



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL

BÁRBARA DE PAULA VASCONCELLOS DIAS

**RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM ÁREAS DE RESTINGAS NO BRASIL: HISTÓRICO,
DESAFIOS E PERSPECTIVAS**

Prof. Dr. LUIZ ROBERTO ZAMITH COELHO LEAL
Orientador

SEROPÉDICA, RJ
JUNHO – 2015



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL

BÁRBARA DE PAULA VASCONCELLOS DIAS

**RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM ÁREAS DE RESTINGAS NO BRASIL: HISTÓRICO,
DESAFIOS E PERSPECTIVAS**

Monografia apresentada ao Curso de Engenharia Florestal, como requisito parcial para a obtenção do Título de Engenheiro Florestal, Instituto de Florestas da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Prof. Dr. LUIZ ROBERTO ZAMITH COELHO LEAL
Orientador

SEROPÉDICA, RJ
JUNHO – 2015

**RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM ÁREAS DE RESTINGAS NO BRASIL: HISTÓRICO,
DESAFIOS E PERSPECTIVAS**

BÁRBARA DE PAULA VASCONCELLOS DIAS

Monografia aprovada em 26 de junho de 2015.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Luiz Roberto Zamith Coelho Leal – UFF
Orientador

Prof. Dr. André Felipe Nunes Freitas – UFRRJ
Membro

Prof. Dr. Paulo Sérgio dos Santos Leles – UFRRJ
Membro

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a Deus
e a toda minha família.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus e aos meus guias espirituais a proteção, luz, por terem sempre proporcionado condições para que eu não desistisse dos meus sonhos e, acima de tudo, saúde para que eu pudesse concretizá-los.

À toda minha família, em especial à minha mãe Zélia, avó Maria José, tia Márcia e ao tio Carlinhos pela força, apoio, conselhos e incentivos para estudar e para tentar sempre ser uma pessoa melhor a cada dia e também ao meu sobrinho, Luis Henrique, pelas brincadeiras e momentos de descontração.

Ao meu namorado Cássio, pelos momentos incríveis, pelo companherismo, amizade e apoio que foram e tem sido fundamentais para mim.

À Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro por me proporcionar todas as condições para conseguir concluir minha graduação, as oportunidades oferecidas e a experiência de vida e convívio que esta Universidade oferece.

Aos professores do Instituto de Florestas e também aos de outros institutos dos quais tive a oportunidade de ser aluna, pela dedicação, orientação, paciência e pelo conhecimento transmitido que nos tornarão melhores profissionais.

Ao meu orientador Luiz Roberto Zamith, pela orientação, paciência, e por estar sempre solícito quando eu precisava. Aos membros titulares da banca, os professores André Felipe e Paulo Leles, e suplentes, os pesquisadores Luiz Fernando e Juliana Müller, por aceitarem o convite.

Aos funcionários e aos estagiários que convivi e trabalhei do viveiro da UFRRJ, do laboratório de Fertilidade do Solo, da equipe de Meteorologia do DCA, da equipe da Flona e do Ministério Público Federal pela amizade, parceria, por todo apoio e conhecimento técnico e de vida adquiridos.

À CAPES pela experiência vivida no exterior e à AGRIDEA pela oportunidade de estágio e pelos conhecimentos práticos adquiridos.

Aos grandes amigos que fiz na Rural, à turma 2009-1, às meninas que convivo no alojamento e aos membros do “Engemáticos +1”, porque com eles a rotina da graduação foi muito mais leve e prazerosa.

E a todos que me ajudaram, direta ou indiretamente, a concretizar minhas metas e objetivos.

RESUMO

As restingas são ecossistemas associados ao bioma mata atlântica que apresentam fisionomias que se distiguem ao longo da costa, formando mosaicos. Estes ecossistemas, em nível mundial, têm sido alterados há milênios e ainda sofre com as intervenções humanas até os dias de hoje. Estas intervenções causaram diversas alterações que contribuíram para a degradação do meio físico e biótico destes habitats e, em muitos casos, total eliminação da vegetação. As atividades humanas ao longo da costa é um desafio na conservação, preservação e restauração destes ambientes que, uma vez degradados, os serviços ambientais são comprometidos e dependendo do grau, pode perder sua funcionalidade, conduzindo a um processo de restauração difícil ou até mesmo irreversível. Nos estados de degradação em que se encontram as restingas, pesquisadores tem se esforçado para criar metodologias eficazes em sua restauração. Por apresentar condições edafo-climáticas específicas, são ambientes que apresentam dificuldade nos processos de regeneração natural e apresentam fragilidade diante das atividades humanas prejudiciais ocorrentes nas costas. São necessárias técnicas eficazes de restauração para este tipo de ambiente, que envolva conhecimentos de ecologia, sejam técnicas, de preferência, baratas e simples de serem implantadas e que possam fazer com que a área retome, o mais próximo possível, sua condição original. Neste trabalho foi feito um levantamento bibliográfico acerca do que tem sido feito no Brasil com relação à restauração ecológica de áreas de restinga, apontando os principais erros cometidos, quais as principais técnicas utilizadas em projetos que obtiveram sucesso, como foram aplicadas e possíveis soluções para problemas que são ainda encontrados. Verificou-se que a maior parte dos trabalhos pesquisados é voltada para áreas não inundáveis com técnicas de plantio direto, apresentando, no geral, resultados bastante positivos para a restauração de áreas degradadas.

Palavras-chave: restinga, restauração ecológica, técnicas.

ABSTRACT

The restingas ecosystems are associated with the Atlantic Forest biome that have physiognomy that distinguish themselves along the coast, forming mosaics. These ecosystems, in a worldwide level, has been changed for millennia and still suffers from human interventions until today. These interventions have caused several changes that contributed to the degradation of the physical and biotic environment of these habitats and, in many cases, total elimination of vegetation. The human activities along the coast is a challenge in the conservation, preservation and restoration of these environments that once degraded, the environmental services are committed and depending on the degree, may lose its functionality, leading to difficult restoration process or even irreversible . The stage of degradation in which they are the restingas, researchers have struggled to create effective methodologies in its restoration. Since these environments have specific soil and climate conditions, they are environments that have difficulty on natural regeneration processes and exhibit brittleness in the face of harmful human activities occurring in the coast. It's necessary effective restoration techniques for this type of environment, involving knowledges about ecology, techniques are preferably cheap and easy to be implemented and that can cause the area resume, the closest possible, its original condition. In this paper was made a literature review of what has been done in Brazil regarding the ecological restoration in restingas areas, pointing out the major mistakes made, what are the main techniques used in projects that were successful, as were applied and possible solutions to problems which are still found. It was found that the majority of papers reserched is geared not-flooded areas with direct planting techniques, presenting, overall, positive very results for the restoration of degraded areas.

Keywords: restinga, ecological restoration, techniques.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	viii
LISTA DE FIGURAS	ix
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. METODOLOGIA.....	7
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	8
3.1 Áreas não inundáveis.....	8
3.2 Áreas inundáveis.....	13
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	16
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	17

LISTA DE TABELAS

	Pág.
Tabela 1. Tipos de vegetação para cada habitat de restinga.....	2

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1: Esquema de formação de mosaico de diversidade restingas em planícies arenosas quanto à fisionomia, florística e estrutura.....	3
Figura 2: Exemplo de formação da diversidade da Restinga de Grussaí, Iquipari, São João da Barra, RJ.....	3
Figura 3: Mapa com as publicações levantadas e suas respectivas localizações aproximadas.....	14

1. INTRODUÇÃO

A zona costeira é uma das regiões mais alteradas do planeta. No Brasil ocorre desde a foz do rio Oiapoque até à foz do rio Chuí, ocorre também no Atol das Rocas, nos arquipélagos de Fernando de Noronha, de São Pedro e São Paulo e das ilhas de Trindade e Martin Vaz (MMA, 2010), sendo as restingas um dos seus ecossistemas.

O termo restinga tem significados bastante diversificados (SUGUIO & TESSLER, 1984). Geomorfologicamente, as restingas englobam tanto as diferentes feições que ocorrem ao longo da costa, quanto os diferentes tipos de depósitos arenosos paralelos à linha da costa (BRASIL, 1999). No sentido ecológico tem sido empregado para se referir a todos os tipos vegetacionais que recobrem as planícies costeiras quaternárias (SUGUIO & TESSLER, 1984; SOUZA *et al.*, 2008). Porém, o termo restinga tem sido usado em um sentido mais amplo incluindo as margens das lagoas, dunas móveis e as comunidades vegetais com uma flora extremamente diversa que ocorrem nestas zonas topográficas (RIZZINI, 1979; LACERDA *et al.*, 1993).

As restingas fazem parte do Complexo Vegetacional Atlântico (SCARANO, 2002), formando um conjunto de comunidades vegetais que diferem quanto à florística e fisionomia, e que se desenvolvem em terrenos predominantemente arenosos de origem fluvial, marítima, lagunar, eólica ou combinadas entre si, em áreas de transição entre restinga e floresta ombrófila densa (BRASIL, 1999). Sua cobertura vegetal ocorre em mosaicos, podendo ser encontrada em diferentes feições ao longo da costa, tais como praias, cordões arenosos, planícies costeiras, esporões ou pontais arenosos, barreiras arenosas, dentre outras feições (BRASIL, 1999; ARAÚJO, 2000; SOUZA *et al.*, 2008).

São ecossistemas que, de acordo com o estágio sucessional, podem apresentar estratos herbáceos, arbustivos e arbóreos, sendo este último estrato o mais interiorizado (BRASIL, 1999). Este mosaico, expresso pela vegetação, sofre forte influência das características químicas, físicas e biológicas dos solos (RIZZINI, 1979; BECHARA, 2006; REIS *et al.*, 2014) e do relevo (BRANCALION *et al.*, 2007b).

No litoral sul/sudeste a vegetação de restinga forma um mosaico de tipos vegetacionais distintos, sendo três fisionomias florestais, quatro arbustivas e quatro herbáceas baseadas nas formas de vida das plantas dominantes, no grau de inundação e no grau de cobertura (ARAÚJO, 2000).

Os eventos geológicos que ocorreram em épocas passadas proporcionaram às restingas solos arenosos, de fácil erosão, com poucos nutrientes, com baixa capacidade de retenção de água e alta salinidade oriunda do mar (MELLO-FILHO, 1991/1992). Sato *et al.* (2013) mostraram que, para seis áreas de restinga no litoral paulista, os solos apresentaram elevada acidez, com pH variando entre 3,5 a 4,0 para 0,20 até 0,60 m de profundidade e 3,5-3,7 para profundidade de 0,05 a 0,20 m.

O sol pleno, o vento, a salinidade e a variação do nível do lençol freático proporcionam dificuldades para a absorção de água e facilitam a sua perda. O vento é o principal agente de modificação da paisagem destas áreas (BRESOLIN, 1979), moldando o relevo, fazendo com que sejam formadas áreas elevadas e baixas. Nas áreas em que são formadas depressões podem ocorrer inundações periódicas devido à variação do lençol freático diferentemente das partes mais elevadas, e, por isso, cada área exige processos adaptativos distintos. As condições de solo e clima das restingas são consideradas desfavoráveis para muitas espécies, porém com o tempo algumas delas foram se aclimatando às condições da costa (Tabela 1).

Tabela 1. Tipos de vegetação para cada habitat de restinga.

Habitat	Vegetação	Características
Ante-dunas	Não apresenta vegetação na zona das praias úmidas constantemente varrida pelo mar; em pontos mais avançados podem ocorrer halófitas (BRESOLIN, 1979)	Onde as pioneiras alcançam, o solo apresenta ondulações, e, com a ação conjunta dos ventos, formam dunas embrionárias (BRESOLIN, 1979)
Praias e dunas frontais	Herbáceas, apresentam estolões ou rizomas, agrupando-se em touceiras ou agrupamento esparsos, podendo ocorrer arbustos (BRESOLIN, 1979; REIS, 2008)	Morfodinâmica intensa, recebendo influência da salinidade, apresenta solo mais úmido (REIS, 2008)
Dunas internas (móveis e semifixas)	Espécies subarbustivas, podendo haver herbáceas ou também pequenos arbustos, podem apresentar cobertura esparsa ou estar desprovida de vegetação (REIS, 2008)	Pouca ou nenhuma influência da salinidade marinha (REIS, 2008)
Dunas fixas	Densa vegetação arbustiva; nas depressões dos renques das dunas, onde se tem maior acúmulo de humus, é possível encontrar arvoretas (BRESOLIN, 1979)	Maior estabilidade, leve camada de humus (BRESOLIN, 1979)
Lagunas, banhados e baixadas	Diferentes espécies, definida pela influência da salinidade e período de inundação, desenvolvimento de plantas aquáticas (REIS, 2008)	Água corrente ou não; lençol superficial, formação de lagoas e brejos em períodos de chuva; escassez de nutrientes, elevada acidez do solo (REIS, 2008)

Segundo Scarano (2006), as espécies suscetíveis à inundação desenvolveram mecanismos bioquímicos, fisiológicos e morfoanatômicos para tolerar ou evitar efeitos deletérios promovidos pela baixa concentração de oxigênio. E, mesmo possuindo mecanismos que permitam a sobrevivência, estas espécies devem superar a dificuldade de dispersão, germinação e danos quando ainda pequenas.

Por outro lado, para evitar a perda de água, as plantas apresentam folhas suculentas, pubescentes, cerosas ou transformadas em espinhos, além da reprodução assexuada por rizomas (HENTSHIEL, 2008). Apesar de ser uma característica positiva para a sobrevivência neste tipo de habitat, a esclerofilia pode dificultar a degradação da serrapilheira, exigindo assim maior tempo de renovação de estoque de nutrientes e menor liberação destes (MORAES *et al.*, 1998 citado por SÁ, 2002).

Uma contínua alteração na composição de espécies de floresta em estágio mais avançado de sucessão é percebida quanto mais se distancia do litoral (Fig.1). Estas alterações são também devidas à acumulação de matéria orgânica oriunda da própria vegetação da área, permitindo que plantas mais exigentes possam ocupar locais mais interiorizados (BRESOLIN, 1979).

Entre as várias diferenças nos processos ecossistêmicos entre as diferentes formações de restinga, Sato *et al.* (2013) destacam a maior acumulação de matéria orgânica na floresta alta do que de floresta baixa devido à maior fitomassa. Além disto, a diagnose foliar realizada pelos autores mostrou que espécies localizadas em ambos os locais apresentam teores diferentes de nitrogênio, cálcio, ferro e alumínio, sendo estes teores maiores para os

indivíduos localizados na floresta alta. Contudo alguns micronutrientes tais como ferro, manganês e zinco, foram encontrados em maiores teores nos indivíduos da floresta baixa.

As Figuras 1 e 2 mostram como ocorre a distribuição de diferentes tipos de formações vegetais da restinga ao longo da costa.

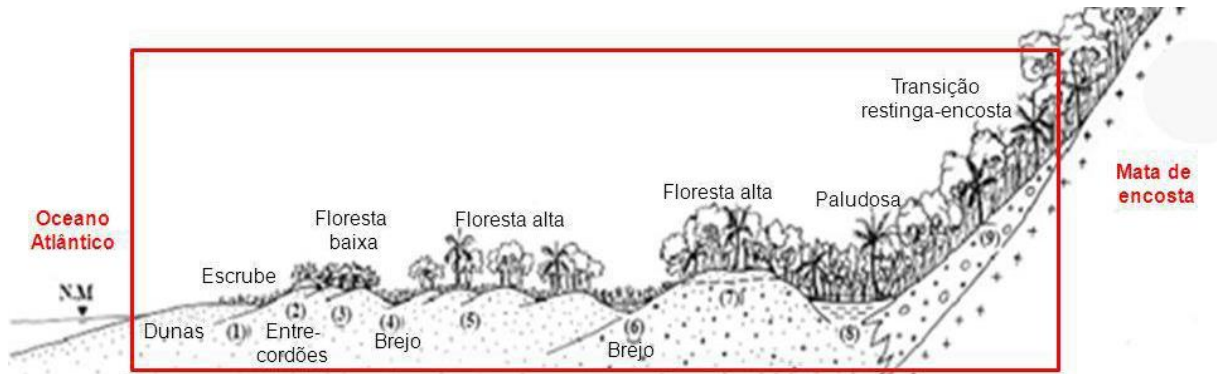


Figura 1. Esquema de formação de mosaico de diversidade restingas em planícies arenosas quanto à fisionomia, florística e estrutura. (Fonte: Mardegan, 2013).

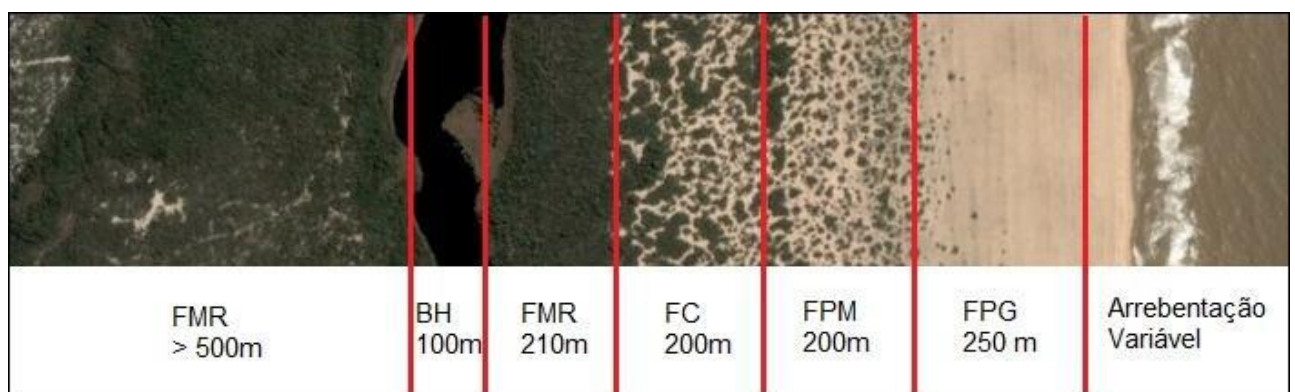


Figura 2. Exemplo de formação da diversidade da Restinga de Grussaí, Iquipari, São João da Barra, RJ. Fonte: SEA e IEF (2008) citado por Silva (2012).

As diferentes fisionomias apresentadas na Figura 2 correspondem à Formação Praial Graminóide (FPG), Formação Praial com Moitas (FPM), Formação de Clusia (FC), Brejo Herbáceo (BH) e Formação de Mata de Restinga (FMR).

Devido às condições edafo-climáticas muito específicas, as restingas são ecossistemas bastante vulneráveis à ação antrópica (AMADOR, 1988; FERREIRA, 2011), sofrendo pressões desde que as cidades litorâneas começaram a crescer intensamente. Porém, foi somente no ano de 1965 que as restingas foram categorizadas como Áreas de Proteção Permanente, pela Lei Federal nº 4.771, revogada pela Lei nº 12.651. Tanto no Antigo quanto no Novo Código Florestal foi determinado que devem ser respeitadas e conservadas as áreas nas quais a vegetação tenha como função a fixação de dunas ou função de estabilizar mangues (BRASIL, 1965; BRASIL, 2012) e, em 2002, foram inseridas como áreas de preservação permanente as restingas localizadas em até 300 m da preamar máxima (BRASIL, 2002).

Segundo Freitas (2011), existem 24 áreas de conservação da zona costeira no Brasil, das quais 13 protegem áreas de restingas, sendo duas estações ecológicas, nove parques nacionais e duas reservas biológicas, totalizando cerca de 392.910 hectares.

Os ecossistemas costeiros possuem uma riqueza biológica tal que confere a estas áreas a denominação de “berçários” de diferentes espécies da fauna, principalmente a marinha

(S.O.S. MATA ATLÂNTICA, 2015). Além disto, a vegetação de restinga é importante para a estabilização de sedimentos, manutenção da drenagem natural, preservação da fauna associada, proteção contra erosão costeira, reciclagem de nutrientes e fornecimento de recursos para a sobrevivência de várias espécies (MMA, 2010). Por possuírem ampla diversidade de espécies devido às diferentes comunidades formadas assim como as condições ambientais, apresentam um quadro de muita dificuldade de restabelecimento da vegetação após intervenções que as perturbem e têm sido pouco estudadas neste sentido (SÁ, 2002).

A supressão da vegetação de restingas ao longo da costa do bioma Mata Atlântica entre os anos de 2011-2012 totalizou 1.554 ha, restando em 2012 o total de 570.690 hectares (S.O.S. MATA ATLÂNTICA, 2013).

Segundo MMA (2010), metade da população mundial vive em zonas costeiras e a densidade populacional destes locais é três vezes maior que a média mundial. No Brasil, um quarto da população concentra-se no litoral sendo 13 das 27 capitais brasileiras, sendo que muitas delas são regiões metropolitanas, resultando em um nível muito elevado de pressão antrópica.

A instalação e expansão de empreendimentos no litoral sempre foi uma realidade, e são destinados a usos diversos e principalmente moradia. A pressão antrópica em áreas de restingas resulta em degradação ou devastação da vegetação correspondente, induzindo à perda da biodiversidade do local.

Rocha *et al.* (2007) indicaram que além da especulação imobiliária existem ainda alguns fatores que aumentam a degradação das restingas. São eles: 1) remoção da vegetação para construção de estradas, avenidas costeiras, ruas, calçadas; 2) pisoteamento da vegetação para acessar áreas de praias; 3) tráfego de veículos na vegetação ou nas dunas; 4) remoção da vegetação para estabelecer áreas de esporte e trailers comerciais (quiosques); 5) substituição do substrato original por outro não favorável à flora de restinga; 6) jogar lixo na vegetação; 7) queima de partes da vegetação devido às práticas religiosas; 8) destruição da vegetação devido a manobras militares; 9) remoção seletiva de espécies de interesse econômico da flora nativa.

Entre os anos de 2011 e 2012, houve supressão de 937 hectares de vegetação de restinga para implantação do Superporto do Açú em São João da Barra, no estado do Rio de Janeiro, estado que possuía, em 2012, áreas de restingas somadas em 45.585 ha (S.O.S. MATA ATLÂNTICA, 2013).

A mineração é outra atividade realizada há anos e, com o tempo, o desenvolvimento de técnicas mais sofisticadas aumentou o impacto nestes ambientes, causando maior degradação (LUBKE & AVIS, 1998; SCHERER-WIDMER, 2001). Segundo Amador (1988), algumas feições morfológicas como sistemas de restingas, por exemplo, podem ser consideradas excelentes locais para extração de areia. Devido às condições mencionadas anteriormente, as restingas são bastante suscetíveis às mudanças causadas pelo homem, esta atividade deve ser vista com grande cuidado nessas áreas. A atividade pode causar danos irreversíveis, mesmo se a legislação para mitigar impactos for seguida e mesmo se houver compensação ambiental (FERREIRA, 2011). De acordo com Lubke & Avis (1998), em áreas de mineração de dunas é importante que se conheça a vegetação, fauna e solo antes das atividades de mineração. Além dos impactos na flora e na fauna, um dos pontos preocupantes é como os locais são abandonados depois de uma exaustiva extração de areia (AMADOR, 1988). Segundo o autor, são deixadas lagoas artificiais que podem ajudar na proliferação de mosquitos e pragas nocivas que podem causar problemas à população que vive no entorno. Carvalho & Oliveira-Filho (1993) destacaram problemas após as atividades na área de mineração no Estado da Paraíba, na qual são formadas dunas de rejeito compostas de areia lavada, com níveis desprezíveis de matéria orgânica e sais minerais, sem banco de sementes e altamente sujeitas à erosão eólica.

Outras atividades impactantes são a plantação de coco, criação de gado, retirada de madeira e acúmulo de lixo, como citado por Martins (2012), nas áreas de restinga da APA de Guaibim, no estado da Bahia.

A degradação dos ecossistemas em diferentes pontos e diferentes intensidades vem contribuindo para a fragmentação da vegetação. Esta situação pode interromper fluxos gênicos propiciando isolamento de populações, inviabilizando-as pela perda de habitat e ainda comprometendo o equilíbrio biológico do local. A perda de espécies de restinga pode resultar em extinção tanto de espécies da flora quanto da fauna, principalmente se não houver um estudo prévio eficaz e houver negligência com relação à conservação das espécies ameaçadas e endêmicas. Zamith & Scarano (2004) relataram dificuldades de encontrar algumas espécies no município do Rio de Janeiro, muitas vezes restritas a poucas áreas e observaram redução do número de indivíduos frutificados na época da coleta de sementes, supondo que o avanço da degradação está eliminando muitas espécies.

Mesmo nas áreas legalmente protegidas persistem as dificuldades legais e os impactos da população sobre as restingas. Sá (2002) relata que a Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá não dispõe de infra-estrutura e a questão legal, possivelmente relacionada à burocracia, da unidade ainda não foi resolvida. O autor ainda afirma que tal situação abre espaço para impactos por invasões de áreas, extração madeireira ou de plantas ornamentais, caça, pastoreio, queimadas e abertura de vias que destroem a vegetação.

Todas estas atividades antrópicas desenvolvidas na costa proporcionaram a redução de habitats das restingas e, em muitos locais, podem-se perceber danos que alteraram ou anularam os serviços ambientais fornecidos pelas restingas como a fixação de dunas, a manutenção do nível de aquíferos e a melhoria da qualidade do solo, além de ser local de abrigo e habitat de muitas espécies da fauna (SCHERER-WIDMER, 2001). Isto faz com que sejam necessárias medidas para a conservação dos fragmentos de restinga que ainda existem e para a restauração ecológica de áreas degradadas (ZAMITH & SCARANO, 2006).

A “restauração ecológica é o processo de auxiliar a recuperação de um ecossistema que foi degradado, perturbado ou destruído” e que tem como objetivo conduzir o ecossistema à sua trajetória histórica (SER, 2004).

Segundo Rodrigues *et al.*, (2009), a história das principais iniciativas de restauração florestal no Brasil pode ser dividida em quatro fases. A primeira fase consistiu em plantio de árvores sem critérios ecológicos para escolha das espécies, que se iniciou no final do século XIX com a revegetação da Floresta Nacional da Tijuca, do Parque Nacional de Itatiaia em 1954, em áreas no município de Cosmópolis em 1955 e em duas áreas diferentes na Companhia Energética de São Paulo em 1970. Esses reflorestamentos tiveram como base o plantio ao acaso com maioria de espécies nativas e as florestas tornaram-se mistas com o tempo, porém, houveram problemas com o estabelecimento de algumas espécies e as metodologias adotadas foram revistas. Por exemplo a implantação de espécies exóticas na restauração causou grandes problemas, já que estas espécies não possibilitaram a restauração efetiva das espécies nativas e tornaram-se invasoras de remanescentes naturais. Como consequência disto, na segunda fase já era possível perceber a preferência pelo uso de espécies nativas, que passou a ser um critério para a escolha de espécies. Porém, nesta seleção de espécies ainda não eram consideradas as diferenças climáticas das diferentes regiões do Brasil. Ainda nesta fase iniciou-se a preocupação quanto à sucessão florestal, passando a seleção das espécies a ser baseada nos respectivos grupos sucessionais, sendo utilizadas nos plantios técnicas de alternância de linhas de espécies pioneiras e tardias e técnicas de nucleação. Contudo, a escolha de espécies com base no grupo sucessional podia não atender às necessidades de recursos para a fauna, de produção de serrapilheira, de alta diversidade genética e ainda era comum observar baixa diversidade florística e baixa equabilidade. São exemplos desta fase o reflorestamento do Parque Florestal São Marcelo, em Mogi-Mirim,

estado de São Paulo, e nos reservatórios de usinas hidrelétricas da CESP. Na terceira fase, os projetos de restauração passaram a ser baseados na estrutura e funcionamento das florestas conservadas, características levantadas através de estudos da florística e fitossociologia, sem consideração de possíveis mudanças de trajetórias durante o processo de restauração que resultam em diferentes estados avançados. As ações desta fase passaram a usar a alta diversidade florística regional além da preocupação com a distribuição das espécies no campo e a densidade destas espécies. Um exemplo de trabalho desta fase é o reflorestamento de um reservatório do município de Iracemápolis-SP. Este modelo passou a ser questionado a partir do momento em que foi entendido que os ecossistemas são sistemas abertos, sendo o estudo fitossociológico destes o reflexo da vegetação somente em um momento em sua trajetória. Na quarta fase, o foco foi restaurar processos que levem à construção de uma comunidade funcional, estado atual da atividade de restauração ecológica.

Segundo Zanella *et al.* (2010), projetos de restauração têm como objetivo provocar o processo natural de sucessão para que a vegetação seja, em termos de fisionomia e composição florística, próxima à vegetação característica do local. A vegetação será acompanhada pelo retorno de animais e outros organismos para o ambiente, e pode levar a um processo de desenvolvimento do ecossistema (LUBKE & AVIS, 1998). O termo “restauração”, portanto, deve ser empregado quando o objetivo é propiciar os serviços ambientais que eram oferecidos antes da degradação da área (PRIMACK & RODRIGUES, 2001). Na Lei Federal nº 9.985 de 18 de julho de 2000, o termo “restauração” é definido como “*restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição mais próxima de sua condição original*” (BRASIL, 2000).

Na prática, existem casos em que o ecossistema em recuperação pode não voltar às condições anteriores devido aos altos níveis de degradação que tornam a tarefa de restauração impossível ou muito difícil de ser realizada (SER, 2004). Por isso, num trabalho sobre mineração em dunas, Lubke & Avis (1998) sugerem que o termo mais adequado a ser utilizado é “reabilitação”, considerando que é muito improvável que um ecossistema retome as condições originais nestes casos.

A partir do momento em que restaurar a diversidade biológica tornou-se uma preocupação, o restabelecimento de espécies e de comunidades passou a ser uma das principais metas dos projetos, nos quais os esforços são convergidos para o restabelecimento da diversidade, da composição e da estrutura da vegetação e das funções do ecossistema (PRIMACK & RODRIGUES, 2001). Segundo Albuquerque *et al.* (2010), a restauração de uma área pode ser realizada através da condução da regeneração natural de espécies nativas e sementeira, estacas ou mudas de espécies nativas. Apesar de vários autores acharem importante a implantação de espécies nativas, algumas espécies exóticas também podem favorecer o processo de sucessão, principalmente nos estágios iniciais para promover a cobertura do solo (REIS *et al.*, 2003).

Em alguns trabalhos é possível perceber que uma das estratégias de restauração se baseia no processo de nucleação, definido por Yarranton & Morrison (1974) como a “*capacidade de uma espécie em propiciar uma significativa melhoria nas qualidades ambientais, permitindo um aumento na probabilidade de ocupação deste ambiente por outras espécies*”. Entre as estratégias de restauração fundamentadas na nucleação podemos citar a transposição de solo, sementeira direta e hidrossemeadura, poleiros artificiais, transposição de galharias e plantios de mudas em ilhas de alta diversidade (REIS *et al.*, 2003; BECHARA, 2006). A oferta de locais atrativos para a fauna é fundamental para qualquer projeto de restauração ecológica (BECHARA, 2006), pois a fauna dispersora de sementes auxilia no processo de sucessão ecológica. Assim, quanto maior for a capacidade de atração, nutrição e a oferta de condições favoráveis, mais rápido será o processo de restauração (REIS, 2008).

Entretanto, a estratégia para restauração ecológica de florestas mais utilizada é o plantio direto de mudas de espécies arbóreas para obtenção de um processo mais rápido de cobertura vegetal, pois como as mudas já apresentam um certo nível de desenvolvimento o tempo de cobertura será menor comparado com a sucessão ecológica promovida em núcleos pelas técnicas de nucleação. Porém, algumas vezes a técnica de plantio direto é cara e trabalhosa (VIEIRA & REIS, 2003), e apresenta maior complexidade quanto maior for o número de espécies utilizado.

A restauração de um ecossistema varia de acordo com as condições ambientais do local, com a natureza do solo e influências bióticas peculiares da região (LUBKE & AVIS, 1998). Por isso, é necessário que se tenha conhecimento da ecologia da espécie para que o projeto de restauração seja realmente eficaz em seu objetivo. ZAMITH & SCARANO (2006) comentam que o uso de espécies que apresentam características como fornecer pouca cobertura vegetal e deciduidade foliar seria pouco recomendado em áreas com a invasão por gramíneas exóticas de rápido crescimento.

Zamith & Scarano (2006) ressaltam que a revegetação em restingas e dunas são empregadas com muito sucesso no hemisfério sul e, que muitas vezes, são utilizadas algumas espécies exóticas com finalidades econômicas. No entanto, para que seja realizada a restauração dos processos ecológicos sem riscos aos ecossistemas nativos e manutenção da integridade genética, são necessários conhecimentos básicos de ecologia (ESPÍNDOLA *et al.*, 2005), uma vez que a utilização de espécies exóticas podem provocar contaminação biológica do local (REIS *et al.*, 2003; ESPÍNDOLA *et al.*, 2005). Além disso, Reis *et al.* (2003) afirmam que os programas de restauração muitas vezes são implantados com alguns vícios tais como o uso praticamente exclusivo de espécies arbóreas e tecnologias caras, que podem inviabilizar pequenos projetos.

Diante da necessidade de restaurar áreas degradadas em restingas, esta monografia teve como objetivos: 1) levantar algumas informações sobre experimentos de restauração ecológica realizados nestes ecossistemas, 2) relatar as principais estratégias utilizadas, 3) identificar quais são os principais desafios ainda encontrados e 4) elaborar uma perspectiva com base nos trabalhos levantados nesta monografia.

2. METODOLOGIA

Os artigos utilizados nesta monografia foram pesquisados nos sites Google Acadêmico e Scielo e em diferentes periódicos tais como *Acta Botanica Brasilica*, *Restoration Ecology* e *Journal of Coastal Research*. O Google Acadêmico e Scielo foram escolhidos pois são umas das bases de artigos mais utilizadas para pesquisas acadêmicas, abrangendo os artigos das revistas mais consultadas e conceituadas. Em um estudo de Beckmann & Wehrden (2012) o Google Acadêmico se mostrou mais eficiente nas buscas de publicações científicas do que a base Web Of Science, apresentando resultados semelhantes em pesquisa ao número máximo de artigos procurados manualmente em cinco revistas em um período de 18 anos de publicações.

Os periódicos foram selecionados de acordo com o assunto aqui abordado, pois concentram maior número de artigos científicos relacionados ao tema, além de pesquisas realizadas em outras partes do mundo e serem revistas bem avaliadas. Também foram consultados livros, monografias, teses e dissertações. As palavras chaves utilizadas foram: restauração ecológica, *ecological restoration*, restingas, *wetlands*, *coastal environment*, restauração em restingas, restauração em áreas costeiras inundáveis.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Estudos de restauração de restingas vêm sendo realizados no Brasil a cerca de duas décadas já sendo possível destacar alguns resultados satisfatórios. Nesta revisão os resultados encontrados foram separados segundo o critério de terem sido realizados em áreas inundáveis ou não, já que devido às diferentes condições provocadas pelo excesso ou déficit hídrico exigem diferentes estratégias a serem utilizadas nas ações de restauração.

Foram encontrados no total oito experimentos de restauração em restingas, dos quais sete foram realizados em áreas não inundáveis e dois em áreas inundáveis, sendo um experimento realizado em ambas áreas.

3.1 Áreas não inundáveis

Carvalho & Oliveira-Filho (1993) testaram duas metodologias de revegetação em dunas mineradas no município de Mataracá, no estado da Paraíba, o plantio intercalado de espécies no espaçamento de 0,30 x 0,30 m e a transposição de camada superficial do solo de uma área de restinga adjacente a ser minerada. A área do experimento foi de 5 ha e para o plantio foram utilizados propágulos vegetativos de mais ou menos 0,20 m de *Ipomoea pes-caprae* (salsa-da-praia), *Canavalia rosea* (fava-de-boi), *Cynodon dactylon* (grama-de-burro) e *Paspalum maritimum* (capim-gengibre). Os propágulos foram plantados com adubação orgânica na cova de 0,5 kg de bagaço de cana, esterco e turfa, na proporção de 1:1:1 e irrigados por aspersão contínua em até dois turnos diários, dependendo das condições meteorológicas. Estas espécies foram utilizadas por apresentar grande habilidade de colonização de áreas arenosas perturbadas ou sob as condições de sucessão primária na restinga. No entorno da duna restaurada haviam áreas de mangue, canavial, mata ciliar, mata de restinga e de tabuleiro. No segundo tratamento foi depositada uma camada de 0,20 m de solo de mata de restinga existente na região. O solo foi retirado das áreas a serem mineradas, logo após seu desmatamento. Após três anos de plantio, foram encontradas 44 espécies pertencentes a 17 famílias botânicas. Euphorbiaceae, Mimosaceae e Malvaceae foram as famílias de maior ocorrência. Os autores calcularam o percentual de frequência das espécies ocorrentes nas 15 parcelas de estudo e as mais frequentes foram *Paspalum maritimum* (100%), *Canavalia rosea* (66,67%), *Borreria verticillata* (60%), *Stenotaphrum secundatum* (60%), *Ipomoea pes-caprae* (53,33%), *Cynodon dactylon* (53,33%) e *Polygala hebeclada* (40%). A cobertura do solo variou entre 35 e 80% entre as 15 parcelas do experimento. As espécies com maior valor de cobertura (VC) foram *Paspalum maritimum* (VC = 4.650), *Canavalia rosea* (VC = 850), *Borreria verticillata* (VC = 383,3), *Cynodon dactylon* (VC = 350), *Ipomoea pes-caprae* (VC = 350), *Stenotaphrum secundatum* (VC = 300), *Crotalaria unifoliolata* (VC = 250) e *Polygala hebeclada* (VC = 200). Para o tratamento com a camada de solo as espécies mais frequentes foram *Cnidoscylus urens* (Freq = 80%), *Cyperus ligularis* (Freq = 73,3%), *Digitaria ciliares* (Freq = 73,3%), *Cenchrus echinatus* (Freq = 66,7%), *Borreria verticillata* (Freq = 53,3%), *Rhynchelitrum repens* (Freq = 53,3%), *Canavalia brasiliensis* (Freq = 40%), *Canavalia rosea* (Freq = 40%) e *Solanum paniculatum* (Freq = 40%). As espécies com maior valor de cobertura (VC) foram *Digitaria ciliares* (VC = 1734), *Cnidoscylus urens* (VC = 1667), *Cyperus ligularis* (VC = 1134), *Paspalum maritimum* (VC = 1034) e *Merremia aegyptica* (VC = 1000) *Rhynchelitrum repens* (VC = 866,66), *Pavonia cancellata* (VC = 717), *Borreria verticillata* (VC = 517), *Setaria vulpiseta* (VC = 517), *Chenchrus echinatus* (VC = 500) e *Solanum paniculatum* (VC = 500). Após três anos de plantio, nas parcelas onde foi realizado o plantio ocorreram 44 espécies, enquanto nas

parcelas com transposição de solo ocorreram 51, apresentando número de espécies 16% superior à estratégia de plantio direto. Os autores não elaboraram conclusões, apresentaram somente os resultados.

Hentshel (2008) trabalhou na Praia do Ouvidor, Santa Catarina, na qual havia indivíduos da espécie exótica *Casuarina equisetifolia*, que foram plantadas na área para promover a estabilização da duna. Embora não seja aconselhado o uso de espécies exóticas devido ao risco de contaminação biológica (BECHARA, 2006), Hentschel (2008) considerou que o plantio foi positivo no momento em que os objetivos eram fixar a duna, aumentar o teor de matéria orgânica do solo e servir como quebra-vento. Contudo, considerou prejudicial a partir do momento em que o objetivo passou a ser a restauração da duna em questão, uma vez que *Casuarina equisetifolia* dificultou o desenvolvimento de espécies nativas. Para o experimento foram instaladas 10 unidades amostrais com dimensão 10 x 10 m. Em duas das quatro parcelas de cada unidade amostral houve a retirada da serrapilheira e em uma destas parcelas foram plantadas mudas de espécies nativas com espaçamento 1 x 1 m. Nas duas parcelas restantes foi mantida a serrapilheira, sendo uma usada como controle e a outra usada para outro plantio, resultando, no final, em quatro tratamentos: 1) sem serrapilheira; 2) sem serrapilheira com plantio; 3) com serrapilheira e plantio; e 4) controle, com serrapilheira e sem plantio. Foram plantadas cinco espécies nativas: 120 mudas de *Ocotea pulchella*, 120 de *Eugenia umbelliflora*, 40 de *Guapira opposita*, 20 de *Myrcia palustris* e 20 de *Diospyros inconstans*. Para avaliar a sobrevivência das mudas sob o dossel das Casuarinas, foi feita uma comparação dos resultados dos inventários de espécies vegetais com até 1m de altura em cinco meses após o plantio. A sobrevivência das mudas sob o dossel das casuarinas foi de 67,3%, 66,7% sobreviveram nas subparcelas sem serrapilheira e 67,9% nas subparcelas com serrapilheira. Não foi realizado o teste estatístico para indicar se houve diferença significativa entre os tratamentos. A *Guapira opposita* foi a espécie que apresentou maior média de sobrevivência (100%), seguida da *Diospyrus inconstans* (68,7%), *Eugenia umbelliflora* (66,8%), *Myrcia palustris* (56,1%) e *Ocotea pulchella* (44,8%).

Hentschel (2008) afirma que o tratamento ‘plantio’ apresentou melhores resultados para colonização de espécies novas nas parcelas com serrapilheira, o que contrariou a hipótese do trabalho. O autor esperava o melhor desempenho no tratamento sem serrapilheira, uma vez que considerou a *Casuarina* uma barreira ecológica para a regeneração natural do local. No caso de plantio direto, a serrapilheira não apresenta problemas no crescimento de mudas porque não cria barreira física como aconteceria se a restauração dependesse do banco ou chuva de sementes. A serrapilheira é importante para a ciclagem de nutrientes (ANDRADE *et al.*, 2003), promovendo maior sobrevivência e crescimento das mudas, uma vez que em condições naturais faltam nutrientes e este é um dos principais fatores limitantes dos ambientes costeiros, a melhoria na disponibilidade dos nutrientes através da decomposição da serrapilheira favoreceu o estabelecimento das mudas. As plantas de restingas são adaptadas a solo de baixa fertilidade, e, por isso a vegetação desenvolveu mecanismos capazes de absorver nutrientes diretamente da serrapilheira através de interações entre fungos e raízes (ANDRADE *et al.*, 2003). Segundo Oliveira *et al.* (2009), estas interações proporcionam maior absorção de nutrientes em ambientes de restinga, comprovando que as micorrizas são essenciais para o sucesso da revegetação.

Outra experiência em dunas foi publicada por Zanella *et al.* (2010), em que foi avaliada a cobertura vegetal numa duna semifixa localizada no Parque Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição, em Florianópolis, Santa Catarina. Com a retirada da vegetação formou-se um corredor de deslizamento de areia causando o soterramento parcial de uma casa adjacente e ameaçando outra casa próxima e, por isso, o objetivo deste trabalho foi avaliar a cobertura vegetal após dez anos da implantação das técnicas de restauração nas áreas de topo e declive da duna para estabilizá-la.

Como o plantio direto seria a etapa que envolveria maior pisoteio da área, os autores a realizaram primeiro, com o plantio de 846 mudas das espécies *Lithrea brasiliensis*, *Schinus terebinthifolius*, *Calophyllum brasiliense*, *Gaylussacia brasiliensis*, *Enterolobium contortisiliquum*, *Inga uruguensis*, *Ocotea pulchella*, *Myrsine parvifolia*, *Eugenia umbelliflora*, *Gomidesia palustris* e *Psidium cattleyanum*. As mudas foram plantadas com espaçamento de 0,5 x 0,5 m, com a utilização de adubação orgânica e sendo irrigadas duas vezes ao dia durante os quatro primeiros meses de plantio. A área de plantio totalizou 600 m² na área de topo e 200 m² na área de declive, foi delimitada uma área controle para cada tratamento.

Em seguida foi feita a semeadura de *Panicum racemosum* e *Dodonaea viscosa* e o plantio de propágulos de espécies herbáceas como *Diodia radula* e *Senecio platensis*. Juntamente com a semeadura foi feita a transposição de plântulas dos arbustos pioneiros *D. viscosa* e *Baccharis* sp. remanejados de áreas próximas. Das 11 espécies introduzidas por mudas, *Eugenia umbelliflora*, *Myrsine parvifolia* e *Gaylussacia brasiliensis* não sobreviveram. *Diodia radula*, *Dodonaea viscosa*, *Panicum racemosum* e *Senecio platensis*, que foram semeadas ou transpostas mantiveram-se na área restaurada.

A área de topo apresentou cobertura vegetal de 53%, percentual maior que a área controle. A maior cobertura absoluta foi proporcionada por *Panicum racemosum*, *Dodonaea viscosa*, *Alchornea triplinervia* e *Senecio platensis*. A área de declive apresentou cobertura de 90%, valor próximo da área controle, com maior cobertura absoluta para *D. viscosa*, *Melinis minutiflora*, *Uruchloa* sp., *Diodia radula* e *O. tomentosum*. Apesar das espécies *Melinis minutiflora*, *Uruchloa* sp. e *O. tomentosum* não constarem na lista de espécies plantadas do experimento, os autores não indicaram como estas espécies surgiram. Das espécies semeadas sobreviveram *Panicum racemosum* e *Dodonaea viscosa*, *Alchornea triplinervia* e *Senecio platensis*. Os autores observaram que as mudas geraram maior diferença entre as áreas de topo, já que das 11 espécies introduzidas, 7 conseguiram se estabelecer. Enquanto que na área de declive apenas 3 se estabeleceram. As espécies introduzidas por semeadura e transplante contribuíram para a similaridade entre as áreas restauradas e as áreas controle. Com relação ao desenvolvimento estrutural da vegetação, a área de topo apresentou baixa cobertura com predomínio de espécies herbáceas e subarbustivas. A área de declive apresentou fisionomia de restinga arbustiva. Os autores consideraram que houve sucesso tanto nas técnicas de plantio direto quanto na de semeadura e transplante de mudas.

Em um estudo recente de Araújo *et al.* (2014) foi realizado o plantio direto de 61 mudas com espaçamento de 3 x 2 m, em uma duna no Parque da Cidade Dom Nivaldo Monte, em Natal, Rio Grande do Norte. Os autores avaliaram o crescimento das mudas nativas de nove espécies: *Anacardium occidentale*, *Tabebuia impetiginosa*, *Chorisia speciosa*, *Machaerium brasiliense*, *Amburana cearensis*, *Caesalpinia echinata*, *Eugenia uvalha*, *Campomanesia nerriflora* e *Allophylus edulis*. As mudas foram adubadas com 2 litros de esterco bovino curtido e irrigadas a cada dois dias.

Das 61 mudas plantadas, 49% dos indivíduos eram *Tabebuia impetiginosa*, *Chorisia speciosa* e *Allophylus edulis*; 29,5% dos indivíduos pertenciam às espécies *Machaerium brasiliense*, *Caesalpinia echinata* e *Eugenia uvalha*; e o restante às espécies *Campomanesia nerriflora*, *Amburana cearensis* e *Anacardium occidentale*. O plantio apresentou taxa de mortalidade de aproximadamente, 10% 120 dias após o plantio, sendo *Machaerium brasiliense* a espécie que apresentou maior mortalidade, próxima de 5%, seguida das espécies *Amburana cearensis*, *Chorisia speciosa* e *Caesalpinia echinata*, todas estas com mortalidade de 1,6%. A altura média das mudas aos 60 dias foi de 1,7 m, variando de 0,7 a 2,7 m e aos 120 dias, a média para os diâmetros foi de 20,3 mm, variando de 9,2 e 55,9 mm. Os autores observaram incremento negativo da altura nas espécies *Campomanesia nerriflora*, *Caesalpinia echinata* e *Machaerium brasiliense*, o que os autores associam às condições

edafoclimáticas das restingas. Contudo, no trabalho de Zamith & Scarano (2006), os autores associam o incremento negativo a danos na parte aérea das mudas causados por ventos.

Araújo *et al.* (2014) concluíram que as taxas de mortalidade foram baixas, que a espécie *Machaerium brasiliense* não é recomendada para recuperação de áreas com as condições edafoclimáticas de restinga devido à sua mortalidade nestes ambientes e que a espécie *Chorisia speciosa* é a mais recomendada pois apresentou bom crescimento.

As mudas implantadas neste experimento possuíam portes mais elevados, pois, segundo Primack & Rodrigues (2001), mudas com menor porte são mais adequadas para áreas menos degradadas e mudas de maior porte são mais adequadas para áreas mais degradadas, apesar de encarecer o projeto. As mudas de maior porte tendem a ser mais resistentes que mudas com menor porte (PRIMACK & RODRIGUES, 2001). Devido às condições adversas das restingas é aconselhável plantar mudas de maior porte em áreas mais degradadas.

Zamith & Scarano (2006) realizaram um experimento de restauração da vegetação arbustiva fechada sobre cordões arenosos com o plantio de mudas de *Tapirira guianensis* (Anacardiaceae), *Tabebuia chrysotricha* (Bignoniaceae) *Pseudobombax grandiflorum* (Bombacaceae), *Erythroxylum ovalifolium* (Erythroxylaceae), *Pera glabrata* (Euphorbiaceae), *Chamaecrista ensiformis*, *Senna australis*, e *S. Pendula* (Fabaceae); *Eugenia ovalifolia*, *E. sulcata*, *E. uniflora* e *Eugenia rostrata* (Myrtaceae), *Ouratea cuspidata* (Ochnaceae), *Tocoyena bullata* (Rubiaceae) e *Allophylus puberulus* e *Cupania emarginata* (Sapindaceae). numa restinga degradada no Parque Natural Municipal de Marapendi, na área urbana do município do Rio de Janeiro (RJ). Estas espécies foram selecionadas por ocorrerem em manchas remanescentes na região e pela disponibilidade de mudas. O espaçamento utilizado no plantio foi de 2,5 x 2,5 m. Das 4.700 mudas plantadas, 337 foram selecionadas aleatoriamente e monitoradas a partir dos 90 dias após o plantio, sendo 20 indivíduos para cada espécie, com exceção da *Pera glabrata*, pois só sobreviveram 17 mudas. Após dois anos de monitoramento os autores obtiveram 82% de sobrevivência considerando todas as espécies testadas, sendo que *Allophylus puberulus*, *Cupania emarginata*, *Eugenia uniflora*, *Ouratea cuspidata*, *Pera glabrata*, *Pseudobombax grandiflorum*, *Senna australis* e *Tocoyena bullata* obtiveram 100% de sobrevivência. Os autores observaram que as espécies *Allophylus puberulus*, *C. ensiformis*, *E. ovalifolium*, *E. ovalifolia*, *E. sulcata*, *E. uniflora*, *E. rostrata*, *S. pendula*, e *T. chrysotricha* não apresentaram aumento significativo na altura e comumente ocorriam incrementos individuais negativos. Não houve registro de dados para os ventos, porém os autores associam à quebra na parte aérea das mudas seguida de rebrota. Para as espécies *C. emarginata*, *E. rotundifolia*, *Ouratea cuspidata*, *Pera glabrata*, *P. grandiflorum*, *S. australis*, *T. guianensis*, e *T. bullata* apresentaram valores de crescimento positivos, sendo a *Senna australis* a espécie que apresentou melhor desempenho de crescimento total. Os resultados obtidos foram considerados animadores apesar da área do experimento representar uma pequena parte da área de restinga.

Foram utilizadas neste experimento estacas de bambu para a proteção contra o vento evitando, assim, o soterramento do plantio (ZANELLA *et al.*, 2010) e em outros trabalhos são utilizadas também para facilitar a visualização e evitar quebra das mudas no campo (ZAMITH & SCARANO, 2006), porém sua eficácia não foi testada nestes experimentos.

Seis de oito experimentos aqui analisados utilizaram o plantio direto de mudas como estratégia de restauração e, em alguns casos, o crescimento foi favorecido nos trabalhos de restauração com utilização de adubação orgânica e irrigação, conforme observado nos trabalhos de Carvalho & Oliveira-Filho (1993), Zamith & Scarano (2006), Zanella *et al.* (2010) e Araújo *et al.* (2014). A adubação e irrigação na fase inicial dos plantios criam condições favoráveis para o estabelecimento e crescimento, proporcionando uma cobertura de solo mais rápida quando comparado às condições naturais. Seis dos oito experimentos

pesquisados utilizaram a adubação nas mudas utilizadas. Porém, os únicos autores que destacaram diferentes performances das espécies sugerindo que algumas são mais indicadas do que outras para uso nas etapas iniciais da restauração foram Zamith & Scarano (2010). Estas informações certamente são relevantes para futuras ações de restauração em áreas semelhantes e devem ser validadas em novas iniciativas.

Contudo, Zamith & Scarano (2006) observaram que mesmo com os estes tratamentos algumas espécies ainda apresentavam crescimento lento, sendo necessários mais estudos, inclusive sobre a fisiologia destas espécies, para conhecer as possíveis explicações para esta resposta.

Bechara (2003, 2006) testou algumas estratégias de restauração focadas no aproveitamento do potencial de regeneração natural ainda existente nas áreas impactadas de dunas, como enleiramento de galharia, implantação de poleiros artificiais e transposição de solo. Estas técnicas visam estimular núcleos de regeneração, podendo ser consideradas como técnicas de nucleação (REIS *et al.*, 2003, 2014). Todos os experimentos foram realizados no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, Santa Catarina. O enleiramento de galharias foi feito com resíduo florestal de *Pinus* sp., espécie exótica que invadiu a área do Parque. Logo após a colheita, os resíduos encontravam-se espalhados por toda a área formando uma barreira para a regeneração natural, problema minimizado após a formação de leiras, que acompanharam as trilhas de arraste das toras. As leiras protegeram a área da invasão de *Pinus* e atraíram lagartos e aves, que buscavam insetos como alimento. O autor utilizou árvores de *Pinus*, mortas por anelamento, como poleiros e concluiu que estes foram locais atrativos para a fauna funcionando como agentes nucleadores de diversidade com alta dispersão de sementes. Segundo Bechara (2006), a densidade de sementes na base dos poleiros foi estatisticamente maior que em áreas abertas. Foi utilizado também como poleiro o bambu, que tem como desvantagem a rápida degradação e, por isso, é necessário colocar a cada ano um novo poleiro em locais diferentes para conseguir novos pontos de nucleação (BECHARA, 2006). O autor observou que as árvores adultas mortas em pé se mostraram como melhores tipos de poleiros, devido ao seu destaque na paisagem, além de atrair insetos durante sua decomposição, que servem de alimento para algumas aves dispersoras de sementes. Para Martins *et al.* (2008), a avaliação do banco de sementes de uma área constitui uma alternativa econômica e relativamente rápida para a elaboração de estratégias para a aceleração do processo de sucessão ecológica. Segundo Tres *et al.* (2007), o banco e a chuva de sementes expressam a dinâmica natural da vegetação e ajudam a compreender os processos ecológicos ocorrentes na área e, conseqüentemente, tornam possível a elaboração de estratégias adequadas para a restauração.

Bechara (2006) observou que no método de transposição do solo, a área de restinga em estudo apresentou rápido recobrimento do solo por herbáceas, que atraíram a fauna polinizadora e dispersora de sementes. Concluindo que este método é importante não só para o rápido recobrimento do solo como para a restituição do banco de sementes, porém necessita de monitoramento a fim de evitar o estabelecimento de espécies exóticas via transposição de solo. Já no primeiro ano houve a formação de um banco de sementes após a retirada do *Pinus* e no sexto mês a restituição da chuva de sementes.

Silva (2012) avaliou o estabelecimento de mudas nativas plantadas com técnicas de nucleação em uma área de restauração de 20 ha na restinga de Grussaí – Iquipari, São João da Barra, RJ, pelo empreendimento Porto do Açú. Foram montados anéis de plantas de modo que as pioneiras permanecessem nas bordas dos anéis e as espécies de estágios de sucessão mais avançado no interior do anel. O espaçamento entre cada anel foi de 14 metros e 22 metros por linha de anéis, totalizando ao longo dos quatro setores da área do experimento 27 linhas. Também foi utilizado bambu para evitar danos causados por ventos. Foram monitorados 48 anéis ao longo de duas linhas de um mesmo setor na área seca, totalizando

2.821 mudas pertencentes a 37 espécies, apresentando altura média de 0,5 m. As mudas passaram por métodos de rustificação para suportar as condições de restinga, porém o autor não citou quais métodos. Foram monitoradas 655 mudas, das quais 275 morreram, a média de mudas para cada anel foi 21,8. Os autores não indicaram quais as possíveis causas da mortalidade das mudas. As espécies mais abundantes foram *Inga cf. maritima*, que apresentou maior número de indivíduos, *Schinus terebinthifolius* e *Cecropia pachystachya*. Após nove meses do plantio as mudas apresentaram altura média de 0,4 m e diâmetro de base 9,5 mm.

3.2 Áreas inundáveis

Zamith & Scarano (2010) testaram nove espécies arbustivas e arbóreas num experimento de restauração de floresta inundável numa área inundada de 0,5 ha novamente no Parque Natural Municipal de Marapendi. As espécies *Ilex amara*, *Tabebuia cassinoides*, *Alchornea triplinervia*, *Miconia cinnamomifolia*, *Miconia staminea*, *Calypttranthes brasiliensis*, *Myrcia multiflora*, *Psidium cattleianum* e *Myrsine rubra* foram escolhidas por ocorrerem nas florestas inundáveis da região e pela disponibilidade de mudas no viveiro local. Esta área foi degradada por incêndios, extração de areia, plantio de *Eucalyptus* sp. e ocupação urbana no entorno. Os autores formularam a hipótese de que mudas com maior altura, adubadas e submetidas a um menor tempo de inundação teriam maior sobrevivência e maior taxa de crescimento. A variação do lençol freático foi monitorada durante dois anos, resultando em $38,3 \pm 3,3$ cm abaixo e $15,4 \pm 2,2$ cm acima da superfície do solo, variando em média 53,7 cm.

Árvores de *Casuarina equisetifolia* e gramíneas invasoras foram removidas antes do plantio. As covas tiveram dimensões de 40 x 40 x 40 cm e no tratamento “plantio em montes” foram abertas sobre elevações de cerca de 10 cm de altura, criadas com o substrato local e, no caso do tratamento específico, juntamente com a adubação. O “plantio em montes” permitiu que o colo das mudas ficasse mais tempo livre da inundação (ver detalhes em Zamith & Scarano 2010). O efeito da adubação com esterco de gado bovino curtido, foi testado na quantidade de 30 L, 15 L e 0 L por cova. Foi testado também o efeito do tamanho inicial da muda na sobrevivência e no crescimento. Os autores concluíram que, devido à variação interespecífica, as espécies avaliadas devem ser examinadas caso a caso. Após três anos de monitoramento, os autores observaram que *Psidium cattleianum* e *Calypttranthes brasiliensis* apresentaram menor sobrevivência para períodos longos de inundações, para as outras espécies não houve efeito do tratamento. A duração do alagamento do colo das mudas apresentou interação positiva com o crescimento em altura. Segundo os autores, a fase de estabelecimento de plantas é uma fase sensível à inundação e a introdução de mudas mais altas promove melhores resultados, pois a tolerância à inundação tende a aumentar com a idade. As mudas das espécies *C. brasiliensis*, *P. cattleianum* e *Myrcia multiflora* plantadas com maior porte apresentaram maior sobrevivência do que mudas de menor porte. Comparando os parâmetros de crescimento das espécies estudadas com relação à altura, diâmetro basal e área de copa, *Myrsine rubra* apresentou melhor desempenho, seguida por *T. cassinoides*, *C. brasiliensis*, *P. cattleianum* e *Myrcia multiflora*. Das nove espécies testadas, apenas *Myrsine rubra*, *T. cassinoides* e *C. brasiliensis* foram consideradas aptas para as etapas iniciais.

Silva (2012) testou as mesmas técnicas de nucleação descritas para áreas não inundáveis em áreas sujeitas a alagamento na restinga de Grussaí – Iquipari, São João da Barra, RJ, obtendo resultados melhores que os da área seca. Nestas áreas inundáveis foram analisados 811 indivíduos de 29 espécies, das quais 119 mudas morreram, restando a média de 27 mudas vivas por anel. A taxa média de sobrevivência por anel foi de 90%. Após nove meses de plantio, a altura média foi de 0,8 m e o diâmetro médio foi de 17,6 mm. *Schinus*

terebinthifolius e *Cecropia pachystachya* foram as espécies mais abundantes tanto na área inundada como na área seca. Outros autores levantados na discussão desta publicação indicam que estas três espécies ocorrem em áreas úmidas, o que confirma que conhecer a ecologia das espécies que serão utilizadas na restauração é de relevante importância.

Os experimentos analisados nesta revisão foram conduzidos em áreas menores ou iguais a 1 ha, tendo como única exceção o trabalho de Carvalho & Oliveira-Filho (1993), no qual a área da duna de rejeito restaurada foi de 5 ha e Silva (2012), com 20 ha. Como existe a demanda para a restauração de áreas extensas, é importante que sejam feitos trabalhos em áreas maiores, visto que com o aumento de escala, estes resultados podem ser diferentes. Adicionalmente é importante que seja considerada a viabilidade de aplicação de determinadas estratégias em larga escala, por conta dos custos financeiros envolvidos.

Um ponto importante a ser considerado é que são necessários mais estudos em outras áreas, uma vez que é importante a restauração dos diferentes habitats de restinga. A maioria dos estudos levantados abordava a restauração ecológica em dunas e cordões arenosos (Fig. 3). Cinco foram realizados em dunas e três em cordões arenosos.

Sete dos oito experimentos foram realizados em áreas não inundáveis (Fig. 3). Em áreas inundadas, onde a restauração ecológica pode ser fundamental, já que são ambientes que apresentam dificuldade de regeneração natural e baixa resiliência a perturbações (SCARANO, 2006), ainda existem relativamente poucos estudos.



Figura 3. Mapa com as publicações levantadas e suas respectivas localizações aproximadas. Adaptado de Google Maps (2013).

É possível que existam estudos em mais áreas de restinga como, por exemplo, no estado da Bahia e São Paulo, mas que não foram encontrados possivelmente porque não foram publicados ou por não estarem disponíveis na internet. Experimentos realizados por empresas privadas, por exemplo, podem não ter sido publicados, o que dificulta, em parte, o levantamento de informações atuais. Por isso, é preciso uma busca mais aprofundada sobre o assunto.

Nas publicações levantadas, o número de restaurações em restingas com técnicas de nucleação é ainda pequeno, quando comparado com as que utilizaram plantio direto de mudas, a estratégia mais utilizada.

Os resultados tem mostrado que a estratégia do plantio direto pode ser eficaz apesar do tempo curto de monitoramento para alguns trabalhos. LR Zamith (comunicação pessoal) afirma que em plantios na restinga é freqüente que as espécies persistam nas áreas em períodos que podem exceder a 1 ano, com reduzidas taxas de crescimento e posteriormente a mortalidade aumenta consideravelmente, enfatizando a necessidade de monitoramentos por períodos bem mais longos que os usuais. Nesta revisão apenas os experimentos de Carvalho & Oliveira-Filho (1993), Zamith & Scarano (2006; 2010) e Zanella *et al.* (2010) foram monitorados por um período igual ou superior a dois anos. O curto período de monitoramento possivelmente produz resultados incertos, onde vários dos indicadores de sucesso de uma ação de restauração ainda não podem ser avaliados, sendo os resultados destes estudos de curto prazo pouco aplicáveis em maior escala.

Segundo SER (2004), existem alguns atributos que podem ser usados como base para determinar se a restauração foi completada. São eles:

“1 – O ecossistema restaurado contém um conjunto característico de espécies que ocorrem em ecossistemas de referência e que provém uma estrutura de comunidade apropriada.

2 – O ecossistema restaurado consiste de espécies nativas na maior extensão possível. Em ecossistemas culturais restaurados, podem ser permitidas espécies exóticas domesticadas, ruderais não invasivas e segetais que presumivelmente coevoluíram com eles. Ruderais são plantas que colonizam áreas perturbadas e segetais tipicamente crescem junto com espécies cultivadas.

3 – Todos os grupos funcionais necessários para o desenvolvimento contínuo e/ou estabilidade do ecossistema restaurado estão representados ou, se não forem, os grupos faltantes têm o potencial de colonizar por meios naturais.

4 – O ambiente físico do ecossistema restaurado é capaz de sustentar suficientes populações reprodutivas de espécies para sua estabilidade continuada ou desenvolvimento ao longo da trajetória desejada.

5 – O ecossistema restaurado aparentemente funciona normalmente para seu estágio ecológico de desenvolvimento e não há sinais de disfunção.

6 – O ecossistema restaurado é adequadamente integrado em uma ampla paisagem ou matriz ecológica que interage através de trocas e fluxos bióticos e abióticos.

7 – Ameaças potenciais da paisagem circundante à saúde e integridade do ecossistema restaurado foram eliminadas ou reduzidas ao máximo possível.

8 – O ecossistema restaurado é suficientemente resiliente para suportar eventos estressantes normais e periódicos no ambiente local que servem para manter a integridade do ecossistema.

9 – O ecossistema restaurado é auto-sustentado no mesmo grau que seu ecossistema de referência e tem o potencial de persistir indefinidamente sob as condições ambientais existentes. Não obstante, aspectos da sua biodiversidade, estrutura e funcionamento podem mudar como parte do desenvolvimento normal de um ecossistema, e podem flutuar em resposta a estresses periódicos normais e perturbações ocasionais de maior conseqüência. Assim como em qualquer ecossistema intacto, a composição de espécies e outros atributos dos ecossistemas restaurados podem evoluir conforme mudem as condições ambientais.”

Estes atributos podem avaliar o sucesso ou fracasso de um projeto de restauração, contudo todas essas avaliações podem ser bastante onerosas, pois necessitam de vários anos de monitoramento em vez de cinco anos, que é geralmente o tempo máximo dos

monitoramentos (RUIZ-JAEN & AIDE, 2005). Por isso, na prática, os estudos geralmente avaliam a diversidade, estrutura da vegetação e processos ecológicos como reserva de nutrientes e matéria orgânica no solo e com estas avaliações é possível prever a direção da sucessão (RUIZ-JAEN & AIDE, 2005). Segundo revisão de Ruiz-Jaen & Aide (2005), a riqueza de espécies vegetais e artrópodes foram os indicadores mais comuns usados para avaliar a recuperação da diversidade.

Para avaliação da estrutura da vegetação os indicadores mais utilizados foram a cobertura vegetal, densidade, biomassa e altura e, finalmente, para avaliação dos processos ecológicos foram mais utilizadas as reservas de nutrientes e matéria orgânica no solo (RUIZ-JAEN & AIDE, 2005). Dos estudos utilizados nesta revisão, Carvalho & Oliveira-Filho (1993), Zanela *et al.* (2010) e Zamith & Scarano (2010) utilizaram a cobertura vegetal para avaliar a estrutura da vegetação. Estudos sobre estrutura de vegetação de restingas também podem ser encontrados nos trabalhos de Assumpção & Nascimento (2000), Pimentel *et al.* (2002), Scarano (2002) e Guedes (2006), que podem ser usados como referência em estudos de restauração.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Pode-se considerar que os experimentos aqui discutidos apresentaram certo sucesso através do uso de estratégias provavelmente desenvolvidas após diversas tentativas e erros. Apesar de cada erro ser importante para aprimorar metodologias e técnicas, é necessário que estes sejam evitados ao máximo para obter eficiência no processo de restauração e evitar desperdício de recursos.

Primack & Rodrigues (2001) levantaram alguns estudos sobre a restauração de áreas degradadas e extraíram deles alguns erros comuns nos projetos. O primeiro erro citado foi o uso de espécies nativas de florestas maduras e bem conservadas de áreas próximas. Os autores alertam que esta prática pode ser um equívoco, uma vez que espécies nestas condições podem não tolerar pleno sol ou não conseguirem se desenvolver, pois em áreas degradadas a disponibilidade de nutrientes é menor. Além disso, é aconselhável que se conheça bem o local a ser trabalhado, que as pessoas que moram ou transitam perto do local sejam consultadas e que se frequente bastante o local antes de implantar o projeto para que todas as fontes de possíveis problemas sejam conhecidas.

Estes mesmos autores ainda indicam o plantio em módulos, formados por espécies de hábitos diferentes, combinando o crescimento rápido das pioneiras com a longevidade das secundárias e tardias, porém, é um método complexo a ser implantado em larga escala.

Outro ponto importante levantado por estes autores é o receio dos profissionais em realizar plantios com baixa riqueza de espécies, o que seria infundado, pois a floresta pode ser enriquecida através do transporte de sementes pela avifauna ou vento. Neste caso, o uso de plantas atrativas para a avifauna e outros dispersores de sementes de restinga juntamente com a técnica de poleiros poderia aumentar a riqueza de espécies do local a ser restaurado.

Um fator importante que pode prejudicar o sucesso futuro de uma ação de restauração é a falta de polinizadores. Reis (2008) enfatiza a importância dos polinizadores e afirma que estudos de ecologia de polinização em espécies arbóreas revelaram que as espécies pioneiras apresentam polinizadores generalistas e comuns, enquanto que as espécies de estágios mais avançados apresentam polinizadores mais especialistas e raros. Segundo o autor, com relação a este fato, podem surgir problemas de polinização nos casos da área restaurada ser distante das áreas remanescentes pouco perturbadas e para as espécies de estágios mais avançados. Estes problemas poderiam ser resolvidos com a transferência de polinizadores de áreas

remanescentes para a área restaurada, desde que o ambiente forneça as condições necessárias para estabelecimento e manutenção de suas populações.

No referencial teórico elaborado em 2007 pelo Laboratório de Ecologia de Restauração Florestal – LERF, consta que em alguns projetos de restauração é usada uma proporção equivocada de espécies de diferentes grupos ecológicos, havendo mais espécies pioneiras para uma rápida cobertura de solo e rapidez na formação da fisionomia florestal. Com isso, há perdas com relação à riqueza de espécies, pois ocorre a morte destes indivíduos das espécies pioneiras devido à senescência precoce, tornando o ambiente desfavorável para o estabelecimento das espécies secundárias ou tardias.

Primack & Rodrigues (2001) citam fatores como o custo, disponibilidade de sementes, irrigação de plantas, quantidade de fertilizantes e a preparação do solo, que podem se tornar essenciais para o sucesso de um projeto de restauração de uma área degradada utilizando o plantio direto. No município do Rio de Janeiro, são poucas as unidades de conservação que protegem as áreas de restingas e as vegetações que se estabelecem em solos bem drenados ocorrem em pequenos fragmentos, tornando-as mais vulneráveis às perturbações. Estes dois fatos resultam em pouca disponibilidade de sementes de algumas espécies (ZAMITH & SCARANO, 2004). Considerando ainda que existam poucos viveiros no Brasil que produzem mudas de restingas, o custo de transporte das mudas torna-se maior quanto maior a distância entre o local de restauração e o viveiro. Uma possível solução para este problema seria o incentivo de novas pesquisas sobre a fisiologia de espécies de restingas nestes ecossistemas e de produção de mudas nos viveiros em áreas próximas à costa.

Primack & Rodrigues (2001) citam ainda que um dos principais fatores limitantes para a restauração de uma área degradada é o limitado crescimento das plantas. A utilização de adubação nos plantios apresentou bons resultados nos experimentos de Carvalho & Oliveira-Filho (1993), Zamith & Scarano (2006), Zanella *et al.* (2010) e Araújo *et al.* (2014), mas certamente ainda é preciso avançar muito nas pesquisas sobre tipos e quantidades de adubação apropriadas para as ações de restauração nas diferentes formações de restinga e envolvendo diferentes estratégias metodológicas.

Para viabilizar todas estas pesquisas seria fundamental um maior envolvimento do poder público e de empresas, principalmente aquelas que em suas atividades promovem a destruição do patrimônio natural.

Os desafios que ainda existem estão relacionados às lacunas a serem preenchidas nas futuras pesquisas na restauração ecológica das diferentes formações de restinga são a incorporação do conceito de diversidade genética (BRANCALION *et al.*, 2007a), inserção de outras formas de vida além das espécies vegetais herbáceas, arbustivas e arbóreas (BELLOTO *et al.*, 2007a), aplicação do conceito de grupos funcionais com a busca do conhecimento da biologia das espécies utilizadas e entendimento dos processos reprodutivos nas áreas em restauração (BELLOTO *et al.*, 2007b), além de uma visão ecossistêmica no processo de restauração (BRANCALION *et al.*, 2007c).

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBUQUERQUE, L. B.; ALONSO, A. M.; AQUINO, F. de G.; REATTO, A.; SOUSA-SILVA, J. C.; LIMA, J. E. F. W.; SOUSA, A. C. da S. A. de; SOUSA, E. dos S.

Restauração ecológica de matas ripárias: uma questão de sustentabilidade. Brasília: Embrapa Cerrados, 2010. (Documentos 295)

AMADOR, E. S. Aspectos ambientais associados à extração de areia do litoral do estado do Rio de Janeiro – Praias e Restingas. **Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ**, vol. 11, 59-72. 1988.

ANDRADE, A. G. de; TAVARES, S. R. L.; COUTINHO, H. L. C. Contribuição da serrapilheira para recuperação de áreas degradadas e para manutenção da sustentabilidade de sistemas agroecológicos. **Informe Agropecuário**, v. 24, n.220, p.55-63, 2003.

ARAÚJO, D. S. D. **Análise Florística e Fitogeográfica das Restingas do Estado do Rio de Janeiro**. 2000. Tese (Doutorado em Ecologia) – UFRJ, Rio de Janeiro, 2000.

ARAÚJO, L. H. B. de; NÓBREGA, C. C. da; SILVA, R. A. R.; GUERRA, C. A. G.; SANTANA, J. A. S. Comportamento de mudas de espécies florestais em projeto de Restauração Ecológica sobre área de dunas em Natal, RN. **ACSA – Agropecuária Científica no Semi-Árido**, v.10, n.1, p.122-127, 2014.

ASSUMPÇÃO, J.; NASCIMENTO, M. T. Estrutura e composição florística de quatro formações vegetais de restinga no complexo lagunar Grussaí/Iquipari, São João da Barra, RJ, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.14, n.3, p.301-315, 2000.

BECHARA, F. C. **Restauração ecológica de restingas contaminadas por *Pinus* no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC**. 2003. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – UFSC, Florianópolis, 2003.

BECHARA, F. C. **Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: floresta estacional semidecidual, cerrado e restinga**. 2006. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – USP, Piracicaba, 2006.

BECKMAN, M.; WEHRDEN, H. von. Where you search is what you get: literature mining – Google Scholar versus Web of Science using a data set from a literature search in vegetation science. **Journal of Vegetation Science**, v.23, p. 1197-1199.

BELLOTTO, A.; RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G. Inserção de outras formas de vida nas áreas em restauração. In: LABORATÓRIO DE ECOLOGIA E RESTAURAÇÃO FLORESTAL – LERF. **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: Referencial teórico**. Piracicaba: USP, 2007a. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/73C36E90/Documento_geral_PACTO.pdf>. Acesso em 10 jun 2015.

BELLOTTO, A.; RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G. Aplicação do conceito de grupos funcionais, buscando conhecer a biologia das espécies utilizadas e o entendimento dos processos reprodutivos nas áreas em restauração. In: LABORATÓRIO DE ECOLOGIA E RESTAURAÇÃO FLORESTAL – LERF. **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: Referencial teórico**. Piracicaba: USP, 2007b. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/73C36E90/Documento_geral_PACTO.pdf>. Acesso em 10 jun 2015.

BRANCALION, A.; RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G. Incorporação do conceito de diversidade genética. In: LABORATÓRIO DE ECOLOGIA E RESTAURAÇÃO FLORESTAL – LERF. **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica:**

Referencial teórico. Piracicaba: USP, 2007a. Disponível em:

<http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/73C36E90/Documento_geral_PACTO.pdf>. Acesso em 10 jun 2015.

BRANCALION, A.; RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G. Plantio de árvores nativas brasileiras com baixa diversidade florística e com a inserção da sucessão florestal. In: LABORATÓRIO DE ECOLOGIA E RESTAURAÇÃO FLORESTAL – LERF. **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: Referencial teórico.** Piracicaba: USP, 2007b. Disponível em:

<http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/73C36E90/Documento_geral_PACTO.pdf>. Acesso em 10 jun 2015.

BRANCALION, A.; RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G. Visão ecossistêmica da restauração florestal. In: LABORATÓRIO DE ECOLOGIA E RESTAURAÇÃO FLORESTAL – LERF. **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: Referencial teórico.** Piracicaba: USP, 2007c. Disponível em:

<http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/73C36E90/Documento_geral_PACTO.pdf>. Acesso em 10 jun 2015.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal.

Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/Ccivil_03/LEIS/L4771.htm>. Acesso em 16 jun 2015.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, §1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.htm>. Acesso em 27 maio 2015.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em:

<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm>. Acesso em 27 junho 2015.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 261 de 30 de junho de 1999. Aprova parâmetro básico para análise dos estágios sucessivos de vegetação de restinga para o Estado de Santa Catarina. D.O.U. nº 146, de 02 de agosto de 1999.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 303 de 20 de março de 2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. D.O.U. nº 90, de 13 de maio de 2002.

BRESOLIN, A. **Flora da restinga de Santa Catarina.** Trabalho (Professor Titular) - UFSC, Florianópolis, dezembro de 1979.

ESPÍNDOLA, M. B.; BECHARA, F. C.; BAZZO, M. S.; REIS, A. Recuperação ambiental e contaminação biológica: aspectos ecológicos e legais. **Biotemas**, v.18, n.1, p.27-38, 2005.

- FERREIRA, P. F. **A vegetação arbustiva aberta numa área de restinga que sofreu impacto da extração de areia no Parque Estadual Paulo César Vinha – PEPCV**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Centro Universitário Vila Velha, Vila Velha, 16 de setembro de 2011.
- FREITAS, M. A. P. de. **Zona costeira e meio ambiente: aspectos jurídicos**. Curitiba: Juruá, 2011.
- GUEDES, D.; BARBOSA, L. M.; MARTINS, S. E. Composição florística e estrutura fitossociológica de dois fragmentos de floresta de restinga no Município de Bertioga, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.20, n.2, p.299-311, 2006.
- HENTSCHEL, R. L. **Gradiente vegetacional, variáveis ambientais e restauração na restinga da Praia do Ouvidor, Garopaba, Santa Catarina**. 2008. Dissertação (Mestrado em Ciências: Botânica) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 18 de abril de 2008.
- LACERDA, L. D.; ARAÚJO, D. S. D.; MACIEL, N. C. Dry coastal ecosystems of the tropical Brazilian coast. Pp. 477-493. In: E. van der Maarel (Ed.). **Ecosystems of the world 2B: Dry Coastal Ecosystems: Africa, America, Asia and Oceania**. Amsterdam: Elsevier, 1993.
- LUBKE, R. A.; AVIS, A. M. A review of the concepts and application of rehabilitation following heavy mineral dune mining. **Marine Pollution Bulletin**, v.37, n.8-12, p.546-557, 1998.
- MARDEGAN, S. F. **Concentração de N e $\delta^{15}\text{N}$ em formações vegetais que ocorrem sobre solos arenosos no Brasil**. Piracicaba: Universidade de São Paulo – Campus “Luiz de Queiroz”. 2013. 29 slides. Disponível em: < <http://slideplayer.com.br/slide/345806/>>. Acesso em 03 jun. 2015.
- MARTINS, M. L. L. Fitofisionomia das formações vegetais da Restinga da Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaibim, Valença, Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v.10, n.1, p.66-73, 2012.
- MARTINS, S. V.; ALMEIDA, D. P.; FERNANDES, L. V.; RIBEIRO, T. M. Banco de sementes como indicador de restauração de uma área degradada por mineração de caulim em Brás Pires, MG. **Revista Árvore**, v.32, n.6, p.1081-1088, 2008.
- MELLO-FILHO, L. E. de. A Floresta Atlântica. In: Monteiro, S. & Kaz, L. (coords.) **Floresta Atlântica – Textos científicos**. Rio de Janeiro: Alumbamento, 1991/1992.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Gerência de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros. **Panorama da Conservação dos Ecossistemas Costeiros e Marinhos no Brasil**. Brasília: MMA/SBF/GBA, 2010. 148p.
- OLIVEIRA, J. R. G.; SOUZA, R. G.; SILVA, F. S. B.; MENDES, A. S. M.; YANO-MELO, A. M. O papel da comunidade de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) autóctones no desenvolvimento de espécies vegetais nativas em área de dunas de restinga revegetadas no litoral do Estado da Paraíba. **Revista Brasileira Botânica**, v.32, n.4, p.663-670, 2009.

PIMENTEL, M. C. P.; BARROS, M. J.; CIRNE, P.; MATTOS, E. A. de; OLIVEIRA, R. C.; PEREIRA, M. C. A.; SCARANO, F. R.; ZALUAR, H. L. T.; ARAUJO, D. S. D. Spatial variation in the structure and floristic composition of “restinga” vegetation in the southeastern Brazil. **Revista Brasileira Botânica**, v.30, n.3, p.543-551, 2007.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina: E. Rodrigues, 2001.

REIS, A. **Apostila de restauração ambiental sistêmica do Laboratório de Ecologia Florestal**. Florianópolis: UFSC, 2008.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPÍNDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K.; SOUZA, L. L. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, v.1, n.1, p.28-36, 2003.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R.; TRENTIN, B. E. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, v.24, n.2, p.509-519, 2014.

RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil. aspectos sociológico e florísticos**. V. 2. São Paulo: Hucitec, 1979.

ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; VAN SLUYS, M.; ALVES, M. A. S.; JAMEL, C. E. The remnants of restinga habitats in the Brazilian Atlantic Forest of Rio de Janeiro state, Brazil: habitat loss and risk of disappearance. **Brazilian Journal of Biology**, v.67, n.2, p.263-273, 2007.

RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experiences in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v.142, n.6, p.1242-1251, 2009a.

RUIZ-JAEN, M. C.; AIDE, T. M. Restoration success: how is it being measured? **Restoration Ecology**, v. 13, n.3, p. 569-577, 2005.

SÁ, C. F. C. de. Regeneração de um trecho de floresta de restinga na Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá, Saquarema, Estado do Rio de Janeiro: II-Estrato arbustivo. **Rodriguésia**, v.53, n.82, p.5-23, 2002.

SATO, C. A.; CASAGRANDE, J. C.; REIS-DUARTE, R. M.; SOARES, M. R. Fertilidade do solo e composição mineral de espécies arbóreas de restinga. In: V SIMPÓSIO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA - Políticas públicas para a restauração ecológica e conservação da biodiversidade. **Anais...** São Paulo: SMA, 2013. p. 187-199.

SCARANO, F. R. Plant community structure and function in a swamp forest within the Atlantic rain forest complex: a synthesis. **Rodriguésia**, v.53, n.3, p.491-502, 2006.

SCARANO, F. R. Structure, Function and Floristic Relationships of Plant Communities in Stressful Habitats Marginal to the Brazilian Atlantic Rainforest. **Annals of Botany**, v.90, p.517-524, 2002.

SCHERER-WIDMER, M. Dune revegetation with native species of *Restinga* on the southern coast of Brazil. **Journal of Coastal Research**, v.34, (ICS 2000 New Zealand), 2001.

SECRETARIA DE ESTADO DO AMBIENTE – SEA. **Mosaicos do Rio de Janeiro: Integrando a gestão do território fluminense**. 2013. Disponível em: <<http://download.rj.gov.br/documentos/10112/1632955/DLFE-61603.pdf/MOSAICOSDA MATA.pdf>>. Acesso em 06 jun. 2015.

SILVA, G. D. F. **Avaliação do estabelecimento de mudas nativas em áreas de restauração ecológicas na RPPN Caruara – Restinga do complexo lagunar Grussaí-Iquipari, RJ**. 2012. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas). Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro – UENF, Campos dos Goytacazes, 22 de novembro de 2012.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL SCIENCE & POLICY WORKING GROUP. **Fundamentos de Restauração Ecológica**. Tradução Efraim Rodrigues. 2004. Disponível em: <http://www.efraim.com.br/SER_Primer3_em_portugues.pdf>. Acesso em 15 maio de 2015.

S.O.S. MATA ATLÂNTICA. **Mar**. 2015. Disponível em Mar: <<http://www.sosma.org.br/nossacausa/mar-e-costa/>>. Acesso em 06 abr 2015.

S.O.S. MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2011-2012**. São Paulo, 2013. (Relatório Técnico) 61 p. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2013/06/atlas_2011-2012_relatorio_tecnico_2013final.pdf>. Acesso em 09 jun 2015.

SOUZA, C. R. de G.; HIRUMA, S. T.; SALLUN, A. E. M.; RIBEIRO, R. R.; SOBRINHO, J. M. A. **“Restinga”: Conceitos e empregos do termo no Brasil e Implicações na Legislação Ambiental**. 1ª ed. São Paulo: Instituto Geológico, 2008.

SUGUIO, K.; TESSLER, M. G. Planícies de cordões litorâneos quaternários do Brasil: origem e nomenclatura. In: Lacerda, L.D; Araújo, D.S.D.; Cerqueira, R.; Turcq, B. (orgs.) **Restingas: origem, estrutura e processos**. Niterói: CEUFF, 1984.

TRES, D. R.; SANT’ANNA, C. S.; BASSO, S.; LANGA, R; RIBAS JÚNIOR, U.; REIS, A. Banco e chuva de sementes como indicadores para a restauração ecológica de matas ciliares. **Revista Brasileira de Biociências**, v.5, p.309-311, 2007.

VIEIRA, N. K.; REIS, A. O papel do banco de sementes na restauração de áreas degradadas. In: Seminário Nacional Degradação e Recuperação Ambiental – Perspectiva Social. Foz do Iguaçu, **Anais...** Foz do Iguaçu: [s.n.], 2003. Disponível em: <[www2.esalq.usp.br/departamentos/lpv/lpv672/semana 3/7 – referencia – regeneracao de areas degradadas.pdf](http://www2.esalq.usp.br/departamentos/lpv/lpv672/semana%203/7-referencia-regeneracao-de-areas-degradadas.pdf)>. Acesso em: 12 maio 2015.

YARRANTON, G. A.; MORRISON, R. G. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **Journal of Ecology**, v.62, n.2, p.417-428, 1974.

ZAMITH, L. R.; SCARANO, F. R. Produção de mudas de espécies de restinga no município do Rio de Janeiro, RJ, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.18, n.1, p.161-176, 2004.

ZAMITH, L. R.; SCARANO, F. R. Restoration of a coastal swamp forest in southeast Brazil. **Wetlands Ecology and Management**, v.18, p.435-448, 2010.

ZAMITH, L. R.; SCARANO, F. R. Restoration of a restinga sandy coastal plain in Brazil: survival and growth of planted woody species. **Restoration Ecology**, v.14, n.1, p.87-94, 2006.

ZANELLA, N. R. Z.; PRUDENCIO, M.; CASTELLANI, T. T. Análise da cobertura vegetal em duna semifixa dez anos após a aplicação de técnicas de restauração no Parque Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição, Florianópolis, Santa Catarina. **Revista Biotemas**, v.23, n.3, p.49-58, 2010.