecíduas o que influenciou a biomassa radicular foi à baixa proporção de argila, baixa espessura da casca e elevado teor de nitrogênio da folha. Já em relação em relação a produtividade das raízes, quem influenciou foi o conteúdo de nitrogênio na folha.

No ano seguinte, Nascimento (2016) realiza trabalho com objetivo de conhecer as características funcionais das espécies arbóreas em uma paisagem de Floresta Atlântica para identificar se a coordenação funcional dos diferentes órgãos da planta varia conforme as estratégias de uso e conservação dos recursos. Observou que, as espécies com estratégia aquisitiva e conservativa do uso dos recursos não apresentaram coordenação entre os diferentes órgãos da planta; o mesmo aconteceu para espécies pertencentes ao grupo das intermediárias. Quando os contrastes filogenéticos foram considerados esta falta de coordenação foi confirmada. Os resultados sobre a coordenação de estratégias funcionais entre os diferentes órgãos não confirmaram nossa hipótese de que as espécies aquisitivas tendem a apresentar coordenação, mas confirmaram a hipótese para as espécies conservativas, que não apresentaram coordenação entre os diferentes órgãos da planta.

Ainda no mesmo ano, é realizado estudo sobre diversidade funcional de espécies arbóreas dominantes na borda e no interior de um fragmento de Mata Atlântica por Silva (2016) buscando verificar se as estratégias de conservação e uso de recursos variam nos dois ambientes. Concluiu que há um comportamento distinto entre a borda e interior do fragmento para as características espessura

foliar e densidade básica da madeira. As médias ponderadas pela comunidade evidenciaram que está ocorrendo uma mudança funcional entre ambientes. A equitabilidade e divergência funcional e as estratégias funcionais evidenciaram que existe diferença funcional entre os ambientes e que a estrutura funcional da comunidade pode está sendo influenciada pelas interações competitivas.

Como visto anteriormente, apesar da grande importância da diversidade funcional, são poucos os trabalhos que abordaram a diversidade funcional com espécies arbóreas no Brasil e os que trabalharam, utilizaram a medida descontínua de formação de grupos funcionais. Vale salientar que, estudos sobre a diversidade funcional podem promover maior conhecimento sobre as espécies e sobre o papel destas no funcionamento dos ecossistemas, o que pode significar um grande passo para a conservação do meio ambiente. E entender como estes estão relacionados com os grupos funcionais de espécies em diferentes ambientes é essencial para que haja maior entendimento sobre a contribuição destas espécies para a preservação dos biomas, o que nos ajudará a obter medidas quantitativas e assim, garantir a sobrevivência destas espécies em longo prazo. O que evidencia a grande importância do trabalho proposto em minha tese, pois este fornecerá mais informações sobre avaliação de como as medidas contínuas da diversidade funcional se comportam nos diferentes gradientes ambientais ao longo da cronosequencia.

REFERÊNCIAS

- BOX, E.O. Plant functional types and climate at the global scale. **Journal of Vegetation Science**, v. 7, p. 309-320, 1996.
- CARVALHO, G. H.; BATALHA, M. A. The drivers of woody species richness and density in a Neotropical savannah. **Biology Letters**, v. 9, p. 1-4, 2013.
- CARVALHO, G. H. et al. Are fire, soil fertility and toxicity, water availability, plant functional diversity, and litter decomposition related in a Neotropical savanna? **Oecologia**, v. 175, p. 923-935, 2014.
- CASANOVA, F.; PLA, L.; Di RIZENZO, J. A. **Valoración y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos**. 1. Ed. Turrialba, CR: CATIE, P. 84, 2011.
- CHAPIN, F. S III. The mineral nutrition of wild plants. **Annu. Rev. Ecol. Syst.** V. 11:233-260, 1980.

- CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas ferramentas para a ecologia de comunidades. **Biota Neotropica** (Online. Edição em Inglês), v. 9, p. 93-103, 2009.
- CORNWELL, W. K.; ACKERLY, D. D. Community assembly and shifts in plant trait distributions across an environmental gradient in coastal California. **Ecological Monographs**, v. 79, p. 109-126, 2009.
- DANTAS, V. L. et al. Resource availability shapes fire-filtered savanas. **Journal of Vegetation Science**, v. 26, p. 395-403, 2015.
- DÍAZ, S.; CABIDO, M. Plant functional tyoes and ecosystem function in relation to global change. **Journal of Vegetation Science**, v. 8, p. 463-474, 1997.
- DÍAZ, S. et al. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assesments. **PNAS**, v. 104, p. 20684-20689, 2007.
- FREITAS, J.R.; CIANCIARUSO, M. V.; BATALHA, M. A. Functional diversity, soil featurs and community functioning: a test in a cerrado site. **Braz. J. Biol.**, v. 72, p. 463-470, 2012.
- GIRÃO, L.C. et al. Changes in Tree Reproductive Trais Reduce Functional Diversity in a Fragmented Atlântic Forest Landscape. **Plos One**, v. 9, p. e908, 2007.
- GRIME, J. P. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. **Nature**, v. 242, p. 344-347, 1973.
- LAVOREL, S. et al. Plant functional classifications: from general groups to specific groups base don response to disturbance. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 12, p. 474-478, 1997.
- LIMA, A. L. A. et al. Do the phenology and fuctional stem attributes of woody species allow for the identification of functional groups in the semiarid region of Brazil? **Trees**, v. 26, p. 1605-1616, 2012.
- LIMA e SILVA, A. M. **Tipos funcionais de plantas no semiárido, quais são os atributos chave?** 2013. 47 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande.
- LOIOLA, P. P.; SCHERER-LORENZEN, M.; BATALHA, M. A. The role of environmental filters and functional traits in predicting the root biomass and productivity in savanas and tropical seasonal forests. **Forest Ecology and Management**, v. 342, 49-55, 2015.
- LOPES, S. F. Canopy stratification in tropical seasonal forests: how the functional traits of community change among the layers. **Biosci. J.**, v. 30, p. 1551-1562, 2014.

- LOPES, S. F. et al. Impacts of artificial reservoirs on floristic diversity and plant functional traits in dry forests after 15 years. **Braz. J. Biol.**, v. 75, p. 548-557, 2015.
- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. D. **Theory of island biogeography**. Princeton University Press, Princeton, N.J, 1967, 203 p.
- MASON, N. W. H.; MACGILLIVRAY, K.; STEEL, J. B.; WILSON, J. B. An index of functional diversity. **Journal of Vegetation Science**, v. 14, p. 571-578, 2003.
- MOUILLOT, D.; MASON, W. H. N.; DUMAY, O.; WILSON, J. B. Functional regularity: a neglected aspect of functional diversity. **Oecologia**, v. 142, p. 353-9, 2005.
- MUELBERT, A. E. **Padrões de variação da diversidade funcional e de espécies em comunidades arbóreas na Floresta Atlântica do Sul do Brasil**. 2012. 61 f. Mestrado Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- NASCIMENTO, I. S. **A coordenação funcional entre os diferentes órgãos das plantas arbóreas de Floresta Atlântica varia conforme a estratégia de uso e conservação dos recursos?** 2016. 45 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- PESCADOR, D. S. et al. Plant Trait Variation along an Altitudinal Gradient in Mediterranean High Mountain Grasslands: Controlling the Species Turnover Effect. **PLOS ONE**, v. 10, p. 1-16, 2015.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology letters**, v. 9, n. 6, p. 741-58, 2006.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Extinction and the loss of functional diversity. *Proc. R. Soc. B.*, v. 269, p. 1721-1727, 2002a.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, v. 5, p. 402-411, 2002b.
- PETCHEY, O. L.; HECTOR, A.; GASTON, K. J. How do different measures of functional diversity perform? *Ecology*, v. 85, p. 847-857, 2004.
- PILLAR, V. D. On the identification of optimal plant functional types. *Journal of Vegetation Science*, v. 10, p. 631-640, 1999.
- PLA, L.; CASANOVES, F.; DI RIENZO, J. A. Cuatificación de la diversidad funcional. In: Valoración y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos. Editores: CASANOVES, F.; PLA, L.; DI RIENZO. 1. Ed. Turriaba, CR: CATIE. P. 33-44, 2001.
- PRADO JÚNIOR, J. et al. Impacts of disturbance intensity in functional traits patterns in understories of seasonal forests. **Biosci. J.**, v. 30, p. 901-911, 2014.

- PRADO JÚNIOR, J. et al. Functional leaf traits of understory species: strategies to different disturbance severities. **Braz. J. Biol.**, v. 75, p. 339-346, 2015.
- REICH P.B.; WALTERS, M.B.; ELLSWORTH, D.S. From tropics to tundra: global convergence in plant functioning. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, v. 94, p. 13730–13734, 1997.
- RICOTTA, C. A note on functional diversity measures. **Basic and Applied Ecology**, Jena, v. 6, n. 5, p. 479-486, 2005.
- SANTOS, A. R. S. **Plasticidade em traços funcionais foliares de espécies arbóreas em remanescentes da Floresta Atlântica**. 2015. 43 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- SILVA, V. M. **Dinâmica de grupos funcionais durante a sucessão secundária em Floresta Ombrófila Densa**. 2010. 31f. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Paraná.
- SILVA, D. M.; BATALHA, M. A.; CIANCIARUSO, M. V. Influence of fire history and soil properties on plant species richness and functional diversity in a neotropical savanna. **Acta Botânica Brasílica**, v. 27, p. 490-497, 2013.
- SILVA, F. K. G. et al. Patterns of species richness and conservation in the Caatinga along elevational gradients in a semiarid ecosystem. **Journal of Arid Environments**, v. 110, p. 47-52, 2014.
- SILVA, M. A. M. **Estratégias funcionais de plantas arbóreas em uma cronosequência na Floresta Tropical Úmida**. 2015. 121f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal do Ceará.
- SILVA, M. A. M. et al. Does the plant economics spectrum change with secondary succession in the forest? **Trees Structure and Function**. 2015. DOI 10.1007/s00468-015-1232-1.
- SILVA, V. F. **Diversidade funcional de espécies arbóreas dominantes na borda e interior de um fragmento de mata atlântica em Pernambuco**. 2016. 63 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- TILMAN, D.; LEHMAN, C. L.; THOMSON, K. T. Plant diversity and ecosystem productivity: Theoretical. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Boston, v. 94, p. 1857–1861, 1997.
- TILMAN, D. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. **Science**, v. 277, n. 5330, p. 1300–1302, 1997.
- TILMAN, D. **Functional diversity**. In Encyclopedia of Biodiversity (S.A. Levin, ed.). Academic Press, San Diego, p. 109-120, 2001.

- WILSON, P. J.; THOMPSON, K.; HODGSON, J.G. Specific leaf area and leaf dry matter content as alternative predictors of plant strategies. **New Phytol.**, v. 143, p. 155-162, 1999.
- WEIHER, E. et al. Challenging Theophrastus: A Common Core List of Plant Traits for Functional Ecology. **Journal of Vegetation Science**, v. 10, p. 609-620, 1999.
- WESTOBY, M. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. **Plant and Soil**, v. 199, p. 213-227, 1998.
- WESTOBY, M. et al. Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. **Annual Review in Ecology and Systematics**, v. 33, p. 125-159, 2002.

CAPÍTULO III

GESSO E REJEITOS DE MINERAÇÃO NA CORREÇÃO DE SOLOS SALINO-SÓDICOS

3.1. ORIGEM E CLASSIFICAÇÃO DOS SOLOS AFETADOS POR SAIS

Os solos afetados por sais, também conhecidos por solos halomórficos ou solos salinos e sódicos, são solos desenvolvidos em condições imperfeitas de drenagem, que se caracterizam pela presença dos sais solúveis, sódio trocável ou ambos, em horizontes ou camadas próximas à superfície.

Segundo o mesmo autor na classificação Americana de 1938, os solos halomórficos foram incluídos na ordem dos solos intrazonais, aqueles que refletem na sua formação a influência dominante de um fator local, no caso o excesso de sais solúveis. Estão relacionados, portanto, com condições imperfeitas de drenagem, em regiões áridas ou semiáridas, onde a baixa precipitação pluvial, a presença de camadas impermeáveis e a elevada evapotranspiração contribuem para o aumento das concentrações de sais solúveis na solução do solo (salinidade) e/ou o aumento da porcentagem de sódio trocável (sodicidade), interferindo no desenvolvimento normal das plantas.

Os efeitos prejudiciais da salinidade e da sodicidade no crescimento das plantas são conhecidos pelo homem a mais de 2100 anos, quando os sais foram, inclusive, usados como instrumento de guerra pelos Romanos que, após sua vitória sobre os Cartagineses, incorporaram cloreto de sódio nos solos dos arredores da destruída cidade de Cartago, com o intuito de torná-los improdutivos e impedir o ressurgimento da cidade (BRADY; WEIL, 2008).

No Brasil o sistema utilizado para a classificação de solos afetados por sais é baseado nas características propostas por Richards (1954), de acordo com os atributos presentes na Condutividade Elétrica do extrato de saturação (CE) e Porcentagem de Sódio Trocável (PST) conforme a classificação de solos afetados por

sais: Normal ($CE < 4 \text{ dSm}^{-1}$ e $PST < 15\%$) Salino ($CE > 4 \text{ dSm}^{-1}$ e $PST < 15\%$), Salino-sódico ($CE > 4 \text{ dSm}^{-1}$ e $PST > 15\%$), e Sódico ($CE < 4 \text{ dSm}^{-1}$ e $PST > 15\%$).

Segundo Raij (1991), existem diversas medidas de laboratórios são usadas para avaliar a salinidade e sodicidade do solo, sendo as mais importantes a CE e a PST. Para avaliar o risco de sodificação do solo pelo uso da água de irrigação, utiliza-se outro índice chamado de Relação de Adsorção de Sódio (RAS).

Para Cavalcante (1980), um diagnóstico para ser criterioso deve conter o máximo de informações do solo e das amostras coletadas, para análises físicas (textura, infiltração, permeabilidade, condições de drenagem natural e artificial) e químicas (dados do complexo sortivo e dos obtidos no extrato de saturação como condutividade elétrica, pH, teores de K^+ , Na^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , SO_4^- , CO_3^- , HCO_3^- , Cl^- , RAS e PST).

Os solos com altos teores de sódio no complexo de troca apresentaram condições físicas desfavoráveis que decorrem da dispersão dos colóides e da degradação da estrutura. Estes fenômenos reduzem a permeabilidade do solo à água e ao ar. Em razão dos problemas dos sais, os solos podem ser classificados como salinos e salino-sódicos e sódicos (TAVARES FILHO, 2010). A salinidade refere-se à concentração de sais solúveis do solo e aos aspectos tóxicos e osmóticos dos nutrientes, relacionados com a nutrição mineral das plantas. A alcalinidade relaciona-se mais à ação dos sais sobre os solos, que promovem a alteração da estrutura, diminuição da infiltração de água, da condutividade hidráulica e da aeração, além de concentrar o solo em sódio trocável, carbonato e bicarbonato (CAVALCANTE et al., 2000).

Para Silveira et al. (2008), os solos que apresentam altas concentrações de sais solúveis e altos teores de sódio trocável são chamados de solos salino-sódicos. Para as condições do Nordeste brasileiro estes solos possuem CE do extrato de saturação $> 4 \text{ dS m}^{-1}$, $PST > 15\%$ e pH raramente $> 8,5$. Geralmente na correção desses solos o uso de corretivos minerais como o gesso associados à lixiviação tem efeitos benéficos (BARROS et al., 2005).

3.2. FATORES DE SALINIZAÇÃO E EFEITOS DOS SAIS SOBRE O SOLO

Para Araújo (2009), é frequente o surgimento de solos salinizados nas regiões áridas e semiáridas, em razão das altas temperaturas e baixo índice de precipitação.

Segundo o mesmo autor, isso pode ocorrer também em função da não eficiência no uso da água na irrigação associados à mineralogia do solo, ocorrendo principalmente em áreas que apresentam algumas restrições para a produção agrícola no mundo inteiro e em especial na região do Nordeste brasileiro.

Assim como outras características químicas e físicas, os sais presentes no solo e na água são fatores muito variáveis tanto no espaço, quanto no tempo. Os fatores mais diretamente responsáveis por esta salinidade são: a natureza química dos solos, as interações com outros fatores, aumentando na perda de permeabilidade, elevação do nível do lençol freático e as variáveis climáticas, como pluviosidade, irregularidade de distribuição das chuvas, além das perdas hídricas por evaporação e evapotranspiração (ARAÚJO, 2009).

Os solos que apresentam grandes quantidades de sódio trocável não dispõem de condições favoráveis para agricultura, devido aos efeitos presentes nas propriedades do solo, como por exemplo, solo menos permeável, o que dificulta a infiltração da água e conseqüentemente a produção agrícola.

O principal problema de áreas com solos salinizados e salinização secundária, estão mais visíveis no Nordeste do semiárido, em que observa-se maior quantidade de áreas irrigadas, principalmente nos perímetros irrigados, sobretudo aqueles que usam o sistema de inundação, pois proporciona elevação do lençol freático (OLIVEIRA, 1997).

3.3. EFEITO DOS SAIS SOBRE AS PLANTAS

Os mecanismos fisiológicos primários das plantas que promovem redução no crescimento submetidas ao estresse salino se manifestam, inicialmente, em escala de horas ou dias, resultantes dos efeitos osmóticos dos sais presentes no solo, que ocasionam estresse hídrico. Posteriormente, após semanas ou meses de exposição ao estresse salino, os declínios na atividade meristemática e no alongamento celular

decorrem quando os sais absorvidos se acumulam nos diferentes tecidos vegetais, provocando desequilíbrio nutricional, toxicidade iônica e consequentes distúrbios funcionais e injúrias no metabolismo das plantas (MUNNS; TESTER, 2008).

Os efeitos negativos dos sais nas plantas também estão associados ao desbalanço nutricional em decorrência da redução da disponibilidade de K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} pela alta concentração de Na^+ no solo ou na água de irrigação; à toxidez por elevado teor de íons como o Na^+ , Cl^- ou SO_4^{2-} nas plantas, com prejuízos nas funções dos sistemas enzimáticos e síntese proteica. Essas inconveniências interferem na estrutura, na função de enzimas ou do K^+ e no efeito osmótico, restringindo a absorção de água pelas raízes, sob baixo potencial hídrico da solução do solo, resultando em diminuição na turgescência celular, abertura estomática e assimilação líquida de CO_2 (FREIRE, 2011).

Algumas frutíferas produzem rendimentos aceitáveis sob condições salinas, em virtude da melhor adaptação osmótica, com maior capacidade de absorção de água, mesmo em ambientes com potenciais osmóticos muito baixos (FLOWERS, 2004). Conforme Silveira et al. (2010), os primeiros efeitos causados pelo excesso de sais às plantas são de natureza biofísica, destacando-se os efeitos osmóticos com restrições ao transporte de água no interior das células vegetais.

3.4.USO DE CORRETIVOS EM SOLOS SALINIZADOS

A correção de solos afetados por sais tem como objetivo principal a redução da concentração dos sais solúveis e do sódio trocável no perfil do solo a um nível não prejudicial ao desenvolvimento das culturas. A diminuição do teor de sódio trocável envolve o seu deslocamento do complexo de troca pelo cálcio antes do processo de lixiviação (BARROS, 2001).

Por apresentar baixo custo e relativa abundância, pois é encontrado em várias partes do mundo, o gesso é o corretivo mais utilizado na correção de solos sódicos e salino-sódicos. O corretivo é fonte de cálcio responsável pelo deslocamento do sódio trocável, e de íon sulfato, que neutraliza o sódio da solução, originando o sulfato de sódio decahidratado ($Na_2SO_4 \cdot 10H_2O$) que é mais facilmente lixiviado (SANTOS; HERNANDEZ, 1997).

Vale relatar que, para correção de solos salinos a lixiviação de sais pode ser feita de duas maneiras: Lavagem contínua - a água é adicionada a ponto de cobrir a

superfície do solo com uma lâmina de 10 cm de altura pela adição frequente de água. Esse método permite que os sais sejam removidos mais rapidamente e que o cultivo seja feito mais cedo. Este tipo de lavagem é recomendado para solos de boa permeabilidade, lençol freático profundo e alta taxa de evaporação. Lavagem intermitente - essa prática é mais recomendada para solos com reduzida capacidade drenagem, lençol freático elevado e água subterrânea de baixa salinidade. Deve ser aplicada nos períodos de baixa taxa de evaporação.

3.5. GESSO AGRÍCOLA

Os solos salino-sódicos e sódicos por serem ricos em sódio trocável, não podem ser recuperados apenas com a lavagem. Nesses solos há necessidade da aplicação de um corretivo químico, de preferência à base de cálcio, que através das reações disponibilize este cátion (Ca), com a finalidade de substituir o sódio do complexo de troca e transferi-lo para a solução do solo (VITAL et al., 2005).

Segundo os mesmos autores, a recuperação dos solos sódicos e salino-sódicos tem como finalidade convertê-los em solos salinos e em seguida, em solos não salinos, isto é, que não ofereçam riscos de sais ao ponto de prejudicar severamente a germinação das sementes, o crescimento e a produção das plantas cultivadas.

O gesso de jazidas é um minério que ocorre abundantemente em todo o mundo e quando moído sua solubilidade é cerca de $2,04\text{g L}^{-1}$ a 25°C . Usualmente, ocorre como a forma dihidratada ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), embora a semi-hidratada ($\text{CaSO}_4 \cdot 1/2\text{H}_2\text{O}$) e a anidra (CaSO_4), sejam encontrados naturalmente. No Brasil, o gesso é encontrado na Chapada do Araripe, na divisa dos estados do Ceará e Pernambuco. Os depósitos de gesso podem apresentar impurezas de carbonatos de cálcio e magnésio, sais de sulfato, assim como óxidos de cálcio, magnésio e ferro (TAVARES FILHO, 2010).

Barros et al. (2006), trabalhando com solos salino-sódicos do Nordeste do Brasil, relatam que a aplicação de gesso corrigiu a PST para valores menores que 15% para todos os solos estudados. Estes resultados corroboram com os obtidos por Ahamed et al. (1997), em trabalhos com solo salino-sódico em colunas de solo, nos quais observaram que a aplicação de gesso teve influência significativa na redução da PST do solo, removendo 96% do sódio trocável do complexo de troca.

Vital (2002) conseguiu melhorias significativas no PST e pH de um solo salinosódico, após aplicação de gesso. A mesma autora verificou que o gesso exerceu efeito positivo sobre a disponibilidade de nutrientes e no crescimento inicial do cajueiro Anão precoce em solo salino-sódico. Observou também que o corretivo acelerou o aumento de cálcio, de fósforo do solo, reduziu a percentagem de sódio trocável (PST) e o pH do extrato de saturação do solo.

Holanda; Amorim (2007) verificaram que espécies arbóreas apresentaram uma severa redução em seu crescimento quando cultivadas em solos salinizados sem aplicação prévia de corretivos, e a partir da adição do gesso e ácido sulfúrico, principalmente ácido sulfúrico as plantas apresentaram crescimento mais acentuado.

O gesso agrícola, independente de incorporado ou aplicado na superfície, diminuiu a força de retenção de água, aumentou a macroporosidade e a dinâmica da água no solo. Entretanto, os resultados mais expressivos corresponderam aos tratamentos com o gesso incorporado na dose de 75% da necessidade de gesso do solo (MORAIS et al., 1997).

Sousa (1995) utilizou gesso agrícola e matéria orgânica na água de irrigação sobre a melhoria de um solo afetado por sódio trocável, o gesso e a matéria orgânica resultaram na melhoria da condutividade hidráulica, reduziu a condutividade elétrica e os teores de sódio do extrato de saturação.

3.6. MATÉRIA ORGÂNICA

A matéria orgânica exerce ação de condicionador físico e contribui para a melhoria química e biológica dos solos (BAYER; MIELNICZUK, 1999). Entretanto, por ser qualitativamente o mais completo dos insumos, quantidades elevadas podem incrementar consideravelmente o conteúdo salino do solo ou do substrato, prejudicando a germinação das sementes, o crescimento das mudas e o rendimento das plantas.

Carvalho (1999), Pereira (2000) e Lima et al. (2001) constataram também que a adição de matéria orgânica oriunda do esterco bovino, em proporção superior a 15 %, elevou a salinidade dos substratos para níveis superiores a 4 e 5 dS m⁻¹ prejudicando a germinação das sementes e a qualidade das mudas de gravioleira, goiabeira e pinheira respectivamente.

Adição de esterco, resíduos de colheitas e resíduos industriais orgânicos no solo, melhora diversos aspectos de um solo degradado por sais e sódio, como por exemplo a estrutura e a infiltração de água no solo (SANTOS; HERNANDEZ, 1997).

Para Nunes (2008), a adição de esterco bovino, e resíduos orgânicos do solo, melhoram vários aspectos de um solo afetado por sais e sódio degradado, como exemplo a estrutura e a infiltração de água no solo e que o uso do gesso em combinação com matéria orgânica melhora a condutividade hidráulica dos solos degradados por sódio.

3.7. REJEITOS DE MINERAÇÃO

Para Pereira et al. (2008), a mineração causa vários danos ao meio ambiente, o que se relaciona com a forma inadequada de descarte dos rejeitos e resíduos oriundos da lavra, que acaba afetando a superfície do terreno, degradando o solo e comprometendo sua paisagem. A grande quantidade de rejeitos das mineradoras pode causar diversos problemas para os produtores rurais da região. A quantidade de argila produzida a partir do processo de lavra ou mineração provoca a degradação física, na maioria das vezes de forma drástica, podendo causar grande impacto visual, alterações na topografia, erosão do solo, assoreamento de drenagens, dentre outros.

As diversas atividades de mineração, talvez a extração de Rochas e Minerais Industriais, seja uma das operações que mais prejudica o meio ambiente, e em muitos casos de forma irreversível, pois a quantidade de resíduos gerados quase sempre é muito grande, isso acaba agredindo bastante o meio ambiente, alterando as características ecológicas e prejudicando a fauna e a flora do local (Perez, 2001).

Segundo o mesmo autor, além dos danos que podem causar pelo volume de resíduos gerado, é preciso considerar outras características ambientais negativas decorrentes das explorações minerais: a primeira é que a localização das pedreiras e minas tem de ser feita no lugar onde existe o jazimento, o que não ocorre com outros tipos de indústrias; este fato pode causar danos ecológicos ou paisagísticos.

A segunda é que a mineração é sempre agressiva ao meio em que se situa; os enormes volumes que são necessários tratar formam sinais visíveis na superfície terrestre difíceis de ocultar, afetando a fauna e a flora, e o clima, pelas explosões,

poeira e contaminação química por compostos de tratamento, piorando a qualidade de vida dos habitantes mais próximos, entre os quais se encontram os próprios mineiros.

A terceira característica está ligada à produção de resíduos que tem a ver com a possível contaminação de leitos fluviais e de aquíferos e a possibilidade, portanto, de transferir o dano para lugares afastados da própria mina.

3.8.CAULIM

Segundo Pereira et al. (2008), o caulim é utilizado para diversos fins, como para a produção de cerâmicas, porcelanas, tintas, alimentos, cosméticos entre outros.

Apesar de a exploração de caulim ter grande importância socioeconômica, apresenta elevado índices de poluição, já que 70% da matéria-prima empregada no beneficiamento é descartada no meio ambiente na forma de rejeito, o que resulta em grandes impactos ambientais, sobre o solo, os mananciais de água, a vegetação e um grande impacto visual (ROLIM, 2003). Durante seu processamento, ocorre produção de rejeitos líquidos, que são lançados nos rios, e sólidos, geralmente aterrados (PEREIRA et al., 2008).

A exploração industrial do minério caulim, apesar de sua importância econômica, tem demonstrado um grande potencial poluidor, uma vez que em média 70% da matéria-prima empregada no beneficiamento é descartada no ambiente, na forma de rejeito, resultando em impactos ambientais generalizados sobre o solo, o ar, os mananciais hídricos, a vegetação e a paisagem (ROLIM, 2003).

Para Feitosa et al. (2007), a utilização agrícola desse rejeito na composição de substratos parece ser uma alternativa ecologicamente correta para o seu aproveitamento racional, o que pode contribuir para minimizar os impactos ambientais provocados pelo mau emprego dos rejeitos desse mineral.

3.9.VERMICULITA

Conforme Silva; Valdiviezo (2009), a vermiculita é um mineral que pertence ao grupo das micas e forma um silicato hidratado de magnésio, ferro e alumínio. A extração do mineral, no estado da Paraíba, realizado na mineradora do Sítio Serrote Branco, localizado no município de Santa Luzia – PB.

Segundo o mesmo autor a vermiculita na sua forma natural é fonte de Ca, K e Mg para as plantas no período de estiagem, constituindo-se, também, em ótimo condicionador de solos ácidos e argilosos. Na construção civil, é amplamente utilizado como isolante térmico acústico redutor de peso de estruturas de concreto, produção de tijolos refratários, blocos e placas de cimento resistentes a altas temperaturas, proteção de estruturas de aço contra altas temperaturas e como enchimento para isolamento térmico em construções (ANDRADE; OLIVEIRA; GÓES 2001).

No Brasil há depósitos e jazidas de vermiculita no estado da Paraíba, Goiás e Piauí. Os minérios brasileiros não contêm asbestos, o que confere aos concentrados de vermiculita maior valor agregado, além de favorecer o melhor aproveitamento econômico do bem mineral. Uma aplicação atrativa para a vermiculita é como material adsorvente/absorvente, devido às propriedades de troca iônica que possui semelhante a algumas argilas e zeólitas, podendo ser utilizada em processos de remoção de contaminantes orgânicos e na purificação de águas residuais contendo sais dissolvidos.

Para Trajano (2010), a vermiculita apresenta um grande valor comercial, porém, a prática extrativista tem acarretado um grande número de rejeito na natureza no entorno das mineradoras, pois há poucos estudos sobre o aproveitamento do rejeito produzidos pelas mineradoras, acumulando-se assim o material que poderia ter uma utilidade.

Assim, é possível afirmar que a degradação dos solos pelo excesso de sais gera problemas ambientais e socioeconômicos. Para a recuperação dessas áreas há a necessidade de aplicação de corretivos. Por outro lado, a quantidade de rejeito de mineração causa grande problema ambiental, cujos subprodutos tem potencial para uso como corretivo agrícola. Aconselha-se o uso de matéria orgânica, por melhorarem os atributos químicos dos solos salinizados do semiárido visando a produção de mudas.

REFERÊNCIAS

ALENCAR, M. L. **Crescimento de mudas de mamoeiro em substratos contendo rejeito de caulim.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE FRUTICULTURA, 28, 2004, Florianópolis. Resumos Expandidos. Florianópolis: SBF, 2004. (CD ROM).

- ALVES, J. C. **Produção de mudas de moringa em substratos com níveis crescentes de rejeito de caulim.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OLIVICULTURA, 45, 2005. Resumos Expandidos. Fortaleza: SBF, 2005. (CD ROM).
- ANDRADE, M.S.; GÓES, M. A. C.; OLIVEIRA, N. M. M. **Métodos de prétratamento de vermiculita para caracterização química.** 13p. UFRJ, 2001.
- ARAÚJO, A. P. B. **Análise técnico-econômica da recuperação de um solo sódico no perímetro irrigado Curu-pentecoste-CE.** Fortaleza, 2009. 61 f. Dissertação Mestrado.
- Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. Centro de Ciências Agrárias. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza.
- BRADY, N. G.; WEIL, R. R. *the nature and properties of soils.* 14. Ed. New Jersey: Pearson Prentice Hall, 2008. 975p.
- BARROS, M. F. C.; SANTOS, P. M.; MELO, R. M.; FERRAZ, F. B.; Avaliação de níveis para correção de sodicidade de solos. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, V.1, p. 1721, 2006.
- BARROS, M. F. C.; FONTES, M. P. F.; ALVAREZ, V.; V. H.; RUIZ, H. A. Aplicação de gesso e calcário na recuperação de solos salino-sódicos do Estado de Pernambuco. **Revista brasileira engenharia agrícola e ambiental**, v.9, p.320-326, 2005.
- BARROS, M. F. C. **Recuperação de solos salino-sódicos pelo uso de gesso de jazida e calcário** (Tese em Solos e Nutrição de Plantas). 112 f. 2001, Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais.
- CARVALHO, S. S. **Obtenção de mudas de gravioleira Morada submetidas a fontes e níveis de salinidade da água.** 1999. 49f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Agronomia) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia, 1999.
- CAVALCANTE, L. F.; SOUSA, G. G.; GONDIM, S. C.; FIGUEIREDO, F. L.; CAVALCANTE, I. H. L.; DINIZ, A. A. Crescimento inicial do maracujazeiro amarelo manejado em dois substratos irrigados com água salina. **Irriga**, Botucatu, v. 14, n. 4, p. 504517, 2009.
- CAVALCANTE, L.F.; SOUSA, R.P. de; OLIVEIRA, F.A de., SOUZA, C.C. de.; VIEIRA, J.E. Utilização de gesso agrícola e matéria orgânica, na água de irrigação, sobre a melhoria física e química de um solo afetado por sais. Curso em Manejo de Solo e Água, **Anais...** v.22, p.58-69, 2000.
- CAVALCANTE, L.F. **Sais e seus problemas**, 1980. 68f. Dissertação de Mestrado (Manejo e Conservação de Solos e Água) - Universidade Federal da Paraíba. Centro de Ciências Agrárias – Areia/PB.
- FARIAS JÚNIOR, J. A. **Clonagem de faveleira (*Cnidocolus quercifolius* Pohl.) por alporquia, utilizando rejeito de vermiculita e diferentes concentrações**

de ácido indol acético. Patos-PB, 2011, 60p. Pós-Graduação em Ciências Florestais na UFCG, campus de Patos-PB.

- FEITOSA, R. C. **Utilização do rejeito de caulim na composição de Substratos para emergência de plântulas de Cuité (*crecidentia cujete* l.)** In: Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 2007, Caxambu – MG.
- FREIRE, J. L. O. **Crescimento e desenvolvimento de maracujazeiro amarelo sob salinidade e uso de biofertilizante e cobertura.** Areia-PB, 2011, 212 p. Pós-Graduação em Agronomia da UFPB, Área de Concentração: Solos e Nutrição das Plantas.
- FLOWERS, T. J. Improving crop salt tolerance. **Journal of Experimental Botany**, v. 55, n. 396, p. 307 – 319, 2004.
- HOLANDA, J. H.; AMORIM, J. R. A. **Qualidade da água para irrigação.** In: GHEYI, H. R.; QUEIROZ, J. E.; MEDEIROS, J. F. de. Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada. Campina Grande: UFPB, 1997.
- LIMA, K. L.; CAVALCANTE, L. F.; FEITOSA FILHO, J. C. Efeito de fontes e níveis de salinidade da água de irrigação sobre a germinação e o crescimento da pinheira. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.21, n.2, p.135-144, 2001.
- MORAIS, C. D.; CAVALCANTE, L. F.; ARRUDA, N. T. Ação do gesso agrícola sobre algumas propriedades físico-hídricas de um solo irrigado. **Anais do Curso de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água**, Areia, v.17, p.5-16, 1997.
- MUNNS, R.; TESTER, M. Mechanisms of salinity tolerance. **Annual Review of Plant Biology**, Palo Alto, v. 59, p. 631 – 681, 2008.
- NUNES, E. M. **Efeito do gesso, fósforo e adubo verde na absorção de nutrientes pelo feijoeiro (*Vigna unguiculata* (L.) Walp.) cultivado em solo salino sódico.** PATOS-PB, 2008. 58 p. Dissertação (Mestrado) - Unidade Acadêmica de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Campina Grande.
- OLIVEIRA, M. Gênese, classificação e extensão de solos afetados por sais. In: GHEYI, H. R.; QUEIROZ, J. E.; MEDEIROS, J. M. (ed). **Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada.** Campina Grande: UFPB/ SBEA, 1997 p 1- 37.
- PEREIRA, O. N. **Gesso e rejeito de Caulim na correção de um solo salinizado e no crescimento de gramíneas.** Patos-PB, 2008. 57 p. Monografia (Graduação) Curso. Engenharia Florestal. CSTR/UFCG, Patos, 2008.
- PEREIRA, K. S. N. **Tolerância varietal da goiabeira à salinidade da água de irrigação durante a germinação e produção de mudas.** 2000. 82p. Dissertação (Mestrado em Manejo de Solo e Água) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2000.
- PEREZ, B. C. **As rochas e os minerais industriais como elemento de desenvolvimento sustentável.** Série Rochas e Minerais Industriais; 3. Centro de Tecnologia Mineral, 37p. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2001.

- RAIJ, B. V. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Ceres. 1991. 343 p.
- RODRIGUES, R. D. **Crescimento e qualidade de mudas de sabiá (*Mimosa caesalpinifolia* Benth.) em diferentes substratos**. Patos-PB, 2011. 36 p. Monografia (Graduação) Curso Engenharia Florestal. CSTR/UFCCG, Patos, 2011.
- ROLIM, H. O. **Potencial de uso agrícola do rejeito de caulim**. 2003. 100f. il. Dissertação de Mestrado (Manejo de Solo e Água) - Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências Agrárias, Areia, PB.
- SANTOS, R. V.; HERNANDEZ, F. F. F. Recuperação de solos afetados por sais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 26., 1997, Campina Grande. **Anais...** Campina Grande: UFPB, 1997. p. 319-361.
- SILVA, A.L.; VALDIVIEZO, E.V. **Caracterização da vermiculita de Santa Luzia-PB visando sua utilização na indústria cerâmica**. Universidade Federal de Campina Grande, Departamento de Engenharia de Materiais, 2009.
- SOUSA, R. P. **Utilização do gesso agrícola e matéria orgânica na água de irrigação sobre a melhoria de um solo afetado por sódio trocável**. 1995. 44f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Agronomia) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia, 1995.
- SOUZA, G. B. DE; CAVALCANTE, L. F.; CAVALCANTE, I. H. L.; BECKMAN-CAVALCANTE, M. Z.; NASCIMENTO, J. A. M. Salinidade do substrato contendo biofertilizante para a formação de mudas de maracujazeiro irrigado com água salina. **Revista Caatinga**, v.21, p.172-180, 2008.
- TAVARES FILHO, A. N. **Níveis da necessidade de gesso sobre as características físicoquímicas e na correção de solos salino sódicos do Perímetro Irrigado de Ibimirim-PE**. Recife-PE, 2010. 82 p. Dissertação de Mestrado em Engenharia Agrícola, Área de Concentração (Manejo Integrado de Água e Solo), Recife, 2010.
- TRAJANO, E.V.A.; SANTOS, BAKKE, O.A.; VITAL, A.F.M.; SANTOS, Y.M.; QUARESMA, J. M.; SALVIANO, V.M. **Crescimento do pinhão manso em substratos com rejeitos de mineração do semiárido-PB** In. IV Congresso Brasileiro de Mamona e I Simposio Internacional de Oleaginosas Energéticas, João Pessoa, PB – 2010.
- VITAL, A. F. M.; SANTOS, R. V.; CAVALCANTE, L. F., SOUTO, J. S. Comportamento de atributos químicos de um solo salino-sódico tratado com gesso agrícola e fósforo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, n. 1, 30-36, 2005.
- VITAL, A. F. M. **Efeitos do gesso e do fósforo na disponibilidade de nutrientes e no desenvolvimento inicial do cajueiro em solo salino-sódico**. 2002. 93f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2002.

SOBRE A AUTORA

MARIA JOSÉ DE HOLANDA LEITE



Doutora em Ciências Florestais pela Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) (2018); Mestre em Ciências Florestais pelo Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais (PPGCF) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) (2014), Engenheira Florestal pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) (2012) e Licenciada em Biologia pelo Centro Universitário FAVENI (2021). Especialista em Engenharia de Segurança do Trabalho, pela Faculdade Integradas de Patos (FIP) (2017) e Técnica de Saúde e Segurança do Trabalho, pela Escola técnica Redentorista (ETER) (2007). Atualmente faz parte do conselho científico da Pantanal Editora (Prefixo Editorial 81460), como Organizador/Revisor dos e-books da área de Engenharia Florestal. De fevereiro de 2018 a março de 2020 atuou como professora substituta e pesquisadora no Campus de Engenharias e Ciências Agrárias CECA/UFAL, onde ministrou aula para os cursos de: Engenharia Florestal, Agroecologia, Agronomia e Engenharia de Energias. Também lecionou disciplinas na área de saúde e agrárias na Modalidade EaD nos Institutos Federais do Piauí (IFPI) e Pernambuco (IFPE-Sertão). Professora Substituta durante "um ano e cinco meses" no Centro de Ciências Agrárias (CCA) (curso de Agronomia) na Universidade Estadual do Maranhão (UEMA). Presentemente é Professora Substituta no Centro de Ciências Agrárias (CCA) da Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT) – Campus Universitário de Alta Floresta (cursos de Engenharia Florestal, Agronomia e Biologia) e Professora Voluntária na Universidade Federal de Alagoas (UFAL) (curso de Medicina Veterinária), no Campus de Engenharias e Ciências Agrárias (CECA). Possui vasta experiência nas áreas de Segurança do Trabalho e Ecologia e Conservação dos Recursos Florestais e Engenharia Florestal, com ênfase em: Ecologia Funcional de Plantas (aspectos morfológicos e fisiológicos), Silvicultura, Manejo Florestal da Caatinga, Recuperação e Manejo de Áreas Degradadas, Produção e Fertilização de Mudas Florestais, Licenciamento Ambiental, Análise e Avaliação de Impactos Ambientais, Educação Ambiental e Engenharia de Segurança do Trabalho.

