

ISBN 978-85-62811-01-2

**PERSPECTIVAS SISTÊMICAS
PARA A CONSERVAÇÃO
E RESTAURAÇÃO AMBIENTAL:
DO PONTUAL AO CONTEXTO**

Coordenadores:

Deisy Regina Tres

Ademir Reis



Itajaí - 2009

1ª Edição

PERSPECTIVAS SISTÊMICAS PARA A CONSERVAÇÃO E RESTAURAÇÃO AMBIENTAL: DO PONTUAL AO CONTEXTO

1ª. edição

Itajaí - 2009

Coordenadores

Deisy Regina Tres

Ademir Reis

Editora:



www.lras.ufsc.br



www.cnpq.br

Editora Herbário Barbosa Rodrigues

1ª. edição: 2009

É PROIBIDO COMERCIALIZAR ESTE LIVRO. TODOS OS DIREITOS DE IMPRESSÃO SÃO PRESERVADOS AO HERBÁRIO BARBOSA RODRIGUES – HBR.

ESTE LIVRO FICARÁ DISPONÍVEL PARA CÓPIAS INDIVIDUAIS NO TODO OU EM SUAS PARTES ATRAVÉS DOS SITES DO LABORATÓRIO DE RESTAURAÇÃO SISTEMICA – LRAS (www.lras.ufsc.br) e do HERBÁRIO BARBOSA RODRIGUES (a ser criado).

Catálogo na fonte pela Biblioteca Universitária da Universidade Federal de Santa Catarina

P374 Perspectivas sistêmicas para a conservação e restauração ambiental : do pontual ao contexto / Deisy Regina Tres, Ademir Reis –
1. ed. - Itajaí : Herbário Barbosa Rodrigues ,
2009.

374 p.: il. , grafs., tabs., mapas

Inclui referências

ISBN: 978-85-62811-01-2

1. Conservação da natureza . 2. Recuperação ambiental. 3. Ecologia . 4. Paisagem – Proteção.
I. Tres, Deisy Regina . II. Reis, Ademir. III. Título.

CDU: 634.0.2

Capa: Desenho esquemático da Bióloga Luciane Karla Pereira, caracterizando, numa visão sistêmica, um ecossistema ciliar com sua biodiversidade, elementos abióticos, com destaque para a água e o homem como o responsável pelo manejo para manter a qualidade de vida sobre o planeta terra.



www.labhidro.ufsc.br



Esta obra foi financiada pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPQ através do Projeto intitulado “*Implantação de rede de bacias escola para gerenciamento de recursos hídricos na região do Alto Rio Negro, região Sul brasileira*” CT-HIDRO/SEAP-PR/MCT/CNPq 35/2007, sob coordenação do Prof. Dr. Masato Kobiyama do Laboratório de Hidrologia Florestal da Universidade Federal de Santa Catarina (instituição executora).

LISTA DE REVISORES

Prof. Dr. Adelar Mantovani
Universidade do Estado de Santa Catarina – Lages/SC

Prof. Dr. Alexandre Magno Sebbenn
Instituto Florestal de São Paulo – Piracicaba/SP

Prof. Dr. Alfredo Celso Fantini
Universidade Federal de Santa Catarina – Florianópolis/SC

Profª. Dra. Elisabete Maria Zanin
Universidade Regional Integrada – Erechim/RS

Profª. Dra. Marcia Cristina Mendes Marques
Universidade Federal do Paraná – Curitiba/PR

Profª. Dra. Maria Terezinha Silveira Paulilo
Universidade Federal de Santa Catarina – Florianópolis/SC

Prof. Dr. Maurício Sedrez dos Reis
Universidade Federal de Santa Catarina – Florianópolis/SC

Profª. Dra. Natália Hanazaki
Universidade Federal de Santa Catarina – Florianópolis/SC

Prof. Dr. Nivaldo Peroni
Universidade Federal de Santa Catarina – Florianópolis/SC

Profª. Dra. Tânia Tarabini Castellani
Universidade Federal de Santa Catarina – Florianópolis/SC

Profª. Dra. Vanilde Citadini Zanette
Universidade do Extremo Sul Catarinense – Criciúma/SC

PERSPECTIVAS SISTÊMICAS PARA A CONSERVAÇÃO E RESTAURAÇÃO AMBIENTAL: DO PONTUAL AO CONTEXTO

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO / págs. 11 a 16

CAPÍTULO I – RESTAURAÇÃO AMBIENTAL SISTÊMICA

Do sistema de restauração ambiental à restauração ambiental sistêmica: orquestrando uma conversa sistêmica sobre restauração ambiental/From system of environmental restoration to systemic environmental restoration: orchestrating a systemic conversation about environmental restoration

Sandro Luis Schlindwein / págs. 17 a 30

Pensamento sistêmico aplicado ao ensino de recuperação ambiental e restauração ecológica/Systemic thinking applied to teaching environmental recuperation and ecological restoration

James Jackson Griffith / págs. 31 a 44

Reflexões sobre a necessidade de uma nova abordagem na reconstrução dos ecossistemas degradados/Reflections on a new approach about the reconstruction of degraded ecosystems

Juarês José Aumond / págs. 45 a 60

Cenários da restauração ecológica: uma abordagem sistêmica para lidar com a complexidade ambiental/Sceneries of ecological restoration: systems approach for managing to environmental complexity

Deisy Regina Tres e Ademir Reis / págs. 61 a 72

Restauração ambiental sistêmica como estratégia de integração entre a conservação e uso de recursos florestais em propriedades agrícolas no Sul do Brasil/Systemic restoration as a strategy to integrate environmental conservation and use of forest resources in small farms in Southern Brazil

Alfredo Celso Fantini; Alexandre Siminski; Elaine Zuchiwschi e Maurício Sedrez dos Reis / págs. 73 a 88

Nucleação como proposta sistêmica para a restauração da conectividade da paisagem/ Nucleation as a proposition for restoring landscape connectivity

Deisy Regina Tres e Ademir Reis / págs. 89 a 98

CAPÍTULO II – RESTAURAÇÃO AMBIENTAL: ESTUDOS DE CASOS / págs. 99

Parte I - Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC / págs. 101 a 104

A contaminação biológica na restauração de áreas degradadas/Biological contamination on the restoration of degraded areas

Kurt Bourscheid e Ademir Reis / págs. 105 a 112

Teste de germinação de sementes de *Pinus elliottii* Engelm. Var *elliottii*, provenientes do Parque Florestal do Rio Vermelho/Seed germination test of *Pinus elliottii* Engelm. Var. *Elliottii* from Rio Vermelho Forest Park

Fernando Campanhã Bechara e Ademir Reis / págs. 113 a 122

Banco de sementes no Parque Florestal do Rio Vermelho/Seed bank in Rio Vermelho Forest Park

Fernando Campanhã Bechara e Ademir Reis / págs. 123 a 134

Chuva de sementes no Parque Florestal do Rio Vermelho/Seed rain in Rio Vermelho Forest Park

Fernando Campanhã Bechara e Ademir Reis / págs. 135 a 152

Unidade demonstrativa de restauração ecológica de restinga arbórea contaminada por pinus no Parque Florestal do Rio Vermelho/Demonstrative unit of ecological restoration on an arboreal restinga contaminated by pinus in Rio Vermelho Forest Park

Fernando Campanhã Bechara e Ademir Reis / págs. 153 a 164

Recomendações de manejo para a substituição de *pinus* pela restauração das restingas do Parque Florestal do Rio Vermelho/ Management recommendations for the replacement of *Pinus* for the restoration of restingas within Rio Vermelho Forest Park

Fernando Campanhã Bechara e Ademir Reis / págs. 165 a 170

Banco de sementes de restinga sob talhão de *Pinus elliottii* Engelm., Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC/Seed bank of restinga under *Pinus elliottii* Engelm. plantation, Rio Vermelho Forest Park, Florianópolis, SC

Neide Koehntopp Vieira e Ademir Reis / págs. 171 a 184

Formação de banco de sementes transitório em *Pinus elliottii* Engelm. no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC/Formation of a transitory seed bank of *Pinus elliottii* Engelm. in Rio Vermelho Forest Park, Florianópolis, SC

Neide Koehntopp Vieira e Ademir Reis / págs. 185 a 190

Transposição de solo como técnica nucleadora de restauração em ambiente de restinga/Soil transposition as nucleate technique of environmental restoration on restinga

Neide Koehntopp Vieira e Ademir Reis / págs. 191 a 202

A chuva de sementes em restinga em processo de restauração após degradação por contaminação de *Pinus* sp./The seed rain within a restinga under restoration process after degradation by *Pinus* sp. contamination

Marina Bazzo Espindola e Ademir Reis / págs. 203 a 216

A eficiência de poleiros artificiais na restauração ambiental de restinga no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC/The efficiency of artificial perches on environmental restinga restoration within Rio Vermelho Forest Park, Florianópolis, SC

Marina Bazzo Espindola e Ademir Reis / págs. 217 a 226

Regeneração natural de restinga em processo de restauração ambiental após exploração florestal de pinus/
Natural regeneration in sand dune vegetation under restoration process after pinus exploitation
Karina Vanessa Hmeljevski e Ademir Reis / págs. 227 a 238

Parte II - Fazenda Santa Alice, Rio Negrinho, SC / págs. 239 a 242

Sucessão secundária da vegetação ciliar na microbacia do Rio Verde, Rio Negrinho, SC/Secondary
succession of the riparian vegetation in the microbasin of Rio Verde, Rio Negrinho, SC
Maria Cecília Tuccimei Guinle e Ademir Reis / págs. 243 a 264

Chuva de sementes de uma mata ciliar em processo de restauração ecológica em uma fazenda produtora
de *Pinus taeda* L., Rio Negrinho, SC/ Seed rain of a riparian forest under ecological restoration process
within a farm producing *Pinus taeda* L., Rio Negrinho, SC
Deisy Regina Tres e Ademir Reis / págs. 265 a 288

Banco de sementes de uma mata ciliar em processo de restauração ecológica em uma fazenda produtora
de *Pinus taeda* L., Rio Negrinho, SC/ Seed bank of a riparian forest under ecological restoration process
within a farm producing *Pinus taeda* L., Rio Negrinho, SC
Deisy Regina Tres e Ademir Reis / págs. 289 a 312

Regeneração natural em corredores ciliares de uma fazenda produtora de madeira no Planalto Norte
Catarinense/ Natural regeneration in riparian corridors of a wood producing farm in Planalto Norte
Catarinense
Eliziane Carla Scariot e Ademir Reis / págs. 313 a 322

Parte III - Parque Botânico Morro do Baú, Ilhota, SC

Análise fitossociológica de uma comunidade arbórea de Floresta Atlântica no Parque Botânico Morro do
Baú, SC/ Phytosociological analysis of an arboreal community of Atlantic Forest in Morro do Baú Botanical
Park, SC
Roseli Baitler Zarembo Lisboa, Oscar Benigno Iza, Ademir Reis e Luciane Karla Pereira / págs. 323 a 332

CAPÍTULO III – CONSERVAÇÃO DE ESPÉCIES AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO / págs. 333

Conservação de reófitas: o caso da bromélia *Dyckia brevifolia* Baker, Rio Itajaí-Açu, SC/ Conservation
of rheophytes: the case of the bromeliad *Dyckia brevifolia* Baker, Itajaí-açu river, SC
Juliana Marcia Rogalski e Ademir Reis / págs. 335 a 344

Conciliando crescimento energético com a conservação de espécies reófitas: estudo de caso da bromélia
Dyckia ibiramensis/ Conciliating energetic growth with the conservation of rheophytic species: case study
of the bromeliad *Dyckia ibiramensis*
Karina Vanessa Hmeljevski e Ademir Reis / págs. 345 a 354

Conservação *ex situ* e reintrodução de espécies na natureza: o que aprendemos nas experiências com a reófito *Dyckia distachya*/ *Ex situ* conservation and reintroduction of species in nature: what have we learned on experiences with the rheophyte *Dyckia distachya*
Manuela Boleman Wiesbauer e Ademir Reis / págs. 355 a 366

Identificação e resgate da *Dicksonia sellowiana* (xaxim) na linha de transmissão Campos Novos-Blumenau, SC/ Identification and rescue of *Dicksonia sellowiana* (xaxim) at the Campos Novos - Blumenau, SC, transmission line
Fabiana Heidrich Amorim, Alisson Humbert's Martins e Ademir Reis / págs. 367 a 374

APRESENTAÇÃO

A restauração ambiental é tema ecológico muito recente, e por isso ainda carece, sobretudo no Brasil, de bases ecológicas sólidas e de experiências de campo que caracterizem modelos variados para a grande heterogeneidade ambiental desta nação continente. Sobretudo, podemos salientar que ainda sofremos a carência de conceitos claros e de políticas governamentais que venham a orientar processos de restauração que verdadeiramente visem a sustentabilidade ambiental dos muitos ecossistemas nacionais.

Desta forma, há uma pergunta de caráter axial que carece de discussão entre pesquisadores, licenciadores, profissionais, proprietários do meio urbano e rural: **O que é restaurar?** E então segue uma seqüência de outras perguntas: O que é uma área degradada? O que é degradado em uma área? Como detectar o que está degradado? Quais propriedades devem ser restauradas? Como monitorar se de fato está havendo restauração? Aonde se quer chegar com a restauração?

Os níveis de degradação se caracterizam como fenômenos complexos, uma vez que se trata da degradação de sistemas ecológicos. Nestes, a fonte básica de energia é a solar e são os processos de dissipação desta energia que, na verdade, sofrem profundas modificações quando são impactados os sub-sistemas que compõe uma comunidade. Portanto, o foco central a ser diagnosticado em sistemas degradados são as causas que desfizeram os fluxos de energia dentro dos ecossistemas. O diagnóstico necessita detectar os novos fluxos e a forma, não de refazer os sistemas, mas de restabelecer o funcionamento destes ecossistemas degradados.

Tomemos um exemplo: se a causa de degradação é o solo, com a perda de suas camadas estruturais, seus componentes químicos e sua biota, há que se envolverem re-fluxos de energia que possibilitem uma neo-pedogênese e com isto uma sucessão secundária associada a este processo. Os fluxos de energia dentro de um ecossistema se refazem de forma muito lenta e representam partes um processo sucessional não previsível, pois dependem da história passada e futura da área degradada em conjunto com a paisagem que a rodeia.

Isto implica, como alertado pela *Society for Ecological Restoration* – SER (2004), de que o ecossistema restaurado não irá necessariamente recuperar seu estado prévio, já que as condições e limitações atuais são muito distintas. E talvez, a parte que mais incomoda os pesquisadores, está associada a uma forte insegurança, uma vez que a trajetória histórica de um ecossistema seriamente impactado é difícil, e nós diríamos com convicção, de que é impossível, de ser determinada com acurácia.

Esta insegurança seria diluída no assumir de que “a natureza é um todo poli-sistêmico” (Morin, 2003), ou ainda citado pelo mesmo autor de que para Bertalanffy (1956), “um sistema é um conjunto de unidades em inter-relações mútuas”. Isto induz a implicações de que restaurar é um processo de alta complexidade, uma vez que envolve vários sistemas. As interações entre os sistemas resultam em processos básicos de “emergências”. Vamos aqui adaptar o conceito de emergência utilizado por Morin (2003) para este contexto de ecossistema: Emergências são qualidades ou propriedades de um ecossistema que surgem como novidades, devido a processos interativos entre sub-sistemas relacionados dentro do contexto de paisagem. As emergências são produtos de interações não previsíveis no tempo e no espaço.

O que condiciona o desenvolvimento de condições edáficas de forma a propiciar a chegada, a germinação, o recrutamento e o desenvolvimento de uma nova planta em um determinado ponto e tempo de um ecossistema degradado? São emergências dentro do ecossistema, não previsíveis e nem programáveis,

mas que representam processos naturais de captação e dissipação de energia que levam ao desenvolvimento de uma maior complexidade nos ecossistemas em restauração.

Os processos ecológicos ou funções são os atributos dinâmicos dos ecossistemas, incluindo as interações entre os organismos e as interações entre os organismos e seus ambientes (SER, 2004). Interações resultam em emergências que tornam os ecossistemas distintos, únicos, imprevisíveis, e por isso com maiores probabilidades de sustentabilidade através de complexos níveis de trocas energéticas, entropias onde cada fase de dissipação é uma nova forma de emergência.

Parece complexo? Com certeza o é! E isto sugere a muitos restauradores, alternativas mais simplistas, envolvendo receitas pré-determinadas, contendo listas de espécies, espaçamentos, grupos sucessionais, tornando as áreas em restauração muito semelhantes aos sistemas de produção silvicultural. E por isso, com formas de monitoramento também semelhantes. E na visão de Morin (2005), arcas de Noé, como sistemas fechados e não interativos com a paisagem onde estão contextualizados.

Por tanto, o grande e novo desafio consiste em restaurar concepções do que se deseja para uma área degradada. Um sistema silvicultural com muitas espécies de árvores? Nós, através deste livro, estamos preferindo um sistema em sucessão natural aonde espécies, independentes de seus grupos ecológicos e de suas formas de vida, venham a ser recrutadas devido às características próprias do sítio e da paisagem onde estão inseridas as áreas degradadas. Sistemas naturais, principalmente aqueles onde as condições edáficas predominam sobre as climáticas, se caracterizam pela presença de espécies dominantes, mas com funções de facilitadoras para que os processos tendam a séries sucessionais edáficas e, se as condições locais permitirem, a expressarem séries tendendo as condições climáticas.

Morin (2005) salienta que, é evidente de que não é qualquer diversidade, de que qualquer modo, em qualquer lugar, que pode produzir interações (emergências) eco-organizadoras. E ainda acrescenta: Não basta amontoar numa arca de Noé o salgueiro e o baobá, a rena e o leopardo, a arara e a cegonha, para que isto constitua um ecossistema. De forma simplificada é fácil entender que restaurar não é tentar construir novas arcas de Noé, mas conduzir para que os seres vivos, junto com os fatores intrínsecos da natureza, absorvam e dissipam as energias disponíveis.

Estes processos energéticos são decodificados através de diagnósticos ambientais. Parte-se do pressuposto de que cada paisagem é uma entidade única e heterogênea formada por elementos em interação numa dinâmica espacial e temporal. O panorama que se tem atualmente é de desequilíbrio das unidades de paisagem, revelada por uma forte dicotomia: de um lado áreas de cultivo, caracterizadas por sua uniformidade e homogeneidade e de outro, áreas naturais, que possuem um caráter heterogêneo, porém encontram-se atualmente degradadas e desconectadas dentro e entre si.

A questão fundamental é: como adequar a paisagem a essa nova realidade, de forma que se possa compatibilizar as unidades de cultivo e as unidades naturais? Diante desta perspectiva, torna-se imediatamente necessário pensar numa forma de ajustar a matriz produtiva na atual paisagem, partindo do princípio de que a mesma foi modificada e muito dificilmente poderá ser restaurada à sua condição original, em função das exigências do modelo econômico atual de ocupação do espaço. Por outro lado, pensar em formas de manter viva a funcionalidade das poucas e pequenas áreas naturais, no sentido de aumentar a capacidade desses fragmentos de receberem fluxos biológicos de fragmentos vizinhos, restaurando as conexões-chave entre os seus elementos básicos. Os remanescentes ou fragmentos representam a única (e

última) alternativa de restauração das áreas naturais degradadas, no sentido de aumentarem a possibilidade de recolonização local.

O maior desafio é como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? Nas últimas décadas, inúmeras abordagens e teorias têm sido usadas na tentativa de compreender as paisagens fragmentadas (MacArthur & Wilson, 1967; Hanski & Gilpin, 1997; Young & Clarke, 2000). A partir disso, foi formulada uma variedade de regras básicas para avaliar e diagnosticar a paisagem nas condições atuais (Metzger, 2006). No entanto, muitos desses modelos ainda não mostram a preocupação de intervenção na paisagem, no sentido de potencializar as diferentes unidades do mosaico e promover a conectividade entre elas.

As propostas de diagnósticos ainda enfocam somente nas ações locais. Por outro lado, a grande extensão das unidades produtivas (matriz) não tem sido reconhecida como potencial modificadora da paisagem, e a quase ausência de ações no sentido de incorporá-la em estratégias de restauração tem aumentado cada vez mais o processo de fragmentação.

Em face deste contexto, sugerimos a adoção de modelos integrados e abordagens mais amplas, os quais se aproximem da visão sistêmica da paisagem (Aumond, 2003; Zamora et al., 2004; Griffith & Toy, 2005; Metzger, 2006; Reis & Tres, 2007). A perspectiva para a restauração é o manejo integrado da paisagem, buscando, nas atuais condições de fragmentação, adequar e recolocar a matriz produtiva e potencializar as unidades naturais, consideradas como a última oportunidade de conectividade da paisagem. Para tanto, os modelos amparados por critérios legais, deveriam ter, acima de tudo, um forte caráter ético com a restauração, induzindo pesquisas e ações que envolvam microbacias, paisagens, ou seja, conjuntos e propriedades.

O ponto básico das teorias envolvendo captação de energia, dissipação, sucessão, emergências dentro de um processo de restauração, foi assumido pelo grupo que escreve este livro como sendo a adaptação das idéias de nucleação propostas por Yarranton & Morrison (1974). Estes autores mostraram que alguns organismos vegetais têm a capacidade de formar micro-habitats, melhorando as condições ambientais e atraindo uma série de outros organismos, formando desta maneira, núcleos de diversidade. Os autores, que descreveram a dinâmica espacial da sucessão primária em dunas canadenses, chamaram esse processo de Nucleação. Inspirados na teoria de nucleação, Reis et al. (2003) simularam os mecanismos ecológicos descritos por aqueles autores instituindo sistemas de nucleação para a restauração.

Um conceito mais amplo de nucleação, considerando como sub-sistemas de energia a serem introduzidos nas áreas degradadas, envolvem qualquer elemento, biológico ou abiótico, capaz de propiciar novos fluxos de energia como emergências para uma maior potencialização e dissipação da energia que entra nas áreas degradadas.

Os sistemas de nucleação representam focos de energia com potencialidades de integração de paisagens fragmentadas, uma vez que geram efeitos *locais* (em áreas degradadas a restaurar) e efeitos de *contexto* (em áreas desconectadas pela fragmentação). Para que esse sistema nucleador seja efetivo na paisagem e promova conectividade, é imprescindível que os fluxos biológicos e energéticos se dêem nos dois sentidos: entre os “fragmentos-área em restauração” e “área restaurada-paisagem”. (Figura 1).

A tendência é que estes fluxos biológicos promovidos pelos sistemas de nucleação sejam dinâmicos no tempo e no espaço e que ocorrendo nos dois sentidos, possibilitarão que o processo nucleador seja efetivo na paisagem e a conectividade local e de contexto seja restaurada.

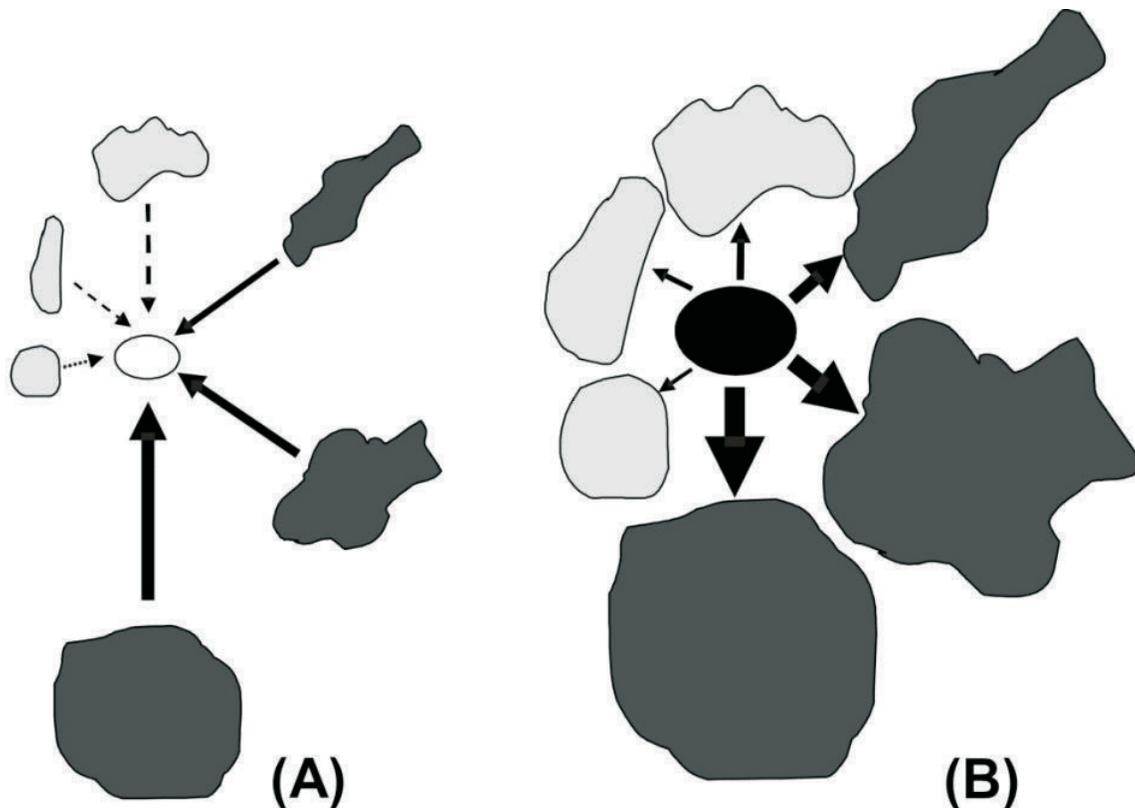


Figura 1. Dinâmica da conectividade entre a paisagem e a área em processo de restauração. **(A) Conectividade local:** a direção dos fluxos ecológicos é dos fragmentos fonte para a área a ser restaurada (círculo branco). **(B) Conectividade de contexto:** a área sob processo de restauração torna-se um núcleo maior (círculo preto) inserida no contexto da paisagem; a direção dos fluxos ecológicos é no sentido dos fragmentos fonte, os quais aumentam de tamanho e reduzem a distância da área em restauração. Os fluxos ocorrem nos dois sentidos. As formas cinza representam os fragmentos fonte em diferentes estágios sucessionais dispersos em uma matriz com permeabilidade variável. As flechas pontilhadas e de diferentes espessuras representam os diferentes graus de conectividade entre os fragmentos fonte e a área sob processo de restauração. As flechas mais espessas representam fluxos ecológicos mais intensos. As distâncias diminuem de A para B.

O presente volume reúne as idéias de pesquisas realizadas no Laboratório de Restauração Ambiental Sistêmica, na Universidade Federal de Santa Catarina, entremeadas por pesquisadores convidados a colaborar com nossas idéias.

O primeiro capítulo, **Restauração Ambiental Sistêmica**, reúne as idéias discutidas no I Simpósio de Restauração Ambiental Sistêmica realizado em maio de 2007, em Florianópolis.

No segundo capítulo, **Restauração Ambiental: Estudos de Caso**, os artigos são frutos de trabalhos de conclusão de curso, dissertações e teses realizadas no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis; na Fazenda Santa Alice em Rio Negrinho, e no Parque Botânico Morro do Baú em Ilhota.

No terceiro capítulo, a **Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção**, discute-se modelos de casos bem específicos com o Gênero *Dyckia* (Bromeliaceae) e sobre a *Dicksonia sellowiana*, envolvendo estudos de auto-ecologia como forma de conservação das espécies ameaçadas.

A idéia básica foi disponibilizar, de forma simples, os conhecimentos discutidos no Laboratório de

Restauração Ambiental Sistêmica da Universidade Federal de Santa Catarina e, como forma de interagir com a comunidade científica, se expor às críticas. Desta forma, entendemos que, se provocarmos alguma emergência com os demais laboratórios e pesquisadores, estaremos contribuindo para a principal reflexão que temos defendido: **restaurar concepções sobre o processo de restauração ambiental.**

As perspectivas futuras de pesquisas apontam para um maior equilíbrio entre a produção de energia, alimentos, insumos em geral e promoção de significativas melhorias na qualidade ambiental. Para que este processo seja contínuo, necessitamos desenvolver novas tecnologias, principalmente no que condiz ao desenvolvimento de uma visão mais sistêmica, envolvendo tanto os processos produtivos de conservação dos recursos renováveis, como a sua respectiva restauração. A melhoria da qualidade de vida, para toda a biodiversidade sobre o planeta Terra, tem que ser a razão última das pesquisas.

Deisy Regina Tres & Ademir Reis
Coordenadores

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AUMOND, J. J. 2003. Teoria dos sistemas: uma nova abordagem para recuperação e restauração ambiental. In: Simpósio Brasileiro de Engenharia Ambiental. **Anais**. Itajaí: UNIVALI, p.43-49.
- GRIFFITH, J. J. & TOY, T. J. 2005. O modelo físico-social da recuperação ambiental. **Brasil Mineral** 242: 166-174.
- HANSKI, I. & GILPIN, M. E. 1997. **Metapopulation biology, genetics and evolution**. Academic Press California.
- MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. 1967. **The theory of island biogeography**. Princeton University Press, Princeton.
- METZGER, J. P. 2006. How to deal with non-obvious rules for biodiversity conservation in fragmented areas. **The Brazilian Journal of Nature Conservation** 4 (2): 125-137.
- MORIN, E. 2003. **O Método: a natureza da natureza**. Porto Alegre: Sulina, 2ª. Ed. 480p.
- MORIN, E. 2005. **O método: A vida da vida**. Porto Alegre: Sulina, 2ª. Ed. 475p.
- REIS, A.; TRES, D. R. 2007. Nucleação: integração das comunidades naturais com a paisagem. In: **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**. 1ª ed., São Paulo: Fundação Cargill, v.1, p. 29-56.
- REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPÍNDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K.; SOUZA, L. L. 2003. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza e Conservação** 1 (1): 28-36.
- REIS, A.; TRES, D. R.; SCARIOT, E. C. 2007. Restauração na Floresta Ombrófila Mista através da sucessão natural. **Pesquisa Florestal Brasileira** 55: 67-73.
- SER 2004. Society for Ecological Restoration International. Grupo de Trabalho sobre Ciência e Política. Princípios da SER International sobre a restauração ecológica. Disponível em http://www.ser.org/pdf/SER_Primer_Portuguese.pdf. Acesso em novembro de 2009.
- ZAMORA, R.; GARCÍA-FAYOS, P.; GÓMEZ-APARICIO, L. 2004. Las interacciones planta-planta y planta-animal en el contexto de la sucesión ecológica. In: VALLADARES, F. (ed.) **Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante**. EGRAF: Madrid, p. 371-393.
- YARRANTON, G.A. & MORRISON, R.G. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **Journal of Ecology** 62 (2): 417-428.
- YOUNG, A. G. & CLARKE, G. M. 2000. **Genetics, demography and viability of fragmented populations**. Cambridge University Press, Cambridge.

DO SISTEMA DE RESTAURAÇÃO AMBIENTAL À RESTAURAÇÃO AMBIENTAL SISTÊMICA: ORQUESTRANDO UMA CONVERSA SISTÊMICA SOBRE RESTAURAÇÃO AMBIENTAL

Sandro Luis Schlindwein

Eng. Agrônomo, Prof. Dr. do Depto. Engenharia Rural
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
sschlind@mbox1.ufsc.br

RESUMO

Os muitos procedimentos adotados em problemas de restauração ambiental (RA) podem ser inscritos em distintas abordagens, teóricas e práticas, podendo, por isso, serem bastante distintos em suas características. Entre essas abordagens encontra-se também o pensamento sistêmico (PS), e neste artigo discute-se a sua adoção para a RA. Entretanto, como o PS emergiu a partir de distintas tradições de pensamento, não existe uma única abordagem sistêmica e as duas principais abordagens, “hard” e “soft”, são apresentadas e discutidas como RA de 1ª. Ordem e RA de 2ª. Ordem, respectivamente. Além disso, discute-se também de que prática sistêmica em RA deve ser entendida como o desenho de sistemas de aprendizagem para a melhoria de situações-problema em que a degradação do meio-físico assume significado. Palavras-chave: Restauração Ambiental, Sistemas, Aprendizagem Sistêmica.

ABSTRACT

FROM A SYSTEM OF ENVIRONMENTAL RESTORATION TO SYSTEMIC ENVIRONMENTAL RESTORATION: ORCHESTRATING A SYSTEMIC CONVERSATION ABOUT ENVIRONMENTAL RESTORATION

The many procedures adopted in situations of environmental restoration (RA) can be grouped in distinct approaches, theories and practices, and therefore they can have quite different features. Among these approaches, also systems thinking (PS) can be found, and in this article its adoption for RA is discussed. However, as PS emerged from different traditions of understanding, a single systems approach does not exist, and the two main systems approaches, “hard” and “soft”, are presented and discussed as first-order RA and second-order RA, respectively. Furthermore, it is also discussed that systems practice in RA should be understood as the design of learning systems for the improvement of problem-situations where environmental degradation is of concern.

Keywords: Environmental Restoration, Systems, Systemic Learning

INTRODUÇÃO

Genericamente, pode-se compreender a restauração ambiental (RA) como um conjunto de procedimentos adotados para restaurar uma área degradada (normalmente pela intervenção humana) devolvendo-a, tanto quanto possível, à sua condição original (tanto no que diz respeito à sua estrutura, quanto aos processos que nela operavam). Os procedimentos adotados em práticas de RA inscrevem-se em diferentes abordagens (teóricas e práticas) e podem ser, por isso, bastante distintos em suas características, e até mesmo em seus resultados.

Entre as abordagens adotadas, o pensamento sistêmico apresenta-se como uma abordagem de grande importância, já que não só pretende melhor compreender os processos envolvidos no interior de um sistema de RA, como também levar em consideração as múltiplas relações deste com o seu ambiente, com o seu contexto. O PS é um tipo de pensamento que trata de totalidades, de fronteiras e de propriedades emergentes, e não da descrição meticulosa de partes e de suas propriedades. Entretanto, não existe uma única abordagem sistêmica e tampouco um pensamento sistêmico único, já que o que se pode distinguir são distintas epistemologias sistêmicas que emergem de distintas tradições de pensamento.

Para além disso, e considerando que as estratégias de RA comumente empregadas apóiam-se em distintas abordagens, sistêmicas ou não, por que deveriam ser desenvolvidas estratégias de RA baseadas em pensamento sistêmico e prática sistêmica? O que significa adotar pensamento sistêmico (ou uma abordagem sistêmica) para a RA? O que poderíamos aprender se pensarmos a RA como uma prática sistêmica?

Com o objetivo de desencadear uma

reflexão sobre estas questões, este artigo não apresentará e discutirá técnicas ou procedimentos específicos de RA amparados em abordagens sistêmicas, mas apresentará de maneira breve duas abordagens sistêmicas notoriamente distintas que podem ser adotadas em estratégias de RA. Ou seja, neste artigo serão apresentadas e discutidas duas abordagens sistêmicas (“hard” e “soft”, ou de “1ª. Ordem” e de “2ª. Ordem”, respectivamente) e as implicações que a sua adoção tem para nosso fazer no mundo, no caso, para o desenvolvimento de um modelo de RA. Depois de uma breve apresentação de algumas características centrais do pensamento sistêmico, pretende-se discorrer sobre as diferentes características constitutivas das duas abordagens sistêmicas aqui apresentadas. A partir dessas diferenças, se discutirá a propriedade de uma mudança de sistemicidade em se tratando de restauração ambiental, bem como as implicações (práticas, técnicas, éticas) que esta mudança traz consigo. Será argumentado ainda que a abordagem sistêmica de 1ª. ordem pode ser considerada um caso especial da abordagem sistêmica de 2ª. ordem e de que ambas, portanto, podem ser entendidas como complementares. Para concluir, será discutido que tanto quanto é necessário “restaurar” um ambiente que sofreu algum distúrbio, é igualmente necessário pensar em práticas de restauração ambiental que se apresentem como um sistema de aprendizagem para promover melhoria na relação que seres humanos estabelecem entre si e com o meio-físico, muito mais do que como uma técnica, ou um conjunto de procedimentos para devolver uma determinada porção de meio físico à sua condição (quase) original.

Algumas alegações iniciais

Como o interesse aqui é abordar a RA de uma perspectiva sistêmica, é importante, primeiramente, estabelecer os marcos (as premissas) que orientarão a discussão:

- *Pensamento Sistêmico é de interesse mais como um meio de promover competências em vários campos de estudo do que como um campo de estudo com um fim em si mesmo* (Ulrich, 2001).

Evidentemente que com esta premissa não se está assumindo que o desenvolvimento do pensamento sistêmico como uma área de estudos acadêmicos não seja necessária, mas tão somente se pretende com isso destacar o caráter aplicado e generalista do pensamento sistêmico, de aplicação à todos os domínios do pensamento, bem ao interesse (ou pretensões) de von Bertalanffy (1968) em sua Teoria Geral dos Sistemas;

- *As distinções sobre a natureza de “sistema” são cruciais para o nosso “fazer” no mundo.*

Esta premissa baseia-se no fato de que os entendimentos que temos sobre “sistema” são reificados em nossas práticas, inclusive naquelas em RA, ou seja, a maneira como desenharemos nossas práticas sistêmicas de RA decorrem do entendimento (epistêmico) que se tem sobre a natureza de “sistema”, do que se deve entender por “sistema”;

- *Pensamento Sistêmico deve ser empregado para construir dispositivos epistemológicos através dos quais podemos gerar explicações inovadoras sobre o mundo, desencadeando nele novas formas de ação.*

Pretende-se destacar com esta premissa, que se associa à anterior, que o PS assume o caráter de uma *praxiologia*, ou seja, o caráter de uma ciência voltada à ação eficiente, já que queremos melhorar o nosso fazer no mundo;

- *RA de 2ª. Ordem se baseia no entendimento de que seres humanos determinam o mundo que vivem.*

Esta premissa está vinculada à segunda, e parte de uma mudança de sistemicidade. Agora, “sistema” já não designa mais entidades do mundo, mas uma forma perceber e de lidar com o mundo, que resulta da distinção de observadores.

Por que adotar pensamento sistêmico?

Podemos considerar que a RA se inscreve em uma categoria mais ampla de problemas ambientais, considerados aqui como problemas relacionados ao meio físico. Esses problemas envolvem um conjunto de relações que podem ser associadas à existência de interdependências, incertezas, controvérsias, múltiplas perspectivas que, em seu conjunto, caracterizam uma situação de complexidade. Este conjunto de elementos presentes em uma situação de complexidade caracterizam uma “mess”. Esta palavra, cuja tradução para o português seria algo como “bagunça”, foi adotada pelo Professor Russel Ackoff (Ackoff, 1974) para designar “sistemas de problemas que não podem ser decompostos em problemas mais simples”. Em outras palavras, não podemos querer “resolver” um problema ambiental adotando uma abordagem redutora que decomponha a “mess”, acreditando poder assim resolver a situação.

Portanto, quando queremos lidar com uma “mess” precisamos lançar mão do pensamento sistêmico (PS), que pode ser tomado como um quadro de idéias para entender a complexidade das relações entre seres humanos e o meio físico e para entender a complexidade dos processos envolvidos na aprendizagem dessas interações. Podemos dizer também, que com a adoção de PS se pretende promover uma transformação nos entendimentos e assim nas práticas que daí decorrem, como o que está representado na Figura 1, para promover melhorias nas situações-problema com as quais nos engajamos (como naquelas nas quais a RA emerge com significado).

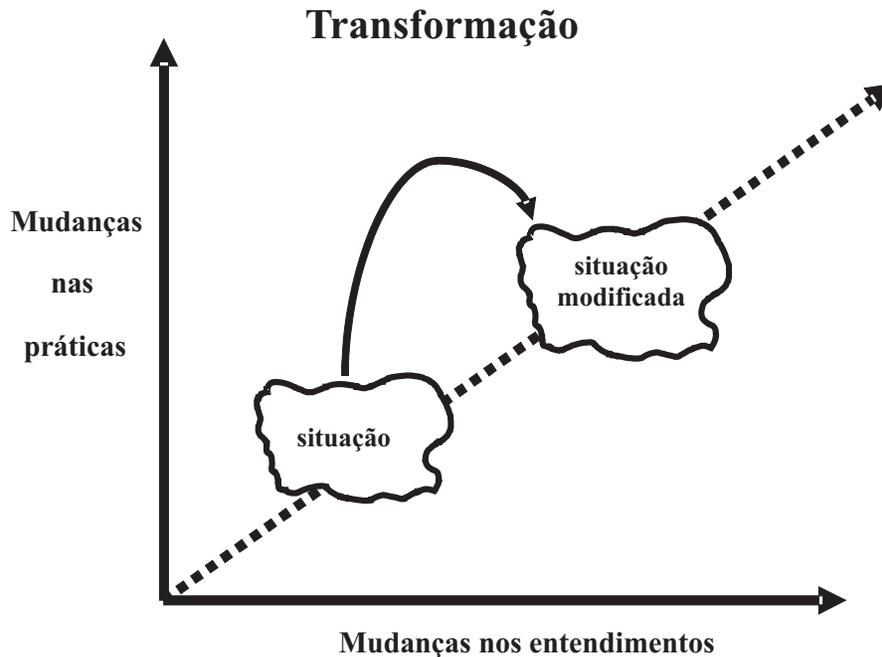


Figura 1. Transformação verificada em uma situação-problema como resultado de uma mudança nos entendimentos e nas práticas reificadas por estes (Baseado em Ison, 2005).

Alguns “mitos” do Pensamento Sistêmico

Não se pode ignorar que está na moda falar de Pensamento Sistêmico, como que se a simples alusão a esta modalidade de pensamento fosse capaz de emular novas realidades, ou como se fosse uma espécie de passaporte cognitivo para, automaticamente, oferecer melhores explicações da “realidade”. Por isso, para evitar que se faça uma apropriação ligeira e, portanto, superficial dessa epistemologia, é preciso alertar para alguns “mitos” (ou crenças) comumente associados ao PS:

- O PS é recente: ainda que a (re) introdução do pensamento sistêmico no discurso científico tenha ocorrido praticamente somente após a Segunda Guerra Mundial, as suas bases podem ser encontradas no nascimento da sociedade ocidental, na antiga Grécia;
- PS é só teórico e, por conseguinte, nada prático: esta crença decorre do fato de sermos produtos e produtores de uma tradição de pensamento hegemônica que privilegia o pensamento disjuntor,

resultando em uma infinidade de técnicas e metodologias para a intervenção prática. Por conta disso, metodologias e práticas sistêmicas para melhorar nossa ação no mundo não são conhecidas, apesar de sua existência, o que faz com se conclua que o PS não é “prático”;

- PS é sinônimo de Teoria Geral dos Sistemas (TGS): a TGS foi a maneira pela qual o pensamento sistêmico foi (re) introduzido no discurso científico, mas a partir dela se desenvolveram várias abordagens sistêmicas identificadas com as mais diferentes disciplinas e originadas em distintas tradições de pensamento;
- O PS deve substituir o pensamento cartesiano (voltado às partes): como já defendia Rapoport (1978), é preciso compreender a complementaridade entre o PS e o pensamento cartesiano;
- PS ignora as partes: freqüentemente o PS é confundido com o pensamento holístico, uma forma de pensamento que somente considera o todo, e por isso se acredita

que o PS não considera as partes. Mas como dizia Pascal, é “impossível conhecer as partes sem conhecer o todo, como conhecer o todo sem conhecer particularmente as partes”;

- PS não é científico, e como tal não é rigoroso: esta crença, presente, sobretudo na comunidade acadêmica, possivelmente decorre do desconhecimento de como o PS se situa na origem de muitas conquistas científicas do século 20, e pelo fato de que também discursos não científicos tenham incorporado idéias sistêmicas;
- PS se aplica para tudo: pelo que já se disse anteriormente, PS é particularmente recomendado quando se lida com “messes”, como muito amiúde é o caso em se tratando de RA.

Pensamento e Prática Sistêmica

Como se disse na seção anterior é comum se ouvir de que o PS é somente teórico e nada prático. Entretanto, a separação entre teoria e prática quase sempre não passa de uma abstração, de um esforço em separar partes complementares de um mesmo processo. Em se tratando da aplicação de PS em estratégias de RA em situações de complexidade, não se pode querer separar teoria e prática como se pensa poder fazer em questões específicas das ciências naturais. Como lembra Checkland (1985), uma intervenção em uma situação de complexidade requer uma interação contínua entre teoria e prática em um processo cíclico de investigação, como está representado na Figura 2.

Como discute Schindwein (2005), a Figura 2 sugere que são idéias e conceitos sistêmicos que precisam ser reconhecidos na origem do ato de distinguir sistemas de interesse, que se tornam, assim, relevantes para a intervenção [prática] sistêmica. A prática resulta de uma forma de engajamento [sistêmico] de alguém com um sistema de interesse. Por sua vez, a reflexão sobre a modalidade da ação prática, o que denomino de ‘prática reflexiva’, “retro-alimenta” o

pensamento sistêmico em sua forma de procurar melhor conhecer o mundo, e agir de maneira diferente sobre ele. O processo cíclico da Figura 2 é interminável, e em cada nova passagem pelo ciclo, melhor será a capacidade de pensar sistemicamente e mais efetiva será a ação prática. Assim, pensamento sistêmico e prática sistêmica são, necessariamente, indissociáveis [constituem uma dualidade], e é da interação entre eles que emerge conhecimento e entendimento sistêmico para a melhoria de situações percebidas como problemáticas e complexas. Portanto, a teoria não é exclusividade de “acadêmicos” e tampouco a prática é domínio exclusivo de “técnicos”. Estes também precisam ser reflexivos sobre suas práticas (muitos o são), e aqueles também precisam se engajar em atividade práticas, o que muitos fazem (Checkland, 1985). Pensamento e prática sistêmica estão conectados, assim, em um processo de aprendizagem para lidar com situações de complexidade.

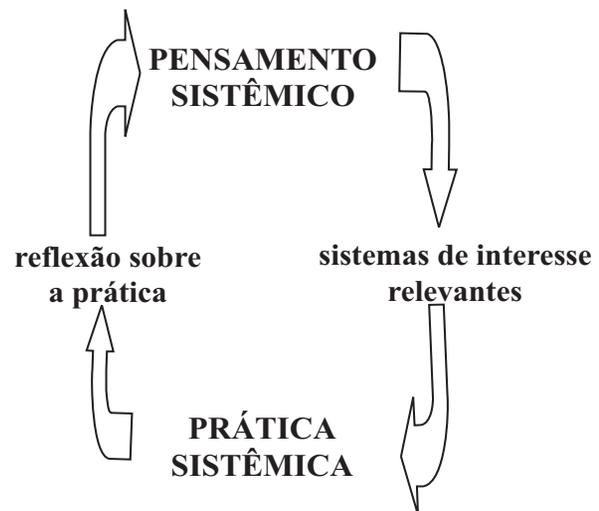


Figura 2. O processo de aprendizagem que conecta pensamento e prática sistêmica como uma abordagem prática para a gestão da complexidade (baseado em *The Open University*, 2002).

Distinguindo sistema (de interesse) e ambiente

Na literatura podem ser encontradas várias definições de sistema, mas para os propósitos deste trabalho, sistema é definido como um arranjo de

componentes interconectados para desempenhar uma finalidade (um propósito). Vale destacar que é o propósito que define um *sistema de interesse*, em que:

- a. um conjunto de componentes estão conectados de forma organizada;
- b. os componentes são afetados por fazerem parte do sistema e o comportamento do sistema é alterado se eles o deixarem;
- c. o conjunto organizado de componentes “faz” alguma coisa (tem um propósito);
- d. é identificado (distinguido) por alguém que se interessa por ele.

A Figura 3 retrata a distinção de um sistema de interesse feita por um observador (um interessado). Vale destacar que é o ato de distinção de um observador que estabelece as fronteiras do sistema de interesse, e com isso define o que dele faz parte ou não.

ao sistema de interesse distinguido por um observador. Visto assim, sistema e ambiente (do sistema) estão inextricavelmente ligados; sistema e ambiente não estão separados. Sistema e ambiente formam uma dualidade; são opostos complementares.

Ainda em relação à noção de sistema, é preciso distinguir duas abordagens principais, o que permitirá discutir duas questões fundamentais:

- a. Qual a diferença entre uma visão de mundo sistêmico e uma visão sistêmica de mundo?
- b. O que esta diferença implica para nosso fazer no mundo?

De uma visão de mundo sistêmico para uma visão sistêmica de mundo: a mudança de *systemicidade*

Perceber um meio físico degradado pela intervenção humana em diferentes atividades produtivas como um sistema que precisa sofrer uma intervenção para restaurá-lo à sua condição original,

...uma distinção feita por um observador...

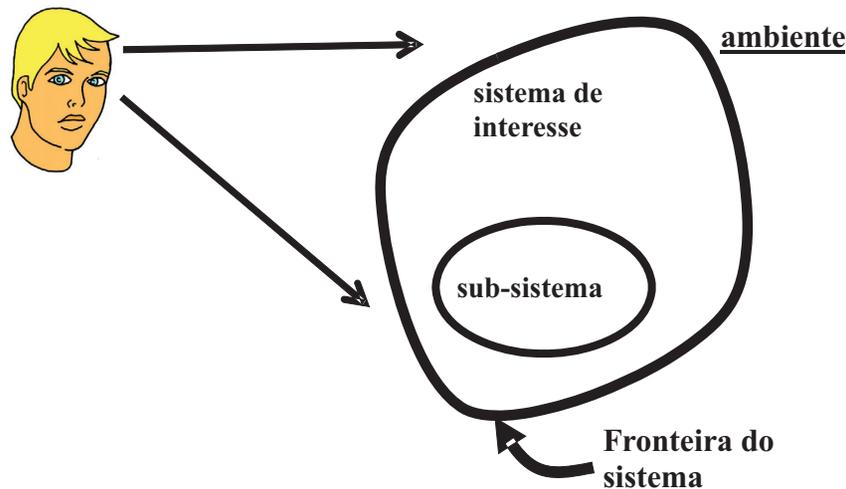


Figura 3. SISTEMA: um conjunto organizado de partes interconectadas com um propósito.

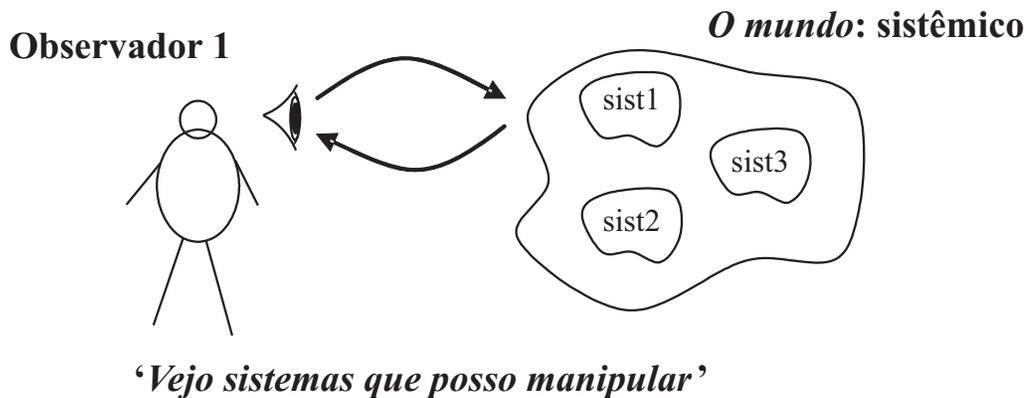
Ao mesmo tempo em que o ato de distinção de um observador delimita o sistema de interesse, tudo o que não faz parte do sistema passa a compor o ambiente do sistema. Portanto, de um ponto de vista sistêmico, *ambiente* resulta de uma diferença: ambiente é o que não pertence

significa adotar uma noção de sistema que se inscreve em uma tradição de pensamento sistêmico que reconhece no mundo a existência objetiva de sistemas que podem ser manipulados para desempenhar um determinado propósito.

Esta tradição de pensamento sistêmico é

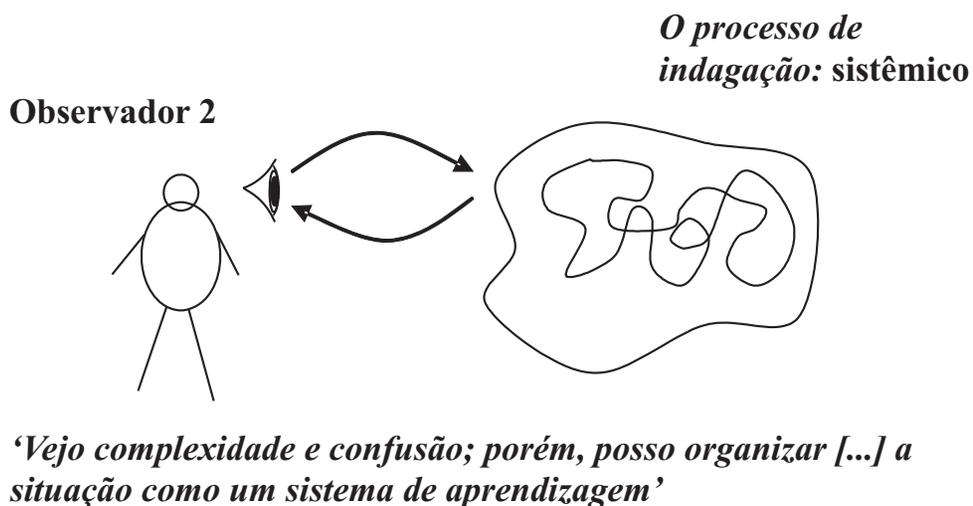
conhecida por “abordagem hard”, ou também de abordagem sistêmica de primeira ordem, e está representada na Figura 4. Da perspectiva desta abordagem, o mundo é uma “coleção” de sistemas (objetivos). A abordagem “hard systems” é herdeira de uma tradição de pensamento surgida na engenharia de sistemas, em que o objetivo era

manipular o sistema para otimizar (quase sempre maximizar) os rendimentos. Para os propósitos deste artigo, poderíamos então denominar as estratégias de restauração ambiental baseadas nesta noção de sistema como “restauração ambiental de 1ª ordem”.



Adaptado de Checkland, 1999

Figura 4. A abordagem “hard systems”.



Adaptado de Checkland, 1999

Figura 5. A abordagem “soft systems”.

Por outro lado, a própria restauração ambiental pode ser entendida como um sistema (de atividades humanas), o que implica compreendê-la da perspectiva de um conjunto de atividades realizadas em um determinado meio físico com o propósito de restaurá-lo à sua condição original. Portanto, neste caso, a palavra sistema não designa mais uma determinada porção de meio físico, mas um conjunto de atividades humanas desempenhadas com um determinado propósito. Ou seja, a palavra sistema não precisa dizer respeito somente ao mundo ou a uma determinada realidade objetiva do mundo, mas pode designar também o processo de in-dagação da realidade e do mundo (por exemplo, para in-dagar o que caracteriza uma situação de degradação ambiental). Assim, sistema passa a designar agora o processo através do qual lidamos com uma determinada situação-problema e, de acordo com esta perspectiva, não desig-na mais “entidades” existentes no mundo, mas uma forma de perceber o mundo. Assim, entender a restauração ambiental como sistêmica, pode significar percebê-la como uma prática, como um conjunto de atividades organizadas como um processo de aprendizagem (sistêmica) de uma situação percebida como problemática (pela degradação ambiental que encerra).

Esta noção de sistema, por sua vez, vincula-se a uma tradição de pensamento sistêmico conhecido como “abordagem soft”, ou abordagem sistêmica de segunda-ordem, que está representada na Figura 5. Para os propósitos deste artigo, poderíamos denominar agora as estratégias de restauração ambiental que derivam desta noção de sistema como “restauração ambiental de 2ª ordem”, em que a RA será organizada como um sistema de aprendizagem.

A passagem de uma abordagem hard (de 1ª. Ordem) para uma abordagem soft (de 2ª. Ordem) caracteriza o que Checkland (1999) denomina de “mudança de sistemicidade”, em que da investigação da realidade o foco de interesse passa a ser o processo de investigação da realidade. As principais diferenças entre as duas abordagens são resumidas no Quadro 1 a seguir.

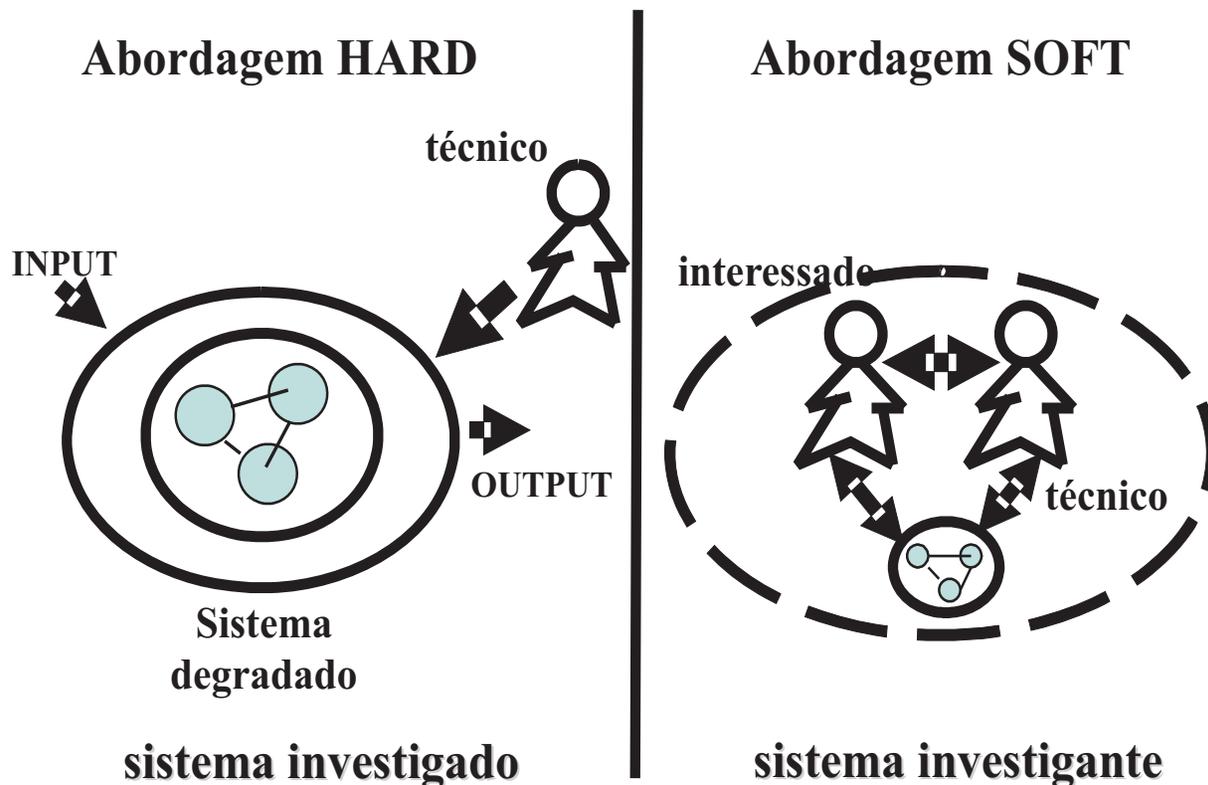
A importância da mudança de sistemicidade e suas implicações para melhorar nosso agir no mundo são bem sintetizadas por Kay & Foster (1999), para quem “no mundo pós-moderno os problemas hard systems são as questões centrais do passado e as situações soft systems as preocupações centrais do futuro”.

A Figura 6 apresenta genericamente como estas duas abordagens se apresentam da perspectiva de um técnico que se engaja em uma

Quadro 1. As abordagens “hard” e “soft” e a mudança de sistemicidade.

Abordagem <i>hard</i>	Abordagem <i>soft</i>
Existe um sistema!	Trata-se de uma situação de complexidade?
Quais são suas características essenciais?	Quem está envolvido e o que pensam?
Como seu desempenho pode ser otimizado?	O que caracteriza uma melhoria da situação?

Baseado em Bawden (2004)



Baseado em Bawden, 2004

Figura 6. Principais elementos em sistemas investigados e investigantes.

situação. Adotando uma abordagem sistêmica “hard” em contextos de RA, o técnico reconhece um sistema degradado, e o conjunto de elementos presentes pode ser denominado de um “sistema investigado”. Neste caso, e baseado no Quadro 1, as questões que emergem podem ser assim resumidas:

- Que tipo de sistema degradado está sendo investigado?
- Quais são as características essenciais do sistema que está se degradando?
- Quais são os problemas do sistema e como melhorar (otimizar) seu desempenho?

Por sua vez, quando se adotar uma abordagem sistêmica “soft” em contextos de RA, o técnico se perceberá como parte de um sistema investigante, e as questões que emergem nestas

circunstâncias podem ser assim resumidas:

- O sistema degradado está inserido em uma situação de complexidade?
- Nesta situação, quais questões os interessados percebem como problemáticas?
- O que constitui uma melhoria da situação e quem decide?

Vale lembrar ainda que adoção de uma abordagem “soft” de certa maneira engloba todas aquelas questões que emergem quando se adota uma abordagem “hard”. Como o próprio Checkland (1985) lembrou, a abordagem “hard” pode ser considerada uma caso particular da abordagem “soft”. De um ponto de vista epistemológico, as principais diferenças entre as duas abordagens são apresentadas no Quadro 2.

Quadro 2. A mudança de sistemicidade e suas implicações.

RA 1ª. ordem	➔	RA 2ª. ordem
Pesquisador permanece fora do sistema sendo estudado		Papel e ação do pesquisador fazem parte das interações que estão sendo estudadas
Crença na existência de uma realidade objetiva		Maneira como pesquisador percebe a situação é crítica para o sistema sendo estudado
Intervenção considera que os sistemas são fechados		O mundo resulta de distinções
Baseada no conhecimento disciplinar		Responsabilidade substitui a objetividade
Conhecimento e tecnologia são transferidos		Ação baseada no mundo da experiência

A passagem de uma noção de sistema (o mundo sistêmico) para outra (o processo de indagação sistêmica sobre o mundo), ou seja, de uma abordagem de 1ª. Ordem para uma abordagem de 2ª. Ordem caracteriza, assim, uma “mudança de sistemicidade”, e passar de um sistema de restauração ambiental para uma restauração ambiental sistêmica, significa abrir mão de uma perspectiva de 1ª. ordem para adotar uma de 2ª. ordem. E a natureza da sistemicidade (e a consciência epistêmica desta natureza) é fundamental para a definição de uma estratégia de restauração ambiental, já que a maneira como um observador (o pesquisador, o técnico) percebe a situação e se engaja com ela é crítica para a forma como esta será tratada. Por isso, adotar uma perspectiva de 2ª. Ordem necessariamente implica aceitar que a restauração ambiental não diz respeito somente ao sistema de interesse definido pela área degradada. Significa compreender também que o objetivo principal possa ser “desenhar” sistemas de aprendizagem para a restauração ambiental, cujas características, e a própria construção, são notoriamente influenciadas pelo contexto. A adoção de uma abordagem sistêmica na RA deveria, portanto, implicar em uma mudança de foco: ao invés de focar “sistemas” que

demandam RA, focar sobre a natureza sistêmica do processo de restauração ambiental. Além disso, vale lembrar também que a partir destas tradições de pensamento sistêmico, emergem várias outras questões fundamentais como, por exemplo, as distintas éticas que as sustentam (da objetividade e da responsabilidade, respectivamente).

Restauração ambiental como prática sistêmica

Adotar pensamento sistêmico para lidar com situações de complexidade em que a RA assume significado implica entender a própria RA como uma prática sistêmica. Entretanto, o que caracteriza uma prática como sendo sistêmica? Para os propósitos deste trabalho, uma prática sistêmica pode ser entendida como:

- O uso de conceitos sistêmicos na melhoria de situações-problema;
- Uma forma genérica de lidar com situações de complexidade e um processo de indagação para melhorar nosso desenho de sistemas e
- “A arte de orquestrar um tipo particular de conversa....uma conversa baseada em pensamento sistêmico”.

É preciso ainda considerar que em se

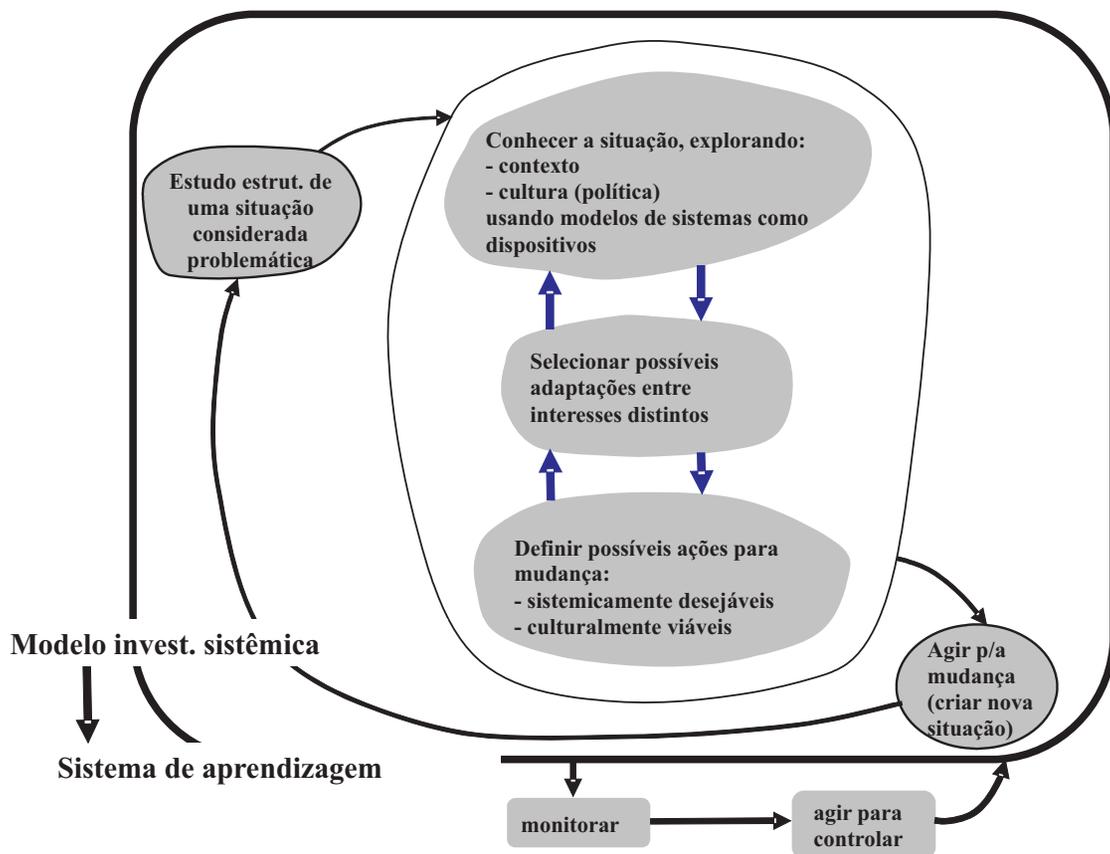
tratando de prática sistêmica, necessariamente deverá ser considerado o *ambiente* do sistema de interesse. Ou seja, uma prática sistêmica não pode desconsiderar a dualidade entre sistema e ambiente (do sistema), já que a interação entre ambos pode ser o principal objeto de preocupação e mudança em problemas de RA, como se discutiu no item anterior. Além disso, para não esquecer do que se disse em relação à Figura 2, é preciso considerar o processo de aprendizagem, que conecta pensamento e prática sistêmica, e de sua importância. Assim, prática sistêmica em RA deve ser entendida como o desenho de sistemas de aprendizagem com o propósito de melhorar situações-problema.

Ou seja, a RA como uma prática sistêmica nos oferece a possibilidade de nos libertarmos do jugo determinista que nos obriga

a querer compreender cada vez mais uma situação de complexidade em seus mínimos detalhes para assim melhor controlá-los e manipulá-los, como em um sistema degradado ou em processo de degradação. Em vez disso, podemos nos engajar em processos cognitivos mediados por práticas sistêmicas, para aprender a lidar com essas situações percebidas como problemáticas, para as quais não podemos ter a ingenuidade de querer encontrar “soluções”, mas para os quais temos que ter a responsabilidade de procurar promover melhorias (Schlindwein, 2005).

Desenhando sistemas de aprendizagem

Do que se discutiu até aqui, o que se está propondo é o entendimento de RA como uma prática sistêmica cuja principal característica é



Baseado em Ison (2004)

Figura 7. Modelo de processo de investigação sistêmica em uma situação de RA, cujo operar pode caracterizar um sistema de aprendizagem.

facilitar a aprendizagem sobre o próprio processo envolvido na RA, assim como sobre a situação-problema em que a RA está inserida. Trata-se, portanto, de desenhar sistemas de aprendizagem para a RA. Na Figura 7, é apresentado um modelo genérico de um processo de investigação sistêmica, que quando implementado pode ser descrito como um “sistema de aprendizagem”.

Uma prática sistêmica sempre implica pelo menos três aspectos: quem realiza a prática, o que é realizado como prática e sobre o que (qual situação) a prática ocorre. Em uma situação de RA uma questão muito relevante diz respeito, portanto, aos “interessados” (aos “stakeholders”) que participam da prática e com ela podem aprender. Ou seja, é preciso estar consciente de quem aprende e de como isto está relacionado ao desenho da prática sistêmica, ao desenho do processo de investigação, como apresentado na Figura 7, que pode produzir um sistema de aprendizagem.

Concluindo...

A adoção de uma abordagem sistêmica em uma situação de RA implica em se fazer certas escolhas em lugar de outras, e muitas vezes é muito difícil poder dizer se esta adoção levou a um lugar melhor ou somente a um lugar diferente, como lembra Ison (2004). Contudo, o praticante sistêmico consciente pelo menos tem à sua mão mais possibilidades e melhores condições para avaliar porque certas escolhas parecem ser

melhores que outras. E isto está bem de acordo com o imperativo de Heinz von Förster que aparece no início deste artigo: a adoção de PS e de práticas sistêmicas em situações de RA pelo menos aumenta o número de possibilidades.

Vale lembrar mais uma vez também, que para ocorrer uma mudança de systemicidade que permita a passagem de um sistema de restauração ambiental para uma restauração ambiental sistêmica, ou de uma RA de 1ª. Ordem para uma RA de 2ª. Ordem, é preciso levar em consideração que:

1. Perceber o mundo (ou partes dele) como um sistema, não significa percebê-lo sistemicamente;

2. “Sistema” não designa somente entidades existentes no mundo, mas designa também uma forma de se lidar com o mundo;

3. É importante estar consciente da postura epistemológica que se adota em relação à noção de “sistema”, sobretudo para o desenho de práticas sistêmicas;

4. A mudança de systemicidade – da realidade ao processo de indagação da realidade – implica em uma mudança ética: de uma ética da objetividade para uma ética da responsabilidade;

5. A restauração ambiental pode ser organizada como uma prática sistêmica através do desenho de sistemas de aprendizagem para melhorar situações-problema em que a degradação ambiental assume significado.

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Ademir Reis e à doutoranda Deisy Regina Tres pelo generoso convite para participar do I Simpósio de Restauração Ambiental Sistêmica, realizado em Florianópolis, em maio de 2008.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACKOFF, R. L. 1974. **Redesigning the future. A systems approach to societal problems.** New York: Wiley. 260p.
von BERTALANFFY, L. 1968. **General**

systems theory. Foundations, development, applications. New York: Braziller. 295p.
BAWDEN, R. 2004. **Soil, science, and systemics.** Palestra proferida na V Reunião Sul-

Brasileira de Ciência do Solo, Florianópolis, 9 a 11 de novembro de 2004.

CHECKLAND, P. 1985. From optimizing to learning: a development of soft systems thinking for the 1990s. **Journal of the Operational Research Society** 36 (9): 757-767.

CHECKLAND, P. 1990. **Systems thinking, systems practice**. Chichester: Wiley. 330p.

ISON, R. 2004. Part 5. Designing 'learning systems' for purposeful action in the domain of sustainable development. In: T306. **Managing complexity: a systems approach**. Block 4. Managing sustainable development: learning with other stakeholders. 2nd Edition. Cambridge: The Open University. p. 83-120.

ISON, R. 2005. **Interdisciplinarity and systems practice**. Palestra proferida no seminário "PGA: 10 anos praticando a mudança", Florianópolis, 31 de maio e 01 de junho de 2005.

KAY, J. J.; FOSTER, J. A. 1999. About teaching systems thinking. In: SAVAGE, G.; ROE, P. (Ed.).

Proceedings of the HKK Conference, 14-16 June, University of Waterloo, Ontario. p. 165-172.

RAPOPORT, A. 1978. General systems theory: a bridge between two cultures. Third annual Ludwig von Bertalanffy memorial lecture. **General Systems** 23: 149-156.

SCHLINDWEIN, S. L. 2005. Prática sistêmica para lidar com situações de complexidade. In: **Anais do I Congresso Brasileiro de Sistemas**, CD-ROM. FEA-RP/USP Ribeirão Preto, 09 e 10 de novembro de 2005.

THE OPEN UNIVERSITY. 2002. **Systems thinking and practice: a primer**. Dorchester: The Open University. 79p.

ULRICH, W. 2001. The quest for competence in systemic research and practice. **Systems Research and Behavioral Science** 18: 3-28.

"Se queres ver, aprenda a agir"

Heinz von Förster

PENSAMENTO SISTÊMICO APLICADO AO ENSINO DE RECUPERAÇÃO AMBIENTAL E RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

James Jackson Griffith

Filósofo, Prof. Dr. do Depto. Engenharia Florestal
Universidade Federal de Viçosa – UFV
griffith@ufv.br

RESUMO

Neste trabalho, discute-se como estudantes de nível superior e profissionais podem ser capacitados para aplicar pensamento sistêmico em projetos de recuperação e restauração ambiental. Começa com uma breve história da disciplina e dos seus conceitos básicos. A seguir, são apresentadas sugestões de como interpretar e adaptar os oito arquétipos clássicos do pensamento sistêmico para situações de degradação e recuperação. O trabalho é concluído com uma discussão das limitações do método e oferece sugestões relevantes para os rumos futuros da disciplina na sua aplicação à recuperação de áreas degradadas.

Palavras-chave: Pensamento Sistêmico, Arquétipos, Recuperação de Áreas Degradadas, Restauração Ecológica, Teoria da Complexidade

ABSTRACT

SYSTEMIC THINKING APPLIED TO TEACHING ENVIRONMENTAL RECUPERATION AND ECOLOGICAL RESTORATION

This chapter discusses how to apply systemic thinking for teaching disturbed-land reclamation and ecological restoration to university students and graduated professionals. A brief history and basic concepts of systemic thinking are presented. Suggestions are made on how to interpret and adapt the original eight archetypes to model situations of degradation and recuperation. It concludes by discussing the limitations of this method and suggesting future directions for applying systemic thinking to recuperation of degraded lands.

Key words: Systemic Thinking, Archetypes, Disturbed-Land Reclamation and Rehabilitation, Ecological Restoration, Complexity Theory

INTRODUÇÃO

A prática da disciplina do pensamento sistêmico promete contribuir muito para o atual movimento de recuperação e restauração ambiental no Brasil. É uma forma de enxergar por completo o problema de determinada situação de degradação e propor um conjunto integrado de soluções. Tal tratamento evita o uso

de técnicas que apenas atendem a um aspecto isolado do problema. Ou seja, quem aplica o pensamento sistêmico não repara apenas uma peça destoante, deixando, assim, outros componentes do problema exposto à deterioração.

O círculo de causalidade é a principal

ferramenta do pensamento sistêmico. Segundo a visão holística e não-linear que essa ferramenta proporciona, o mundo opera em ciclos de retroalimentação de reforço (efeito “bola da neve”) e balanceamento (efeito “gangorra”). Na forma de desenhos, os círculos de causalidade podem ser utilizados para modelar, interpretar e diagnosticar tanto fenômenos naturais quanto sociais. Quando dois ou mais desses volteios ou ciclos são reunidos numa única expressão gráfica, costuma chamar o produto de um “diagrama de influência”.

Este trabalho objetivou mostrar como os diagramas do pensamento sistêmico podem ser aplicados para interpretar objetivamente situações de recuperação ambiental e restauração ecológica. Primeiramente, descreve os antecedentes do pensamento sistêmico e explica a sua relação à Teoria da Complexidade. A seguir, mostra como ambos os conceitos são ensinados na Universidade Federal de Viçosa (UFV) numa disciplina de graduação oferecida, anualmente, sobre recuperação de áreas degradadas. Discute como os oito arquétipos clássicos do pensamento sistêmico têm sido adaptados a questões de recuperação na experiência da UFV. Conclui com considerações finais sobre as limitações do pensamento sistêmico em geral e sobre os possíveis rumos futuros para o aperfeiçoamento da sua aplicação à recuperação e restauração ambiental.

As Origens do Pensamento Sistêmico

O pensamento sistêmico foi desenvolvido nas últimas décadas como alternativa aos excessos do reducionismo científico. Hoje existem críticas sobre o costume no Ocidente de buscar soluções para problemas, por meio da sua fragmentação e dissecação. Muitas pessoas consideram as visões fragmentadas como responsáveis, em grande parte, pela atual deterioração ambiental mundial.

Em termos da história geral da intelectualidade, o pensamento sistêmico tem suas origens enraizadas em quatro caminhos distintos: biologia organicista, física quântica,

psicologia *Gestalt* e ecologia (Capra, 1996). Mais especificamente, o presente movimento do pensamento sistêmico teve seu grande ímpeto a partir da Segunda Guerra Mundial, com o advento de Pesquisas Operacionais e Análise de Sistemas. Segundo Stuart A. Umpleby & Eric B. Dent (1999), dois historiadores do pensamento sistêmico, esses foram métodos desenvolvidos pelos serviços britânico e estadunidense de inteligência militar. Mais tarde, na década de 1950, outras instituições, principalmente norte-americanas, contribuíram também para a evolução de pensamento sistêmico. Além de avançar em Pesquisas Operacionais e Análise de Sistemas, essas organizações de ensino superior, pesquisas e consultoria técnico-financeira criaram, em alguns casos, suas próprias “escolas”. As novas vertentes incluíram a Teoria Geral de Sistemas, a Abordagem Sistêmica, Dinâmica de Sistemas, Aprendizagem Organizacional e Manejo de Qualidade Total.

Embora o relato histórico de Umpleby & Dent (1999) seja bastante completo, eles apenas mencionam uma vertente que muitos consideram importante para o pensamento sistêmico: a Teoria da Complexidade. De fato, alguns especialistas rebaixam a Teoria, acusando-a de ser conceitualmente dispersa. Entretanto, para muitos dos pesquisadores trabalhando na área ambiental está ficando cada vez mais claro que a Teoria da Complexidade, como descrito por Waldrop (1992), descreve muito bem a dinâmica da restauração ecológica. Usando um modelo que assemelha à Teoria da Complexidade, Aumond (2007), por exemplo, desenvolveu uma técnica inovadora para preparar terras destinadas à recuperação ambiental.

A natureza, ao receber um choque, lança mão de muitas ações simultâneas de retroalimentação compensatória. O surgimento de tais mecanismos representa a resposta complexa do sistema atingido. São conexões que conduzem o movimento sistêmico em múltiplos

volteios de “feedback”; o sistema caminha desde o caos causado pelo distúrbio até o restabelecimento de uma nova ordem dinâmica (Griffith & Toy, 2005). Essa dinâmica pode ser bem representada por um círculo de causalidade (Figura 1).

anualmente, na Universidade Federal de Viçosa, uma disciplina, em nível de graduação, sobre recuperação de áreas degradadas. Durante os últimos três anos, a matrícula dessa disciplina tem estabilizado em torno de 100 estudantes por ano. Atende entre sete e oito cursos da UFV

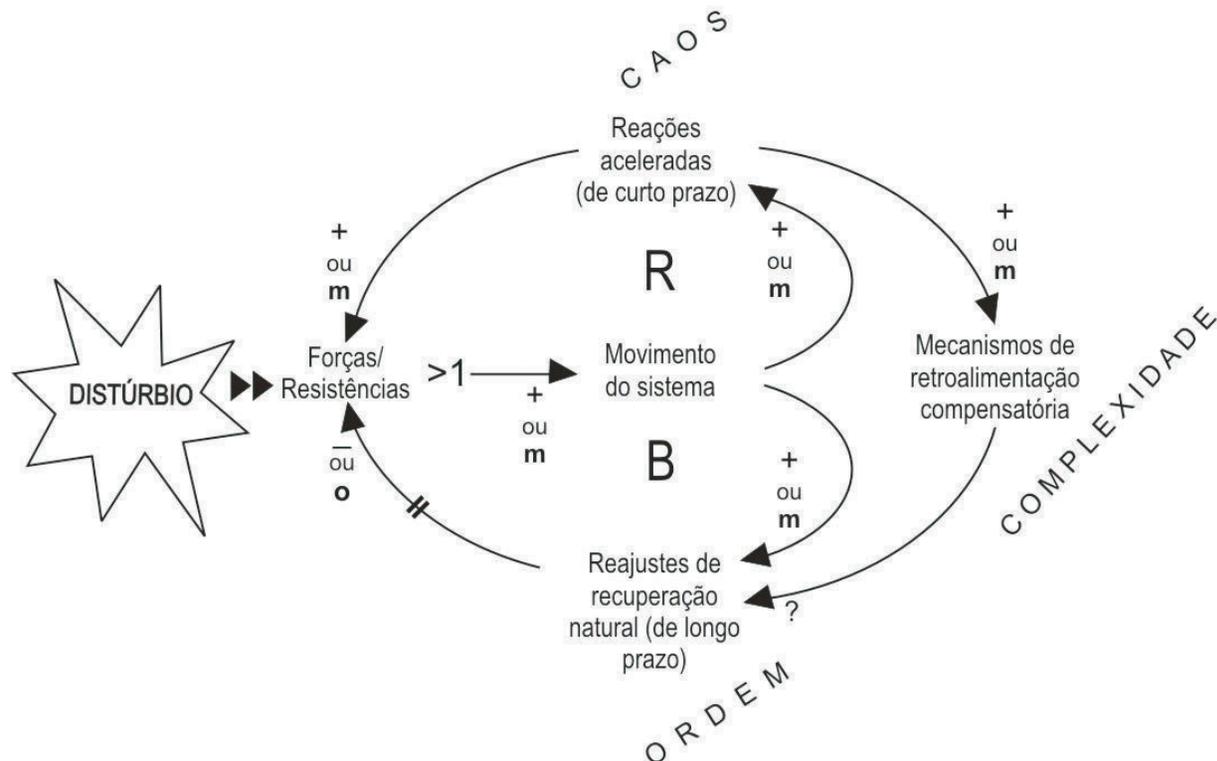


Figura 1. A seqüência temporal do processo de recuperação necessária para se chegar, após um distúrbio, a uma nova estabilidade dinâmica. Fonte: Griffith & Toy (2005).

O conjunto dessas ações no curto, médio e longo prazos envolve muita redundância e recursividade entre os subsistemas que compõem o ecossistema atingido. Essa dinâmica de reação e sobreposição foi descrita por Perry et al. (1989) como “bootstrapping”. A essa dinâmica de reforço – o “bootstrapping” –, pode-se atribuir a capacidade de os ecossistemas terem resiliência contra degradação ou de fazerem auto-reparos (Griffith, 2007b).

Ensino do Pensamento Sistêmico na Universidade Federal de Viçosa

Desde 2000 está sendo oferecida

(especialmente Engenharia Ambiental, Engenharia Agrícola e Ambiental, Engenharia Florestal, Agronomia, Geografia, Biologia, Veterinária).

Para aprender pensamento sistêmico, é necessário fazê-lo na prática. A maneira de “colocar mãos na massa” na UFV é exigir como trabalho a interpretação de um texto. Seguindo as instruções do professor, os estudantes lêem juntos com ele um artigo publicado em revista ou jornal que trata de maneira objetiva algum assunto de degradação ambiental. Trabalhando em grupos de cinco membros cada, eles têm duas semanas para elaborar um diagrama de influência que interpreta o artigo. Eles fazem

isso trabalhando na sala de aula, e completando o diagrama como “dever de casa”. Depois de aperfeiçoados (normalmente levam cinco a seis tentativas para acertar o diagrama), os trabalhos são apresentados com toda a turma presente.

A Figura 2 é um diagrama elaborado por uma equipe da disciplina ENF 391 – Recuperação de Áreas Degradadas que bem representa o resultado obtido do referido exercício. No caso, os estudantes analisaram uma reportagem sobre degradação causada por fazendas aquáticas oceânicas publicada pela Revista Veja (Orsolini, 2007).

Para que a aprendizagem seja efetiva, deve-

se perguntar se a difusão do pensamento sistêmico cai em terra fértil na instituição de ensino. É necessário começar com a seguinte pergunta: “Onde está a cabeça do estudante?” Em outro trabalho, Griffith (2007a) descreveu como o pensamento sistêmico é recebido de acordo com as linhas de pensamento filosófico que dominam a intelectualidade dos estudantes de graduação da UFV. Por exemplo, os discentes acostumados ao positivismo comteano (um pensamento filosófico muito difundido no Brasil) geralmente têm dificuldade para se adaptarem à não-linearidade dos círculos de causalidade.

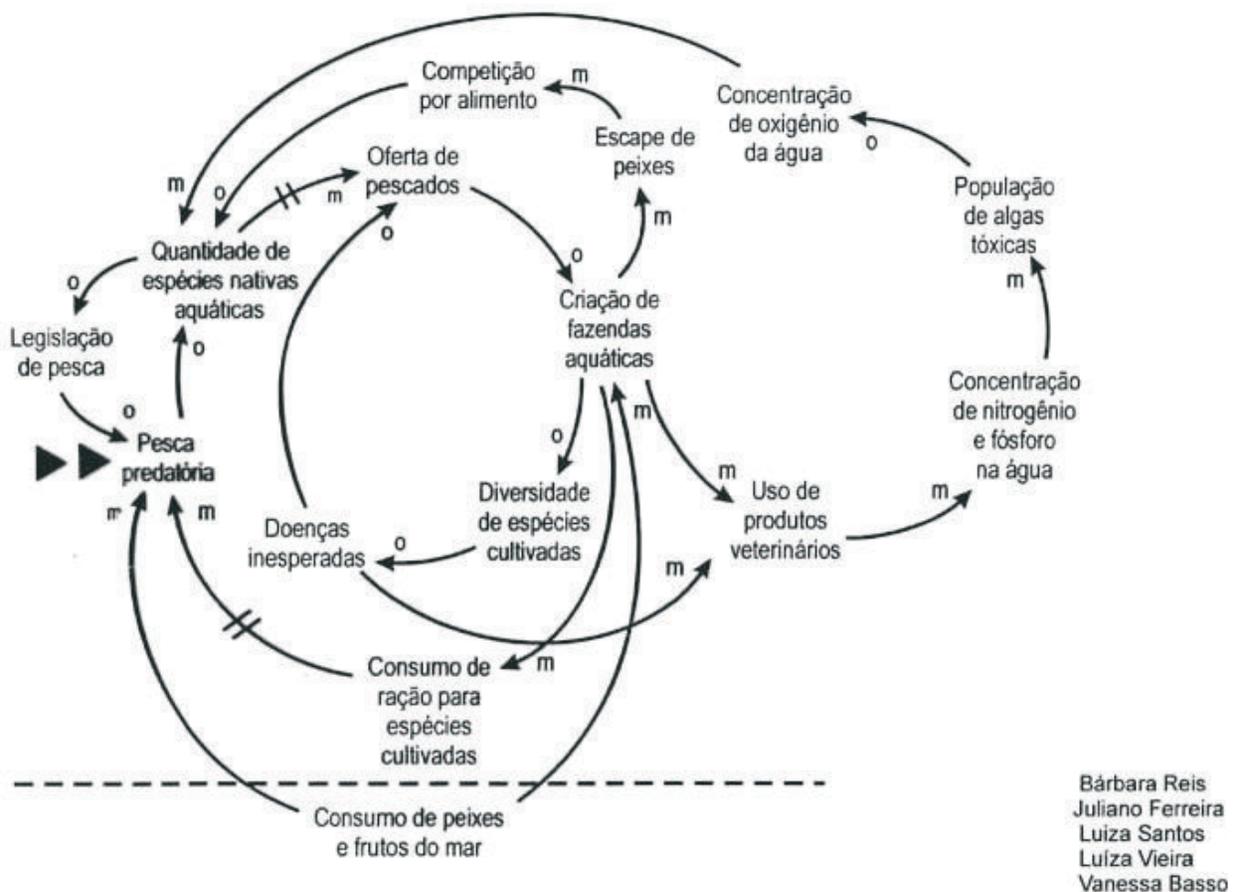


Figura 2. Interpretação estudantil de considerações ambientais relacionadas à criação de peixes e frutos do mar em cativeiro, segundo reportagem publicada na *Revista Veja*, de 26 de dezembro de 2007, p. 98-99.

Adaptação dos Oito Arquétipos para Modelagem de Recuperação Ambiental

O conceito do pensamento sistêmico, como descrito por Senge (1990) e por Anderson & Johnson (1997), objetiva enxergar o todo, detectar padrões e inter-relacionamentos e aprender a reestruturar essas inter-relações de forma mais harmoniosa (obter sucesso em recuperação ambiental, no caso). Entretanto, o diagnóstico do problema pode ser muito complexo, especialmente se o diagrama construído consiste em mais de 20 variáveis.

Na experiência da UFV tem sido de grande valia adaptar os chamados “arquétipos” para interpretar situações complexas de recuperação de áreas degradadas. Muitas vezes, os problemas que parecem, à primeira vista, únicos acabam sendo causados pela mesma estrutura sistêmica. Essa repetição de padrão pode ser modelada por meio de *arquétipos*.

Os pensadores da escola de Dinâmica de Sistemas (Senge, 1990; Anderson & Johnson,

1997) desenvolveram círculos de causalidade para oito “arquétipos”. Servem como pontos de partida para diagnosticar sistemas. Esses oito arquétipos clássicos são resumidos a seguir e discutidos em termos da sua aplicação à recuperação ambiental.

1. Consertos que Pipocam

Todos nós somos forçados, de vez em quando, a atuar como “bombeiros”, recorrendo a táticas de caráter temporário para lidar com problemas urgentes. Muitas vezes, a tática aplicada é precária, e o conserto acaba sendo um “quebra galho” perigoso. No primeiro momento, é capaz de aliviar os sintomas do problema. Entretanto, na maioria das vezes a “solução sintomática” não atende às suas verdadeiras causas. Ao contrário, costuma agravar o problema devido às conseqüências não-intencionais associadas ao “quebra galho”. Frequentemente, acaba desencadeando, de maneira sistêmica, uma situação ainda pior (Figura 3).

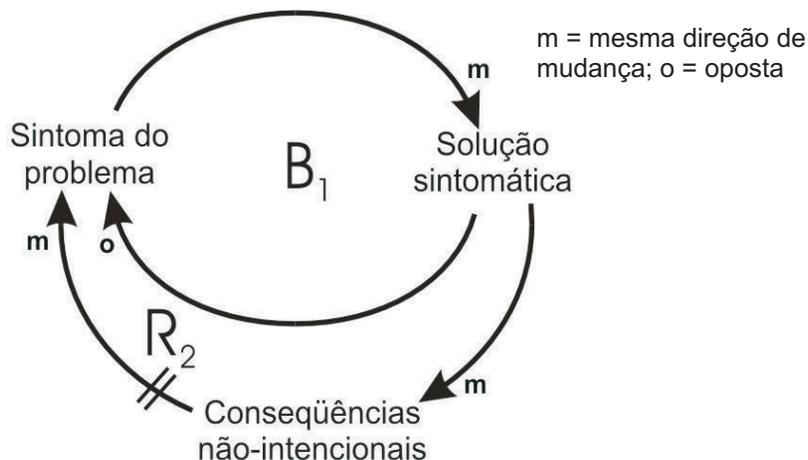


Figura 3. Arquétipo Consertos que Pipocam. Fonte: Anderson & Johnson, 1997 (Tradução nossa).

Aplicação em Recuperação: Erros cometidos em projetos de revestimento vegetal de solo exposto fornecem alguns dos piores exemplos de tropeço com a dinâmica deste arquétipo. O uso de plantas agressivas de fato pode resultar no rápido recobrimento de terra desnudada. Entretanto, a priorização do crescimento rápido sobre outras

características botânicas desejáveis pode comprovar um erro caro. O exemplo clássico norte-americano foi a proliferação de *kudzu* (*Pueraria montana* var. *lobata*), uma espécie asiática plantada originalmente nos Estados Unidos para controlar erosão. No Brasil, o capim-meloso (*Melinis minutiflora*), de origem africana, é

freqüentemente usado, apesar da sua suscetibilidade ao fogo e impenetrabilidade para dispersão de espécies nativas.

Outra arrumadela freqüentemente desastrosa em locais de recuperação são as obras temporárias de diversão e retenção das águas. Muitas vezes, são construídas apressadamente durante a época de chuvas, quando os problemas de drenagem costumam aparecer pela primeira vez. Em uma única chuva torrencial, o seu rompimento é capaz de devastar frentes de lavra ou sítios industriais inteiros. As perdas de equipamento e material inundados ou levados pelas cheias costumam ser grandes; pode acontecer também perda de vida humana.

2. Transferindo o Fardo

Muito parecido com “Consertos que Pipocam”, esse modelo (Figura 4) descreve a seguinte escolha gerencial: ao ser confrontado com os sinais óbvios da existência de um problema, podem-se tratá-lo de duas maneiras: 1) aplicar uma solução sintomática ou 2) aplicar uma solução fundamental. A primeira pode ser facilmente executada, mas normalmente não se comprova ser satisfatória. O problema é que a solução sintomática atende apenas os aspectos superficiais do problema; reduz temporariamente o desconforto (uma pressão construtiva, no caso), que levaria aos responsáveis à procura de uma solução mais duradoura. A segunda opção é a melhor escolha, porque vai à raiz do problema.

Aplicação Em Recuperação: Na opinião do autor deste trabalho, o arquétipo já discutido, *Consertos que Pipocam*, descreve adequadamente o risco de adotar soluções superficiais e não duradouras. Não há necessidade de ter mais um arquétipo que explica como a escolha de um “atalho” (optar por uma solução mais fácil) pode resultar em efeitos colaterais pejorativos. Mas essa duplicação foi, aparentemente, o que aconteceu com o arquétipo *Transferindo o Fardo* que oferece narração semelhante a *Consertos que Pipocam* (Figura 4).

Para o autor deste estudo, existe a

possibilidade de um uso mais “nobre” para *Transferindo o Fardo* (Figura 1), se se aplicar a Teoria da Complexidade ao caso. Um exame detalhado revela que “transferindo o fardo” é exatamente o que a própria natureza faz ao sofrer perturbação severa. Existe tendência para o sistema perturbado distribuir suas ações de recuperação em movimentos distintos de curto, médio e longo prazos (Figura 1). Metaforicamente falando, pode-se dizer que a natureza amortiza os danos ao longo do tempo, à semelhança da maneira como as pessoas amortizam suas dívidas bancárias. É a resposta natural do sistema, rumo a um novo equilíbrio.

Especialmente intrigante em *Transferindo o Fardo* é a conexão que a variável denominada “Efeitos colaterais” faz entre o período de curto prazo (sob o domínio das soluções sintomáticas) e de longo prazo (sob o domínio das soluções duradouras). O diagrama original do arquétipo dá a impressão de que os efeitos colaterais são sempre pejorativos, mas isso não é necessariamente assim. Tais efeitos podem ser considerados, na verdade, mecanismos compensatórios, como discutidos por Richardson (1991) no seu livro dedicado ao assunto “retroalimentação”. Segundo esse autor, os sistemas de retroalimentação possuem a capacidade para compensar mudanças impostas de modo geral. Essa capacidade tem sido chamada de “ultra-estabilidade” do sistema (Richardson, 1991, p. 306).

Nesse sentido mais otimista, os “Efeitos colaterais” são ajustes naturais que contrapõem o caos; são manifestações da auto-organização do sistema respondendo à perturbação. Foi nesse sentido que Griffith & Toy (2005) desenvolveram seu “Modelo Físico-Social da Recuperação Ambiental”, fundamentado no arquétipo “Transferindo o Fardo” (Figura 1). Por meio de círculos de causalidade, mostraram como os sistemas físico e social, ao serem perturbados, chegam, mais cedo ou mais tarde, a um estado de estabilidade dinâmica por meio do processo de retroalimentação.

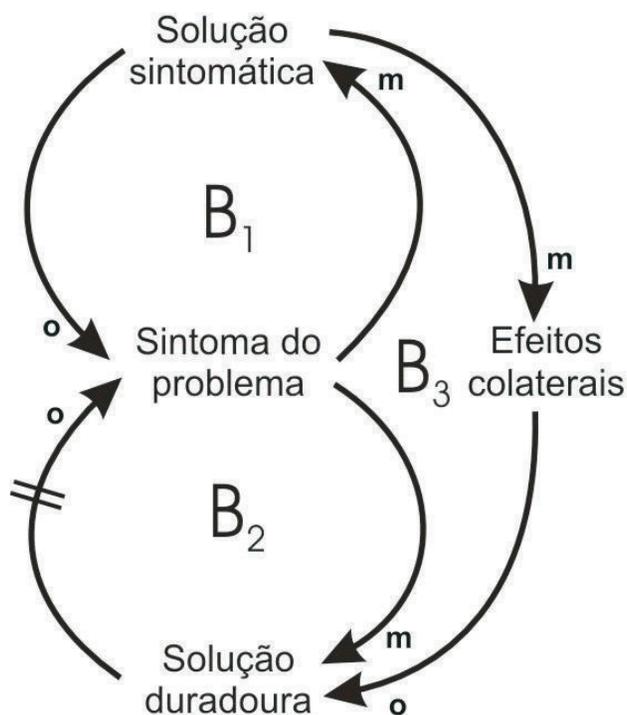


Figura 4 Arquétipo Transferindo o Fardo. Fonte: Anderson & Johnson, 1997 (Tradução nossa).

3. Metas à Deriva

Uma vez estabelecida uma meta, pode ser difícil mantê-la. Mesmo havendo esforços para cumprir o marco, pode surgir lacuna ou brecha entre o ideal almejado e a situação real. Para lidar com esse dilema, o gerente tem duas alternativas: a lacuna pode ser eliminada por meio de ações corretivas, visando ao cumprimento do alvo original (a melhor escolha). A outra opção é ofuscar o desvio do ideal por meio de um rebaixamento da meta. Optando por esta segunda opção, o resultado será uma eventual deterioração da situação do sistema em geral (Figura 5).

Aplicação em Recuperação: Duas decisões são muito importantes na fase inicial da recuperação: 1) escolher o uso definitivo da terra e 2) decidir quais as metas ecológicas necessárias e cuja execução garante a sustentabilidade do novo uso. Mesmo balizadas por considerações financeiras, essas decisões, como são formadas no início do projeto, costumam ser produtos de uma visão idealizada. Mais tarde, as dificuldades de execução, ou mudanças na situação financeira,

podem colocar em dúvida a manutenção das metas originais. Assim, surge a pressão para abaixá-las, sendo substituídas por ações menos dispendiosas ou difíceis. Conseqüentemente, a qualidade do projeto final sofre com o rebaixamento da visão original.

O comportamento de alguns países dependentes de energia nuclear fornece ainda outro exemplo de *Metas à Deriva*: Durante recentes temporadas recordistas de extremo calor de verão, alguns administradores europeus de energia pediram libertar nos rios quantias extras de água quente, proveniente dos sistemas de esfriamento dos reatores. Enquanto esse despejo maior puder aumentar a capacidade dos reatores, o aquecimento conseqüente põe em perigo espécies aquáticas raras, especialmente os peixes já ameaçados de extinção. Existem padrões preestabelecidos pelo setor ambiental sobre a temperatura aceitável de águas ribeirinhas. Ou seja, sob pressão do setor energético, as metas ambientais contra a degradação dos cursos d'água acabam sendo colocadas à deriva.

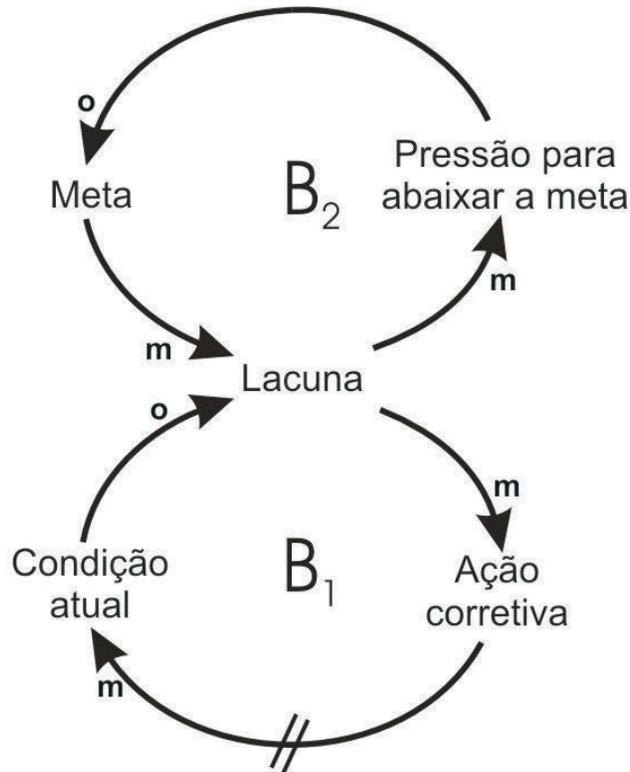


Figura 5. Arquétipo Metas à Deriva. Fonte: Anderson & Johnson, 1997 (Tradução nossa).

4. Sucesso para o Bem-Sucedido

Se para uma pessoa ou grupo (Parte A) forem alocados mais recursos que para outra pessoa ou grupo igualmente capaz (Parte B), o recipiente e, ou, recipientes originalmente mais beneficiados normalmente se sairão melhor (lograr

um sucesso maior) que a outra parte. E, em alocações futuras, a Parte A continuará reforçando sua situação privilegiada, aproveitando cada vez mais a vantagem obtida inicialmente (Figura 6).

Aplicação em Recuperação: Na década de 1990, houve grandes avanços no Brasil quanto à

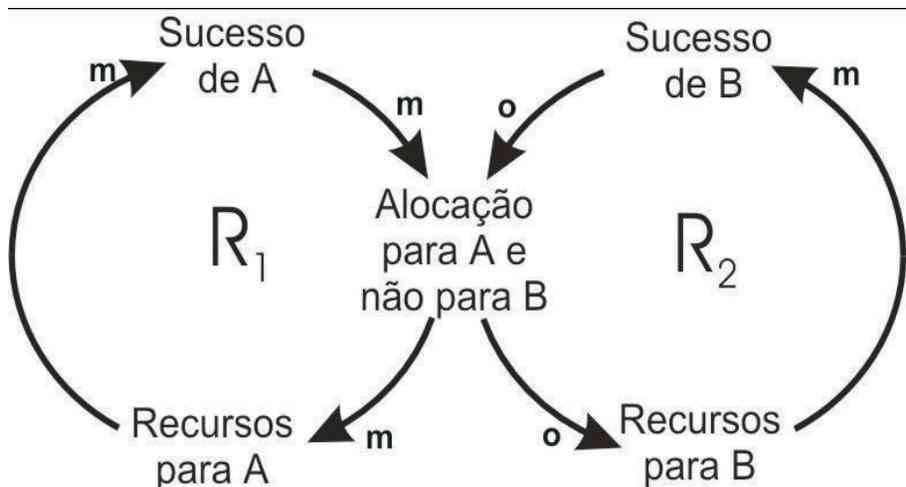


Figura 6. Arquétipo Sucesso para o Bem-Sucedido. Fonte: Anderson & Johnson, 1997 (Tradução nossa).

recuperação de matas ciliares. Mas há que questionar se outras comunidades de plantas ou situações de degradação além do desbarrancamento das margens dos cursos d'água sofreram por falta da atenção. Muitos especialistas e projetos se dedicaram exclusivamente aos problemas ribeirinhos como se fossem o único problema.

Semelhantemente, o Brasil também sofre de disparidades regionais quanto à quantidade e qualidade dos programas de recuperação. O território nacional caracteriza-se por tremendas diferenças geográficas e socioeconômicas que acentuam essas discrepâncias. Talvez essa dinâmica explique, pelo menos em parte, por que se encontram mais avançados os programas de pesquisas em recuperação ambiental nas Regiões Sul e Sudeste de que em outras regiões.

5. Escalada

Novamente, é um caso com duas partes numa situação de competição. Entretanto, dessa vez as ações da Parte A não são somente enxergadas pela Parte B como ameaçadoras, mas provocam, também, ação vingativa e semelhante à feita pela Parte B. Isso cria entre as duas partes efeito reforçador na forma de um “8”, que pode

crescer exponencialmente no futuro (Figura 7).

Aplicação em Recuperação: Já foi visto na descrição anterior do arquétipo *Metas à Deriva* (Figura 5) como um grupo pode entrar em conflito com outro no âmbito das questões ambientais. No referido caso, referiu ao setor energético *versus* o setor ambiental quanto à degradação térmica dos rios em troca de aumento da capacidade dos reatores nucleares.

O arquétipo *Escalada* também descreve perfeitamente a situações de confronto entre indústrias extrativistas e comunidades adjacentes. Muitas vezes centrada em questões de degradação, a “escalada” é desencadeada por causa dos impactos da atividade industrial sobre a qualidade de vida na região.

Aproveita-se aqui a oportunidade para sugerir a ampliação do conceito desse arquétipo e possivelmente outros, sobretudo quando aplicados em recuperação ambiental, da seguinte maneira: O arquétipo *Escalada* é normalmente associado ao conceito de entropia, em que um sistema fechado tende a comportar em retornos decrescentes. Entretanto, é possível imaginar, como Griffith (2007b) fez por meio de uma “holarquia” de recuperação ambiental, arquétipos que tratem de economias de retornos crescentes e situações de

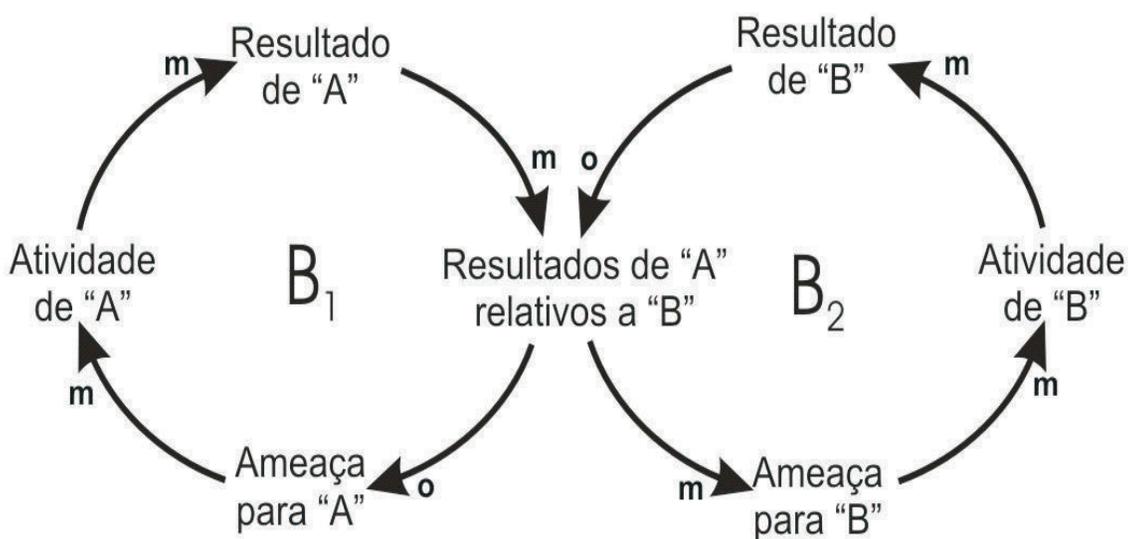


Figura 7. Arquétipo Escalada. Fonte: Anderson & Johnson, 1997 (Tradução nossa).

sinergia ecológica (Veja a discussão anterior sobre a dinâmica ecossistêmica de reforço chamada de “bootstrapping”).

Tal “escalada sinérgica” pode acontecer também em contextos socioeconômicos. No caso da chamada “comunidade de prática” (Liedtka, 1999), o entrosamento entre uma indústria especializada e a comunidade local onde essa indústria está inserida pode tornar a região mais economicamente competitiva. Essa sinergia tem a possibilidade de incluir técnicas de recuperação que comprovadamente atendem as características específicas dos ecossistemas locais.

Sem dúvida, levar em conta as barreiras criadas pelas entropias é importante, mas há muito para aprender em recuperação ambiental sobre o potencial de sistemas abertos cujo funcionamento resulta em retornos crescentes e não decrescentes.

6. Limites ao Crescimento

Um dos postulados fundamentais do pensamento sistêmico sustenta que nada pode crescer para sempre. Em dada instância no ciclo de crescimento, algum fator limitante interferirá no processo de reforço. O sistema normalmente sinaliza com bastante clareza quando o seu limite está se aproximando. Mesmo fazendo esforços para manter o ritmo anterior de crescimento, tais tentativas serão em vão, em virtude da nova dinâmica de balanceamento ligada ao fator de limitação (Figura 8).

Aplicação em Recuperação: Este arquétipo foi a base para o lançamento de uma das publicações historicamente mais importantes do movimento ambiental internacional. Em 1972, liderados por Donella H. Meadows, quatro pensadores sistêmicos do grupo associado ao Instituto de Tecnologia de Massachusetts publicaram o livro *Limites ao Crescimento* (Meadows et al., 1972). Usando modelos projetados numa escala “macro”, traçaram as conexões sistêmicas dos perigos da poluição em nível mundial. Advertiram sobre o limite de material tóxico que pode ser lançado no ambiente sem prejudicar a raça humana.

O arquétipo pode ser aplicado também em situações muito mais específicas. Numa escala “micro”, os especialistas em recuperação confrontam constantemente limites ao crescimento, na tentativa de corrigir as relações solo-planta em solos empobrecidos. Logo descobrem a relevância da *Lei do Mínimo* de Justus von Liebig, que diz que o crescimento de uma planta é proporcional à quantia do nutriente mais limitado, seja qual for este nutriente.

7. Crescimento e Subinvestimento

Este arquétipo (Figura 9) é uma extensão do anterior, *Limites ao Crescimento*, porque descreve uma dinâmica que acontece, muitas vezes, no enfrentamento de um fator de limitação (Figura 8). Segundo ele, os fatores

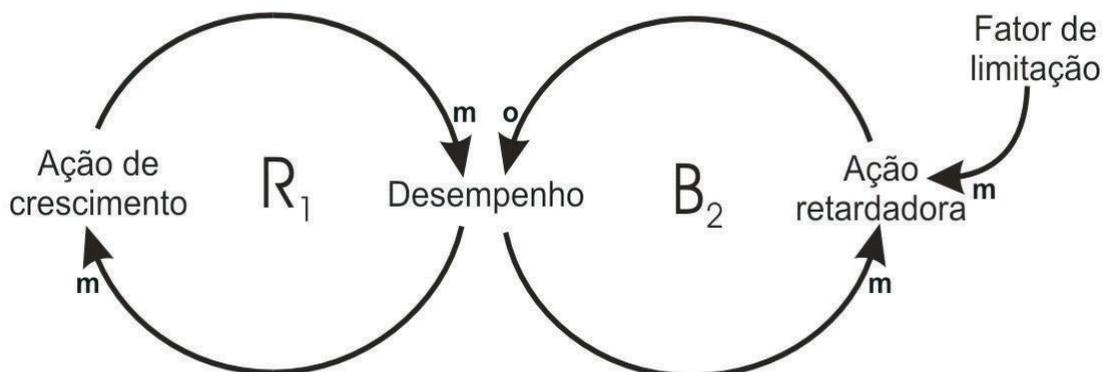


Figura 8. Arquétipo Limites ao Crescimento. Fonte: Anderson e Johnson, 1997 (Tradução nossa).

limitantes podem ser alterados se os responsáveis fizerem investimentos para aumentar a capacidade do sistema. Entretanto, se não reagirem com rapidez o sistema chegará aos seus limites. Em vez de fazerem novos investimentos, muitos gerentes escolhem a solução mais fácil, reduzindo as metas de desempenho. Isso desencadeia uma espiral decrescente, porque o abaixamento de metas resulta em diminuição das expectativas de modo geral. Por sua vez, isso reduz ainda mais a percepção da necessidade de se fazerem novos investimentos. A dinâmica inteira torna-se um círculo vicioso semelhante ao dilema já descrito: *Metas à Deriva* (Figura 5).

Aplicação em Recuperação: É possível que este arquétipo tenha sido ofuscado por outro já discutido, *Metas à Deriva* (Figura 5). Este último fornece explicação semelhante, porém mais simples que *Crescimento e Subinvestimento*. Entretanto,

não se deve descartá-lo, porque decisões sobre financiamento são, evidentemente, importantes em programas de recuperação ambiental. A falta de verbas pode prejudicar tanto o andamento de projetos de revestimento vegetal em empresas, por exemplo, quanto as pesquisas em recuperação financiadas pelo governo.

8. Tragédia da Propriedade em Comum

Se o uso total de um recurso de propriedade comum ultrapassar a capacidade de sustentação do sistema, tal recurso ficará sobrecarregado. Ao passar desse limiar, o recurso começará a se deteriorar, e os benefícios colhidos diminuirão cada vez mais para todos os usuários. Não obstante, desde que alguns desses consigam obter algum benefício, ainda que pequeno, eles continuarão explorando o recurso. Cientes de que o recurso está acabando, envidarão cada vez mais esforços para captar o valor remanescente,

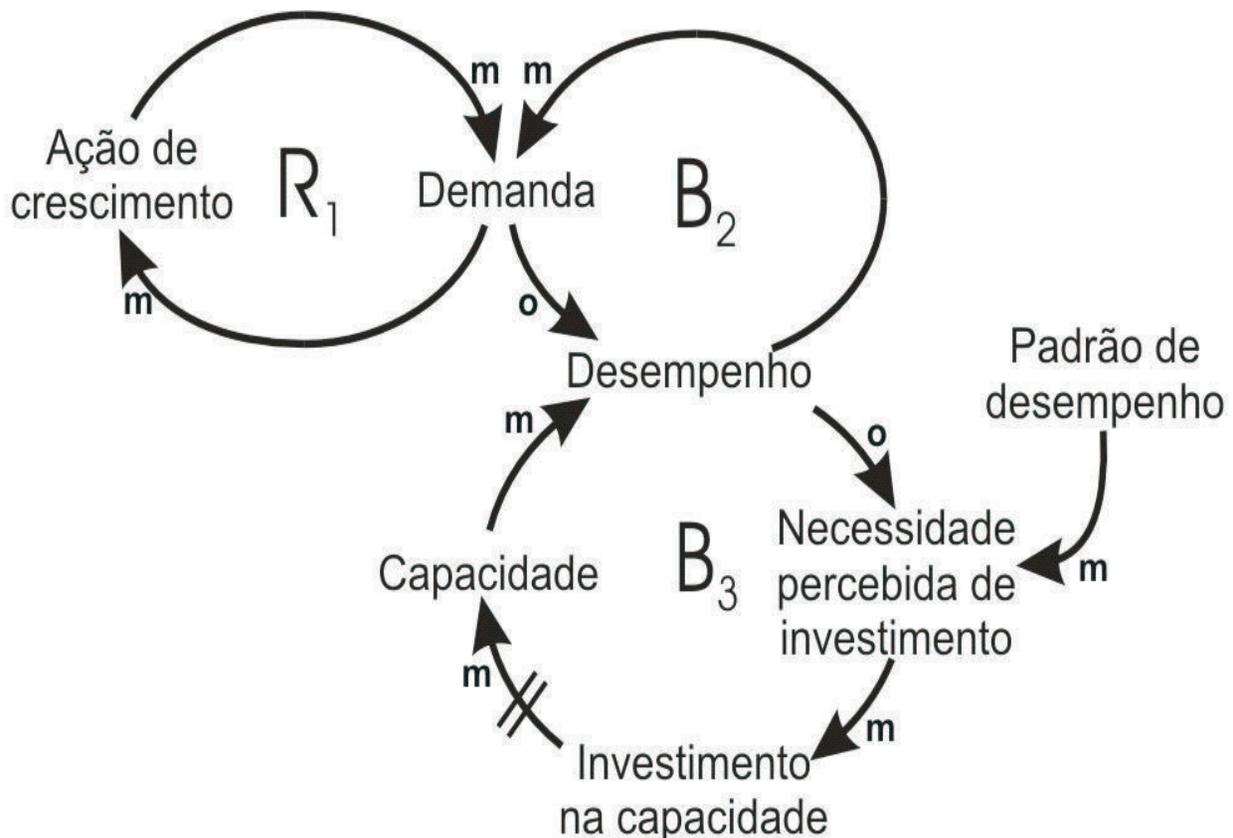


Figura 9. Arquétipo Crescimento e Subinvestimento. Fonte: Anderson e Johnson, 1997 (Tradução nossa).

agravando ainda mais a deterioração do recurso (Figura 10).

Aplicação em Recuperação: Este arquétipo é baseado no artigo famoso de Garrett Hardin “A Tragédia da Propriedade Comum”. Publicado na revista *Science* em 1968, é uma alerta neo-maltusiana sobre os perigos de excesso de crescimento populacional no mundo.

Pode-se citar como exemplo brasileiro o uso indiscriminado do mercúrio usado pelos garimpeiros na Amazônia para beneficiar o ouro. O recurso sendo aproveitado “em comum”, o que

é poluído nesse caso é a rede hídrica, principalmente os rios e igarapés da região. Outro exemplo que afeta o setor minerário é a poluição da atmosfera que acontece nas grandes minas a céu aberto. As partículas de poeira são espalhadas pelo vento muito além dos limites da mina, afetando outro recurso em comum, o ar. As mineradoras no Brasil investem muito em caminhões-pipa e, em alguns casos, sistemas fixos de irrigação para minimizar a erosão eólica nas minas. Mas a solução no longo prazo é revestir com plantas as terras expostas pelas operações o mais rápido possível.

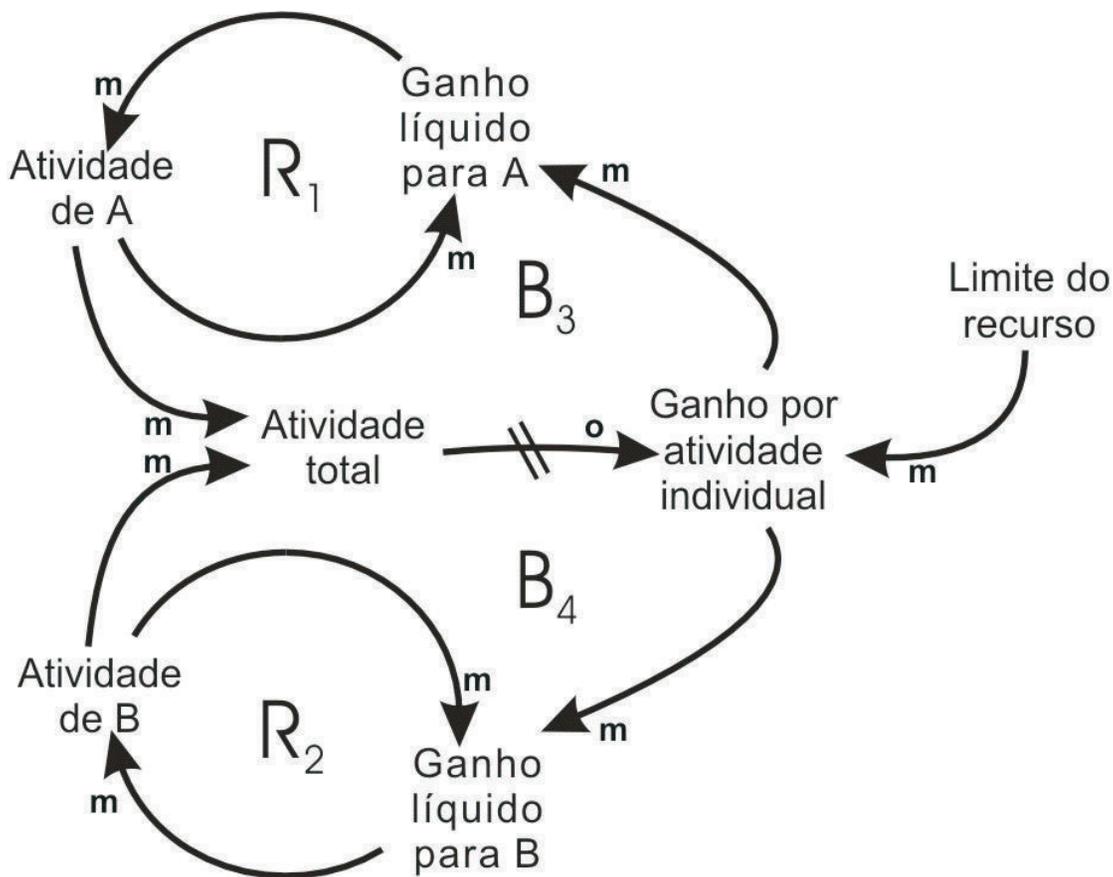


Figura 10. Arquétipo Tragédia da Propriedade em Comum. Fonte: Anderson e Johnson, 1997 (Tradução nossa).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As Limitações do Pensamento Sistêmico

Acredita-se que programas de recuperação ambiental no Brasil conseguirão

avanços significativos por meio da aplicação do pensamento sistêmico. A Teoria da Complexidade conjugada com o pensamento

sistêmico permitirá aos especialistas brasileiros atender melhor a grande diversidade natural e social do país.

É preciso reconhecer, entretanto, que o pensamento sistêmico tem algumas limitações e requerimentos especiais que devem ser levados em conta. E os principais questionamentos são os seguintes:

- É difícil representar, por meio do pensamento sistêmico, os fenômenos de estoques (armazenamento) e fluxos. A simulação matemática é a melhor para isso.

- Os diagramas, de modo geral, são reducionistas, especialmente quando limitados aos círculos de reforço e balanceamento. A recuperação tem muitos exemplos de fenômenos discretos do tipo “1/0” que não se comportam como variáveis contínuas do tipo “bola de neve” ou “gangorra”. O acontecimento repentino de um distúrbio ecológico, a canalização de um curso d’água e a implantação de um novo sistema de controle de erosão são alguns desses exemplos. Os “volteios estranhos”, como descritos por Hofstadter (2001), podem ser mais adequados para modelagem de eventos e outros fenômenos discretos.

- É necessário considerar o estilo de ensino (diagramas visuais, no caso) *versus* o estilo de aprendizagem estudantil (Felder & Brent, 1999). Em algum caso, a preferência ou estilo do estudante pode não ser a aprendizagem visual, e existem professores que não possuem a habilidade de ensinar usando desenhos.

- Não existe “a resposta correta” para avaliar os diagramas de influência. Na interpretação de determinado problema, pode haver muitas diferenças entre equipes quanto à elaboração do diagrama a ser apresentado.

- Segundo Ken Wilber (2000), no seu livro *Psicologia integral*, o pensamento sistêmico é um reducionismo sutil, porque não considera devidamente a realidade interior do indivíduo ou da sociedade. De fato, o modelo dele, que usa quatro quadrantes para explicações, abrange, teoricamente, mais domínios subjetivos e objetivos que o pensamento sistêmico. Mas, contra a crítica

de Wilber, acredita-se que esse pensamento é capaz, sim, de incluir níveis psicologicamente mais profundos. Como exemplo disso, Griffith & Berdague (2006, Figura 9, p. 70) ilustraram como os estilos de liderança pessoais e grupais atuam como variáveis fundamentais para lograr a revitalização urbana.

Futuras Direções para o Uso do Pensamento Sistêmico em Restauração Ambiental

O futuro para pensamento sistêmico no Brasil é promissor. Já está sendo difundido em várias universidades, empresas e outras organizações. É de se esperar que mais instituições de ensino incluam o pensamento sistêmico nos programas analíticos das suas disciplinas, especialmente na área de ambiência.

Quanto à *restauração* ambiental (uma abordagem de recuperação atualmente em ascensão no Brasil), recomenda-se que alguns, senão todos, dos arquétipos sejam considerados como possíveis explicações para lançar hipóteses sobre comportamento ecossistêmico. Esperam-se também mais pesquisas baseadas na Teoria da Complexidade e, ainda, outras que utilizem a simulação matemática para complementar o pensamento sistêmico.

Seria bom para o movimento brasileiro se as organizações atualmente usando o pensamento sistêmico disponibilizassem estudos de caso na forma de projetos demonstrativos. Estes devem incluir projetos bem-sucedidos que ilustrem, claramente, os princípios sistêmicos embutidos na restauração de áreas mineradas, do revestimento vegetal de taludes, da restauração de cursos d’água e da revitalização urbana.

Recomenda-se maior intercâmbio científico, em termos de simpósios e publicações correlatas, entre pesquisadores da área sistêmica com especialistas em recuperação ambiental. Nesse sentido, o I Simpósio de Restauração Sistêmica, realizado em maio de 2008 na Universidade Federal de Santa Catarina, tem sido um bom começo.

Finalmente, para estender os recursos e

conhecimento do movimento além do Brasil, recomenda-se maior aproximação entre as organizações brasileiras que trabalham com a restauração sistêmica e grupos internacionais de restauração ecológica. Da mesma forma que os

especialistas em outros países podem contribuir com o seu conhecimento ecológico e sua capacidade organizacional, o grupo brasileiro de pensadores sistêmicos, com sua experiência inédita em situações tropicais e subtropicais, pode somar esforços com a comunidade internacional.

AGRADECIMENTO

À acadêmica Tainá Ignácio, pelas valiosas sugestões ao trabalho e pela sua correção preliminar.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSON, V.; JOHNSON, L. 1997. **Systems thinking basics: from concepts to causal loops**. Pegasus Communications: Cambridge. 374p.
- AUMOND, J. J. 2007. **Adoção de uma nova abordagem para recuperação de área degradada pela mineração**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Santa Catarina. 265 p.
- CAPRA, F. 1996. **A teia da vida: uma nova compreensão científica dos sistemas vivos**. Cultrix: São Paulo. 256p.
- FELDER, R. M.; BRENT, R. 1999. **Ensino efetivo: uma oficina**. Monografia da Pró-Reitoria de Ensino. Universidade Federal de Viçosa. Não paginado.
- GRIFFITH, J. J. 2007. Applying systemic thinking for teaching disturbed-land reclamation in Brazil. **Environmental Philosophy** 4 (1,2): 163-178.
- GRIFFITH, J. J. 2007. Cinco subsistemas de recuperação: uma proposta de gestão holônica. In: FILIPPINI ALBA, J. J. (Ed). **Recuperação de áreas mineradas: a visão dos especialistas brasileiros**. Embrapa Clima Temperado, Pelotas, RS. p. 61-74.
- GRIFFITH, J. J.; BERDAGUE, C. 2006. Autopoiese urbana e recuperação ambiental. **Saneamento Ambiental** 120: 65-70.
- GRIFFITH, J. J.; TOY, T. J. 2005. O modelo físico-social da recuperação ambiental. **Brasil Mineral** 242: 166-174.
- HARDIN, G. 1968. The tragedy of the commons. **Science** 162: 1242-1248.
- HOFSTADTER, D. R. 2001. **Gödel, Escher, Bach: um entrelaçamento de gênios brilhantes**. Imprensa Oficial do Estado, São Paulo, SP. 866p.
- LIEDTKA, J. 1999. Linking competitive advantage with communities of practice. **Journal of Management Inquiry** 8 (1): 5-16.
- MEADOWS, D. H.; MEADOWS, D. L.; RANDERS, J; BEHRENS, W.W. III. 1972. **Limites do crescimento**. Perspectiva: São Paulo. 203p.
- ORSOLINI, M. 2007. Considerações ambientais relacionadas à criação de peixes e frutos do mar em cativeiro. **Revista Veja**, ed. 2.040, ano 40, n.51: 98-99.
- PERRY, D. A.; AMARANTHUS, M. P.; BORCHERS, J. G.; BORCHERS, S. L.; BRAINERD, R. E. 1989. Bootstrapping in ecosystems. **BioScience** 39 (4): 230-237.
- RICHARDSON, G.P. 1991. **Feedback thought in social science and systems theory**. Pegasus Communications: Waltham. 374p.
- SENGE, P. M. 1990. **A quinta disciplina: arte, teoria e prática da organização de aprendizagem**. 12ª ed. Best Seller: São Paulo. 352p.
- UMPLEBY, S. A.; DENT, E. B. 1999. The origins and purposes of several traditions in systems theory and cybernetics. **Cybernetics and Systems: an International Journal** 30: 79-103.
- WALDROP, M. M. 1992. **Complexity: the emerging science at the edge of order and chaos**. Touchstone: New York. 380p.
- WILBER, K. 2000. **Psicologia integral: consciência, espírito, psicologia, terapia**. Cultrix: São Paulo. 312p.

REFLEXÕES SOBRE A NECESSIDADE DE UMA NOVA ABORDAGEM NA RECONSTRUÇÃO DOS ECOSISTEMAS DEGRADADOS

Juarês José Aumond

Geólogo, Prof. Dr. do Depto. Ciências Ambientais
Universidade de Blumenau – FURB
aumond@furb.br

RESUMO

Baseado em duas décadas de experiências em recuperação/restauração ambiental em áreas degradadas por mineração e observações em diferentes ecossistemas, se desenvolveu uma abordagem integradora baseado na inter-relação e interdependência essencial de todos os componentes e fenômenos físicos, químicos e biológicos. Baseado na Teoria Geral dos Sistemas e na “Teoria do Caos” e auxiliado pela “Engenharia de Sistemas” se desenvolveu um modelo ecológico para a recuperação ambiental tratando a área como um sistema dinâmico complexo, hiper-sensível às condições iniciais de preparação do terreno. Partindo da hipótese de que as áreas degradadas são sensíveis às condições iniciais de preparação do terreno, avaliou-se a técnica das rugosidades (variações do relevo alternando superfícies côncavas e convexas) para desencadear ao longo do tempo propriedades emergentes que aceleram o processo de recuperação ambiental. Os resultados obtidos recomendam tratar as áreas degradadas como sistemas organizadamente abertos, como uma estrutura dissipativa, em que fluem matéria e energia resultando em degradação ambiental crescente. A principal tarefa, em restauração ambiental, consiste em obter a internalização da matéria e da energia para induzir o sistema ao fechamento organizacional, mantendo-o aberto ao fluxo de matéria e energia. Deve haver uma concentração especial orientada para as estruturas de fluxos e de processos existentes entre a área degradada (sistema) e o ambiente. Nessa abordagem dedica-se uma concentração especial nas inter-relações entre o sistema (área degradada) e a vizinhança: o ambiente. Em síntese, o que se propõe para restauração é uma nova abordagem sistêmica integradora.

Palavras-chave: Restauração Sistêmica, Recuperação Ambiental, Sistemas Dinâmicos Complexos, Mineração, Caos.

ABSTRACT

REFLECTIONS ON A NEW APPROACH ABOUT THE RECONSTRUCTION OF DEGRADED ECOSYSTEMS

Based in two decades of experience in environmental recovery/restoration in mining degraded areas and observations in different ecosystems, was developed an integrator approach based on the interrelation and essential interdependence of all the physical, chemical and biological components and phenomena. Based in the Systems General Theory and in the “Chaos Theory” and assisted for the “Systems Engineering”, was developed an ecological model for the environmental recovery attending (treating) the area as a complex, hypersensitive dynamic system to the initial conditions of the land preparation. From the beginning that degraded areas are sensitive to the initial conditions of preparation of the land, it was evaluated the roughness technique (variations of the relief alternating concaves and convex surfaces) to unchain throughout the time emergent properties that speed up the environmental recovery process. The results recommend to treat the degraded areas as open systems, as a dissipate structure, where substance and energy flow, increasing the environmental degradation. The main aim of environmental restoration consists of getting the internalization of the material and the energy to induce the system to the organizational closing, keeping opened it to the flow of material and energy. It must have a special concentration guided for the structures of flows and existing processes between the degraded area (system) and the environment. This boarding dedicates to a special concentration in the inter-relations between the system (degraded area) and the neighborhood: the environment. In synthesis, what it is considered for restoration is a new integrator systemic boarding.

Key words: Systemic Restoration, Environmental Recovery, Dynamic System Complex, Mining, Chaos.

INTRODUÇÃO

Com a tomada de consciência das perdas do patrimônio genético, em função da agricultura extensiva e intensiva que resultou na substituição das florestas nativas, para dar lugar a grandes extensões de monocultura e florestas econômicas, iniciou-se um processo de valorização dos fragmentos florestais remanescentes e das espécies nativas dos diferentes ecossistemas brasileiros.

Nas últimas décadas, em diferentes áreas do conhecimento, se desenvolveram e se implementaram novas técnicas, ações e diferentes estratégias com vistas à recuperação e à restauração de áreas degradadas pela agropecuária, mineração e outras atividades industriais. Engenheiros florestais, agrônomos, geólogos, biólogos, botânicos, e outros profissionais se empenharam nas suas respectivas áreas de conhecimento em aperfeiçoar as técnicas, selecionando espécies vegetais, otimizando os tratamentos edáficos, aplicando a biotecnologia para o desenvolvimento de espécies mais resistentes e produtivas, consorciando espécies da sucessão ecológica, adicionando nutrientes específicos, entre outros. Importantes avanços foram obtidos pelos especialistas, notadamente na geologia, agronomia, engenharia florestal, botânica, biotecnologia e microbiologia. Apesar dos expressivos avanços, ainda se desconhece grande parte das interações naturais que norteiam a construção da teia complexa das interações ecológicas no processo evolutivo da sucessão secundária e da restauração ambiental (Aumond, 2003).

No afã de se obter respostas imediatas nos processos de recuperação e restauração de áreas degradadas, simplesmente transferiu-se técnicas e procedimentos utilizados na agricultura e nos reflorestamentos homogêneos. Os manuais e propostas de recuperação e restauração ambiental dessa fase detêm uma abordagem simplista e transferem técnicas e

procedimentos padrões, tais como tratamentos edáficos, distribuição geométrica e espaçamentos regulares entre plantas e outros procedimentos de prática. Os avanços conseguidos isoladamente em projetos de recuperação e restauração ambiental ainda carecem de uma concepção multidisciplinar e de uma metodologia integradora e para que esses avanços, ainda circunscritos às várias áreas do conhecimento, possam somar esforços é necessária uma abordagem sistêmica e abrangente, de todas as áreas das ciências da vida e da terra. A nova estratégia deve basear-se no estado da inter-relação e interdependência essencial de todos os componentes e fenômenos físicos, biológicos e químicos (Aumond, 2003).

Depreende-se dessas constatações que a recuperação e a restauração necessitam de uma abordagem multidisciplinar e interdisciplinar, auxiliada por um modelo ecológico teórico que envolva o máximo dos componentes do sistema degradado. Esta nova concepção transcende as fronteiras conceituais cartesianas e disciplinares, concentradas excessivamente nas propriedades mecânicas dos organismos e do meio abiótico (Aumond, 2007).

Os processos de restauração ambiental ainda carecem de uma concepção multidisciplinar e de uma abordagem metodológica integradora e sistêmica. Nessa nova abordagem teórica integradora é indispensável levar em consideração a Teoria Geral dos Sistemas (Bertalanfy, 1975), e trabalhar a recuperação e a restauração ambiental na ótica da Teoria dos Sistemas Dinâmicos Complexos (Odum, 1988; Gleick, 1989; Lorenz, 1996; Capra, 1996; Christofolletti, 1999; Christofolletti, 2004), considerando os princípios da Ecologia Profunda, as Leis da Termodinâmica e suas implicações na entropia dos ecossistemas. É relevante também considerar os processos ocorrentes em estruturas dissipativas aplicados aos sistemas vivos,

desenvolvidos por Prigogine & Glansdorff (1997) e Prigogine & Stenger (1984) e o padrão da auto-organização dos seres vivos, proposto por Maturana & Varela (1997), tudo integrado necessariamente dentro de uma abordagem sistêmica (Aumond, 2007).

Sistemas dinâmicos complexos

Os fenômenos naturais, em sua maioria, se constituem em sistemas dinâmicos complexos que apresentam uma dinâmica evolutiva determinada pela sua estrutura e pelos fatores externos, principalmente energéticos (radiação solar, luminosidade, entre outros), materiais (água, CO₂, entre outros) e causas endógenas (Maciel, 1974; Bertalanffy, 1975; Odum, 1988; Maturana; Varela, 1997; Souza & Buckeridge, 2004).

Bertalanffy (1945) foi o primeiro a sistematizar uma teoria geral dos sistemas. O seu texto foi um marco na abordagem sistêmica. Pela primeira vez se diferenciava e sistematizava as diferenças entre um sistema aberto e um sistema fechado.

Todos os ecossistemas são abertos e por isso é relevante, no conceito de ecossistema funcional, reconhecer que existe um ambiente de entrada e um ambiente de saída para manter os processos vitais, que permitam exportar a energia e os materiais já processados (Bertalanffy, 1975; Odum, 1988).

Na concepção de Maciel (1974), um sistema (todo) é constituído de elementos (partes) e neles estão embutidos dois atributos: o conjunto das relações que ligam entre si os elementos e o conjunto de atividades desses elementos. Um sistema é um processo operacional global e implica sempre e simultaneamente a existência de três conjuntos: o conjunto de elementos, o conjunto de relações desses elementos e o conjunto de atividades efetivas ou potenciais. Para que haja um sistema suas partes devem estar interconectadas funcionando como um todo. O arranjo das partes

do sistema é crucial e caso elimina-se ou extraia-se uma parte, então ele não funcionará como o sistema original. O comportamento do sistema depende de toda a estrutura e a mudança na estrutura implica na mudança do sistema (O'Connor, 1977).

Ricklefs (1996) entende ecossistema como um conjunto de organismos que trocam energia e processam materiais interagindo com seus ambientes físicos e químicos, contribuindo para os fluxos de energia e para a reciclagem de elementos no mundo natural. O ecossistema é uma gigantesca máquina termodinâmica que continuamente dissipa energia em forma de calor. Esta energia inicialmente entra no domínio biológico do ecossistema, via fotossíntese e produção vegetal, proporcionando energia para animais e microorganismos não-fotossintéticos.

Entendido assim, um sistema ecológico ou ecossistema é “qualquer unidade que abranja todos os organismos que funcionam em conjunto numa área, interagindo com o ambiente físico de tal forma, que um fluxo de energia produza estruturas bióticas, claramente definidas e uma ciclagem de materiais entre as partes vivas e não vivas” (Odum, 1988). Simplificadamente existem três componentes básicos no ecossistema: comunidade, fluxo de energia e ciclagem de materiais. Os sistemas que contêm comunidades biológicas podem ser concebidos ou estudados segundo qualquer nível hierárquico porque a melhor maneira de delimitar a ecologia moderna é considerar os conceitos de hierarquia.

Para Odum (1988), a análise ecológica de um ecossistema passa necessariamente pelo uso de modelos que são versões simplificadas do mundo real.

A Teoria do Caos e a necessidade de uso de modelos para recuperação de áreas degradadas

A Teoria do Caos e a “matemática da complexidade” também denominada “Teoria

dos Sistemas Dinâmicos Complexos” são ferramentas importantes para análises dos fenômenos naturais (Souza; Buckeridge, 2004). Os sistemas caóticos se afastam da previsibilidade inicial, e o acaso é uma característica chave (Gleick, 1989; Ruelle, 1993; Capra, 1996; Lorenz 1996; Souza E Buckeridge, 2004; Camargo, 2005). De acordo com esses autores, as principais características dos eventos caóticos são: hipersensibilidade às suas condições iniciais; só ocorrem com mais de três variáveis e quanto mais complexo for o sistema, maior será sua possibilidade de caos; em seu estado inicial, os sistemas caóticos possuem previsibilidade zero e ocorrem sempre em um espaço limitado. A Teoria do Caos é uma ferramenta para se entender os fenômenos naturais que apresentam comportamento aparentemente aleatório, mas que, analisados estatisticamente, são, na realidade, gerados por sistemas estocásticos (Aumond, 2007).

Entre as principais características dos sistemas dinâmicos complexos (sistemas caóticos) está o processo de retroalimentação (“*feedback*”), em que pequenas mudanças podem ocasionar efeitos dramáticos, pois podem ser amplificadas pela realimentação. A segunda propriedade é a existência de níveis críticos, ou patamares, a partir dos quais o sistema se desequilibra. Essa mudança de estado geralmente é causada por um pequeno aumento do fluxo de matéria e energia (Gleick, 1989; Souza & Buckeridge, 2004).

Os sistemas ambientais são sistemas dinâmicos complexos, formados por um grande número de elementos interligados, com capacidade de troca de informações com seu entorno condicionante, o ambiente, e com capacidade de adaptar sua estrutura interna como consequência das interações entre seus elementos. De sua complexidade resulta a necessidade de uso de modelos para análise e interpretação (Christofoletti, 1999; Christofoletti, 2004).

Os sistemas podem ser representados

por modelos que são uma abstração, uma representação simplificada para facilitar a sua análise. A Engenharia de Sistemas lança mão da construção de modelos e a análise é o processo lógico para avaliação de sistemas complexos (CNPq-INPE, 1973).

Sistemas ambientais são organizacionalmente fechados, porém abertos em termos de fluxos de matéria e energia, recebendo entradas (*inputs*) de matéria e energia, transformando-as e gerando produtos (*outputs*). Na modelagem de sistemas ambientais é necessário analisar os fluxos e as transformações de determinadas entradas tais como água, sedimentos, calor, matéria-prima, alimentos e outros. Os modelos para análise dos processos em sistemas procuram focalizar os fluxos de matéria e energia, as características dos processos atuantes e os mecanismos de retroalimentação (Christofoletti, 1999; Christofoletti, 2004).

Estudos realizados por Anand & Desrochers (2004) utilizando modelos e conceitos de sistemas complexos para avaliar o processo de restauração ambiental sugerem a validação da Teoria do Caos (sistemas dinâmicos complexos) para compreender e quantificar os processos de recuperação ambiental. Consideram conceitos de atratores e padrões de comportamento das comunidades ao invés de focalizar medidas de espécies bióticas individuais, e a análise dos componentes principais, embora seja uma técnica linear, pode ajudar a detectar trajetórias não lineares da recuperação ambiental. Com base na Teoria do Caos, duas fases na recuperação foram detectadas: uma fase linear inicial com a evolução da comunidade e a consequente redução da área desmatada e uma segunda fase na qual a restauração evolui em resposta a um atrator estranho e o seu estado final é de difícil previsão, mas que representa as circunstâncias necessárias para que o sistema ecológico siga sua complexa trajetória natural.

Na validação da modelagem da natureza

complexa muitas vezes bastam informações sobre poucas variáveis porque “fatores chave”, “propriedades emergentes” e “integradoras” dominam ou controlam uma grande proporção da ação (Odum, 1988). A modelagem começa com a construção de um diagrama. Para um modelo funcional de uma situação ecológica existem no mínimo quatro ingredientes: uma fonte de energia (ou outra função motriz externa); propriedades, chamadas de variáveis de estado; vias de fluxo (indicam onde os fluxos de energia ou transferência de matéria ligam as propriedades entre si), e as interações ou funções interativas, onde as forças e as propriedades interagem para alterar, amplificar ou controlar os fluxos ou criar novas “propriedades emergentes”. Um bom modelo, segundo este autor, deveria incluir: o espaço (os limites do sistema); os subsistemas (componentes) e um intervalo de tempo a ser considerado.

Os principais componentes de um ecossistema que devem ser considerados num modelo teórico para a recuperação de uma área degradada são: solo, água, vegetação, fauna, rugosidades e microclima (Aumond, 2003). As rugosidades são variáveis do relevo que influenciam a água, a vegetação, a fauna e o solo

e representam as irregularidades da superfície do terreno, que Guerra (1999) denomina de microtopografias. O microclima é expresso pela radiação, temperatura ambiente, temperatura do solo e umidade relativa do ar.

No diagrama de influência da Figura 1 estão representados o ambiente (vizinhança) e seus componentes e o sistema degradado com os principais componentes. As linhas representam as interações e as setas representam o sentido das interações entre duas variáveis (e.g. água e solo), e podem indicar se o efeito é no mesmo sentido ou em sentido oposto. Assim, por exemplo, mais água escoando pela superfície, pode representar mais erosão no subsistema solo. Maior cobertura vegetal significa maior amenização ambiental microclimática devido a menor radiação solar que resulta em temperaturas do ambiente e do solo menor e maior umidade relativa do ar. As rugosidades como variações do relevo podem significar mais água, sedimentos (solo) e propágulos retidos no sistema degradado. A água afeta o microclima pela amenização de suas variáveis, temperatura e umidade, entre outros (Aumond et al, 2008).

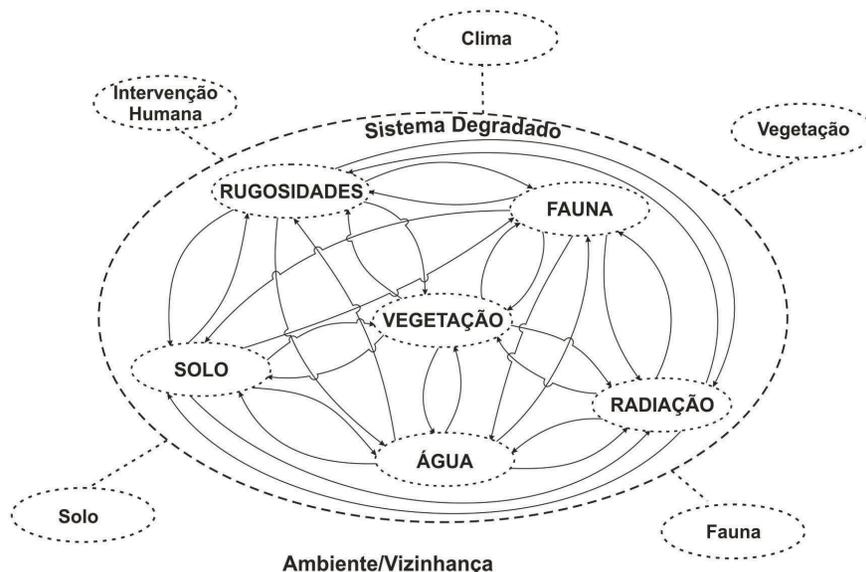


Figura 1. Diagrama de influência simplificado identificando os principais componentes (elementos) de um ecossistema para recuperação de áreas degradadas. As linhas representam as interações entre os componentes e as setas indicam o sentido das interações entre as variáveis.

No diagrama simplificado da Figura 2 os componentes ao serem analisados no nível B são os subsistemas da área degradada e constituem nodos inter-relacionados formando uma rede. Nessa representação hierarquizada, no nível C estão representados os componentes do subsistema fauna que forma um sistema aninhado dentro do sistema maior contido no nível B.

A dinâmica do processo

A proposta, em restauração ambiental, é considerar uma área degradada como um sistema organizacionalmente aberto, com uma estrutura dissipativa, em que fluem matéria e energia, mas o sistema mantém sua estrutura estável (Aumond, 2007). A principal tarefa, em restauração ambiental, consiste em obter a

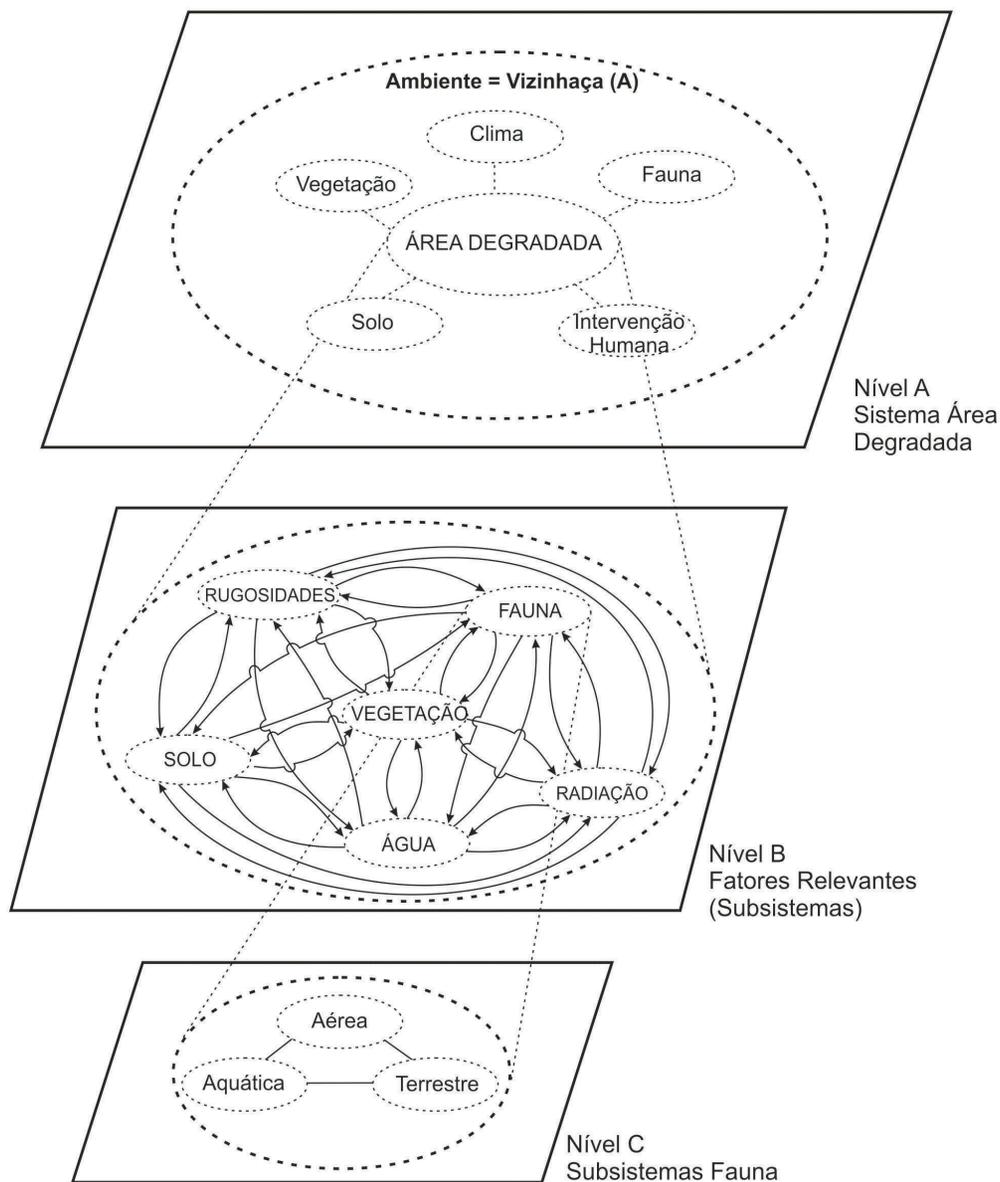


Figura 2. Diagrama simplificado do sistema degradado com os componentes do ambiente (nível A). No nível B estão representados os elementos (subsistemas) da área degradada e no nível C estão representados os componentes do subsistema da fauna.

internalização da matéria e da energia no sistema. A questão consiste em transformar as entradas (input) da área degradada em saídas (output) desejadas e, para tal, recomenda-se a utilização da metodologia de Daenzen & Huber (1992 apud Frank, 1998). Esta metodologia de análise sistêmica dedica uma concentração especial nas inter-relações entre o sistema (área degradada) e a vizinhança: o ambiente. Os modelos sistêmicos de análise no processo de restauração ambiental devem estar mais concentrados nas relações entre o sistema degradado, o ambiente e a teia complexa de interações ecológicas. Devem estabelecer quais as entradas ou efeitos (*inputs*) e quais as saídas (*outputs*) relevantes do ambiente geram

influências consideráveis sobre o sistema. Deve haver uma concentração especial orientada para a estrutura de fluxos do sistema, estruturas de processos e mecanismos existentes entre a área degradada e o ambiente. Este enfoque é útil para interpretar e explicar como o *output* decorre do *input* ou como o *input* deve ser transformado no *output* desejado. É ainda relevante, no procedimento de análise, partir do geral para o detalhe (*top-down*) o que permite deslocar-se ora no âmbito do sistema mais abrangente (ambiente), ora no âmbito dos subsistemas (elementos da área degradada), sem perder de vista o conjunto das inter-relações, conforme representado no esquema da Figura 3.

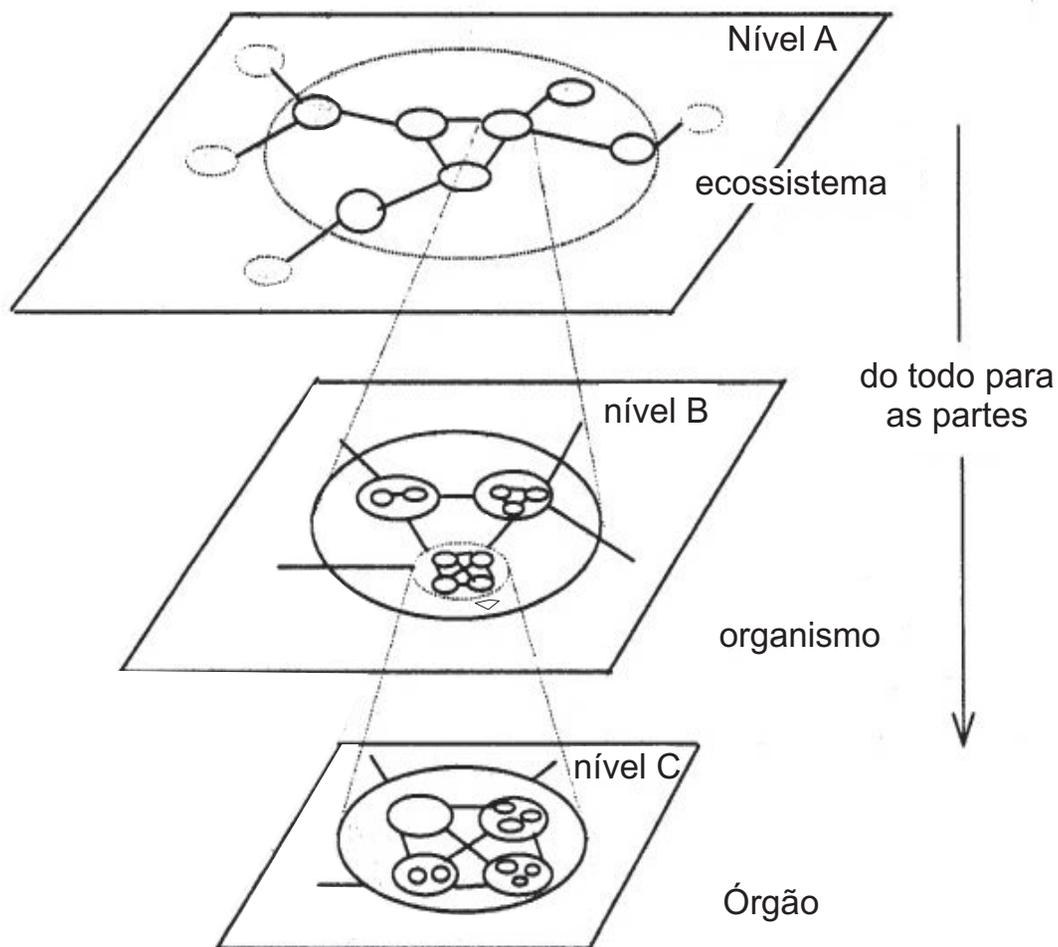


Figura 3. Exemplo de hierarquia da natureza. Os nodos da rede de um nível expressam redes menores. Os sistemas estão aninhados dentro de sistemas maiores constituindo um sistema hierárquico. Fonte: Frank (1998)

As áreas degradadas, consideradas, nesta nova abordagem, como sistemas abertos, levam à dispersão de energia e matéria e, conseqüentemente, apresentam um baixo índice de retenção interno de matéria e energia.

O fluxo de matéria e energia pela área degradada, como um sistema aberto, tem um efeito negativo, tornando-se uma fonte de perdas irreversíveis e empobrecimento que pode ser traduzida em degradação ambiental crescente.

Numa área degradada, o índice de retenção de energia interna é baixo. Analogamente, nos ecossistemas áridos e semi-áridos, também pouco dióxido de carbono (CO₂) é retirado do ar para formar os compostos orgânicos, via fotossíntese. Nos ecossistemas florestais, ao contrário, a energia solar é transformada em energia química, ficando, assim, armazenada na forma de substâncias orgânicas (carboidratos e proteínas).

Nos sistemas degradados, as variáveis ecológicas (luminosidade, temperatura, escoamento de água, ciclagem de nutrientes, entre outros) dificultam o aparecimento e enriquecimento da vida, e o padrão de organização será aberto, com elevada entropia, resultando em perdas progressivamente maiores e irreversíveis. A água escoar para fora do sistema, erode e carrega macro e micronutrientes, empobrecendo ainda mais a área degradada. Esta tendência para fora do sistema, típica de áreas degradadas, leva a perdas irreversíveis e a um empobrecimento progressivo do solo e homogeneização das constantes ecológicas minimizando as possibilidades da diversidade notadamente na fase do estabelecimento vegetal.

A retenção da água será sempre menor nas áreas desmatadas do que nas áreas em que viceja a vegetação. A insolação direta na superfície do solo provoca oscilações com extremos de temperatura. A transferência de calor solar para o meio via condução, radiação e convecção, provoca grandes oscilações térmicas no solo, seguidas de enormes perdas

para o espaço.

Os ecossistemas preservados podem ser entendidos, aqui, como supersistemas do tipo estruturas dissipativas, em analogia a proposta de Prigogine & Stenger (1984) e Prigogine & Glansdorff (1997). Assim posto, os ecossistemas apresentam uma estrutura organizacional fechada com suas populações de animais e vegetais estabelecidas (Fig. 4). No entanto, seus componentes estão em permanente estado de mudança e o conjunto operacionaliza a cadeia alimentar cíclica com seus diferentes níveis tróficos que é alimentada pelo fluxo externo de matéria e energia (água, CO₂ e radiação solar, entre outros). Esse modelo implica irreversibilidade do processo em que fluem continuamente matéria e energia e a estrutura do ecossistema como um todo permanece afastada do estado de equilíbrio. A instabilidade desse processo associada a mecanismos e técnicas que permitem internalizar parte do fluxo de matéria e energia conduz à auto-organização resultante da emergência de novas estruturas que funcionam como atratores de uma complexidade crescente, advinda da não linearidade do sistema (Aumond, 2007; Aumond et al., 2008).

Os organismos e suas populações de vegetais e animais, dentro de um ecossistema florestal, representam níveis de organização de estruturas hierarquicamente complexas que operam na cadeia trófica organizacionalmente fechada. Cada grupo de organismo cumpre com suas funções ecológicas. As plantas captam a energia da luz e realizam a fotossíntese, os herbívoros consomem os vegetais, os carnívoros se alimentam de outros animais e os fungos reciclam os nutrientes etc., e o todo se mantém funcionando e autoproduzindo-se dentro dos limites das Leis da Termo-dinâmica (Ricklefs, 1996; Odum, 1998).

A chave da compreensão do processo de recuperação/restauração ambiental de áreas degradadas está na perspectiva desenvolvida por Prigogine & Stenger (1984) e Prigogine &

Glandorff (1997), partindo da concepção de Bertalanffy (1975), que sugere que os seres vivos se mantêm, graças ao fluxo de matéria e energia, num equilíbrio dinâmico e são mantidos pela instabilidade do sistema. Nessa perspectiva, dos sistemas denominados dissipativos, há um contínuo processo de incorporação de matéria e energia, fazendo emergir, da instabilidade uma nova estabilidade fluente, da desordem, uma nova ordem, e do desequilíbrio, um novo estado de equilíbrio instável. Destarte, áreas degradadas devem ser abordadas como sistemas abertos com estruturas e padrão de organização em permanente estado de equilíbrio estável, sem os mecanismos básicos da vida. Diferentemente, os

sistemas vivos funcionam afastados do estado de equilíbrio. Na ótica da teoria dos sistemas dissipativos, devemos, então, ativar o desequilíbrio para reascender os fatores ecológicos e, conseqüentemente, as condições de instabilidade e o fluxo de matéria para recuperação da vida na área degradada.

Tem-se que levar a área ao fechamento organizacional, mas à abertura ao fluxo de matéria e energia, induzindo à introspecção das variáveis ecológicas de forma a aumentar o fluxo de matéria e energia internamente no sistema. A revegetação encontrará um estado ecologicamente ativo, estimulando todas as possibilidades e mecanismos para se instalar e criar um estado superior de organização ecológica. Provocando a desorganização espacial da área degradada através de rugosidades, criando superfícies convexas adjacentes a superfícies côncavas, aumenta-se a superfície total da área e se aciona o movimento vertical e horizontal da água, a erosão e lixiviação de sedimentos, resíduos orgânicos e colóides que irão depositar-se no interior das depressões do terreno (Fig. 5.a e 5.b). O aumento da superfície do terreno é acompanhado necessariamente de um aumento do fluxo de matéria e energia. Além de aumentar a superfície de contato com oxigênio, dióxido de carbono, água e exposição variável à radiação solar, cria-se um fluxo de macro e micronutrientes numa condição de equilíbrio dinâmico ou “*fließgleichgewicht*”, no dizer de Bertalanffy (1975), ampliando, assim, as potencialidades ecológicas e acelerando o processo de recuperação ambiental (Aumond, 2007; Aumond et al., 2008).

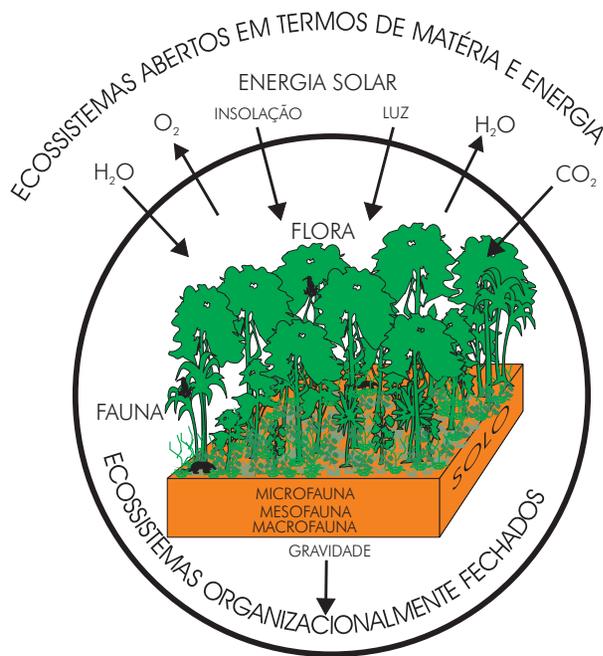


Figura 4. A floresta é um supersistema dissipativo, estruturalmente aberto ao fluxo de matéria e energia, porém é fechado organizacionalmente. Todos os seus componentes, plantas, animais, solo e sua macro, meso e microfauna formam uma rede complexa de interações, caracterizando um conjunto de relações entre processos de produção que se mantêm e produzem seus componentes dentro da cadeia alimentar, mantendo o conjunto afastado do estado de equilíbrio.

Forma da superfície

De acordo com Aumond (2007), ao irregularizar a superfície do terreno com rugosidades, em forma de concavidades e convexidades associadas, aumenta-se a heterogeneidade física e a superfície total da área e se diminui a erosão para fora do sistema degradado (Figura 5 “a” e “b”).

Desta forma, a irregularização do terreno, além de acionar os fluxos de materiais, cria gradientes de temperatura, luz, e umidade que não ocorrem na área regular. Nas áreas irregulares há uma tendência de redução do escoamento superficial devido às rugosidades que retêm a água. Ao aumentar a circulação interna de matéria (solo, água e nutrientes) pela criação de gradientes, haverá uma dissipação da energia com conseqüente internalização de matéria no próprio sistema

As Figuras 6 e 7 ilustram os modelos de superfícies dissipadoras e concentradoras de matéria e energia do sistema em processo de recuperação. Nas superfícies convexas, os fluxos externos e internos de matéria e energia levam à dissipação de energia e perdas por erosão e por lixiviação. Nas superfícies côncavas, os fatores ecológicos estão voltados para dentro do sistema, levando a uma introspecção da matéria e energia tanto de origem externa como interna do sistema.

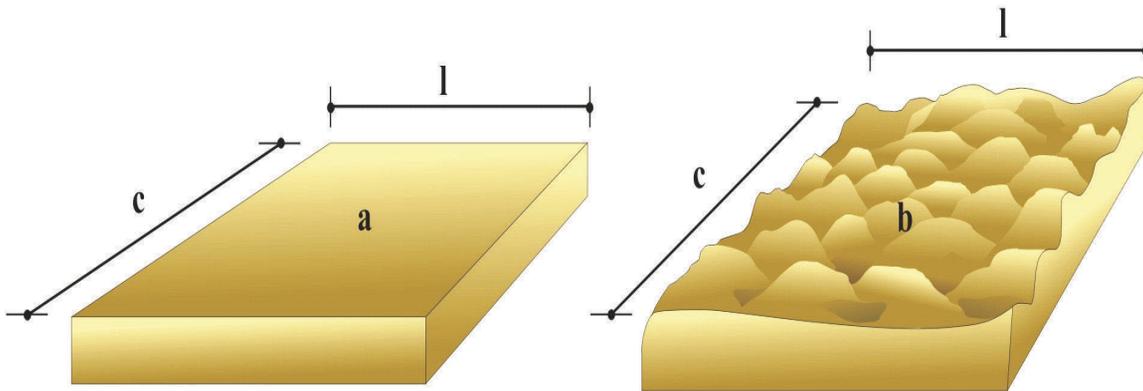


Figura 5. Área regular “a” cuja superfície total é igual ao produto dos lados da poligonal (comprimento (c) x largura (l)) e na área irregularizada “b” a superfície total é maior devido heterogeneidade provocada pelas rugosidades. Fonte: Aumond (2003)

degradado. Parte da energia da água, por exemplo, será gasta na erosão e sedimentação, dissipando a energia internamente no sistema. Essa internalização no sistema resulta num enriquecimento ecológico e variabilidade ambiental. A retenção da água, sedimentos, nutrientes, sementes e propágulos dentro das rugosidades (superfícies concentradoras), além de conservar a matéria e dissipar energia, cria maior variabilidade ambiental que facilita o estabelecimento e o aumento da biodiversidade, a produção de biomassa e a auto-sustentabilidade. Esta prática reduz o escoamento superficial, aumenta a infiltração e a conservação da água e minimiza os processos erosivos, facilitando o processo de recuperação ambiental (Aumond, 2003; 2007).

Ao associar os dois modelos de superfícies na recuperação ambiental, cria-se a complementaridade do processo (Fig. 8), minimizando as perdas por erosão e lixiviação e otimiza-se os ganhos de nutrientes, água e sedimentos. O aumento da erosão tem um correspondente direto de sedimentação e retenção nas concavidades da área. Ao provocar a erosão e lixiviação das formas convexas, aciona-se, na mesma proporção, a sedimentação nas concavidades, dissipando a energia do fluxo da água, criando-se assim a complementaridade no sistema. Com a internalização da matéria e energia no sistema, há um enriquecimento ecológico e maior variabilidade ambiental nas áreas com tratamento irregular contendo

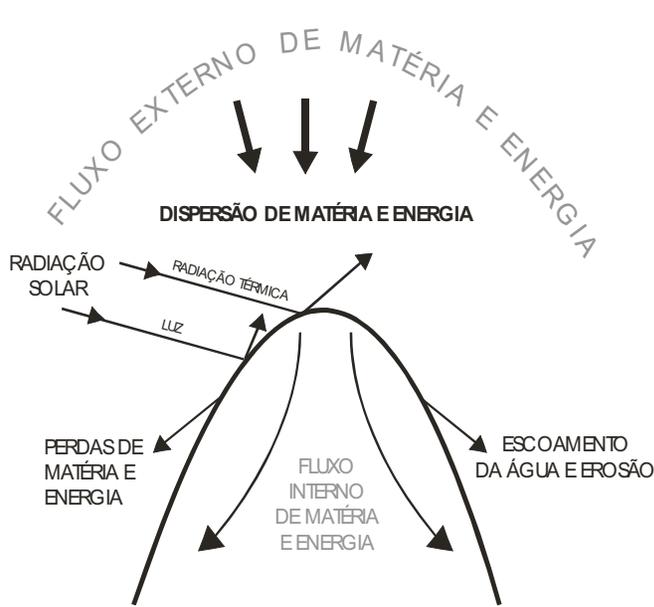


Figura 6. Modelo de superfície convexa mostrando que tanto o fluxo externo de matéria (água e erosão) e energia (radiação térmica: luz e insolação) como também o fluxo interno de matéria e energia levam a perdas (água e lixiviação química) e dissipação da energia.

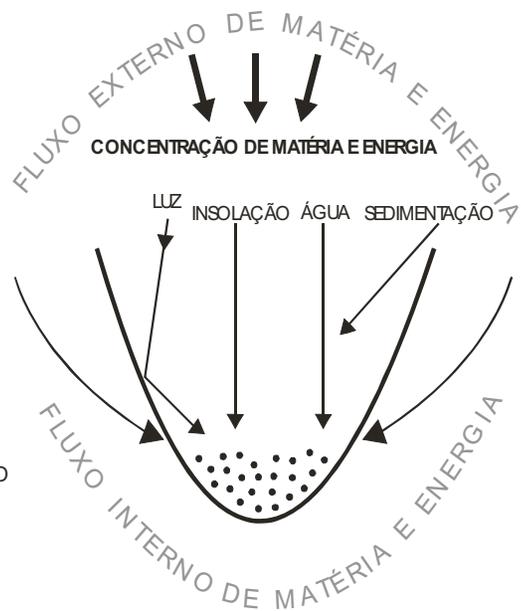


Figura 7. Modelo de superfície côncava. Observa-se que os vetores ecológicos estão voltados para dentro do sistema. Há uma concentração da matéria e energia tanto de origem externa como interna. Tem-se a introspecção dos fatores ecológicos.

rugosidades. O fluxo de matéria e energia é o mecanismo da sustentabilidade desse processo de enriquecimento e crescimento da heterogeneidade ambiental.

A área degradada em processo de recuperação ambiental, analogamente aos sistemas naturais como sugerido por Laslo (1972 apud Vasconcellos, 2003), se mantém a si própria,

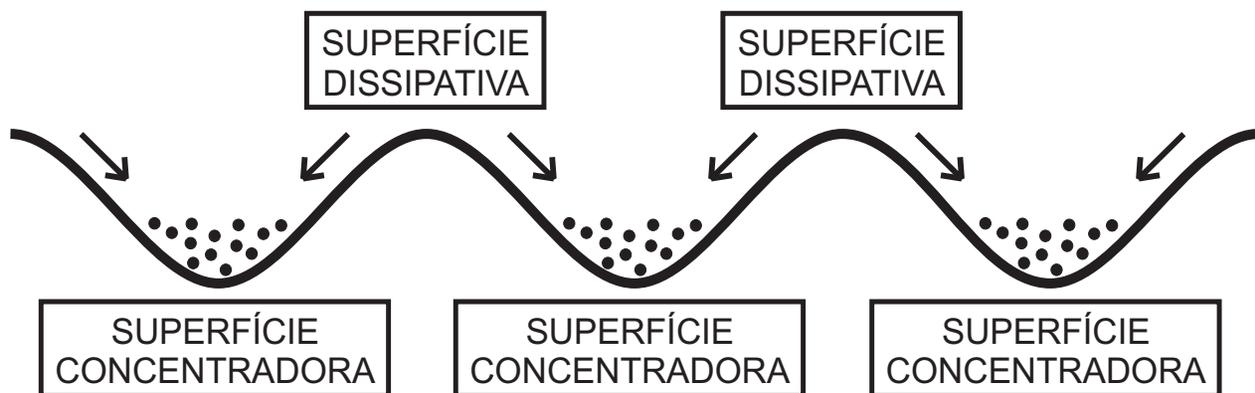


Figura 8. A associação de formas de superfícies côncavas (concentradoras) com formas de superfícies convexas (dissipadoras) induz ao fechamento e reorganização do sistema com introspecção dos fatores ecológicos, provocando a sua complementaridade e autonomia. As superfícies côncavas funcionam como atratores de uma reorganização ambiental.

evoluindo num ambiente de mudanças em resposta aos desafios do ambiente. A autocriatividade é considerada como uma resposta do sistema às condições do ambiente que não podem ser enfrentadas com a estrutura existente. Os sistemas naturais se auto-organizam diante dos desafios do ambiente, tendendo a uma maior complexidade. Ao irregularizar a superfície da área degradada com formas côncavas e convexas, se aumenta a heterogeneidade física e a superfície total da área potencializando mudanças devido aos gradientes de radiação, temperatura, luz, umidade e aporte de água, nutrientes, sementes e fauna.

No processo de recuperação, as áreas regulares se comportam como superfícies dissipadoras e as precipitações geram mais escoamentos superficiais para fora do sistema, desencadeando mais degradação.

As rugosidades das áreas irregulares além de afetarem o microclima, pela retenção da água, amenização da temperatura e aumento da umidade, influenciam beneficemente também a vegetação e a fauna pela criação de “*habitats*” diferenciados e variáveis no tempo. As relações intensas das rugosidades com a água e a vegetação, se transformam em ilhas de diversidade que por sua vez desencadeiam outros circuitos de realimentação com os demais componentes: fauna, solo e microclima. As relações das rugosidades com a fauna se mostram mais efetivas na recuperação porque ao reterem água e nutrientes se transformaram em ilhas de diversidade, potencializando o efeito de atração da fauna, pela amenização da temperatura e disponibilização de recursos (Aumond et al., 2008).

Não se podem substituir os processos naturais, mas, sim, estimulá-los na busca de um novo estado. As práticas reducionistas têm menosprezado a importância dos círculos de causalidade e seu efeito de retroalimentação, notadamente a interação do meio abiótico sobre o biótico e vice versa e suas conseqüências. A vegetação de uma determinada área em processo

de recuperação deve ser uma conseqüência de todo um conjunto de procedimentos ecológicos adequados. A revegetação instalar-se-á mais rapidamente, se intervindo com a sinergia humana em todas as etapas da compar-timentação geológica, incluindo-se a irregularização morfológica do terreno com criação de micro-morfologias (rugosidades), provocando-se a variação de insolação, sombreamento, umidade, erosão e sedimentação, gerando-se, enfim, a diversidade física e variação dos demais fatores ecológicos, como conseqüência da maior variabilidade de micro-nichos disponíveis. Assim se aumenta as interações e inter-relações entre os elementos que compõem o sistema degradado e o ambiente.

Neste enfoque, quanto maior for o número de variáveis físicas e químicas mantidas fluando na área em questão, mais dinâmico será o sistema. Quanto maior a diversidade de micro-morfologias, incluindo-se formas convexas e côncavas associadas, maior será a erosão e a sedimentação e conseqüentemente maior será a variabilidade do padrão de luminosidade e mais intensa a circulação de nutrientes. Quanto maior for o gradiente das variáveis do sistema, mais complexa será a rede e os padrões de interconexões e, conseqüentemente, maior será sua capacidade de busca de um novo equilíbrio dinâmico. Aciona-se assim, o processo de realimentação do sistema e acelera-se a busca da auto-sustentabilidade.

Com a desordem ambiental subjacentemente induzida, emerge mais rapidamente uma nova ordem natural interna, mais rica em micro-nichos, mais aerada e com nutrientes disponíveis, tornando-a mais dinâmica e produtiva. Deve-se desorganizar a paisagem morta para organizar uma nova paisagem viva. Da desordem surgirá uma nova ordem. Ao criar a instabilidade na área degradada, acionamos um processo de evolução temporal com dependência hiper-sensível às condições iniciais, em analogia aos atratores estranhos, conduzindo a uma reorganização da paisagem, nos moldes contidos na síntese de Ruelle

(1993), sobre a teoria do caos.

No contexto da ciência da complexidade, o não equilíbrio passa a ser fonte de nova ordem, havendo um crescimento positivo rumo à complexidade crescente, resultante de micro-nichos mais variados. O crescimento positivo resultante da retenção de matéria e energia mantém a área em um equilíbrio dinâmico (fluyente), induzindo-a a uma reorganização abiótica que oportuniza a diversidade e o estabelecimento de espécies bióticas diferenciadas. Assim se estabelece a biodiversidade. Da macro-desordem criam-se pequenas ilhas de ordem com uma nova organização de riqueza e de diversidade que tendem, devido ao fluxo de matéria e energia, a se irradiar e a se ampliar para uma organização superior num espaço geográfico maior que acabará por envolver as superfícies côncavas e convexas. O fluxo de matéria e energia mantém o sistema num equilíbrio dinâmico, renovando a disponibilização de nutrientes, água, oxigênio. Cria-se uma nova tendência à introspecção da entropia que leva a uma variabilidade maior de micro-nichos, potencializando a área para a biodiversidade.

Incidência luminosa

O ecossistema é uma máquina termodinâmica que dissipa energia (Ricklefs, 1996). Esse aspecto é relevante em recuperação de áreas degradadas porque o feixe de luz, ao refletir numa superfície irregular, a luz sofrerá o fenômeno da difusão.

Assim, numa superfície irregular, rugosa, preparada adequadamente, os raios luminosos sofrerão uma reflexão difusa e diferenciada pela

manhã e pela tarde, diminuindo, pontualmente, o nível de intensidade luminosa acima do ponto de saturação. A produção primária (fotossíntese) requer geralmente uma condição de luz pouco intensa. As variações diárias extremas da intensidade da luz, na área com rugosidades, serão minimizadas, aumentando no decorrer do dia o tempo de exposição dos pigmentos das plantas naquela faixa de intensidade de luz entre o ponto de compensação e o de saturação; estimulando, portanto, um aumento diário de captura da energia luminosa utilizada na realização da fotossíntese (Aumond, 2003; Aumond, 2007).

Gradiente Térmico

Por outro lado, a temperatura do solo e do ambiente são fatores limitantes nos processos fisiológicos e na própria realização da fotossíntese, porque pode acelerar ou inibir as reações metabólicas. Nas superfícies irregulares, o gradiente térmico tende ser reduzido devido ao menor tempo de exposição direta ao espectro eletromagnético por unidade de área e devido ao processo de difusão da luz, mantendo-o numa faixa mais constante e propício ao metabolismo das plantas. O calor, do ponto de vista ecológico, é fator relevante no processo de recuperação ambiental de áreas degradadas, e o aquecimento excessivo do solo, no caso das superfícies irregulares, é minimizado. O efeito benéfico da temperatura é resultado da amenização do superaquecimento do solo e do ar e do menor tempo de exposição à radiação solar por unidade de área (Aumond, 2003; Aumond, 2007).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O arcabouço teórico e o modelo de sistema proposto e, mais ainda, os resultados práticos já obtidos em pesquisas sob a orientação do autor validam esta nova abordagem sistêmica em processos de recuperação e restauração ambiental.

Temos que trabalhar com a perspectiva de que as áreas degradadas se configuram como sistemas abertos e, na recuperação e restauração ambiental, tem-se que induzir o sistema ao fechamento organizacional, mantendo-o aberto ao fluxo de

matéria e energia, de forma a manter um equilíbrio dinâmico. As rugosidades do terreno se comportam como atratores gravitacionais resultando, assim, na introspecção dos fatores ecológicos e da entropia.

As superfícies côncavas das rugosidades concentram matéria e energia e funcionam como nucleadoras, ao gerarem ilhas de diversidade, potencializando e acelerando recuperação ambiental.

O modelo ecológico baseado no diagrama de influência se constitui numa ferramenta importante para entender as relações de causalidade, a retro-alimentação das variáveis e sua evolução espacial e temporal no processo de recuperação/restauração ambiental. O modelo ecológico baseado nos círculos de causalidade facilita a análise e interpretação e compreensão das interações entre as variáveis e como elas evoluem espacial e temporalmente.

Com a abordagem sistêmica e o uso dos círculos de causalidade, tem-se obtido expressivos ganhos econômicos, com redução de custos na recuperação de áreas degradadas pela mineração e que também pode ser aplicada na recuperação

em obras de terraplanagem, sistemas viários e em inúmeras outras situações. As práticas atuais de recuperação de áreas degradadas, resultantes de implantação de obras públicas como áreas de empréstimos, aterros, taludes em obras rodoviárias, ferroviárias, hidroelétricas e outras tantas, precisam ser discutidas e reavaliadas dentro deste novo enfoque sistêmico. Muitas técnicas adotadas e recomendadas, em manuais de recuperação pelos órgãos públicos, para minimizar ou recuperar o impacto ambiental provocado por estas obras são reducionistas, economicamente caras e ineficientes. As técnicas adotadas na implantação e recuperação de taludes, bermas e reafeiçoamento topográfico e em muitos outros procedimentos de regularização do terreno, que antecedem a aplicação de hidro-semeaduras, biomantas e geomantas, precisam ser modificadas dentro de uma perspectiva econômica e geo-ecológica adequada. Notadamente em mineração as práticas de regularização excessiva da topografia têm-se mostrado caras, ineficientes e anti-ecológicas para o solo e para a vegetação que tem dificuldade de se estabelecer.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANAND, M; DESROCHERS, R. E. 2004. Quantification of restoration success using complex systems concepts and models. **Restoration Ecology** 12 (1): 117-123.

AUMOND, J. J. 2003. Teoria dos sistemas: uma nova abordagem para recuperação e restauração ambiental. In: II Simpósio Brasileiro de Engenharia Ambiental, 2003. Itajaí, SC. **Anais...** UNIVALI/CTTMar, p. 43-49.

AUMOND, J. J. 2007. **Adoção de uma nova abordagem para a recuperação de área degradada pela mineração.** Tese de Doutorado. Universidade Federal de Santa Catarina. 265p.

AUMOND, J. J.; LOCH, C; JUCINEI, J. C. 2008. Abordagem Sistêmica e o Uso de Modelos para Recuperação de Áreas Degradadas. VII Simpósio Nacional de

Recuperação de Áreas Degradadas. **Anais...** Sobrade: Curitiba. p.636.

BERTALANFY, L. Von. 1975. **Teoria geral dos sistemas.** Petrópolis: Vozes.

CAMARGO, L. H. R. 2005. **A ruptura do meio ambiente.** Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 240p.

CAPRA, F. 1996. **A Teia da Vida: uma nova compreensão científica dos sistemas vivos.** São Paulo: Cultrix. 256p.

CHRISTOFOLETTI, A. 1999. **Modelagem de sistemas ambientais.** [S.I.]: Edgard Blücher.

CHRISTOFOLETTI, A. 2004. Sistemas dinâmicos: as abordagens da teoria do caos e da geometria fractal em geografia. In: GUERRA, A. J. T.; VITTE, A. C (Org.). **Reflexões sobre a geografia física no Brasil.** Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. p.89-110.

- CNPq-INPE. 1973. **Engenharia de sistemas: planejamento e controle de projetos**. 3^a. ed. Petrópolis: Vozes.
- FRANK, B. 1998. **Apostilas da disciplina metodologia da pesquisa ambiental**. FURB: Blumenau.
- GLEICK, J. 1989. **Caos: a criação de uma nova ciência**. 9^a. ed. Rio de Janeiro: Campus. 310 p.
- GUERRA, A. J. T. 1999. O início do processo erosivo. In: GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S.; BOTELHO, R. G. M. **Erosão e conservação dos solos**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil: [s.n.], p. 17-55.
- LORENS, E. N. 1996. **A essência do caos**. Brasília: Universidade de Brasília.
- MACIEL, J. 1974. **Elementos de teoria geral dos sistemas**. Petrópolis: Vozes.
- MATURANA, H.; VARELA, F. 1997. **De Máquinas e Seres Vivos: Autopoiese. A Organização do Vivo**. Porto Alegre: Artes Médicas. 138p.
- O'CONNOR, I. M. 1997. **The art of system thinking: Essencial Skills for creativity and problem solving**. London: Thorsens. 264p.
- ODUM, E. P. 1988. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 434p.
- PRIGOGINE, I.; GLANSDORFF, P. 1997. **Termodinamic Theory of Structure, Stability and Fluctuations**. Wiley: Nova York.
- PRIGOGINE, I.; STENGGER, I. 1984. **Order out of Chaos**. Bantam: Nova York.
- RICHLEFS, R. E. 1996. **A Economia da Natureza**. [S.I.]: Guanabara Koogan. 470p.
- RUELLE, D. 1993. **Acaso e caos**. São Paulo: UNESP. p.92-110.
- SOUZA, G. M.; BUCKERIDGE, M. S. 2004. Sistemas complexos: novas formas de ver a Botânica. **Revista Brasil Botânica** 27 (3): 407-419.
- VASCONCELLOS, M. J. E. 2003. **Pensamento sistêmico: o novo paradigma da ciência**. Campinas: Papirus. 240p.

CENÁRIOS DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA: UMA ABORDAGEM SISTÊMICA PARA LIDAR COM A COMPLEXIDADE AMBIENTAL

Deisy Regina Tres

Bióloga, MSc. Biologia Vegetal

Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

tres_deisy@yahoo.com.br

Ademir Reis

Biólogo, Prof. Dr. do Depto. Botânica

Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

areis@cca.ufsc.br

RESUMO

Restaurar envolve um processo de aprendizagem complexo. Utilizando-se de pressupostos sistêmicos para entender o processo de restauração ambiental ao longo do tempo, entende-se que uma situação-problema que sempre norteou as discussões da concepção da restauração foi e é a relação homem-natureza. Este trabalho tem como objetivo discutir a relação homem-natureza construída ao longo do tempo e quais as implicações diretas na percepção e prática da restauração ambiental. Para tanto, cenários foram interpretados como diferentes fases no sentido temporal, trazendo à tona a discussão dos diferentes paradigmas que predominaram na história da Restauração como disciplina da Ecologia. Ao final são discutidas as tendências do paradigma denominado “eco-organizador” e quais os desdobramentos presentes e futuros desse novo olhar na restauração.

Palavras-chave: Restauração Ambiental, Complexidade, Cenários.

ABSTRACT

SCENERIES OF ECOLOGICAL RESTORATION: SYSTEMS APPROACH FOR MANAGING TO ENVIRONMENTAL COMPLEXITY

To restore involves a complex learning process. Being used of presupposed systemic to understand the process of environmental restoration along the time, understands each other that a situation-problem that always orientated the discussions of the conception of the restoration was and it is the relationship man-nature. This work has as objective discusses the relationship man-nature built along the time and which the direct implications in the perception and practice of the environmental restoration. For so much, sceneries were interpreted as different phases in the temporary sense, bringing to the surface the discussion of the different paradigms that prevailed in the history of the Restoration as discipline of the Ecology. At the end the tendencies of the paradigm denominated “echo-organizer” are discussed and which the present and future unfoldings of that new one to look in the restoration.

Key words: Environmental Restoration, Complexity, Sceneries.

INTRODUÇÃO

Restaurar envolve um processo de aprendizagem complexo. A disciplina da Ecologia da Restauração tem sua história marcada por mudanças de paradigmas que teve implicações diretas nos modelos de restauração utilizados ao longo do tempo e na própria concepção do que é restaurar. A partir de entendimentos fragmentados

e isolados para uma compreensão complexa dos sistemas ecológicos, essa disciplina gerou fundamentos e abordagens que passaram por um processo de aprendizagem.

A complexidade dos processos envolvidos na aprendizagem das interações entre os seres humanos e o meio físico pode ser entendida a partir

de princípios sistêmicos. Concebe-se sistema como um conjunto organizado de partes interconectadas com um propósito (Schlindwein, 2009, pg. 11-23). Entendendo a restauração ambiental como um *sistema de aprendizagem*, pode-se afirmar que como tal possui o propósito de gerar contínuas reflexões acerca da sua prática a fim de melhor lidar com a complexidade das situações-problema.

Utilizando-se de pressupostos sistêmicos para entender o processo de restauração ambiental ao longo do tempo, entende-se que uma situação-problema que sempre norteou as discussões da concepção da restauração foi e é a relação homem-natureza. Pode-se dizer que este foi o fator de mudanças e de crises de percepção em termos de restauração ambiental. Ao adotar uma postura de isolamento da natureza, o ser humano separou as relações do humano com o natural, trazendo à tona a possibilidade de ser senhor e possuidor da natureza e do próprio homem, colocando-se como força exterior destinada a dominar e conquistar (Schumacher, 1983; Almeida Jr, 1995).

A superação dessa visão de mundo fragmentada para uma visão sistêmica de mundo

em que a complexidade da relação ser humano-natureza assume significado passa por uma mudança ética, da ética da objetividade, onde os seres humanos são a parte dominadora e manipuladora para a ética de responsabilidade, onde os seres humanos estão integrados à natureza e participam como uma parte conectada a totalidade. Avançando mais a compreensão, o ser humano passa a assumir que sua relação com a natureza é um aspecto que ele, como observador, distingue no mundo que observa e passa a tê-la como dimensão da sua própria epistemologia.

Este trabalho tem como objetivo discutir a relação homem-natureza construída ao longo do tempo e como ela tem implicações diretas na percepção e prática da restauração ambiental. Para tanto, cenários foram interpretados como diferentes fases no sentido temporal, trazendo à tona a discussão dos diferentes paradigmas que predominaram na história da Restauração como disciplina da Ecologia. Ao final são discutidas as tendências do paradigma denominado “eco-organizador” e quais os desdobramentos presentes e futuros desse novo olhar na restauração.

CENÁRIOS DA RESTAURAÇÃO AMBIENTAL

A fim de refletir sobre os diferentes cenários da restauração construídos ao longo do tempo, oferecemos as seguintes questões norteadoras:

Qual a relação homem-natureza? Qual o paradigma predominante? Como eram entendidos os processos ecológicos? Quais os modelos usados para “fazer restauração”? Como nosso entendimento dos processos ecológicos pode “afetar” a nossa “percepção” (e prática) da restauração?

A partir destas questões discutiremos os cenários propostos e interpretados como Cenário da Relação de Destruição, Cenário da Relação de Restauração, Cenário da Relação Holística, Cenário da Relação de Complexidade.

a. Cenário da Relação de Destruição

Para o desenvolvimento da raça humana sobre o planeta Terra houve a necessidade de drásticas mudanças nos ambientes naturais. O homem buscou ampliar a produtividade dos elementos de seu interesse, aumentando o uso de técnicas de produção de alimentos e madeira através da exploração dos recursos naturais e substituição por amplos espaços produtivos. Nesta “era” são priorizados sistemas antrópicos para a produção mais concentrada de recursos.

Este cenário ambiental, na concepção abordada por Ost (1995), por um lado envolve

um grande processo de destruição das comunidades naturais que cobriam o planeta Terra e a outra diz respeito ao reconhecimento de que o próprio homem tem sua crise de relação com a natureza. Como encarar o posicionamento do homem diante da natureza? Segundo este autor há a necessidade de enquadramento entre as semelhanças e as diferenças da espécie humana com a natureza. O homem como espécie dominante do planeta é privilegiado por uma forte concepção de liberdade, sujeito de uma história, autor e destinatário das regras estabelecidas. A natureza, como produtora de uma evolução que culminou com a evolução desta espécie, tem assegurado as condições de sobrevivência, mas acaba sendo completamente diferente, absolutamente estranha e drasticamente modificada por este processo.

Dansereau (1966) descreveu as atividades humanas e os impactos sobre o meio ambiente (coleta, caça e pesca, pastoreio, agricultura, indústria, urbanização, controle climático) e, finalmente, previu que a solução seria uma exobiologia, ou seja, o homem partir para um novo planeta na busca de outros recursos.

Nesta perspectiva Boff (2007) critica o tipo de civilização construída pelo homem, afirmando que “... *ele é altamente energívoro e devorador de todos os ecossistemas (...)* e comenta que “*para a unificação do espaço econômico nos moldes capitalistas, a destruição sistemática do processo industrial contra a natureza e contra a humanidade, torna o capitalismo claramente incompatível com a vida... Se teme que o efeito acumulativo das agressões chegue a um ponto crítico tal que quebre o equilíbrio físico-químico-biológico da Terra*”.

Essa crise social apontada por diversos autores decorre da visão de destruição que prevalecia neste cenário e do princípio de “recursos infinitos”. O homem assumia o papel de manipulador do sistema, enxergando-se fora da natureza. Na atitude de estar acima de tudo e de todas as coisas, criou-se uma crise não só de relação homem-natureza, mas uma crise social advinda do processo

de civilização. Reconhecemos que durante essa era, o homem caiu no solipsismo (*solus ipso* = só eu mesmo), onde sua experiência individual era a única referência.

Na teoria de Ost (1995), depois de muito ter destruído, o homem também pode reconstituir. Durante muito tempo o homem comportou-se como aprendiz de feiticeiro, e agora, pode adotar o papel de feiticeiro mestre, aquele que se lembra da palavra e pára os elementos desencadeantes, que põe um termo ao dilúvio que ele próprio desencadeou.

Sendo assim, parte-se de um cenário onde se concebe a natureza como objeto de destruição para a concepção de homem integrado a natureza, mudando drasticamente a postura, principalmente no que diz respeito ao seu papel de reconstituidor da natureza.

Parafraseando Nietzsche (1995), discutindo a filosofia grega de Heráclito, aspira-se que todo o devir – “*to come into being*” - que nasce dos contrários, exprima não somente uma superioridade momentânea, mas produza uma síntese, uma nova situação, ou seja, uma nova concepção do papel do homem no manejo da natureza conservativa sobre o planeta.

b. Cenário da Relação de Restauração

A partir desta “era”, a concepção de restauração e do papel do homem na reconstituição das comunidades naturais tornou-se uma necessidade urgente. Entendia-se que restauração não era sinônimo de produtividade, portanto as técnicas de produtividade que foram responsáveis por garantir o atual estágio de desenvolvimento do homem, não eram as adequadas para os processos restauradores. Nesta perspectiva, este cenário foi marcado por modelos de restauração baseados na dinâmica sucessional, recebendo importantes contribuições científicas acerca da Ecologia da Restauração e sua prática. Desta forma, a relação homem-natureza foi sendo construída no sentido de aproximar o homem do ambiente. Citando os

trabalhos de Parker & Pickett (1999) e Pickett & Ostfeld (1994), podemos descrever dois principais paradigmas da ecologia que predominavam nesta época: o paradigma clássico e o paradigma contemporâneo.

Historicamente, os sistemas ecológicos eram considerados fechados, auto-regulados e sujeitos a um único equilíbrio estável obtido por uma dinâmica determinística. A sucessão é fixa, previsível e determinada convergindo para um ecossistema com um clímax único. As perturbações são concebidas como eventos excepcionais que não influenciam o sistema. O contexto histórico não é considerado, e o homem é excluído como potencial regulador do sistema. Estes seis pontos-chave formam a base teórica do Paradigma Clássico. Este paradigma é uma metáfora do “balanço da natureza” e é chamado, convenientemente, de Paradigma do Equilíbrio (Simberloff, 1982).

Esta teoria considera como sistema ideal aquele conservado e isolado da interferência humana. Desta forma, mesmo com possíveis perturbações, os sistemas se mantêm no balanço, retornando ao estado ideal, próximo a condição inicial. Os sistemas se auto-regulam no tempo e no espaço. A implicação direta que o Paradigma Clássico e seus conceitos têm para a restauração ambiental está intimamente relacionada com a ideia do balanço da natureza, onde o ecossistema a ser alcançado era aquele mais próximo possível deste modelo ideal da natureza fixa e imutável. A natureza é concebida como uma entidade isolada e antropomorfizada e os seus processos ordenados e previsíveis. Tal visão não só isola o homem do resto da natureza, como o coloca superior a ela.

Modelos de recuperação de áreas degradadas, por muito tempo, foram baseados no Paradigma Clássico. A recuperação de florestas tropicais, como método científico, é datada do final da década de setenta, quando era usado o modelo de plantio ao acaso de árvores (Nogueira, 1977; Kageyama & Castro, 1989). O Paradigma do Equilíbrio aparece com evidência no suporte conceitual e nas metodologias utilizadas nestes modelos, que tentavam reproduzir um clímax

idealizado de florestas preservadas, sem interferência humana. O ecossistema a ser alcançado era aquele mais próximo possível deste modelo ideal da natureza fixa e imutável. Em função disso, metodologias para recuperação de áreas degradadas foram baseadas, preferencialmente, em plantio de espécies, com um número determinado de indivíduos, tentando alcançar uma condição clímax e um ponto de equilíbrio estável. Todos os processos poderiam ser controlados através da introdução (mudas) ou eliminação (ex. formigas, limpeza do sub-bosque) de algum componente que desregulava este sistema ideal. Neste contexto, o ecossistema é visto como uma fábrica de produtividade, com uma coleção de espécies isoladas. Concebe-se a natureza, espécie por espécie, adaptando-a à criação humana. A restauração é concebida como um processo “à imagem e semelhança do homem”.

A partir da década de oitenta, diversos projetos de restauração foram iniciados, buscando reproduzir um sistema ideal (determinístico). Modelos que consideravam o plantio misto de árvores segundo diferentes graus de sombreamento proporcionado por espécies iniciais (pioneiras e secundárias iniciais) e tardias (secundárias tardias e climáticas) apresentavam como resultado plantações com maior desenvolvimento em DAP (diâmetro à altura do peito) e altura (Kageyama, Biella & Palermo Jr., 1990; Rodrigues et al., 1992). Outros trabalhos buscaram aperfeiçoar o modelo sucessional, incluindo o conceito de raridade (Kageyama & Gandara, 2000). Neste modelo, são usados 60% de espécies pioneiras (30% pioneiras típicas e 30% de secundárias iniciais) e 40% de não-pioneiras (80% de espécies comuns e 20% de raras, usando-se uma diversidade de 20 e 40 espécies, respectivamente). Bechara et al. (2005) comparam estes modelos de recuperação a modelos silviculturais, os quais utilizam plantações equiâneas de árvores em área total, sob espaçamentos de 2x2m a 3x2m, adubação e capina das entrelinhas e re-plantio, com altos insumos de implantação e manutenção.

Em face deste arquétipo determinístico,

tornou-se imediatamente necessário adotar um novo paradigma para a Ecologia da Restauração. A crença de que a natureza foi feita para o homem e o homem para governá-la, não só nega a complexidade da dimensão e dinâmica de condições dos sistemas ecológicos, como contraria a idéia da sucessão estocástica, um dos princípios-chave do Paradigma Contemporâneo.

Reportamo-nos novamente a Parker & Pickett (1999), Pickett & Ostfeld (1994) e Pickett et al. (1992), para discutir sobre o Paradigma Contemporâneo, ou Paradigma do Não-Equilíbrio, também predominante nesta época. Os autores discutem as armadilhas do Paradigma Clássico, conotado metaforicamente como o “balanço da natureza” e apontam a significância da adoção do Paradigma Contemporâneo para a prática da conservação, uma vez que esta teoria descreve a metáfora do “fluxo da natureza”.

Este novo paradigma representa a contradição dos seis pontos-chaves do Paradigma Clássico. Os sistemas ecológicos são abertos, podem ser regulados por processos externos e sujeitos a perturbações naturais. Eles devem ter múltiplas sucessões, seguindo múltiplas trajetórias. O processo de sucessão não é mais determinístico e sim estocástico, sujeito a alterações em função de perturbações e processos externos. O equilíbrio é relativo numa escala de tempo, podendo haver múltiplos equilíbrios. Uma vez que, os sistemas são abertos a regulações externas, o homem e seus efeitos devem ser incorporados nos modelos ecológicos para que a restauração realmente seja efetiva. Ações humanas, dependendo do grau de intervenção, podem ser consideradas como um fator ecológico natural. Entretanto, esta comparação ao fluxo da natureza não nega a existência de um ponto estável na natureza, ela apenas foca a atenção ao fato de que os sistemas naturais são resultado de uma variedade de fluxos.

Concebendo os sistemas ecológicos sob essa perspectiva, entende-se que os modelos utilizados para se fazer restauração devam focar no restabelecimento de uma série de processos e contextos do sistema como um todo. Os processos

(dinâmica e mecanismo do sistema) podem ser representados pela conectância entre os diferentes níveis tróficos (produtores, consumidores e decompositores), interações interespecíficas, meios de regeneração como o banco e a chuva de sementes, trajetórias sucessionais, dinâmica de clareiras, fenômenos eventuais, perturbações naturais, fluxo gênico, entre outros. O contexto pode ser representado pelas conexões espaciais do sistema de interesse com a paisagem circunvizinha, heterogeneidade de manchas na paisagem, interações dentro e entre unidades da paisagem, fragmentos como fontes de propágulos, homem como agente do fluxo e perturbações dos sistemas ecológicos, seqüência histórica do sítio, entre outros.

Nesse sentido, as metodologias de restauração começam a incorporar esses novos conceitos, baseados em uma variedade de perspectivas e referências, permitindo que a restauração seja parte de um processo dinâmico contínuo, e não resultante de um evento único, tradicionalmente figurado pelos modelos convencionais.

c. Cenário de Relação Holística

Na passagem do Cenário de Restauração para o Cenário Holístico, o homem começa a mudar sua visão de mundo, no sentido de integrar-se ao ambiente, estabelecendo uma relação com a natureza mais holística. Por “holismo” compreende-se o ponto de vista que se opõe à abordagem cartesiana e estuda o todo sem dividi-lo, ou seja, examina-o de modo sistêmico. Entende-se por reducionismo o ponto de vista clássico consolidado por Descartes, que divide o todo em partes e as estuda em separado.

Por muito tempo a restauração teve sua prática orientada por abordagens reducionistas, desenvolvendo e aplicando várias proposições metodológicas fragmentadas para resolver problemas que se mostravam cada vez mais complexos. Estas predominaram nos cenários anteriores e continuam fundamentos que

priorizavam o estudo de “partes” dos sistemas biológicos. Um exemplo foi o desenvolvimento de modelos extremamente produtivistas e quantitativos, objetivando a produção da biomassa vegetal a partir da incorporação da fase arbórea (aqui entendida como “uma parte” do sistema), pulando todas as demais fases iniciais da sucessão. Modelos posteriores avançaram para uma visão de conservação, primando por valorizar a diversidade vegetal. A diversidade foi vista como uma meta a ser alcançada em curto prazo através do uso de modelos que priorizavam o caráter estrutural da floresta, onde a riqueza e densidade foram os dois parâmetros fundamentais a serem mensurados.

Morin (1999) sustenta que por um longo período a ciência viveu uma fase de “ofuscamento” pela noção reducionista de partes isoladas e separadas do todo. Com efeito, por muito tempo o homem esteve condicionado a pensar assim, um pensamento linear formatado. No entanto, acrescenta Morin (1999), quando entramos em contato com a idéia de *sistema*, esse ofuscamento reducionista (que só vê as partes) pode ceder lugar a um deslumbramento holístico, que só vê o todo. Saltamos de um pólo ao outro.

Na perspectiva do pensamento sistêmico, a concepção “holística” foi apresentada em 1950 por Ludwig von Bertalanffy em sua Teoria Geral dos Sistemas. Schlindwein (2004) discute que a abordagem sistêmica tem sido anunciada como uma alternativa possível para superar as limitações da abordagem analítica, cartesiana e tem sido aplicada para os mais diversos objetos e fenômenos em diferentes disciplinas.

Especificamente a disciplina da Ecologia da Restauração tem buscado avançar para uma nova percepção ecológica que reconheça a interdependência fundamental de todos os fenômenos, e o fato de que, enquanto indivíduos e sociedade estamos todos encaixados nos processos cíclicos da natureza, sendo dependentes desses processos.

Portanto, este cenário mostra uma tendência que prima por modelos de conservação

da biofuncionalidade em detrimento da conservação da biodiversidade (conjunto de espécies isoladas e sem função) e resgate de interações entre organismos do sistema. Esta visão não se baseia em modelos determinísticos, mas na possibilidade de aumentar as probabilidades da sucessão se expressar e de abrir espaço para os fenômenos eventuais. Ganha expressão, neste contexto, a posição de Grant (1980) “*na natureza os fenômenos eventuais tem maior importância que os normais*”.

Interpretando as proposições metodológicas correntes neste cenário, trazemos à tona a nucleação, como a técnica que mais se aproximou dos fundamentos holístico-sistêmicos. Entretanto, discutimos que é evidente que este “modelo” e suas aplicações não estão imunes de limitações. Porém, entendemos que a nucleação foi o “gatilho” inicial para o avançarmos numa prática de restauração baseada em abordagens do “pensamento complexo”, discutido mais adiante.

O processo de nucleação delineado por Yarranton & Morrison (1974) descreveu a dinâmica espacial da sucessão primária em dunas canadenses capaz de atrair espécies e funções variadas. Inspirados na teoria de nucleação, Reis et al. (2003) simularam os mecanismos ecológicos descritos por aqueles autores instituindo as técnicas nucleadoras de restauração. Estas visam formar microhabitats em núcleos propícios para a abertura de uma série de “eventualidades” para a regeneração natural, como a chegada de espécies vegetais de todas as formas de vida e formação de uma rede de interações entre os organismos. O intuito é promover “gatilhos ecológicos” (Bechara, 2006) aumentando a probabilidade de formação de uma diversidade rotas alternativas sucessionais (Fiedler et al. 1997), as quais poderão convergir para múltiplos pontos de equilíbrio no espaço e no tempo. Cabe ressaltar que, a geração de mortes é essencialmente importante neste processo de abrir espaço para as eventualidades. Este modelo representa um “espaço para o imprevisível”, gerando fenômenos eventuais e aleatórios e permitindo maiores aberturas para a variedade de

fluxos, próprios dos sistemas naturais (Reis *et al.* 2006).

Buscando-se aprimorar e tornar mais efetiva a restauração ambiental, diversas pesquisas propuseram novos conceitos e aplicações associados a nucleação.

Tres *et al.* (2007) sugeriram a implantação de módulos de restauração que representaram um conjunto de técnicas nucleadoras implantadas em áreas em processo de restauração, destinado em sua menor extensão, à aplicação das técnicas e em sua maior extensão à regeneração natural.

Tres & Reis (2007) discutiram a concepção e aplicações da nucleação numa escala espacial mais abrangente, trazendo à luz a importância da paisagem em estudos de restauração. Segundo os autores, a nucleação representa uma potencialidade de integração de paisagens fragmentadas, uma vez que gera efeitos *locais* (em áreas degradadas a restaurar) e efeitos de *contexto* (em áreas desconectadas pela fragmentação). Nessa perspectiva, para que esse processo nucleador seja efetivo na paisagem e promova conectividade, é imprescindível que os fluxos biológicos se dêem nos dois sentidos: entre os “fragmentos e a área em restauração” e entre a “área restaurada e paisagem”. Outro ponto importante nesse estudo foi a proposição das técnicas nucleadoras como estratégias de restauração das unidades naturais degradadas e como possíveis ações para aumentar a permeabilidade da matriz produtiva.

A função de cada técnica de nucleação foi fortemente associada a fundamentos da ecologia, conforme descrevem Reis & Tres (2007). A heterogeneidade ambiental, a sucessão vegetal e as interações inter-específicas passaram a ser pontos-chave nos processos de restauração, que previam, a médio e longo prazo, a formação de comunidades estáveis e com capacidade de interferir na permeabilidade da matriz produtiva da atual paisagem, tornando-a mais compatível com a conservação ambiental.

Espíndola *et al.* (2007) trouxeram uma contribuição importante quando discutiram a função de determinadas espécies introduzidas em projetos

de restauração. Os autores destacaram que as espécies deveriam caracterizar um núcleo com significativa variabilidade genética capaz de formar uma população mínima viável, garantindo que no futuro suas filhas possam nuclear a espécie na paisagem. Outras pesquisas também discutiram a importância da diversidade e variabilidade genética em programas de restauração (Vencovski, 1987; Sebben, 2006) no sentido de se produzirem pomares de sementes regionais, garantindo a qualidade do material genético a ser introduzido (Reis & Wiesbauer, 2006).

Nesta fase, críticas a modelos convencionais antigos baseados na produtividade passaram a ser correntes, pois quando comparados a modelos da sucessão natural, representavam um dualismo, constituindo duas técnicas distintas e opostas, sem serem reconhecidas como complementaridades. Adotando esse discurso arraigado por conceitos antagônicos, fruto da visão Cartesiana, a ciência perdeu a chance de ver pares complementares podendo contribuir com mais elementos para a prática da restauração ambiental.

Apesar das limitações, num sentido amplo, a restauração através da nucleação trouxe avanços teóricos e práticos importantes acerca dos elementos biológicos e físicos do ambiente. No entanto, uma premissa básica na restauração e de aspecto fortemente sistêmico é a necessidade de se conhecer profundamente cada elemento físico, biológico, ecológico, simbólico e mitológico que compõe o ambiente. Essa complexidade só é apreendida por aqueles que de alguma forma reconhecem esses elementos como parte de sua dinâmica de vida, incorporando-os de forma natural. Nesse caso, muitos aspectos da restauração estão diretamente relacionados à diversidade cultural das pessoas que vivem em contato com a natureza e com os recursos que dela necessitam.

Diante desta perspectiva, Siminski *et al.* (2009, pg. 67-81) discutem a possibilidade da restauração ambiental sistêmica como estratégia de integração entre conservação e uso de recursos florestais em propriedades agrícolas. Incluir

humanos nos processos de conservação ambiental implica introduzir as dificuldades impostas pela complexidade das interações entre eles e entre eles e o seu meio. Os autores reforçam a crítica à ciência analítica, experimental quando ressaltam que essa complexidade é negada quando se faz conservação pela conservação. Diante deste ponto de vista, a visão de mundo que essa ciência oferece aos conservacionistas pode garantir eficácia e eficiência às ações que propõem, mas raramente resulta em efetividade dessas ações.

O desafio desse cenário se expressou claramente na filosofia de restaurar através do aumento de probabilidades da expressão da sucessão natural. Apesar disso, uma lacuna ainda persistia nos programas de restauração: a questão social. Acreditamos que um avanço foi conseguido no sentido de despertar a consciência também para a concepção de que as atividades humanas (econômicas) são também culturais. Portanto, mais do que processos naturais, a restauração deve tratar fundamentalmente de processos socioculturais de uma construção humana, sendo fortemente influenciada pela carga cultural que carregam os indivíduos que a praticam.

É durante esse processo de aprendizagem sociocultural que se inicia uma modificação do meio pelas espécies (indivíduos). E como estas (estes) também se tornam necessidade existencial para outros seres vivos, criam-se interações complementares e/ou antagônicas e num processo complexo, forma-se a chamada eco-organização (Morin, 2005), principal fundamento do cenário que será discutido em seguida.

d. Cenário da Relação de Complexidade (Sistêmica)

A restauração começa a construir um entendimento que se torna básico a partir desta era de relação de complexidade: os seres vivos (incluindo o homem) e o mundo natural estão interligados, de modo que não podem ser compreendidos em separado. Sendo considerado um sistema de aprendizagem, o conhecimento da

restauração deve ser construído pelo ser vivo em suas interações com o mundo. Outra contribuição importante durante esse processo histórico foi o entendimento de que não se pode desenvolver uma compreensão do sistema de restauração com base apenas no pensamento linear. Por outro lado, o pensamento sistêmico, quando isolado, é também insuficiente para as mesmas finalidades. Há, portanto, necessidade de complementaridade entre esses dois modelos mentais. O pensamento linear não se sustenta sem o sistêmico e vice-versa. O sistema de aprendizagem de restauração precisa de um modelo de pensamento que lhe dê base e estrutura. Este é o pensamento complexo.

Nessa perspectiva, Morin (1977) apresenta o pensamento complexo como noção básica de um novo paradigma de pensamento. Do ponto de vista moriniano, o pensamento complexo resulta da complementaridade (do abraço) das visões de mundo linear e sistêmica. Essa abrangência possibilita a elaboração de saberes e práticas que permitem buscar novas formas de entender a complexidade dos sistemas naturais e lidar com ela, o que, é claro, inclui o ser humano e suas culturas. Nas palavras de Mariotti (2000) o pensamento complexo “(...) *configura uma nova visão de mundo, que aceita e procura compreender as mudanças constantes do real e não pretende negar a multiplicidade, a aleatoriedade e a incerteza, e sim conviver com elas (...)*”

Todas essas considerações implicam a restauração ambiental como um sistema de aprendizagem complexo, onde a complexidade surge como dificuldade, como incerteza e não como uma clareza e como resposta. A complexidade não pode ser vista como uma receita para “resolver” problemas. Ela perpassa esse sentido determinista e analítico que mutila o pensamento. Ela deve ser considerada como desafio e como uma motivação para pensar (Morin 1999). Assim sendo, a restauração ambiental não pode ser tratada como um fim, mas sim como uma forma de gerir a complexidade ambiental, uma vez que nesse processo se entende que a relação “problema x

solução” deva ser substituída pela relação “situação-problema x melhora da situação-problema” (Checkland, 2000).

É nessa perspectiva que este cenário da relação complexa entre homem-natureza avança. Essa “era” não é fechada e linear. Ela própria é aberta e circular. Esse cenário que vislumbramos hoje é também recursivo. E recursivo é o sistema de restauração ambiental. Portanto, deve ser entendido como um círculo produtivo ininterrupto, no qual, os produtos são necessários à produção daquilo que os produz. Os efeitos e produtos são necessários a sua própria causação e a sua própria produção. Pensando em restauração como um processo recursivo, não há possibilidades, aberturas para ações invariáveis, regras únicas e que possam resultar efetivas. Em outras palavras, não há como lidar com situações-problemas complexas através de ações pré-determinadas, lineares e convencionais. Como defendem Siminski et al. (2009, pg. 63-81), soluções efetivas para melhorar a situação-problema devem necessariamente ser construídas no desenrolar do processo de aprendizagem social.

Considerando o papel do cientista/profissional da ciência da Ecologia da Restauração, podemos pensar que é mais que necessário que este adote e assuma uma epistemologia que implicará nas suas próprias distinções. Ou seja, a partir do momento que se admite que a complexidade é um aspecto que ele, como observador, distingue do mundo que observa, esse cientista/profissional passará a tê-la como dimensão da sua própria epistemologia. Isso implica em

assumir a complexidade (ou outros pressupostos epistemológicos) como integrante da sua nova visão de mundo. É o mesmo que Esteves de Vasconcellos (2004) destaca, ao dizer que, essa postura do cientista/profissional requer que ele ultrapasse sua crença na objetividade e no realismo do universo e então passe a se reconhecer como parte de todo conhecimento de cuja co-construção participa (epistemológica e ontologicamente).

Voltando a relação homem-natureza e as implicações que esta gera em nosso agir no mundo (por exemplo, o nosso agir em termos de restauração ambiental), podemos dizer que essa relação entre “objeto” e “observador” se situa na origem de todo o conhecimento (Maturana & Varela, 2001). Ou seja, essa relação nos permite melhor conhecer o mundo revelando toda sua complexidade. Portanto, para a restauração ambiental se tornar efetivamente um processo de interação entre objeto e observador e a complexidade como integrante da nossa visão de mundo é fundamental que a relação homem-natureza seja (re) organizada. E isso implica em ordens e desordens, organização e desorganização.

Para tanto, é necessário um processo de pensar multidimensional. E mais do que isso, é preciso tornar as dimensões individual, social e biológica, dimensões comunicáveis no processo de pensar a restauração ambiental. Só assim partiremos para uma era de “reorganização” e conseqüentemente uma nova visão de mundo baseada na complexidade e em todas as implicações que dela emergem.

A RESTAURAÇÃO AMBIENTAL NO CONTEXTO DA ECO-ORGANIZAÇÃO

A eco-organização se alicerça e sobrevive nas contradições. Em visões opostas e complementares. Em ordem e harmonia e desordens e lutas. Cada uma dessas visões contrárias é verdadeira, porém só podem encontrar sentido na idéia da eco-organização (Morin, 1999).

Pensando a restauração ambiental no contexto da eco-organização começamos a compreender que ela é constituída de interações, associações e cooperações entre indivíduos/fenômenos, mas também, e fundamentalmente, de lutas, devorações e predações, sem deixar de ser

destruidora, é também co-geradora de uma grande complementaridade e solidariedade.

Essa é a grande diferença de pensar a restauração ambiental complexamente (sistemicamente): distinguir que antagonismos e complementaridades são ciclos superpostos, cada qual contribuindo solidariamente para sua auto-organização. Compreender que vida e morte não são excludentes e sim complementares. Pensar a morte no processo de restauração como uma desorganização/destruição que é também nutritiva, regeneradora e reguladora. A morte que desorganiza também reorganiza. Que os organismos possuem capacidade intrínseca de medir o tempo e organizar-se em função dessa medida. Que a sucessão natural é um ciclo eco-organizador de ordens e desordens. Que o homem possui uma relação de eco-organização com a natureza, pois ao mesmo tempo em que é produtor da energia, é produzido pela mesma energia que ajudou a produzir. Que cada ser vivo é um emissor/receptor de informações e de comunicações que garantem a sua própria regeneração. Que as sociedades são geradas nas relações com a natureza e são geradoras dessa relação. Que reconhecer o pensamento ecológico (fundamentos e abordagens) é reconhecer conceitos de ciclos tróficos, de cadeias tróficas que constituem efetivamente o processo auto-produtor e auto-regenerador da eco-organização. Por isso pensar e repensar o pensamento ecológico da restauração é gerar organização, desorganização e reorganização. É um processo dialógico permanente. O processo de

reorganização do pensar “restauração” se encontra no próprio processo de desorganização do pensamento.

Morin (2005) salienta que “(...) *um ser vivo se torna exigência existencial para outro; essa exigência cria de imediato uma solidariedade e uma complementaridade de fato do outro em relação ao primeiro (...) a necessidade de outro é a dependência de si não somente em relação ao outro, mas ao processo eco-organizacional (...)*”. Na mesma perspectiva Maturana & Varela (2001) mostram que existe entre os seres vivos um processo de *acoplamento* provocado pelas interações seletivas entre o homem e o meio, entre o homem e as demais espécies, enfim, entre todas as espécies e o meio.

Nesse sentido, compreender a restauração ambiental de posse desses fundamentos eco-organizadores é muito mais que ampliar a visão de mundo. É reorganizar o nosso pensamento para agir engajado com o mundo. Restaurar não pode ser compreendido como sinônimo de *refazer ecossistemas*, mas sim, num contexto eco-organizador, de *reorganizar a comunicação entre as dimensões individual, social e biológica*. Tentar criar um novo conceito de restauração talvez seja contra o *princípio organizador* Moriniano. Mas talvez seja um primeiro passo para gerar as ações recursivas associadas ao princípio organizador (organização, desorganização, reorganização).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A superação dos problemas causados pelos modelos tecnológicos de restauração ambiental nos coloca diante do desafio de mudança da própria relação ser humano-natureza. Segundo Ackoff (1981), requer a mudança do modo de entender o mundo, e mais profundamente, o modo de conceber a natureza. Para tal, é preciso recorrer a mudanças de paradigmas que vão além da

superação conceitual. É necessário mudar o foco e buscar um novo olhar, uma nova percepção dos sistemas biológicos. Por isso, o conceito de restauração ambiental deve ser discutido a partir de uma crítica à ciência reducionista, uma vez que grande parte das situações-problema de degradação ambiental também decorre da forma como a ciência tem orientado a produção do

conhecimento e a geração de tecnologias.

Acredita-se que um dos caminhos para superar os diversos reducionismos, sejam eles da ciência ou da tecnologia é o princípio da complementariedade, proposta por Morin (1999). A experiência humana é um todo bio-psico-social, que não pode ser dividida em partes nem reduzida a nenhuma delas. Desta forma, compreende-se que o ser humano não está separado de seu meio natural: é apenas mais um fio da teia da vida.

A questão fundamental que emerge a partir da interpretação que fizemos dos cenários de

relação homem-natureza é que precisamos pensar nosso pensamento. Nesse sentido, Ison (2004) considera fundamental estarmos sempre refletindo “*o que faço, quando faço o que faço?*”

De um contexto determinístico e linear para um contexto auto-organizador e eco-organizador, o homem modificou expressivamente a sua relação com a natureza. Agora nos resta agir de modo a nos engajarmos no princípio organizador. Desta forma, a restauração ambiental só será efetivamente um processo de aprendizagem, se vinculado a um pensamento e prática reorganizadores.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACKOFF, R. L. 1981. **Creating the Corporate Future**. John Willey & Sons.

ALMEIDA Jr., A. R. de. 1995. **A Planta desfigurada: crítica das representações como máquina e como mercadoria**. Tese de Doutorado. USP, São Paulo. 175p.

BECHARA, F. C. 2006. Ecological Restoration Demonstrative Units using Nucleation Techniques: Seasonal Semideciduous Forest, Brazilian Savanna and Coastal Plain Vegetation. **Doctoral Thesis**. Piracicaba: Universidade de São Paulo.

BOFF, Leonardo. 2007. La era ecocida. Via Mirada Global. Disponível em: [http://www.miradaglobal.com/pdf/140602\(esp\).pdf](http://www.miradaglobal.com/pdf/140602(esp).pdf). Acesso em dezembro de 2008.

CHECKLAND, P. 2000. The emergent properties os SSM in use: a symposium by reflective practitioners. In: **Systemic Practice and Action Research**. Vol. 13, nº 6.

DANSEREAU, P. 1966. Ecological impact and human ecology. In: DARLING, F. & MILTON, J. P. (Ed.) **Future Environments of North America**. New York: Natural History Press. p. 425-462.

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

ESTEVES DE VASCONCELLOS, M. J. 2002. **Pensamento Sistêmico: o novo paradigma da ciência**. 5ª. ed. Campinas: Papirus.

FIEDLER, P.L., WHITE, P. S.; LEIDY, R. A. 1997.

The paradigm shift in ecology and its implications for conservation. In: PICKETT, S. T. A.; OSTFELD, R. S.; SHACHAK, M. (Ed.) **The ecological basis of conservation: heterogeneity, ecosystems and biodiversity**. New York: Internacional Thomson Publ.

GRANT, V. 1980. Gene flow and the homogeneity of species populations. **Biologisches Zentralblatt** 99: 157-169.

ISON, R. Part 5. 2004. Designing ‘learning systems’ for purposeful action in the domain of sustainable development. In: T306. **Managing complexity: a systems approach**. Block 4. Managing sustainable development: learning with other stakeholders. 2nd Edition. Cambridge: The Open University. p. 83-120.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. 2000. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: FAPESP. 261p.

KAGEYAMA, P. Y.; BIELLA, L. C.; PALERMO JÚNIOR, A. 1990. Plantações mistas com espécies nativas com fins de proteção a reservatório. In: Congresso Florestal Brasileiro, 6., 1990, Campos do Jordão. **Anais...** São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura. p. 109-112.

KAGEYAMA, P. Y.; CASTRO, C. F. A. 1989. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies arbóreas nativas. **IPEF** 41/

42: 83-93.

MATURANA, H. & VARELA, F. 2001. **A árvore do conhecimento: as bases biológicas da compreensão humana**. São Paulo: Palas Athena. 288p.

MARIOTTI, H. 2000. **As paixões do ego: complexidade, política e solidariedade**. São Paulo: Editora Palas Athena.

MORIN, E. 2005. **O método II: a vida da vida**. Porto Alegre: Sulina. 528p.

MORIN, E. 1999. **Ciência com consciência**. 3ª ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. 350p.

NOGUEIRA, J. C. B. 1977. Reflorestamento heterogêneo com essências indígenas. **Boletim do Instituto Florestal** 24: 1-71.

OST, F. 1995. **A natureza à margem da Lei: a ecologia à prova do direito**. Lisboa: Instituto Piaget.

PARKER, T. V.; PICKETT, S. T. A. 1999. Restoration as an ecosystem process: implications of the modern ecological paradigm. In: URBANSKA, K., WEBB, N.; EDWARD, P. (Ed.) **Restoration Ecology and Sustainable Development**. Cambridge: University Press.

PICKETT, S. T. A.; OSTFELD, R. S. 1994. The shifting paradigm in ecology. In: KNIGHT, R. L.; BATES, S. F. **A new century for natural resources management**. Washington: Island Press. p. 261-278.

PICKETT, S. T. A.; PARKER, V. T. F.; EDLER, L. 1992. The new paradigm in ecology: Implications for conservation biology above the species level. In: FIEDLER, L.; JAIN, S. K. (Ed.) **Conservation biology: the theory and practice of nature conservation and management**. New York: Chapman and Hall. p. 65-68.

REIS, A.; TRES, D. R. 2007. Nucleação: integração das comunidades naturais com a paisagem. In: **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**. 1ª ed., São Paulo: Fundação Cargill, v.1, p. 29-56.

REIS, A.; TRES, D. R.; SCARIOT, E. C. 2007. Restauração na Floresta Ombrófila Mista através da sucessão natural. **Pesquisa Florestal Brasileira** 55: 67-73.

REIS, A.; WIESBAUER, M. B. 2006. O uso de

sementes na restauração ambiental. In: HIGA, A. R.; SILVA, L. D. (Ed.). **Pomares de sementes de espécies florestais nativas**. Curitiba: FUPEF. p. 83-92.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPINDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K.; SOUZA, L. L. 2003. Restoration of damaged land areas: using nucleation to improve successional processes. **The Brazilian Journal of Nature Conservation** 1 (1): 85-92.

RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F.; CRESTANA, M. S. M. 1992. Revegetação de entorno da represa de abastecimento de água do município de Iracemápolis, SP. In: Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas, 1, 1992, Curitiba. **Anais...** Curitiba: UFPR. p. 407-416

SCHLINDWEIN, S. L. 2004. Por que a análise sistêmica não pode refletir a realidade? **Redes** 9 (2): 117-132.

SEBBENN, A. M. 2006. Sistema de reprodução em espécies arbóreas tropicais e suas implicações para a seleção de árvores matrizes para reflorestamentos ambientais. In: HIGA, A. R.; SILVA, L. D. (Ed.). **Pomares de sementes de espécies florestais nativas**. Curitiba: FUPEF. p. 93-138.

SHUMACHER, E. F. 1983. **O Negócio é ser pequeno** (Small is Beautiful). 4ª ed. Rio de Janeiro: Zahar. 261 p.

SIMBERLOFF, D.; FARR, J.; COX, J. & MEHLMAN, D. W. 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investments? **Conservation Biology** 6: 493:504.

TRES, D. R., SANT'ANNA, C. S., BASSO, S., LANGA, R., RIBAS JR., U., REIS, A. 2007. Banco e Chuva de Sementes como Indicadores para a Restauração Ecológica de Matas Ciliares. **Revista Brasileira de Biociências** 5: 309-311.

VENCOVSKI, R. 1987. Tamanho efetivo populacional na coleta e preservação de germoplasmas de espécies alógamas. **IPEF** 35: 79-84.

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

RESTAURAÇÃO AMBIENTAL SISTÊMICA COMO ESTRATÉGIA DE INTEGRAÇÃO ENTRE A CONSERVAÇÃO E USO DE RECURSOS FLORESTAIS EM PROPRIEDADES AGRÍCOLAS NO SUL DO BRASIL

Alfredo Celso Fantini

Eng. Agrônomo, Prof. Titular do Depto. Fitotecnia
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
afantini@cca.ufsc.br

Alexandre Siminski

Eng. Agrônomo, Doutor Recursos Genéticos Vegetais
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
alesiminski@yahoo.com.br

Elaine Zuchiwschi

Eng. Agrônoma, MSc. Recursos Genéticos Vegetais
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
ezuchws@yahoo.com.br

Maurício Sedrez dos Reis

Eng. Agrônomo, Prof. Titular do Depto. Fitotecnia
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
msreis@cca.ufsc.br

RESUMO

Bem de acordo com os pressupostos do pensamento sistêmico, degradação ambiental não é aqui considerada um “problema”, para o qual haveria “solução”. É simplesmente uma situação problemática que, para muitos interesses, merece ser encaminhada. Do ponto de vista sistêmico, a degradação ambiental é decorrente de ações baseadas em decisões também econômicas e sociais. Restauração ambiental, portanto, não se resume a técnicas. Da mesma forma, estas não podem ser consideradas boas ou ruins *a priori*; somente o contexto pode lhes dar significância. Assim como os eventos que originam degradação ambiental, restauração ambiental é um processo e, como todo processo complexo, está sujeito a incertezas e eventos de retroalimentação não previstos. Portanto, a efetividade desse processo, para além da técnica, reside fundamentalmente na aceitação e na responsabilização coletiva das ações propostas. Assim, a proposição de encaminhamentos para a melhoria da situação-problema da restauração deve necessariamente envolver os interessados mais afetados pelos seus resultados. Neste capítulo, discutimos a restauração de ecossistemas florestais em estabelecimentos agrícolas de agricultores familiares do Sul do Brasil. Dentro da abordagem sistêmica, propomos reconciliar recuperação e conservação de ecossistemas florestais com a produção de produtos, particularmente os não-madeireiros, nesses ecossistemas. A grande diversidade de espécies neles presente propicia excelente oportunidade para a realização desses dois objetivos, ao mesmo tempo em que reforçam a necessidade de considerar o contexto onde cada projeto é desenvolvido. Nesse sentido, discutimos aspectos relevantes do aparato legal que regula o manejo da produção em ecossistemas florestais, um fator que pode potencializar ou restringir a consecução dos objetivos. Acima de tudo, propomos que os agricultores sejam sujeitos nos projetos de restauração ambiental sistêmica. Propomos também que as ações devam promover a aprendizagem social, processo no qual o crescimento de todos os sujeitos envolvidos seja condição para atestar a legitimidade e a efetividade das ações de restauração.

Palavras-chave: Restauração Ambiental Sistêmica; Agricultura Familiar; Produtos Florestais Não Madeireiros.

ABSTRACT

SYSTEMIC RESTORATION AS A STRATEGY TO INTEGRATE ENVIRONMENTAL CONSERVATION AND USE OF FOREST RESOURCES IN SMALL FARMS IN SOUTHERN BRAZIL

In accordance with the assumptions of systems thinking, environmental degradation is here considered not as a “problem”, for which there would be “solution”. It is simply a problematic situation which, for many interests, a proposal would be desired. From a systemic point of view, environmental degradation is a consequence of actions that are based on decisions that are also economic and social. Environmental restoration, therefore, does not refer only to techniques. In the same sense, techniques should not be considered either good or bad *a priori*; only the context can give them significance. Then, in the same way the events that trigger environmental degradation, environmental restoration is a process and, like any other complex process, it is subject to uncertainties and unintended feedback events. Therefore, the effectiveness of this process, beyond the technique, relies fundamentally on the collective acceptance of the proposed

actions. Then, a proposal for improving the problem-situation of restoration must involve the stakeholders mostly affected by its results. In this chapter, we discuss the restoration of forest ecosystems in family farms in southern Brazil. Under a systemic approach, we propose to reconcile restoration and conservation of forest ecosystems with the production of goods, particularly the non-timber forest products, within these ecosystems. The high diversity of species in these forests provides excellent opportunity to realize these goals, at the same time as reinforcing the need for considering the context where each project is developed. In this sense, we discuss aspects of forest legislation relevant to forest management, a factor capable of promoting or constraining the achievement of project goals. Above all, we propose that farmer should be involved as subject in the systemic environmental restoration projects. We also propose that these projects should promote the social learning, a process in which the personal development of all stakeholders is a condition to certify the legitimacy and effectiveness of restoration plans.

Keywords: Systemic Environmental Restoration; Family Farming; Non-Timber Forest Products.

INTRODUÇÃO

A conservação do “meio ambiente” assumiu um lugar de destaque no cenário internacional na década de 1990 e na primeira década deste novo século, tornando-se lugar comum na mídia e um dos grandes temas de pesquisa em todo o mundo. Paralelamente, também verificou-se nesse período a consolidação de disciplinas como a biologia da conservação. Essa, supostamente, daria a base científica para a edificação do processo de conservação da natureza, que, por sua vez, seguiria como uma consequência lógica.

Mas os resultados práticos de toda essa movimentação intelectual não foram proporcionais aos recursos mobilizados. O fato começa a ser reconhecido, ainda que de maneira tímida, mesmo por segmentos da Sociedade para Biologia da Conservação (ver, por exemplo, Cleary, 2006 e Robinson, 2006). Ou seja, finalmente se começa a vencer a resistência em aceitar que a existência do conhecimento científico é condição desejada mas não suficiente para promover a conservação e da mesma forma, a restauração de ecossistemas considerados degradados.

Um mundo repleto de humanos requer uma mudança de abordagem quando se pensa em conservar ecossistemas: da conservação da biologia (no seu sentido amplo, que inclui o meio físico que a sustenta) para a conservação da paisagem. Essa mudança de paradigma necessariamente inclui os humanos, tanto como sujeitos, como resultado do processo de conservação. Como assevera Nassauer (2006), a conservação da natureza é

justificável pelo habitat como resultado, enquanto a conservação da paisagem é justificável pela qualidade de vida como resultado.

Mas incluir os humanos nos processos de conservação ambiental implica introduzir as dificuldades impostas pela complexidade das interações entre eles e entre eles e o seu meio, complexidade esta que é negada quando se faz conservação pela conservação, baseada na ciência analítica, experimental. A visão de mundo que essa ciência oferece aos conservacionistas pode garantir eficácia e eficiência às ações que propõem, mas raramente resulta em efetividade dessas ações.

Abandonar essa visão de mundo implica ultrapassar os pressupostos que lhe impõe a ciência tradicional – “a crença na simplicidade do microscópio, na estabilidade do mundo e na objetividade e no realismo do universo”, como afirmam Aun et al. (2006). Segundo essas autoras, assumir o paradigma alternativo do pensamento sistêmico como visão de mundo implica assumir pressupostos opostos àqueles: “a crença na complexidade em todos os níveis da natureza, ...na instabilidade do mundo em processo de tornar-se, ... na intersubjetividade como construção do conhecimento humano”.

Nesse novo paradigma não há, portanto, certezas. Consequentemente, não há como prever o resultado das ações que implementamos em um processo de conservação ou restauração ambiental, e não faz sentido, portanto, se falar em “resolver problemas”. Dito de outra forma, somos capazes, no máximo, de “melhorar a situação-problema”

(Checkland, 2000) da degradação e da reorganização de ecossistemas.

Todas essas considerações implicam a restauração ambiental como um processo, onde ações e resultados são recursivos. Como tal, impõe-se a avaliação como intermediadora, fechando o “ciclo de aprendizagem” (Kolb, 1984). Nessa abordagem, a incerteza a respeito do resultado é compensada pela sua maior aceitação coletiva, já que ela tem a participação como um dos pilares. Como todos são sujeitos nessa abordagem, o crescimento coletivo é o principal resultado, uma outra de ver o processo não como de conservação, restauração ou de outro aspecto qualquer da natureza, mas como um processo de “aprendizagem social” (Keen et al., 2005).

Nesse sentido, promover *restauração ambiental sistêmica* deveria ter como início a formulação das perguntas corretas a respeito do problema – por exemplo: Qual é o problema? Quem são os sujeitos da situação-problema? Quais são, portanto, as diferentes visões sobre ela? Ou seja, as características e fronteiras do problema e mesmo a sua própria existência não podem ser dadas *a priori*. Não podem, portanto, existir ações pensadas *a priori* que possam resultar efetivas. Soluções efetivas para melhorar a situação-problema devem necessariamente ser construídas no desenrolar do processo de aprendizagem social.

No Brasil, as políticas voltadas para a conservação e restauração ambiental têm se mantido alheias a essa visão de mundo. Sua principal deficiência é considerar o mundo como invariável. Carecem, portanto, da necessária flexibilidade para adaptar os instrumentos ao contexto, ou seja, de moldar cada conjunto de ações às especificidades locais. Legislações ambientais são um exemplo muito claro dessa visão distorcida da realidade: impõem regras únicas para um universo de situações. Não é surpresa, então, que resultem quase sempre pouco efetivas.

Agricultores, meio, e ambiente

Palavras como conservação ambiental e restauração estão cada vez mais presentes entre os agricultores da região sul do Brasil, em parte

como consequência da crescente necessidade de adequação das propriedades rurais e atividades agrícolas às normatizações ambientais vigentes no país. Apesar das exigências não serem recentes – a maioria delas remete ao código florestal de 1965 – as questões ambientais têm recebido especial atenção nos processos de certificação (orgânica e florestal), licenciamento ambiental das atividades agrícolas e, em muitos casos, na concessão de financiamento agrícola.

Nesse contexto, parcelas do território das propriedades rurais que se enquadram nas categorias de Área de Preservação Permanente e de Reserva Legal, e que hoje são usadas para atividades agrícolas, devem ser reconvertidas para uso indireto afim de re-adequar os estabelecimentos rurais à legislação vigente. Esse processo de *restauração ambiental sistêmica* oportuniza ações que visem à recuperação da funcionalidade ecológica do ecossistema e conjuntamente a produção de serviços ambientais, mas poderia também ter como objetivo a obtenção de produtos de interesse dos agricultores, tanto para consumo na propriedade, quanto para o mercado.

É desejável que os agricultores se transformem em aliados na luta pela sua conservação dos remanescentes florestais presentes em propriedades privadas, uma vez que estes são responsáveis por uma grande diversidade de serviços ambientais. Esses serviços incluem o valor estético e espiritual das formações florestais remanescentes, ainda pouco lembrados em nossos dias apesar de amplamente usufruídos. Principalmente, os remanescentes florestais em propriedades rurais também abrigam ainda uma vasta biodiversidade e são imprescindíveis dentro do processo de conectividade entre fragmentos. Todos esses produtos diretos e indiretos da manutenção da cobertura florestal em estabelecimentos rurais atualmente não são remunerados, ou seja, são produzidos a custa dos agricultores.

O conhecimento local e as estratégias de manejo e conservação

De todos os setores econômicos, a

agricultura é o mais vulnerável à degradação do ambiente, porque depende diretamente dos sistemas e recursos naturais (Colaço & Garret, 2002). Embora potencialmente negativa para a conservação dos recursos naturais – quando esses não entram na equação de produção – as atividades agrícolas têm uma relação direta com a conservação dos recursos naturais, quer pela sua dependência da biodiversidade através do fornecimento de material genético para novos cultivares, quer pela necessidade de um ambiente ecologicamente equilibrado para o desenvolvimento agrícola (Berkes & Folke, 1998; Jain, 2000; Peroni & Martins, 2000; Tuxill & Nabhan, 2001).

Segundo Paulus & Schlindwein (2001), a agricultura, antes de ser uma atividade essencialmente econômica, é uma atividade também cultural, e mais do que processos naturais tratam-se fundamentalmente de processos socioculturais de uma construção humana, sendo fortemente influenciada pela carga cultural que carregam os indivíduos que a praticam. As práticas utilizadas pelos agricultores familiares em sua relação com o meio são fruto do que Grzybowski (1987) chama de saber camponês (ou saber tradicional), que têm sua lógica própria, decorrente das experiências acumuladas em sua luta pela reprodução das condições de existência material e social. Esse saber caracteriza-se por ser heterogêneo, difuso, dinâmico e com capacidade de renovação, em função de seu caráter prático e vivo. Ele é parte da cultura do agricultor e instrumento fundamental na elaboração de sua identidade social (Grzybowski, 1987).

No Sul do Brasil, a maioria dos agricultores familiares faz parte de um modelo de agricultura intermediário entre o modelo camponês e o modelo empresarial e que Lamarche (1998) denominou de *produtor familiar moderno*, em que permanecem lógicas camponesas, como a autonomia alimentar muito forte da unidade de produção, mas com integração ao mercado retraída e com modesto desenvolvimento técnico-econômico. Normalmente pouco capitalizados, esses agricultores exercitam uma avaliação bastante apurada das propostas que recebem a partir de

critérios que incluem fatores de segurança, de tempo de esforço no trabalho realizado, de adaptabilidade à sua própria visão de seus sistemas, de complexidade de aplicação e produtividade (Weid, 1991). Essas avaliações são decorrentes de todo um processo de formação cultural na convivência com as condições ambientais, sociais e econômicas. Esses agricultores são, por isso, detentores de conhecimentos valiosos e a sua vontade e decisão são condições imprescindíveis para qualquer processo de alteração de seus agroecossistemas (Petersen et al., 1999).

No convívio com o ambiente e como estratégia de sobrevivência, os agricultores familiares do Sul do Brasil incorporaram atividades extrativistas à rotina produtiva a fim de obter recursos para o autoconsumo da família, para suprir necessidades equipamentos e estruturas para as atividades produtivas e para obter renda ao longo de todo ano, sazonalmente ou eventualmente, em caso de necessidade de dinheiro (Zuchiwschi, 2008). Exemplos de estratégias de obtenção de renda através do extrativismo são observados entre agricultores de todas as regiões do Sul do Brasil.

Na região da Floresta Ombrófila Densa, os agricultores conservam estoques de palmitero (*Euterpe edulis*) para serem explorados sempre que necessitam de dinheiro vivo para emergências (Fantini et al., 2004). Na região de abrangência da Floresta Ombrófila Mista, onde ocorre a espécie *Araucaria angustifolia* (pinheiro-brasileiro), os agricultores coletam as sementes dessa árvore – os pinhões - em seus estabelecimentos, em estabelecimentos vizinhos ou até mesmo dentro de Unidades de Conservação, principalmente durante os meses de maio a agosto; uma atividade de grande relevância na renda sazonal de muitos agricultores dos três Estados da região sul. Na região Oeste de Santa Catarina a extração comercial de ramos de erva-mate (*Ilex paraguariensis*) é realizada, principalmente por caboclos da região, desde o final do século XIX. Ainda na região Oeste de Santa Catarina, no domínio da Floresta Estacional Decidual, o uso e a comercialização de madeira nativa por agricultores descendentes de europeus, migrantes do Rio Grande do Sul no início do século

XX, permitiram a sua permanência na região até então pouco habitada e distante de mercados consumidores. No Paraná e em Santa Catarina, agricultores manejam áreas de florestas nativas secundárias para favorecer populações de bracatinga (*Mimosa scabrella*), uma espécie em que a madeira é utilizada para confecção de cabos de vassoura, ripas e para fabricar carvão. No Rio Grande do Sul, desde a década de 1970, agricultores fazem extração de ramos de samambaia-preta (*Rumohra adiantiformis*) em áreas com formações iniciais de florestas secundárias, os quais são utilizados em arranjos florais.

Trabalhos como os de Fantini (1999) e Reis et al. (2000) têm destacado a possibilidade de se conciliar a conservação dos ecossistemas com alternativas de uso que permitam retorno econômico aos proprietários da terra, através de uma proposta de manejo de populações de uma dada espécie de forma sustentável. O caráter de sustentabilidade está claramente definido no “viés” ecológico dessas propostas, onde a garantia da exploração sustentada em um ecossistema, e por consequência a sua conservação, devem ser fundamentadas na manutenção da biodiversidade e no estudo da autoecologia das espécies de interesse.

No entanto, para se manejar um recurso ou para se ordenar um espaço é preciso conhecer profundamente cada elemento físico, biológico, ecológico, simbólico e mitológico que compõe o ambiente. Muitos aspectos do manejo da biodiversidade estão diretamente relacionados à diversidade cultural das pessoas que vivem diretamente em contato com esses recursos e que constroem um conhecimento híbrido baseado na combinação dos elementos locais (naturais, sociais e técnicos) (Jain, 2000; Guivant, 1997). Esse tipo de conhecimento é denominado de conhecimento tradicional, quando se enfoca principalmente o aspecto temporal de sua transmissão ou conhecimento local, quando o aspecto espacial é mais reforçado (Gadgil et al., 1993; Guivant, 1997).

O conhecimento tradicional/local, assim como as populações humanas que os detêm, são

diversos e dinâmicos e estão constantemente se adaptando, sendo a condição de reprodução do conhecimento a maior ameaça ao saber local (Hanazaki, 2003). Esses conhecimentos que os agricultores do Sul do Brasil possuem podem contribuir com a conservação e restauração ambiental e dependem de condições que permitam a sua aplicação no cotidiano dos agricultores para que continuem existindo e se adaptando às novas condições.

A regulamentação do uso dos recursos florestais

O aparato legal brasileiro esteve constantemente atento à questão da conservação dos recursos florestais, embora nem sempre tenham sido aplicados os dispositivos legais. A grande destruição das florestas no início do século XX motivou a criação, em 1965, da Lei 4.771, conhecida como Código Florestal Brasileiro, para regulamentar a utilização dos seus recursos. O Código Florestal (e a Medida Provisória nº 2.166-67/2001) restringiu a utilização de florestas primárias e criou as áreas de reserva legal e de preservação permanente nas propriedades, definindo: a) Áreas de Preservação Permanente (APP) - margens de cursos d'água e de qualquer reservatório de água, topos de morros, encostas com declividade superior a 45°; e b) áreas de Reserva Legal (RL) - na região Sul do Brasil, as propriedades rurais devem manter 20% de sua área com cobertura florestal e/ou outras formações vegetais nativas, a título de reserva legal. Um dos pontos revisados naquela Medida Provisória foi a mudança de definição da função da reserva legal, que passou a ter como objetivo a preservação da biodiversidade local, excluindo, portanto, o caráter utilitarista que caracteriza essas áreas desde os primórdios de sua criação.

Em 1993, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) aprovou o Decreto Federal nº 750, definindo os limites para o uso e conservação da Mata Atlântica, proibindo o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária e nos estágios avançado e médio de regeneração da Mata Atlântica para fins agrícolas, e atribuiu ao

IBAMA e órgãos estaduais a regulamentação da exploração da vegetação secundária em estágio inicial de regeneração (Santa Catarina, 2002).

A partir daquele Decreto, foram criadas regulamentações para disciplinar a exploração de espécies florestais nativas nas áreas cobertas por vegetação primária ou secundária nos estágios avançado e médio de regeneração em todos os Estados. Em Santa Catarina, por exemplo, a Portaria Institucional nº 1 do IBAMA/FATMA de 1996 definiu que a exploração de florestas nativas será permitida somente sob forma de corte seletivo, mediante a apresentação de um Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) ou de Requerimento de Corte Seletivo (RCS), para propriedades com área inferior a 30 ha. Entretanto, em razão da dificuldade, principalmente dos pequenos produtores, cumprirem os requisitos e terem acesso às formas legais de exploração das espécies florestais nativas, surgiu a necessidade de uma regulamentação específica, baseada em critérios técnicos para cada espécie. As Resoluções do CONAMA de nº 294 (2001) e de nº 310 (2002), que tratam, respectivamente, da exploração do palmito (*Euterpe edulis*), e da bracatinga (*Mimosa scabrella*) no estado de Santa Catarina estão entre os poucos exemplos dessa iniciativa.

Em 2006 foi aprovada a “Nova Lei da Mata Atlântica” (Lei nº 11.428/06), que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica. Nos mesmos moldes do Decreto Federal nº 750, mas hierarquicamente superior, esta nova Lei passou a disciplinar as possibilidades de uso dos recursos florestais no Bioma Mata Atlântica. Através dela são estabelecidas restrições e critérios para o corte, a supressão e a exploração da vegetação, tanto nas áreas rurais quanto urbanas, cujo rigor é maior proporcionalmente ao avanço no processo de sucessão. Aos pequenos produtores rurais e populações tradicionais é assegurado, pelo menos *a priori*, um tratamento jurídico mais favorável, tanto no que se refere às possibilidades de acesso aos recursos naturais da Mata Atlântica, quanto no que tange às formalidades do procedimento de licenciamento.

Dentro dessa perspectiva, as legislações também passaram a considerar o uso e o manejo das áreas destinadas à conservação praticados no pequeno estabelecimento ou posse rural familiar, desde que não descaracterize a cobertura vegetal nativa ou impeça a sua recuperação, e não prejudique a função ecológica da área. Um exemplo é a Resolução do CONAMA nº 369 de 2006 que dispõe sobre casos excepcionais (utilidade pública, interesse social ou baixo impacto ambiental), que possibilitam a intervenção ou a supressão de vegetação em APP, em situação eventual e de baixo impacto ambiental. Nesse caso, entende-se por atividade de baixo impacto ambiental a coleta de produtos não madeireiros para fins de subsistência e para a produção de mudas, como sementes, castanhas e frutos, desde que seja eventual e respeite a legislação específica de acesso a recursos genéticos, além de outras ações ou atividades similares, reconhecidas como eventuais e de baixo impacto ambiental pelo conselho estadual de meio ambiente.

No entanto, os pequenos produtores rurais ainda têm tido dificuldade em acessar esta abertura para o uso e manejo dos recursos florestais nativos, devido à fatores relacionados à burocracia, custos dos procedimentos de concessão de autorizações e a ausência de Reserva Legal averbada na grande maioria das unidades produtivas. Por exemplo, agricultores do Oeste do estado de Santa Catarina têm manifestado repetidamente o seu inconformismo ante a perspectiva de não terem permissão e pelas barreiras encontradas para obtenção de autorizações para explorarem os remanescentes florestais visando usos essenciais ao bem-estar da família e ao funcionamento da unidade produtiva (Zuchiwschi, 2008).

Portanto, ao mesmo tempo em que métodos para restauração e conservação ambiental são desenvolvidos, deve haver avanço na proposição das regulamentações de uso, demanda que facilmente será identificada em processos sistêmicos, visto que se apresenta como um dos fatores mais recursivos na relação entre agricultores do sul do Brasil e a conservação de florestas nativas.

Integrando estratégias de restauração e conhecimento local

Formações florestais são sempre ecossistemas com alto potencial para combinar conservação e uso de recursos, ou seja, não há florestas boas ou ruins, somente usos bons e ruins desses ecossistemas. Então, qualidade não é uma característica intrínseca de um ecossistema; o uso que dele se faz é que pode ser de boa ou má qualidade. Em ambos os casos, os humanos são os únicos responsáveis pelas escolhas que fazem, e não podem esconder as falhas na sua relação com o meio físico sob supostos atributos desse meio.

Assim, para cada ecossistema, qualquer que seja a sua condição, há um ou mais sistemas adequados de uso. De fato, diversidade de ecossistemas é uma condição extremamente desejável para ambos os propósitos de conservação e uso de recursos naturais biológicos. A diversidade de ecossistemas é a base da biodiversidade. Porém, uma das questões primordiais no processo de conservação dos ecossistemas está relacionada com a definição dos ambientes a serem utilizados para as atividades humanas, os que devem ser preservados, e ainda, aqueles a serem recuperados. Em termos gerais, tais opções podem ser entendidas como estratégias para o manejo e garantia da manutenção das funções desses sistemas, mas também da sociobiodiversidade presente neste território.

Para subsidiar a elaboração de políticas públicas voltadas para a manutenção dos ecossistemas e de sua sociobiodiversidade é necessária a definição de novos conceitos e técnicas que sustentem modelos de avaliação da integridade ecossistêmica e suas possíveis respostas às perturbações, tanto naturais como antropogênicas (Fabrè & Ribeiro, 2006).

Então, qualquer política ou plano de recuperação desses recursos deve abranger uma diversidade de ecossistemas, ou seja, a paisagem é um nível hierárquico a ser obrigatoriamente considerado na escolha das estratégias de uso dos recursos do meio. Nesse sentido, as técnicas de restauração e o manejo das florestas remanescentes

podem ser combinados, e mesmo integrados aos outros usos da terra para maximizar a diversidade de ecossistemas e o potencial produtivo e ecológico das espécies nas propriedades agrícolas.

Uma proposta de “Ação Motivadora”

Motivação é a questão chave a ser trabalhada quando se pensa em uma efetiva política de restauração de áreas degradadas e conservação de recursos naturais dentro das propriedades agrícolas. É preciso que a academia e o poder público reconheçam os humanos como parte integrante e transformadora do ambiente onde eles estão inseridos, e que as ações integrem essa dimensão em todas as etapas de desenvolvimento. Da mesma forma, é preciso que essas ações promovam e fortaleçam o resgate da relação entre agricultura e recursos florestais, em um contexto onde os agricultores reconheçam as áreas de florestas como parte integrante de seu sistema produtivo e, dessa forma, aspirem mantê-las e conservá-las.

Nessa abordagem, as microbacias hidrográficas poderiam ser consideradas as unidades espaciais de estudo para o planejamento, gerenciamento e desenvolvimento humano na paisagem, onde os cursos de água representam o componente de conectividade devido a sua estreita relação com os recursos ambientais. A água pode também ser considerada como indicadora dos resultados das intervenções nos ecossistemas das microbacias. Segundo Souza & Fernandes (2000), as abordagens de planejamento e gestão que utilizam as bacias hidrográficas como unidades básicas de trabalho são adequadas para compatibilização da produção agrícola com a preservação ambiental, porque as considera como unidades geográficas naturais, com suas características biofísicas e sociais integradas.

A primeira fase na implantação de uma proposta de restauração integrada em uma microbacia hidrográfica passa pela elaboração de um diagnóstico básico, o qual levanta e analisa os pontos de conflitos de uso da terra e busca de forma conjunta soluções em todos os níveis. Com base nas exigências da legislação florestal vigente, deve-

se realizar o diagnóstico do histórico de uso e ocupação das áreas, causas e grau de perturbação dos ecossistemas, avaliação da paisagem e fragmentos florestais do entorno e, principalmente, as potencialidades de recuperação dessas áreas, de forma a definir ações que permitam potencializar a manifestação dos processos naturais de recuperação.

Muito frequentemente, questões como a redução da área produtiva, limitação do acesso dos animais a uma fonte de água, custos do projeto e processo de licenciamento burocrático têm sido as principais inquietudes dos agricultores em relação à demarcação das áreas de Reserva Legal e APPs nas propriedades agrícolas. Por isso, é imprescindível abordar as questões socioeconômicas e culturais no diagnóstico. Entender, mas principalmente, considerar as aspirações e motivações dos agricultores no projeto é o passo fundamental para o sucesso do programa de restauração. Através do diagnóstico é possível produzir conjuntamente um zoneamento, ou mapa de uso das propriedades, onde são plotadas as atividades em diferentes níveis de intervenção em relação aos recursos florestais e, sobretudo, definir as áreas de interesse para de restauração.

Na maior parte dos casos, as áreas agrícolas matêm, ainda que de forma perturbada, um dos elementos chaves do processo de restauração: o solo e sua biodiversidade. Nesse contexto, muitas vezes o isolamento da área e retirada dos fatores de degradação são suficientes para permitir que o processo de sucessão natural na área se manifeste. Para a agricultura familiar, por exemplo, essa seria uma estratégia que requereria baixo investimento e teria, portanto, aumentada a sua aceitação. Mesmo assim, é uma estratégia que não resolve a questão da “perda” – na visão do agricultor – de área produtiva do estabelecimento rural.

Em casos de níveis de degradação mais acentuados, ou quando se deseja potencializar o processo de sucessão, é possível implementar as técnicas de nucleação como descritas no capítulo **II**, podendo-se fazer adaptações conforme o contexto e disponibilidade de recursos materiais e

de mão-de-obra em cada uma das situações. Práticas que aceleram a regeneração do ecossistema são quase sempre efetivas do ponto de vista ecológico, entretanto, o custo de tais intervenções depende de uma série de fatores, sendo muito variados. Para os agricultores familiares no Sul do Brasil, e provavelmente também os demais agricultores familiares brasileiros, mesmo custos baixos de intervenções desse tipo representam um investimento relativamente alto. Assim, o fato de não adotarem práticas para a recuperação ambiental não está ligado necessariamente à falta de motivação para promovê-las e, tão pouco, ao desconhecimento sobre os resultados das técnicas que envolvem o processo de regeneração ecológica de uma área.

Portanto, nos encontramos diante de um complexo sistema de relações entre os sujeitos envolvidos na proteção dos ecossistemas para a produção de bens e serviços ambientais, o público beneficiário desses produtos diretos e indiretos dos ecossistemas, e os agentes que podem aproximar esses sujeitos de forma sinérgica. Do ponto de vista sistêmico, uma consequência da complexidade dessas relações é que a efetividade dos encaminhamentos dados para melhorar a situação-problema é sempre dependente do contexto, não havendo uma solução única que possa ser estendida a todos os casos.

Por isso mesmo, encaminhamentos como os Termos de Ajuste de Conduta (TAC) para a recuperação de vegetação ciliar, assinados por vários grupos de agricultores catarinenses, estão fadados ao fracasso, a não ser por rígida imposição dos termos. Entende-se que o estabelecimento de normas gerais para o início de um processo de negociação entre os sujeitos das ações é recomendado, e somente através do diálogo (Ison, 2005) se pode avançar na construção de soluções duradouras que satisfaçam igualmente a todos os interessados.

Assim, uma possível abordagem para estimular a participação dos agricultores no processo de restauração ou recuperação ambiental é a incorporação, nos projetos de restauração dos ecossistemas, de espécies para uso direto, seja na

produção de bens para consumo próprio ou para o mercado. É nossa opinião que mesmo espécies para produção de madeiras poderiam ser incluídas, pensando-se no seu futuro manejo. Para áreas de Reserva Legal e Preservação Permanente, entretanto, essa alternativa é ainda polêmica e a obtenção de Produtos Florestais Não-Madeiros (PFNMs) apresenta-se como uma alternativa mais aceitável coletivamente, neste momento.

Diversas espécies apresentam características desejáveis para serem utilizadas quando se busca conciliar a conservação dos remanescentes, através do potencial ecológico, e os aspectos sociais e econômicos, considerando o potencial de uso. Assim, o emprego prioritário dessas espécies em programas de restauração nos estabelecimentos rurais pode favorecer a conciliação entre a necessidade de conservação e o interesse de uso por parte dos agricultores familiares.

Diante desse contexto, a escolha das espécies deve ocorrer através da realização de processos participativos, onde o conhecimento de agricultores e de técnicos pode ser igualmente ponderado. Abordagens participativas proporcionam, além do empoderamento de populações locais (Freire, 1985), a valorização e garantia de direitos relacionados ao conhecimento local (Gadgil et al., 2005) e à adaptação das decisões às características socioecológicas locais, que estão em constante transformação (Seixas, 2005). Da mesma forma, as técnicas a serem utilizadas devem ser construídas participativamente. Mas, seja um processo de simples regeneração natural, seja o uso de técnicas como a nucleação (Reis et al., 2003), a estratégia que aqui sugerimos é a do aproveitamento econômico do ecossistema restaurado, através do manejo de baixo impacto, como preconizados pela Lei 11.428/2006 e Resolução CONAMA 369/2006.

Soluções Possíveis: O Manejo de Produtos Florestais Não-Madeiros e a restauração ambiental

O retorno econômico do investimento em recuperação ambiental em estabelecimentos rurais

não é o único estímulo para promover o engajamento no processo, mas pode representar um grande avanço. A seguir, são apresentadas algumas espécies, que constituem exemplos de possibilidades da integração entre o uso de recursos vegetais e a conservação dos seus ecossistemas. Estes exemplos são resultados de trabalhos desenvolvidos pelo Núcleo de Pesquisas em Florestas Tropicais (NPFT) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) nas duas últimas décadas junto a Agricultores Familiares no sul do Brasil. Esses trabalhos têm identificado uma série de espécies com grande importância ecológica dentro do ecossistema onde estão inseridas e que, ao mesmo tempo, apresentam uso bioativo, alimentar, ornamental, melífero e de fibras:

***Bromelia antiacantha* Bertol.** (Banana-do-mato): essa Bromeliaceae de hábito terrestre apresenta características medicinais, alimentícias, ornamentais e industriais – fabricação de fibras para tecidos e para cordoaria e fabricação de sabão a partir dos frutos – reunindo em uma única espécie um potencial múltiplo. Levantamentos etnobotânicos mostraram que os agricultores utilizam os frutos de *B. antiacantha* para a produção de xaropes usados no tratamento de doenças do sistema respiratório (Duarte et al., 2007). Do ponto de vista ecológico, a espécie apresenta grande relação com a fauna, atraindo uma ampla gama de visitantes florais. Suas características florais confirmam que é uma espécie ornitófila, mas sem especialização para um polinizador exclusivo (Santos, 2001). A frutificação inicia em torno do mês de fevereiro e pode durar até junho, constituindo um excelente recurso alimentar para diversas espécies. Adicionalmente, as características morfológicas, principalmente a presença de muitos espinhos e o fato de formar agrupamentos densos (reboleiras), fazem da espécie um seguro abrigo para a fauna, principalmente para os roedores.

***Drimys brasiliensis* Miers** (Casca-de-anta ou Cataia): arvoreta ou árvore cuja casca é popularmente utilizada como aromatizante, estimulante, antiespasmódico, antidiarréico, antifebril, contra hemorragia uterina e em certas afecções do trato digestivo (Simões et al., 1998).

A espécie recebe um grande número de visitantes florais e seus potenciais polinizadores são coleópteros, dípteros, hymenópteros, e, em menor intensidade, thysanopteros, hemípteros e lepidópteros, que visitam as flores atraídos pelo seu odor, consumindo exudatos estigmáticos e pólen. Seus frutículos são bagáceos, frutificando o ano todo em algumas regiões, inclusive ocorrendo sobreposição de frutificações de anos subsequentes. Esses frutos são consumidos por aves que auxiliam a dispersão de suas sementes (Gottsberger et al., 1980; Mariot et al., 2006). Ainda não existem plantios comerciais da espécie. Entretanto, como resultado de um projeto desenvolvido pelo NPFT, os agricultores não mais eliminam as mudas de casca-de-anta nas roçadas dos fragmentos florestais, muitas vezes utilizados como poteiros para o gado, cientes que estão de que se trata de um valioso recurso para exploração no futuro. Essa percepção surgiu a partir das primeiras vendas do produto para indústrias de São Paulo, que passaram a remunerar a exploração realizada de acordo com critérios de sustentabilidade, com base em estudos científicos. Esse manejo da espécie está proporcionado renda a partir de um recurso que não era explorado comercialmente na propriedade.

***Maytenus muelleri* Schwacke.** (Espinheira-santa): *M. muelleri* é a espécie de espinheira-santa mais utilizada em programas de fitoterapia no Brasil, bem como a mais produzida para fins de comercialização, existindo uma grande quantidade de estudos farmacológicos que indicam ação anti-ulcerogênica e analgésica. Populações de *M. muelleri* ocorrem frequentemente em ambientes restritos, como matas ciliares e agrupamentos arbóreos em áreas de campo nativo, especialmente sobre Neossolos e afloramentos de rocha (Rodomski et al., 2004). Além da restrição edáfica, a espécie possui plasticidade para ocorrer tanto em áreas abertas, com grande exposição lumínica, como no interior da floresta. Scheffer et al. (2004) afirmam que apesar da elevada demanda pelas folhas de espinheira-santa estar promovendo uma expressiva pressão sobre os ambientes naturais, ela poderá estimular a promoção de plantios da

espécie. Paralelamente, a produção de espinheira-santa a partir de critérios conservacionistas de manejo, em ambientes naturais, pode apontar para a organização de uma cadeia produtiva sustentável em regime de comércio justo.

***Euterpe edulis* Martius** (palmito-juçara): a espécie tem longa história como produtora de palmito, provavelmente o produto não-madeireiro mais conhecido na região sul do Brasil. A extração do palmito, entretanto, sempre foi predominantemente extrativista, caracterizada pela super-exploração da espécie, que resultou na extinção comercial de parte significativa das suas populações (Fantini et al., 2004). Entretanto, a produção de polpa dos frutos de *Euterpe edulis*, conhecida como “açai”, apesar de ser ainda recente nas regiões Sul e Sudeste, pode ser considerada um grande potencial para a espécie (Mac Fadden, 2005). Uma vantagem significativa da produção de “açai” é que ela não implica na morte da planta, como acontece no caso da extração palmito. Assim, ao contrário da produção do palmito, que ocorre uma única vez para cada palmeira, a produção de polpa pode ocorrer todos os anos durante um longo período. Assim, a produção de açai representa uma fonte de renda anual para os produtores, indiscutivelmente uma característica altamente desejável em um produto florestal. De qualquer modo, a produção de açai pode impulsionar mesmo a produção de palmito, já que as sementes despulpadas não perdem o seu poder germinativo e podem ser usadas para repovoar áreas degradadas. Finalmente, pelas suas qualidades nutritivas, o açai pode, ainda, tornar-se importante componente da dieta de agricultores e cidadãos urbanos da região da Mata Atlântica, a exemplo do que acontece no Norte o país.

Familia Myrtaceae: *Acca selowiana* (goiaba-serrana), *Campomanesia xanthocarpa* (guabiroba), *Eugenia involucrata* (cerejeira), *Eugenia pyriformes* (uvaia), *Eugenia uniflora* (pitangueira), *Plinia trunciflora* (jabuticaba), *Psidium cattleianum* (araçá): tradicionalmente utilizadas através do consumo local dos seus frutos, essas espécies têm recebido grande destaque pela ampliação do mercado das frutas tropicais

(“exóticas”) e pela demanda por produtos naturais. Além do consumo tradicional das frutas, algumas dessas espécies possuem usos na medicina popular (infusões) e na indústria (extração de óleos essenciais). Dentro de uma perspectiva ecológica, as Mirtáceas são importantes recursos alimentares para a fauna, polinizadores, dispersores e decompositores. A plasticidade dessas espécies para várias tipologias de vegetação e a sua intensa floração e grande produtividade de frutos caracterizam-nas como bagueiras importantes para introdução em áreas em restauração, principalmente como o objetivo de promover o fluxo da fauna e conseqüentemente a introdução de outras espécies dos fragmentos vizinhos.

***Araucaria angustifolia* (Bert.) O Ktze** (Pinheiro-brasileiro): a Araucária tem sido historicamente utilizada para a produção de um número muito grande de produtos, principalmente a partir da sua madeira e celulose. Os galhos, refugos e o nó de pinho servem para lenha e combustível de caldeiras, a resina é utilizada de base para a fabricação de vernizes e outros produtos químicos, além do uso como planta ornamental. Contudo, uma das utilizações mais nobres da espécie é na alimentação, através do consumo dos seus pinhões. O pinhão é uma iguaria muito tradicional nas residências em todos os Estados do Sul do Brasil (Vieira da Silva, 2006) e tem ganhado significativa sofisticação de uso na culinária, estimulada por grandes festas regionais com esse tema. O pinhão é um alimento de grande importância na subsistência de comunidades rurais e semi-rurais do sul do Brasil. Ao mesmo tempo, é uma alternativa de renda significativa para estas famílias no período do

inverno. Apesar de sua importância, até hoje não existem políticas que considerem efetivamente a araucária como espécie potencialmente produtora de alimento. Estas, seriam estratégias importantes para a valorização da espécie, fundamental para a sua conservação uma vez que a exploração do pinhão é bem menos impactante do que o corte da árvore para o aproveitamento de toras. A araucária possui arquitetura de árvore emergente com copas redondas e densas que formam um dossel puro em áreas onde apresenta grande abundância. Sua grande produtividade de sementes é capaz de alimentar a fauna constituída por mamíferos grandes e pequenos até a avifauna. A grande altura das árvores, sobressaindo suas copas sobre a vegetação nativa sugere que seja utilizada para a formação de trampolins ecológicos em grandes áreas de plantios homogêneos de pinus ou de extensas plantações de soja, cultivos comuns em toda a área de distribuição dessa espécie.

As espécies aqui apresentadas são apenas referências para ilustrar a abordagem por nós sugerida, de uso econômico dos ecossistemas restaurados ou recuperados. São todas de alto potencial para esse fim, mas não esgotam o grande número de espécies possíveis que a ampla biodiversidades que as florestas do sul do Brasil abrigam. Na maioria dos casos, a cadeia dos produtos dessas espécies já está constituída, porém a ilegalidade ou falta de apoio de instituições de pesquisa e extensão agrícola no setor de florestas nativas não contribuem para reverter o quadro de informalidade da sua exploração e comercialização.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O manejo de formações florestais para obtenção de produtos e serviços é considerado, não raro, uma ameaça à conservação ambiental. Entretanto, tornar os remanescentes florestais economicamente viáveis pode revelar-se uma alternativa para os pequenos agricultores da região da Mata Atlântica, há décadas confrontados com sucessivas crises da agricultura moderna. Há que

se considerar que todos os avanços conseguidos no campo da tecnologia devem ser acompanhados de avanços na regulamentação do seu uso. Impor restrições ao uso e manejo das espécies nativas é mais um desincentivo a reforçar a preferência de agricultores e demais produtores pelas espécies exóticas ou por outro uso da terra. O que se tem visto, repetidamente, são políticas que se

manifestam na forma de novas legislações, que invariavelmente aumentam o rol do que não é permitido fazer, uma estratégia que aprofunda o fosso existente entre agricultores e conservacionistas.

O resultado dessa estratégia é contraproducente, ou seja, agrava ainda mais o ciclo de reforço (ou de realimentação – ver Sterman, 2000) do processo de degradação ambiental: restrições dificultam o uso econômico da floresta, que incentiva a sua exploração ilegal ou substituição, que por sua vez leva ao aumento das restrições ou dos mecanismos de controle sobre a atividade. A legislação específica para manejo do palmiteiro na floresta é um exemplo de estratégia bem intencionada, mas que apresentou resultados diferentes daqueles previstos: praticamente não há exploração legal do produto, mas a produção de palmito declinou somente por conta dos níveis decrescentes dos estoques da espécie, não como resultado da existência de uma lei que o proteja (Fantini et al., 2004). Segundo esses autores, a legislação sobre o manejo da espécie e seu ecossistema, que praticamente anula os benefícios econômicos da sua exploração, levou para a clandestinidade aqueles produtores que ainda exploravam a espécie às claras.

Essa situação é comum a muitos outros sistemas de produção de bens produzidos a partir de nossas florestas. Uma vez que não há remuneração pelos serviços ambientais que os ecossistemas produzem, não há investimentos na sua manutenção, e os custos de produção contabilizados são somente aqueles relativos à extração dos produtos. As implicações para a sustentabilidade da cadeia de produção são evidentes. Assim, elementos básicos da teoria da biologia da conservação, como por exemplo a conectividade, que poderiam ser trabalhados em projetos de recuperação ambiental em nível de paisagem, com evidentes benefícios para todos os sujeitos envolvidos na questão, estão *a priori* descartados. Mas, principalmente estão descartadas as possibilidades de inaugurarmos um novo tempo na restauração, conservação e manejo de ecossistemas, onde a “aprendizagem através do diálogo” (Ison, 2005) entre sujeitos desses processos seja a abordagem utilizada, com todas as suas vantagens.

Se a conservação e o manejo das florestas existentes já é problemático, não se podem esperar facilidades na aceitação e implementação de métodos de restauração ambiental que envolvam investimento por parte dos agricultores sem que haja perspectiva de retorno econômico. Por isso, não surpreende que, vencido o prazo de dois anos de vários Termos de Ajuste de Conduta para a recuperação da vegetação ciliar assinados por diversos grupos de agricultores de Santa Catarina com o Ministério Público não tenha havido resultado positivo algum na maioria dos casos.

A insuficiente visão sistêmica da questão, ou seja, a não compreensão de que a interação entre humanos e o meio que usam, para qualquer que seja o fim, implica a emergência de relações extremamente complexas, tem como consequência a impossibilidade de se atingir o ideal da sustentabilidade ambiental. Sustentabilidade refere-se, portanto, à possibilidade de manutenção dessas relações, que por sua vez só pode ocorrer na medida em que todos os sujeitos do processo sintam-se igualmente satisfeitos. É preciso ter claro que a falta de conhecimento não é a razão principal porque se degradam ecossistemas e porque outros não são recuperados. Seres humanos se movem principalmente por outros valores. Agricultores, como seres humanos, também se movem por outros valores. Por isso mesmo, leis e cursos de “educação ambiental” nem sempre (quase nunca) resultam com a efetividade suposta.

Um dos pressupostos do pensamento sistêmico é que problemas não podem ser resolvidos; somente se podem ‘melhorar’ situações-problema. A aceitação desse pressuposto implicaria uma mudança paradigmática que demarcaria um divisor de águas no encaminhamento da necessidade de recuperação ou restauração dos ecossistemas naturais: da imposição à construção participativa de propostas para melhoria da situação-problema. A participação é um elemento natural no processo de intervenção sistêmica, um caminho para garantir legitimidade às escolhas coletivas realizadas por agricultores, técnicos, e representantes dos demais interessados na questão.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AUN, J. G.; ESTEVES DE VASCONCELLOS, M. J.; COELHO, S. V. 2006. **Atendimento sistêmico de famílias e redes sociais: fundamentos teóricos e epistemológicos**. Belo Horizonte: Ophicina de Arte & Prosa.
- BERKES, F.; FOLKE, C. 1998. Linking ecological and social systems for resilience and sustainability. In: **Linking ecological and social systems: management practices and social mechanisms for building resilience**. Cambridge University Press: England, p.1-25.
- CHECKLAND, P. 2000. Soft Systems methodology: a thirty year retrospective. **Systems Research** 17: 11-58.
- CLEARY, D. 2006. The questionable effectiveness of science spending by international conservation organizations in the tropics. **Conservation Biology** 20 (30): 733–738.
- COLAÇO, M. C.; GARRETT, C. 2002. O mundo real e a conservação da natureza. In: 1^o Colóquio psicologia espaço e ambiente. Disponível em: www.eventos.uvora.pt/cpea/conceicao_colaço.pdf. Acesso em dia 25 de dezembro de 2002.
- COOKE, B., KOTHARI, U. 2001. The case for participation as tyranny. In: COOKE, B., KOTHARI, U. **Participation: the new tyranny?** London: Zed Books.
- DUARTE, A. S.; VIEIRA DA SILVA, C.; PUCHALSKI, A.; MANTOVANI, M.; SILVA, J. Z.; REIS, M. S. 2007. Estrutura demográfica e produção de frutos de *Bromelia antiacantha* Bertol. **Revista Brasileira de Plantas Mediciniais** 09: 106-112.
- FANTINI, A. C. 1999. **Palm Heart (*Euterpe edulis*) Production and Management in the Brazilian Mata Atlântica**. Dissertação (Doutorado). Madison: University of Wisconsin. 127p.
- FANTINI, A. C., RIBEIRO, R. J., GURIES, R. P. 2004. Palmito (*Euterpe edulis* Martius, Arecaceae) na Mata Atlântica: um recurso em declínio. In: ALEXIADES, M. N., SHANLEY, P. (Eds.). **Productos Forestales, Medios de Subsistencia y Conservación: estudios de caso sobre sistemas de manejo de productos forestales no maderables**. CIFOR: Bogor. p. 141-161.
- FABRÉ, N. F.; RIBEIRO, M. O. DE A. 2003. Diversidade amazônica: ocupação e uso dos ambientes de várzea. In: RIBEIRO, M. O. A.; FABRE, N. N. **SAS: Sistemas Abertos Sustentáveis: uma alternativa de gestão ambiental na Amazônia**. EDUA: Manaus. p. 95-113.
- FABRÉ N. N.; RIBEIRO M. O. 2006. **A integridade ecossistêmica no zoneamento Ecológico- Econômico da Biodiversidade**. Seminário ZEE e Proteção da Biodiversidade em Manaus, AM.
- FIELD D. R.; VOSS P. R.; KUCZENSKI T. K.; HAMMER R. B.; RADELOFF V. C. 2003. Reaffirming social landscape analysis in landscape ecology: A conceptual framework. **Society and Natural Resources** 16: 349-361.
- FREIRE, P. 1985. **Pedagogia do oprimido**. 14^a ed. Rio de Janeiro: Paz e Terra. 218p.
- GADGIL, M.; BERKES, F.; FOLKE, C. 1993. Indigenous knowledge for biodiversity conservation. **Ambio** 22: 151-156.
- GADGIL, M.; RAO, P. R. S.; UTKARSH, G.; PRAMOD, P.; CHHATRE, A. e membros da *People's Biodiversity Initiative*. 2005. In: VIEIRA, P. F.; BERKES, F.; SEIXAS, C. S. **Gestão integrada e participativa de recursos naturais: conceitos, métodos e experiências**. Florianópolis: Secco/APED. p. 261–287.
- GOTTSBERGER, G; SILBERBAUER-GOTTSBERGER, I; EHRENDORFER, F. 1980. Reproductive biology in the primitive relic Angiosperm *Drimys brasiliensis* (Winteraceae). **Plant Systematics and Evolution** 135 (1-2): 11-39.
- GRZYBOWSKI, C. 1987. O saber dos camponeses em face ao saber dos técnicos. **Revista Fase**. Rio de Janeiro. p. 60-63.

- GUIVANT, J. S. 1997. Heterogeneidade de conhecimentos no desenvolvimento rural sustentável. **Cadernos de Ciência & Tecnologia** 14 (3): 411-446.
- HANAZAKI, N. 2003. Comunidades, conservação e manejo: o papel do conhecimento ecológico tradicional. **Biotemas** 16 (1): 23-47.
- ISON, R. 2005. Traditions of understanding: language, dialogue and experience. In: KEEN, M.; BROWN, V.A., DYBALL, R. (Ed). **Social Learning in environmental management: towards a sustainable future**. London: Earthscan.
- JAIN, S. K. 2000. Human aspects of plant diversity. **Economic Botany** 54 (4): 459-470.
- KEEN, M.; BROWN, V. A.; DYBALL, R. 2005. **Social learning in environmental management: towards a sustainable future**. London: Earthscan.
- KOLB, D. 2000. **Experiential Learning: experiences as a source of learning and the development**. Englewood, Prentice Hall.
- LAMARCHE, H. 1998. Por uma teoria da agricultura familiar. In LAMARCHE, H. (Coord.). **A agricultura familiar: comparação internacional – do mito à realidade**. Campinas: UNICAMP. p. 303-336.
- MAC FADDEN, J. 2005. **A produção de açaí a partir do processamento dos frutos do palmitero (*Euterpe edulis Martius*) na Mata Atlântica**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina.
- MARIOT, A; MANTOVANI, A; REIS, M. S. 2006. Developing a basis for management of natural populations of *Drimys brasiliensis* in Brazil, used for its bark. In: **4o Natural Forest and Savanna Woodlands**. Department Water Affairs and Forestry, South Africa.
- NASSAUER, J. I. 2006. Landscape planning and conservation biology: systems thinking revisited. **Conservation Biology** 20 (3): 677-678.
- PAULUS, G; SCHLINDWEIN, S. L. 2001. Agricultura sustentável ou (re) construção do significado de agricultura? **Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável** 2 (3): 44-52.
- PERONI, N.; MARTINS, P. S. 2000. Influência da dinâmica agrícola itinerante na geração de diversidade de etnovariedades cultivadas vegetativamente. **Interciência** 25 (1): 22-29.
- PETEREN, P.; ROMANO J. O. 1999. **Abordagens participativas para o desenvolvimento local**. Rio de Janeiro: AS-PTA/ Actionaid-Brasil. 144p.
- REIS, M. S.; FANTINI, A. C.; NODARI, R. O.; REIS, A.; GUERRA, M. P.; MANTOVANI, A. 2000. Management and conservation of natural populations in Atlantic Rain Forest: The case study of Palm Heart (*Euterpe edulis Martius*). **Biotropica** 32 (4): 894-902.
- REIS, A.; BECHARA, F.; ESPINDOLA, M. B.; VIEIRA, N.; SOUZA, L. L. 2003. Restoration of damaged areas: using nucleation to improve successional processes. **Natureza e Conservação** 1 (1): 1-25.
- RADOMSKI, M. I.; PERECIN, M. B.; STEENBOCK, W. 2004. Aspectos ecológicos de espécies de espinheira-santa. In: REIS, M. S; SILVA, S. R. (Org.). **Plantas medicinais e aromáticas**. v. 1 Brasília: IBAMA.
- ROBINSON, J. G. 2006. Conservation Biology and Real-World Conservation. **Conservation Biology** 20 (3): 658–669.
- SANTA CATARINA (Estado). 2002. **Coletânea da legislação ambiental aplicável no estado de Santa Catarina**. Florianópolis: FATMA. 520p.
- SANTOS, D. S. 2001. Biologia Reprodutiva de *Bromelia antiacantha* Bertol. (Bromeliaceae) em uma População natural sob cobertura de Floresta Ombrófila Mista. **Dissertação**. (Mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina. 96p.
- SEIXAS, C. S. 2005. Abordagens e técnicas de pesquisa participativa em gestão de recursos naturais. In: VIEIRA, P. F.; BERKES, F. E SEIXAS, C. S. **Gestão integrada e participativa de recursos naturais: conceitos, métodos e experiências**. Florianópolis: Secco/APED. p. 73-105.
- SCHEFFER, M. C.; CORREA Jr., C.; GRAÇA, L. R. 2004. Aspectos da cadeia produtiva de espinheira-santa. In: REIS, M. S; SILVA, S. R. (Org.). **Plantas medicinais e aromáticas**. v. 1 Brasília: IBAMA.

- SIMÕES, C. M. O.; MENTZ, L. A.; SCHENKEL, E. P.; IRGANG, B. E.; STEHMANN, J. R. 1986. **Plantas da medicina popular no Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: UFRGS. 147p.
- STERMAN, J. D. 2000. **Business Dynamics: systems thinking and modeling for a complex world**. Boston: Irwin/McGraw-Hill.
- SOUZA, Ê. R.; FERNANDES, M. R. 2000. Sub-bacias hidrográficas: unidades básicas para o planejamento e a gestão sustentáveis das atividades rurais. **Informe Agropecuário**. 21 (27): 15-20.
- TUXILL, J.; NABHAN, G. P. 2001. **People, plants and protected areas. A guide to in situ management**. Earthscan Publications: London. 277p.
- VIEIRA DA SILVA, C. 2006. **Aspectos da obtenção e comercialização de pinhão na região de Caçador, SC**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina.
- WALI, M. K. 1999. Ecology today: Beyond the bounds of science. **Nature & Resources** 35: 38–50.
- WEID, J. M. von der. 1991. Roteiro do DRPA. **Diagnóstico Rápido e Participativo de Agroecossistemas**. (mimeo).
- ZUCHIWSCHI, E. 2008. **Florestas Nativas na Agricultura Familiar de Anchieta, Oeste de Santa Catarina: conhecimentos, usos e importância**. Dissertação. (Mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina. 186p.

NUCLEAÇÃO COMO PROPOSTA SISTÊMICA PARA A RESTAURAÇÃO DA CONECTIVIDADE DA PAISAGEM

Deisy Regina Tres

Bióloga, MSc. Biologia Vegetal

Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

tres_deisy@yahoo.com.br

Ademir Reis

Biólogo, Prof. Dr. do Depto. Botânica

Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

areis@cca.ufsc.br

RESUMO

A paisagem é uma entidade heterogênea formada por elementos em interação numa dinâmica espacial e temporal. Em função do processo histórico de ocupação desordenado ter maximizado as áreas cultiváveis em detrimento das áreas naturais, a matriz florestal foi reduzida e modificada e seus elementos desintegrados. Como adequar a paisagem a essa nova realidade, de forma que se possa compatibilizar ambas as unidades da paisagem? Entende-se que essa integração na paisagem só será possível a partir de ações que objetivem a conectividade de ambas as unidades da paisagem, reconhecendo que todas as unidades têm influência sobre os fluxos ecológicos. Para tanto, estratégias devem considerar o mosaico da paisagem, englobando duas dimensões: *local*, no sentido de restaurar as áreas naturais degradadas o mais próximo possível dos processos naturais, buscando a formação de comunidades estáveis; e a dimensão de *contexto*, no sentido de diminuir a resistência da matriz cultivável aos fluxos ecológicos, buscando potencializar sua função de conservação. Nesse sentido, este trabalho objetiva apresentar a Nucleação como proposta de restauração da conectividade de paisagens fragmentadas. Técnicas nucleadoras são apresentadas como estratégias de restauração das unidades naturais degradadas e como possíveis ações para aumentar a permeabilidade da matriz cultivável. Os núcleos formados mostram que pequenas interferências nas unidades da paisagem, representam emergências ecológicas e funcionais promotoras de conectividade e de integração das áreas naturais e cultiváveis. Modelos de restauração que primam por abordagens mais amplas e integradas, buscando uma visão sistêmica da paisagem tendem a substituir as visões pontuais e reducionistas da natureza, pois priorizam refazer processos naturais da sucessão estocástica, direcionando a comunidade para a sua integração com a paisagem que a rodeia.

Palavras-chave: Paisagem, Conectividade, Fluxos Ecológicos, Nucleação, Proposta Sistêmica

ABSTRACT

NUCLEATION AS A PROPOSITION FOR RESTORING LANDSCAPE CONNECTIVITY

Landscape is a heterogeneous entity composed by elements interacting within a spatial and temporal dynamics. In function of the historical process of disordered occupation have maximized the arable areas over the natural areas, the forest matrix was reduced and modified and its elements were disintegrated. How to fit landscape to this new reality, so that it can match both landscape units? We understand that this integration within landscape will only be possible from actions that aim the connectivity of both landscape units, recognizing that every unit have influence over the ecological flow. Thus, strategies must consider landscape mosaic, encompassing two dimensions: *local*, to restore degraded natural areas as close as possible to natural processes, aiming the formation of stable communities; and the dimension of *context*, to decrease the arable matrix resistance to ecological flow, aiming potentiate its function of conservation. Accordingly, this work aim to present nucleation as a proposition to restore the connectivity of fragmented landscapes. Nucleation techniques are shown as strategies of restoring degraded natural units and as possible actions to increase the permeability of the arable matrix. The formed nuclei show that small interferences on landscape units represent ecological and functional emergences that promote connectivity and integration between natural and arable areas. Models of restoration that excel broader and integrated approaches, aiming a systemic view of landscape, tend to substitute specific and reductionist views of nature, for they prioritize to remake natural processes of stochastic succession, directing the community to its integration with the surrounding landscape.

Key-words: Landscape, Connectivity, Ecological Flow, Nucleation, Systemic Proposition.

INTRODUÇÃO

A profunda transformação que a paisagem vem sofrendo em virtude de constantes intervenções da sociedade na natureza através de diferentes atividades desenvolvidas ao longo dos séculos no Brasil e no mundo não vem acompanhada de um processo de planejamento integrado, necessário para garantir a sustentabilidade dos sistemas naturais, sociais e econômicos. O homem, como ser social, interfere no ambiente, criando novas situações e alterando o equilíbrio da paisagem. A necessidade do ser humano de sobreviver ultrapassa limites de situações normais, gerando desproporção entre a maneira de viver e ocupar o espaço.

Parte-se do pressuposto de que a paisagem é uma entidade heterogênea formada por elementos em interação numa dinâmica espacial e temporal. Porém, o cenário atual expressa uma paisagem bem diferente desta concepção harmônica e integrada do ambiente. Em função do processo histórico de ocupação desordenado ter maximizado as áreas cultiváveis em detrimento das áreas naturais, a matriz florestal foi reduzida e modificada e seus elementos desintegrados. O panorama que se tem atualmente é de desequilíbrio das unidades de paisagem, revelada por uma forte dicotomia: de um lado se vê áreas de cultivo, caracterizadas por sua uniformidade e homogeneidade e de outro, áreas naturais, que possuem um caráter heterogêneo, porém encontram-se atualmente degradadas e desconectadas dentro e entre si.

A questão fundamental é: como adequar a paisagem a essa nova realidade, de forma que se possa compatibilizar as unidades de cultivo e as unidades naturais? Diante desta perspectiva, torna-se imediatamente necessário pensar numa forma de ajustar a matriz cultivável na atual paisagem, partindo do princípio de que a mesma foi modificada e muito dificilmente poderá ser restaurada à sua condição original, em função das exigências do modelo econômico atual de ocupação do espaço. Por outro lado, pensar em formas de manter viva a funcionalidade das poucas e pequenas áreas

naturais, no sentido de aumentar a capacidade desses fragmentos de receberem fluxos ecológicos de fragmentos vizinhos, restaurando as conexões-chave entre os seus elementos básicos.

Dentro deste contexto, torna-se conveniente definir melhor o que representam e quais funções possuem as dicotômicas unidades de paisagem, formadas em função da fragmentação ambiental. As unidades naturais da paisagem são compostas por fragmentos remanescentes em forma de manchas de habitat ou corredores lineares, imersos em tipos diferenciados de habitat circundantes (matriz). Estes elementos representam núcleos históricos de diversidade e funcionalidade. Nestes núcleos acontecem todos os processos ecológicos chave para a manutenção da dinâmica das comunidades naturais. Eles representam a única (e última) alternativa de restauração das áreas naturais degradadas, no sentido de aumentarem a possibilidade de recolonização local. Num processo de restauração, a idéia é incorporar elementos destes núcleos naturais às áreas a restaurar. Em outro extremo a unidade de cultivo, representada pela matriz, que é a unidade dominante na paisagem, tendo, a princípio, diferentes graus de permeabilidade aos fluxos ecológicos, em função do tipo de atividade desenvolvida. Essa unidade dominante na paisagem age modificando as taxas de dispersão e colonização. A matriz atual das nossas paisagens encontra-se totalmente desintegrada e sem função de conservação e conectividade. A fim de integrar todos os elementos da paisagem, seria de fundamental importância que a matriz representasse uma permeabilidade funcional capaz de promover conectividade entre as unidades naturais e as unidades de cultivo.

Talvez o desafio maior seja como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? A restauração aqui representa a integração das unidades de paisagem, quer sejam elas naturais ou de cultivo, a fim de adequá-las à realidade atual. Entende-se que essa integração na paisagem só será possível a partir de ações que objetivem a

conectividade de ambas as unidades da paisagem, reconhecendo que todas as unidades têm influência sobre os fluxos ecológicos. Para tanto, estratégias devem considerar o mosaico da paisagem, englobando duas dimensões: *local*, no sentido de restaurar as áreas naturais degradadas o mais próximo possível dos processos naturais, buscando a formação de comunidades estáveis; e a dimensão de *contexto*, no sentido de diminuir a resistência da matriz cultivável aos fluxos ecológicos, buscando potencializar sua função de conservação.

Nesse sentido, a grande maioria dos projetos de restauração desenvolvidos no Brasil não tem conseguido avançar em propostas baseadas em ações concretas para restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas.

Nas últimas décadas, inúmeras abordagens e teorias têm sido usadas na tentativa de compreender as paisagens fragmentadas (MacArthur & Wilson, 1967; Hanski & Gilpin, 1997; Young & Clarke, 2000). A partir disso, foi formulada uma variedade de regras básicas para avaliar e diagnosticar a paisagem nas condições atuais (Metzger, 2006). No entanto, muitos desses modelos não mostram a preocupação de intervenção na paisagem, no sentido de potencializar as diferentes unidades do mosaico e promover a conectividade entre elas. Esta abordagem difere muito de ações integradas e efetivas para a restauração e na prática não tem contribuído para a conservação.

As propostas dos atuais modelos têm dado ênfase somente nas ações locais. Um exemplo disso são as unidades naturais da paisagem (fragmentos, corredores) que tem sido alvo de estratégias pontuais e desconectadas do contexto, através da aplicação de técnicas que objetivam a restauração de “uma parte” do todo (paisagem). Por outro lado, a grande extensão das unidades de cultivo (matriz) não tem sido reconhecida como potencial modificadora da paisagem, e a quase ausência de ações no sentido de incorporá-la em estratégias de restauração tem aumentado cada vez mais o processo de fragmentação.

Em relação às ações locais, o que se tem

proposto são estratégias de restauração de áreas degradadas. Porém, um grande entrave destes modelos está no caráter artificial (visão produtiva) destas técnicas utilizadas, as quais estão baseadas na produtividade de elementos de interesse do homem. Modelos baseados numa visão dendrológica, no qual privilegia espécies arbóreas em detrimento das múltiplas formas de vida das comunidades naturais (lianas, ervas, arbustos, epífitas), mostram a importância dada à estrutura da floresta em prejuízo à diversidade funcional que a mesma possui. Estes modelos ainda têm uma forte tendência de “encher” as áreas de espécies arbóreas, não deixando espaço para a regeneração natural se expressar. Outro fato é a duvidosa qualidade genética das espécies introduzidas, o que implica em alto risco às gerações futuras, uma vez que comprometem a variabilidade genética das populações. Por exemplo, modelos que pré-estabelecem uma composição inicial de espécies arbóreas pioneiras e não-pioneiras, de espécies comuns e raras em espaçamentos de 2x2m ou 3x2m, mostram resultados altamente preocupantes em termos de garantia de auto-sustentabilidade das comunidades naturais, e conseqüentemente à estabilidade da paisagem (Souza & Batista, 2004; Damasceno, 2005). Ações que tem como alvo a formação em curto prazo de uma “comunidade virtual” e altamente homogênea não são adequadas para processos restauradores da conectividade da paisagem.

Qual a possibilidade de modelos simplistas e particularizados aplicados para a restauração, favorecerem a conectividade de paisagens fragmentadas? Presumimos que ações pontuais e com fortes tendências de degradação das comunidades naturais, no mínimo, comprometerão a estabilidade da paisagem e a sinergia dentro e entre os seus elementos. Talvez estas ações são legalmente aceitáveis, porém eticamente não demonstram um compromisso com a conservação dos recursos naturais.

Em face deste contexto, torna-se imediatamente necessária adoção de modelos integrados e abordagens mais amplas, os quais se

aproximem da visão sistêmica da paisagem (Aumond, 2003; Zamora et al., 2004; Griffith & Toy, 2005; Metzger, 2006; Reis & Tres, 2007). A perspectiva para a restauração deve estar baseada em propostas concretas de manejo integrado da paisagem, buscando, nas atuais condições de fragmentação, adequar e recolocar a matriz de cultivo e potencializar as unidades naturais, consideradas como a última oportunidade de conectividade da paisagem. Para tanto, os modelos devem estar amparados por critérios legais, mas devem ter, acima de tudo, um forte caráter ético com a restauração.

A Nucleação como proposta para Restauração da Conectividade da Paisagem

Yarranton & Morrison (1974) mostraram que alguns organismos vegetais têm a capacidade de formar micro-habitats, melhorando as condições ambientais e atraindo uma série de outros organismos, formando desta maneira, núcleos de diversidade. Os autores, que descreveram a dinâmica espacial da sucessão primária em dunas canadenses, chamaram esse processo de Nucleação. Inspirados na teoria de nucleação, Reis et al. (2003) simularam os mecanismos ecológicos descritos por aqueles autores instituindo as técnicas nucleadoras de restauração.

Neste trabalho consideramos um conceito mais amplo de nucleação, envolvendo qualquer elemento, biológico ou abiótico, capaz de propiciar potencialidades para formar, dentro de comunidades em restauração, novas populações através da facilitação e criação de novos nichos de regeneração/colonização e gerando novas situações de conectividade na paisagem. O resultado da ação destes elementos bióticos e abióticos é a formação de núcleos de diversidade.

A nucleação representa uma potencialidade de integração de paisagens fragmentadas, uma vez que gera efeitos *locais* (em áreas degradadas a restaurar) e efeitos de *contexto* (em áreas desconectadas pela fragmentação). Para que esse processo nucleador seja efetivo na

paisagem e promova conectividade, é imprescindível que os fluxos ecológicos se dêem nos dois sentidos: entre os “fragmentos-área em restauração” e “área restaurada-paisagem”. (Figura 1)

Podemos pensar num mecanismo de retroalimentação para ilustrar como se dá o processo nucleador na paisagem. Duas escalas podem ser projetadas, uma local e outra de contexto. Primeiramente, deve-se pensar que dentro da paisagem, áreas naturais, como fragmentos de vegetação remanescentes, representam os grandes potenciais de funcionalidade e estocasticidade e podem ser considerados os últimos núcleos de diversidade.

A idéia é buscar diversos elementos (solo, sementes, microorganismos, fungos, bactérias...) dentro destes fragmentos e incorporá-los nas áreas degradadas. A combinação destes elementos representa a criação de uma nova condição na área degradada, a partir da formação de um pequeno núcleo de diversidade. Com o tempo este núcleo tende a se irradiar e ganhar força no sentido de conseguir estabelecer conexões com as unidades naturais da paisagem (fragmentos, corredores). Esta é a primeira via de conectividade: a *conectividade local* que se dá entre fragmentos e área degradada.

Secundariamente, este núcleo formado na área degradada transforma-se num elemento diferenciado, com uma nova diversidade e funcionalidade na paisagem. A partir deste momento este núcleo começa a dar um retorno à paisagem, à medida que irradia e ganha força, o *feedback* produzido é a própria conectividade entre a área que está sendo restaurada e os fragmentos ao redor. Esta é a segunda via de conectividade: a *conectividade de contexto* que se dá entre a área restaurada e os fragmentos da paisagem. Neste momento se restaura uma rede de conexões, essencial para promoção da conectividade entre as unidades da paisagem como um todo.

A tendência é que estes fluxos ecológicos promovidos pela nucleação sejam dinâmicos no tempo e no espaço e que ocorrendo nos dois sentidos, possibilitarão que o processo nucleador

seja efetivo na paisagem e a conectividade local e de contexto seja restaurada.

Nesta perspectiva, a nucleação representa uma alternativa diferenciada de restauração da conectividade da paisagem, uma vez que promove “gatilhos ecológicos” (Bechara, 2006) para a formação de comunidades estáveis e permite que os fenômenos eventuais (sucessão natural) possam atuar no sentido de equilibrar novamente as unidades da paisagem. Os gatilhos, como proposto pelo autor acima, são considerados como pequenas

ações que promovem o processo de nucleação/sucessão sobre as áreas degradadas.

Diante deste panorama, este trabalho tem como objetivo apresentar a Nucleação como proposta de restauração da conectividade de paisagens fragmentadas. Para tanto técnicas nucleadoras são apresentadas como estratégias de restauração das unidades naturais degradadas e como possíveis ações para aumentar a permeabilidade da matriz cultivável.

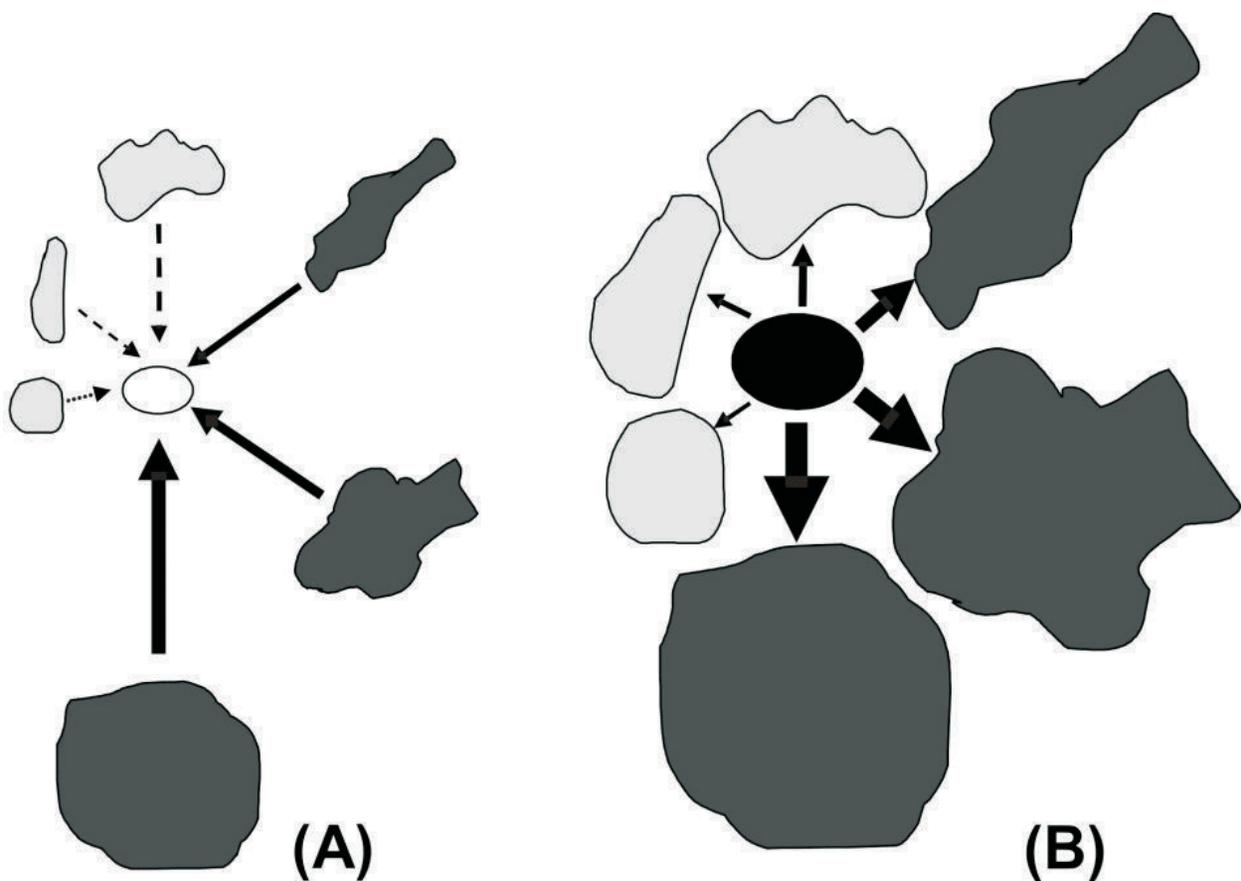


Figura 1. Dinâmica da conectividade entre a paisagem e a área em processo de restauração. **(A) Conectividade local:** a direção dos fluxos ecológicos é dos fragmentos fonte para a área a ser restaurada (círculo branco). **(B) Conectividade de contexto:** a área sob processo de restauração torna-se um núcleo maior (círculo preto) inserida no contexto da paisagem; a direção dos fluxos ecológicos é no sentido dos fragmentos fonte, os quais aumentam de tamanho e reduzem a distância da área em restauração. Os fluxos ocorrem nos dois sentidos. As formas cinza representam os fragmentos fonte em diferentes estágios sucessionais dispersos em uma matriz com permeabilidade variável. As flechas de diferentes espessuras representam os diferentes graus de conectividade entre os fragmentos fonte e a área sob processo de restauração. As flechas mais espessas representam fluxos ecológicos mais intensos. As distâncias diminuem de A para B.

Técnicas Nucleadoras de Restauração

As técnicas nucleadoras instituídas por Reis et al. (2003) concebem a formação de núcleos, deixando grande parte das áreas para as eventualidades locais, ou seja, para ação da própria regeneração natural. Os autores propuseram as seguintes técnicas como maneira de acelerar o processo sucessional em áreas degradadas: *transposição de solo*, *transposição de galharia*, *transposição da chuva de sementes e poleiros artificiais*. A proposta deste trabalho é apresentar as técnicas nucleadoras como estratégias de restauração da conectividade da paisagem. Para tanto, além das técnicas descritas acima, são propostas as seguintes técnicas através da introdução de mudas: *plantio de espécies funcionais em grupos de Anderson*, *trampolins ecológicos* e *plantio de populações referência*. Abaixo são apresentadas as potencialidades das técnicas nucleadoras no que tange a promoção de conectividade na paisagem (gerando efeitos locais e efeitos de contexto).

Transposição de solo

Considerando que, áreas em formação são carentes de várias formas de vida, a *transposição de solo* representa uma excelente estratégia de incorporar vida vegetal e animal (banco de sementes, propágulos, microorganismos, fungos, bactérias, minhocas, algas, etc), propiciando a formação de pequenos nichos de regeneração e colonização. Já que uma das vantagens desta técnica é a grande heterogeneidade do material genético introduzido, é imprescindível que todos os fragmentos vizinhos à área degradada estejam representados nas amostras de solo (cerca de 1m² de solo e 10cm de profundidade). A partir da combinação deste material, uma nova condição é criada na área degradada. Estes núcleos de solo passam a atuar como pequenas áreas de habitat, ou seja, trampolins ecológicos, desempenhando a importante função de conectar áreas fontes de propágulo às áreas em restauração. Em outro sentido, as áreas restauradas terão condições de

modificar a paisagem regional, uma vez que as populações formadas tenderão a trocar material genético com as áreas vizinhas. Desta forma, os fluxos ecológicos atuam nas duas direções da conectividade, conforme ilustrado na Figura 1. Esta estratégia busca potencializar a conectividade da paisagem quando propõem a introdução de núcleos de solo como os primeiros locais de abrigo da fauna. Certamente, em curto prazo, os animais estarão fazendo a interligação, em ambas as direções, através do fluxo gênico (pólen e sementes), garantindo uma maior permeabilidade da paisagem no espaço e no tempo.

Transposição de galharia ou abrigos artificiais

Áreas abertas oportunizam a exposição de animais aos seus predadores. A fim de formar um abrigo seguro para a fauna, a *transposição de galharia* (acúmulo de galhos, tocos, resíduos florestais ou amontoados de pedras) surge como uma estratégia efetiva para aumentar a frequência e permanência de visitantes (roedores, répteis, anfíbios, etc) nas áreas em formação. A tendência é que em curto e médio prazo, estes animais facilitem a chegada de sementes dos fragmentos adjacentes, contribuindo para a sucessão alóctone e para a conectividade local. Uma nova situação é gerada nas áreas degradadas através da formação de um micro-habitat diferenciado para uma diversidade faunística e florística, tendendo a se irradiar para as demais áreas. Desta forma os fluxos ecológicos começam a ganhar força no sentido de retornar à paisagem uma nova diversidade genética. Novas populações são formadas, contribuindo com um constante fluxo gênico em ambas as direções de conectividade (local e de contexto).

Poleiros artificiais

Os *poleiros artificiais* representam a melhor estratégia de conectividade das unidades da paisagem. Este artifício vem ganhando espaço nas restaurações e resultados significativos foram obtidos por Espíndola (2005); Bechara (2006) e Tres (2006), que mostraram seu forte poder

nucleador. A principal ação dos poleiros consiste no seu papel de trampolim ecológico. A implantação desta estrutura que imita galhos secos de plantas (poleiro seco) ou árvores vivas (poleiro vivo) gera fluxos ecológicos em ambas as direções para a conectividade. À medida que uma diversidade de espécies, atraídas pelos poleiros, depositam sementes nas áreas degradadas, forma-se um núcleo alogênico, propício para conectar fragmentos às áreas em restauração. Esses núcleos geram modificações na estrutura biológica do ambiente, já que representam focos de concentração de propágulos, atraindo uma grande quantidade de consumidores. Desta maneira atuam como facilitadores para a formação de uma nova cadeia trófica nas áreas em colonização. Por sua vez, esses núcleos formados serão fonte de alimento para dispersores secundários, os quais facilitarão a direção dos fluxos ecológicos, retornando uma nova diversidade para a paisagem. Quando dispersos numa matriz de não-habitat, favorecem os fluxos ecológicos, potencializando a permeabilidade da matriz. Outra importante contribuição dos poleiros é a formação de uma variedade de habitats, uma vez que servem de pouso para aves e morcegos com comportamento alimentar distinto, implicando numa deposição de sementes de diversas espécies.

Transposição da chuva de sementes

Coletar a chuva de sementes de fragmentos próximos, com periodicidade mensal, durante no mínimo um ano, é uma forma de buscar a diversidade de fenologias das espécies da região. A chuva introduz diretamente nas áreas degradadas ou em viveiros uma aleatoriedade de espécies que representam uma parte da dinâmica vegetacional regional. À medida que possibilita o aporte de novas espécies advindas de áreas vizinhas, potencializa a sucessão alóctone, promovendo um efetivo fluxo gênico e o estabelecimento de conexões-chave entre os fragmentos e a área degradada. Por outro lado, potencializa a sucessão autóctone, uma vez que introduz novo material genético para as espécies locais. A captura mensal da chuva de

sementes de fragmentos preservados e a disposição deste material em forma de núcleos nas áreas a serem restauradas representa a possibilidade de manutenção da fauna em áreas abertas, aumentando a frequência destes visitantes nestes locais. Já que a coleta é feita mensalmente, os recursos alimentares estarão disponíveis ao longo do ano para uma diversidade de espécies da fauna consumidora. Esta ação fornece condições para a manutenção de espécies chave nas áreas em formação, uma vez que melhora a qualidade de habitat, essencial para estabelecer conexões entre as áreas restauradas e a paisagem regional.

Plantio de espécies funcionais

O *plantio de árvores em grupos de Anderson* (Anderson, 1953) é uma técnica que visa incrementar a diversidade regional nas áreas em restauração, priorizando a qualidade do material genético introduzido, a fim de manter espécies-chave da região. Esta estratégia representa a formação de núcleos adensados com cinco mudas de árvores com função facilitadora plantadas em formato de “+”, onde o desenvolvimento da muda central é privilegiado (as mudas laterais atuam como uma bordadura), podendo este grupo ser homogêneo e/ou heterogêneo. Essa ação direciona os fluxos ecológicos a uma condição específica, no sentido de formar populações naturais de espécies que sejam altamente funcionais. Os núcleos devem representar uma significativa variabilidade genética, sendo capazes de formar uma população mínima viável nas áreas em formação. A partir do momento que esse núcleo começa a se irradiar, o material genético começa a ser trocado entre as populações formadas e as populações dos fragmentos adjacentes. Essa ação garante, que num futuro próximo, a progênie possa nuclear a paisagem, estabelecendo uma dinâmica local de fluxos ecológicos.

Trampolins ecológicos com grupos funcionais

Considerando que a extensa matriz cultivável não possibilita um efetivo fluxo gênico, e

conseqüentemente, uma conectividade com as unidades naturais, os *trampolins ecológicos* representam uma proposta de interferência na matriz, no sentido de aumentar, num processo lento, seu grau de percolação e sua permeabilidade aos fluxos ecológicos. A idéia é estabelecer pequenos ambientes nucleadores. No caso de plantios florestais pode-se introduzir, em continuidade com as fileiras do plantio, núcleos com 16 mudas de árvores com função facilitadora, a uma distância de um núcleo/ha. Esta é uma perda pequena da área cultivável, mas de grande função na paisagem. Os trampolins ecológicos representam pequenos refúgios para a fauna, que encontram um local seguro para repouso, alimentação e reprodução. A introdução de elementos com funções bem definidas devem provocar mudanças na paisagem, especialmente aumentando a capacidade de algumas espécies usarem a matriz. Neste caso, sob efeito da nucleação, a matriz atuaria como um habitat secundário para as espécies. Tais elementos com alto poder funcional tendem a aumentar a médio e longo prazo a permeabilidade da matriz aos fluxos ecológicos, uma vez que tendem a reduzir a distância efetiva de dispersão das espécies, favorecendo a conectividade das unidades da paisagem. Esses elementos nucleadores funcionariam como pontos de ligação encurtando distâncias entre fragmentos e matriz.

Plantio de populações referência

A formação de *populações referência* é uma proposta de restauração onde se busca formar uma população mínima viável que possa garantir em longo prazo, variabilidade genética, evitar endogamia nas futuras gerações e conservar o potencial evolutivo das espécies. Devem-se priorizar aquelas espécies que tenham suas

populações fragmentadas e que tenham grande interesse funcional, como potencialidade de interações a médio e longo prazo. Essa população referência, ao longo do tempo, tende a reduzir a distância da área de vizinhança reprodutiva (local onde ocorrem grande parte dos cruzamentos), potencializando a capacidade dos polinizadores e, conseqüentemente, gerando conectividade. Esses núcleos produtores devem ser planejados o mais próximos possível de grandes fragmentos, a fim de evitar perda da variabilidade genética, em função do isolamento. Uma proposta efetiva poderia ser a incorporação das populações referência em áreas ocupadas com atividades agrícolas e que precisam ser reconvertidas para atender a necessidade de adequação das Áreas de Preservação Permanente e da Reserva Legal (segundo legislação brasileira). O ideal é que este processo passe por um planejamento integrado com outras propriedades a fim de interligar os fragmentos naturais às áreas produtoras de sementes, buscando uma maior integridade possível para as diversas unidades da paisagem. Além disso, esta ação, em longo prazo, possibilitaria a formação de fragmentos grandes e bem conectados, o que atenderia a proposta de Sebbenn (2002), no que tange ao número ideal de árvores matrizes para a coleta de sementes com fins de restauração e a de Metzger (2006), em relação à definição de fragmentos e conexões-chave para fins de manejo de paisagens fragmentadas. No entanto a principal função desta população é a disponibilização, a médio e longo prazo de sementes de qualidade para a formação de áreas em restauração. Estas populações referência representarão pomares abertos de sementes que garantirão a continuidade de fluxo gênico das populações a serem introduzidas nos demais programas de restauração da região.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Uma nova tendência de modelos de restauração vem primando por abordagens mais amplas e integradas, buscando uma visão sistêmica da paisagem. Esta postura contrária à visão pontual

e reducionista da natureza prioriza refazer processos naturais da sucessão estocástica, direcionando a comunidade para a sua integração com a paisagem que a rodeia.

Ações nucleadoras representam um avanço em modelos de restauração, expressando o forte caráter ético com a conservação e manejo das paisagens. Os núcleos formados mostram que

pequenas interferências nas unidades da paisagem, representam emergências ecológicas e funcionais promotoras de conectividade e de integração das áreas naturais e cultiváveis.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSON, M. L. 1953. Plantación en grupos espaciados. **Unasyuva** 7 (2): 61-70.

AUMOND, J. J. 2003. Teoria dos sistemas: uma nova abordagem para recuperação e restauração ambiental. In: Simpósio Brasileiro de Engenharia Ambiental. **Anais**. Itajaí: UNIVALI, p.43-49.

BECHARA, F. C. 2006. **Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga**. Tese de Doutorado, Curso de Pós-Graduação em Recursos Florestais, ESALQ-USP, Piracicaba, SP, 248p.

DAMASCENO, A.C.F. 2005. **Macrofauna edáfica, regeneração natural de espécies arbóreas, lianas e epífitas em florestas em processo de restauração com diferentes idades no Pontal do Paranapanema**. Dissertação de Mestrado, ESALQ-USP, Piracicaba, SP, 107p.

ESPINDOLA, M. B. 2005. **O papel da chuva de sementes na restauração da restinga no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis-SC**. Dissertação de Mestrado, Pós-Graduação em Biologia Vegetal, UFSC, Florianópolis, SC, 54p.

GRIFFITH, J. J. & TOY, T. J. 2005. O modelo físico-social da recuperação ambiental. **Brasil Mineral** 242: 166-174.

HANSKI, I. & GILPIN, M. E. 1997. **Metapopulation biology, genetics and evolution**. Academic Press California.

MaCARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. 1967. **The theory of island biogeography**. Princeton University Press, Princeton.

METZGER, J. P. 2006. How to deal with non-obvious rules for biodiversity conservation in fragmented areas. **The Brazilian Journal of Nature Conservation** 4 (2): 125-137.

REIS, A.; TRES, D. R. 2007. Nucleação: integração das comunidades naturais com a paisagem. In: **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**. 1ª ed., São Paulo: Fundação Cargill, v.1, p. 29-56.

REIS, A.; TRES, D. R.; SCARIOT, E. C. Restauração na Floresta Ombrófila Mista através da sucessão natural. **Pesquisa Florestal Brasileira** 55: 67-73, 2007.

REIS, A.; BECHARA, F.C.; ESPINDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K.; SOUZA, L. L. 2003. Restoration of damaged land areas: using nucleation to improve successional processes. **The Brazilian Journal of Nature Conservation** 1 (1): 85-92.

SEBBENN, A. M. 2002. Número de árvores matrizes e conceitos genéticos na coleta de sementes para reflorestamentos com espécies nativas. **Revista do Instituto Florestal** 14 (2): 115-132.

SOUZA, F. M. & BATISTA, J. L. F. 2004. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management** 191: 185-200.

TRES, D. R. 2006. **Restauração ecológica de uma mata ciliar em uma fazenda produtora de *Pinus taeda* L. no norte do Estado de Santa Catarina**. Dissertação de Mestrado, Pós-Graduação em Biologia Vegetal, UFSC, Florianópolis, SC, 85p.

VIEIRA, N. K. 2004. **O papel do banco de sementes na restauração de restinga sob talhão de *Pinus elliottii* Engelm**. Dissertação de Mestrado, Pós-Graduação em Biologia Vegetal, UFSC, Florianópolis, SC, 77p.

ZAMORA, R.; GARCÍA-FAYOS, P.; GÓMEZ-APARICIO, L. 2004. Las interacciones planta-planta y planta-animal en el contexto de la sucesión ecológica. In: VALLADARES, F. (Ed.) **Ecología**

del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. EGRAF: Madrid, p. 371-393.

YARRANTON, G. A. & MORRISON, R. G. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **Journal of Ecology** 62 (2): 417-428.

YOUNG, A. G. & CLARKE, G. M. 2000. **Genetics, demography and viability of fragmented populations.** Cambridge University Press, Cambridge.

CAPÍTULO II

RESTAURAÇÃO AMBIENTAL: ESTUDOS DE CASOS

PARQUE FLORESTAL DO RIO VERMELHO, FLORIANÓPOLIS, SC

ÁREA DE ESTUDO

A Ilha de Santa Catarina está situada entre as latitudes 27°22'45" e 27°50'10" S e as longitudes 48°21'37" e 48°34'49" W no litoral do Estado de Santa Catarina. Perfaz uma área de 39.900 ha e forma um perímetro de 174,3 km. Possui 88 km de praias arenosas, 71 km de costões e restingas e 14,5 km de manguezais e marismas, além de lagoas e lagunas (Horn Filho, Leal & Oliveira, 2000). Grande parte da vegetação da Ilha é constituída de formações pioneiras, incluindo dunas e manguezais, além de áreas de Floresta Ombrófila Densa.

O clima da Ilha de Santa Catarina é do tipo subtropical úmido, com temperatura média anual de 20°C, temperatura média do mês mais quente (janeiro) de 24°C, temperatura média do mês mais frio (julho) de 15°C e temperatura mínima absoluta de -0,9°C. A precipitação total anual é de 1.400 mm, sem déficit hídrico (há excedente anual de 400-600 mm). A umidade relativa anual é de 80-85% e a altitude de 46 m (Santa Catarina, 1986).

O Parque Florestal do Rio Vermelho situa-se no nordeste da Ilha de Santa Catarina, entre o Oceano Atlântico e a Lagoa da Conceição, perfazendo uma área de 1.465 ha, incluindo a Praia de Moçambique (12,5 km de extensão) e ao oeste, 8,5 km da Lagoa da Conceição.

Na década de 1960, em resposta à lei federal dos incentivos fiscais nº 5.106 de 1966, que oferecia desconto no imposto de renda para iniciativas de reflorestamento, espécies do gênero *Pinus* culminaram como a grande atração do setor florestal brasileiro. Em 1962, o governo do Estado de Santa Catarina criou a Estação Florestal do Rio Vermelho (Ilha de Santa Catarina, Florianópolis) com plantios experimentais de 25 espécies de *Pinus* para verificar a viabilidade de produção florestal em “áreas improdutivas” (Berenhauser,

1973).

O decreto estadual nº 2.006 de 1962 visava que os reflorestamentos com *Pinus* da Estação Florestal do Rio Vermelho indicassem a “comprovação de melhores índices de desenvolvimento de espécimes adaptáveis à região catarinense” (Cecca, 1997).

A restinga do Parque Florestal do Rio Vermelho, além de ter sido uma área tradicional de cultivo de mandioca, foi praticamente toda substituída principalmente por *P. elliottii* e *P. taeda*. A implantação de 487 ha de *Pinus* spp. e 3 ha de *Eucalyptus* spp. resultou de um convênio estabelecido entre a Secretaria de Agricultura do Estado de Santa Catarina, Associação Rural e a mão-de-obra da Penitenciária do Estado, em 1963 (Caruso, 1983).

Em 1974, o decreto estadual nº 994 transformou a antiga Estação Florestal do Rio Vermelho em Parque Florestal do Rio Vermelho, tendo como objetivos antagônicos: “restaurar a flora e fauna”, “introduzir essências florestais nativas ou exóticas”, e “desenvolver técnicas de drenagem para aproveitamento de áreas alagadiças, assim como técnicas para a fixação e reflorestamento de dunas” (Cecca, 1997).

Antes da implantação dos *Pinus* spp. e das outras arbóreas, tais como *Eucalyptus robusta*, *E. saligna*, *Acacia podalyriefolia* e *A. longifolia*, efetuou-se a fixação das dunas móveis com uma rede feita do caule de gramíneas e através do plantio de espécies nativas de restinga tais como *Ipomoea pescapre*, *Scaevola plumieri*, *Canavalia obtusifolia* e *Sophora tomentosa* (Berenhauser, 1973).

Segundo CIDASC (2001), Companhia Integrada de Desenvolvimento Agrícola do Estado de Santa Catarina, órgão administrador do Parque Florestal do Rio Vermelho algumas das espécies

plantadas na área são: *Pinus insularis* Endl., originário das Filipinas; *P. canariensis* Smith, da Espanha; *P. maritimus*, de Portugal; *P. elliottii*, dos Estados Unidos e *P. pinaster*. Kageyama (comunicação pessoal) constatou a presença de *P. elliottii* Engelm. var. *densa* Little & Dor., *P. elliottii* Engelm. var. *elliottii*, *P. echinata* Mill. e *P. palustris* Mill. Segundo Berenhauser (1973), dos 750 ha plantados com arbóreas, o *P. elliottii* foi o que apresentou melhor desenvolvimento na área.

A descaracterização da restinga pela introdução de *P. elliottii* na Praia de Moçambique, a mais extensa da Ilha de Santa Catarina (12,5 km), situada no Parque Florestal do Rio Vermelho, é tida como um dos principais problemas de degradação nos ecossistemas costeiros da Ilha (Horn Filho, Leal & Oliveira, 2000).

Já na década de 1980, o problema da invasão por *Pinus* no Parque Florestal do Rio Vermelho havia sido destacado por Caruso (1983) ao afirmar que tais reflorestamentos são “desertos verdes que não permitem o desenvolvimento e sobrevivência da flora e fauna nativas e o equilíbrio ecológico”. A autora ainda ressaltou que apesar do Parque Florestal do Rio Vermelho ser destinado à conservação, as árvores exóticas nunca foram removidas e não há nenhum tipo de controle ou trabalho de recuperação do ambiente natural, sendo a área inclusive utilizada para “ecoturismo” sem percepção do problema estabelecido.

Os sub-bosques dos talhões apresentam contaminação por *Pinus* em diferentes níveis de invasão. Estima-se que aproximadamente 250 ha de áreas adjacentes aos talhões plantados já foram invadidos pelo alastramento de indivíduos jovens de *Pinus*. Somando-se a área plantada dos talhões e seus respectivos sub-bosques contaminados às áreas adjacentes aos mesmos, estima-se que há em torno de 750 ha de dunas e restingas com contaminação biológica por *Pinus* no Parque Florestal do Rio Vermelho.

O Parque Florestal do Rio Vermelho conta ainda com aproximadamente 400 ha de florestas de encosta conservadas, exceto algumas áreas de topos de morro invadidas por *Pinus*. Há também

em torno de 250 ha de restingas conservadas em fragmentos, que abrigam diversas espécies ameaçadas de extinção, tais como *Scaevola plumieri* (L.) Vahl. e a endêmica *Mimosa catharinensis* Burkart. (Falkenberg, 1999). Há ainda a espécie muito rara *Aristolochia robertii* Ahumada, que só ocorre no Parque Florestal do Rio Vermelho e em Torres, RS (Reitz, 1975).

Todos os trabalhos que seguem neste capítulo foram desenvolvidos no Parque Florestal do Rio Vermelho na UD – Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental (Figura 1). A área selecionada para a implantação da Unidade Demonstrativa foi uma área representativa dos povoamentos florestais do Parque Florestal do Rio Vermelho, com talhão de *Pinus* de 30 a 40 anos de idade (Berenhauser, 1973), em espaçamento de 3 x 4 m.

Para a montagem da Unidade Demonstrativa foi feito o corte de *Pinus* no início de abril/2002 e término em julho/2002. Na área, constituída de um quadrado de 100 m x 100 m (1 hectare), foram implantados dois carregadores secundários em forma de cruz, dividindo-se a área em quatro parcelas iguais de 50 x 50 m (2.500 m²). A exploração florestal e restauração da área de 1 hectare foram feitas gradual e concomitantemente.

Os capítulos a seguir apresentam as seguintes pesquisas desenvolvidas na Unidade Demonstrativa do Parque Florestal do Rio Vermelho:

- a. Estudo de caso sobre o gênero *Pinus* nas restingas da Ilha de Santa Catarina e abordagem da contaminação biológica no contexto da restauração de áreas degradadas;
- b. Teste de germinação de sementes de *Pinus elliottii* e formação do banco de sementes transitório;
- c. Avaliação do banco de sementes de restinga sob talhão de *Pinus* e da chuva de sementes;
- d. Avaliação da regeneração natural de restinga;
- e. Aplicação de técnicas nucleadoras.

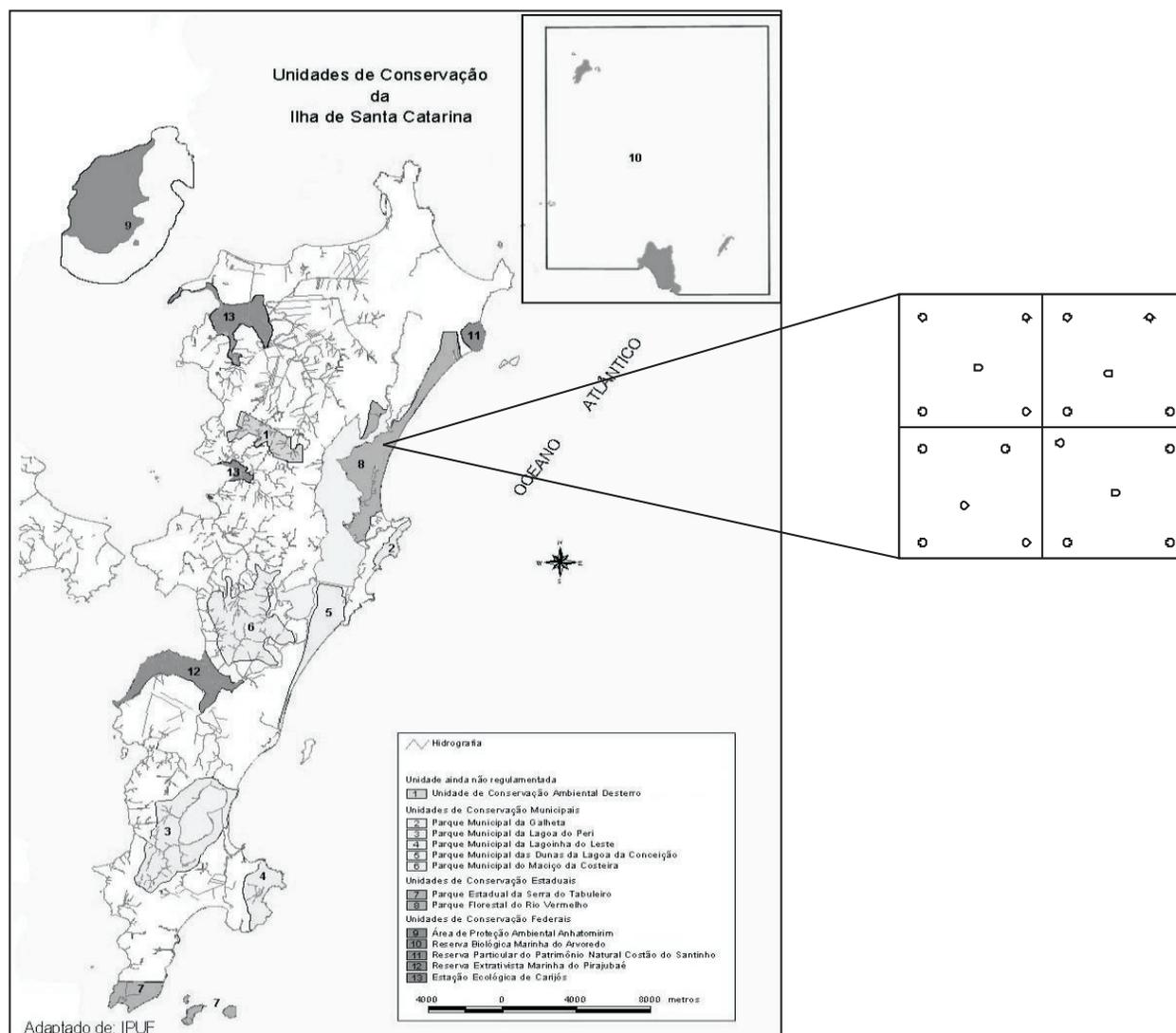


Figura 1. Localização da Unidade Demonstrativa dentro do Parque Florestal do Rio Vermelho na Ilha de Santa Catarina

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BERENHAUSER, H. 1973. Afforestation of coastal swamps and dunes at Rio Vermelho. **Floresta** 2, Ano IV. UFPR. Curitiba, p. 13-17.

CARUSO, M. M. L. 1983. **O desmatamento da Ilha de Santa Catarina de 1500 aos dias atuais**. Editora da UFSC. Florianópolis, 158p.

CECCA - Centro de Estudos de Cultura e Cidadania. 1997. **Unidades de conservação e áreas protegidas da Ilha de Santa Catarina: caracterização e legislação**. Insular.

Florianópolis, p. 11-85.

CIDASC - Companhia Integrada de Desenvolvimento Agrícola de Santa Catarina. 2001. Disponível em: http://www.sc.gov.br/webcidasc/Rio_Vermelho.htm. Florianópolis. Acesso em 10 de setembro de 2001.

FALKENBERG, D. B. 1999. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, sul do Brasil. **Insula** 28. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, p. 1-31.

HORN FILHO, N. O., LEAL, P. C. & OLIVEIRA, J. S. 2000. Problemas de degradação nos ecossistemas costeiros da Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil. **Publicação ACIESP** 109 (1). Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação. Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, pp. 124-131.

REITZ, R. 1975. Aristoloquiáceas. **Flora Ilustrada Catarinense**. Herbário “Barbosa Rodrigues”. Itajaí, p. 35-39.

SANTA CATARINA. 1986. **Atlas de Santa Catarina**. Governo do Estado de Santa Catarina. Gabinete de Planejamento e Coordenação Geral. Rio de Janeiro, p. 61-67.

A CONTAMINAÇÃO BIOLÓGICA NA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS

Kurt Bourscheid

Biólogo, MSc. Biologia Vegetal

Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

bourscheid@gmail.com

Ademir Reis

Biólogo, Prof. Dr. do Depto. Botânica

Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

areis@ccb.ufsc.br

RESUMO

A contaminação biológica vem sendo discutida no meio científico de forma confusa e ambígua, sem a existência de um consenso na definição da terminologia a ser adotada. Esta publicação visa esclarecer alguns aspectos em relação à terminologia envolvida nos processos que levam a este quadro, bem como discutir os efeitos da ação de espécies invasoras sobre os ecossistemas atingidos, além de discutir a importância da elaboração de um diagnóstico específico para cada caso de contaminação biológica, com ênfase na identificação do nicho de invasão da espécie contaminante. Para exemplificar a proposta, é apresentado um estudo de caso baseado nos experimentos conduzidos na restinga do Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC, contaminadas por *Pinus*. Neste estudo foi identificado o nicho de invasão das espécies e elaborado um plano de ação e monitoramento com o objetivo de evitar a recontaminação das áreas sob processo de restauração.

Palavras-chave: Contaminação Biológica, Espécies Invasoras, Nicho de Invasão.

ABSTRACT

BIOLOGICAL CONTAMINATION ON THE RESTORATION OF DEGRADED AREAS

Biological contamination is being discussed by the scientific community in a confused and ambiguous way, without the existence of a consensus on the definition about the terminology to be adopted. This publication intends to clarify a few aspects relating to the terminology involved on the processes that lead to this background, as well as discuss the effects of invasive species over impacted ecosystems and the importance of developing a specific diagnosis for each case of biological contamination, emphasizing the identification of the invasion niche of contaminant species. In order to exemplify the proposition, we present a case study based on the experiments ran on Parque Forestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC, restingas contaminated with *Pinus*. For this study, the invasion niche of species was identified and an action and monitoring plan was developed in order to avoid the recontamination of areas under restoration process.

Key-words: Biological Contamination, Invasive Species, Invasion Niche.

INTRODUÇÃO

Embora a contaminação biológica seja um tema que vem ganhando cada vez mais espaço para discussões, os termos e conceitos essenciais para o bom entendimento dos processos ecológicos envolvidos têm sido utilizados de forma muitas vezes confusa e ambígua na literatura internacional. Colautti & MacIsaac (2004) defendem que a falta de um consenso acaba dificultando a difusão de idéias acerca do processo de contaminação biológica. Diversos trabalhos buscaram definir os termos utilizados para as diferentes fases da invasão (Richardson *et al.*, 2000; Ziller, 2000; Colautti & MacIsaac, 2004), porém ainda falta uma resolução de órgãos governamentais competentes que delimite a abrangência destes termos. Seguindo esta perspectiva, é fundamental encarar esta problemática no sentido do desenvolvimento de políticas públicas que reconheçam a gravidade da situação e que responsabilizem os responsáveis, além de regulamentar formas de prevenção e controle.

Uma das divergências encontradas nas discussões acerca da contaminação biológica diz respeito às fases da invasão/contaminação. Segundo Richardson *et al.*, (2000), existem diferentes barreiras que precisam ser superadas para que uma espécie possa se estabelecer em um determinado ambiente e invadir ambientes adjacentes. Essas barreiras funcionam como filtros e determinam o status da espécie no ambiente. Assim, no momento que a espécie ultrapassa a barreira geográfica, ela é considerada exótica. Se ela sobrevive localmente mas se mostra temporária, incapaz de formar uma população, é chamada de casual. Quando ultrapassa a barreira reprodutiva e passa a formar uma população, é considerada naturalizada. A partir do momento em que consegue disseminar-se com sucesso em locais diferentes da sua introdução, é considerada invasora (Figura 1).

Enquanto a grande parte dos pesquisadores define a contaminação biológica como o efeito da ação de espécies invasoras sobre

o ecossistema (Ziller, 2000), sugere-se considerar a existência de um caso de contaminação biológica quando há impactos econômicos associados à ação de espécies invasoras. Este termo traz consigo uma conotação pejorativa que condiz com a gravidade do problema, uma vez que, ao contrário da contaminação química, que tende a diluir-se no espaço e no tempo, a contaminação biológica tende a se intensificar, podendo causar danos ambientais irreversíveis (Westbrooks, 1998). Esta perspectiva permite definir ações prioritárias no que concerne ao controle de espécies invasoras, eliminando gastos com a eliminação de espécies exóticas incapazes de uma efetiva invasão e, portanto, inofensivas ao sistema natural em que foram introduzidas.

A ação de espécies invasoras em áreas onde não são nativas é hoje a segunda maior causa de extinções no mundo, perdendo apenas para a perda e fragmentação de habitats (Brasil, 2002; IBGE, 2004). A gravidade da situação levou à criação de programas voltados à conscientização da população e setores do governo, além do controle e erradicação das plantas invasoras encontradas em áreas não-nativas. Um dos maiores programas de combate à disseminação de espécies invasoras é o GISP¹ (*Global Invasive Species Programme*), que conta com a participação de diversas instituições colaboradoras como CAB Internacional, IUCN – *The World Conservation Union*, The Nature Conservancy e SANBI (*South African Biodiversity Institute*).

No Brasil, o Instituto Horus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental² se dedica a estudar e divulgar informações relacionadas à ação de espécies exóticas invasoras, bem como a contribuir com a formação de bancos de dados que reúnam informações acerca da ação destas espécies em território nacional.

¹ Website: www.gisp.org

² Website: www.institutohorus.org.br

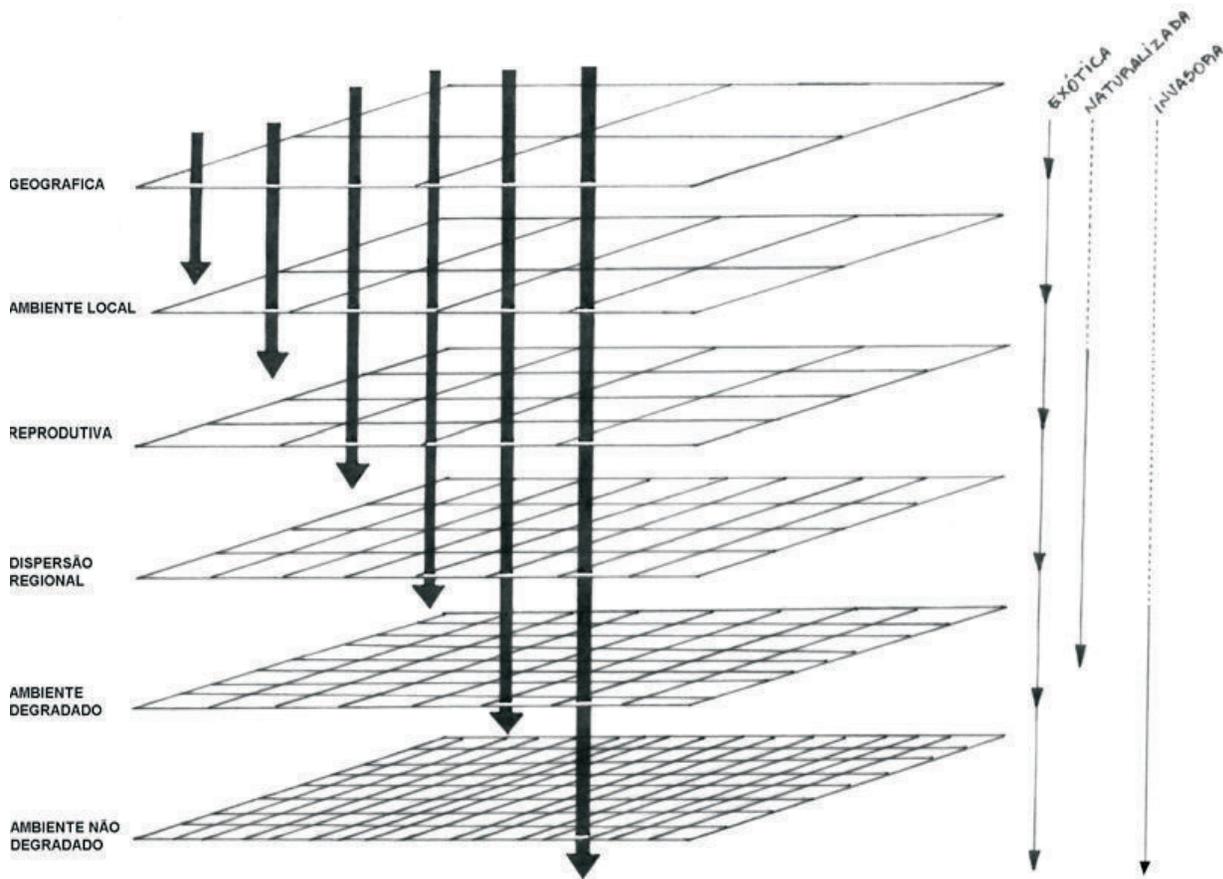


Figura 1. Representação esquemática das diferentes barreiras ultrapassadas pelas espécies exóticas até se tornarem invasoras. Adaptado de Richardson et al. (2000) e de Lambers et al. (1998).

O impacto da contaminação

Os efeitos da contaminação biológica podem ser de difícil análise, pois muitas vezes não influenciam fatores quantitativos, como riqueza de espécies ou abundância. Entretanto, esses efeitos podem prejudicar significativamente as funções ecológicas desempenhadas pelas espécies dentro de um ecossistema, sendo necessárias análises qualitativas para identificar o impacto causado pelo processo de invasão. Normalmente, quando perdas econômicas estão associadas à ação de espécies invasoras, apenas organismos com reconhecido valor de mercado são contabilizados, devido à inexistência de uma forma de atribuir-se valor às funções ecológicas de cada espécie.

São estas funções ecológicas, até então não-valoráveis, que conferem importância à biodiversidade, porque em uma determinada

comunidade natural na qual não há espécies exóticas ou perturbações de qualquer ordem, os processos ecológicos que surgem das interações entre as espécies mantêm o sistema em equilíbrio. Brown (1987) coloca que numa comunidade em que houve um processo natural de colonização, não existem espécies inimigas umas das outras, pois os consumidores são os principais responsáveis pelo controle populacional das espécies. Assim, estas espécies são contidas dentro de seus padrões demográficos, de forma a manter a maior diversidade possível dentro dos ambientes naturais. Sendo assim, a importância ecológica de cada uma das espécies dentro das comunidades está associada a sua capacidade de promover “interações interespecíficas” (Hurlbert, 1971).

De acordo com estes princípios, a introdução de uma espécie exótica numa

comunidade natural representa abrir uma porta para uma espécie que não evoluiu dentro do padrão de interações locais, modificando os organismos que a rodeiam e sofrendo pressão das espécies vizinhas, de forma que os processos ecológicos presentes neste ambiente podem não ser capazes de controlar sua população ou determinar o comportamento da nova espécie. Desta forma, espécies exóticas podem tornar-se invasoras e causarem drásticas alterações no meio ambiente, uma vez que realizam um mínimo de interações com a biodiversidade local. Este é um mecanismo de invasão comumente aceito chamado de “hipótese da exclusão de inimigos”, “exclusão da herbivoria”, “fuga de predadores” ou “exclusão ecológica” (Keane & Crawley, 2002).

A importância de um diagnóstico

Mas como restaurar um ambiente que apresente um quadro de contaminação biológica? A resposta a essa pergunta é bastante complexa e requer a compreensão de que cada caso de contaminação é específico e requer o desenvolvimento de pesquisas que permitam a criação de um diagnóstico. Infelizmente, não há receitas prontas para resolver casos de contaminação biológica e um diagnóstico é sempre necessário. Não é suficiente conhecer a biologia da espécie apenas em seu sítio de origem, afinal o comportamento de uma espécie invasora pode ser muito diferente de acordo com as diferentes interações que a espécie é capaz de realizar em diferentes ambientes e em diferentes condições climáticas.

A ocorrência de um caso de contaminação biológica indica que a espécie apresenta uma plasticidade ecológica, que permite que ela se adapte a um novo ambiente e, principalmente a uma nova rede de interações. Uma vez conhecidas as interações realizadas pela espécie invasora e quais vantagens essas interações conferem à sobrevivência e disseminação, é possível encontrar um ponto fraco, uma interação com o ambiente físico ou biológico que seja essencial para a espécie e que possa ter suas características manipuladas

de forma a criar uma barreira para o crescimento populacional. Apesar de parecer simples, convém ressaltar que quando a espécie realiza um mínimo de interações com a comunidade local e depende basicamente de recursos abióticos, seu controle pode se tornar bastante complexo. Para ilustrar esta situação tomemos como exemplo o caso do *Hedychium coronarium* (lírio-do-brejo), um invasor de banhados e que depende intimamente da alta umidade do solo, tolera o sombreamento e se propaga principalmente vegetativamente através da formação de tubérculos subterrâneos. Como eliminar um invasor com estas características? Obviamente o ponto fraco desta espécie reside na dependência constante de água, porém drenar os banhados invadidos não é uma alternativa viável, uma vez que destruiria toda a comunidade local. Como alternativa pode-se proceder à retirada mecânica dos tubérculos, o que é possível apenas em pequenas áreas, mas economicamente inviável em maior escala. Por outro lado, tem-se a *Brachiaria* spp. (capim-braquiária), uma agressiva invasora de pastagens, de rápido crescimento, fisiologia C4, heliófita e de intensa reprodução vegetativa e sexuada, formadora de bancos de sementes com até 30 anos de viabilidade e incapaz de invadir ambientes fechados. Tendo em vista estas características, o ponto fraco destas invasoras parece ser o sombreamento definitivo, que pode ser obtido através da formação de núcleos de vegetação (nucleação) com capacidade de se expandirem e se conectarem uns aos outros de forma a sombrear toda a extensão da área.

O desafio pode ser até maior quando as espécies apresentam forte interação com a comunidade na qual estão inseridas. Um bom exemplo é *Psidium cattleianum* (araçá), uma árvore que tolera solos pobres, baixa disponibilidade de água, produz grande quantidade de frutos muito apreciados pela fauna com grande quantidade de sementes e alta taxa de germinação. Apesar de todos os esforços dedicados ao controle desta espécie no Havaí e áreas continentais dos EUA, ainda não se encontrou uma forma satisfatória de controlar a contaminação nestas

regiões.

Por muitos anos, a maioria das pesquisas se voltou principalmente a encontrar a melhor forma de conter a contaminação biológica através da utilização de interações diretas, como a predação. A intenção era encontrar um predador que fosse o mais específico possível e que pudesse atingir uma taxa de predação maior que o crescimento populacional da espécie. No entanto, os resultados foram diferentes do esperado, e a espécie predadora acabou se tornando o problema, caracterizando uma transferência do problema de uma espécie para outra.

Ziller (2000) menciona que há uma tendência de que o principal mecanismo regulador do processo de invasão seja a competição no nicho de regeneração (Grubb, 1977). Entretanto, a tendência é pensar de forma sistêmica, integrando toda a comunidade e suas interações numa tentativa de agir indiretamente sobre a espécie invasora, de forma a ocupar seu nicho de regeneração e impedir o crescimento populacional. Certamente, é

necessário conhecer o “nicho de invasão” da espécie, que representa o conjunto de necessidades de uma espécie para obter uma elevada probabilidade de causar uma efetiva invasão, e isso envolve aprofundar os estudos sobre a biologia da espécie contaminante.

Considerações finais

A restauração de áreas contaminadas tem sido um grande desafio para os profissionais envolvidos e precisa ser analisada à luz da complexidade. A contaminação biológica representa um tipo de degradação ambiental cuja remediação geralmente se dá de forma bastante complexa, exigindo altos investimentos e contínuo monitoramento. Alguns estudos de caso podem ajudar a esclarecer algumas dúvidas e melhor demonstrar que tipos de medidas tiveram sucesso no controle e erradicação de espécies contaminantes, embora possam dar a falsa idéia de que as mesmas medidas funcionarão em outras circunstâncias.

O GÊNERO *PINUS* NAS RESTINGAS DA ILHA DE SANTA CATARINA: UM ESTUDO DE CASO

Na década de 60, um plantio experimental de 25 espécies de *Pinus* foi criado no leste da Ilha de Santa Catarina, numa tentativa de verificar a viabilidade florestal de “áreas improdutivas” (Berenhauser, 1973). Em 1974, o decreto estadual nº 994 criou o Parque Florestal do Rio Vermelho nesta área, onde aproximadamente 500 ha de área plantada de *Pinus* foram praticamente esquecidos por quase 40 anos. Em 2002, o *Pinus* ocupava 250 ha de restingas e dunas adjacentes aos talhões plantados no Parque, além de ter ocupado o subosque de grande parte das formações arbustivas e arbóreas das restingas da Ilha de Santa Catarina (Bechara, 2003).

Embora pareça impossível eliminar a contaminação biológica de uma área deste tamanho, pode-se trabalhar na eliminação da fonte

dos propágulos que levou à ocupação das dunas e restingas adjacentes. Perceba que o termo “contaminação biológica” foi utilizado intencionalmente para enfatizar a descaracterização cênica de uma região totalmente voltada para o turismo, cujo contexto paisagístico é de extrema importância.

Mas como eliminar 500 ha de *Pinus* originalmente plantados sem que ocorram novas contaminações nas áreas recentemente abertas? Em 2002, uma unidade experimental (UD) foi implantada no meio de um talhão de *Pinus* com o objetivo de testar algumas técnicas de restauração de áreas degradadas e de criar um diagnóstico do processo de contaminação biológica. Durante esses estudos, Bechara (2003) identificou uma chuva de sementes constante na área, chegando a três milhões de sementes por hectare por ano, com taxa de

emergência de 90%. Levando-se em consideração que os ambientes mais susceptíveis à invasão por *Pinus*, em ordem crescente, são solos expostos, dunas, campos naturais, vegetação arbustiva e florestas (Richardson & Higgins, 1998), ou seja, principalmente ambientes edáficos, o corte das matrizes criaria ambientes extremamente propícios para a entrada dos propágulos produzidos pelos talhões adjacentes.

Outros estudos conduzidos na mesma unidade experimental mostraram que a taxa de mortalidade das plântulas pode chegar naturalmente a 59%, principalmente no estágio de plântula, quando ainda são nutridas pelos cotilédones (Bourscheid, 2005). Desta forma, foi identificado o nicho de invasão da espécie, que consiste na alta densidade de plântulas emergindo em ambientes edáficos.

Assim, numa tentativa de minimizar a invasão das áreas recentemente abertas, sugeriu-se a utilização de técnicas de restauração que

pudessem fornecer uma rápida cobertura do solo. Dessa forma, foi realizado o corte raso das matrizes de *Pinus* no interior da unidade experimental, mantendo-se o subosque nativo que se encontrava subdesenvolvido. A partir desse momento iniciou-se o desenvolvimento do subosque junto a um intenso fenômeno reprodutivo que levou à rápida ocupação da área por plântulas de *Pinus*, o que nos levou a considerar a hipótese de que o efeito de borda nos limites recém criados no talhão adjacente passou a estimular este efeito (Bourscheid, 2005).

Dada a impossibilidade de retirar a totalidade dos indivíduos de *Pinus* do Parque, sugerimos um programa de monitoramento do crescimento dos indivíduos jovens, de forma que estes indivíduos sejam suprimidos após o período de alta taxa de mortalidade espontânea e antes que entrassem na fase reprodutiva, ou seja, aproximadamente a cada quatro anos (Bourscheid, 2005).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BECHARA, F.C. 2003. Restauração ecológica de restingas contaminadas por *Pinus* no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal de Santa Catarina, 125p.

BERENHAUSER, H. 1973. Afforestation of coastal swamps and dunes at Rio Vermelho. *Floresta* 2 (Ano IV): 13-17.

BOURSCHEID, 2005. Avaliação da dinâmica da reinfestação de *Pinus* na restinga do Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. **Trabalho de Conclusão de Curso**, Universidade Federal de Santa Catarina, 27p.

BRASIL. 2002. Impactos sobre a biodiversidade. Disponível na Internet em <http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiv/perda.html>. Acessado em 28 de novembro de 2002.

BROWN, JR. K. 1987. O papel dos consumidores na conservação e no manejo in situ. *IPEF* 37: 61-69.

COLAUTTI, R.I. & MACISAAC, H.J. 2004. A

neutral terminology to define invasive species. **Diversity and Distributions** 10: 135-141.

GRUB, P.J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of regeneration niche. **Biological Review** 52: 107-145.

HURLBERT, S. 1971. The nonconcept of species diversity: a critic and alternative parameters. **Ecology** 52 (4): 577-586.

IBGE. 2004. Dimensão ambiental: biodiversidade. Indicadores de Desenvolvimento Sustentável. Brasil 2004. pp. 124-134. Disponível em: http://www.institutohorus.org.br/download/artigos/ibge_biodiversidade.PDF. Acesso em 19 de maio de 2005.

KEANE, R.M. & CRAWLEY, M.J. 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. **Trends in Ecology and Evolution** 17:164-170.

LAMBERS, H.; CHAPIN III, F. S. & PONS, T. L. 1998. **Plant Physiological Ecology**. New York: Springer-Verlag.

RICHARDSON, D. M. & HIGGINS, S. I. 1998. Pines as invaders in the southern hemisphere. *In*: RICHARDSON, D. M. (Ed.), **Ecology and biogeography of *Pinus***. Cambridge University Press: 450-473.

RICHARDSON, D.M.; PYŠEK, P.; REJMÁNEK, M.; BARBOUR, M.G.; PANETTA, D.F.; WEST, C.J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants - concepts and definitions. **Diversity and Distributions** 6: 93-107.

WESTBROOKS, R. 1998. **Invasive plants: changing the landscape of America: fact book**. Federal Interagency Committee for the Management of Noxious and Exotics Weeds, 107 p.

ZILLER, S. R. 2000. A Estepe gramíneo-lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica. **Tese de Doutorado**. Universidade Federal do Paraná, 268 p.

TESTE DE GERMINAÇÃO DE SEMENTES DE *PINUS ELLIOTTII* ENGELM. VAR. *ELLIOTTII*, PROVENIENTES DO PARQUE FLORESTAL DO RIO VERMELHO

Fernando Campanhã Bechara

Eng. Florestal, Prof. Dr. do Laboratório de Ecologia e Botânica
Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR
bechara@utfpr.edu.br

Ademir Reis

Biólogo, Prof. Dr. do Depto. Botânica
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
areis@ccb.ufsc.br

RESUMO

Um fator facilitador do processo de invasão de *Pinus* é a sua adaptação para germinar em ambientes tropicais. Em climas temperados, ambientes naturais do gênero *Pinus*, o degelo ou passagem de água gelada é uma das condições para a retirada do inibidor de germinação. Que fatores estariam contribuindo para que ocorra a germinação de *Pinus* em climas onde não ocorre o fenômeno de derretimento da neve? Neste trabalho avaliou-se a germinação das sementes de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* produzidas no Parque Florestal do Rio Vermelho, SC. As sementes foram estratificadas a frio (3-5°C) e umidade, durante 0, 7, 15, e 30 dias (Tratamentos T1-4). As sementes foram colocadas para germinar, onde cada tratamento contou com quatro repetições de 50 sementes, em blocos completamente casualizados. Os tratamentos não diferiram estatisticamente ($\alpha = 0,05$), apresentando em torno de 90% de germinação. A ausência de dormência nas sementes explica a ocorrência de altos níveis de regeneração natural no campo. Recomenda-se, para que os plantios comerciais de *P.* apresentem menores níveis de invasão, que sejam buscadas sementes com procedências que apresentem, ao mesmo tempo, produtividade e maiores níveis de dormência, tais como àquelas originárias mais ao norte, do Estado da Carolina do Sul.

Palavras-chave: Invasão Biológica, Germinação, *Pinus*.

ABSTRACT

SEED GERMINATION TEST OF *PINUS ELLIOTTII* ENGELM. VAR. *ELLIOTTII* FROM RIO VERMELHO FOREST PARK

A facilitator factor of the *Pinus* invasion process is its adaptation to germinate in tropical environments. In temperate climates, natural environments of genus *Pinus*, the snow melt or the passage of salty water are conditions for the removal of the germination inhibitor. Which factors would be contributing to the occurrence of *Pinus* germination in climates where the snow melting does not occur? This work evaluated the seed germination of *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* produced at Rio Vermelho Forest Park, SC. The seeds were cold stratified (3-5°C) and moist stratified, during 0, 7, 15, and 30 days (Treatments T1-4). The seeds were germinated in four repetitions of 50 seeds for each treatment in completely randomized blocks. The treatments did not differ statistically ($\alpha = 0,05$), presenting around 90% of germination. The absence of seed dormancy explains the occurrence of high levels of natural regeneration in the field. We recommend, in order to lower the levels of invasion in commercial plantations of *Pinus*, that one searches seeds with provenances that show, at the same time, productivity and higher levels of dormancy, as those originated father north of South Carolina State.

Key-words: Biological Invasion, Germination, *Pinus*.

INTRODUÇÃO

Um fato determinante, facilitador do processo de invasão de *Pinus* L. é a sua adaptação para germinar em ambientes tropicais. Em climas temperados, ambientes naturais do gênero *Pinus*, o degelo ou passagem de água gelada é uma das condições para a retirada do inibidor de germinação (USA, 1974). Que fatores estariam contribuindo para que ocorra a germinação de *Pinus* em climas onde não ocorre o fenômeno de derretimento da neve?

Apesar de o gênero *Pinus* ser adaptado ao clima temperado e responder ao fenômeno do degelo, várias espécies (principalmente aquelas originárias mais ao sul) possuem capacidade de germinação mesmo sem a estratificação provocada pelo degelo. Em geral, as espécies sub-tropicais de *Pinus* necessitam menor período de estratificação em frio, para a germinação, do que as espécies temperadas. *P. caribaea*, originário da região do Caribe, *P. elliottii* var. *densa*, originário do sul da Flórida e *P. elliottii* var. *elliottii*, natural da Flórida até a Carolina do Sul, apresentam curtos períodos de tratamentos pré-germinativos em frio, em relação às espécies temperadas, tais como o *Pinus cembra* L. (originário da região do Mediterrâneo) que necessita de 270 dias sob 3-5°C (Mirov, 1967; USA, 1974).

Para a quebra de dormência de sementes de *Pinus elliottii* Engelm. var. *densa* Little & Dor, recomenda-se a estratificação sob 3-5°C durante 30 dias. Já para *Pinus elliottii* Engelm var. *elliottii* recomenda-se 15-60 dias de estratificação sob 3-5°C para sementes armazenadas, sendo que não é necessária a estratificação para sementes frescas. Para *P. taeda* são recomendados 30-60 dias de estratificação sob 3-5°C e para *Pinus caribaea* Morelet, não é necessária a estratificação (USA, 1974). Estas são as espécies de *Pinus* citadas

como invasoras no Brasil (Ziller, 2000).

Quando não é realizado tratamento pré-germinativo, a porcentagem de germinação em laboratório para *P. elliottii* var. *densa* varia entre 32-87%, para *P. elliottii* var. *elliottii* é de até 89%, para *P. taeda* é de até 90% e para *P. caribaea* é de até 72% (USA, 1974).

Jankowski (1996) registrou, em Santa Catarina, 88% de germinação para *P. elliottii*, com tratamento pré-germinativo de 24 horas em imersão em água a 5°C, mais uma semana em câmara umedecida e fria a 5°C. O mesmo autor registrou, para *P. taeda*, 76% de germinação, com sementes imersas 24 horas em água a 5°C, mais duas semanas em câmara umedecida e fria a 5°C.

A umidade está diretamente relacionada com a germinação e a emergência de plântulas de *Pinus*. No sudeste dos EUA, em período de primavera (abril a junho), um acréscimo de 20 mm de pluviosidade aumenta consideravelmente a regeneração de *Pinus*, sendo que o nível pluviométrico mínimo crítico é de 254 mm (Trousdel & Wenger, 1963).

O fenômeno da emergência de plântulas de *P. elliottii* em alta densidade no Parque Florestal do Rio Vermelho deve estar relacionado com um grande potencial germinativo das sementes produzidas na região. Qual será o potencial germinativo que tais sementes que irão ser dispersadas e as presentes na serapilheira, dentro dos cones (estróbilos femininos), possuem, para futuras invasões das áreas em estudo?

Nesse sentido, o objetivo desta pesquisa foi avaliar o potencial invasor das sementes de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* produzidas na área de estudo através da ocorrência ou não de dormência das sementes.

METODOLOGIA

Foram utilizados cones de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* presentes em restinga do Parque Florestal do Rio Vermelho para teste de quebra de dormência. Foram coletados cones diretamente dos ramos de dois indivíduos adultos,

em 4 de julho de 2001. Em 30 de outubro de 2001, foram coletados cones (em bom estado de conservação) presentes na serapilheira sob um povoamento adulto. Para cada uma destas situações, coletaram-se 5 repetições de 50 cones,

as quais foram utilizadas em dois experimentos distintos.

O beneficiamento das sementes foi realizado através do acondicionamento dos cones em estufa ventilada a 23-30°C durante 3-4 dias, para a abertura das brácteas lenhosas (USA, 1974). A separação das sementes foi manual, sendo posteriormente retirada a parte alada das mesmas.

As sementes beneficiadas foram colocadas em água por 24 horas para a separação das viáveis e inviáveis. Com este tratamento as sementes viáveis vão gradativamente afundando (ao longo de 24 horas) e as estéreis permanecem flutuando, conforme recomendado por USA (1974) para *Pinus elliottii* var. *elliottii*. As sementes que se mantiveram flutuantes após este tratamento foram descartadas. Contabilizou-se o número médio de sementes viáveis por cone.

Para comprovar a eficiência do método da flutuabilidade das sementes em água, foram cortadas 100 sementes flutuantes e, depois, foi avaliada visualmente a integridade do endosperma. Adicionalmente, foram colocadas outras 100 sementes flutuantes para germinar em bandeja com substrato arenoso, em casa de vegetação.

Para verificar se as sementes de *P. elliottii*

var. *elliottii* produzidas no Parque Florestal do Rio Vermelho apresentam dormência, efetuou-se o procedimento padrão utilizado em empresas florestais para quebra de dormência, segundo a aplicação de frio e umidade.

As sementes extraídas dos cones coletados em ramos e em serapilheira foram estratificadas separadamente (constituindo dois experimentos), em câmara fria e úmida, sob 3 a 5°C. Um gerbox retangular (caixa plástica de germinação) foi montado sobre outro gerbox. O gerbox inferior recebeu $\frac{3}{4}$ de água (completando-se o nível d'água quando necessário) e uma ligação de papel de filtro (3 fitas de 1 cm de largura, enroladas umas nas outras) conectando-o ao gerbox superior furado na base, permitindo que as sementes se mantivessem sempre úmidas. A ligação de papel foi feita com 3 cm remanescentes no gerbox superior, onde foi desenrolada e colocada embaixo de 4 folhas de papel de filtro. As sementes foram dispostas em cima do papel de filtro pré-umedecido. A água do gerbox inferior manteve úmido o gerbox superior, simulando a água corrente que ocorre naturalmente no degelo do fim de inverno no clima temperado (recomendação para *Pinus elliottii*; Kageyama¹, comunicação pessoal) (Figuras 1 e 2).

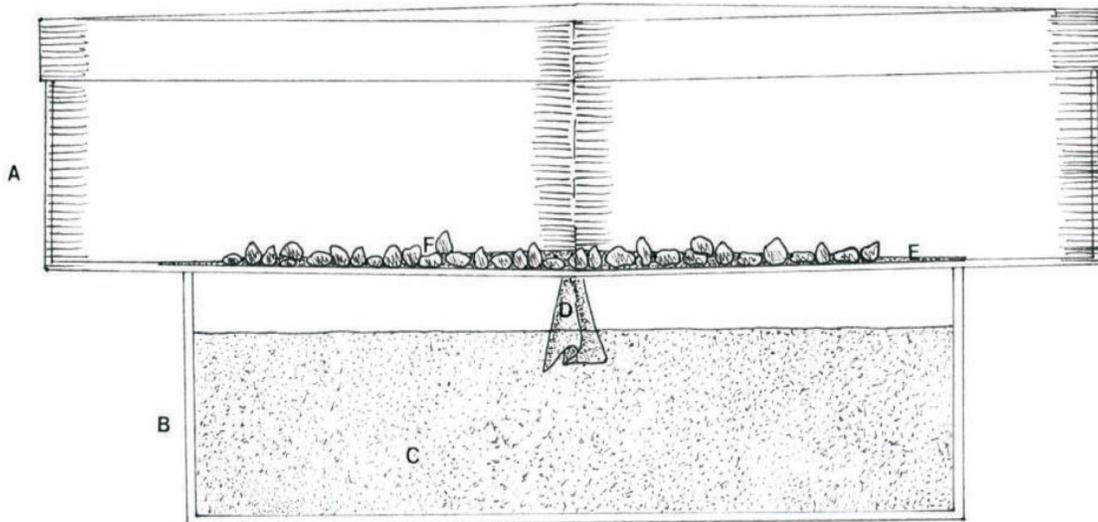


Figura 1. Esquema do dispositivo para quebra de dormência, visto lateralmente. Onde A: gerbox superior; B: gerbox inferior; C: água; D: ligação de papel de filtro; E: folhas de papel de filtro; F: sementes de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* [desenho de Machado, A.]

¹Kageyama, P. Y. 2001. Laboratório de Reprodução e Genética de Espécies Arbóreas do Departamento de Ciências Florestais da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz da Universidade de São Paulo - ESALQ/USP.

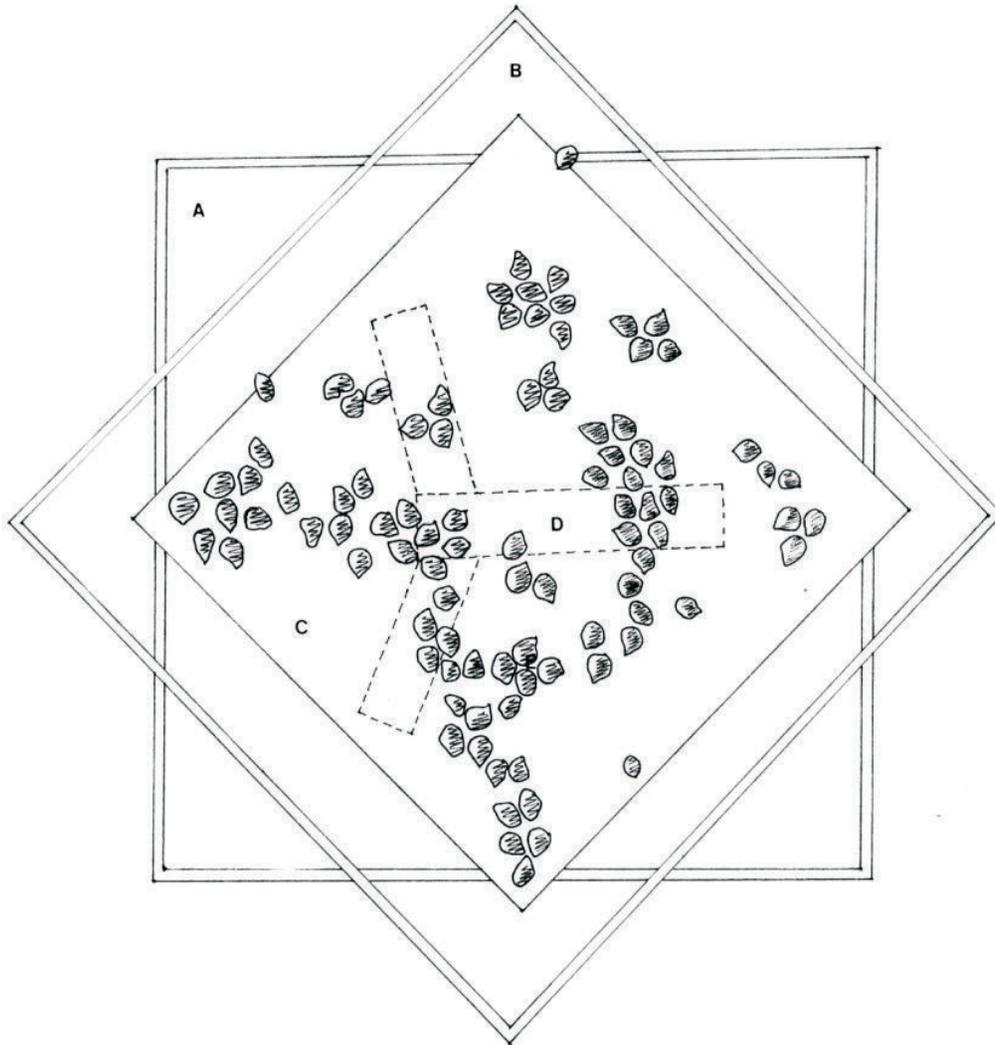


Figura 2. Esquema do dispositivo para quebra de dormência, visto de cima. Onde A: gerbox inferior; B: gerbox superior; C: folhas de papel de filtro; D: ligação de papel de filtro; E: sementes de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* [desenho de Machado, A.]

As sementes permaneceram sob estratificação a frio (3-5°C), na parte inferior de geladeira comum, e, umidade durante 0, 7, 15, e 30 dias (este último é o período geralmente recomendado para *Pinus*), constituindo os tratamentos T_0 , T_1 , T_2 e T_3 , respectivamente.

Após a estratificação, as sementes foram colocadas para germinar (em bandejas, com substrato arenoso e irrigadas diariamente, em casa de vegetação), onde cada tratamento (T_{0-3}) contou com quatro repetições de 50 sementes, distribuídas sob delineamento em blocos completamente casualizados.

Quantificou-se a emergência quinzenal de plântulas, considerando-se a saída do eixo do hipocótilo de dentro do solo, para cada tratamento.

Efetuuou-se a análise exploratória dos dados, segundo o teste de Hartley, onde o H calculado (variância máxima/variância mínima) é comparado ao H tabelado (4 tratamentos, 4-1 repetições) com 95% de probabilidade (Pearson & Hartley, 1970). Depois, no programa Statgraph®, realizou-se a análise de variância (teste F de Snedecor) e o teste de separação de médias (teste de Tukey). Analisou-se, estatisticamente, cada experimento (cones do ano anterior e cones

do ano corrente), calculando-se o coeficiente de variação experimental (CVE%), onde $CVE\% =$

$(\text{quadrado médio do resíduo})^{1/2} / \text{média experimental}$.

RESULTADOS

O corte de sementes flutuantes (supostamente inviáveis) permitiu observar que, entre elas, a grande maioria não apresenta conteúdo de reserva e nem embrião (85%). Algumas

apresentaram endosperma solto, não aderido ao tegumento (4%). Apenas 11% estavam com o endosperma aparentemente normal (Tabela 1).

Tabela 1. Viabilidade de sementes flutuantes em água, oriundas de cones coletados na serapilheira, procedentes de talhão de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* plantado na restinga do Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC.

Descrição da semente flutuante	(%)	Qualidade da semente
Sementes sem endosperma	85	Inviável
Sementes com endosperma solto	4	Viabilidade pouco provável
Sementes com endosperma normal	11	Possível viabilidade

O teste de emergência de plântulas oriundas de sementes flutuantes (supostamente inviáveis), colocadas para germinar em 24 de agosto de 2001, detectou apenas 13% de emergência. Deste modo, foi confirmada a eficiência do método

de separação de sementes viáveis pela sua flutuabilidade em água.

A viabilidade das sementes coletadas, nos cones dos ramos e da serapilheira, está descrita no Tabela 2.

Tabela 2. Método de separação de sementes viáveis pela flutuabilidade em água aplicado em sementes presentes nos cones dos ramos e na serapilheira de restinga do Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC.

Estatística descritiva	Cones nos ramos		Cones na serapilheira	
	Sementes viáveis	Total de sementes coletadas	Sementes viáveis	Total de sementes coletadas
N ^o médio de sementes / cone	1,7	2,5	5,3	8,55
% de sementes viáveis em 250 cones	-	66,6	-	61,0
Amplitude do número de sementes / cone	-	0 até 148	-	0 até 80
Desvio padrão do n ^o de sementes / 50 cones	-	51,48	-	180,2*
Data de coleta	-	30/10/2001	-	04/07/2001
Número de matrizes	-	2	-	Mais que 12

* O desvio padrão das sementes dos cones presentes na serapilheira, coletadas de diversas matrizes, provavelmente é maior ao dos cones dos ramos, porque as últimas possuem um tamanho genético bem menor, já que foram coletadas de apenas duas matrizes.

Na Tabela 2, evidencia-se que os cones presentes na serapilheira apresentaram em torno de cinco sementes viáveis por cone e os presentes nos ramos, aproximadamente, duas sementes viáveis por cone. Em ambas situações, os cones registraram aproximadamente 60% de sementes viáveis. Tais fatos sugerem que tanto os cones da serapilheira como os presentes nos ramos possuem sementes com capacidade de germinar e invadir

áreas sob as matrizes (sementes remanescentes nos cones dispersados na serapilheira) e áreas distantes (sementes dos cones dos ramos).

Após a aplicação dos tratamentos pré-germinativos nas sementes coletadas nos cones da serapilheira, verificaram-se porcentagens de emergência de plântulas ao longo do tempo, indicadas na Figura 3.

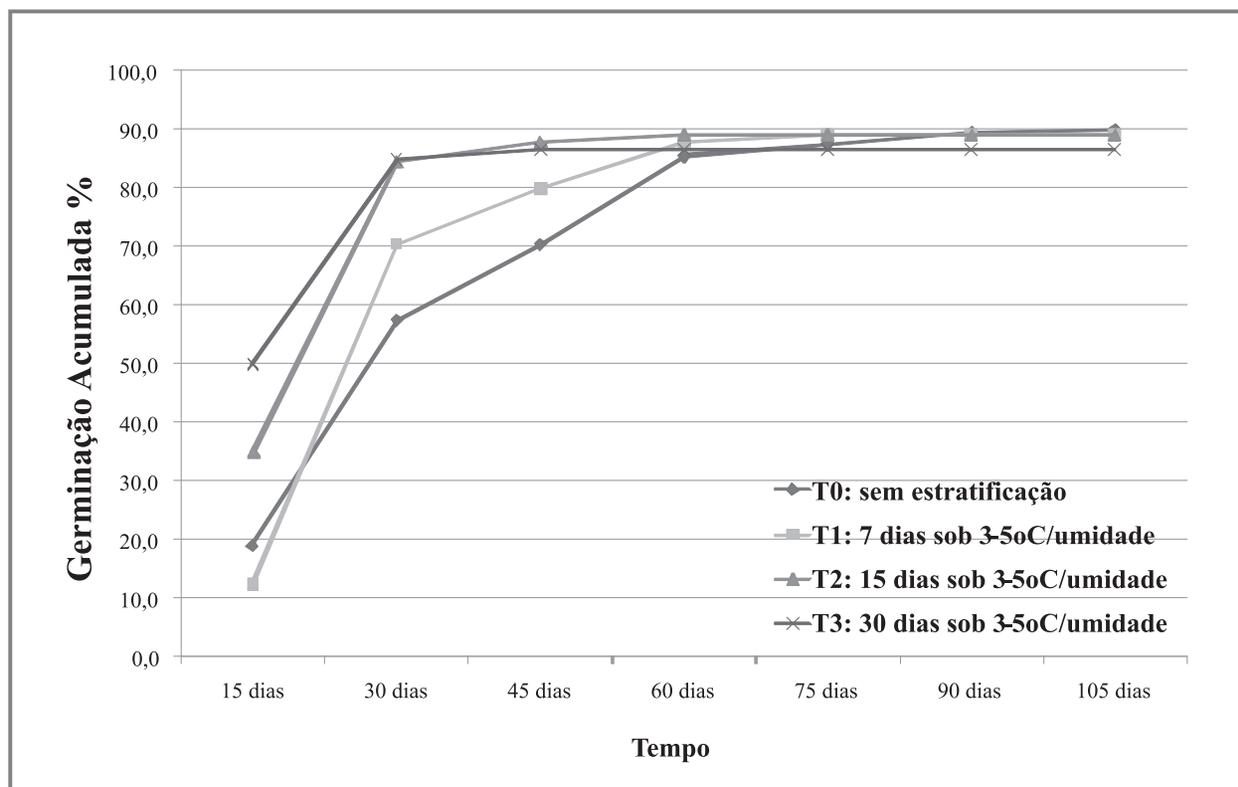


Figura 3: Porcentagem de emergência de plântulas de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* provenientes de sementes de cones coletados na serapilheira de restinga do Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC.

A Figura 3 indica que a emergência de plântulas foi finalizada após 105 dias de experimento. A emergência foi semelhante em todos os tratamentos, independente da aplicação do tratamento de quebra de dormência. A maior parte da emergência de plântulas (mais do que 50%) deu-se após 60 dias.

O coeficiente de variação experimental de apenas 2,77% indicou um excelente controle do erro experimental e boa precisão dos dados.

O teste de Hartley, onde o H calculado = 6,00 foi menor do que o H tabelado = 39,2 indicou homocedasticidade e, conseqüentemente, confirmou as pressuposições da análise de variância.

O teste F (F=1,48) não foi significativo ao nível de 5% de significância e não indicou diferença estatística entre os tratamentos. O teste de Tukey confirma tal semelhança entre os tratamentos (Tabela 3).

Tabela 3. Porcentagem de emergência de plântulas de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii*; ao final de 105 dias; sementes oriundas de cones da serapilheira da restinga do Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis-SC, submetidas a tratamento pré-germinativo durante diferentes períodos.

Tratamento	Emergência média de plântulas (%)
T ₀ : 0 dias de frio (3-5°C) e umidade	90,0 A
T ₁ : 7 dias de frio (3-5°C) e umidade	89,0 A
T ₂ : 15 dias de frio (3-5°C) e umidade	89,0 A
T ₃ : 30 dias de frio (3-5°C) e umidade	86,5 A

Nota: médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de significância.

Na Tabela 3, verifica-se que ocorreu em torno de 90% de emergência de plântulas. O tratamento pré-germinativo usualmente empregado para quebra de dormência mostrou apenas uma aceleração e aumento da uniformidade na emergência de plântulas.

Após a aplicação dos tratamentos pré-germinativos nas sementes coletadas nos cones dos ramos de árvores, avaliaram-se as porcentagens de emergência de plântulas ao longo do tempo, mostradas pela Figura 4.

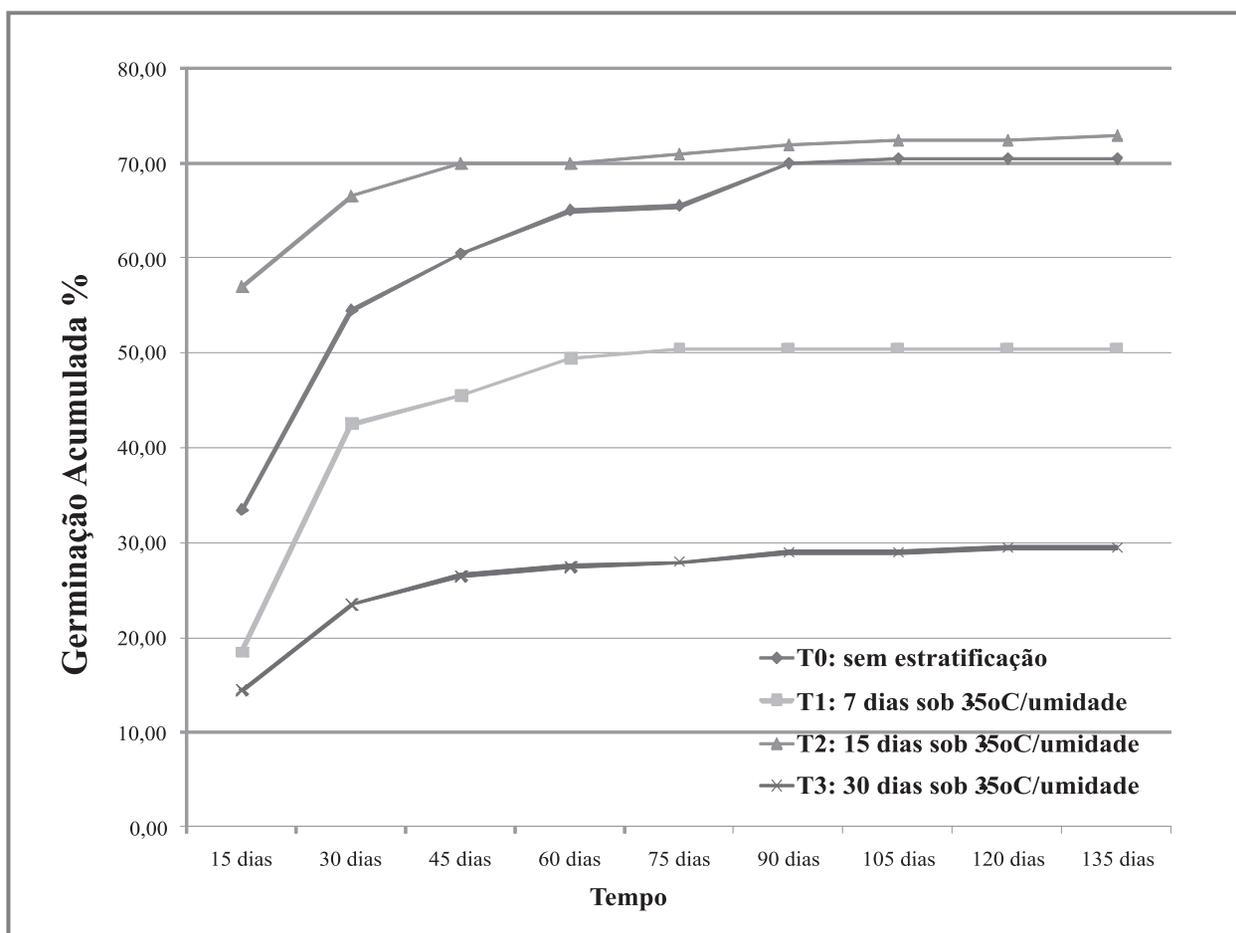


Figura 4. Porcentagem de emergência de plântulas de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* provenientes de sementes de cones coletados nos ramos de árvores plantadas em restinga do Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC.

A Figura 4 mostra que o tratamento a frio/umidade (3-5°C) não resultou maior emergência de plântulas. Tal fato salienta a capacidade invasora de *P. elliotii* Engelm. var. *elliotii* na região, sugerindo que suas sementes podem prontamente germinar após serem dispersadas, sem a necessidade de quebra de dormência.

O teste de Hartley, onde o H calculado = 2,23 foi menor do que o H tabelado = 39,2, indicou homocedasticidade e, conseqüentemente, validou a análise de variância.

O coeficiente de variação experimental obtido foi demasiadamente alto, 19,60%, e indicou

que não houve controle do erro experimental e que não há precisão dos dados, podendo dois tratamentos diferentes serem considerados como iguais. Provavelmente, o fato de os cones terem sido coletados de apenas duas matrizes isoladas e aproximadamente seis meses após o pico de dispersão tenha causado o descontrole dos fatores experimentais.

O teste F foi significativo ao nível de 1% de significância, indicando diferença estatística entre os tratamentos. Para verificar tal diferença, efetuou-se o teste de Tukey (Tabela 4).

Tabela 4. Porcentagem de emergência de plântulas de *Pinus elliotii* var. *elliotii*, ao final de 135 dias; sementes oriundas de cones de ramos de árvores plantadas em restinga do Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis-SC, submetidas a tratamento pré-germinativo durante diferentes períodos.

Tratamento	Emergência média de plântulas (%)
T ₂ : 15 dias de frio (3-5°C) e umidade	73,0 A
T ₀ : 0 dias de frio (3-5°C) e umidade	66,5 A
T ₁ : 7 dias de frio (3-5°C) e umidade	50,5 A
T ₃ : 30 dias de frio (3-5°C) e umidade	26,5 B

Nota: médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de significância.

Na Tabela 4, verifica-se que apenas o tratamento T₃ - 30 dias de frio (3-5°C) e umidade

- diferiu dos demais, apresentando menor emergência de plântulas.

DISCUSSÃO

Geralmente, as empresas florestais recomendam para *P. elliotii* var. *elliotii* a quebra de dormência através de tratamentos pré-germinativos de estratificação em frio/umidade. Entretanto, na região do Parque Florestal do Rio Vermelho, as sementes de *Pinus elliotii* Engelm. var. *elliotii*, oriundas dos cones dos ramos das árvores e dos cones da serapilheira, não apresentaram dormência.

Permanece, então, o questionamento dos fatores que estariam contribuindo para a atual inexistência de dormência, sugerindo uma

adaptação gradativa dos mecanismos biológicos da espécie na região estudada.

A ausência de dormência nas sementes explica a ocorrência de altos níveis de regeneração natural no campo. Tanto as sementes presentes nos cones dos ramos como as dos cones da serapilheira possuem potencial germinativo, sem a necessidade de quebra de dormência.

Portanto, a alta capacidade invasora de *P. elliotii* var. *elliotii* é dada, entre outros fatores, pela capacidade de as sementes aladas dos cones dos ramos serem dispersadas a quilômetros e

poderem germinar (com aproximadamente duas sementes viáveis por cone e com 90% de emergência de plântulas, sem quebra de dormência), provocando a invasão de áreas próximas e distantes das matrizes.

Ressalta-se que a época de maior dispersão de sementes de *P. elliotii* var. *elliotii* é em abril, sendo que na época de coleta de sementes para este experimento (meses de baixa dispersão de sementes) a maioria das sementes já havia sido liberada dos cones. Desta forma, o número de sementes presentes nos cones, provavelmente, seria maior na época de maior dispersão.

Os cones de *Pinus* sobre a copa ficam maduros mesmo após a derrubada das árvores e as sementes podem ficar maduras mesmo após a remoção dos cones da árvore (USA, 1974). Este fato aumenta sua capacidade invasora na medida em que as sementes imaturas dentro dos cones, caídos sobre a serapilheira, podem tornar-se

maduras mesmo já estando sobre o solo.

Após os cones dos ramos dispersarem as sementes e caírem sobre a serapilheira, eles ainda podem ter cinco sementes viáveis por cone com 90% de emergência de plântulas, sem quebra de dormência. Deste modo, há ainda a potencialidade dos cones já dispersados na serapilheira de colonizar áreas sob as matrizes, como é observado em campo.

As sementes de *Pinus elliotii* Engelm. var. *elliotii* do Parque Florestal do Rio Vermelho provavelmente são de procedências com baixos níveis de dormência. Recomenda-se, para que os plantios comerciais de *P. elliotii* var. *elliotii* apresentem menores níveis de contaminação de áreas próximas, que sejam buscadas sementes com procedências que apresentem, ao mesmo tempo, produtividade e maiores níveis de dormência, tais como àquelas originárias mais ao norte, do Estado da Carolina do Sul.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

JANKOVSKI, T. 1996. Estudo de alguns aspectos da regeneração natural induzida em povoamentos de *Pinus taeda* L. e *Pinus elliotii* Engelm. **Tese de Doutorado**. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 160p.

MIROV, N. T. 1967. **The genus *Pinus***. The Ronald Press Company. New York, 602p.

TROUSDELL, K. B. & WENGER, K. F. 1963. Some factors of climate and soil affecting establishment of loblolly pine stands. **Forest Science** 9 (2). Washington, D. C., p. 130-136.

PEARSON, E. S. & HARTLEY, H. O. 1970.

Biometrika tables for staticians. Volume 1. University Press. Cambridge, 270p.

USA - United States of América. 1974. **Seeds of woody plants in the United States**. U. S. Department of Agriculture. Forest Service. Washington, D. C., p. 598-638.

ZILLER, S. R. 2000. A Estepe gramíneo-lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica. **Tese de Doutorado**. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 268p.

BANCO DE SEMENTES NO PARQUE FLORESTAL DO RIO VERMELHO

Fernando Campanhã Bechara

Eng. Florestal, Prof. Dr. do Laboratório de Ecologia e Botânica
Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR
bechara@utfpr.edu.br

Ademir Reis

Biólogo, Prof. Dr. do Depto. Botânica
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
areis@ccb.ufsc.br

RESUMO

O banco de sementes exerce importante função na manutenção da diversidade florística. Foi quantificado o banco de talhões de *Pinus elliottii* em restinga no Parque Florestal do Rio Vermelho, SC. A amostragem foi efetuada sob três tratamentos, onde: T₁ - solo coletado de restinga arbórea; T₂ - solo coletado de bordadura de talhão de *Pinus*; T₃ - solo coletado de interior de talhão de *Pinus*. Para cada tratamento foram coletadas 5 repetições de amostras de solo de 30 x 30 x 5 cm de profundidade, excluindo-se a serapilheira. As mesmas foram colocadas para germinar. Não foram registradas plântulas de *P. elliottii*, provavelmente porque suas sementes estavam dentro da serapilheira. Houve presença de sete espécies zoocóricas no banco da restinga. Estavam presentes no banco da bordadura de talhão de *Pinus*, além de espécies anemocóricas e herbáceas em alta densidade, outras espécies zoocóricas, em menores densidades (*Phytolacca thyrsoiflora*, *Solanum americanum*, *Cecropia glaziovii* e *Ficus* sp.). A existência de apenas uma espécie zoocórica (*Coccocypselum* sp.) no banco do núcleo de talhão de *P. elliottii*, indica que tais ambientes apresentam um empobrecimento do banco de sementes, sendo a maioria das espécies trazidas pelo vento, dificultando a permanência da fauna e o fluxo gênico.

Palavras-chave: Banco de Sementes, Restinga, Pinus.

ABSTRACT

SEED BANK IN RIO VERMELHO FOREST PARK

The seed bank exercise an important function maintaining the floristic diversity. It was quantified the seed bank of *Pinus elliottii* plots in the restinga of Rio Vermelho Forest Park, SC. The sampling was run under three treatments, where: T₁ – soil collected under arboreal restinga; T₂ – soil collected in the borders of *Pinus* plot; T₃ – soil collected inside the *Pinus* plot. For each treatment were collected 5 repetitions of soil samples of 30 x 30 x 5 cm depth, excluding the litter. The ones were put to germinate and it was not registered any *P. elliottii* seedling, probably because the seeds were inside the litter. There were seven zoocoric species in the resting seed bank. In the border of the *Pinus* plot, besides anemocoric species and herbaceous in high densities, there were other zoocoric species in lower densities (*Phytolacca thyrsoiflora*, *Solanum americanum*, *Cecropia glaziovii* e *Ficus* sp.). The existence of only one zoocoric species (*Coccocypselum* sp.) in the core of *P. elliottii* plot indicates that those environments present an impoverishment of the seed bank, where the majority of the species are wind brought, hampering the permanence of the fauna and the genetic flux.

Key-words: Seed Bank, Restinga, Pinus.

INTRODUÇÃO

A compreensão dos processos de regeneração natural é importante para o sucesso do manejo de comunidades florestais (Barbour & Lange, 1967). Para tal, uma das informações básicas é o conhecimento do estoque de sementes existente no solo, que é vital para a sucessão

secundária de áreas perturbadas (Whitmore, 1983).

Sementes viáveis enterradas no solo, na superfície e na serapilheira, formam o banco de sementes. O período de tempo em que as sementes permanecem no banco é determinado por fatores fisiológicos (germinação, dormência e viabilidade)

e ambientais (umidade, temperatura, luz, presença de predadores de sementes e patógenos) (Garwood, 1989). As sementes são enterradas por agentes físicos ou por animais, como roedores, minhocas, etc. Algumas das sementes enterradas são destruídas por fungos, bactérias e pela fauna do solo, mas muitas sobrevivem por até muitos anos (Richards, 1998).

O banco de sementes exerce importante função na manutenção da diversidade genética nas comunidades e populações (Brown & Venable, 1986). A fonte de sementes do banco é a chuva de sementes proveniente da comunidade local, da vizinhança e de áreas distantes, quando as sementes são dispersas após os distintos processos de dispersão (anemocoria, endozoocoria, epizoocoria, hidrocoria e autocoria) (Hall & Swaine, 1980).

Alterações na composição florística e sazonalidade (durante e entre anos) de frutificação em comunidades influenciam a diversidade e abundância de espécies no banco de sementes (Martinez-Ramos & Soto-Castro, 1993).

A densidade e a composição de espécies de sementes no banco é muito variável, mesmo considerando áreas próximas (Richards, 1998; Thompson, 1992).

Nas florestas tropicais, a capacidade para dormência, e conseqüente formação de banco de sementes, geralmente ocorre em espécies de sucessão inicial ou de clareiras, tais como ervas, arbustos e árvores pioneiras, embora seja ocasionalmente também encontrada em sementes de espécies de sucessão avançada (Richards, 1998; Thompson, 1992; Uhl et al., 1981). Hall & Swaine (1980) registraram em Ghana cerca de 100 espécies florestais no banco de sementes, sendo 88% de espécies pioneiras. As espécies tardias na sucessão geralmente possuem curta longevidade natural e pouca dormência, germinando logo após a dispersão, quando as condições são favoráveis, formando o banco de sementes transitório e mantendo as populações em banco de plântulas (Grime, 1979; Piña-Rodrigues, Costa & Reis, 1990).

Muitos estudos mostraram baixa

correlação entre a composição de espécies do banco de sementes e a vegetação estabelecida, exceto em clareiras nas florestas. Tal correlação também é baixa quando a vegetação é composta por um mosaico de diferentes tipologias (Tekle & Bekele, 2000).

Nos ecossistemas fechados de florestas tropicais, quando as sementes enterradas são trazidas à superfície na abertura de clareiras, elas são expostas a outras condições ambientais de luz e temperatura, que podem promover a germinação das mesmas. A habilidade destas espécies em permanecerem dormentes no banco é uma importante estratégia biológica para a dinâmica de suas populações, permitindo que acompanhem a abertura de clareiras na floresta ou mudanças drásticas em comunidades. Deste modo, quando ocorre abertura de clareiras, a colonização das mesmas é dada pela ativação do banco de sementes, associado com a chuva de sementes que cai sobre tais áreas (Richards, 1998).

A restinga é caracterizada por um mosaico definido pela diversidade de níveis de clímax edáfico, ao contrário das florestas fechadas em que o mosaico é definido pela dinâmica de clareiras, atingindo um clímax climático. Conseqüentemente, os grupos sucessionais do mosaico de restinga dependem estritamente da capacidade de suporte do local em que a espécie está inserida. Desta forma, todas as espécies de restinga são consideradas como pioneiras edáficas e, possivelmente, grande parte delas deve ter desenvolvido a capacidade de formar banco de sementes.

Há evidências de que áreas perturbadas e fragmentadas devem influenciar, no seu núcleo e periferias, a riqueza e abundância de espécies no solo (Young et al., 1987).

Na avaliação do banco de sementes, sob quatro condições diferentes - sob plantação de *Pinus* sp., plantio puro de *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth., plantio puro de *Clitoria racemosa* Benth. e numa área de capoeira. Souza et al. (2002) encontraram dominância das formas de vida herbáceas e arbustivas. A população sob

Pinus apresentou a menor densidade, com 85 indivíduos de ervas e 64 de arbustos. Registraram-se sob *C. racemosa*, 451 indivíduos herbáceos e 541 de arbustos e na capoeira, 162 indivíduos de ervas e 149 arbustivos. O maior número de indivíduos arbóreos (27) foi registrado sob o povoamento de *M. caesalpiniaefolia*.

As plântulas emergentes do banco também reduzem a erosão e perda de nutrientes após distúrbios, contribuindo para a estabilização de áreas perturbadas (Uhl et al., 1981), caracterizando, como sugerem Keddy et al. (1989), um dos principais fatores para a recolonização natural de áreas perturbadas.

A introdução de espécies via banco de sementes ou diásporos provenientes das comunidades originais ou em estágio de sucessão mais avançada, aumenta a velocidade de restauração ecológica de áreas perturbadas (Skoglund, 1992; McDonald et al., 1996).

A regeneração artificial em áreas perturbadas pode ser melhor planejada se, efetivamente, forem levantadas informações sobre o estado do banco de sementes das mesmas (Tekle

& Bekele, 2000). A riqueza e abundância de espécies no banco de sementes (associado com a chuva de sementes) contribuem com importantes informações sobre o potencial de regeneração das comunidades (Garwood, 1989; Williams-Linera, 1993).

A proposta de substituição de 500 ha de povoamentos de *Pinus* spp. no Parque Florestal do Rio Vermelho, por vegetação nativa de restinga, acarreta a necessidade de conhecer o atual banco de sementes da área. Este conhecimento consiste num dos subsídios básicos para as propostas de restauração ecológica. Por outro lado, também é de grande importância detectar a quantidade de sementes de *Pinus* presente no banco de sementes, e seu conseqüente potencial de recolonização invasora após a retirada das árvores adultas dos talhões.

Nesse sentido, o objetivo desta pesquisa foi quantificar e qualificar o banco de sementes no interior e bordadura de talhões de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* em restinga no Parque Florestal do Rio Vermelho.

METODOLOGIA

Foram coletadas amostras do banco de sementes do solo no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis-SC, sob talhões adultos de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* com 30 a 40 anos de idade (Berenhauser, 1973). A amostragem foi efetuada em três locais próximos com diferentes condições ambientais, constituindo três tratamentos (T_{1-3}), onde: T_1 - solo coletado de restinga arbórea conservada na vizinhança de talhão de *P. elliottii* var. *elliottii*; T_2 - solo coletado de bordadura (última entrelinha) de talhão de *P. elliottii* var. *elliottii* com sub-bosque de restinga arbórea com 3 m de altura; T_3 - solo coletado de interior de talhão com regeneração de *P. elliottii* var. *elliottii* em alta densidade.

Para cada tratamento foram coletadas amostras de solo com 5 repetições, excluindo-se a serapilheira. Cada amostra foi retirada até a

profundidade de 5 cm, com auxílio de moldura de madeira de dimensões 30 x 30 x 5 cm de altura.

As amostras de solo de cada tratamento foram espalhadas em bandejas com base de brita e 4 cm de argila, dispostas em blocos casualizados, em casa de vegetação, com irrigação diária, no viveiro florestal do Parque Florestal do Rio Vermelho.

O banco de sementes foi quantificado e teve sua diversidade caracterizada através da emergência de plântulas, oriundas das sementes do mesmo. Para avaliação das espécies das sementes presentes no solo, adotou-se como critério quantificar e qualificar a emergência mensal de suas plântulas após o surgimento das folhas cotiledonares. Após a identificação, as plântulas foram eliminadas das bandejas. Os indivíduos não identificados foram cultivados separadamente para identificação futura.

Foram calculados os parâmetros frequência absoluta (relação entre o número de unidades amostrais em que ocorre uma dada espécie e o número total de unidades amostrais, expressa em percentagem) e densidade absoluta (número de indivíduos de uma dada espécie, por unidade de área, extrapolado para hectare) (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974). Estes parâmetros foram estimados em relação às plantas emergentes nos três tratamentos, isto é, em relação a 15 repetições de 0,09 m², totalizando 1,35 m² de amostragem de solo.

A similaridade de espécies entre os tratamentos T₁₋₃, foi verificada reunindo as espécies

comuns e exclusivas aos mesmos. Calculou-se o índice qualitativo de similaridade de Jaccard: $S_{\text{Jaccard}} = a / (a + b + c)$, onde: a = número de espécies comuns às áreas a e b; b = número de espécies que só ocorrem na área a; c = número de espécies que só ocorrem na área b (Ludwig & Reynolds, 1988).

O Índice de Similaridade de Jaccard não é incondicional e envolve probabilidades estáticas, ao contrário do que ocorre na dinâmica natural, de modo que ele servirá apenas para auxiliar a interpretação dos dados e não para obter conclusões absolutas (Ludwig & Reynolds, 1988).

RESULTADOS

Houve ausência de emergência de plântulas de *Pinus* no solo coletado no núcleo, na borda dos talhões e na restinga arbórea.

O levantamento qualitativo e quantitativo das espécies presentes no banco de semente local está apresentado na Tabela 1. Foram avaliadas 827 plântulas emergentes em 1,35 m² de solo, onde foram identificadas 35 espécies de 22 famílias botânicas.

As espécies que apresentaram as maiores densidades absolutas de sementes viáveis/ha, foram: *Cyperus* sp1 (1.281.481/ha), *Paspalum* sp. (1.214.815/ha), *Tibouchina urvilleana* (1.014.815/ha), *Amaranthaceae* sp1 (577.778/ha) e *Brachiaria* sp. (355.556/ha), gramínea africana invasora em toda a região pantropical (Tabela 1).

As espécies que apresentaram as maiores frequências absolutas foram: *Cyperus* sp. 1 (100,00%), *Brachiaria* sp. (100,00%), *Paspalum* sp. (93,33%), *Tibouchina urvilleana* (73,33%), *Amaranthaceae* sp1 (73,33%) (Tabela 1).

No banco de sementes do solo, presente em restinga arbórea, as cinco espécies com maior densidade de sementes viáveis/0,45 m² de área amostrada, são: *Paspalum* sp. (22), *Brachiaria* sp. (19), *Cyperus* sp1 (16), *Liliaceae* sp1 (10) e *Diodia* sp. (10).

Estão também presentes no banco de

sementes da restinga, espécies zoocóricas, importantes na atração de fauna, tais como: as herbáceas, *Phytolacca thyrsoiflora* e *Solanum americanum*, a arbustiva *Piper* sp. e as arbóreas *Cecropia glaziovii*, *Miconia ligustroides*, *Myrtaceae* sp1 e *Ocotea pulchella*.

Na bordadura de talhão, as cinco espécies com maior densidade de sementes, são: *Paspalum* sp. (130), *Amaranthaceae* sp1 (39); *Cyperus* sp1 (32) *Tibouchina urvilleana* (23); e *Coccocypselum* sp1 (16).

Na bordadura de talhão há presença no banco de sementes de espécies zoocóricas, importantes na interação com a fauna, tais como: as herbáceas *Phytolacca thyrsoiflora*, *Coccocypselum* sp1, *Coccocypselum* sp2 e *Solanum americanum* e as arbóreas *Cecropia glaziovii* e *Ficus* sp.

No núcleo de talhão, as cinco espécies com maior densidade de sementes, são: *Cyperus* sp1 (125), *Tibouchina urvilleana* (111), *Amaranthaceae* sp1 (37), *Dodonaea viscosa* (33) e *Brachiaria* sp. (21).

No banco de sementes do núcleo de talhão registrou-se apenas 1 espécie zoocórica, a herbácea *Coccocypselum* sp1, importante na interação com a fauna.

Tabela 1. Levantamento qualitativo e quantitativo do banco de sementes do solo presente em: restinga arbórea conservada na vizinhança de talhão de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii*; bordadura (última entrelinha) de talhão de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* com sub-bosque de restinga arbórea com 3 m de altura; e no núcleo de talhão com regeneração de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* em alta densidade. Dados oriundos de 1,35 m² de solo coletado até 5 cm de profundidade no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC.

Família	ESPECIE Nome científico	NÚMERO DE PLÂNTULAS EMERGENTES (plântulas emersas/0,45 m ²)			TOTAL (T ₁ + T ₂ + T ₃)			FORMAS DE VIDA E SÍNDROMES		
		Restinga	Borda de talhão	Núcleo de talhão	Plântulas emersas	Frequência absoluta (%)	Densidade Absoluta/ha	Hábito	Síndrome de Polinização	Síndrome de Dispersão
Amaranthaceae	Amaranthaceae sp1	2	39	37	78	73,33	577,778	herbáceo	anemofilia	anemocoria
Cecropiaceae	<i>Cecropia glazouii</i> Smetl.	1	2	-	3	20,00	22,222	arbóreo	anemofilia	zoocoria
Chenopodiaceae	<i>Chenopodium ambrosioides</i> L.	-	3	2	5	13,33	37,037	herbáceo	anemofilia	anemocoria
Commelinaceae	<i>Commelina</i> sp.	-	5	8	13	40,00	96,296	herbáceo	zoofilia	autocoria
Compositae	<i>Baccharis</i> sp1	-	-	2	2	13,33	14,815	herbáceo	zoofilia	anemocoria
	<i>Baccharis</i> sp2	-	-	1	1	6,67	7,407	herbáceo	zoofilia	anemocoria
	Compositae sp1	-	1	-	1	6,67	7,407	herbáceo	zoofilia	anemocoria
	Compositae sp2	-	-	2	2	13,33	14,815	herbáceo	zoofilia	anemocoria
Cyperaceae	<i>Eupatorium casarattoi</i> (Rob.) Steyererm	1	4	1	6	20,00	44,444	arbustivo	zoofilia	anemocoria
	<i>Cyperus</i> sp1	16	32	125	173	100,00	1.281,481	herbáceo	anemofilia	anemocoria
	<i>Cyperus</i> sp2	5	9	2	16	60,00	118,519	herbáceo	anemofilia	anemocoria
Euphorbiaceae	<i>Phyllanthus</i> sp.	1	1	1	3	20,00	22,222	herbáceo	anemofilia	anemocoria
	<i>Brachiaria</i> sp.	19	8	21	48	100,00	355,556	herbáceo	anemofilia	anemocoria
Gramineae	<i>Digitaria adscendens</i> (H. B. K.) Henrard	4	7	2	13	53,33	96,296	herbáceo	anemofilia	anemocoria
	Gramineae sp1	1	-	1	2	13,33	14,815	herbáceo	anemofilia	anemocoria
	<i>Paspalum</i> sp.	22	130	12	164	93,33	1.214,815	herbáceo	anemofilia	anemocoria
Melastomataceae	<i>Miconia ligustroides</i> (D. C.)	1	-	-	1	6,67	7,407	arbóreo	zoofilia	zoocoria
	<i>Tibouchina urvilleana</i> (D. C.) Cogn.	3	23	111	137	73,33	1.014,815	arbustivo	zoofilia	anemocoria
Moraceae	<i>Ficus</i> sp.	-	2	-	2	6,67	14,815	arbóreo	zoofilia	zoocoria
Myrtaceae	<i>Eucalyptus</i> sp.	1	-	-	1	6,67	7,407	arbóreo	anemofilia	anemocoria
	Myrtaceae sp1	1	-	-	1	6,67	7,407	arbóreo	zoofilia	zoocoria
Labiatae	Labiatae sp1	-	3	18	21	40,00	155,556	herbáceo	zoofilia	anemocoria
Lauraceae	<i>Ocotea pulchella</i> Mart.	1	-	-	1	6,67	7,407	arbóreo	zoofilia	zoocoria
Leguminosae	<i>Desmodium</i> sp.	1	2	-	3	13,33	22,222	herbáceo	zoofilia	epizoocoria
	<i>Vigna</i> sp.	-	-	2	2	13,33	14,815	lianeso	zoofilia	autocoria
Liliaceae	Liliaceae sp1	10	2	-	12	33,33	88,889	herbáceo	zoofilia	autocoria
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca thyrsiflora</i> Fenzl. Ex Schimidt	1	2	-	3	20,00	22,222	herbáceo	zoofilia	zoocoria
Piperaceae	<i>Piper</i> sp.	1	-	-	1	6,67	7,407	arbustivo	anemofilia	zoocoria
Pteridófitas	Pteridófitas sp1	-	6	2	8	26,67	592,59	herbáceo	anemofilia	anemocoria
Rubiaceae	<i>Coccolobos</i> sp1	2	16	21	39	60,00	288,889	herbáceo	zoofilia	zoocoria
	<i>Coccolobos</i> sp2	-	2	-	2	13,33	14,815	herbáceo	zoofilia	zoocoria
	<i>Diodia</i> sp.	10	-	-	10	26,67	74,074	herbáceo	zoofilia	zoocoria
Sapindaceae	<i>Dodonaea viscosa</i> (L.) Jacq.	6	3	33	42	66,67	311,111	arbustivo	zoofilia	anemocoria
Solanaceae	<i>Solanum americanum</i> Mill.	2	1	-	3	20,00	22,222	herbáceo	zoofilia	zoocoria
Xyridaceae	<i>Xyris</i> sp.	-	-	8	8	20,00	59,259	herbáceo	zoofilia	anemocoria
TOTAL = 22	TOTAL = 35	TOTAL = 112	TOTAL = 303	TOTAL = 412	TOTAL = 827		TOTAL = 6.125.923			

A Figura 1 apresenta as formas de vida das espécies contidas no banco de sementes local, caracterizando a predominância das espécies

herbáceas (24), seguida das arbóreas (6), arbustivas (4) e lianosas (1).

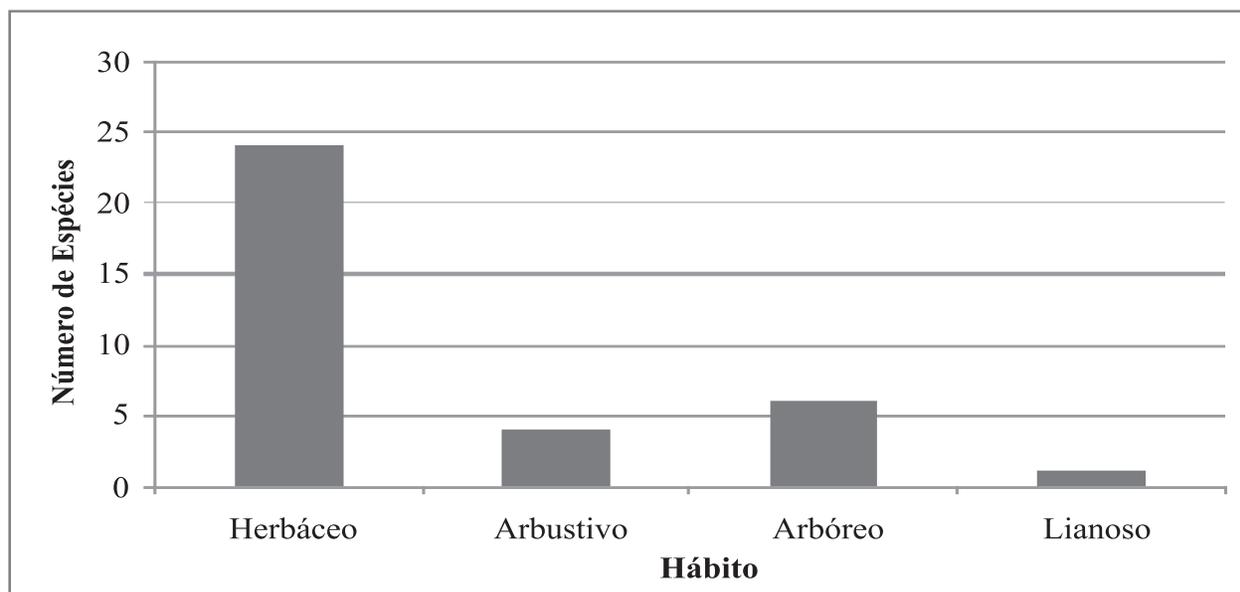


Figura 1. Distribuição de hábitos das espécies registradas no banco de sementes de restingas e sob talhões de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis-SC.

A Figura 2 apresenta as síndromes de polinização das espécies contidas no banco de

sementes local, caracterizando predominância das espécies zoofílicas (22) sobre as anemofílicas (13).

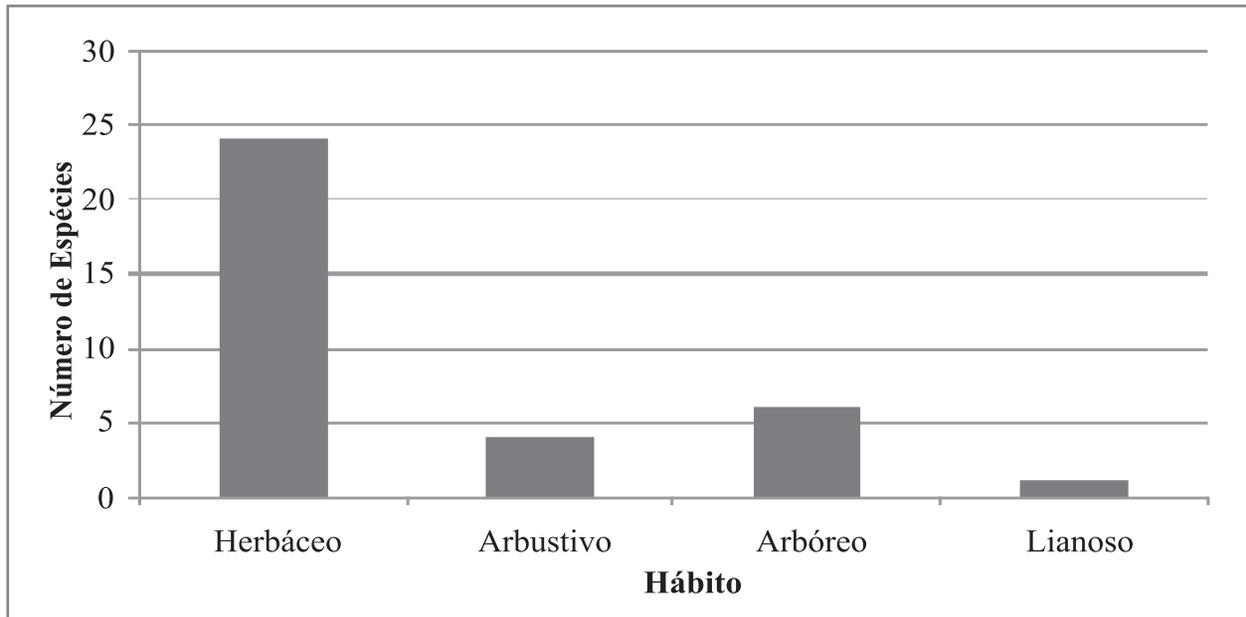


Figura 2. Síndromes de polinização das espécies registradas no banco de sementes de restingas e sob talhões de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC.

A Figura 3 apresenta a síndrome de dispersão das espécies contidas no banco de sementes local, denotando-se a predominância das espécies anemocóricas (20), sobre as zoocóricas (12) e autocóricas (3).

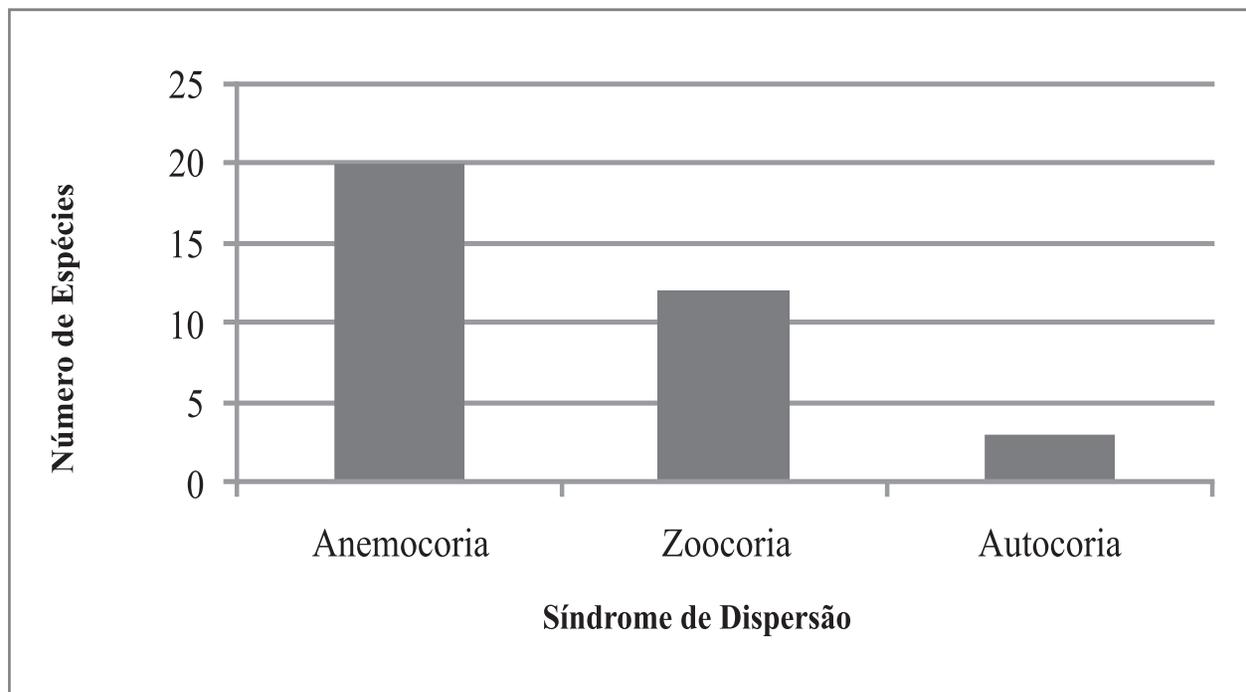


Figura 3. Síndromes de dispersão das espécies registradas no banco de sementes de restingas e sob talhões de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC.

Na Tabela 2 são comparados os índices de similaridade encontrados entre os tratamentos T₁, T₂ e T₃. Verifica-se a baixa similaridade entre o banco de sementes da restinga conservada (T₁) e o

do núcleo de talhão de *P. elliottii* var. *elliottii* altamente contaminado (T₃), e similaridades intermediárias entre T₁ e T₂, e, entre T₂ e T₃, que são ambientes contíguos.

Tabela 2. Índices de similaridade de Jaccard obtidos entre bancos de sementes estudados, no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC.

Comparação	Índice de Similaridade de Jaccard
T ₁ : restinga conservada x T ₃ : núcleo de talhão de <i>Pinus elliottii</i> Engelm. var. <i>elliottii</i>	0,37
T ₁ : restinga conservada x T ₂ : borda de talhão de <i>P. elliottii</i> var. <i>elliottii</i>	0,53
T ₂ : borda de talhão de <i>P. elliottii</i> x T ₃ : núcleo de talhão de <i>P. elliottii</i> var. <i>elliottii</i>	0,52

Entre as espécies exclusivas à restinga arbórea conservada inclui-se uma herbácea (*Diodia* sp.), uma arbustiva (*Piper* sp.) e quatro arbóreas (*Eucalyptus* sp., *Miconia ligustroides*, Myrtaceae sp1 e *Ocotea pulchella*).

As espécies encontradas exclusivamente no solo coletado em bordadura de talhão de *P. elliottii* var. *elliottii* são duas herbáceas: Compositae sp1 (anemocórica) e *Coccocypselum* sp2 (zoocórica). Registrou-se também uma espécie arbórea e zoocórica (*Ficus* sp.), indicando dispersão por animais na bordadura do talhão.

As espécies do banco de sementes encontradas exclusivamente no núcleo de talhão são todas herbáceas e anemocóricas (*Baccharis* sp.1, *Baccharis* sp.2, Compositae sp. 2 e *Xyris* sp.) com exceção de *Vigna* sp., que é lianosa e autocórica. Não foram encontradas espécies exclusivas arbustivas, arbóreas ou zoocóricas neste ambiente.

Na Tabela 3 são apresentados dados ecológicos das espécies, destacando-se a riqueza e densidade de espécies, assim como as síndromes de polinização e dispersão e as formas de vida.

O número de espécies zoofílicas e anemofílicas manteve-se semelhante nos três ambientes. O número de espécies autocóricas também se manteve semelhante nos distintos ambientes (Tabela 3).

Seqüencialmente, da área conservada, passando pela borda dos talhões e para a área do núcleo dos talhões, houve decréscimos nítidos no

número de espécies zoocóricas 10, 6 e 1, respectivamente (Tabela 3).

Não ocorreu predomínio de espécies zoocóricas nem de anemocóricas na restinga conservada, estando as duas síndromes em equilíbrio (10 e 11, respectivamente). No entanto, houve predomínio de espécies anemocóricas sobre as zoocóricas na borda (15 e 6, respectivamente) e núcleo dos talhões (18 e 1, respectivamente) (Tabela 3).

No tocante estritamente às espécies zoocóricas, interativas com a fauna, e seus respectivos hábitos, houve um decréscimo partindo-se da restinga, passando pela borda até o núcleo do talhão. Na restinga, as espécies zoocóricas, apresentaram diversidade de formas de vida, com predominância de espécies arbóreas. Na borda de talhão, para as espécies zoocóricas, ocorreram duas formas de vida e predominância de espécies herbáceas. Finalmente, no núcleo de talhão, só ocorreu uma espécie zoocórica, com hábito herbáceo (Tabela 3).

Da área conservada, passando pela borda dos talhões e para a área do núcleo dos talhões, houve aumento no número de espécies anemocóricas 11, 15 e 18, respectivamente (Tabela 3).

Quanto às formas de vida, da área conservada, passando pela borda dos talhões e para a área do núcleo dos talhões, houve uma tendência para o aumento no número de espécies herbáceas 14, 18 e 17, respectivamente. O número

de espécies arbustivas manteve-se 4, 3, e 3, respectivamente. Já o número de espécies arbóreas diminuiu nitidamente (4, 2) e atingindo nenhuma arbórea no núcleo de talhão (Tabela 3).

A densidade total de sementes por hectare

no banco foi maior sob o núcleo do talhão contaminado (9.155.556 sementes/ha), seguido da borda do talhão (6.733.333/ha) e da restinga conservada (2.466.667 sementes/ha) (Tabela 3).

Tabela 3. Valores totais de densidade, riqueza específica, síndromes de polinização/dispersão e hábito do banco de sementes de espécies nativas encontrado no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC.

Área	Nº de espécies	Síndromes de polinização		Síndromes de dispersão			Formas de vida				Densidade (nº de indivíduos/ha)
		Nº de espécies zoofílicas	Nº de espécies anemofílicas	Nº de espécies zoocóricas	Nº de espécies anemocóricas	Nº de espécies autocóricas	Nº de espécies herbáceas	Nº de espécies arbustivas	Nº de espécies arbóreas	Nº de espécies lianasas	
Restinga	22	12	10	10	11	1	14	4	4	0	2.466.667
Borda de talhão	23	13	10	6	15	2	18	3	2	0	6.733.333
Núcleo de talhão	21	11	10	1	18	2	17	3	0	1	9.155.556

DISCUSSÃO

Não foi registrada emergência de plântulas de *P. elliotii* var. *elliotii* no solo coletado do núcleo, da borda dos talhões e da restinga arbórea, provavelmente porque ao ser retirada a serapilheira para a amostragem, as sementes de *P. elliotii* var. *elliotii* deveriam estar dentro dela. Devido à ausência de sementes de *P. elliotii* var. *elliotii* nas amostras do banco de núcleo e borda de talhão, assim como na restinga arbórea, sugere-se que grande parte das sementes de *P. elliotii* var. *elliotii* não ultrapasse a serapilheira, permanecendo entremeadas na mesma (onde provavelmente ocorre germinação e emissão da radícula em direção ao solo), uma vez que se registrou grande quantidade de sementes de *P. elliotii* var. *elliotii* sendo dispersas ao longo de todo o ano.

Detectou-se no banco de sementes do solo duas espécies exóticas invasoras. A primeira, *Brachiaria* sp. ocorreu com 355.556 plântulas emergentes/ha na restinga conservada e apareceu com frequência de 100% nos três ambientes estudados. A recolonização de *Brachiaria* sp. após o corte dos talhões deverá ser considerada. A presença expressiva de *Brachiaria* sp. denota

que apesar da restinga estudada estar em aparente bom nível de conservação, há contaminação biológica de seu banco de sementes, que pode ser ativado com a derrubada e queda de árvores de *Pinus*. A presença desta espécie deve ser um resquício de pastagens implantadas na área 30-40 anos atrás (Caruso, 1983).

A outra espécie exótica invasora presente no banco, *Eucalyptus* sp., ocorreu no banco de sementes da restinga conservada com 7.407 plântulas emergentes/ha. Este gênero não tem apresentado capacidade invasora no Parque Florestal do Rio Vermelho, já que ele não apresenta regeneração natural e recrutamento de plântulas.

As espécies presentes no banco de sementes local, comuns aos três ambientes estudados, são todas anemocóricas, sendo oito herbáceas (*Amaranthaceae* sp1, *Brachiaria* sp., *Coccocypselum* sp1, *Cyperus* sp1, *Cyperus* sp2, *Digitaria adscendens*, *Paspalum* sp. e *Phyllanthus* sp.) e nenhuma arbórea. Também em comum, no banco de sementes dos três ambientes, estão presentes três espécies arbustivas (*Dodonaea viscosa*, *Eupatorium casarettoi* e *Tibouchina*

urvilleana). Todas estas espécies nativas têm potencial para promover uma rápida sucessão após um futuro corte de *Pinus*.

Há presença de sete espécies zoocóricas atrativas para a fauna no banco de sementes da restinga (exceto *Desmodium* sp. - epizoocoria): as herbáceas *Phytolacca thyrsoflora* e *Solanum americanum*, a arbustiva *Piper* sp. e as arbóreas *Cecropia glaziovii*, *Miconia ligustroides*, Myrtaceae sp1 e *Ocotea pulchella*. Tais espécies apresentam potencialidade para a restauração local, já que estas espécies podem exercer o processo de nucleação, isto é, atraindo e irradiando diversidade florística e faunística (Yarranton & Morrison, 1974).

No banco de sementes da área de restinga conservada não houve nenhuma espécie que tenha se sobressaído às demais de modo evidente, sendo a densidade máxima encontrada de 22 sementes viáveis/0,45 m² para *Paspalum* sp. Neste ambiente ocorreram hábitos típicos de todas as fases da sucessão da restinga, sendo a maioria arbórea e zoocórica. Deste modo, pode-se dizer que o banco de sementes na área conservada está sugerindo um equilíbrio de espécies. Assim, após um distúrbio, para a colonização neste ambiente, haverá uma fonte de sementes com alta equabilidade de espécies, devendo a regeneração natural exercer o papel restaurador de modo eficiente. Tais áreas de restinga conservadas representam bom potencial para serem usadas como fonte de sementes, através da técnica de transposição de solo para os 500 ha de talhões de *Pinus* spp. a serem substituídos pela vegetação nativa de restinga.

Estão presentes no banco de sementes da bordadura de talhão de *Pinus* sp., além de espécies anemocóricas e herbáceas com grande densidade, outras espécies zoocóricas, em menores densidades, embora com grande importância na atração de fauna: as espécies herbáceas *Phytolacca thyrsoflora* e *Solanum americanum* e as arbóreas *Cecropia glaziovii* e *Ficus* sp. Estas espécies podem ser eficazes para desencadear a sucessão neste ambiente, promovendo o processo de nucleação de

diversidade (Yarranton & Morrison, 1974).

A predominância de *Paspalum* sp. no banco de sementes da bordadura de talhão provavelmente ocorreu devido a uma contínua chegada de sementes desta espécie através do vento e devido ao sombreamento parcial da bordadura do talhão, acumulando-se em grande quantidade no banco. Assim, após a retirada de *Pinus* nas bordaduras de talhões, provavelmente haverá maior colonização por *Paspalum* sp. que deverá desempenhar a função de rápida cobertura do solo, podendo também ser interessante a reintrodução de outras espécies neste ambiente, através das técnicas de restauração e nucleação de diversidade.

No banco de sementes do núcleo do talhão de *P. elliottii* var. *elliottii*, a maioria das espécies de maior expressividade é anemocórica e herbácea, mostrando a necessidade de intervenção no sentido de recompor o banco com maior riqueza de espécies, variação nas formas de vida e síndromes de dispersão. Sturges & Atkinson (1993) também encontraram, no banco de sementes sob talhões de *Pinus* na Inglaterra, uma maioria de espécies anemocóricas.

No banco de sementes do núcleo de talhão, há apenas uma espécie zoocórica, *Coccocypselum* sp1, que se trata de uma espécie esciófita nas restingas regionais. A baixa quantidade de espécies nativas ocorrentes no núcleo dos talhões provavelmente é decorrente do efeito do sombreamento dado pelo *Pinus*, que não favorece nem a frutificação e, por conseguinte, nem a presença de animais. Durante os levantamentos observou-se que as espécies nativas de restinga sob os talhões de *Pinus* spp. apresentam raros casos de indivíduos em fase de floração. Após a montagem da Unidade Demonstrativa de restauração, onde foi retirado um hectare de *Pinus* spp., as plantas nativas remanescentes apresentaram intensas floradas, sugerindo que espécies de restinga podem crescer sob talhões de *Pinus* spp., porém, sem apresentar os processos de reprodução.

No núcleo de talhão, se sobressai a grande expressividade no banco de sementes de duas espécies: *Cyperus* sp.1 (densidade de 125 sementes viáveis/0,45 m²) e *Tibouchina urvilleana* (densidade de 111 sementes viáveis/0,45 m²). Estas espécies chegam pelo vento no núcleo dos talhões e ali permanecem no banco, já que não há luminosidade sob os talhões para a emergência de suas plântulas, formando bancos com alta densidade. No futuro corte dos talhões de *Pinus* spp., possivelmente estas duas espécies serão os principais componentes no papel de cobertura do solo.

A existência de apenas uma espécie zoocórica (*Coccocypselum* sp.1) no banco de sementes do núcleo de talhão adulto de *P. elliottii* var. *elliottii*, com sub-bosque invadido por sua regeneração, indica que tais ambientes apresentam alto nível de contaminação biológica, provocando o empobrecimento do banco de sementes. A sucessão do banco deste ambiente encontra-se estagnada pela contaminação biológica, com perda também de espécies arbóreas.

As sementes das espécies que conseguem entrar dentro dos talhões de *P. elliottii* var. *elliottii* com sub-bosque dominado pelo mesmo, são quase todas trazidas pelo vento. A falta de espécies

zoocóricas, que constituem alimento para os animais, evita que estes se mantenham dentro dos talhões e conseqüentemente há pouca dispersão de sementes no interior dos mesmos. Sendo assim, a contaminação por *P. elliottii* var. *elliottii* dificulta a permanência da fauna nativa e o fluxo gênico, com impacto negativo na conservação da biodiversidade.

O banco de sementes é básico para a recolonização da vegetação em áreas perturbadas (Whitmore, 1983). Houve presença reduzida da síndrome de dispersão zoocórica e nenhuma espécie arbórea no banco de sementes sob núcleo de talhões de *P. elliottii* var. *elliottii*, contrastando com os ambientes de borda de talhões e restingas conservadas. Conseqüentemente, para haver um potencial adequado de colonização de espécies nativas pelo banco no processo de substituição de *Pinus* spp. do Parque Florestal do Rio Vermelho pela vegetação de restinga, recomenda-se que se re-introduza uma maior diversidade de espécies nativas atrativas para a fauna, através das técnicas de transposição de solo, semeadura direta no solo e colocação de poleiros artificiais, visando a recomposição do banco de sementes do solo, como sugerem Reis et al. (2003).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARBOUR, M. G. & LANGE, R. T. 1967. Seed populations in some natural Australian topsoils. **Ecology** 48 (1): 153-155.
- BERENHAUSER, H. 1973. Afforestation of coastal swamps and dunes at Rio Vermelho. **Floresta** 2, Ano IV. UFPR. Curitiba, p. 13-17.
- BROWN, J. S. & VENABLE, D. L. 1986. Evolutionary ecology of seed bank annuals in temporally varying environments. **Am. Nat.** 127: 131-147.
- CARUSO, M. M. L. 1983. **O desmatamento da Ilha de Santa Catarina de 1500 aos dias atuais**. Editora da UFSC. Florianópolis, 158p.
- GARWOOD, N. C. 1989. Tropical soil seed banks: a review. In: LECK, M. A., PARKER, V. T. & SIMPSON, R. A. (Ed.). **Ecology of soil seed banks**. Academic Press. San Diego, p. 149-209.
- GRIME, J. P. 1979. **Plant strategies & vegetation processes**. John Wiley & Sons. Chichester, 222 p.
- HALL, J. B. & SWAINE, M. D. 1980. Seed stocks in Ghanaian forest soils. **Biotropica** 12: 256-263.
- KEDDY, P. A., WISHEU, I. C., SHIPLEY, B. & GAUDET, C. 1989. Seed banks and vegetation management for conservation: toward predictive community ecology. In: LECK, M. A., PARKER, V. T. & SIMPSON, R. L. (Ed.). **Ecology of soil seed banks**. Academic Press. London, p. 347-363.

- LUDWIG, J. A. & REYNOLDS, J. F. 1988. **Statistical ecology: a primer on methods and computing**. Wiley-Interscience, EUA, p. 85-103.
- MARTINEZ-RAMOS, M. & SOTO-CASTRO, A. 1993. Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain Forest. **Vegetatio** 107/108: 299-318.
- MCDONALD, A. W., BAKKER, J. P. & VEGELIN, K. 1996. Seed bank classification and its importance for the restoration of species-rich flood-meadows. **J. Veg. Sci.** 7: 157-164.
- MUELLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. 1974. **Aims and methods of vegetation ecology**. John Wiley & Sons. New York, p. 67-80.
- PIÑA-RODRIGUES, F. C. M., COSTA, L. G. S. & REIS, A. 1990. Estratégias de estabelecimento de espécies arbóreas e o manejo de florestas tropicais. In: **Anais do 6o Congresso Florestal Brasileiro**. Campos do Jordão, p. 676-684.
- REIS, A., ZAMBONIN, R. M. & NAKAZONO, E. M. 1999. Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. **Série Cadernos da Biosfera** 14. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Governo do Estado de São Paulo. São Paulo, 42p.
- RICHARDS, P. W. 1998. **The tropical rain forest: an ecological study**. Cambridge University Press. Cambridge, p. 115-116.
- SKOGLUND, J. 1992. The role of seed banks in vegetation dynamics and restoration of dry tropical ecosystems. **J. Veg. Sci.** 3: 357-360.
- SOUZA, V. C., LOPES, K. P., ANDRADE, L., A. & DORNELLAS, G. V. 2002. Avaliação do banco de sementes de povoamentos florestais puros e de uma área de capoeira no município de Areia-PB. **Anais do 53º Congresso Nacional de Botânica**. Sociedade Botânica do Brasil/UFRPE/UFPE. Recife, p. 223.
- STURGESS, P. & ATKINSON, D. 1993. The clear-felling of sand-dune plantations: soil and vegetational processes in habitat restoration. **Biological Conservation** 66: 171-183.
- TEKLE, K. & BEKELE, T. 2000. The role of soil seed banks in the rehabilitation of degraded hillslopes in Southern Wello, Ethiopia. **Biotropica** 32: 23-32.
- THOMPSON, K. 1992. The functional ecology of seed banks. In: FENNER, M. (Ed.). **The ecology of regeneration in plant communities**. CAB International. Wallingford, p. 231-258.
- UHL, C., CLARK, K., CLARK, H. & MURPHY, P. 1981. Early plant succession after forest cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazon basin. **Journal of Ecology** 69: 631-649.
- WHITMORE, T. C. 1983. Secondary succession from seed in tropical rain forests. **Forest abstracts** 44 (12): 767-769.
- WILLIAMS-LINERA, G. 1993. Soil seed banks in four low mountain forests of Mexico. **Journal of Tropical Ecology** 9: 321-337.
- YOUNG, K. R., EWEL, J. J. & BROWN, B. J. 1987. Seed dynamics during Forest succession in Costa Rica. **Vegetatio** 71: 157-173.
- YARRANTON, G. A. & MORRISON, R. G. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **Journal of Ecology** 62 (2): 417-428.

CHUVA DE SEMENTES NO PARQUE FLORESTAL DO RIO VERMELHO

Fernando Campanhã Bechara

Eng. Florestal, Prof. Dr. do Laboratório de Ecologia e Botânica
Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR
bechara@utfpr.edu.br

Ademir Reis

Biólogo, Prof. Dr. do Depto. Botânica
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
areis@ccb.ufsc.br

RESUMO

As sementes são dispersas de forma e distância variadas, originando as comunidades. Através de coletores de 1 m² de área de captação, foi quantificada a chuva de sementes no Parque Florestal do Rio Vermelho, SC, em três talhões de *Pinus elliottii*. Em cada talhão, instalaram-se três linhas de três coletores, onde cada linha constituiu um tratamento: T₁ - linhas na área nuclear dos talhões; T₂ - linhas na área de bordadura dos talhões; T₃ - linhas distantes da bordadura. Foram colocadas para germinar e identificadas as sementes captadas, mensalmente. Verificou-se baixa similaridade entre a chuva de sementes dos diferentes tratamentos. As plântulas emergentes de *P. elliottii* ocorreram em padrão sazonal contínuo, atingindo 2.039.631 plântulas emergentes/ha/ano, com pico explosivo em abril. Houve um decréscimo da quantidade de sementes de *Pinus* e aumento de nativas dispersadas, respectivamente, nos núcleos dos talhões, seguidos pelas bordas, até chegar a 30 m de distância destas. Estimou-se que cada árvore adulta de *P. elliottii* dispersou 2.448 plântulas emergentes/ha/ano. Entre as nativas, houve maior densidade de plântulas de *Ficus organensis*, seguida de *Cecropia glaziovii*, *Clusia criuva*, *Miconia ligustroides* e *Gomidesia palustris*. A chuva de sementes nativas foi insatisfatória nas áreas de núcleo e borda de talhões.

Palavras-chave: Chuva de sementes, Invasão Biológica, Pinus.

ABSTRACT

SEED RAIN IN RIO VERMELHO FOREST PARK

The seeds are dispersed in different ways and distances, originating the communities. Through the use of collectors of 1 m² of collecting area, the seed rain was quantified in Rio Vermelho Forest Park. On each plot, there were installed three lines of collectors, where each line was a treatment: T₁ – lines in the core of the plots; T₂ – lines in the plot borders; T₃ – lines far from the borders. The captured seeds were germinated and identified monthly. We verified low similarity between the seed rains of different treatments. The emerging seedlings of *P. elliottii*, occurred in a continuous seasonal pattern, reaching 2.039.631 emerging seedlings/ha/year with the highest peak in April. There was a decrease in the amount of *Pinus* seeds and an increase of dispersed native species, respectively, in the core of the plots, followed by the plot borders and until 30 m far from the borders. We estimated that each *P. elliottii* adult tree dispersed 2.448 emerging seedlings/ha/year. Among the native species, there was higher density of *Ficus organensis* seeds, followed by *Cecropia glaziovii*, *Clusia criuva*, *Miconia ligustroides* and *Gomidesia palustris*. The native species seed rain was unsatisfactory in the areas located in the core of the plot and in the border.

Key-words: Seed Rain, Biological Invasion, Pinus.

INTRODUÇÃO

As sementes são transportadas pelo vento (anemocoria), animais (endozoocoria e epizoocoria), pela água (hidrocoria), mecanismos físico-mecânicos (autocoria e barocoria) ou outros

vetores (maquinário agrícola, animais domesticados, etc.), formando a chuva de sementes (Pijl, 1972). Elas são dispersas da planta-matriz de forma e distância variadas, raramente de modo

uniforme em todas as direções. A densidade de sementes diminui com o aumento da distância da fonte, sendo que a maior parte das sementes cai perto da planta-matriz, formando uma distribuição leptocúrtica (Janzen, 1970). Flutuações em populações animais e ventos turbulentos podem alterar a chuva de sementes numa área (Richards, 1998).

A sazonalidade de frutificação define a variação no aporte de propágulos a uma determinada área, durante o ano e entre anos (Morellato, 1995). O fluxo de propágulos é fundamental na determinação da potencialidade das populações de determinado habitat (Harper, 1977). A sucessão ocorrente numa área está relacionada com a sazonalidade de chegada de sementes à mesma (Young et al., 1987).

Sementes dispersadas sobre uma área perturbada são essenciais para que ocorra a restauração natural através da sucessão secundária. A chuva de sementes numa área é importante principalmente para a introdução de espécies novas, as quais não formam banco de sementes (Cubina & Aide, 2001). A falta de dispersão de sementes limita o potencial de regeneração natural de comunidades vegetais (Holl, 1999).

A chuva de sementes natural, provocada pela ação de agentes bióticos (fauna) e abióticos (vento e água), propicia a chegada de sementes que têm a função de colonizar áreas em processo de sucessão primária ou secundária. A sua intensidade depende da proximidade de áreas com cobertura vegetal da ação dos vetores de dispersão. Em áreas degradadas, a ação dos agentes bióticos fica comprometida, prevalecendo os agentes abióticos. A ação do homem, através de técnicas de restauração que intensifiquem a chuva de sementes, permite um expressivo aumento na colonização de uma área degradada (Reis et al., 2003).

Propágulos autóctones e imigrantes contribuem para alterações ecológicas numa comunidade e são fundamentais para a regeneração

natural (Hofgaard, 1993). Quando as sementes autóctones mantêm a floresta em diferentes tipologias vegetacionais, formando um mosaico, as sementes alóctones podem tornar a composição florística mais heterogênea se a dispersão for restrita ou podem produzir uma florística homogênea se forem amplamente dispersadas (Martinez-Ramos & Soto-Castro, 1993).

Pinus é um gênero o qual predominam sementes aladas, adaptadas para a dispersão anemocórica, após a abertura dos cones (Mirov, 1967). A quantidade de sementes de *Pinus* dispersadas diminui significativamente com o aumento da distância da matriz e de acordo com os ventos predominantes (Wenger & Trousdell, 1958). Richardson & Higgins (1998) verificaram dispersão regular de sementes de *Pinus* a 8 km da matriz, podendo chegar até 25 km da mesma. Pomeroy & Korstian (1949) registraram apenas 35% do total de sementes de *P. taeda* dispersadas na faixa de até 120 m da matriz. Jankovski (1985) verificou que 57% das sementes foram dispersadas na faixa até 40 m de distância da matriz.

Há dois tipos de invasão de áreas naturais por coníferas introduzidas: “invasão marginal” (*fringe spread*), que apresenta alta densidade até 200 m de distância da matriz e “invasão à distância” (*distant spread*), que se dá através de sítios de disseminação, que são áreas expostas aos ventos predominantes, onde se estabelecem árvores isoladas de 200 m até quilômetros de distância da matriz (Ledgard & Langer, 1999).

Seitz & Corvello (1983) registraram no Paraná, a 30 m de distância de um povoamento de *P. elliottii*, 1000 plantas de *Pinus* estabelecidas por hectare, no primeiro ano de regeneração.

A fertilização de *Pinus* ocorre 13 meses após a polinização. Em geral, os cones ficam maduros durante a época de menor umidade relativa (USA, 1974).

Os cones de *Pinus* permanecem nos ramos por duas estações de crescimento, até ficarem maduros. Os cones do último ano podem permanecer na árvore, mesmo após terem seu ciclo

completado, junto aos cones novos que estão em sua primeira estação de crescimento.

Em povoamentos naturais nos Estados Unidos, Bonner (1991) registrou, em média, 68 sementes/cone de *P. elliotii* e 36 sementes/cone de *P. taeda*.

A produção de sementes em árvores dominantes e co-dominantes de *P. taeda* aumenta até 30 a 50 anos de idade. Porém, idades avançadas não comprometem a produção, já que na Carolina do Norte, povoamentos de 145 anos de idade tiveram a mesma produção do que povoamentos de 95 anos, ao longo de sete anos de avaliação (Wenger & Trousdell, 1958). Estes autores registraram ainda correlação positiva entre o DAP (diâmetro à altura do peito) de *Pinus* e a quantidade de cones produzidos.

Em suas regiões de origem, *P. elliotii* var. *elliotii* apresenta dispersão de sementes em outubro (no outono) com uma idade mínima de 7-10 anos, altura mínima de 24-30 m e com intervalo de anos de grande produção de 3 anos; *P. elliotii* var. *densa* dispersa de setembro a novembro com idade mínima de 8-12 anos, altura mínima de 8-26 m e com intervalo de anos de grande produção de 1-5 anos; *P. taeda* dispersa de outubro a dezembro, com no mínimo 5-10 anos, altura de 27-33 m e com intervalo de anos de grande produção de 3-13 anos (USA, 1974). A dispersão de sementes de *Pinus* ocorre a baixas taxas de umidade relativa do ar, quando as brácteas lenhosas dos cones se abrem. Os cones podem se abrir e fechar várias vezes, de acordo com a variação de umidade relativa do ar, até a dispersão de todas as sementes (Jemison & Korstian, 1944). Estes autores ainda registraram que em oito anos, *P. taeda*, na Carolina do Norte, apresentou o mesmo padrão de estacionalidade, com o pico sempre no segundo mês após o início da dispersão (novembro), e, com 85% das sementes dispersadas nos primeiros quatro meses.

No Brasil, a idade de produção de sementes para *P. elliotii* é de sete a oito anos, ou excepcionalmente, aos cinco anos (Carpanezzi¹, comunicação pessoal).

Garrido et al. (1980) registraram no Estado de São Paulo, num mesmo povoamento de *P. elliotii*, 5 Kg de sementes/ha aos 10 anos de idade e 20 Kg de sementes/ha aos 15 anos de idade.

No interior de talhão de *P. taeda*, no sul do Paraná, foi captada chuva de sementes contínua, isto é, ao longo de todos os meses do ano, com maior disseminação de sementes entre maio e setembro (pico em julho, apresentando 690 sementes/m² ou 135 Kg/ha), época de menor umidade relativa. Constatou-se maior viabilidade de sementes no pico de disseminação, com 80% de germinação, e, menor viabilidade quanto mais tempo demorou para ocorrer a dispersão, sendo que seis meses depois, a germinação caiu para 55% (Jankovski, 1985).

Os anos de alta produção de sementes de *Pinus* variam de acordo com as espécies e as condições ambientais (USA, 1974).

Para *P. elliotii* var. *elliotii*, onde a temperatura é favorável, ocorre o desenvolvimento dos estróbilos continuamente também ao longo do inverno (USA, 1974). Em algumas espécies, tais como *P. taeda* e *P. echinata*, os cones sobre a copa ficam maduros mesmo após a derrubada das árvores (USA, 1974). Em *P. elliotii* var. *elliotii*, as sementes podem ficar maduras mesmo após a remoção dos cones da árvore (USA, 1974). Em algumas espécies de *Pinus* como *P. cembra* e *P. peuce*, as sementes germinam dois ou três anos após sua dispersão (USA, 1974).

Segundo Jankovski (1985), em *P. taeda*, 4% das sementes permanecem nos cones após um ano, com germinação de 50%. O mesmo autor estimou no Paraná, uma produção média de 526 sementes/m² para *P. taeda*. No Estado de São Paulo, para *P. elliotii*, foi registrada uma taxa de 15-222 sementes/m² (Garrido et al., 1980). Verificou-se ainda maior produção de sementes de *P. taeda* na bordadura do que no interior do povoamento (Jankovski, 1985).

Em algumas espécies de *Pinus*, muitos cones maduros permanecem na árvore fechados (cones serrotíneos), formando um banco de sementes sobre a árvore, durante até 5 anos ou se

abrem em intervalos irregulares indefinidamente (*P. attenuata*, *P. banksiana*, *P. brutia*, *P. clausa*, *P. contorta*, *P. halapensis*, *P. muricata*, *P. pinaster*, *P. pungens*, *P. radiata* e *P. rigida*). Os cones serotíneos (habitualmente fechados) se abrem após a passagem de fogo, levando à fusão da resina (a 44-50°C) que une as brácteas. Outras espécies dispersam as sementes somente após a desintegração dos cones no solo, tais como *P. albicaulis*, *P. cembra*, *P. pumila* e *P. sibirica* (USA, 1974).

Juntamente com o banco de sementes, a composição florística e abundância da chuva de sementes são consideradas indicadores do potencial de regeneração de áreas perturbadas (Garwood, 1989). Estudos sobre chuva de sementes de *Pinus* no Parque Florestal do Rio

Vermelho são importantes para verificação dos níveis de aporte de sementes nas áreas contaminadas e avaliação da capacidade invasora do gênero. A necessidade de restauração das restingas invadidas por *Pinus* acarreta a necessidade de avaliar o potencial de chuva de sementes de espécies nativas (associado com estudos de banco de sementes), principalmente quanto àquelas que não são formadoras de banco de sementes no solo.

Nesse sentido, o objetivo dessa pesquisa foi quantificar e qualificar a chuva de sementes em talhões de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* no Parque Florestal do Rio Vermelho considerando-se áreas de seu interior, bordadura e distantes da bordadura, definindo-se padrões sazonais de dispersão.

METODOLOGIA

Instalaram-se coletores permanentes de sementes (molduras de madeira com fundo de sombrite em forma de “U”) de 1 m², dispostos a 1 m de altura do solo (Figura 1).

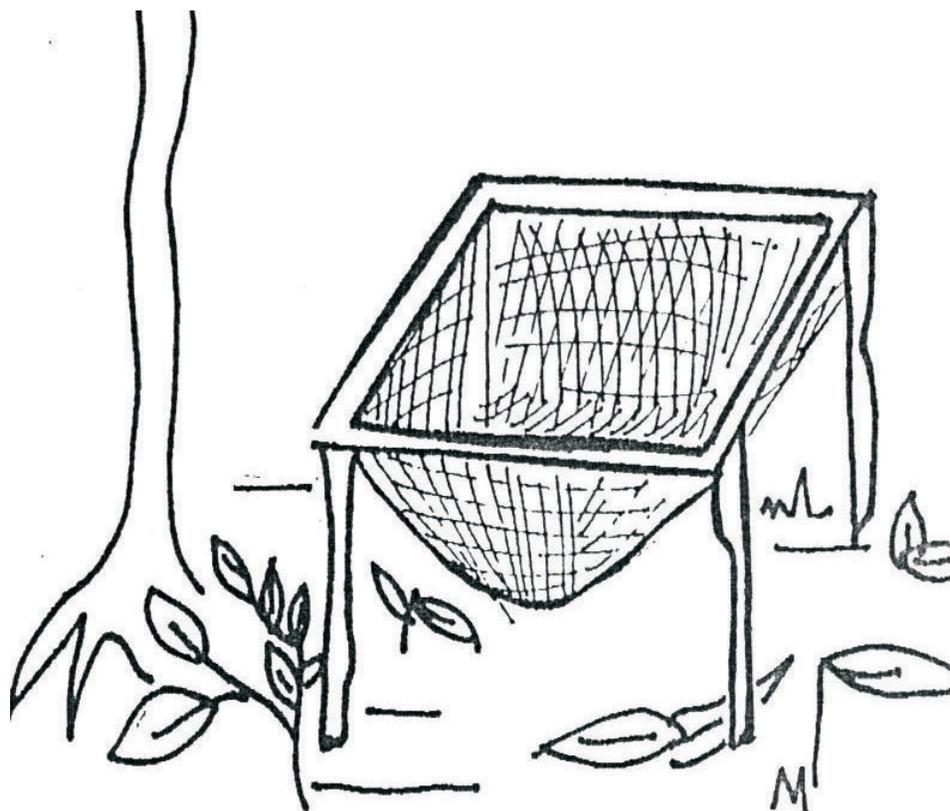


Figura 1. Coletores de sementes utilizados para captação da chuva de sementes do Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. [Extraído de Reis, Zambonin & Nakazono (1999)]

Os coletores foram locados em três blocos (três talhões adultos de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii*). Em cada bloco, instalaram-se três linhas de três coletores (total de 27 coletores instalados), onde cada linha constituiu um tratamento (T_{1-3}): T_1 - três coletores na área nuclear dos talhões; T_2 - três coletores na área de bordadura dos talhões (última entrelinha de plantio); T_3 - três coletores distantes da bordadura dos talhões, em áreas abertas, em ambiente higrófilo na beira da Lagoa da Conceição.

Estimou-se a idade dos talhões adultos estudados em 30 a 40 anos de idade (Berenhauser, 1973).

As sementes obtidas mensalmente nos coletores foram quantificadas e identificadas ou classificadas em morfo-espécies, avaliando-se a diversidade de espécies e sua respectiva densidade, presentes na chuva de sementes em cada mês ao longo de um ano. Os cones de *P. elliottii* var. *elliottii* que caíam nos coletores foram colocados em estufa para a extração e contagem de suas sementes.

O material vegetal mais fino e as sementes capturadas em cada mês foram diretamente triadas em laboratório para identificação. As sementes desconhecidas foram classificadas em morfo-espécies.

Todo o material vegetal fino e sementes diretamente identificadas foram colocados em bandejas com substrato arenoso esterilizado (100°C) para auxiliar sua identificação indireta,

através da emergência mensal de plântulas, também identificadas ou classificadas em morfo-espécies, em casa de vegetação.

Através do número de sementes de *P. elliottii* var. *elliottii* e de espécies nativas capturadas durante cada mês, foi determinado o padrão sazonal de dispersão de sementes.

As sementes diretamente identificadas em laboratório e as plântulas indiretamente identificadas em casa de vegetação, ao longo do ano, foram quantificadas anteriormente e posteriormente (através da contagem de plântulas emergentes) a sua colocação para germinar em casa de vegetação. O número de sementes de *Cortaderia selloana*, *Ficus organensis* e *Vernonia scorpioides* foi estimado devido ao tamanho reduzido das sementes. As sementes capturadas de *Eucalyptus* sp. não foram contadas.

A similaridade de espécies entre os tratamentos T_{1-3} foi verificada reunindo as espécies comuns e exclusivas aos mesmos. Calculou-se o índice qualitativo de similaridade de Jaccard: $S_{\text{Jaccard}} = a / (a + b + c)$, onde: a = número de espécies comuns às áreas a e b; b = número de espécies que só ocorrem na área a; c = número de espécies que só ocorrem na área b (Ludwig & Reynolds, 1988).

O experimento foi encerrado cinco meses após a coleta e, provavelmente, haveria maior número de plântulas emergentes após este período, especialmente de *P. elliottii* var. *elliottii*.

RESULTADOS

As sementes da chuva indiretamente identificadas em casa de vegetação, através da emergência de plântulas, ao longo do ano, estão apresentadas na Tabela 1, onde comparecem 37 espécies nativas, além de *P. elliottii* var. *elliottii* e *Eucalyptus* sp.

Registrou-se emergência de plântulas em todas as coletas mensais, denotando que a chuva de sementes ocorre em todos os meses do ano. As

plântulas emergentes de *P. elliottii* var. *elliottii* ocorreram com grande expressividade durante todos os meses, atingindo 2.039.631 plântulas emergentes/ha/ano, e, pico em abril, com 1.011.481 plântulas emergentes/ha, só neste mês (Tabela 1).

Quanto às espécies nativas, aquela que mais se destacou pela quantidade de plântulas emergentes foi *Ficus organensis* com 128.519 plântulas emergentes/ha/ano, e, apresentando, assim

¹ CARPANEZZI, A., A. 2002. EMBRAPA-Florestas. Paraná.

como *P. elliotii* var. *elliottii*, um pico no mês de abril, com 95.926 plântulas emergentes/ha, só neste mês.

Outras espécies nativas que se destacaram pela quantidade de plântulas emergentes/ha/ano, oriundas da chuva, foram: *Cecropia glaziovii* (43.703/ha/ano), *Clusia criuva* (30.001/ha/ano), *Miconia ligustroides* (21.110/ha/ano) e *Gomidesia palustris* (17.037/ha/ano).

As espécies nativas se destacaram na chuva de sementes pela frequência de emergência de plântulas ao longo dos meses foram: *Myrsine coriacea* com plântulas emergentes durante 6 meses, seguida de outras espécies que registraram plântulas emergentes ao longo de 4 meses, tais como *Alchornea triplinervia*, *Cecropia glaziovii*, *Clusia criuva* e *Ocotea pulchella* (Tabela 1).

Tabela 1. Número de plântulas emergentes (indiretamente identificadas em casa de vegetação) provenientes da chuva de sementes capturadas em 27 coletores de 1 m², instalados no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC.

ESPÉCIE	MÊS - PLÂNTULAS EMERGENTES/HA													TOTAL
	AGO 2001	SET 2001	OUT 2001	NOV 2001	DEZ 2001	JAN 2002	FEV 2002	MAR 2002	ABR 2002	MAI 2002	JUN 2002	JUL 2002		
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) M. Arg. var. <i>juneirensis</i> (Casar.) M. Arg.	0	0	0	0	1481	5185	370	370	0	0	0	0	7406	
<i>Campanesia littoralis</i> Legr.	0	0	0	0	0	741	0	0	0	0	0	0	741	
<i>Cecropia glaziovii</i> Snehl.	0	0	0	0	370	0	0	37407	0	5556	0	370	43703	
<i>Clusia criuva</i> Cambess. subsp. <i>parviflora</i> Humb. & Bonpl. Ex Willd.	0	0	0	0	741	17778	5556	5926	0	0	0	0	30001	
<i>Coccyzopsis</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	370	0	0	370	
Compositae sp1	370	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	370	
Compositae sp2 (Tribo Inuli)	741	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	741	
<i>Cortaderia selloana</i> (Schult. & Graebn.	0	0	0	0	0	370	1481	0	0	0	0	0	1851	
<i>Cyperus</i> sp1	0	0	0	1111	370	0	2963	0	0	0	0	0	4444	
<i>Desmodium</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1111	0	0	0	0	0	1111	
<i>Eucalyptus</i> sp.	0	0	0	2963	7407	1852	8519	370	0	741	0	2222	24074	
<i>Eugenia umbelliflora</i> Berg.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	370	370	740	
<i>Eupatorium casarettoi</i> (Rob.) Steyerm	0	0	0	370	370	0	0	0	0	0	0	0	740	
<i>Eupatorium</i> sp.	0	0	0	0	0	0	370	0	0	0	0	0	370	
Euphorbiaceae	0	0	0	0	0	0	370	0	0	0	0	0	370	
<i>Ficus organensis</i> Mítq.	0	0	0	1111	0	0	1852	19630	95926	10000	0	0	128519	
Gesneriaceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	370	370	
<i>Gomidesia palustris</i> (DC.) Kausel	0	0	0	741	0	0	0	16296	0	0	0	0	17037	
Gramineae sp1	0	0	0	0	370	0	0	0	370	0	0	0	740	
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2963	0	0	2963	
<i>Ilex theezans</i> Mart.	0	0	0	0	0	370	0	0	0	0	0	0	370	
Indeterminada 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	741	0	370	1111	
<i>Leandra</i> sp.	0	0	0	0	7407	0	0	0	0	0	370	0	7777	
Melastomataceae	0	0	370	0	0	2593	0	0	0	0	0	0	2963	
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.)	0	0	370	0	0	8889	11481	370	0	0	0	0	21110	
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	370	740	
<i>Myrsine cf. venosa</i>	0	0	0	0	0	0	370	370	0	0	0	0	740	
Myrsine coriacea(Sw.) R. Br. Ex Roem & Schlecht	0	0	2593	370	370	0	370	1481	0	370	0	0	5554	
<i>Ocotea pulchella</i> Mart.	0	0	0	741	741	0	370	0	0	0	0	370	2222	
<i>Panicum</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	370	0	0	370	
<i>Pinus elliotii</i> Engelm. var. <i>elliottii</i>	6296	9630	21852	2593	8519	6667	3704	74074	1011481	680741	128889	85185	2039631	
<i>Rudgea</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	370	0	0	0	370	
<i>Schinus terebinthifolius</i> Rad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	741	0	741	
<i>Scleria</i> sp.	0	0	0	0	0	370	0	0	0	0	0	0	370	
<i>Solanum mauritanium</i> Scop.	0	0	0	0	370	0	0	0	0	0	0	0	370	
<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hil.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	370	0	0	370	
<i>Solidago chilensis</i> Meyen	741	370	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1111	
<i>Tennadenia stellaris</i> (Lindl.) Miers	0	0	0	0	370	0	0	0	0	0	0	0	370	
<i>Xyris</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	370	370	
TOTAL DE ESPÉCIES NATIVAS:	1852	370	3333	7407	20370	37407	34074	84074	96667	21481	1481	4815	313331	
TOTAL = 37 espécies nativas														

A Tabela 2 caracteriza a chuva de sementes, segundo os diferentes ambientes em que os coletores foram instalados, de 32 espécies nativas (além de *P. elliotii* var. *elliottii*) que foram diretamente identificadas em laboratório, anteriormente à sua colocação para germinação.

Ao longo de todo o ano, registrou-se sementes diretamente identificadas em laboratório, confirmando que a chuva de sementes ocorre em todos os meses do ano. No período de 1 ano foram capturadas e identificadas 12.467 sementes, incluindo 4.284 sementes de espécies nativas e 8.153 sementes de *P. elliotii* var. *elliottii*.

Ocorreram na chuva expressivas quantidades de sementes de *P. elliotii* var. *elliottii* durante todos os meses, atingindo 3.030.740 sementes/ha/ano, e com pico em abril de 1.448.149 sementes/ha (Tabela 2).

A gramínea *Cortaderia selloana* se destacou na chuva pela quantidade de sementes capturadas e diretamente identificadas em laboratório, registrando uma frequência em 7 meses, com 722.593 sementes/ha/ano, sendo quase a totalidade captada no mês de março, com um pico de 545.185 sementes capturadas/ha. Em seguida destacaram-se pela quantidade de

sementes capturadas e diretamente identificadas em laboratório: *Clusia criuva* (212.963/ha/ano), *Cecropia glaziovii* (169.259/ha/ano), *Ficus organensis* (136.296/ha/ano) e *Vernonia scorpioides* (88.889/ha/ano) (Tabela 2).

A espécie nativa com maior frequência de sementes diretamente identificadas em laboratório foi *Ocotea pulchella* que registrou chuva em 10

meses ao longo do ano, com pico em dezembro (Tabela 9). Em seguida se destacaram pela frequência na chuva de sementes diretamente identificadas em laboratório: *Alchornea triplinervia* (presente em 6 meses), *Myrsine coriacea* (presente em 6 meses), *Clusia criuva* (presente em 4 meses) e *Cyperus* sp1 (presente em 4 meses) (Tabela 2).

Tabela 2. Sementes identificadas diretamente em laboratório, anteriormente à sua colocação para germinação em bandejas, capturadas nos 27 coletores de 1 m², instalados no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis-SC. Onde, Tratamento T1: núcleo de talhões de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii*; Tratamento T2: bordadura de talhões de *P. elliottii* var. *elliottii*; Tratamento T3: áreas abertas distantes 30 m dos talhões.

ESPÉCIE	MÊS – nº sementes capturadas/ha																																				TOTAL/ha			
	AGO 2001			SET 2001			OUT 2001			NOV 2001			DEZ 2001			JAN 2002			FEV 2002			MAR 2002			ABR 2002			MAI 2002			JUN 2002			JUL 2002						
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3				
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) M. Arg. Var. <i>janeirensis</i> (Casar.) M. Arg.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1111	0	0	6667	0	0	5926	5556	1481	370	370	370	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21852
<i>Cecropia glaziovii</i> Snehl.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	133704	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	169259
<i>Clusia criuva</i> Cambess. Subsp. <i>parviflora</i> Humb. & Bonpl. Ex Willd.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22222	2963	0	0	0	0	26667	0	0	0	0	0	152222	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	212963
Compositae sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	370	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1852
Compositae sp2 (Tribo Inuli)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	28518
<i>Cortaderia selloana</i> (Schult.) Asch. & Graebn.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29630	0	0	124444	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	722593
<i>Cyperus</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	41111
<i>Dodonaea viscosa</i> (L.) Jacq.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10741
<i>Eugenia umbelliflora</i> Berg.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3333
<i>Ficus organensis</i> Miq.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	136296
ESPÉCIE	MÊS – nº sementes capturadas/ha																																				TOTAL/ha			
	AGO 2001			SET 2001			OUT 2001			NOV 2001			DEZ 2001			JAN 2002			FEV 2002			MAR 2002			ABR 2002			MAI 2002			JUN 2002			JUL 2002						
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3		T1	T2	T3
<i>Gomidesia palustris</i> (DC.) Kausel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14444	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14815
Indeterminada 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	370
Indeterminada 3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	370
Indeterminada 4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	370
Indeterminada 5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1852
Indeterminada 6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	370
Indeterminada 7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	370

Tabela 3. Espécies presentes na chuva de sementes em 27 coletores de 1 m² instalados no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis-SC. Sementes diretamente identificadas em laboratório e em casa de vegetação, através de plântulas emergentes; formas de vida e síndromes de polinização e dispersão.

ESPECIE	HÁBITO	SÍNDROME DE POLINIZAÇÃO	SÍNDROME DE DISPERSÃO	Sementes diretamente identificadas por ha/ano	Plântulas emergentes por ha/ano
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) M. Arg. Var. <i>janeirensis</i> (Casar.) M. Arg.	Arbóreo	Anemofilia	Zoocoria	21852	7406
<i>Campomanesia littoralis</i> Legr.	Arbóreo	Zoofilia	Zoocoria	0	741
<i>Cecropia glaziovii</i> Snehl.	Arbóreo	Anemofilia	Zoocoria	169259	43703
<i>Clusia criuva</i> Cambess. Subsp. <i>parviflora</i> Humb. & Bonpl. Ex Willd.	Arbóreo	Zoofilia	Zoocoria	212963	30001
<i>Coccocypselum</i> sp1	Herbáceo	Zoofilia	Zoocoria	0	370
Compositae sp1	Herbáceo	Zoofilia	Anemocoria	1852	370
Compositae sp. 2 (Tribo Inuli)	Herbáceo	Zoofilia	Anemocoria	28518	741
<i>Cortaderia selloana</i> (Schult.) Asch. & Graebn.	Herbáceo	Anemofilia	Anemocoria	722593	1851
<i>Cyperus</i> sp1	Herbáceo	Anemofilia	Anemocoria	41111	4444
<i>Desmodium</i> sp.	Herbáceo	Zoofilia	Epizoocoria	0	1111
<i>Dodonaea viscosa</i> (L.) Jacq.	Arbustivo	Zoofilia	Anemocoria	10741	0
<i>Eucalyptus</i> sp.	Arbóreo	Zoofilia	Anemocoria	0	24074
<i>Eugenia umbelliflora</i> Berg.	Arbóreo	Zoofilia	Zoocoria	3333	740
<i>Eupatorium casarettoi</i> (Rob.) Steyerm	Arbustivo	Zoofilia	Anemocoria	0	740
<i>Eupatorium</i> sp.	Arbustivo	Zoofilia	Anemocoria	0	370
Euphorbiaceae sp1	Arbustivo	Zoofilia	?	0	370
<i>Ficus organensis</i> Miq.	Arbóreo	Zoofilia	Zoocoria	136296	128519
Gesneriaceae sp1	Herbáceo	Zoofilia	Anemocoria	0	370
<i>Gomidesia palustris</i> (DC.) Kausel	Arbóreo	Zoofilia	Zoocoria	14815	17037
Gramineae sp1	Herbáceo	Anemofilia	Anemocoria	0	741
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Arbóreo	Zoofilia	Zoocoria	0	2963
<i>Ilex theezans</i> Mart.	Arbóreo		Zoocoria	0	370
Indeterminada 1	-	-	-	0	1111
Indeterminada 2	-	-	-	370	0
Indeterminada 3	-	-	-	370	0
Indeterminada 4	-	-	-	370	0
Indeterminada 5	-	-	-	1852	0
Indeterminada 6	-	-	-	370	0
Indeterminada 7	-	-	-	370	0
Indeterminada 8	-	-	-	370	0
<i>Leandra</i> sp.	Arbustivo	Zoofilia	Zoocoria	0	7777
Melastomataceae sp1	?	Zoofilia	?	0	2963
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.)	Arbóreo	Zoofilia	Zoocoria	20371	21110
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	Arbóreo	Zoofilia	Anemocoria	741	370
<i>Mucuna urens</i> (L.) DC.	Lianoso	Zoofilia	Autocoria	741	0
<i>Myrsine</i> cf. <i>venosa</i>	Arbóreo	Anemofilia	Zoocoria	4074	740
<i>Myrsine coriaceae</i> (Sw.) R. Br. Ex Roem & Schlecht	Arbóreo	Anemofilia	Zoocoria	12222	5554
Myrtaceae sp1	Arbóreo	Zoofilia	Zoocoria	2963	0
<i>Ocotea pulchella</i> Mart.	Arbóreo	Zoofilia	Zoocoria	16295	2222
<i>Panicum</i> sp.	Herbáceo	Anemofilia	Anemocoria	0	370
<i>Pinus elliotii</i> var. <i>elliotii</i>	Arbóreo	Anemofilia	Anemocoria	3030740	2039631
<i>Piper</i> sp.	Arbustivo	Anemofilia	Zoocoria	70741	0
<i>Psidium cattleyanum</i> Sab.	Arbóreo	Zoofilia	Zoocoria	741	0
Rubiaceae sp1	Herbáceo	Zoofilia	?	370	0
<i>Rudgea</i> sp.	Arbóreo	Zoofilia	?	0	370
<i>Schinus terebinthifolius</i> Rad.	Arbóreo	Zoofilia	Zoocoria	741	741
<i>Scleria</i> sp.	Herbáceo	Anemofilia	Anemocoria	0	370
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Arbóreo	Zoofilia	Zoocoria	0	370

Os totais de sementes que foram capturadas ao longo do ano, anteriormente (diretamente identificadas em laboratório) e posteriormente à sua colocação para germinação (plântulas emergentes, indiretamente identificadas em casa de vegetação), estão apresentados na Tabela 3, onde também são descritas as formas de vida e síndromes de polinização e dispersão das espécies ocorrentes na chuva de sementes.

A Tabela 3 indica que 22 espécies não foram identificadas diretamente em laboratório, mas o foram, posteriormente, em casa de vegetação, através da emergência de plântulas. Adicionalmente, 15 espécies só foram identificadas diretamente em laboratório, não sendo registrada emergência de suas plântulas em casa de vegetação. Finalmente, 17 espécies foram registradas pelos

dois métodos de identificação.

A Tabela 3 evidencia que a riqueza de espécies encontrada na chuva de sementes, somando-se as sementes capturadas e plântulas emergentes, foi de 52 espécies nativas, e duas espécies exóticas, *Eucalyptus* sp. e *P. elliottii* var. *elliottii*. Este apresentou uma chuva de sementes diretamente identificadas (3.030.740/ha/ano) mais de quatro vezes maior do que a segunda espécie nativa mais dispersada, *Cortaderia selloana* (722.593/ha/ano).

Na chuva de sementes nativas há 14 espécies herbáceas, 6 arbustivas e 23 arbóreas e 2 lianosas. Adicionalmente, encontraram-se 10 espécies anemofílicas e 35 zoofílicas. Também foram registradas 18 anemocóricas, 22 zoocóricas e 1 autocórica (Tabela 3).

A Figura 1 apresenta o padrão sazonal da chuva de sementes de *P. elliottii* var. *elliottii* ao longo de 1 ano, caracterizando que o padrão sazonal de dispersão de suas sementes no Parque Florestal do Rio Vermelho é do tipo contínuo (ao longo de todo o ano) e explosivo, com um grande pico concentrado no mês de abril, com 1.448.149 sementes diretamente identificadas/ha, e, 1.011.481 plântulas emergentes/ha.

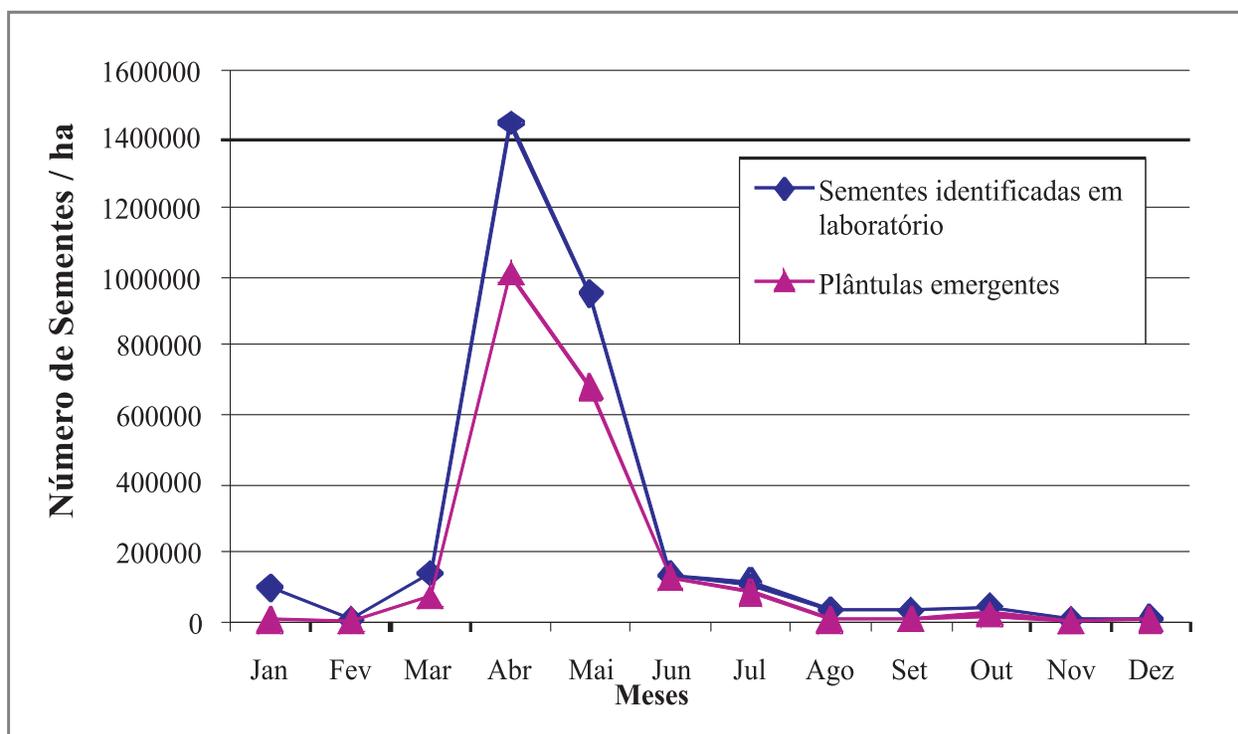


Figura 1. Padrão sazonal de dispersão de sementes diretamente identificadas em laboratório e plântulas emergentes de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii*, no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis-SC.

A riqueza de espécies presentes na chuva de sementes ao longo do ano é apresentada na Figura 2, mostrando uma maior riqueza de espécies

presente na chuva de sementes na estação do verão, e menor no inverno. Porém há chuva de sementes de espécies nativas durante todos os meses do ano.

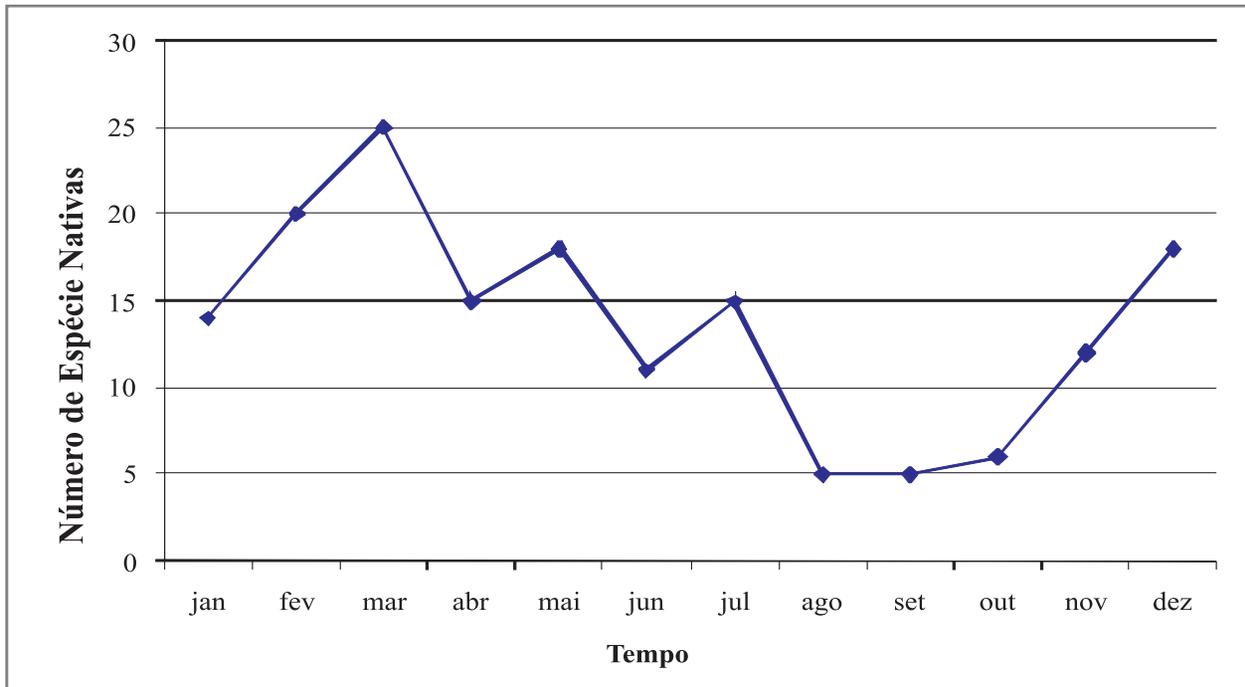


Figura 2. Riqueza de espécies nativas, presentes na chuva de sementes diretamente identificadas em laboratório e plântulas emergentes ao longo do ano no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis-SC.

Os números de sementes de *P. elliottii* var. *elliottii* e espécies nativas na chuva ao longo do ano, diretamente identificadas em laboratório,

oriundas dos diferentes ambientes em que os coletores permanentes foram instalados, estão apresentados nas Tabelas 4 e 5, respectivamente.

Tabela 4. Número de sementes por hectare de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* diretamente identificadas em laboratório por mês no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis-SC, em 27 coletores em diferentes ambientes: núcleo de talhões de *P. elliottii* var. *elliottii*; bordadura de talhões de *P. elliottii* var. *elliottii* e distantes aproximadamente 30 m dos talhões em áreas abertas.

MESES	Núcleo de talhões	Bordadura de talhões	Distante 30 m de talhões (áreas abertas)	TOTAL
Janeiro	100.000	1.852	0	101.852
Fevereiro	4.074	3.333	0	7.407
Março	81.852	48.148	11.481	141.481
Abril	873.704	549.630	24.815	1.448.148
Mai	620.000	319.630	14.444	954.074
Junho	55.185	80.741	741	136.667
Julho	43.704	69.259	741	113.704
Agosto	18.519	14.444	0	32.963
Setembro	14.815	14.444	0	29.259
Outubro	35.926	10.000	0	45.926
Novembro	4.074	2.593	370	7.037
Dezembro	4.444	7.778	0	12.222
TOTAL	1.856.296	1.121.852	52.593	3.030.740

Houve maior quantidade de sementes de *P. elliottii* var. *elliottii* no núcleo do talhão do que na borda, provavelmente devido à captação de sementes dispersas em toda a área circular dos raios dos coletores, sendo que na bordadura (última entrelinha de plantio) há a metade de superfície de área sendo captada. Na área distante, a menor captação de sementes é evidente. Assim, há um nítido decréscimo da quantidade de sementes

dispersadas dos núcleos do talhão, seguidos pelas bordas, até chegar a 30 m de distância dos mesmos. Quanto à chuva de sementes de espécies nativas (Tabela 5), ocorreu uma maior chuva de sementes nas áreas abertas distantes dos talhões (51.111 sementes/ha), ao contrário da chuva de *P. elliottii* var. *elliottii* que, neste ambiente, apresentou a menor quantidade de sementes na chuva (52.593 sementes/ha) (Tabela 4).

Tabela 5. Número mensal de sementes por hectare de espécies nativas capturadas na chuva de sementes, e, diretamente identificadas em laboratório. Sementes capturadas no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis-SC, em 9 coletores em cada um dos diferentes ambientes: núcleo de talhões de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii*; bordadura de talhões de *P. elliottii* var. *elliottii* e distantes aproximadamente 30 m dos talhões em áreas abertas.

MÊS	Núcleo de talhão	Bordadura de talhão	Distante 30 m de talhão (área aberta)
Agosto	1.111	0	1.111
Setembro	2.222	1.111	1.111
Outubro	2.222	0	1.111
Novembro	3.333	1.111	2.222
Dezembro	1.111	4.444	2.222
Janeiro	2.222	2.222	3.333
Fevereiro	4.444	4.444	2.222
Março	2.222	2.222	10.000
Abril	5.556	0	7.778
Maio	1.111	2.222	7.778
Junho	2.222	1.111	5.556
Julho	1.111	1.111	6.667
TOTAL	28.889	20.000	51.111

Na Tabela 6 são comparados os Índices de Similaridade encontrados entre os tratamentos T1, T2 e T3. Verifica-se muito baixa similaridade entre a chuva de sementes das áreas abertas

distantes dos talhões e o núcleo dos talhões de *P. elliottii* var. *elliottii*, e similaridades baixas entre T1 e T2, e, entre T2 e T3, que são ambientes contíguos.

Tabela 6. Índices de similaridade de Jaccard obtidos entre chuva de sementes, em diferentes ambientes, no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis-SC.

Comparação	Índice de Similaridade de Jaccard
T ₁ : área aberta distante dos talhões x T ₃ : núcleo de talhões de <i>Pinus elliottii</i> Engelm. var. <i>elliottii</i>	0,24
T ₁ : área aberta distante dos talhões x T ₂ : borda de talhões de <i>P. elliottii</i> var. <i>elliottii</i>	0,31
T ₂ : borda de talhão de <i>P. elliottii</i> x T ₃ : núcleo de talhões de <i>P. elliottii</i> var. <i>elliottii</i>	0,32

Entre as espécies da chuva de sementes encontradas exclusivamente no núcleo de talhões, incluem-se 4 indeterminadas e *Psidium cattleyanum*, que é arbórea e zoocórica. As espécies encontradas exclusivamente no solo coletado em bordadura de talhões são 2 anemocóricas (*Dodonaea viscosa* - arbustiva e *Vernonia scorpioides* - herbácea), 1 autocórica (*Mucuna urens* - lianosa) e apenas uma zoocórica (*Vitex megapotamica* - arbórea).

Entre as espécies exclusivas às áreas abertas distantes dos talhões incluem-se 2 indeterminadas, 3 anemocóricas (as herbáceas

Cortaderia selloana e *Cyperus* sp1 e a arbórea *Mimosa bimucronata*) e 6 zoocóricas (as arbóreas *Ficus organensis*, *Gomidesia palustris* e *Myrsine* cf. *venosa*, a arbustiva *Piper* sp. e a herbácea Rubiaceae sp1). Interpreta-se que na chuva de sementes deste ambiente ocorreram hábitos típicos de todas as fases da sucessão da restinga, sendo a maioria arbórea e zoocórica.

Na Tabela 7 são apresentados dados ecológicos das espécies, destacando a riqueza e densidade de espécies, assim como as síndromes de polinização e dispersão e as formas de vida, na chuva de sementes.

Tabela 7. Valores totais de densidade, riqueza específica, síndromes de polinização/dispersão e hábito da chuva sementes de espécies nativas encontrada no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis-SC. Sementes diretamente identificadas em laboratório.

Área	Nº de espécies	Síndromes de polinização		Síndromes de dispersão			Formas de vida				Densidade (nº de indivíduos/ha)
		Nº de espécies zoofílicas	Nº de espécies anemofílicas	Nº de espécies zoocóricas	Nº de espécies anemocóricas	Nº de espécies autocóricas	Nº de espécies herbáceas	Nº de espécies arbustivas	Nº de espécies arbóreas	Nº de espécies lianosas	
Núcleo de talhões	7	5	2	7	0	0	0	0	7	0	28.889
Borda de talhões	12	9	3	7	4	1	3	1	7	1	20.000
Distante de talhões	17	13	5	12	5	0	5	1	11	0	51.111

Nas áreas distantes de talhões, em relação aos outros ambientes, há predominância de espécies arbóreas, herbáceas, zoocóricas e anemocóricas, assim como a densidade de sementes capturadas.

A maior quantidade de espécies anemocóricas (síndrome associada com o hábito herbáceo) nas áreas abertas, distantes dos talhões, do que no núcleo e na borda, provavelmente ocorreu porque as áreas abertas apresentam maior

probabilidade de captura de sementes, já que não há barreiras para o vento. Quanto à predominância de espécies zoocóricas em relação às anemocóricas nas áreas distantes dos talhões, sugere-se que na borda e núcleo de talhões há menor presença de fauna.

A Tabela 8 apresenta as espécies que apresentaram chuva de sementes no núcleo dos talhões de *P. elliottii* var. *elliottii*.

Tabela 8. Número de sementes diretamente identificada em laboratório, oriundas de 9 coletores de 1m² no núcleo de talhões de *P. elliottii* Engelm. var. *elliottii* no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis-SC.

ESPECIE	SÍNDROME DE DISPERSÃO	MÊS												TOTAL
		Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) M. Arg. var. <i>janeirensis</i> (Casar.) M. Arg.	Zoocoria	-	1	-	3	18	16	4	1	-	-	-	-	43
<i>Eugenia umbelliflora</i> Berg.	Zoocoria	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
Indeterminada 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
Indeterminada 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
Indeterminada 5	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Indeterminada 6	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.)	Zoocoria	-	-	-	-	-	-	14	-	-	-	-	-	14
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. Ex Roem & Schlecht	Zoocoria	-	-	17	-	-	-	5	-	1	4	3	-	30
<i>Ocotea pulchella</i> Mart.	Zoocoria	3	1	4	1	-	2	-	1	-	-	1	-	13
<i>Psidium cattleyanum</i> Sab.	Zoocoria	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	2
<i>Schinus terebinthifolius</i> Rad.	Zoocoria	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
TOTAIS = 11 espécies		3	2	21	5	18	18	24	2	6	4	4	1	108

Entre espécies e morfo-espécies, apenas 11 foram registradas na chuva de sementes no núcleo dos talhões. Apenas 7 espécies, identificadas (com exceção das indeterminadas) com chuva de sementes no núcleo dos talhões, são zoocóricas, denotando a presença da pouca fauna presente dentro dos talhões (Tabela 7).

Entre as 24 espécies nativas identificadas (excluindo-se as morfo-espécies) que apresentaram chuva de sementes na bordadura ou distante dos talhões (Tabela 9), 17 delas não apresentaram chuva no núcleo dos talhões, sugerindo que elas foram prejudicadas pelo sombreamento de *P. elliotii* var. *elliottii*.

Das espécies que apresentaram chuva de sementes na bordadura ou distante dos talhões e não foram registradas na chuva no núcleo dos

talhões, 8 são zoocóricas (*Cecropia glaziouii*, *Clusia criuva*, *Ficus organensis*, *Gomidesia palustris*, *Myrsine* cf. *venosa*, Myrtaceae sp1, *Piper* sp. e *Vitex megapotamica*), denotando a ausência de fluxo gênico das mesmas dentro dos talhões, 8 são anemocóricas (Compositae sp1, Compositae sp2 -Tribo Inuli, *Cortaderia selloana*, *Cyperus* sp1, *Dodonaea viscosa*, *Mimosa bimucronata*, Rubiaceae sp1 e *Vernonia scorpioides*) e 1 autocórica (*Mucuna urens*).

Avaliou-se a similaridade florística entre as espécies componentes do banco e da chuva de sementes de talhões de *P. elliotii* var. *elliottii* e de restingas do Parque Florestal do Rio Vermelho (Tabela 9). A Tabela 9 advoga que há baixa similaridade entre as espécies nativas ocorrentes no banco e na chuva de sementes.

Tabela 9. Similaridade florística de espécies nativas entre chuva (sementes diretamente identificadas em laboratório e plântulas emergentes) e banco de sementes, coletados sob talhões de *Pinus elliotii* Engelm. var. *elliottii* e em restingas do Parque Florestal do Rio Vermelho.

Espécies só ocorrentes na chuva de sementes	Espécies só ocorrentes no banco de sementes	Espécies comuns à chuva de sementes e ao banco de sementes
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) M. Arg. var. <i>janeirensis</i> (Casar.) M. Arg.	Amaranthaceae sp1	<i>Cecropia glaziouii</i> Snethl.
<i>Campomanesia littoralis</i> Legr.	<i>Brachiaria</i> sp.	<i>Coccocypselum</i> sp1
<i>Clusia criuva</i> Cambess. subsp. <i>parviflora</i> Humb. & Bonpl. Ex Willd.	<i>Baccharis</i> sp1	Compositae sp1
<i>Cortaderia selloana</i> (Schult.) Asch. & Graebn.	<i>Baccharis</i> sp2	Compositae sp2
<i>Eugenia umbelliflora</i> Berg.	<i>Tibouchina urvilleana</i> (DC.) Cogn.	<i>Cyperus</i> sp1
<i>Eupatorium</i> sp.	<i>Chenopodium ambrosioides</i> L.	<i>Desmodium</i> sp.
Euphorbiaceae sp1	<i>Coccocypselum</i> sp2	<i>Dodonaea viscosa</i> (L.) Jacq.
Gesneriaceae sp1	<i>Commelina</i> sp.	<i>Eupatorium casarettoi</i> (Rob.) Steyerm
<i>Gomidesia palustris</i> (DC.) Kausel	<i>Cyperus</i> sp2	<i>Ficus</i> sp.
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	<i>Digitaria adscendens</i> (H. B. K.) Henrard	Gramineae sp1
<i>Ilex theezans</i> Mart.	<i>Diodia</i> sp.	<i>Miconia ligustroides</i> (DC.)
<i>Leandra</i> sp.	Labiatae sp1	Myrtaceae sp1
Melastomataceae sp1	Liliaceae sp1	<i>Ocotea pulchella</i> Mart.
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	<i>Paspalum</i> sp.	<i>Piper</i> sp.
<i>Mucuna urens</i> (L.) DC.	<i>Phyllanthus</i> sp.	<i>Xyris</i> sp.
<i>Myrsine</i> cf. <i>venosa</i>	<i>Phytolacca thyrsoiflora</i> Fenzl. ex Schimidt	
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. Ex Roem & Schlecht	<i>Solanum americanum</i> Mill.	
<i>Panicum</i> sp.	<i>Vigna</i> sp.	
<i>Psidium cattleianum</i> Sab.		
Rubiaceae sp1		
<i>Rudgea</i> sp.		
<i>Schinus terebinthifolius</i> Rad.		
<i>Scleria</i> sp.		
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.		
<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hil.		
<i>Solidago chilensis</i> Meyen		
<i>Temnadenia stellaris</i> (Lindl.) Miers		
<i>Vernonia scorpioides</i> (Less.) Pers.		
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Mold		
TOTAL = 29	TOTAL = 18	TOTAL = 15

Índice de Similaridade de Jaccard = 0,24

DISCUSSÃO

O registro de 52 espécies nativas de restinga na chuva de sementes descreve a dinâmica local e o potencial da área para seu processo de restauração.

Na chuva de espécies nativas, sobressai-se *Ficus organensis* (também presente no banco de sementes) por apresentar maior quantidade de plântulas emergentes, registradas em cinco meses e com pico em abril, o mês de maior emergência de plântulas de *P. elliotti*. var. *elliottii*. Tal fato sugere que *F. organensis* é uma espécie importante para o processo de restauração de restingas do Parque Florestal do Rio Vermelho, o que é enfatizado por sua concorrência na emergência de plântulas em abril com o *P. elliotti*. var. *elliottii* e por suas características de espécie promotora do processo de nucleação e irradiação de diversidade de restingas (Yarranton & Morrison, 1974), tais como hábito arbóreo, zoocoria e grande atração de fauna. Selecionando 4 árvores do gênero *Ficus*, Guevara & Laborde (1993) registraram a deposição de 8.268 sementes, de 107 espécies vegetais, no período de 6 meses. Estas quatro figueiras isoladas foram visitadas por 47 espécies de pássaros frugívoros e 26 não frugívoros durante o período. Estes achados justificaram o uso desta espécie na Unidade Demonstrativa de Restauração através do plantio de mudas.

Outras espécies nativas que se destacaram na quantidade de plântulas emergentes da chuva de sementes foram *Cecropia glaziouii*, *Clusia criuva*, *Miconia ligustroides* (também presentes no banco de sementes) e *Gomidesia palustris*. As espécies nativas que se sobressaíram na chuva, pela frequência de emergência de plântulas ao longo dos meses, foram: *Myrsine coriacea* (plântulas emergentes durante metade do ano), seguida de outras espécies como *Alchornea triplinervia*, *Cecropia glaziouii*, *Clusia criuva* e *Ocotea pulchella*.

Na chuva de sementes de espécies nativas identificadas diretamente em laboratório, destacaram-se pela quantidade de sementes:

Cortaderia selloana, *Clusia criuva*, *Cecropia glaziouii*, *Ficus organensis* e *Vernonia scorpioides*. Pela frequência ao longo do ano, prevaleceram *Ocotea pulchella* com chuva quase contínua (exceto em abril/maio), *Alchornea triplinervia* e *Myrsine coriacea*, presentes durante 1 semestre), *Clusia criuva* e *Cyperus* sp1.

Além de *Ficus organensis*, todas as outras espécies, que se destacaram ou pela quantidade ou pela frequência de chuva de sementes, são espécies arbóreas e zoocóricas, as quais promovem o processo de nucleação e irradiação de diversidade (Yarranton & Morrison, 1974). Elas são interessantes para o processo de restauração de restingas do Parque do Rio Vermelho e, justificam seu uso nas técnicas aplicadas de restauração, tais como o plantio de mudas e a semeadura direta no solo. São elas: *Alchornea triplinervia*, *Cecropia glaziouii* (também presente no banco de sementes; usada no plantio de mudas), *Clusia criuva* (usada na semeadura direta), *Miconia ligustroides* (também presente no banco de sementes; usada no plantio de mudas e na semeadura direta), *Myrsine coriacea* (plântulas emergentes durante metade do ano; usada na semeadura direta; outras espécies deste gênero foram usadas no plantio de mudas), e *Ocotea pulchella* (chuva quase contínua; presente no banco de sementes; usada no plantio de mudas). *Vernonia scorpioides* também se destacou na chuva de sementes e apesar de ser uma espécie herbácea e anemocórica, possui crescimento muito rápido e polinização zoofílica, atraindo rapidamente insetos para a área, sendo importante na aceleração da sucessão (usada na semeadura direta).

A gramínea *Cortaderia selloana* foi a que apresentou maior quantidade de sementes e a segunda mais frequente ao longo do ano. Porém, esta espécie assim como *Cyperus* sp.1, que se destacou pela frequência, só foram capturadas nos coletores instalados em área aberta na beira da Lagoa da Conceição. Neste ambiente, estas espécies dominam a vegetação, estando presentes

em alta densidade de moitas, formando a primeira faixa de vegetação a partir da Lagoa da Conceição, em ambiente higrófilo sujeito à inundação durante grande parte do ano.

Nas áreas de restinga houve maior quantidade de sementes capturadas, sugerindo que houve menor frutificação dentro dos talhões. Tal comportamento das populações de restinga provavelmente ocorre devido a este ecossistema ser originalmente aberto, sendo que, sobre o denso sombreamento de *P. elliotii* var. *elliottii*, os indivíduos desenvolvem-se apenas vegetativamente havendo pequena taxa de reprodução, acarretando a perda de fluxo gênico e diversidade genética das populações. Reis et al. (1996) sugerem que o recrutamento para a fase reprodutiva de *Euterpe edulis* possa estar associado à luminosidade do sítio. Wheelwright (1986) indica que há indivíduos de lauráceas que, devido às condições microclimáticas e edáficas, nunca atingirão a fase reprodutiva. As mudanças microclimáticas decorrentes do sombreamento por *Pinus* provavelmente estão prejudicando a fase reprodutiva das populações de restinga.

Por outro lado, foram observados muitos indivíduos de *Psychotria* sp. frutificando sob os talhões. Provavelmente, por ser um gênero tipicamente esciófito nas florestas tropicais, foi favorecido pelo sombreamento de *P. elliotii* var. *elliottii*.

Somando-se as espécies nativas presentes na chuva e no banco de sementes foi encontrada uma insatisfatória riqueza de espécies no Parque Florestal do Rio Vermelho, com apenas 47 espécies nativas.

Para *P. elliotii* var. *elliottii*, onde a temperatura é favorável, ocorre o desenvolvimento dos estróbilos, continuamente também ao longo do inverno (USA, 1974). Os povoamentos adultos de 30 a 40 anos de idade de *P. elliotii* var. *elliottii* do Parque Florestal do Rio Vermelho registraram produção contínua de sementes durante todos os meses, com pico de dispersão em abril. Apenas neste mês, captou-se quase a metade de todas as sementes dispersadas ao longo de todo o ano. São

dispersadas em torno de 3 milhões de sementes de *P. elliotii* var. *elliottii* por hectare ao ano. Sob os talhões no mês de maio, logo após o pico explosivo de chuva de sementes de *P. elliotii* var. *elliottii* em abril, observou-se em campo um “tapete” de plântulas de *P. elliotii* var. *elliottii*, provenientes da regeneração natural, sugerindo que logo após até um mês as sementes de *P. elliotii* var. *elliottii* germinam no campo.

Considerando-se que o espaçamento médio entre árvores em talhão estudado é de 3 x 4 m, e, que foram identificadas diretamente 3.030.740 sementes de *P. elliotii* var. *elliottii* /ha/ano, ou, indiretamente, 2.039.631 plântulas emergentes de *P. elliotii* var. *elliottii* /ha/ano estima-se que cada árvore adulta de *P. elliotii* var. *elliottii* dispersa, respectivamente, 3.337 sementes/ha/ano ou 2.448 plântulas emergentes/ha/ano. Para se ter uma idéia da capacidade invasora de *P. elliotii* var. *elliottii* relacionado ao grande número de sementes dispersadas, pode-se usar o número comparativo de um espaçamento de talhão adulto de *P. elliotii* var. *elliottii* estudado que foi de 3 x 4 m. Em tal situação de plantio, há apenas 833 árvores/ha. Assim, a capacidade invasora de *P. elliotii* var. *elliottii* é de que sua regeneração seja de 3 a 4 vezes mais densa do que a densidade de plantio (espaçamento 3 x 4 m) tradicional do Parque Florestal do Rio Vermelho.

No Brasil, a idade de produção de sementes para *P. elliotii* é de sete a oito anos, ou excepcionalmente, aos cinco anos (Carpanezzi¹, comunicação pessoal). Assim, o corte de *Pinus* deve ser priorizado para os indivíduos que já entraram na idade reprodutiva. Considera-se a chuva de sementes de espécies nativas (assim como o banco que possui uma outra composição de espécies, com baixa similaridade em relação à chuva) como essencial para a recomposição do banco de sementes do solo e para a introdução de espécies que germinam prontamente. Desta forma, a chuva de sementes é básica para a restauração de áreas perturbadas. A chuva de sementes no Parque Florestal do Rio Vermelho mostrou-se insatisfatória para a restauração nas áreas de núcleo

e borda de talhões. Recomenda-se que para a restauração da restinga, após o corte dos talhões de *Pinus* spp. do Parque do Rio Vermelho, se reintroduza espécies nativas nestes ambientes através

de chuva de sementes artificial obtida pela semeadura direta no solo e colocação de poleiros artificiais para a chegada de maior diversidade de espécies (Reis et al., 2003).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BERENHAUSER, H. 1973. Afforestation of coastal swamps and dunes at Rio Vermelho. **Floresta** 2, Ano IV. UFPR. Curitiba, p. 13-17.
- CUBINA, A. & AIDE, T. M. 2001. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. **Biotropica** 33 (2): 260-267.
- GARRIDO, M. A. O., RIBAS, C., ASSINI, J. & GURGEL GARRIDO, L. M. A. 1980. Áreas produtoras de sementes sob distintos espaçamentos. **Silvicultura em São Paulo**. Volume 13-14. São Paulo, p. 7-15.
- GARWOOD, N. C. 1989. Tropical soil seed banks: a review. In: LECK, M. A., PARKER, V. T. & SIMPSON, R. A. (Ed.). **Ecology of soil seed banks**. Academic Press. San Diego, p. 149-209.
- GUEVARA, S. & LABORDE, J. 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. **Vegetatio** 107/108: 319-338. Kluwer Academic Publishers. Bélgica
- HARPER, K. L. 1977. **Population biology of plants**. Academic Press. London, 892p.
- HOFGAARD, A. 1993. Seed rain quantity and quality, 1984-1992, in a high altitude old-growth spruce forest, northern Sweden. **New Phytologist** 125: 635-640.
- HOLL, K. D. 1999. Factors limiting rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica** 31: 229-242.
- JANKOVSKI, T. 1996. Estudo de alguns aspectos da regeneração natural induzida em povoamentos de *Pinus taeda* L. e *Pinus elliottii* Engelm. **Tese de Doutorado**. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 160p.
- JANZEN, D. H. 1970. Herbivores and the number of tree species in Tropical Forests. **Amer. Nat.** 104: 501-528.
- JEMISON, G. M. & KORSTIAN, C. F. 1944. Loblolly pine seed production and dispersal. **Journal of Forestry** 42: 734-741.
- LEDGARD, N. J. & LANGER, E. R. 1999. **Wilding prevention: guidelines for minimising the risk of unwanted wilding spread from new plantings of introduced conifers**. New Zealand Forest Research. Ministry for the Environment. New Zealand, 21p.
- LUDWIG, J. A. & REYNOLDS, J. F. 1988. **Statistical ecology: a primer on methods and computing**. Wiley-Interscience, EUA, p. 85-103.
- MARTINEZ-RAMOS, M. & SOTO-CASTRO, A. 1993. Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain Forest. **Vegetatio** 107/108: 299-318.
- MIROV, N. T. 1967. **The genus Pinus**. The Ronald Press Company. New York, 602p.
- MORELLATO, P. C. 1995. As estações do ano na floresta. In: LEITÃO FILHO, H. F. & MORELLATO, L. P. (Ed.). **Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana-reserva de Santa Genebra**. Editora da UNICAMP. Campinas, p. 37-41.
- PIJL, L. VAN D. 1972. **Principles of dispersal in Higher Plants**. Springs-Verlag. New York, 162p.
- POMEROY, K. B. & KORSTIAN, C. F. 1949. Further results on Loblolly pine seed production and dispersal. **Journal of Forestry** 47: 968-970.
- REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPINDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K.; SOUZA, L. L. 2003. Restoration of damaged land areas: using nucleation to improve successional processes. **The Brazilian Journal of Nature Conservation** 1: 85-92.
- REIS, A., ZAMBONIN, R. M. & NAKAZONO,

- E. M. 1999. Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. **Série Cadernos da Biosfera** 14. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Governo do Estado de São Paulo. São Paulo, 42p.
- RICHARDS, P. W. 1998. **The tropical rain forest: an ecological study**. Cambridge University Press. Cambridge, p. 115-116.
- RICHARDSON, D. M. & HIGGINS, S. I. 1998. Pines as invaders in the southern hemisphere. In: RICHARDSON, D. M. (Ed.). **Ecology and biogeography of *Pinus***. Cambridge University Press. Cambridge, p. 450-473.
- SEITZ, R. A. & CORVELLO, W. V. 1983. A regeneração natural de *Pinus elliottii* em área de campo. **Anais do Simpósio sobre Florestas Plantadas nos Neotrópicos como Fonte de Energia**. UNESCO. IUFRO. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, p. 48-51.
- USA - United States of América. 1974. **Seeds of woody plants in the United States**. U. S. Department of Agriculture. Forest Service. Washington, D. C., p. 598-638.
- WHEELRIGHT, N. T. 1986. A seven-year study of individual variation in fruit production in tropical bird-dispersed tree species in the family Lauraceae. In: ESTRADA, A. & FLEMING, T. H. (Ed.). **Frugivores and seed dispersal**. DR. W. Junk Publishers. Dordrecht/Boston/Lancaster, p. 212-37.
- YOUNG, K. R., EWEL, J. J. & BROWN, B. J. 1987. Seed dynamics during Forest succession in Costa Rica. **Vegetatio** 71: 157-173.
- YARRANTON, G. A. & MORRISON, R. G. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **Journal of Ecology** 62 (2): 417-428.

UNIDADE DEMONSTRATIVA DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE RESTINGA ARBÓREA CONTAMINADA POR *PINUS* NO PARQUE FLORESTAL DO RIO VERMELHO

Fernando Campanhã Bechara

Eng. Florestal, Prof. Dr. do Laboratório de Ecologia e Botânica
Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR

bechara@utfpr.edu.br

Ademir Reis

Biólogo, Prof. Dr. do Depto. Botânica
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

areis@ccb.ufsc.br

RESUMO

Os impactos ambientais oriundos do processo de invasão biológica por *Pinus* na restinga do Parque Florestal do Rio Vermelho-SC são alarmantes. O banco local de sementes de espécies nativas encontra-se deficiente. A chuva de sementes de *Pinus elliottii* é constante na área, chegando a mais de 3 milhões de sementes dispersadas por hectare ao ano, com 90% de emergência de plântulas. Assim, após a restauração haverá um intenso processo de re-infestação por *Pinus*. Montou-se uma Unidade demonstrativa de restauração ecológica de restinga, cortando-se o *Pinus* em um quadrado de 100 m x 100 m, onde foram implantados dois carreadores secundários em forma de cruz, dividindo-se a área em quatro parcelas iguais de 50 x 50 m. No levantamento pré-colheita de mínimo impacto, foram identificadas 19 espécies arbóreas nativas de restinga, totalizando 13 m²/ha de área basal. Foram usadas diferentes técnicas de restauração ecológica através da nucleação: plantio de mudas e semeadura direta no solo de 39 espécies nativas de restinga, implantação de poleiros artificiais dos tipos “torres de cipó”, anelamento de *Pinus* e “cabo aéreo”, implantação de cobertura de gramíneas anuais, transposição de solo e enleiramento de galharia. A vegetação de restinga, com a entrada de luminosidade após o corte de *Pinus*, desenvolveu-se com maior vigor. Devido ao florescimento e a frutificação observada, sugere-se que esteja ocorrendo atração de polinizadores e dispersores de sementes, restituindo-se o fluxo gênico das populações. A unidade demonstrativa constituiu-se na primeira área experimental de nucleação, além de compor uma área piloto que pode orientar a substituição dos 500 ha plantados e 250 ha invadidos por *Pinus* no Parque Florestal do Rio Vermelho e constituir um importante instrumento de educação ambiental.

Palavras-chave: Restauração Ecológica, Nucleação, Sucessão Natural.

ABSTRACT

DEMONSTRATIVE UNIT OF ECOLOGICAL RESTORATION ON AN ARBOREAL RESTINGA CONTAMINATED BY *PINUS*

The environmental impacts originated from the process of biological invasion by *Pinus* on the restinga of Rio Vermelho Forest Park are alarming. The native species local seed bank is deficient. The *Pinus elliottii* seed rain is constant within the area, reaching more than 3 million dispersed seeds per hectare per year, with 90% of success on seedlings emergency. Thus, after the restoration there will be an intense process of *Pinus* re-infestation. We set a Demonstrative Unit of restinga ecological restoration, harvesting the pine in a 100 x 100 m square, where we made two secondary carriers in cross shape, dividing the area into four equal plots of 50 x 50 m. On the minimum impact pre-harvest survey, we identified 19 arboreal restinga's native species, in a total basal area of 13 m²/he. We used different ecological restoration techniques based on nucleation: the planting of seedlings and direct soil seed of 39 restinga's native species, deployment of artificial perches of “liana tower” type, ringing of *Pinus* trees and aerial cable, deployment of annual grasses cover, soil transposition and branches ridge. Restinga's vegetation, with the entry of luminosity after the harvest of *Pinus* trees, developed with higher vigor. Due to the blooming and fruiting observed, we suggest that the attraction of pollinators and seed dispersers is happening, restituting populations genetic flow. The Demonstrative Unit constitute the first nucleation experimental area and it is part of a pilot area that may guide the substitution of 500 he of planted *Pinus* and 250 he of invaded areas within Rio Vermelho Forest Park, as well as being an important tool of environmental education.

Key words: Ecological Restoration, Nucleation, Natural Succession.

INTRODUÇÃO

Os impactos ambientais oriundos do processo de contaminação biológica por *Pinus* na restinga do Parque Florestal do Rio Vermelho são evidentes e conspícuos.

O banco local de sementes de espécies nativas, devido à presença de *Pinus* por décadas, encontra-se nitidamente afetado e deficiente. Como o banco representa a base do processo de regeneração natural, a sua restituição é fundamental para a restauração das restingas do Parque.

A chuva de sementes de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* é constante na área, chegando a mais de 3 milhões de sementes dispersadas por hectare ao ano, com 90% de emergência de plântulas. Desta maneira, qualquer ação de restauração na região será submetida a um intenso processo de re-infestação por *P. elliottii* var. *elliottii*, principalmente nos cinco primeiros anos. Adicionalmente, a chuva regional de sementes de espécies nativas, processo fundamental para o processo de regeneração natural, se encontra deficiente, acarretando a necessidade de ações para restituí-la, para viabilizar a restauração das restingas do Parque.

Considerando a necessidade de conservar o maior complexo de restinga da Ilha de Santa Catarina presente no Parque Florestal do Rio Vermelho, impedir a expansão da contaminação por *Pinus*, substituindo os talhões pela restauração da vegetação nativa, é uma ação prioritária para a conservação da biodiversidade deste ecossistema.

Os dados ecológicos levantados nos capítulos anteriores (banco e chuva de sementes de espécies nativas deficientes, intensa chuva de sementes de *Pinus* com ausência de dormência) geraram a necessidade de aplicação de técnicas para a restauração das áreas de restinga do Parque Florestal do Rio Vermelho. O Parque possui um mosaico de ambientes de restinga numa área de 1.465 ha. Devido à diversificação de ambientes, seria difícil iniciar ações de restauração sem um embasamento prévio da resposta das áreas de restinga, incluindo a regeneração de nativas, a re-

colonização de *Pinus* e a mobilidade e erosão de solos, após uma exploração florestal de *Pinus*.

Para orientar a substituição dos povoamentos de *Pinus* pela restauração da restinga do Parque Florestal do Rio Vermelho, de modo embasado, foi implantada uma Unidade Demonstrativa que constitui uma área piloto para o restante do Parque.

Montagem e Avaliação da Unidade Demonstrativa

A área selecionada para a implantação da Unidade Demonstrativa é uma área representativa dos povoamentos florestais do Parque Florestal do Rio Vermelho, com talhão de *Pinus* de 30 a 40 anos de idade (Berenhauser, 1973), em espaçamento de 3 x 4 m.

Para a montagem da Unidade Demonstrativa foi feito o corte de *Pinus* no início de abril/2002 e término em julho/2002. Na área, constituída de um quadrado de 100 m x 100 m (1 hectare), foram implantados dois carregadores secundários em forma de cruz, dividindo-se a área em quatro parcelas iguais de 50 x 50 m (2.500 m²). As laterais da área também foram usadas como carregadores secundários, sendo uma destas usada como carregador principal (já existente antes da exploração florestal) e pátio de toras.

Anteriormente a exploração florestal, efetuou-se um levantamento florístico e estrutural para avaliar quais espécies nativas arbóreas ocupavam o sub-bosque do talhão e para uma posterior avaliação após a retirada de *Pinus*, de como elas se comportarão. Realizou-se uma amostragem de 8 parcelas de 10 x 10 m, locadas em áreas representativas de bordadura e núcleo do talhão, totalizando uma amostragem de 8% do total da área. Foram identificados e medidos o DAP (diâmetro à altura do peito) de todos os indivíduos com altura superior a 1,3 m e todas as ramificações com diâmetro superior a 2 cm. Foram quantificados os indivíduos jovens de *Pinus* com altura de até 2

m. Para os indivíduos levantados, calculou-se sua área seccional [(gi = (p/40000) x DAP²) e para cada espécie, calculou-se sua área basal (Gi = $\frac{1}{4} \pi \times DAP^2$)

gi) e a densidade (árvores/ha). Os resultados estão compilados na Tabela 1.

Tabela 1. Levantamento florístico e estrutural da Unidade Demonstrativa, anteriormente ao corte do talhão adulto de *Pinus* spp. de 30-40 anos de idade, no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis-SC.

ESPÉCIE	Nº de indivíduos em 800 m ²	Área basal em 80 m ² (m ²)	Densidade (nº de indivíduos/ha)	Área basal/ha (m ²)
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) M. Arg. var. <i>janeirensis</i> (Casar.) M. Arg.	34	0,193	425	2,413
<i>Campomanesia littoralis</i> Legr.	6	0,003	75	0,044
<i>Coussapoa schottii</i> Miq.	2	0,001	25	0,008
<i>Clusia criuva</i> Cambess. subsp. <i>parviflora</i> Humb. & Bonpl. Ex Willd.	42	0,205	525	2,561
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	15	0,004	188	0,051
<i>Eugenia catharinae</i> Berg.	3	0,000	38	0,002
<i>Eugenia umbelliflora</i> Berg.	7	0,406	88	5,078
<i>Gomidesia palustris</i> (DC.) Kausel	35	0,029	438	0,367
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	12	0,018	150	0,220
<i>Ilex theezans</i> Mart.	5	0,005	63	0,067
Lauraceae sp1	1	0,000	13	0,001
<i>Maba inconstans</i> (Jacq.) Griseb	1	0,001	13	0,009
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.)	8	0,000	100	0,004
<i>Myrcia rostrata</i> DC.	41	0,104	513	1,297
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. Ex Roem & Schlecht	6	0,002	75	0,030
Myrtaceae sp1	1	0,004	13	0,045
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	1	0,003	13	0,043
<i>Ocotea pulchella</i> Mart.	12	0,003	150	0,037
<i>Pera glabrata</i> (Schott.) Baill.	32	0,019	400	0,239
<i>Pinus</i> spp.	67	2,667	838	33,336
<i>Pinus elliottii</i> Engelm var. <i>elliottii</i> :: indivíduos jovens com até 2 m de altura	258	-	3225	-
<i>Tabebuia pulcherrima</i> Sandwith	5	0,042	63	0,522
TOTAL = 19 espécies nativas arbóreas	TOTAL = 594	TOTAL = 0,042	TOTAL = 7425	TOTAL = 46,372
Área basal de espécies nativas				13,036

No levantamento florístico e estrutural foram identificadas 19 espécies arbóreas nativas de restinga, totalizando 13 m²/ha de área basal. Além de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii*, foi localizada outra espécie do gênero *Pinus* plantada na área. Tal talhão de *Pinus* sp. apresentava um sub-bosque de nativas bem mais desenvolvido do que o sub-bosque dos talhões de *P. elliottii* var. *elliottii*. Portanto, foram verificados no campo, diferentes níveis de contaminação por diferentes espécies de *Pinus*, sendo que esta espécie de *Pinus* não é uma espécie invasora no local, ao

contrário de *P. elliottii* var. *elliottii*.

As espécies nativas que apresentaram maior densidade de indivíduos por hectare foram: *Clusia criuva* (525/ha), *Myrcia rostrata* (513/ha), *Gomidesia palustris* (438/ha), *Alchornea triplinervia* (425/ha) e *Pera glabrata* (400/ha). Detectaram-se 2,3 mais árvores de *P. elliottii* var. *elliottii* do que de *Pinus* sp., na área. Quantificaram-se 67 árvores adultas de *Pinus* spp. na amostragem, com área basal de 33,336 m²/ha, em contraste com 13,036 m² de área basal de espécies nativas.

Anteriormente à retirada de *Pinus*, efetuou-se resgate das bromeliáceas terrestres: *Aechmea nudicaulis* (L.) Griseb, *Neoregelia laevis* (Mez) L. B. Smith e *Vriesea friburguensis* Mez. var. *paludosa* (L. B. Smith) L. B. Smith. Com este resgate, evitou-se o impacto do arraste e queda de toras nas mesmas. Posteriormente, as bromélias foram repicadas novamente para a área, em três parcelas de 4 x 5 m². O resgate de bromeliáceas antes da entrada de maquinário para exploração florestal foi fundamental para a conservação destas plantas, as quais são nucleadoras de diversidade e microclima favorável, pelas rosetas de folhas que acumulam água. A floração vigorosa e intensa de *V. friburguensis* na área aberta tem atraído beija-flores para a área.

Ao iniciar a derrubada de *Pinus*, primeiramente implantou-se os carregadores. A exploração florestal de *Pinus* foi conduzida segundo práticas florestais de mínimo impacto (de acordo com os recursos disponíveis), de modo que a perturbação da vegetação de restinga fosse a menor possível. O corte direcionado dos indivíduos adultos de *Pinus*, com auxílio de motosserra, evitou a derrubada das toras sobre as espécies nativas. Após a derrubada das árvores, realizou-se o corte

da copa no próprio local e as toras foram segmentadas em toretes de 6 m de comprimento. Foi efetuado o arraste dos toretes com auxílio de trator agrícola de rodas e corrente, até os carregadores secundários e, posteriormente, até o carregador principal, onde as toras foram dispostas em pátio e, em seguida, transportadas com caminhão. Os indivíduos jovens de *Pinus* foram retirados com auxílio de facão. O resíduo florestal, composto pela copa das árvores e galharia foi enleirado sobre os carregadores secundários e em faixas, não necessariamente equidistantes, constituindo leiras perfazendo toda a área, como recomendam Reis et al. (2003). A aplicação desta técnica minimizou o impacto mecânico de galharia e acículas de *Pinus* sobre as áreas e formou locais ideais para o abrigo da fauna local (Figura 1). As leiras de galharia já demonstram resultados pois, freqüentemente, têm sido observados lagartos e pássaros entremeados nelas. A superfície de área coberta pela galharia é de tamanho considerável e fica protegida da invasão por *Pinus*. A galharia residual de espécies nativas, ao contrário da galharia de *Pinus*, foi quase que integralmente decomposta no solo, após 8 meses.

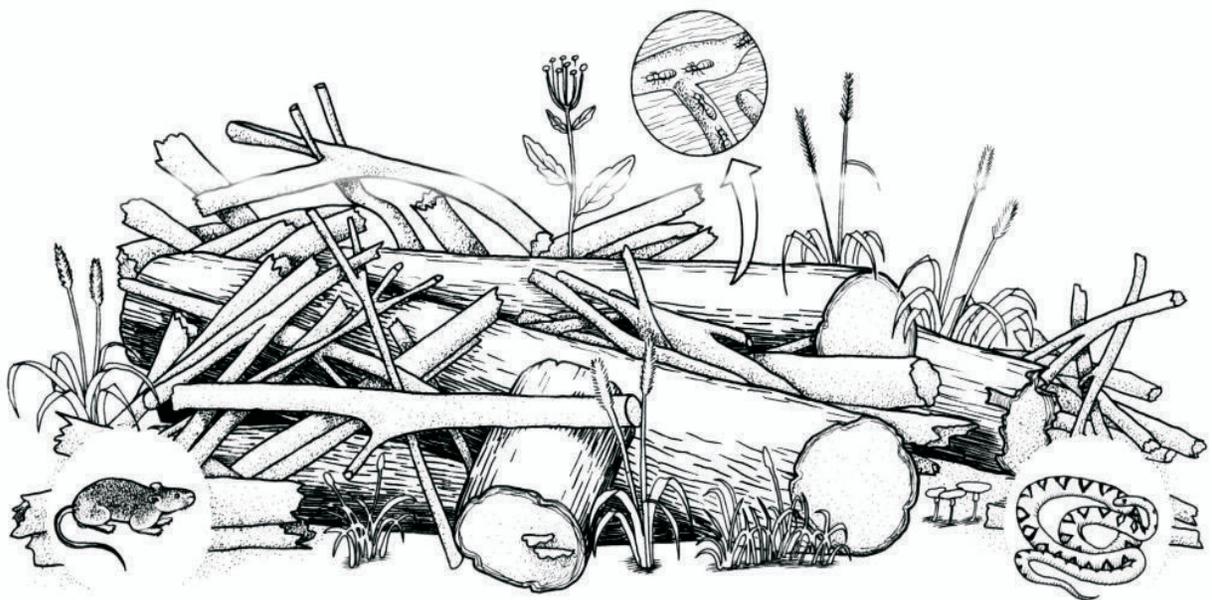


Figura 1. Restos de vegetação, quando enleirados podem oferecer excelentes abrigos para uma fauna diversificada e um ambiente propício para a germinação e desenvolvimento de sementes de espécies mais adaptadas aos ambientes sombreados e úmidos. [Extraído de Reis et al., 2003]

Comprovou-se na Unidade Demonstrativa de Restauração que é viável a retirada dos talhões de *Pinus* com baixo impacto na vegetação de restinga remanescente, onde grande parte dos indivíduos arbóreos foi preservada. Algumas árvores nativas de grande porte tiveram sua sustentação no solo arenoso prejudicada com a queda de *Pinus* sobre suas copas. Já que foi comprovado o potencial de rebrota de árvores nativas no campo, recomenda-se sua poda, anteriormente à derrubada de *Pinus*, promovendo menor impacto nas mesmas, durante a retirada de *Pinus*. *Alchornea triplinervia* e *Myrcia rostrata* tiveram grande destaque na rebrota tanto de árvores derrubadas, como de indivíduos pequenos e tocos remanescentes de indivíduos que tiveram que ser cortados para o arraste de *Pinus*.

No carreador principal, usado como pátio de toras, verificou-se o impacto dos rodados do trator que, em áreas de maior circulação, promoveu início de erosão em sulcos, exigindo cuidados mais específicos.

A exploração florestal e restauração da área de 1 hectare foram feitas gradual e concomitantemente. Primeiro, retirou-se todas as árvores de *Pinus* de uma parcela de 2.500 m² (um quarto de hectare), e rapidamente implantou-se técnicas de restauração para minimizar a movimentação de solo e erosão, além da infestação de plântulas de *Pinus*. Depois, seqüencialmente, foi adotado o mesmo procedimento em outras duas parcelas de 2.500 m², deixando a última sem tratamento.

Foram usadas diferentes técnicas de restauração ecológica, tais como: plantio de mudas e semeadura direta no solo com espécies selecionadas, implantação de poleiros artificiais dos tipos “torres de cipó”, anelamento de *Pinus* e “cabo aéreo”, implantação de cobertura de gramínea anual, transposição de solo e o enleiramento de galharia, como recomendam Reis et al. (2003). Em cada uma das três parcelas de 2.500 m² foi aplicada uma repetição das diferentes técnicas de restauração ecológica, deixando-se a quarta como testemunha.

Para intensificar a chuva de sementes na área, implantaram-se poleiros artificiais para pouso de avifauna (Guevara et al., 1986; McDonnell & Stiles, 1983; McClanahan & Wolfe, 1993; Reis et al., 2003). Em cada uma das quatro parcelas de 2.500 m², deixou-se como remanescente 1 árvore adulta de *Pinus*, com aproximadamente 20 m de altura, as quais se destacam pelo porte na paisagem aberta de restinga após o corte do talhão. As quatro árvores remanescentes na área total de 1 ha receberam anelamento, com auxílio de facão, para sua “morte em pé”, sendo que suas copas estão servindo para pouso de aves (poleiros), mesmo após a queda de parte das acículas. Foi montado um “poleiro de cabo aéreo”, constituído pela ligação das copas de 2 árvores adultas de *Pinus* (aquelas que foram aneladas) distantes 50 m entre si, através de uma corda lançada na copa com auxílio de linha de nylon com peso de chumbo de pesca. Este cabo aéreo tem servido para o pouso de aves em grande superfície de área (50 m de cabo), imitando o fenômeno do pouso de aves na fiação da rede elétrica em paisagens rurais (Figura 2).

Já se têm resultados expressivos quanto à intensificação de chuva de sementes na área, denotada pela freqüente presença de tiranídeos (siriris, bem-te-vis) que pousam no ápice dos poleiros artificiais compostos por indivíduos

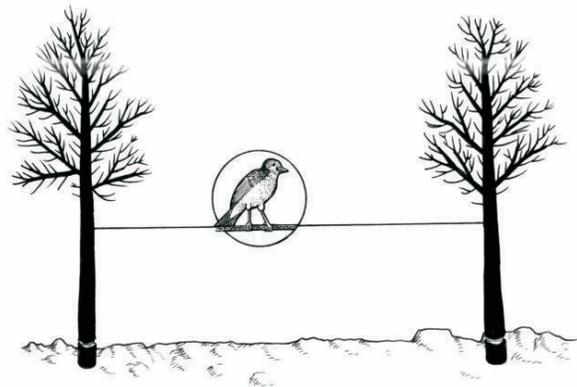


Figura 2. Cabos aéreos podem aumentar as superfícies dos poleiros artificiais tipo anelamento de *Pinus*, promovendo maiores probabilidades de chegada de propágulos e de nucleação em áreas degradadas. [Extraído de Reis et. al., 2003]

remanescentes e anelados de *Pinus*, e, depois, costumam pousar no “cabo aéreo”, utilizando toda sua extensão para visualizar o solo em busca de presas. Nos poleiros artificiais compostos por *Pinus*, após 8 meses ocorreu a queda parcial de suas acículas, tornando-se um poleiro seco. O poleiro de cabo aéreo também é freqüentemente usado por beija-flores, que pousam para o descanso, ao cruzar a área aberta em restauração.

Para o incremento de chuva de sementes na área, em cada uma das três parcelas de 2.500 m², também foi instalado, um poleiro artificial do tipo “torre de cipó” para atração e abrigo de aves e morcegos. As torres de cipó foram montadas com três varas de bambu (com as ramificações superiores) de 7 m de comprimento, enterradas no solo bem juntas, a uma distância de cerca de 1 m e

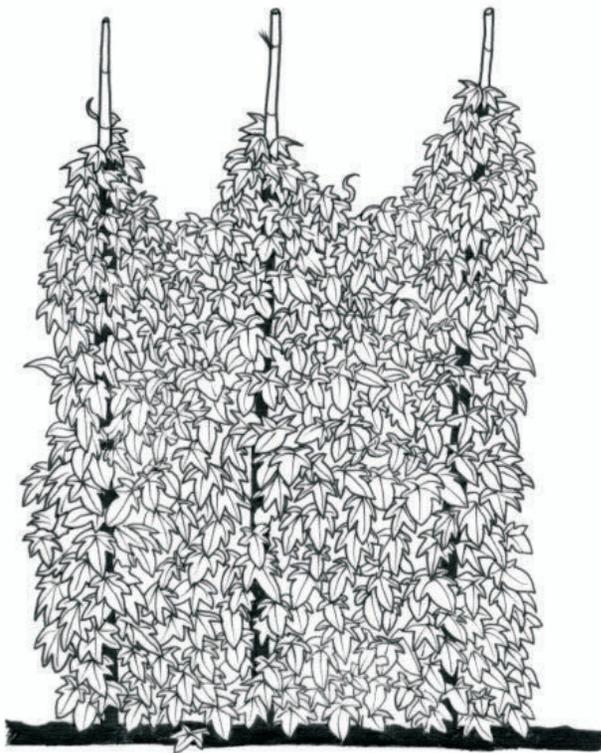


Figura 3. As torres de cipó oferecem abrigo para aves e morcegos que, por sua vez, transportam sementes dos fragmentos vegetacionais vizinhos, formando núcleos de diversidade que, num processo sucessional, atraem outras espécies animais e vegetais. A estrutura pode ser variada, incluindo torres coniformes, circulares, ou grandes barreiras contra o vento. [Extraído de Reis et al., 2003]

amarradas na ponta, resultando numa estrutura coniforme. Adicionalmente, no centro da estrutura, enterrou-se três ápices de varas de bambu de 3 m de comprimento. Na base das varas enterradas no solo foram plantadas mudas (com adubação orgânica de cova) da lianosa escandente *Mucuna urens* (L.) DC. (olho de boi; Leguminosae) para sua rápida ascendência e cobertura das varas, imitando árvores vivas ou “torres de cipó” naturais, que são abrigos de pássaros e, principalmente, morcegos (dispersores de sementes a quilômetros de distância) (Figura 3). *M. urens* cresceu rapidamente no verão e houve nidificação de tiranídeo sobre o ápice de uma das “torres de cipó”.

Para avaliar a intensificação de chuva de sementes na área, instalaram-se 4 coletores de sementes sob cada um dos seguintes ambientes: *Pinus* remanescentes anelados, “torres de cipó”, árvores nativas remanescentes e áreas livres de poleiros. Estes coletores já dão sinais evidentes de que a chuva de sementes sob os poleiros (aproximadamente 30 sementes/m²) é bem mais expressiva do que nas áreas livres (cerca de 4 sementes/m²).

Para a restituição do banco de sementes do solo foi implantada a técnica de transposição de solo (Barbosa et al., 2002; Reis et al., 2003; Sturgess & Atkinson, 1993) e semeadura direta no solo. Para a implantação da técnica de transposição de solo foram retiradas 4 amostras de solo com 1 m² e profundidade de 5-10 cm (incluindo-se a serapilheira), na área de restinga arbórea conservada adjacente. Tais amostras foram transportadas e depositadas na área a ser restaurada em quatro parcelas de 1 m² para iniciar o processo de nucleação e irradiação de biodiversidade, não só de propágulos como também de microbiota do solo (Figura 4). A transposição de solo de áreas conservadas para a área em restauração introduziu na área nova diversidade de espécies fanerogâmicas e da fauna do solo. Nestas amostras já se evidencia a ocorrência de espécies distintas das que ocorreram espontaneamente na regeneração natural. Avaliações futuras deverão mostrar com detalhes

a diversidade re-introduzida por este experimento.

Para a restituição do banco de sementes e cobertura do solo utilizou-se a semeadura direta no solo de 27 espécies nativas, entre lianas, herbáceas, arbustivas e arbóreas de restinga e espécies ruderais (Tabela 2). As espécies implantadas, tanto na semeadura direta como no plantio de mudas (discorrido a seguir), são todas típicas de restinga ou ruderais. Elas foram selecionadas por sua capacidade de aumento de interações inter-específicas (através de frutos e néctar atrativos para a fauna) e de nuclear e irradiar diversidade de várias formas de vida e/ou crescimento rápido e/ou nitrogeneração do solo (Anexos 1 e 2). As espécies implantadas no campo (total de 39) através das técnicas de semeadura direta e plantio de mudas, estão listadas na Tabela 2.

Foi realizado um programa anual de coleta de sementes para semeadura direta e para produção de mudas. As sementes foram coletadas do maior número de matrizes possível e de

diferentes populações da Ilha de Santa Catarina para manutenção da diversidade genética, como recomenda Vencovsky (1987).

Cada espécie foi semeada em sub-parcelas de 2 x 2 m, em cada parcela de 2.500 m², consistindo três repetições. O delineamento do conjunto de sub-parcelas em cada parcela de 2.500 m² foi aleatorizado. Realizou-se a semeadura direta pura nas sub-parcelas para fins de experimentação, já que a técnica de restauração em si prevê a semeadura de um “coquetel” de alta diversidade (Reis et al., 2003).

A metade da quantidade de sementes de espécies de leguminosas recebeu quebra de dormência, antes da semeadura. Para retirar o inibidor de germinação, as sementes foram tratadas com água quase fervente. Imediatamente após atingir o ponto de ebulição, retirou-se a água da fonte de calor, submetendo então as sementes à água quente durante 5 segundos. O objetivo deste procedimento é possibilitar a emergência de plântulas ao longo

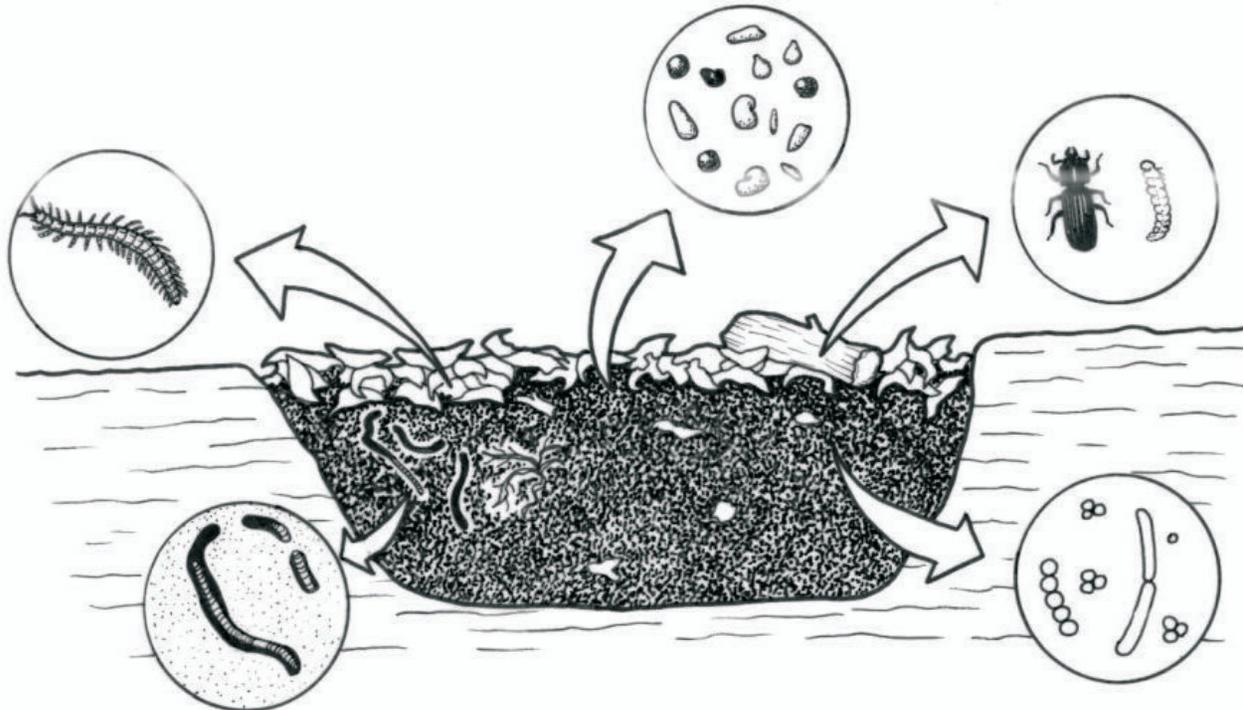


Figura 4. A transposição de solo permite a colonização da área degradada com uma diversidade de micro, meso e macro organismos capazes de nuclear um novo ritmo sucessional. [Extraído de Reis et al., 2003]

Tabela 2. Lista das 39 espécies nativas de 21 famílias botânicas introduzidas sob diferentes formas de propagação (plantio de mudas e semeadura direta no solo) na Unidade Demonstrativa para restauração da restinga contaminada por *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* e *Pinus* sp., no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis-SC.

Nome científico	Família	Plantio de mudas	Semeadura direta no solo
Anacardiaceae	<i>Lithraea brasiliensis</i> (L.) March		X
	<i>Schinus terebinthifolius</i> Rad.	X	X
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	X	
Aquifoliaceae	<i>Ilex dumosa</i> Reiss.		X
Bromeliaceae	<i>Dyckia brevifolia</i> Baker		X
Cactaceae	<i>Pereskia aculeata</i> Miller	X	
Cecropiaceae	<i>Cecropia glaziouii</i> Sneth.	X	
Clusiaceae	<i>Clusia criuva</i> Cambess. subsp. <i>parviflora</i> Humb. & Bonpl. Ex Willd.		X
Compositae	<i>Eupatorium casarettoi</i> (Rob.) Steyerl		X
	<i>Eupatorium</i> sp.		X
	<i>Vernonia scorpioides</i> (Less.) Pers.		X
Lauraceae	<i>Ocotea pulchella</i> Martius	X	
Leguminosaeae	<i>Canavalia maritima</i> Thouars		X
	<i>Crotalaria incana</i> L.		X
	<i>Dalbergia ecastophyllum</i> (L.) Taub.	X	
	<i>Desmodium</i> sp.		X
	<i>Indigofera hirsuta</i> L.		X
	<i>Mimosa pudica</i> L.		X
	<i>Sesbania punicea</i> (Cav.) Benth		X
	<i>Sophora tomentosa</i> L.	X	X
Malvaceae	<i>Sida rhombifolia</i> L.		X
Melastomataceae	<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	X	X
	<i>Tibouchina urvilleana</i> (DC.) Cogn.		X
Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i> Juss.	X	
Moraceae	<i>Ficus organensis</i> Miq.	X	
Myrsinaceae	<i>Myrsine</i> cf. <i>guianensis</i>	X	
	<i>Myrsine</i> sp.		X
	<i>Myrsine</i> cf. <i>venosa</i>	X	X
	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. Ex Roem & Schlecht		X
Myrtaceae	<i>Eugenia sulcata</i> Spring. Ex Mart.	X	
Myrtaceae	<i>Eugenia umbelliflora</i> Berg	X	
Myrtaceae	<i>Psidium cattleianum</i> Sab.	X	X
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	X	
Palmae	<i>Syagrus romanzoffianum</i> (Cham.) Becc.		X
Sapindaceae	<i>Dodonaea viscosa</i> (L.) Jacq.	X	X
Solanaceae	<i>Solanum capsicoides</i> All.		X
	<i>Solanum pseudoquina</i> A. St. Hil. (= <i>S. inaequale</i> Vell.)	X	X
Verbenaceae	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Mold		X
TOTAL = 21 famílias	TOTAL = 39 espécies	TOTAL = 18 espécies	TOTAL = 27 espécies

do tempo, sendo que as sementes tratadas proporcionam a rápida cobertura do solo e as não tratadas irão recompor o banco de sementes da área perturbada, possibilitando a germinação ao longo dos anos (Australia, 2001).

Na técnica de semeadura, já se destacam pelo crescimento e precocidade: *Desmodium* sp.,

Dodonaea viscosa, *Eupatorium casarettoi*, *Solanum capsicoides* e *Solanum pseudoquina*.

Outra técnica de restauração utilizada foi o plantio de mudas de 18 espécies nativas de restinga (arbóreas, arbustivas e lianosa), produzidas no viveiro do Parque Florestal do Rio Vermelho (Tabela 2). As mudas que permaneceram

demasiadamente no viveiro florestal, tornando-se estioladas, receberam poda ainda no viveiro. Depois, elas foram submetidas à rustificação em área aberta, por dois meses. Tais procedimentos foram efetuados devido às condições edafoclimáticas adversas de restinga, tais como ventos fortes e insolação, que poderiam causar o tombamento de mudas no campo. As mudas receberam 100 gramas de adubação orgânica de cova, composta por esterco de galinha curtido. Cada espécie foi locada numa sub-parcela de 4 x 5 m, sob espaçamento 1 x 1 m, em cada parcela de 2.500 m², compondo três repetições. O delineamento do conjunto das 18 sub-parcelas em cada parcela de 2.500 m² foi aleatorizado. O plantio de mudas foi associado com educação ambiental, através da implantação num mutirão em comemoração ao Dia da Árvore, com participação da comunidade, ONG's e mídia. Os participantes do mutirão, antes do plantio, foram conscientizados do impacto ambiental de *Pinus* e da necessidade de substituição dos talhões pela restauração da

restinga.

Não foi efetuado o plantio na área total e sim em pequenos núcleos ou “ilhas”, cobrindo 14% da área. Porém, o plantio nas sub-parcelas foi monoespecífico apenas para fins de experimentação, já que a técnica de restauração na prática prevê o plantio de mudas em ilhas de alta diversidade (Reis, Zambonin & Nakazono, 1999; Kageyama & Gandara; 2000) (Figura 5). Muitas espécies estão se desenvolvendo com rápido crescimento, com destaque para o crescimento em altura de *Cecropia glaziovii*, *Dalbergia ecastophyllum*, *Ficus organensis* e *Solanum pseudoquina*. Avaliações futuras deverão levar em conta a capacidade de cobertura e de interações inter-específicas de cada uma das espécies.

Outra técnica de restauração implantada foi a cobertura do solo com gramíneas anuais. A cobertura viva possui potencial na recuperação de solos arenosos no sentido de imobilização orgânica dos nutrientes do solo na biomassa das plantas, já

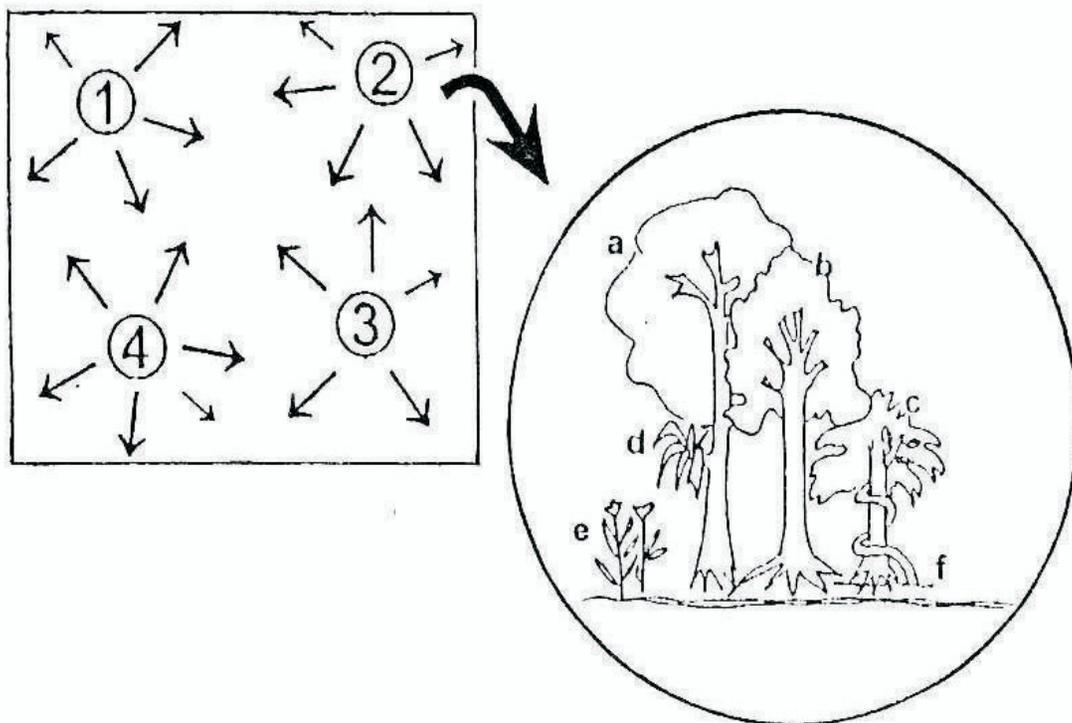


Figura 5. Ilhas de alta diversidade de espécies e de formas de vida com floração/frutificação durante todo o ano formam ambientes nucleadores de diversidade dentro de áreas degradadas. [Extraído de Reis, Zambonin & Nakazono, 1999]

que no solo arenoso de restinga os nutrientes são rapidamente lixiviados, principalmente numa situação de solo que se torna desnudo pela exploração florestal de *Pinus* (reduz a perda de nutrientes da serapilheira de *Pinus*, que seriam lixiviados). A cobertura acelera a sucessão pois, durante seu ciclo, armazena os nutrientes e os disponibiliza para as plantas nativas, lentamente. A imobilização orgânica de nutrientes é um ponto básico na ciclagem de nutrientes em ambientes edáficos, tais como restingas, onde a baixa fertilidade do solo deve ser aproveitada com alta eficiência, de modo a retirar os nutrientes de maiores profundidades do solo, imobilizando-os organicamente na biomassa e disponibilizando-os, mais tarde, na serapilheira. Sturgess & Atkinson (1993) destacaram a importância do processo de imobilização na substituição de povoamentos de *Pinus* de mais de cem anos de idade pela restauração de dunas na Europa, onde a regeneração natural de plantas ruderais exerceu tal função.

A cobertura com gramíneas anuais também foi usada para conter o processo de movimentação de solo arenoso e erosão e para o abafamento de emergência de plântulas de *P. elliottii* var. *elliottii*. Devido à inexistência de sementes de gramíneas nativas de restinga, no mercado, foram usadas espécies exóticas, porém de auto-ecologia conhecida, sabendo-se que as mesmas entram em senescência dentro de um ano, apresentam baixos níveis de alelopatia e que não possuem capacidade invasora (Reis et al., 2003).

Para a semeadura direta de gramíneas exóticas anuais, usou-se *Avena strigosa* Schreb. (aveia preta) e *Lolium multiflorum* Lam. (azevém) no período de inverno e *Pennisetum glaucum* (L.) R. Br. (milheto) no verão. As gramíneas foram semeadas nas entrelinhas das sub-parcelas das mudas implantadas, nas sub-parcelas de semeadura direta de espécies nativas e nos carregadores secundários, que apresentavam o solo desnudo, para evitar a erosão. *A. strigosa* mostrou-se uma ótima cobertura do solo e após um semestre, já havia completado seu ciclo, formando uma densa

camada de palha sobre o solo. A gramínea exótica anual de verão *P. glaucum* também apresentou ótimos resultados, com bom crescimento no campo e mostrando alta resposta à adubação orgânica feita nas covas ao redor das mudas. *L. multiflorum* mostrou-se exigente às condições adversas de restinga, apresentando desenvolvimento insatisfatório.

Logo após o corte de todas as árvores de *Pinus* da área, notou-se um grande potencial de rebrota das árvores de espécies nativas, com destaque para *Myrcia rostrata* e *Alchornea triplinervia*. As plantas de restinga, com a retirada do sombreamento de *Pinus*, passaram a receber luz e a se tornarem muito mais vigorosas, sendo que no período de verão, um semestre após o corte raso, muitas passaram a florescer e frutificar, o que não acontecia quando as mesmas pertenciam ao sub-bosque de *Pinus*. Apresentam floradas intensas: *Alchornea triplinervia*, *Clusia criuva*, *Commelina* sp., *Diodia* sp., *Guapira opposita*, *Myrcia rostrata*, *Pyrostegia venusta* (Ker Gawl.) Miers, (cipó de São João), *Tibouchina urvilleana* e *Vriesea friburguensis*.

Com a chegada do verão, não só as espécies nativas tiveram grande desenvolvimento, mas também houve grande proliferação de plântulas de *Pinus* na área aberta. Formou-se um “tapete de plântulas” de *Pinus*, devido à chuva constante de sementes dentro da Unidade Demonstrativa, que é circundada por povoamentos adultos de *Pinus*. Apesar do alastramento de plântulas de *Pinus*, elas só representarão problema a partir do segundo ano. As plântulas de *Pinus* neste estágio estão fazendo o papel de cobertura do solo, evitando a movimentação e erosão do solo arenoso. Durante o segundo ano, elas deverão ser controladas, pois passarão a competir com as espécies nativas.

A vegetação de restinga, com a entrada de luminosidade após o corte de *Pinus*, vêm se desenvolvendo com folhas mais vistosas e maior vigor. Com o florescimento e a frutificação, sugere-se que esteja ocorrendo atração de polinizadores e dispersores de sementes, restituindo a teia alimentar e o fluxo gênico das populações. Têm

sido observados com grande frequência, aves, insetos e lagartos (*Tupinambis* sp.) na área.

Os resultados apresentados neste experimento são parciais e deverão ser realizadas novas avaliações de campo. A Unidade Demonstrativa será avaliada durante os anos futuros, já que foram oficializadas mais duas dissertações de mestrado e uma tese de doutorado para a continuidade das avaliações e extrapolação para a área total do Parque. No entanto, as técnicas aplicadas na Unidade Demonstrativa já demonstraram a viabilidade de uma efetiva restauração ecológica da restinga contaminada pela invasora *P. elliottii* var. *elliottii*. Foram demonstradas as potencialidades de diferentes técnicas de restauração, já que na área testemunha, o desenvolvimento da regeneração natural e

presença de fauna é nitidamente inferior. Deste modo, a Unidade Demonstrativa constitui-se numa área piloto que deve orientar a substituição dos 500 ha plantados e 250 ha invadidos por *Pinus* no Parque Florestal do Rio Vermelho. Além dos subsídios técnico-científicos gerados, a área vem sendo um importante instrumento de educação ambiental nos níveis científico e popular, com grande impacto na mídia do Estado de Santa Catarina. Tais atividades educativas de conscientização e interpretação ambiental deverão ter continuidade. A Unidade Demonstrativa deverá ser considerada como um modelo de substituição e controle de áreas contaminadas por *Pinus* para várias unidades de conservação, em toda a região Sul. Trata-se de um laboratório vivo com potencial para a realização de diversas futuras pesquisas aplicadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AUSTRALIA, 2001. NSW Department of Land and Water Conservation. **Coastal dune management: a manual of coastal dune management and rehabilitation techniques**. Coastal Unit/DLWC. New Castle, p. 86.

BERENHAUSER, H. 1973. Afforestation of coastal swamps and dunes at Rio Vermelho. **Floresta** 2, Ano IV. UFPR. Curitiba, p. 13-17.

GUEVARA, S. & LABORDE, J. 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. **Vegetatio** 107/108: 319-338.

KAGEYAMA, P. Y. & GANDARA, F. B. 2000. Recuperação de áreas ciliares. *In*: RODRIGUES, R. R. & LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. Editora da Universidade de São Paulo/FAPESP. São Paulo, p. 261.

MCCLANAHAN, T. R. & WOLFE, R. W. 1993. Accelerating forest succession in a fragmented landscape: the role of birds and perches. **Conservation Biology** 7 (2): 279-288.

MCDONNELL, M. J. & STILES, E. W. 1983. The structural complexity of the old field vegetation

and the recruitment of bird-dispersed plant species. **Oecologia** 56: 109-116.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPINDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K.; SOUZA, L. L. 2003. Restoration of damaged land areas: using nucleation to improve successional processes. **The Brazilian Journal of Nature Conservation** 1: 85-92.

REIS, A., ZAMBONIN, R. M. & NAKAZONO, E. M. 1999. Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. **Série Cadernos da Biosfera** 14. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Governo do Estado de São Paulo. São Paulo, 42p.

STURGESS, P. & ATKINSON, D. 1993. The clear-felling of sand-dune plantations: soil and vegetational processes in habitat restoration. **Biological Conservation** 66: 171-183.

germoplasmas de espécies alógamas. **IPEF** 35. Piracicaba, pp. 79-84.

VENCOVSKI, R. 1987. Tamanho efetivo populacional na coleta e preservação de germoplasmas de espécies alógamas. **IPEF** 35: 79-84.

RECOMENDAÇÕES DE MANEJO PARA A SUBSTITUIÇÃO DE *PINUS* PELA RESTAURAÇÃO DAS RESTINGAS DO PARQUE FLORESTAL DO RIO VERMELHO

Fernando Campanhã Bechara

Eng. Florestal, Prof. Dr. do Laboratório de Ecologia e Botânica
Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR
bechara@utfpr.edu.br

Ademir Reis

Biólogo, Prof. Dr. do Depto. Botânica
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
areis@ccb.ufsc.br

A contaminação biológica por *Pinus* na restinga do Parque Florestal do Rio Vermelho promove impactos ambientais evidentes, sendo incompatível com a conservação da biodiversidade, que é o objetivo do Parque. Deficiências no banco e na chuva de sementes de espécies nativas de restinga do Parque, assim como chuva contínua e abundante de sementes de *Pinus*, acarretam a necessidade de ações para a remoção de todos os povoamentos e invasões de *Pinus* para a restauração da vegetação nativa.

A substituição de povoamentos de *Pinus* spp. pela restauração de vegetação nativa de dunas deve ser feita de modo gradual, através de desbastes e plantios de espécies nativas, ao invés do corte raso da área total. A mudança gradual acarretará menor desaprovção pública, assim como reduzirá perdas de solo e impactos na vida silvestre associada ao *Pinus*.

É importante a conscientização da população do real papel do gênero *Pinus*, pois embora o mesmo tenha sido considerado como alternativa para a reabilitação de restingas, está comprovado que não tem função ecológica. Pelo contrário, torna-se invasor e sua dominância leva à estagnação da sucessão das espécies nativas, tomando seu espaço cada vez mais e implicando em perdas de biodiversidade.

A divulgação de informações básicas é importante para sensibilizar e conscientizar a

sociedade local dos impactos negativos de *Pinus* no funcionamento e estrutura da vegetação nativa, mostrando a necessidade de não utilizá-lo para fins ornamentais, principalmente próximo de áreas naturais. Além disso, no momento há embasamento científico suficiente para evidenciar a necessidade de desenvolvimento de vias legais para a eliminação dos focos de fonte de propágulos de *Pinus* na Ilha de Santa Catarina, que são incompatíveis com a conservação dos ecossistemas naturais.

Para alcançar tais objetivos, primeiramente deve ser efetuado o planejamento da retirada de *Pinus* com mínimo impacto na vegetação remanescente. A área total do Parque Florestal do Rio Vermelho deverá ser mapeada, definindo-se estradas, carreadores e aceiros, já existentes.

No Parque Florestal do Rio Vermelho, nos 500 ha de talhões adultos, notou-se que há diferentes níveis de contaminação de sub-bosque por *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* em áreas contíguas. Foram distinguidos três padrões de sub-bosque de talhões, que são dominados por: regeneração quase pura de *P. elliottii* var. *elliottii* em alta densidade (sugere-se que estas áreas estejam distantes de fontes de chuva de sementes de espécies nativas, sejam talhões onde houve passagem de fogo e que foram submetidos à maior intensidade de desbaste); regeneração quase pura de pteridófitas (provavelmente devido às condições diferenciadas de fertilidade do solo); vegetação

arbórea de restinga com até 5 m de altura (sugere-se que estas áreas possuam excedente hídrico e estejam próximas a fontes de chuva de sementes de espécies nativas).

Mesmo nas áreas de sub-bosque de talhões adultos de *Pinus* onde predomina a vegetação de restinga arbórea com até 5 m de altura, sob o dossel sombrio de *Pinus*, as espécies nativas se desenvolvem apenas vegetativamente, apresentando raramente fenofase de frutificação. Tal fato ocorre porque o ecossistema de restinga era, originalmente, aberto e ensolarado. Desta forma, ocorre baixo fluxo gênico, levando as populações do Parque, compostas inclusive por espécies raras, ameaçadas e endêmicas, à erosão genética e ao risco de extinção. Daí decorre a baixa diversidade animal (que encontra baixa oferta de frutos) ocorrente até mesmo nos talhões de *Pinus* com sub-bosque de maior diversidade florística nativa.

Ainda no planejamento, deverão ser estratificadas diferentes zonas ecológicas de restauração presentes no Parque através de técnicas de sensoriamento remoto, tais como: (i) interpretação de fotos aéreas (efetuadas no ano de 2000, em escala 1:15.000, disponíveis no IPUF – Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis); e (ii) uso de GPS geodésico, delimitando polígonos para as zonas maiores e marcação de pontos para as zonas menores.

Cada zona mapeada deverá possuir um banco de dados com o tamanho da área, descrição edafoclimática e estrutura/composição florística da área. Deverão ser feitos levantamentos de campo em todas as zonas para composição do banco de dados.

As zonas de restauração deverão ser estratificadas quanto à diversidade florística, em: remanescentes de restinga em sucessão avançada como zonas prioritárias para a conservação; áreas com espécies endêmicas, raras e ameaçadas de extinção como zonas prioritárias para a conservação; zonas de talhões adultos de *Pinus*, estratificadas em áreas com sub-bosque com regeneração quase pura de *Pinus*, sub-bosque

com regeneração nativa de baixa diversidade (sub-bosques dominados por populações quase puras de pteridófitas) e sub-bosque com regeneração nativa de alta diversidade, como zona prioritária para conservação; zonas invadidas pelo *Pinus*; zonas com populações exóticas, tais como talhões de *Eucalyptus* spp., *Cupressus* sp.; zonas de Floresta de Encosta que também apresentam focos de invasão por *Pinus*; e outras.

As zonas de restauração também deverão ser descritas quanto ao ambiente em que estão inseridas, incluindo fatores edafoclimáticos, tais como, umidade e mobilidade do solo, ventos predominantes, proximidade à linha do oceano e luminosidade. Assim deverão ser classificados os ambientes em praias e dunas frontais, dunas internas e planícies, dunas móveis, restingas arbustivas e arbóreas, banhados e mata paludosa de zonas lacustres à margem da Lagoa da Conceição.

Deverá ser prevista a implantação de corredores de fluxo gênico, através de aplicação de técnicas de restauração entre as zonas prioritárias para conservação, os quais serão plotados em mapa.

Os talhões de *Eucalyptus* spp. e *Cupressus* spp. não apresentam regeneração no Parque Florestal do Rio Vermelho. Portanto, não deverão ser desbastados inicialmente, pois consistirão quebra-ventos, auxiliando no desenvolvimento inicial de espécies nativas fixadoras de dunas. Num outro momento, os indivíduos deste gênero deverão ser eliminados.

Os talhões de *Pinus* sp. não invasor poderão receber ações diferenciadas no plano de manejo do Parque Florestal de substituição de *Pinus* por espécies nativas, sendo que seus talhões deverão ser mapeados e retirados a longo prazo, funcionando como quebra-ventos, já que não oferecem risco de contaminação de áreas contíguas. Outro destino que tais talhões de espécies não invasoras podem ter é a sua preservação como patrimônio histórico da região, associado com seu monitoramento para precaução de futuras adaptações e invasões.

Deve-se usar ao máximo os muitos

carreadores já existentes, plotando-os em mapa. No caso de necessidade de implantação de novos carreadores, eles deverão ser plotados no mapa, procurando alcançar o máximo possível de indivíduos adultos de *Pinus* e seguir o modelo “espinha de peixe” (carreador principal central e carreadores secundários laterais). Após a plotagem dos carreadores no mapa, os caminhos de arraste deverão ser marcados no campo, procurando o melhor trajeto de arraste e o menor deslocamento possível dentro da área.

Neste trabalho, é indicado o controle manual (facão ou foice para corte de indivíduos jovens) e semi-mecanizado (uso de motosserra para derrubada de árvores) de *Pinus*, associado com a restauração ecológica (controle biológico), através de técnicas que visam acelerar a sucessão através de processos de nucleação e irradiação de diversidade, induzir interações planta-animal e abafar a regeneração de *Pinus*.

Para a exploração florestal, considerando-se uma mecanização de baixo custo, deve-se efetuar o corte direcionado das árvores (com auxílio de motosserra), evitando a queda das árvores sobre a vegetação nativa de maior porte, e, usar trator agrícola leve capaz de guinchar as toras, previamente reduzidas no campo a toretes, até o carreador secundário e depois até a estrada florestal, procurando o mínimo deslocamento do trator dentro da vegetação de restinga ou fora dos carreadores. As próprias estradas deverão ser usadas como pátio de toras.

Os resíduos da exploração deverão ser enleirados *in situ* e sobre os carreadores (ficarão com o solo desnudo). Os carreadores com fluxo intensivo de trator deverão receber atenção especial para sua cobertura após o uso, impedindo sua erosão. Tal cobertura pode ser feita com as gramíneas exóticas anuais não invasoras e com espécies de rápido crescimento na semeadura direta no campo, evitando tanto a erosão como a re-infestação por *Pinus* nestes ambientes que terão alta susceptibilidade à invasão.

A exploração florestal deve ser realizada de modo gradual e concomitante com a

implantação das técnicas de restauração ecológica. As áreas que sofrem maior regeneração natural de *Pinus* são as situadas até 30 m dos talhões (Seitz & Corvello, 1983).

A exploração deve ser definida para cada tipo de estrato identificado. Dependendo da área, deve ser feito, preferencialmente, o corte raso de pequenos talhões de 1 ha (principalmente aqueles com sub-bosque com regeneração pura de *P. elliottii* var. *elliottii*). Outra opção é o corte em faixas de 50 m perpendiculares aos ventos predominantes formando quebra-ventos nas áreas que se tornarem desnudas pela exploração. Desta forma, o vento será conduzido para passar por cima da área, propiciando um microclima mais favorável para a restauração, além de reduzir a movimentação de solo. Uma outra possibilidade a ser analisada é o desbaste alternado, com a retirada de duas linhas e deixando uma em pé, sistematicamente. Esta alternativa reduziria a possível infestação pelas invasoras *Pinus* e *Brachiaria* sp. pelo sombreamento, porém, é uma prática mais onerosa e diminuiria o vigor das plantas de restinga.

A opção de mais plausível é o corte raso de pequenos talhões de 1 ha, como na Unidade Demonstrativa de Restauração, formando uma grande clareira, mas que no contexto dos talhões, fica relativamente protegida dos ventos, impedindo a mobilidade do solo e erosão. Recomenda-se que os talhões sejam cortados formando faixas desde as margens da Lagoa da Conceição, que se encontram conservadas, até a Praia do Moçambique, promovendo a irradiação da diversidade no sentido Lagoa - Praia, restaurando todos os ambientes de restinga. Além disso, tais faixas estariam protegidas dos ventos predominantes nordeste e sul.

Se considerarmos uma intensidade de colheita de madeira e restauração de 8 hectares por mês, isto é, 2 hectares por semana, ao final de 5 anos a área total de povoamentos de *Pinus* spp. do Parque será restaurada por vegetação de restinga. Considerando-se mais 5 anos de controle da re-infestação por *Pinus* (considerando uma maior invasão nos primeiros cinco anos), a

substituição total de *Pinus* pela restauração da restinga, seria finalizada ao final de 10 anos.

Para talhões de *Pinus* em áreas prioritárias para a conservação, tais como na margem da Lagoa da Conceição ou em áreas alagadiças, deve-se fazer o anelamento de *Pinus*, levando as árvores à morte em pé e gradual, fazendo com que elas funcionem como quebra-ventos e poleiros para avifauna (mesmo após a caída de acículas), além de evitar o carreamento de solo e resíduos florestais para dentro do corpo lagunar.

Uma característica diferencial dos talhões de *Pinus* do Parque Florestal do Rio Vermelho é o grande volume de madeira de alta qualidade para serraria pois as árvores apresentam anéis de crescimento estreitos devido ao lento crescimento sobre o solo de restinga, característica desejada pelo mercado exterior, principalmente japonês. Este material deverá ser retirado e proporcionar a auto-sustentabilidade econômica do Parque, que também é favorecida pelo ecoturismo. Além do uso da madeira para serraria, dever-se-á destiná-la para usos múltiplos de acordo com seu diâmetro, incluindo madeira para lenha. Os recursos adquiridos com a venda da madeira deverão ser direcionados para o benefício do próprio Parque, mas com fins ecológicos (monitoramento e controle de *Pinus*, restauração, educação ambiental, ecoturismo), que são o seu grande potencial, em detrimento de finalidade comercial e privada que acarretaria uma maior fragmentação do Parque.

O Parque Florestal do Rio Vermelho protege o maior complexo de vegetação de restinga conservada da Ilha de Santa Catarina, abrigando espécies endêmicas, raras e ameaçadas de extinção. Devido à sua grande importância ecológica, o necessita de uma categorização no Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC, 2000) brasileiro, já que a categoria “Parque Florestal” não está inserida no mesmo. Sugere-se a categorização como Parque Estadual, já que a área já pertence ao Estado de Santa Catarina e trata-se de área de uso recreativo, educacional e de conservação. Assim, seria exigido legalmente um “Plano de Manejo”, definindo as

zonas intangíveis (preservação, fiscalização e pesquisa), zonas de uso intensivo (educação ambiental e recreação) e zonas de restauração, além da delimitação física do perímetro do Parque. Com o enquadramento nessa categoria, poderá ser evitado o processo gradativo de parcelamento da área do Parque, que vem ocorrendo de modo desorientado. Como exemplos de seu parcelamento, pode-se citar diversos órgãos que receberam doação de áreas dentro do Parque, além de especulação imobiliária clandestina: Estação de Tratamento de Esgoto da Barra da Lagoa (Companhia Catarinense de Águas e Saneamento), 1º Pelotão da Polícia de Proteção Ambiental do Estado de Santa Catarina, Camping do Rio Vermelho – CIDASC (esta área é composta, além de algumas árvores de grande porte, atingindo até 15 m de altura, por um talhão de *P. elliotii* var. *elliotii* sob alta intensidade de desbaste com alta produção de sementes, acarretando a necessidade de sua substituição gradativa), Camping dos Escoteiros, Camping do Exército Brasileiro (tropas do exército fazem exercícios de guerra dentro do Parque), Estação de Maricultura da Barra da Lagoa – Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Estação de Carcinocultura (Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural do Estado de Santa Catarina - EPAGRI /UFSC), Rodovia João Gualberto Soares (Estado de Santa Catarina).

Tal parcelamento do Parque torna a área de 1.465 ha fragmentada, principalmente pela rodovia estadual (asfaltada, com duas pistas) que corta o Parque ao meio separando dois grandes blocos de restinga, o primeiro próximo ao mar, composto principalmente por dunas e o segundo, composto de restinga arbórea, ecossistema lagunar (Lagoa da Conceição) e Floresta Ombrófila Densa de Encosta. Como medida mitigadora para interligação dos dois grandes blocos de restinga deveriam ser feitos túneis sob a rodovia para passagem de animais e fluxo gênico, já que há freqüentes atropelamentos de fauna. Além disso, é preciso colocar placas de sinalização para conscientização dos usuários. Adicionalmente, deveria ser implantada uma guarita de fiscalização

na área de Floresta de Encosta, que teria função de fiscalização não apenas das encostas com também de toda a faixa de restinga do Parque que pode ser visualizada da mesma. Além disso, há frequentemente extração ilegal de produtos florestais não madeiráveis, como bromélias e orquídeas, o que também requer patrulhamento.

A interligação dos fragmentos remanescentes de restinga conservados é fundamental para a conservação da biodiversidade de restinga e deve ser implantada segundo técnicas de restauração e ecologia de paisagem. Estes remanescentes devem ser manejados em nível de paisagem, pois deverão com o tempo agir como núcleos de irradiação de diversidade e reconstituição de populações de espécies nativas.

Outra medida fundamental para a conservação das áreas de restinga do Parque é a fiscalização. Deveria ser proibido o uso de motocicletas e jipes sobre as dunas e instalado um Posto de Fiscalização na entrada única da estrada-parque. Tal posto serviria ainda para viabilizar a conscientização dos veranistas sobre a importância ecológica da área. Adicionalmente, poderiam ser criados no Parque programas de coleta seletiva de lixo e produção de composto orgânico para produção de mudas do Viveiro Florestal do Parque já existente, com produção para 80.000 mudas. Tal viveiro possui papel fundamental na produção de mudas de restinga para a restauração da vegetação do Parque.

Na substituição de plantações de *Pinus* pela restauração de vegetação nativa, a reação pública pode ser desfavorável, requerendo a alocação de recursos para atividades de extensão, interpretação ambiental e divulgação.

No caso do Parque Florestal do Rio Vermelho, a educação ambiental acerca dos efeitos negativos da contaminação por *Pinus* deve ser intensamente trabalhada com as comunidades de São João do Rio Vermelho e Barra da Lagoa, já que o *Pinus* já está inserido na cultura local há mais de 30 anos, estando enraizado nos valores da comunidade local, sendo muitas vezes usado para ornamentação. É importante esclarecer os impactos

ambientais de *Pinus*, conquistando as comunidades como aliadas ao processo de erradicação do mesmo. Ao mesmo tempo deverá ser abordada a questão de conscientização para prevenção de incêndios acidentais (cigarros e fogueiras) e para a redução de incêndios criminosos por atos de vandalismo.

O gênero *Pinus* possui resina inflamável e o Parque é frequentemente alvo de incêndios. Recentemente, ocorreu um incêndio que, devido à falta de preparo do corpo de bombeiros para combate a incêndios florestais, se estendeu por dois dias, acarretando a queima de aproximadamente 10 hectares.

É necessária uma equipe treinada para prevenção e combate a incêndios florestais já que os talhões de *Pinus* ocorrentes dentro do Parque Florestal do Rio Vermelho, são focos potenciais de incêndios, ameaçando a área residencial de entorno do Parque e a biodiversidade nativa.

A substituição de *Pinus* pela restauração ecológica das restingas irá requerer programas, com recursos humanos qualificados, a saber: programa de zoneamento e inventário; programa de exploração florestal de mínimo impacto; programa de coleta de sementes e produção de mudas; programa de restauração; programa de controle (bianaual) de re-infestação de *Pinus*, incluindo o corte de árvores isoladas oriundas de invasão em fase reprodutiva (em geral, mais de cinco anos de idade) e retirada de cones da serapilheira (contêm sementes viáveis); programa contra incêndios; e programa de educação ambiental.

Considera-se que os reflorestamentos com *Pinus* spp., assim como os de *Eucalyptus* spp., são fundamentais para amenizar a pressão sobre as essências nativas. Porém, os plantios destas espécies exóticas devem ser feitos em áreas com vocação para a produção florestal, o que não é o caso do Parque Florestal do Rio Vermelho e nem da Ilha de Santa Catarina, áreas reconhecidas vocacionadas para a conservação ambiental e ecoturismo.

Apesar de Florianópolis contar com a Lei Municipal nº 1.516/1977 que proíbe

reflorestamentos com espécies exóticas nas áreas verdes das zonas urbanas, o município carece de legislação relativa à proibição do uso paisagístico e comercial de *Pinus* em zonas rurais, assim como a eliminação/controle dos povoamentos existentes. A eliminação dos focos de fonte de propágulos de *Pinus* deve estender-se a toda a Ilha, pois nela, não há função de produção comercial para o gênero. A manutenção de fontes de sementes através do cultivo de árvores de *Pinus* constitui um risco constante de re-infestação e de futuros problemas para os ambientes naturais.

A caracterização do efeito da contaminação biológica e da necessidade de políticas conservacionistas de educação

(conscientizando órgãos ambientais e comunidades), prevenção, controle, restauração e erradicação, acerca da contaminação biológica por *Pinus*, representa uma ação concreta para a conservação da biodiversidade do Parque Florestal do Rio Vermelho, o qual constitui a mais importante área destinada à conservação de restingas da Ilha de Santa Catarina.

O desafio da implementação da substituição de plantações de *Pinus* pela vegetação nativa no Parque Florestal do Rio Vermelho poderá ser encarado como um modelo que poderá ser extrapolado para diversas áreas invadidas na Região Sul do país.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CIDASC - Companhia Integrada de Desenvolvimento Agrícola de Santa Catarina. 2001. Disponível em: http://www.sc.gov.br/webcidasc/Rio_Vermelho.htm. Florianópolis. Acesso em 10 de setembro de 2001.

SEITZ, R. A. & CORVELLO, W. V. 1983. A regeneração natural de *Pinus elliottii* em área de

campo. **Anais do Simpósio sobre Florestas Plantadas nos Neotrópicos como Fonte de Energia**. UNESCO. IUFRO. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, p. 48-51.

SNUC – **Sistema Nacional de Unidades de Conservação**. 2000. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, p. 8.

BANCO DE SEMENTES DE RESTINGA SOB TALHÃO DE *PINUS ELLIOTTII* ENGELM., PARQUE FLORESTAL DO RIO VERMELHO, FLORIANÓPOLIS, SC

Neide Koehntopp Vieira

Bióloga, MSc. Biologia Vegetal
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
neidebot@yahoo.com.br

Ademir Reis

Biólogo, Prof. Dr. do Depto. Botânica
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
areis@ccb.ufsc.br

RESUMO

O banco de sementes do solo é composto por sementes viáveis presentes na serapilheira e no solo. As sementes presentes no banco desempenham funções básicas: manutenção da diversidade genética nas comunidades e populações; recolonização natural da vegetação em ambientes perturbados; promoção da sucessão ecológica. Este estudo teve como objetivo avaliar a composição do banco de sementes do solo de uma restinga sob um talhão de *Pinus elliottii*. Amostras de serapilheira e solo, correspondente a 3,04 m², foram coletados, levados à casa de vegetação e avaliados quinzenalmente pelo método de emergência de plântulas. Foram detectadas 558 plântulas distribuídas em 74 espécies de 31 famílias botânicas, correspondendo a uma estimativa de 1.835.526 sementes.ha⁻¹, sendo 822.368 sementes.ha⁻¹ na serapilheira e 1.013.158 sementes.ha⁻¹ no solo. As espécies com maiores densidades absolutas, representando 43% do total da amostra, foram: *Eupatorium casarettoi* (250.000.ha⁻¹), *Miconia ligustroides* (161.184.ha⁻¹), *Clidemia hirta* (151.316.ha⁻¹), *Commelina* sp. (101.974.ha⁻¹) e *Pinus elliottii* (121.711.ha⁻¹). Com relação às formas de vida, registraram-se 46 espécies herbáceas, 14 arbóreas, 11 arbustivas, duas epífitas e uma liana. Entre as espécies, 58 eram nativas e nove exóticas. A existência de 79% de espécies de restinga caracteriza o potencial local de sementes para a restauração da vegetação local. A percentagem de 12% de exóticas torna-se um alerta para o manejo das mesmas, já que uma possível invasão pode impedir ou dificultar a restauração natural.

Palavras-chave: Banco de Sementes, Restauração, Serapilheira, Solo.

ABSTRACT

SEED BANK OF *RESTINGA* UNDER *PINUS ELLIOTTII* ENGELM. PLANTATION, RIO VERMELHO FOREST PARK, FLORIANÓPOLIS, SC

The soil seed bank is made by available seeds on litter fall and on the soil. The seeds on the bank perform basic functions: genetic diversity maintenance on communities and populations, natural recolonization of vegetation on degraded land areas and promote the ecological succession. This study had as main goal to evaluate the composition of soil seed bank in a *restinga* under a *Pinus elliottii* plantation. Litter fall and soil samples, corresponding to 3,04 m², has been collected, taken to the glass house and evaluated fortnightly by seedlings emergence method. 558 seedlings from 74 species of 31 botanic families has been detected, which corresponding to 1.835.526 seeds/ha⁻¹, 822.368 seeds/ha⁻¹ in the litter fall and 1.013.158 seeds/ha⁻¹ in the soil. The species with high absolute density, representing 43% of the sample, were: *Eupatorium casarettoi* (250.000.ha⁻¹), *Miconia ligustroides* (161.184.ha⁻¹), *Clidemia hirta* (151.316.ha⁻¹), *Commelina* sp. (101.974.ha⁻¹) e *Pinus elliottii* (121.711.ha⁻¹). Related to the life forms, 46 herbaceous species, 14 wood species, 11 shrub species, two epiphytes and one liana had been detected. Among the species, 58 were natives and nine exotics. The presence of 79% species from *restinga* shows the local seeds potential for the restoration of the local vegetation. The percentage of exotics shows the need of their manage, since an invasion can difficult natural restoration.

Key word: Seed bank, Restoration, Litter, Soil.

INTRODUÇÃO

A vegetação ao longo da costa brasileira, notadamente a restinga, vem sofrendo forte impacto através de ações antropogênicas. Sua fragmentação e descontinuidade com outras tipologias vegetacionais comprometem sua dinâmica sucessional. A restauração dos atuais fragmentos deste tipo de vegetação representa um desafio, principalmente quando ocorre retirada da vegetação original e substituição por culturas. Conhecer a dinâmica do banco de sementes de uma vegetação representa uma importante ferramenta para a sua conservação e/ou restauração.

O termo banco de semente do solo foi utilizado por Roberts (1981) para designar o reservatório de sementes viáveis existente em uma determinada área de solo.

A fonte de sementes do banco é a chuva de sementes proveniente da comunidade local, da vizinhança e de áreas distantes, quando as sementes são dispersas após os distintos processos de dispersão (anemocoria, endozocoria, epizocoria, hidrocoria e autocoria) (Hall & Swaine, 1980). O período de tempo em que estas permanecem no solo é determinado por fatores fisiológicos (germinação, dormência e viabilidade) e ambientais (umidade, temperatura, luz, presença de predadores de sementes e patógenos) (Garwood, 1989). As sementes são enterradas por agentes físicos ou por animais, de maneira que algumas são destruídas por fungos, bactérias e pela fauna do solo, outras sobrevivem por muitos anos (Richards, 1998).

O banco pode ser transitório, com sementes de vida curta, que não apresentam dormência e germinam dentro de um ano após o período da dispersão, ou persistente, com sementes dormentes que permanecem viáveis no solo por mais de um ano (Garwood, 1989). Esta persistência representa, segundo Simpson et al. (1989), uma reserva do potencial genético acumulado, tendo importante função na manutenção da diversidade genética nas comunidades e populações (Brown

& Venable, 1986). O processo de evolução das sementes permitiu que se adaptassem no sentido de permanecerem ou não no banco de sementes. Para permanecerem, desenvolveram a característica de ser dormente, ou seja, não germinar e manter sua viabilidade (IPEF, 1997). Algumas sementes podem permanecer no banco por tempo indeterminado. Existem alguns estudos citados por Murdoch & Ellis (1992) que comprovam esta afirmação. Para exemplificar, cita-se um trabalho clássico sobre longevidade de sementes, desenvolvido por Beal em Michigan, em 1879, onde, cerca de 100 anos depois, Kivilaan & Bandurki, em 1981, detectaram 21 sementes viáveis de *Verbascum blattaria* L., uma semente de *Verbascum thapsus* L. e uma semente de *Malva rotundifolia* L.

A capacidade das sementes permanecerem dormentes no banco é uma importante estratégia biológica para a dinâmica de suas populações, permitindo que acompanhem a abertura de clareiras na floresta ou mudanças drásticas nas comunidades. Deste modo, quando ocorre abertura de clareiras, a colonização das mesmas é dada pela ativação do banco de sementes, associado com a chuva de sementes que cai sobre tais áreas (Richards, 1998). Já a restinga é caracterizada por um mosaico definido pela diversidade edáfica, ao contrário das florestas fechadas em que o mosaico é definido pela dinâmica de clareiras. Conseqüentemente, os grupos sucessionais do mosaico de restinga dependem estritamente da capacidade de suporte do solo do local em que a espécie está inserida. Desta forma, todas as espécies de restinga são consideradas como pioneiras edáficas e, possivelmente, grande parte delas desenvolvem a capacidade de formar banco de sementes (Bechara, 2003). O entendimento dos processos de regeneração natural de comunidades vegetacionais é importante para o sucesso do seu manejo (Daniel & Jankauskis, 1989), e uma das informações necessárias é o conhecimento do estoque de sementes existente no solo, ou seja, do banco de

sementes do solo, considerado, neste estudo, como todas as sementes e propágulos que emergirem das amostras de solo e de serapilheira durante o período de avaliação.

O Parque Florestal do Rio Vermelho (Florianópolis – SC), que na década de 60 teve 487 ha de sua área total plantados com *Pinus*, hoje apresenta cerca de 750 ha tomados por talhões de *Pinus*. Segundo Bechara (2003), a presença de *Pinus* afetou o banco local de sementes de espécies nativas e, como este representa a base do processo de regeneração natural, a sua restituição é fundamental para a restauração das restingas do parque.

Atualmente, existe a intenção de mudar toda a área do parque através da restauração da

vegetação nativa de restinga. Para orientar a substituição dos talhões de *Pinus* pela restauração da restinga, foi criada uma Unidade Demonstrativa, implementada por Bechara (2003), que constitui uma área piloto para o restante do parque. Nesta área foram realizados vários estudos visando embasar a restauração da restinga de todo os parques.

Desta forma, este estudo tem como objetivo caracterizar quantitativamente e qualitativamente a composição do banco de sementes do solo, qualificando as formas de vida (arbórea, arbustiva, herbácea, liana) e estimando a dinâmica do banco de sementes da restinga sob talhão de *Pinus elliottii* Engelm.

METODOLOGIA

A Unidade Demonstrativa (100 x 100 m), criada dentro do parque, foi dividida em quatro subáreas (repetições) de 2500 m², onde foi feito o corte de *Pinus* com início em abril/2002 e término em julho/2002. Em cada subárea foram tiradas cinco amostras de solo (quatro pontos próximos dos vértices e um ponto no centro) (Figura 1). As amostras foram retiradas com um amostrador circular de 22 cm de diâmetro (raio de 0,11 m), formando uma área total de 0,76 m². Este procedimento foi realizado em quatro momentos, correspondendo aos tratamentos (estações do ano), totalizando uma área de 3,04 m². A serapilheira peneirada (malha de 5 mm) e o solo (entre 3 e 5 cm de profundidade) foram acondicionados em sacos plásticos separadamente. O material coletado foi levado para casa de vegetação.

Os tratamentos correspondem às coletas realizadas nas estações: outono - abril de 2002, inverno - julho de 2002, primavera - outubro de 2002, e verão – janeiro de 2003, caracterizando um gradiente de tempo de abertura da clareira provocada pela retirada do talhão de *Pinus*.

Na casa de vegetação, cada repetição foi colocada em bandeja plástica (57 x 37 x 13 cm)

com fundo de 10 cm de areia lavada, mantendo-se separadas as porções serapilheira e solo. Para cada estação do ano foram montadas nove bandejas, sendo: quatro contendo serapilheira, quatro com solo e um controle (apenas com areia lavada), para verificar se houve contaminação das amostras.

A metodologia utilizada para detectar a presença e a quantidade de sementes do solo da restinga do PFRV foi através da emergência de plântulas, conforme Roberts (1981) e Christoffoleti & Caetano (1998).

As avaliações foram realizadas quinzenalmente, identificando-se e quantificando as plântulas. À medida que estas apresentavam o primeiro par de folhas, eram replantadas para vasilhos contendo solo. Os indivíduos não identificados foram herborizados e enviados aos especialistas para sua identificação ou comparação com material de campo. As exsicatas de material frutificado foram armazenadas no Herbário Flor (Horto Botânico - UFSC).

O experimento foi delineado em parcelas subdivididas (Gomes 1978), sendo uma única unidade experimental (Unidade Demonstrativa do Parque) avaliada no tempo (estações do ano).

Foi feito o teste de Kruskal-Wallis tanto

para comparar a composição do banco de sementes, quanto à densidade e a diversidade (formas de vida, síndromes de polinização e dispersão), nos diferentes substratos (serapilheira e solo) e nos diferentes tempos (banco nas quatro estações do ano) (Siegel, 1975).

Foram montadas Equações de Regressão (Beiguelman, 1994) para demonstrar o comportamento do banco de sementes da restinga

invadida por *Pinus* spp. As variáveis submetidas à análise de regressão foram número de espécies e de plântulas no decorrer do tempo.

A análise da variância e o teste de Tukey foram realizados através da análise dos dados obtidos durante 14 meses de avaliação de cada tratamento (estação do ano), e a Análise de Regressão que foi avaliada durante 21 meses.

RESULTADOS

Na área estudada foram detectadas 558 plântulas de 74 espécies e 31 famílias botânicas, o que corresponde a uma estimativa de 183 sementes.m⁻² durante o período de 14 meses (Tabela 1), atingindo 81 espécies aos 21 meses (Figura 2.a).

O banco de sementes apresentou 79% de espécies nativas, 12% de espécies exóticas e 9% de espécies indeterminadas. As cinco espécies com maior densidade absoluta foram: *Eupatorium casarettoi* (250.000 plântulas.ha⁻¹); *Miconia ligustroides* (161.184 plântulas.ha⁻¹); *Clidemia hirta* (151.316 plântulas.ha⁻¹); *Pinus* sp. (121.711 plântulas.ha⁻¹) e *Commelina* sp. (101.974 plântulas.ha⁻¹), representando 43% do total amostrado. Foram detectadas 19 espécies exclusivas na serapilheira, 31 no solo e 24 espécies comuns às duas porções (Tabela 2).

O banco de sementes apresentou espécies de todas as formas de vida, com predomínio das herbáceas (62%) sobre as arbóreas (19%), arbustivas (15%), ervas epífitas (3%) e lianas (1%) (Tabela 1).

Foram registradas, quanto às síndromes de polinização, 65% de espécies zoofílicas, 32% anemofílicas e 3% indeterminadas (Tabela 1); e quanto às síndromes de dispersão, 53% de

espécies anemocóricas, 35% zoocóricas, 4% autocóricas e 8% indeterminadas (Tabela 1).

A composição do banco de sementes quanto à densidade e à diversidade (síndromes de polinização e dispersão) nos diferentes substratos (serapilheira e solo) e nos diferentes tempos (estações do ano) não apresentou diferenças significativas. Quanto às formas de vida, houve diferença significativa apenas de espécies arbustivas na serapilheira e no solo ($H(1, N = 32) = 3,89447$; $p = 0,048$), apresentando uma média maior no solo. As outras formas de vida não apresentaram diferenças significativas nos diferentes substratos e nos diferentes tempos (Tabela 3).

A emergência de novas espécies no banco mostrou-se crescente até o 19º mês de observação (Figura 2.a).

O número acumulativo de plântulas demonstrou aumento gradativo até o vigésimo primeiro mês, tendendo a estabilizar a partir deste ponto (Figura 2.b, curva A); e a dinâmica de aparecimento das plântulas se caracterizou por uma curva leptocúrtica, atingindo maior emergência nos primeiros quatro meses (54%), diminuindo gradativamente com tendência a cessar a emergência com o tempo (Figura 2.b, curva B).

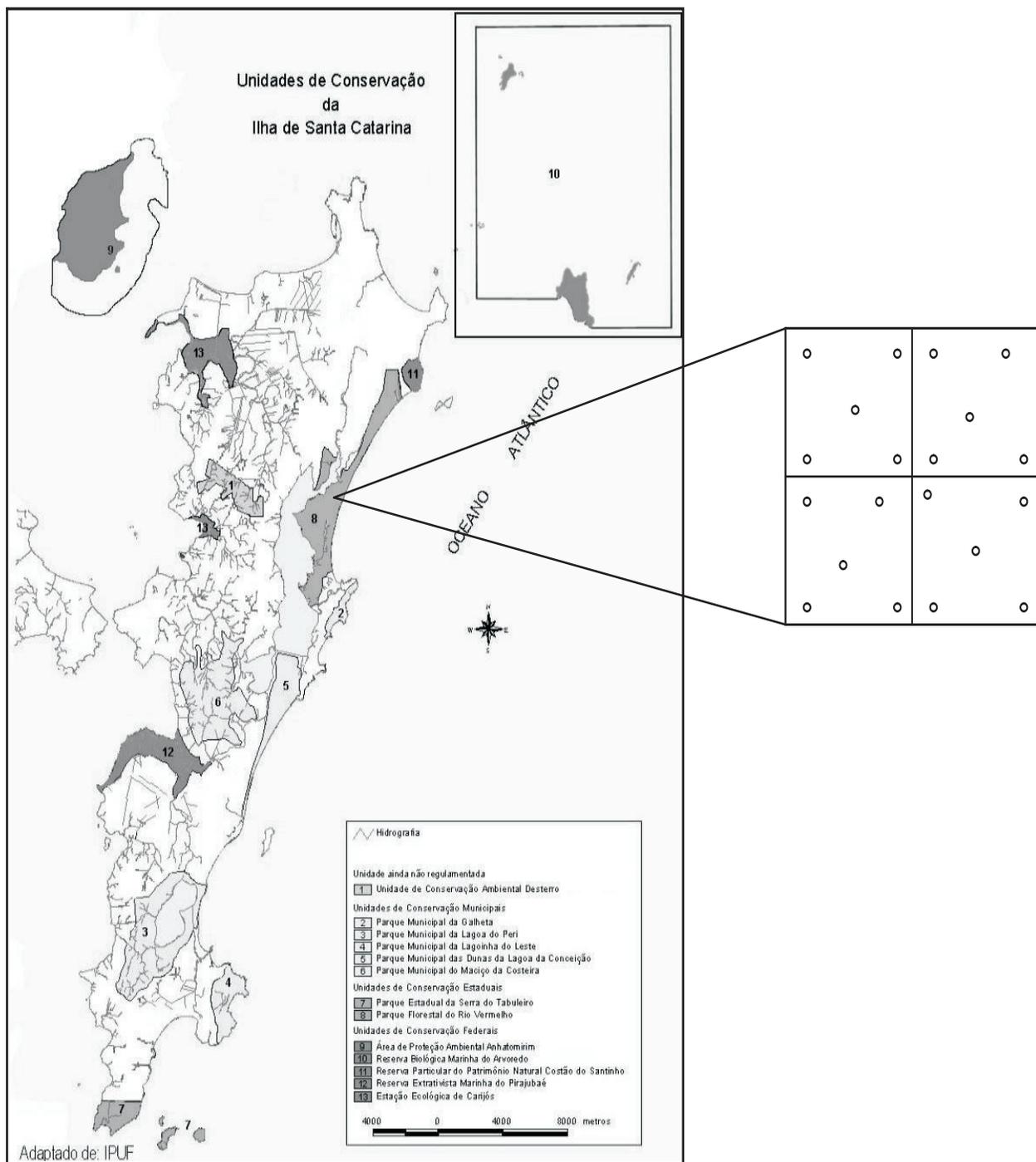


Figura 1. Localização da Unidade Demonstrativa dentro do Parque Florestal do Rio Vermelho na Ilha de Santa Catarina.

Tabela 1. Levantamento qualitativo e quantitativo do banco de sementes do solo. Dados oriundos de 3,04 m² de solo coletado entre 5 e 10 cm de profundidade no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC.

Família	Espécie	Plântulas	Densidade absoluta.ha ⁻¹	Forma de vida	Procedência	Síndrome de polinização	Síndrome de dispersão
ACANTHACEAE	<i>Thumbergia alata</i> Bojer ex Sims	1	3.289	liana	exótica	zoofílica	anemocórica
ARACEAE	<i>Anthurium gaudichaudianum</i> Kunth (*) (**)	1	3.289	erva	nativa	zoofílica	zoocórica
ARECACEAE	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	2	6.579	árvore	nativa	zoofílica	zoocórica
BROMELIACEAE	<i>Aechmea nudicaulis</i> Baker (*) (**)	2	6.579	erva epífita	nativa	zoofílica	zoocórica
CANNACEAE	<i>Canna indica</i> L.	1	3.289	erva	exótica	zoofílica	anemocórica
CAPPARIDACEAE	<i>Cleome spinosa</i> Jacq.	1	3.289	arbusto	exótica	zoofílica	anemocórica
CARYOPHYLLACEAE	<i>Drymaria</i> sp.	1	3.289	erva	nativa	zoofílica	anemocórica
CECROPIACEAE	<i>Cecropia glaziovii</i> Sneh. (*) (**)	5	16.447	arvore	nativa	anemofílica	zoocórica
COMMELINACEAE	<i>Commelina</i> sp.	31	101.974	erva	nativa	zoofílica	autocórica
COMPOSITAE	<i>Ageratum conyzoides</i> L. (**)	1	3.289	erva	nativa	zoofílica	anemocórica
	<i>Baccharis</i> sp.	1	3.289	erva	nativa	zoofílica	anemocórica
	<i>Bidens pilosa</i> L. (**)	1	3.289	erva	nativa	zoofílica	zoocórica
	<i>Coniza</i> sp. (*)	1	3.289	erva	nativa	zoofílica	anemocórica
	<i>Emilia coccinea</i> (Sims) Sweet	11	36.184	erva	exótica	zoofílica	anemocórica
	<i>Erechtites valerianaeifolia</i> (Less.) DC. (**)	4	13.158	erva	nativa	zoofílica	anemocórica
	<i>Eupatorium casarettoi</i> (B. L. Rob.) Steyer. (*) (**)	76	250.000	arbusto	nativa	zoofílica	anemocórica
	<i>Eupatorium</i> sp.	6	19.737	erva	nativa	zoofílica	anemocórica
	<i>Gnaphalium</i> sp.	5	16.447	erva	nativa	zoofílica	anemocórica
	Morfoespécie 1	1	3.289	erva	indeterminada	zoofílica	indeterminada
	Morfoespécie 2	1	3.289	erva	indeterminada	zoofílica	indeterminada
	Morfoespécie 3	1	3.289	erva	indeterminada	zoofílica	indeterminada
	<i>Solidago chilensis</i> Meyen (**)	1	3.289	erva	nativa	zoofílica	anemocórica
	<i>Vernonia scorpioides</i> (Lam.) Pers. (**)	1	3.289	arbusto	nativa	zoofílica	anemocórica
	<i>Vernonia tweediana</i> Baker (**)	3	9.868	arbusto	nativa	zoofílica	anemocórica
CYPERACEAE	<i>Bulbostylis cf. capilaris</i> L.	1	3.289	erva	nativa	anemofílica	anemocórica
	<i>Cyperus aggregatus</i> (Wild.) Endl.	18	59.211	erva	nativa	anemofílica	anemocórica
	<i>Cyperus cf. ligularis</i> L.	5	16.447	erva	nativa	anemofílica	anemocórica
	<i>Cyperus diffusus</i> Vahl.	10	32.895	erva	nativa	anemofílica	anemocórica
	<i>Cyperus hermaphroditus</i> (Jacq.) Standl.	13	42.763	erva	nativa	anemofílica	anemocórica
	<i>Cyperus pohlii</i> (Ness) Steud.	6	19.737	erva	nativa	anemofílica	anemocórica
	<i>Kyllinga</i> sp.	5	16.447	erva	nativa	anemofílica	anemocórica
EUPHORBIACEAE	<i>Alchornea triplinervea</i> (Casar.) M. Arg. (*) (**)	9	29.605	árvore	nativa	zoofílica	zoocórica
	<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxburg	7	23.026	erva	nativa	anemofílica	anemocórica
	<i>Sebastiania corniculata</i> (Vahl.) Müll. Arg. (*) (**)	3	9.868	erva	nativa	zoofílica	autocórica
FLACOURTIACEAE	<i>Casearia silvestris</i> Sw. (**)	2	6.579	árvore	nativa	zoofílica	zoocórica
GESNERIACEAE	Morfoespécie 4	1	3.289	erva	indeterminada	zoofílica	zoocórica
	<i>Rechsteineria</i> sp.	2	6.579	erva epífita	nativa	zoofílica	anemocórica
GRAMINEAE	<i>Axonopus obtusifolius</i> (Raddi) Chase	1	3.289	erva	nativa	anemofílica	anemocórica
	<i>Digitaria ciliaris</i> (Reitz) Koeler	7	23.026	erva	nativa	anemofílica	anemocórica
	<i>Homolepsis</i> sp.	3	9.868	erva	nativa	anemofílica	anemocórica
	<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	15	49.342	erva	nativa	anemofílica	anemocórica
	<i>Lolium</i> sp.	21	69.079	erva	nativa	anemofílica	anemocórica
	<i>Panicum cf. ovuliferum</i> Trin.	1	3.289	erva	nativa	anemofílica	anemocórica
	<i>Panicum pilosum</i> Sw.	1	3.289	erva	nativa	anemofílica	anemocórica
	<i>Paspalum arenarium</i> Schrad.	2	6.579	erva	nativa	anemofílica	anemocórica
	<i>Paspalum cf. regnelii</i> Mez	2	6.579	erva	nativa	anemofílica	anemocórica
	<i>Paspalum juergensii</i> Hack.	16	52.632	erva	nativa	anemofílica	anemocórica
LAURACEAE	Morfoespécie 5	1	3.289	árvore	indeterminada	indeterminada	indeterminada
	<i>Ocotea pulchella</i> Mart. (*) (**)	1	3.289	árvore	nativa	zoofílica	zoocórica
LEGUMINOSAE	<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth	8	26.316	erva	nativa	zoofílica	zoocórica

(*) espécies de restinga primária; (**) espécies de estágios de regeneração de restinga (Falkenberg, 1999).

Tabela 2. Ocorrência de espécies nas amostras de serapilheira e de solo do banco de sementes da Unidade Demonstrativa do Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC.

Espécies só ocorrentes na serapilheira	Espécies só ocorrentes no solo	Espécies comuns a serapilheira e ao solo
<i>Aechmea nudicaulis</i> Baker	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	<i>Alchornea triplinervea</i> var. <i>janeirensis</i> (Casar.) M. Arg.
<i>Coniza</i> sp.	<i>Anthurium gaudichaudianum</i> Kunth	<i>Cecropia glaziovii</i> Smetl.
<i>Erechtites valerianaeifolia</i> (Less.) DC.	<i>Axonopus obtusifolius</i> (Raddi) Chase	<i>Citadema hirta</i> (L.) D. Don.
<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	<i>Baccharis</i> sp.	<i>Coccocypselum guianense</i> (Aubl.) K. Schum.
Morfoespécie 5	<i>Bidens pilosa</i> L.	<i>Commelina</i> sp.
Morfoespécie 6	<i>Bulbostylis</i> cf. <i>capilaris</i> L.	<i>Cyperus aggregatus</i> (Wild.) Endl.
<i>Myrsine coriaceae</i> (Sw.) R. Br. ex Roem & Schult.	<i>Canna indica</i> L.	<i>Cyperus difflusus</i> Vahl.
<i>Ocotea pulchella</i> Mart.	<i>Casearia silvestris</i> Sw.	<i>Cyperus hermaphroditus</i> (Jacq.) Standl.
<i>Panicum pilosum</i> Sw.	<i>Cleome spinosa</i> Jacq.	<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth
<i>Parietaria</i> sp.	<i>Cyperus</i> cf. <i>ligularis</i> L.	<i>Diodela radula</i> (Wild. & Hoffmanns ex Roem. & Schult.) Delprete
<i>Paspalum</i> cf. <i>regnellii</i> Mez	<i>Cyperus pohlii</i> (Ness) Steud.	<i>Dodonaea viscosa</i> (L.) Jacq.
<i>Paspalum juergensii</i> Hack.	<i>Digitaria ciliaris</i> (Reitz) Koeler	<i>Emilia coccinea</i> (Sims) Sweet
<i>Polygonum</i> cf. <i>punctatum</i> Elliot.	<i>Drymaria</i> sp.	<i>Eupatorium casarettoi</i> (B. L. Rob.) Steyerm.
<i>Psidium</i> sp.	<i>Gnaphalium</i> sp.	<i>Eupatorium</i> sp.
<i>Solanum americanum</i> Mill.	<i>Kyllinga</i> sp.	<i>Ficus organensis</i> (Miq.) Miq.
<i>Solidago chilensis</i> Meyen	<i>Lolium</i> sp.	<i>Homolepsis</i> sp.
<i>Tibouchina versicolor</i> (Lindl.) Cogn.	<i>Melia azedarach</i> L.	<i>Miconia ligustroides</i> (D. C.) Naudin
<i>Vernonia scorpioides</i> (Lam.) Pers.	Morfoespécie 1	<i>Peperomia glabella</i> (Sw.) A. Dietr.
<i>Vernonia tweediana</i> Baker	Morfoespécie 2	<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxburg
	Morfoespécie 3	<i>Phytolaca tyrsiflora</i> Fenzl. ex Schmidt
	Morfoespécie 4	<i>Pinus</i> sp.
	<i>Morus nigra</i> L.	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.
	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	<i>Psychotria</i> cf. <i>brachipoda</i> (Müll. Arg) Britton
	<i>Panicum</i> cf. <i>ovuliferum</i> Trin.	<i>Rechsteineria</i> sp.
	<i>Paspalum arenarium</i> Schrad.	
	<i>Sebastiania corniculata</i> (Vahl.) Müll. Arg.	
	<i>Solanum sisymbriifolium</i> Lam.	
	<i>Spylozanthus</i> sp.	
	<i>Stagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	
	<i>Thumbergia alata</i> Bojer ex Sims	
	<i>Tibouchina urvilleana</i> (DC.) Cogn.	
TOTAL = 19	TOTAL = 31	TOTAL = 24

Tabela 3. Médias das espécies encontradas nos diferentes substratos e nos diferentes tempos (estações do ano) no Parque Florestal do Rio Vermelho (Florianópolis, SC), classificadas quanto às formas de vida, síndromes de polinização e de dispersão, submetidas ao teste de Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$).

	Número espécies	Número plântulas	Formas de Vida				Síndromes de Polinização			Síndromes de Dispersão			
			erva	Arbusto	árvore	liana	Anemofílica	Zoofílica	Indeterm.	Anemocórica	Autocórica	Zoocórica	Indeterm.
Serapilheira	15,78a	14,75a	15,75a	13,37 ^a	19,56a	16,00a	15,66a	15,50a	17,03a	14,03a	17,00a	17,31a	18,09a
Solo	17,22a	18,25a	17,25a	19,62b	13,44a	17,00a	17,34a	17,50a	15,97a	18,97a	16,00a	15,69a	14,91a
Outono	17,06a	19,75a	16,81a	14,25 ^a	20,12a	16,00a	18,75a	16,94a	15,00a	18,25a	16,00a	17,44a	15,12a
Inverno	16,31a	16,37a	13,37a	16,06 ^a	20,31a	18,00a	17,50a	15,25a	15,00a	16,00a	18,00a	17,06a	14,69a
Primavera	15,37a	11,56a	18,50a	15,56 ^a	11,00a	16,00a	15,00a	15,75a	19,06a	16,00a	16,00a	13,69a	18,69a
Verão	17,25a	18,31a	17,31a	20,12 ^a	14,56a	16,00a	14,75a	18,06a	16,94a	15,75a	16,00a	17,81a	17,50a
Serapilheira - Outono	15,12a	18,12a	14,12a	12,50 ^a	23,37a	16,00a	16,75a	15,25a	15,00a	14,12a	18,00a	17,87a	16,75a
Serapilheira - Inverno	13,25a	12,62a	11,87a	11,75 ^a	19,50a	16,00a	16,50a	11,50a	15,00a	12,50a	18,00a	15,12a	15,87a
Serapilheira - Primavera	15,00a	10,62a	16,87a	12,50 ^a	16,25a	16,00a	15,87a	13,62a	19,25a	16,12a	14,00a	14,25a	18,25a
Serapilheira - Verão	19,75a	17,62a	20,12a	16,75 ^a	19,12a	16,00a	13,50a	21,62a	18,87a	13,37a	18,00a	22,00a	21,50a
Solo - Outono	19,00a	21,37a	19,50a	16,00a	16,87a	16,00a	20,75a	18,62a	15,00a	22,37a	14,00a	17,00a	13,50a
Solo - Inverno	19,37a	20,12a	14,87a	20,37 ^a	21,12a	20,00a	18,50a	19,00a	15,00a	19,50a	18,00a	19,00a	13,50a
Solo - Primavera	15,75a	12,50a	20,12a	18,62 ^a	5,75a	16,00a	14,12a	17,87a	18,87a	15,87a	18,00a	13,12a	19,12a
Solo - Verão	14,75a	19,00a	14,50a	23,50 ^a	10,00a	16,00a	16,00a	14,50a	15,00a	18,12a	14,00a	13,62a	13,50a

Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ao nível de significância de 5%.

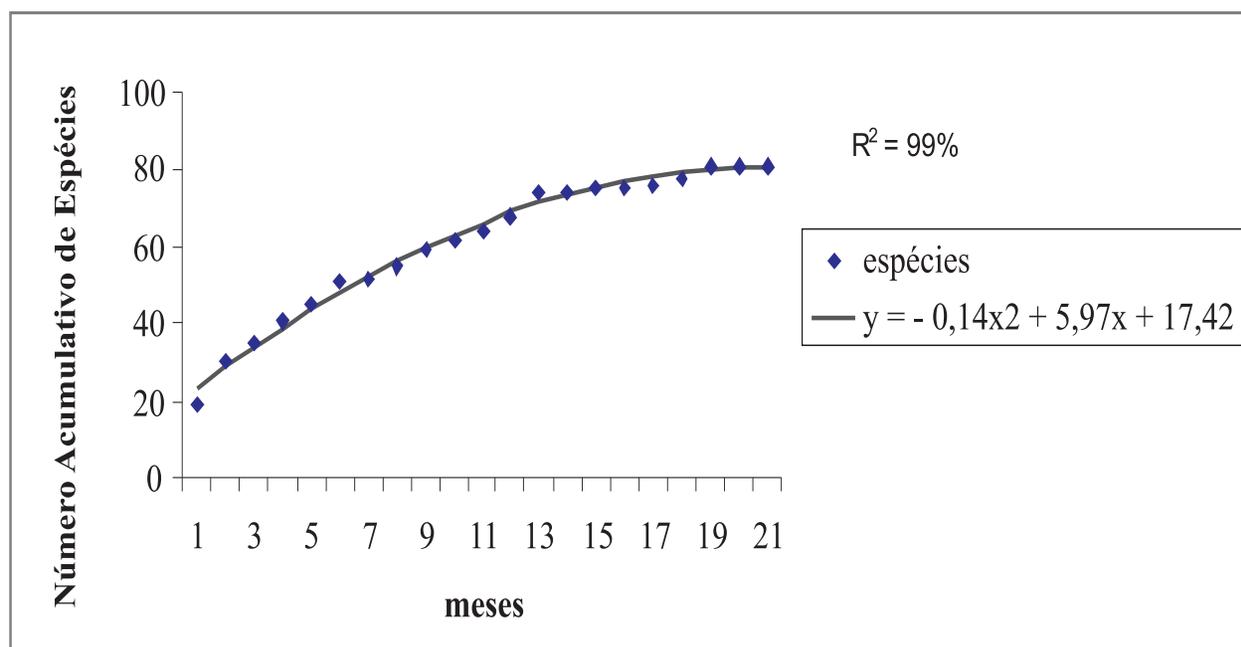


Figura 2.a. Tendência do comportamento germinativo das espécies detectadas no banco de sementes coletado na Unidade Demonstrativa do Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC, avaliado em casa de vegetação.

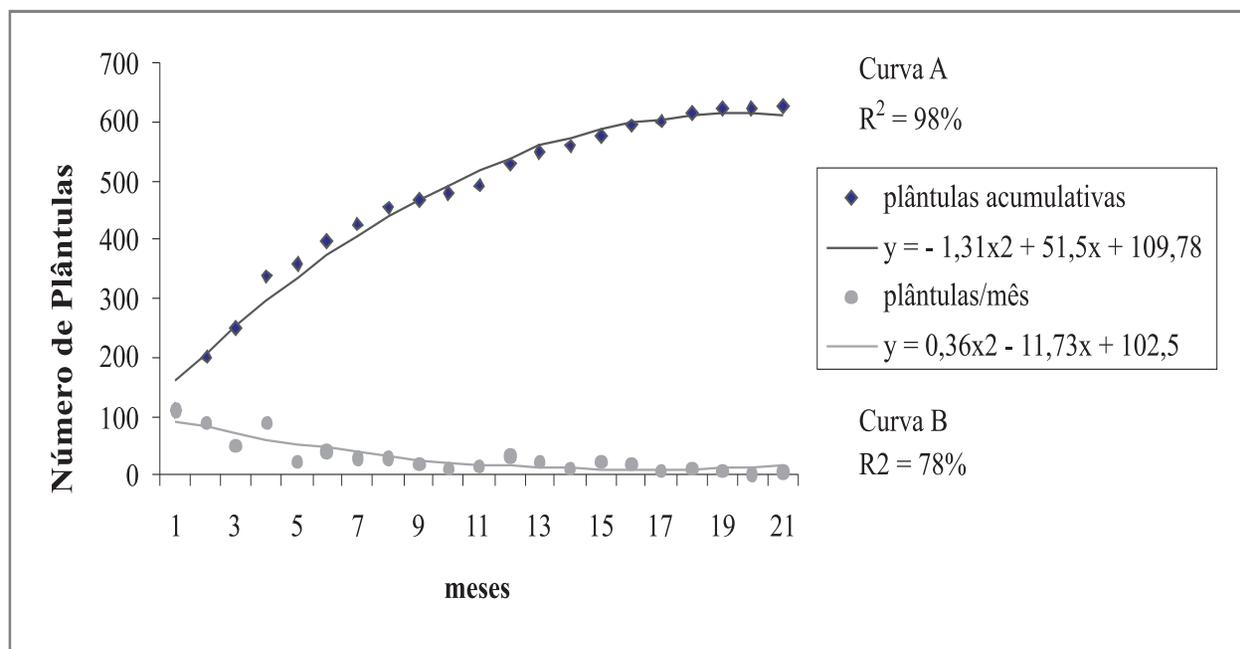


Figura 2.b. Tendências do comportamento germinativo das plântulas detectadas no banco de sementes coletado na Unidade Demonstrativa do Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC, avaliado em casa de vegetação. Curva A: número acumulado de plântulas/mês; Curva B: número de plântulas/mês.

DISCUSSÃO

A vegetação de restinga do Parque Florestal do Rio Vermelho sofreu inibição de sua sucessão devido à presença dos talhões de *Pinus* por cerca de 40 anos. Esta condição peculiar pode ter modificado completamente o banco de sementes da restinga primitiva. No entanto, durante a permanência do *Pinus*, formou-se o novo banco de sementes constatado neste trabalho, estimado em 183 sementes.m⁻² e uma diversidade de 74 espécies.

Este novo banco pode ter sido formado pela dispersão de sementes de algumas espécies que colonizaram e se aclimataram sob o talhão de *Pinus*, e/ou pela entrada de sementes provenientes de fragmentos preservados adjacentes, que se encontram a cerca de 200 – 300 m de distância da área estudada.

O maior número de espécies chegou à área através da ação do vento (53%), proveniente de fragmentos externos, uma vez que dentro dos talhões de *Pinus* o vento deve ter ação irrisória. Evidenciou-se a presença de animais na área, pela

constatação de 26 espécies (35%) zoocóricas. Um grupo menor de espécies adaptadas para a dispersão autocórica colonizou a área inicialmente através da ação de animais e, atualmente, mantém o banco de sementes pela sua forma de dispersão.

A diversidade e a quantidade de sementes do banco na área estudada devem representar uma amostra da composição florística dos fragmentos adjacentes, já que estes servem como fonte de sementes para área estudada. Segundo a literatura, a composição do banco de sementes é muito variável tanto entre ecossistemas quanto entre regiões, como verificado por Franks (2003), que encontrou 1.412 sementes.m⁻² e 2.132 sementes.m⁻² em duas ilhas costeiras; Baptista & Shumway (1998), 337 sementes.m⁻²; e Looney & Gibsons (1995), 4.522 sementes.m⁻². Garwood (1989) detectou uma variação de 4 a 67 espécies, estudando ambientes tropicais, e Franks (2003) detectou 31 espécies em dunas costeiras.

O acúmulo de sementes no banco varia de acordo com a entrada (dispersão) e saída

(germinação, morte, patógenos ou predadores) de sementes (Almeida-Cortez 2004), com a estrutura da vegetação local e circunvizinha e com a longevidade das sementes no solo (Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002).

Na área estudada, a quantidade de sementes no solo deve estar diretamente relacionada à influência dos talhões de *Pinus*. Tendo a restinga uma vegetação de caráter essencialmente edáfico, suas espécies devem estar adaptadas para a formação de um banco de sementes muito dinâmico devido à forte insolação, mudanças de temperatura e variação de umidade. Sob os talhões de *Pinus*, estes fatores devem apresentar uma maior estabilidade, principalmente pelo forte sombreamento de suas copas e manutenção da umidade no solo através da camada de acículas (± 15 cm). Esta nova condição deve ter afetado o tempo de permanência das sementes no banco, impedindo-as de germinar e, conseqüentemente, propiciando uma maior permanência das sementes no solo. Isto sugere que a densidade de sementes no banco, sob talhões de *Pinus*, possa ser maior do que na vegetação de restinga adjacente.

Para que uma semente saia do banco e germine são necessárias condições ideais de luminosidade, umidade e temperatura. Segundo Brown (1992), cada tipo de dormência de sementes requer um estímulo ambiental diferente (luz, temperatura, umidade, fotoperíodo) para quebrar a dormência e iniciar o processo de germinação.

Sugere-se que a riqueza de espécies do banco de sementes de uma restinga natural seja maior do que a detectada sob talhão de *Pinus* (74 espécies). Os talhões devem ter atuado como barreira para algumas espécies anemocóricas e podem ter influenciado na fauna que normalmente freqüenta ambientes de restinga.

A existência de 79% de espécies nativas deve ser considerada como potencial de sementes para a restauração da vegetação local, e a percentagem de 12% de exóticas torna-se um alerta para o manejo das mesmas, no sentido de evitar uma possível contaminação biológica na área.

O banco apresentou espécies de todas as

formas de vida, com grande proporção de herbáceas. A restinga, nos estágios inicial de sucessão, apresenta, predominantemente, espécies herbáceas (Falkenberg, 1999), justificando a importância destas espécies no banco para iniciar o processo sucessional para a formação de uma nova vegetação de restinga.

As espécies zoofílicas e zoocóricas no banco de sementes da restinga estudada representam potencialidade para a produção de recursos alimentícios para a fauna, através da produção de pólen, néctar e frutos. Por outro lado, as espécies anemofílicas e anemocóricas apresentam recursos alimentares através da herbivoria. Em conjunto, permitem a sucessão animal na área e a formação de uma camada de serapilheira capaz de propiciar localmente a ciclagem de nutrientes. Segundo Einloft *et al.* (2000), na camada de serapilheira encontra-se grande atividade biológica, fundamental para a ciclagem de nutrientes no sistema, e esta combinação de nutrientes, umidade, microorganismos e banco de sementes pode ser ideal para a revegetação ambiental.

Os experimentos demonstraram que grande parte das plântulas providas do banco emerge nos primeiros quatro meses (54%) após a coleta do solo. Araújo *et al.* (2001) obtiveram a maior proporção de sementes germinadas no primeiro mês de observação (40% de emergência). Isto demonstra a potencialidade do banco de sementes de fornecer uma rápida cobertura do solo logo após sofrer algum tipo de perturbação. Esta rápida manifestação do banco de sementes contribui para o seu diagnóstico em áreas a serem restauradas.

A emergência de novas espécies mostrou-se crescente durante 19 meses de observação. Possivelmente o número de espécies seja ainda maior do que o detectado. Isto sugere que uma real avaliação da diversidade de espécies de um banco de sementes deveria propiciar melhores condições para todas as espécies serem recrutadas do banco. O revolvimento do solo, expondo-o a maior luminosidade e irrigação em casa de

vegetação, pode não ter sido suficiente para que todas as espécies germinassem. Talvez um segundo impacto de revolvimento permitiria que outras sementes emergissem. Estes fatos demonstram que as espécies evoluíram para condições muito variadas para serem recrutadas quando no banco de sementes do solo.

O corte das árvores de *Pinus*, no parque, talvez não seja suficiente para ativar o banco de sementes, já que muitas se encontram enterradas na camada de solo abaixo da serapilheira. Considerando que muitas das espécies pioneiras, responsáveis pela cobertura inicial do solo e pelo princípio do processo sucessional, são fotoblásticas positivas, ou seja, necessitam de luminosidade para germinar, seria preciso trazer estas sementes à superfície para aumentar as probabilidades de emergência. Para isto, seria necessário fazer o revolvimento do solo para expor as sementes à luz, dando início ao processo de restauração natural da restinga.

A ativação do banco de sementes de uma área sob processo de restauração é uma das metodologias mais simples e eficientes desde que se constate a existência de uma diversidade desejável de sementes no banco. O processo de exploração dos talhões de *Pinus* já representa uma certa ativação, pois a queda de árvores, seu arraste e o movimento de máquinas revolve o solo local. Isto permite que as espécies com maior facilidade de emergência colonizem a área e iniciem sua regeneração. No entanto, muitas sementes podem ter sido mantidas no banco, sugerindo que, após um ano, seja realizada uma segunda ativação. Locais sem vegetação podem ter o solo revolvido para a ativação. Considerando o princípio da nucleação, recomendado por Reis et al. (2003), sugere-se o revolvimento em áreas espaçadas, com superfícies pequenas, imitando as coroas realizadas nos reflorestamentos, para que haja a ativação do banco de sementes em áreas a serem restauradas.

Apesar de não haver diferença significativa, ocorreram espécies exclusivas na serapilheira e no solo. Porém, é difícil justificar a presença ou ausência das espécies em cada extrato. Pode-se

sugerir que as sementes dispersadas no banco de sementes da restinga do parque sofreram a ação da biota do solo e dos fatores abióticos na sua distribuição através dos extratos. Conforme alguns autores, as sementes podem ser enterradas através da percolação da água, especialmente em solos de textura grossa, ou transportadas para as partes mais profundas do solo por anelídeos e artrópodes (Hopkins & Graham, 1983) e por pequenos mamíferos (Thompson & Grime, 1979).

Este estudo foi realizado em casa de vegetação, onde as condições podem não ter sido favoráveis para estimular a germinação de todas as espécies viáveis. Algumas sementes podem ter permanecido dormentes enterradas no solo, principalmente as fotoblásticas positivas, que precisam da luminosidade para germinar. Talvez o revolvimento do solo na casa de vegetação, sugerido por Forcella (1984), pudesse ativar o banco e aumentar a germinação. Este procedimento, porém, não foi realizado neste estudo. Se o fosse, talvez pudesse ter aumentado a densidade e a diversidade de espécies detectadas.

O fato das análises mostrarem diversidade e densidade de espécies não significativamente diferentes entre as estações, inicialmente pareceu um resultado não esperado. A hipótese inicial seria de uma grande diminuição do banco após o impacto da exploração dos *Pinus*, através do revolvimento do solo, exposição à luz, temperaturas variáveis e outros fatores promotores da germinação das sementes do banco. No outono, antes da exploração do *Pinus*, a área amostrada deveria estar numa situação de relativa estabilidade. Com a exploração, nas estações seguintes, a área foi exposta a uma nova condição, caracterizando a abertura de uma grande clareira. Sob esta condição, sob uma maior exposição à luz, muitas espécies germinaram. A manutenção do número de espécies e de sementes durante as quatro estações do ano deve estar relacionada a um aumento na entrada de sementes através da dispersão pelo vento e pelos animais, recompondo, desta forma, o banco de sementes do solo.

A riqueza de espécies e a dinâmica do

banco de sementes da vegetação de restinga devem ser variáveis no tempo e no espaço, formando um mosaico espacial. Estudos mais detalhados destes

mosaicos virão contribuir para ações de manejo, visando à conservação e à restauração deste ecossistema.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA-CORTEZ, J. S. de. 2004. Dispersão e Banco de Sementes. In: GUI FERREIRA, A. & BORGUETTI, F. (orgs.). **Germinação do básico ao aplicado**. Artmed Editora S. A. Porto Alegre, RS. P. 225-235.
- ARAUJO, M.M.; OLIVEIRA, F. A.; VIEIRA, I. C. G.; BARROS, P. L. C. de & LIMA, C. A. T. de. 2001. Densidade e Composição Florística do Banco de Sementes do Solo de Florestas Sucessionais na Região do baixo Rio Guamá, Amazônia Oriental. **Scientia Forestalis** n. 59, p. 115-130.
- BAPTISTA, T. L. & SHUMWAY, S. W. 1998. A comparison of the seed banks of sand dunes with different disturbances histories on Cape National Seashore. **Rhodora** 100: 298 - 313.
- BECHARA, F. C. 2003. **Restauração Ecológica de Restingas Contaminadas por *Pinus* no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC**. Dissertação apresentada ao programa de pós-graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis - SC.
- BEIGUELMAN, B. 1994. **Curso Prático de Bioestatística**. Ribeirão Preto, Sociedade Brasileira de Genética, 224p.
- BROWN, J. S. & VENABLE, D. L. 1986. Evolutionary Ecology of Seed-bank Annuals in Temporally varying environments. **American Naturalist** 127:31-47.
- BROWN, D. 1992. Estimating the composition of a Forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. **Canadian Journal of Botany** 70: 1603-1612.
- CHRISTOFFOLETI, P. J. & CAETANO, R. S. X. 1998. Soil Seed Banks. **Scientia Agricola** Vol. 55 special issue Piracicaba, 7p.
- DANIEL, O.; JANKAUSKIS, J. 1989. Avaliação de metodologia para o estudo do estoque de sementes do solo. **Série IPEF** 41/ 42: 18-26.
- EINLOFT, R.; OZÓRIO, T. F. & SILVA JÚNIOR, W. M. da. 2000. Técnicas de revegetação para recuperação de áreas degradadas. **Ação Ambiental** 10: 19- 20.
- FALKENBERG, D. B. 1999. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, Sul do Brasil. **Insula** 28: 1-30.
- FORCELLA, F. 1984. A species-area curve for buried viable seeds. **Aust. J. Agric. Res.** 35: 645-652.
- FRANKS, S. J. 2003. Facilitation in multiple life-history stages: evidence for nucleated succession in coastal dunes. **Plant Ecology** 168: 1-11.
- GARWOOD, N. C. 1989. Tropical Soil Seed Banks: a Review. In: LECK, M.A.; PARKER, T. V.; SIMPSON, R. L. (Ed.). **Ecology of Soil Seed Banks**. New York: Academic Press. p. 149-209.
- GOMES, E. P. 1978. **Curso de Estatística Experimental**. Universidade de São Paulo. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Editora Livraria Nobel S.A. 441p.
- HALL, J. B. & SWAINE, M. D. 1980. Seed Stocks in Ghanaian Forest Soils. **Biotropica** 12: 256-263.
- HOPKINS, M. S. & GRAHAM, A. W. 1983. The species composition of soil seed banks beneath lowland tropical rain forest in North Queensland, Australia. **Biotropica** 15: 90- 99.
- IPEF, 1997 - VIEIRA, I. G. & FERNANDES, G. D. 1997. Dormência de Sementes. Informativo Sementes. IPEF. Disponível em: <http://www.ipef.br/especies/dormencia.html>. Acesso em fevereiro de 2002.
- LOONEY, P. B. & GIBSON, D. J. 1995. The relationship between the soil seed bank and above-ground vegetation of a coastal barrier island.

- Journal of Vegetation Science** 6: 825 - 836.
- MURDOCH, A. J. & ELLIS, R. H. 1992. Longevity, Viability and Dormancy. In: FENNER, M. **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. CAB International, Wallingford, U.K. Pages 193-229.
- PMF. 2004. Florianópolis. Prefeitura Municipal de Florianópolis. Disponível em: http://www.pmf.sc.gov.br/cidade/perfil_de_florianopolis/fisico_geog.htm. Acesso em outubro de 2004.
- REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPINDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K.; SOUZA, L. L. 2003. Restoration of damaged land areas: using nucleation to improve successional processes. **The Brazilian Journal of Nature Conservation** 1: 85-92.
- RICHARDS, P. W. 1998. **The tropical rain forest: an ecological study**. Cambridge University Press. Cambridge, p. 115-116.
- ROBERTS, H. A. 1981. Seed banks in the soil. **Advances in Applied Biology**, Cambridge, Academic Press, v.6, 55 p.
- SANTA CATARINA. 1986. **Atlas de Santa Catarina**. Governo do Estado de Santa Catarina. Gabinete de Planejamento e Coordenação Geral. Rio de Janeiro, p. 61-67.
- SIEGEL, S. 1975. **Estatística Não-Paramétrica Para as Ciências do Comportamento**. Editora McGraw-Hill Ltda. São Paulo – SP, p. 209-219.
- SIMPSON, R. L.; LECK, M. A.; PARKER, V. T. 1989. Seed banks: General concepts and methodological issues. In: LECK, M.A.; PARKER, V.T; SIMPSON, R.L. (Ed). **Ecology of soil seed banks**. London: Academic Press, p. 3-8.
- THOMPSON, K. & GRIME, J. P. 1979. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. **Journal of Ecology** 67: 893 - 921.

FORMAÇÃO DE BANCO DE SEMENTES TRANSITÓRIO EM *PINUS ELLIOTTII* ENGELM. NO PARQUE FLORESTAL DO RIO VERMELHO, FLORIANÓPOLIS, SC

Neide Koehntopp Vieira

Bióloga, MSc. Biologia Vegetal
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
neidebot@yahoo.com.br

Ademir Reis

Biólogo, Prof. Dr. do Depto. Botânica
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
areis@ccb.ufsc.br

RESUMO

O gênero *Pinus* é considerado o invasor exótico mais problemático do globo, e sua invasão no Município de Florianópolis (SC) vêm ocorrendo em várias unidades de conservação. A formação de banco de sementes é uma estratégia de sobrevivência das espécies e, quando presentes em espécies exóticas invasoras, dificultam seu controle e erradicação. Visando à preservação do maior complexo de restinga da Ilha de Santa Catarina, presente no Parque Florestal do Rio Vermelho (PFRV), este estudo tem como objetivo testar a longevidade das sementes de *Pinus elliottii* sob condições de dunas. Foram coletados estróbilos fecundados e maduros de cinco indivíduos adultos de *Pinus elliottii* no PFRV e, após beneficiamento das sementes, estas foram colocadas em 16 pacotes de tela de sombrite (16 x 8 cm) com 100 sementes por pacote, os quais foram enterrados no solo na Unidade Demonstrativa do PFRV. As sementes foram mantidas enterradas por três, seis, nove e doze meses. Trimestralmente, quatro pacotes foram desenterrados e as sementes postas para germinar em casa de vegetação, sendo avaliadas mensalmente quanto à emergência das plântulas. A espécie demonstrou formar um banco de sementes transitório, perdendo sua viabilidade após três meses sob o solo. Esta perda rápida da viabilidade das sementes no solo é um fator positivo para o controle da espécie em área de preservação. Torna-se essencial a criação de medidas de controle desta invasora, bem como a conscientização ambiental e a criação de políticas públicas que visem à eliminação da contaminação biológica para esta espécie.

Palavras-chave: Banco De Sementes, Exótico Invasor, Restinga, Viabilidade.

ABSTRACT

FORMATION OF A TRANSITORY SEED BANK OF *PINUS ELLIOTTII* ENGELM. ON RIO VERMELHO FOREST PARK, FLORIANÓPOLIS, SC

The *Pinus* gender is considered the most exotic invasive of the world. Its invasion on Florianópolis city (SC) is occurring in many conservation unites. The seed bank formation is a species estrategy of survival and, when present in exotic species, difficult their manage. Aiming the preservation of the bigger complex of *restinga* of Santa Catarina Island, on the Rio Vermelho Forest Park (PFRV), this study has as a goal to test the longevity of seeds under dune conditions. Mature and fecundated strobilius of five adults *Pinus elliottii* individuals has been collected on PFRV, and, after being prepared, had been put in 16 packages of canvas (16 x 8 cm) with 100 seeds each one and buried on Demonstrative Unity soil of PFRV. The seeds were kept buried for three, six, nine and twelve months. Every three months, four packages were collected, the seeds were put to germinate on glass house and their emergence was evaluated monthly. The specie seemed to form an transitory seed bank, losing its viability after three months under the ground. This rapidly loose is a positive factor to the *Pinus elliottii* control in protected areas. It is necessary to create control programs of this invasive specie as well as environmental education and public politics which aims to eliminate the biological contamination.

Key-word: Invasive Alien, Seed Bank, Salt Dune, Viability.

INTRODUÇÃO

O gênero *Pinus* é originário do Hemisfério Norte, distribuindo-se na América do Norte, Europa e Ásia (Mirov, 1967), onde ocupa ambientes de caráter edáfico restritivo como regiões áridas, solos rasos sob frio extremo, solos ácidos e com baixa fertilidade e topo de montanhas (Richardson & Bond, 1991).

Espécies de *Pinus* foram introduzidas em vários países como uma alternativa para suprir o mercado de exploração madeireira, sendo introduzido no Brasil na década de 50 (Bechara, 2003).

Algumas espécies deste gênero apresentam comportamento invasor tanto no Hemisfério Norte como no Hemisfério Sul (Richardson, 1998), ou seja, causam impactos negativos, impedindo a sucessão através da competição por nutrientes do solo, diminuição da diversidade genética e introdução de patógenos (Esa, 2003).

Conforme Brasil (2002), a segunda maior causa de extinção de espécies no mundo está relacionada com a ação de espécies invasoras, superada apenas pela perda e fragmentação de habitats, sendo que as espécies de *Pinus* são as maiores responsáveis pelas extinções atribuídas à ação de espécies invasoras. Por este motivo, apresenta o título de mais problemático invasor exótico do globo (Bechara, 2003).

As espécies do gênero *Pinus* apresentam características que facilitam a sua naturalização, como polinização e dispersão pelo vento (anemofílica e anemocórica, respectivamente), através de sementes aladas extremamente leves, durante o ano todo. Desta forma, estas plantas não dependem da interação com a fauna nativa para se reproduzir e dispersar.

Ziller (2000) destaca que o gênero *Pinus*, composto basicamente de espécies heliófitas, tem sido registrado como potencial invasor de áreas abertas, sejam degradadas ou naturalmente ocupadas por vegetação herbáceo-arbustiva, porém não se caracteriza como invasor de

formações florestais.

Quanto maior o nível de perturbação das áreas, maior a susceptibilidade das mesmas à invasão por *Pinus* (Richardson & Cowling, 1992).

No Município de Florianópolis, a invasão por *Pinus* vem ocorrendo em várias unidades de conservação, sendo o Parque Florestal do Rio Vermelho o local de maior ocorrência desta espécie dentro da Ilha de Santa Catarina. Ocorre ainda no Parque Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição, na Unidade de Conservação Ambiental Desterro e na Estação Ecológica de Carijós (Bechara, 2003). Ecossistemas de restinga (formações pioneiras de influência marinha) no Ribeirão da Ilha e nas praias do Moçambique e da Armação, na Ilha de Santa Catarina, também apresentam invasão por *Pinus* (Caruso, 1990).

Com a criação da Lei nº 5.106 dos incentivos fiscais para plantios florestais comerciais (abatimento do imposto de renda de pessoas físicas e jurídicas), em 1966, implantou-se por todo o Brasil, e especialmente na região sul, grandes reflorestamentos de *P. elliottii* Engelm. e *P. taeda* L., além de áreas experimentais com outras espécies do gênero (Bechara, 2003).

Em resposta a essa lei, ainda na década de 60, foi criada a Estação Florestal do Rio Vermelho, na Ilha de Santa Catarina, Florianópolis – SC, onde foram feitos plantios experimentais de 25 espécies de *Pinus*. Em 1974, o Decreto Estadual nº 994 transformou a antiga Estação Florestal do Rio Vermelho em Parque Florestal do Rio Vermelho (PFRV), tendo como objetivos antagônicos: “restaurar a flora e fauna”, “introduzir essências florestais nativas ou exóticas”, e “desenvolver técnicas de drenagem para aproveitamento de áreas alagadiças, assim como técnicas para a fixação e reflorestamento de dunas” (Cecca, 1997).

Bechara (2003) alerta para a necessidade de conservar o maior complexo de restinga da Ilha de Santa Catarina presente no Parque Florestal do Rio Vermelho, impedindo a expansão da

contaminação por *Pinus* e substituindo os talhões pela restauração da vegetação nativa.

A formação de banco de sementes, ou seja, a capacidade de manter reservas de sementes viáveis por tempo indeterminado no solo (Christoffolet & Caetano, 1998), é uma estratégia evolutiva para garantir a sobrevivência das espécies (Carmona, 1992).

Segundo Garwood (1989), o banco pode ser transitório, com sementes de vida curta, que não apresentam dormência e germinam dentro de um ano após o período da dispersão, ou persistente, com sementes dormentes que permanecem viáveis no solo por mais de um ano.

Espécies exóticas invasoras que formam banco de sementes são de difícil controle e erradicação de ambientes a serem restaurados. Tomback *et al.* (2000), em estudos no Hemisfério

Norte, constataram que o *Pinus aubicaulis* apresenta a estratégia de formar banco de sementes persistente, sendo, segundo os autores, a única espécie entre os *Pinus* a apresentar esta característica.

Considerando que o comportamento das espécies pode ser alterado quando fora de seus habitats naturais, e que pouco se conhece a respeito de aspectos ecológicos do *Pinus elliottii* na condição de invasor de dunas, o estudo do tempo de permanência das sementes no solo pode representar um importante subsídio no processo de restauração deste tipo de vegetação.

Desta forma, este estudo tem o objetivo de simular a permanência das sementes de *Pinus elliottii* no banco sob condições de duna para verificar o potencial de formação de banco de sementes da espécie.

METODOLOGIA

Estróbilos fecundados e maduros foram coletados de cinco indivíduos adultos de *Pinus elliottii* no PFRV, e o beneficiamento das sementes foi realizado através do acondicionamento dos cones em estufa ventilada a 23-30°C durante 3-4 dias para a abertura das brácteas lenhosas (USA, 1974). A separação das sementes foi manual, retirando-se a parte alada das mesmas.

As sementes beneficiadas foram colocadas em água por 24 horas para a separação das viáveis e não viáveis. Segundo USA (1974), através deste tratamento as sementes viáveis afundam e as estéreis flutuam. As sementes que flutuaram foram descartadas e as restantes contadas, separando-as em 16 grupos de 100 sementes.

Dezesseis pacotes confeccionados em tela de sombrite (16 x 8 cm) receberam, cada um, 100 sementes. Estes foram enterrados na parte superficial do solo (3 cm de profundidade), em quatro locais dentro de um talhão (100 x 100 m) de *Pinus* recém explorado e em processo de restauração ambiental.

O experimento consistiu-se de quatro tratamentos: sementes mantidas enterradas por 3,

6, 9 e 12 meses. A cada três meses, quatro pacotes foram desenterrados e levados ao laboratório para montagem do experimento, que consistiu de 1 bandeja plástica (57 x 37 x 13 cm) contendo areia de rio lavada, dividida em quatro linhas, onde foram plantadas as quatro repetições. As avaliações eram mensais pelo método de emergência de plântulas, conforme Roberts (1981) e Christoffoleti & Caetano (1998).

O experimento foi delineado em Blocos Completamente Casualizados (Gomes, 1978), com quatro tratamentos (permanência das sementes enterradas) e quatro repetições.

A hipótese estabelecida neste estudo era de que não existiriam diferenças significativas entre os tratamentos (H₀), ou seja, que a média de viabilidade do *Pinus elliottii* nos quatro tratamentos seria a mesma. Para comprovar esta hipótese, os dados foram transformados (x+1) e submetidos a Análise da Variância e ao teste de separação de médias de Tukey ($\alpha = 0,05$) (Beiguelman, 1994).

Para visualizar o comportamento germinativo das sementes de *Pinus elliottii* nos quatro tratamentos foi feito um gráfico de pontos.

RESULTADOS

A ANOVA (F-test = 7,557; gl = 3; p < 0,005) demonstrou que os tratamentos são diferentes, ou seja, a germinação das sementes de *Pinus elliottii* comportou-se de forma diferenciada

ao longo do tempo em que estiveram enterradas, obtendo a maior média de germinação após três meses (Tabela 1).

Tabela 1. Médias das sementes de *Pinus elliottii* germinadas após serem mantidas enterradas por três, seis, nove e doze meses na Unidade Demonstrativa do Parque Florestal do Rio Vermelho (Florianópolis, SC), submetidas a ANOVA e ao teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Meses	Plântulas
Três	16,25a
Seis	2,25b
Nove	2,25b
Doze	1,00b

Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ao nível de significância de 5%.

A germinação das sementes de *Pinus elliottii* demonstrou tendência a diminuir sua viabilidade com o tempo (Figura 1).

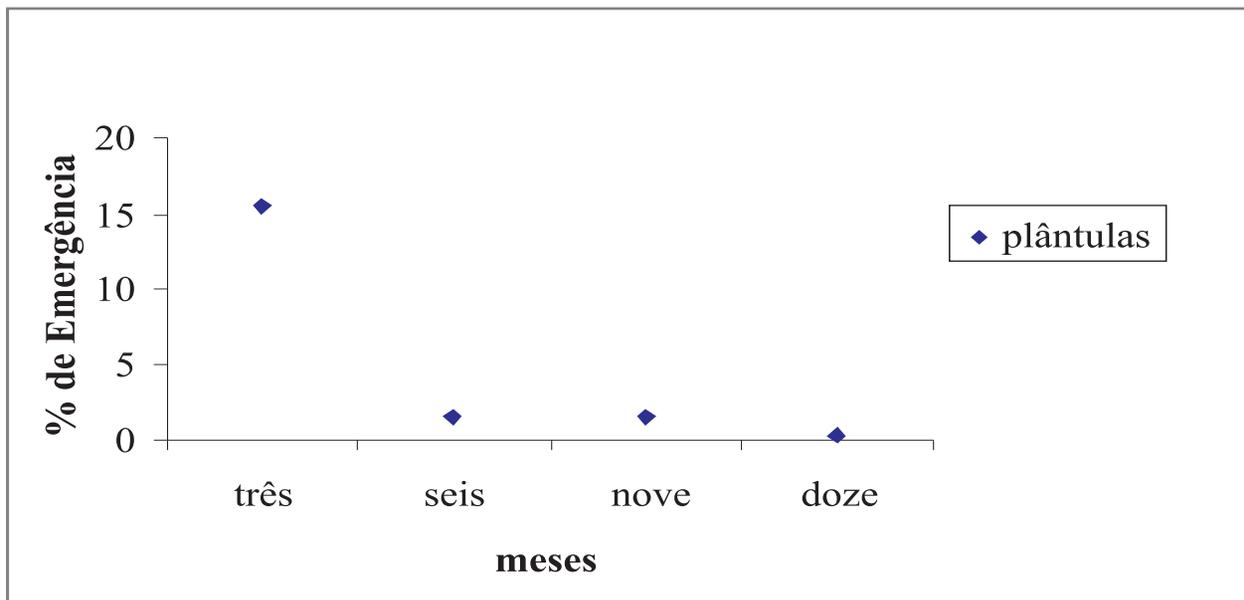


Figura 1. Porcentagem de emergência das sementes de *Pinus elliottii* Engelm. após serem mantidas enterradas no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis – SC, por períodos de três a doze meses.

Das 400 sementes mantidas sob condições de dunas por três meses, apenas 61 germinaram, ou seja, 15,25%; após seis meses sob condições de dunas germinaram cinco sementes (1,25%); após

nove meses, cinco sementes germinaram (1,25%) e aos doze meses as sementes perderam totalmente a viabilidade.

DISCUSSÃO

Tomback et al. (2000) estudaram a regeneração natural do *Pinus aubicaulis* e constataram que esta espécie forma banco de sementes persistente (por um ou mais anos). A espécie *P. elliottii*, investigada neste estudo, demonstrou capacidade de se manter viável por pouco tempo sob condição de duna, formando um banco de sementes transitório.

O gráfico de pontos demonstrou que a queda de germinação é muito rápida, sendo que, aos três meses, somente 15,25% eram viáveis, perdendo totalmente a viabilidade após um ano no solo.

Em seu ambiente natural, clima temperado, as sementes de *Pinus* precisam passar por uma estratificação provocada pelo degelo ou pela passagem de água gelada no solo para retirar o inibidor de germinação das sementes (USA, 1974). Apesar da sua grande adaptabilidade aos ambientes tropicais, a espécie pode ter seu comportamento alterado no que diz respeito à viabilidade de suas sementes nestes ambientes.

Bechara (2002) verificou que as sementes de *P. elliottii* do mesmo local não apresentaram dormência, e que a espécie manteve sementes viáveis nos estróbilos presos às árvores até um ano, garantindo a dispersão de sementes de forma contínua durante o ano todo. Esta estratégia garante a formação contínua de um banco de plântulas.

Por se tratar de uma espécie exótica invasora, causadora de grandes impactos ambientais, a perda rápida da viabilidade das sementes no solo é um fator positivo, porém a preocupação de controlar a invasão por esta espécie permanece, já que ela apresenta capacidade de formação de plântulas durante o ano todo. Torna-se essencial a criação de medidas de controle desta invasora, bem como a conscientização ambiental e a criação de políticas públicas que visem à eliminação da contaminação biológica.

No caso específico do PFRV, onde se

pretende restaurar a vegetação de restinga, a perda rápida da viabilidade do *P. elliottii* somada à riqueza e abundância de espécies nativas presentes no banco de sementes demonstram a capacidade da área em se regenerar. O banco de sementes de espécies nativas no local apresenta capacidade de iniciar o processo de sucessão natural da restinga, no entanto, enquanto houver talhões de *Pinus*, haverá possibilidade de sua reintrodução através da contínua chuva de sementes.

Uma vez estabelecido, o *Pinus* poderá competir por espaço e nutrientes do solo (que já é pouco em se tratando de restinga) com as espécies nativas, impedindo ou dificultando o estabelecimento das mesmas. Desta forma, estará impedindo o processo sucessional natural.

O banco de plântulas de *Pinus* deverá ser devidamente monitorado para evitar uma nova infestação, ou seja, as plântulas de *Pinus* deverão ser erradicadas para que as espécies nativas consigam se estabelecer.

A divulgação de informações básicas sobre o comportamento desta espécie é importante para sensibilizar e conscientizar a sociedade local sobre os impactos negativos causados pelo *Pinus* no funcionamento e na estrutura da vegetação nativa, mostrando a necessidade de não utilizá-lo para fins ornamentais, principalmente próximo de áreas naturais e de preservação permanente, como restingas, topos de morro, áreas ciliares.

Há de se considerar, no caso do *Pinus*, o seu importante papel na economia mundial que, junto com o eucalipto, forma a base da economia madeireira em todo o mundo. Deste modo, torna-se necessário o manejo adequado desta espécie para que não se torne problema nas áreas de preservação ambiental. A formação de barreiras, como o plantio de espécies nativas ao redor dos talhões de exóticas, talvez seja uma alternativa para evitar que elas se alastrem e contaminem outros ecossistemas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BECHARA, F. C. 2003. **Restauração Ecológica de Restingas Contaminadas por *Pinus* no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC**. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis - SC.
- BEIGUELMAN, B. 1994. **Curso Prático de Bioestatística**. Ribeirão Preto, Sociedade Brasileira de Genética, 224p.
- BRASIL. 2002. Impactos sobre a biodiversidade. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiv/perda.html>. Brasília. Acesso em 20 de abril de 2003.
- CARMONA, R. 1992. Problemática e manejo de bancos de sementes de invasoras em solos agrícolas. **Planta Daninha** 10 (1/2): 5-16.
- CARUSO, M. M. L. 1990. **O Desmatamento da Ilha de Santa Catarina de 1500 aos dias atuais**. Editora da UFSC. 2ª edição. Florianópolis, SC. 158p.
- CECCA. Centro de Estudos de Cultura e Cidadania. 1997. **Unidades de conservação de áreas protegidas da Ilha de Santa Catarina: caracterização e legislação**. Insular. Florianópolis. p. 11-85.
- CHRISTOFFOLETI, P. J. & CAETANO, R. S. X. 1998. Soil Seed Banks. **Scientia Agricola** Vol. 55 special issue Piracicaba, 7 p.
- ESA. Ecological Society of America. 2003. Disponível em: <http://www.esa.org/education/edupdfs/invasion.pdf>. Acesso em 12 de junho de 2004.
- GARWOOD, N. C. 1989. Tropical Soil Seed Banks: a Review. In: LECK, M.A.; PARKER, T. V.; SIMPSON, R. L. (Ed.). **Ecology of Soil Seed Banks**. New York: Academic Press. p. 149-209.
- GOMES, F. P. 1978. **Curso de Estatística Experimental**. Universidade de São Paulo. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Editora Livraria Nobel S.A. 441p.
- MIROV, N. T. 1967. **The genus *Pinus***. The Ronald Press Company. New York, 602p.
- PMF, 2004. **Florianópolis**. Prefeitura Municipal de Florianópolis. Disponível em: http://www.pmf.sc.gov.br/cidade/perfil_de_florianopolis/fisico_geog.htm. Acesso em outubro de 2004.
- RICHARDSON, D. M. 1998. **Ecology and biogeography of *Pinus***. Cambridge University Press. Cambridge.
- RICHARDSON, D. M. & BOND, W. J. 1991. Determinants of plant distribution: evidence from pine invasions. **The American Naturalist** 137 (5): 639-668.
- RICHARDSON, D. M. & COWLING, R. M. 1992. Why is mountain fynbos invasible and which species invade? In: Van Wilgen, B. W.; Richardson, D. M.; Kruger, F. J. & Van Hensbergen, H. J. (Ed). **Fire in South African mountain fynbos**. Springer-Verlag. Berlin, p. 161-181.
- ROBERTS, H. A. 1981. Seed banks in the soil. **Advances in Applied Biology**, Cambridge, Academic Press, v.6, 55 p.
- SANTA CATARINA. 1986. **Atlas de Santa Catarina**. Governo do Estado de Santa Catarina. Gabinete de Planejamento e Coordenação Geral. Rio de Janeiro, p. 61-67.
- STURGESS, P. & ATKINSON, D. 1993. The clear-felling of sand-dune plantations: soil and vegetational processes in habitat restoration. **Biological Conservation** 66: 171 – 183.
- TOMBACK, D. F.; ANDERIES, A. J.; CARSEY, A. S.; POWELL, M. L. & MELLMANN-BROWN, S. 2000. Delayed seed germination in whitebark pine and regeneration patterns following the Yellowstone fires. **Ecology** 82 (9): 2587-2600.
- USA – United States of América. 1974. **Seeds of woody plants in the United States**. U. S. Department of Agriculture . Forest Service. Washington, D. C. p. 598 – 638.
- ZILLER, S. R., 2000. **A Estepe Gramíneo-Lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica**. Tese de Doutorado. Curitiba. Universidade Federal do Paraná. 268p.

TRANSPOSIÇÃO DE SOLO COMO TÉCNICA NUCLEADORA DE RESTAURAÇÃO EM AMBIENTE DE RESTINGA

Neide Koehntopp Vieira

Bióloga, MSc. Biologia Vegetal
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
neidebot@yahoo.com.br

Ademir Reis

Biólogo, Prof. Dr. do Depto. Botânica
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
areis@ccb.ufsc.br

RESUMO

Solos degradados, com o horizonte “A” danificado, sem sementes no banco e pouca possibilidade de chegada de propágulos através da dispersão, requerem ações para recompor a camada fértil do solo. A transposição de camadas de solo pode recompor a micro, meso e macro fauna e flora no solo degradado. Este estudo teve como objetivo testar a transposição de porções de solo como técnica de recuperação de áreas degradadas, avaliando-se o potencial de introdução de novas espécies da vegetação local. Foi realizada a transposição de porções de solo de uma restinga arbórea conservada para uma área de restinga degradada onde foi explorado um talhão de *Pinus elliottii* Engelm no Parque Florestal do Rio Vermelho. As avaliações foram mensais, identificando-se e quantificando as plantas que germinaram na área transposta. Foram detectadas 472 plântulas, 58 espécies e 29 famílias botânicas. Apresentaram maiores densidades absolutas de emergência de plântulas: *Cyperus hermaphroditus* (40.625.ha⁻¹), *Maranta* sp. (26.875.ha⁻¹), *Alchornea triplinervea* (26.250.ha⁻¹), *Cyperus aggregatus* (15.625.ha⁻¹), *Erechtites valerianaefolia* (15.625.ha⁻¹), *Trema micrantha* (15.625.ha⁻¹) e *Dodonaea viscosa* (13.750.ha⁻¹), todas nativas, correspondendo a 52% do total amostrado. A transposição de solo na restinga demonstrou o potencial desta técnica como fonte de sementes para a recomposição do banco com sementes de espécies nativas e, conseqüentemente, a restauração da área. As espécies representaram diferentes formas de vida, síndromes de polinização e dispersão, além de expressiva quantidade de espécies nativas (81%). A transposição de solo apresentou potencialidade para a restauração ambiental, permitindo a conexão da área degradada com os fragmentos próximos.

Palavras-chave: Restauração, Sementes, Solo.

ABSTRACT

SOIL TRANSPOSITION AS NUCLEATE TECHNIQUE OF ENVIRONMENTAL RESTORATION ON RESTINGA

Degraded soils, with A horizon danified, without seeds on the seed bank and seed rain, needs actions to recompose the fertile layer of the soil. The transposition of soil layers can remake the micro, meso and macro fauna and flora in the degraded soil. To test the soil transposition as a technique of degraded areas restoration we focused our study on the evaluation of new native species introduction potential. For this, a soil portions transposition from a preserved restinga has been made to another restinga area which was damaged by the exploitation of the *Pinus elliottii* Engelm plantation on Rio Vermelho forest Park. The seedlings were identified and quantified monthly. 472 seedlings has been detected of 58 species from 29 botanic families. The following species showed the highest absolute densities of seedlings emergence: *Cyperus hermaphroditus* (40.625.ha⁻¹), *Maranta* sp. (26.875.ha⁻¹), *Alchornea triplinervea* (26.250.ha⁻¹), *Cyperus aggregatus* (15.625.ha⁻¹), *Erechtites valerianaefolia* (15.625.ha⁻¹), *Trema micrantha* (15.625.ha⁻¹) e *Dodonaea viscosa* (13.750.ha⁻¹), all natives, corresponding to 52% of the sample. The soil transposition on restinga demonstrated the potential of this technique as seed source to remake native soil seed bank and, therefore, the restoration of the area. The species represented different life forms and different syndromes of polinization and dispersion. High quantities of native species were detected (81%). The soil transposition represented a potential technique for environmental restoration, connecting the damaged area to the near fragments.

Key-word: Restoration, Seeds, Soil.

INTRODUÇÃO

O solo pode ser entendido como um sistema heterogêneo, descontínuo e estruturado, formado por micro-habitats discretos com diferentes características químicas, físicas e comunidades biológicas. Estas características são altamente interdependentes, de modo que não se pode modificar nenhuma delas sem interferir nas demais (Moreira & Siqueira 2002).

Os organismos do solo não são apenas seus habitantes, mas também seus componentes. A biodiversidade e a atividade biológica estão estreita e diretamente relacionadas a funções e características essenciais para a manutenção da capacidade produtiva dos solos (Coutinho, 1999).

Cada organismo desempenha papel específico na manutenção do solo. Nos seus estádios iniciais de formação, carbono e nitrogênio são os elementos deficientes. As espécies fotossintéticas e fixadoras de nitrogênio, como cianobactérias e líquens, são importantes colonizadoras capazes de suprir estes elementos no solo. Os actinomicetos atuam na degradação de macromoléculas complexas comumente encontradas no solo (caseína, amido, quitina, celulose, lignocelulose). Os protozoários alimentam-se de substâncias orgânicas dissolvidas e de outros animais, vivos ou mortos, exercendo papel importante no equilíbrio biológico do solo. Os fungos atuam na decomposição de resíduos orgânicos, formam simbioses mutualísticas com plantas (micorrizas) e algas verdes ou cianobactérias (líquens) e, como são patógenos importantes de plantas e animais, podem agir como agentes de controle biológico (Moreira & Siqueira, 2002).

A fauna desempenha diversas funções no solo: predação; controle biológico; parasitismo de plantas e animais; processamento da serapilheira através de sua fragmentação, o que aumenta a área de superfície exposta ao ataque dos microorganismos; distribuição da matéria orgânica,

de nutrientes e microorganismos (transporte da superfície para as camadas mais profundas); alteração das propriedades físicas do solo pela construção de galerias, ninhos e câmaras; e alteração nas taxas de decomposição da matéria orgânica e de mineralização de nutrientes (Assad, 1997).

A matéria orgânica afeta diretamente as características biológicas do solo, pois atua como fonte de carbono, energia e nutrientes para os microorganismos (Bayer e Mielniczuk 1999). Durante processos degradativos, o solo sofre profundas modificações quanto à sua composição química, biológica e estrutural, sendo a perda de matéria orgânica a principal consequência da degradação, retardando o processo sucessional (Reis et al., 2003).

Um solo degradado, com seu horizonte “A” danificado, que não apresente sementes no banco, e pouca possibilidade da chegada de propágulos através da dispersão, necessita de ações antrópicas para que possa recompor a vegetação natural.

Na sucessão secundária dos solos degradados, a facilitação, processo seqüencial no qual os estágios iniciais modificam o microambiente da superfície do solo, contribuindo com o desenvolvimento dos estágios posteriores, (Ricklefs, 1996), parece ser um mecanismo fundamental na colonização e estabelecimento das espécies vegetais no processo sucessional. Dentro deste contexto, a formação de núcleos de facilitação dentro de uma área degradada poderia aumentar a probabilidade de ocupação deste ambiente por outras espécies. Segundo Reis et al (2003), esta seria uma forma efetiva de implementar a sucessão dentro de áreas degradadas.

A transposição de solo, visando à restauração do solo com toda a sua micro, meso e macro fauna/flora (sementes, propágulos,

microorganismos, fungos, bactérias, minhocas, algas, etc), é uma forma direta de formar núcleos em áreas degradadas. A expressão do banco de sementes, formando pequenos núcleos revegetados é uma forma visual de avaliar a nucleação dentro de áreas degradadas.

A nucleação através da transposição de solo consiste na retirada da camada superficial do horizonte orgânico do solo (serapilheira mais os primeiros 5 cm de solo) de áreas com sucessão mais avançada e sua colocação em áreas degradadas. Sua utilização na restauração tem sido recomendada: por Reis et al. (2003), Winterhalder (1996), Rodrigues & Gandolfi (2000), e Siqueira

e colaboradores (apud Aguiar, 2002).

Reis et al. (2003) sugerem a utilização de solos de distintos níveis sucessionais para que haja uma grande diversidade de micro, meso e macroorganismos no ecossistema a ser restaurado, ligando a área a ser restaurada com os fragmentos vizinhos.

Visando a acelerar o processo de restauração da restinga do Parque Florestal do Rio Vermelho, após o corte dos talhões de *Pinus elliottii* Engelm., estimou-se a capacidade nucleadora da técnica da transposição de solo através da avaliação das espécies vegetais introduzidas.

METODOLOGIA

Para a transposição do solo, foram retiradas amostras de 1m² e profundidade entre 5 a 10 cm (incluindo a serapilheira) das áreas de restinga arbóreas conservadas adjacentes. Todo o solo contido na amostra, incluindo troncos podres e sistemas radiculares, foi recolhido, acondicionado em sacos plásticos e levado a uma área onde houve exploração recente de um talhão de *Pinus* (100 x 100 m). Esta área, com este e outros experimentos de restauração, foi chamada de Unidade Demonstrativa e tinha como objetivo gerar um modelo de restauração para mais tarde ser aplicado em toda a área do Parque (Bechara, 2003). Cada m² foi transposto em parcelas de 1m², repetindo-se este tratamento a cada estação do ano, totalizando quatro repetições de quatro tratamentos (estações do ano). Na UD, as acículas de *Pinus* foram removidas e as amostras espalhadas uniformemente sobre o solo dentro da medida estabelecida. As avaliações foram mensais, identificando-se e quantificando as plantas na área transposta. Para a identificação das espécies emergentes na área foram confeccionadas exsiccatas

das espécies desconhecidas (plantas jovens e adultas com flor) e enviadas a especialistas. A densidade absoluta (número de indivíduos de uma dada espécie por unidade de área, extrapolado para hectare) foi calculada, sendo estimada a relação de plântulas emergentes nas quatro repetições de 1 m², totalizando 16 m² de amostragem de solo (4 repetições de 4 tratamentos).

A riqueza de espécies no solo transposto dentro das estações do ano foi comparada através do teste de Qui-quadrado, a um nível de significância de 5% (Soares et al., 1991). Para comparar a técnica nas quatro estações do ano, dentro de uma distribuição temporal, foi realizado o teste de Kruskal-Wallis (Siegel, 1975) e, havendo diferenças entre as estações, foi aplicado o teste de Dunn (Zar 1996). Foram montadas equações de regressão para demonstrar o comportamento da técnica quanto ao número acumulado de espécies e de plântulas durante o ano de avaliação. As espécies emergentes na transposição de solo foram comparadas às espécies detectadas no banco de sementes (Artigo 1).

Tabela 1. Levantamento qualitativo e quantitativo das espécies detectadas na transposição de solo. Dados oriundos de 16 m² de solo coletado entre 5 e 10 cm de profundidade, em restinga arbórea, no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC.

FAMÍLIA	Espécie	Plântulas	Densidade Absoluta/ha	Forma de vida	Procedência	Síndrome de Polinização	Síndrome de Dispersão
AQUIFOLIACEAE	<i>Ilex</i> sp. (*)	4	2.500	árvore	nativa	zoofilica	zoocórica
ARACEAE	<i>Anthurium gaudichaudianum</i> Kunth (*)	2	1.250	arbusto	nativa	zoofilica	zoocórica
ASCLEPIADACEAE	<i>Ditassa burchellii</i> Hook & Arn.	2	1.250	liana	nativa	zoofilica	anemocórica
BLECNACEAE	<i>Blechum serrulatum</i> Rich. (*) (**)	4	2.500	erva	nativa		
COMMELINACEAE	<i>Commelina</i> sp.	16	10.000	erva	nativa	zoofilica	autocórica
COMPOSITAE	<i>Emilia coccinea</i> (Sims) Sweet	12	7.500	erva	exótica	zoofilica	anemocórica
	<i>Erechtites hieracifolia</i> (L.) Rafin (**)	5	3.125	erva	nativa	zoofilica	anemocórica
	<i>Erechtites</i> sp.	3	1.875	erva	nativa	zoofilica	anemocórica
	<i>Erechtites valerianaefolia</i> (Less.) DC. (**)	25	15.625	erva	nativa	zoofilica	anemocórica
	<i>Eupatorium</i> sp.	1	625	erva	nativa	zoofilica	anemocórica
	<i>Eupatorium casarettoi</i> (B. L. Rob.) Steyer. (*) (**)	7	4.375	arbusto	nativa	zoofilica	anemocórica
	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	8	5.000	erva	exótica	zoofilica	anemocórica
CONVOLVULACEAE	<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet (*) (**)	4	2.500	erva	nativa	zoofilica	anemocórica
CYPERACEA	<i>Cyperus aggregatus</i> (Wild.) Stddl.	25	15.625	erva	nativa	anemofilica	anemocórica
	<i>Cyperus hermafroditus</i> Jacq.	65	40.625	erva	nativa	anemofilica	anemocórica
DIOSCOREACEAE	<i>Dioscorea</i> sp. (*) (**)	2	1.250	liana	nativa	zoofilica	anemocórica
EUPHORBIACEAE	<i>Alchornea triplinervea</i> (Casar.) M. Arg. (*) (**)	42	26.250	árvore	nativa	zoofilica	zoocórica
	<i>Dalechampia clauseniana</i> Bailon	2	1.250	liana	nativa	zoofilica	autocórica
	Morfoespécie 8	4	2.500	erva	nativa	indeterminada	indeterminada
	<i>Phyllanthus</i> sp. (**)	2	1.250	erva	nativa	anemofilica	autocórica
	<i>Sebastiania corniculata</i> (Vahl.) Mueller Arg. (*) (**)	8	5.000	erva	nativa	zoofilica	autocórica
FLACOURTIACEAE	<i>Casearia silvestris</i> Sw. (**)	5	3.125	árvore	nativa	zoofilica	zoocórica
GRAMINEAE	<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	1	625	erva	exótica	anemofilica	anemocórica
	<i>Panicum glutinosum</i> Sw.	12	7.500	erva	nativa	anemofilica	anemocórica
	<i>Paspalum juergensii</i> Hack.	2	1.250	erva	nativa	anemofilica	anemocórica
LAURACEAE	<i>Ocotea pulchella</i> Mart. (*) (**)	1	625	árvore	nativa	zoofilica	zoocórica
	Morfoespécie 7	2	1.250	árvore	indeterminada	zoofilica	zoocórica
LEGUMINOSAE	<i>Stylosanthes</i> sp.	8	5.000	erva	nativa	zoofilica	autocórica
	<i>Zornia</i> sp.	3	1.875	erva	nativa	zoofilica	autocórica
	<i>Chamaecrista nictitans</i> (L.) Moench	1	625	arbusto	nativa	zoofilica	autocórica
	<i>Centrosema virginianum</i> (L.) Benth (*) (**)	2	1.250	liana	nativa	zoofilica	autocórica
	Morfoespécie 2	1	625	arbusto	indeterminada	indeterminada	indeterminada
	<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	4	2.500	erva	nativa	zoofilica	zoocórica
MALVACEAE	<i>Sida rhombifolia</i> L.	4	2.500	arbusto	nativa	zoofilica	zoocórica
MARANTHACEAE	<i>Maranta</i> sp.	43	26.875	erva	nativa	zoofilica	zoocórica
MELASTOMATAACEAE	<i>Miconia rigidiuscula</i> (**)	1	625	arbusto	nativa	zoofilica	zoocórica
MYRSINACEAE	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem & Schult. (**)	2	1.250	árvore	nativa	anemofilica	zoocórica
	<i>Myrsine</i> sp. (*) (**)	1	625	árvore	nativa	anemofilica	zoocórica

(*) espécies de restinga primária; (**) espécies de estágios de regeneração de restinga (Falkenberg 1999)

RESULTADOS

A listagem das espécies encontradas na transposição de solo está apresentada na Tabela 1. Foram detectadas 472 plântulas de 58 espécies e 29 famílias botânicas, correspondendo a uma estimativa de 295.000 plântulas.ha⁻¹. A transposição expressou um total de 47 espécies nativas (81%), cinco exóticas (9%) e seis indeterminadas (10%).

Entre as espécies nativas, mais de 50% foram representadas pelas espécies: herbáceas *Cyperus hermaphroditus* (40.625.ha⁻¹), *Maranta* sp. (26.875.ha⁻¹), *Cyperus aggregatus* (15.625.ha⁻¹) e *Erechtites valerianaefolia* (15.625.ha⁻¹); arbustiva *Dodonaea viscosa* (13.750.ha⁻¹); arbóreas *Alchornea triplinervea* (26.250.ha⁻¹) e *Trema micrantha* (15.625.ha⁻¹). A exótica *Pinus eliottii* apresentou densidade absoluta de 21.875.ha⁻¹ (7% do total), reforçando a necessidade do manejo da técnica. A forma de vida mais expressiva foi herbácea (45%), seguida pelas arbóreas (22%), arbustivas (16%) e lianas (5%). Ainda houve 12% representado por espécies indeterminadas.

A síndrome de polinização zoofílica (66%) foi predominante sobre a anemofílica (21%) e espécies indeterminadas (13%). Quanto à síndrome de dispersão, registrou-se 45% de espécies zoocóricas, 30% anemocóricas, 14% autocóricas e 11% indeterminadas.

As amostras de solo coletadas em cada estação do ano caracterizaram-se como distintas quanto à riqueza de espécies ($F = 13,557$; GL =

3) e número de plântulas emersas ($F = 177,576$; GL = 3) (Figura 1), caracterizando um gradiente decrescente no sentido outono-verão.

A Tabela 2 caracteriza as médias do número de espécies, plântulas emersas, espécies de diferentes formas de vida, síndromes de polinização e de dispersão.

Quanto às formas de vida, ervas, arbustos e lianas ocorreram de forma homogênea nas quatro estações. Espécies arbóreas apresentaram média maior no outono (H (3, N = 16) = 9,271; p = 0,0398).

As síndromes de polinização anemofílica e zoofílica ocorreram igualmente em todas as estações.

A síndrome de dispersão autocórica ocorreu de forma homogênea nas estações; a anemocoria ocorreu em maior densidade no inverno (H (3, N = 16) = 8,505; p = 0,0410) e a zoocoria no outono (H (3, N = 16) = 8,637; p = 0,0226) (Tabela 2).

A Figura 2.a sugere que o número de espécies componentes da transposição de solo apresentou tendência a estabilizar após o 9º mês. O número de plântulas apresentou tendência semelhante (Figura 2.b).

A Tabela 3 apresenta a ocorrência de espécies exclusivas no banco de sementes (Artigo 1 – 45 espécies), as espécies exclusivas da transposição de solo (28) e as espécies comuns às duas amostras (23).

Tabela 2. Médias das espécies encontradas nas amostras de solo oriundas de restinga arbórea transpostas na Unidade Demonstrativa do Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC, nos diferentes tempos (estações do ano), classificadas quanto às formas de vida, síndromes de polinização e de dispersão, submetidas ao teste de Kruskal-Wallis e teste Dunn ($\alpha = 0,05$).

Estações	espécies	plântulas	Formas de Vida					Síndromes de Polinização			Síndromes de Dispersão			
			ervas	arbustos	árvores	lianas	Indeterm.	Anemofílica	Zoofílica	Indeterm.	Anemoc.	Autoc.	Zooc.	Indeterm.
Outono	11,75a	11,62a	10,75a	8,50a	13,87a	11,25a	7,25ab	10,00a	12,25a	7,62a	6,62ab	9,25a	13,62a	10,00a
Inverno	10,87a	11,37a	9,75a	12,62a	7,50ab	7,25a	14,00a	10,00a	10,87a	13,37a	14,25a	7,87a	8,87ab	12,50a
Primavera	7,62a	6,50a	10,00a	5,87a	5,12 b	7,25a	5,50 b	9,00a	6,87a	6,50a	7,37ab	10,12a	7,87ab	5,75a
Verão	3,75a	4,50a	3,50a	7,00a	7,50ab	8,25a	7,25ab	5,00a	4,00a	6,50a	5,75 b	6,75a	3,62 b	5,75a

Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente ao nível de significância de 5%.

Tabela 3. Ocorrência de espécies nas amostras do banco de sementes da Unidade Demonstrativa do Parque Florestal do Rio Vermelho e das amostras de solo de restingas preservadas adjacentes que foram transpostas na Unidade Demonstrativa do Parque, Florianópolis, SC.

Espécies só ocorrentes no banco de sementes	Espécies só ocorrentes na transposição de solo	Espécies comuns ao banco e a transposição
<i>Aechmea nudicaulis</i> Baker	<i>Aegiphila</i> sp.	<i>Alchornea triplinervea</i> (Casar.) M. Arg.
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	<i>Blechnum serrulatum</i> Rich.	<i>Anthurium gaudichaudianum</i> Kunth.
<i>Axonopus obtusifolius</i> (Raddi) Chase	<i>Centrosema virginianum</i> (L.) Benth	<i>Casearia silvestris</i> Sw.
<i>Baccharis</i> sp.	cf. <i>Matayba guianensis</i> Aubl.	<i>Coccocypselum guianense</i> (Aubl.) K. Schum.
<i>Bidens pilosa</i> L.	<i>Chamaecrista nictitans</i> (L.) Moench	<i>Commelina</i> sp.
<i>Bulbostylis</i> cf. <i>capilaris</i> L.	<i>Dalechampia clauseniana</i> Bailon	<i>Cyperus aggregatus</i> (Wild.) Endl.
<i>Canna indica</i> L.	<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	<i>Cyperus hermaphroditus</i> (Jacq.) Standl.
<i>Cecropia glaziovii</i> Sneathl	<i>Dioscorea</i> sp.	<i>Diodela radula</i> (Wild. & Hoffmanns ex Roem. & Schult.) Delprete
<i>Cleome spinosa</i> Jacq.	<i>Ditassa burchellii</i> Hook & Arn.	<i>Dodonaea viscosa</i> (L.) Jacq.
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D. Don.	<i>Erechtites hieracifolia</i> (L.) Rafin	<i>Emilia coccinea</i> (Sims) Sweet
<i>Coniza</i> sp.	<i>Erechtites</i> sp.	<i>Erechtites valerianaefolia</i> (Less.) DC.
<i>Cyperus</i> cf. <i>ligularis</i> L.	<i>Gomidesia palustris</i> (DC.) Legr.	<i>Eupatorium casarettoi</i> (B. L. Rob.) Steyerem.
<i>Cyperus diffusus</i> Vahl.	<i>Ilex</i> sp.	<i>Eupatorium</i> sp.
<i>Cyperus pohlii</i> (Ness) Steud.	<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet	<i>Lolium multiflorum</i> Lam.
<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth	<i>Maranta</i> sp.	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze
<i>Digitaria ciliaris</i> (Reitz) Koeler	<i>Miconia rigidiuscula</i>	<i>Ocotea pulchella</i> Mart.
<i>Drymaria</i> sp.	<i>Myrcia rostrata</i> DC.	<i>Paspalum juergensii</i> Hack.
<i>Ficus organensis</i> (Miq.) Miq.	<i>Myrsine</i> sp.	<i>Peperomia glabella</i> (Sw.) A. Dietr.
<i>Gnaphalium</i> sp.	<i>Panicum glutinosum</i> Sw.	<i>Phytolaca tyrsiflora</i> Fenzl. ex Schmidt
<i>Homolepis</i> sp.	<i>Passiflora</i> sp.	<i>Pinus</i> sp.
<i>Kyllinga</i> sp.	<i>Phyllanthus</i> sp.	<i>Sebastiania corniculata</i> (Vahl.) Müll. Arg.
<i>Lolium</i> sp.	<i>Polypodium catharinae</i> Langsd & Fisch	<i>Solanum sisymbriifolium</i> Lam.
<i>Melia azedarach</i> L.	<i>Sida rhombifolia</i> L.	<i>Stylozanthos</i> sp.
<i>Miconia ligustroides</i> (D. C.) Naudin	<i>Solanum pseudoquina</i> A. St. - Hil.	
<i>Morus nigra</i> L.	<i>Solanum</i> sp.	
<i>Myrsine coriaceae</i> (Sw.) R. Br. ex Roem & Schult.	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	
<i>Panicum</i> cf. <i>ovuliferum</i> Trin.	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	
<i>Panicum pilosum</i> Sw.	<i>Zornia</i> sp.	
<i>Parietaria</i> sp.		
<i>Paspalum arenarium</i> Schrad.		
<i>Paspalum</i> cf. <i>regnellii</i> Mez		
<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxburg		
<i>Polygonum</i> cf. <i>punctatum</i> Elliot.		
<i>Psidium</i> sp.		
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.		
<i>Psychotria</i> cf. <i>brachipoda</i> (Müll. Arg) Britton		
<i>Reichsteineria</i> sp.		
<i>Solanum americanum</i> Mill.		
<i>Solidago chilensis</i> Meyen		
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman		
<i>Thumburgia alata</i> Bojer ex Sims		
<i>Tibouchina urvilleana</i> (DC.) Cogn.		
<i>Tibouchina versicolor</i> (Lindl.) Cogn.		
<i>Vernonia scorpioides</i> (Lam.) Pers.		
<i>Vernonia twediana</i> Baker		
TOTAL = 45	TOTAL = 28	TOTAL = 23

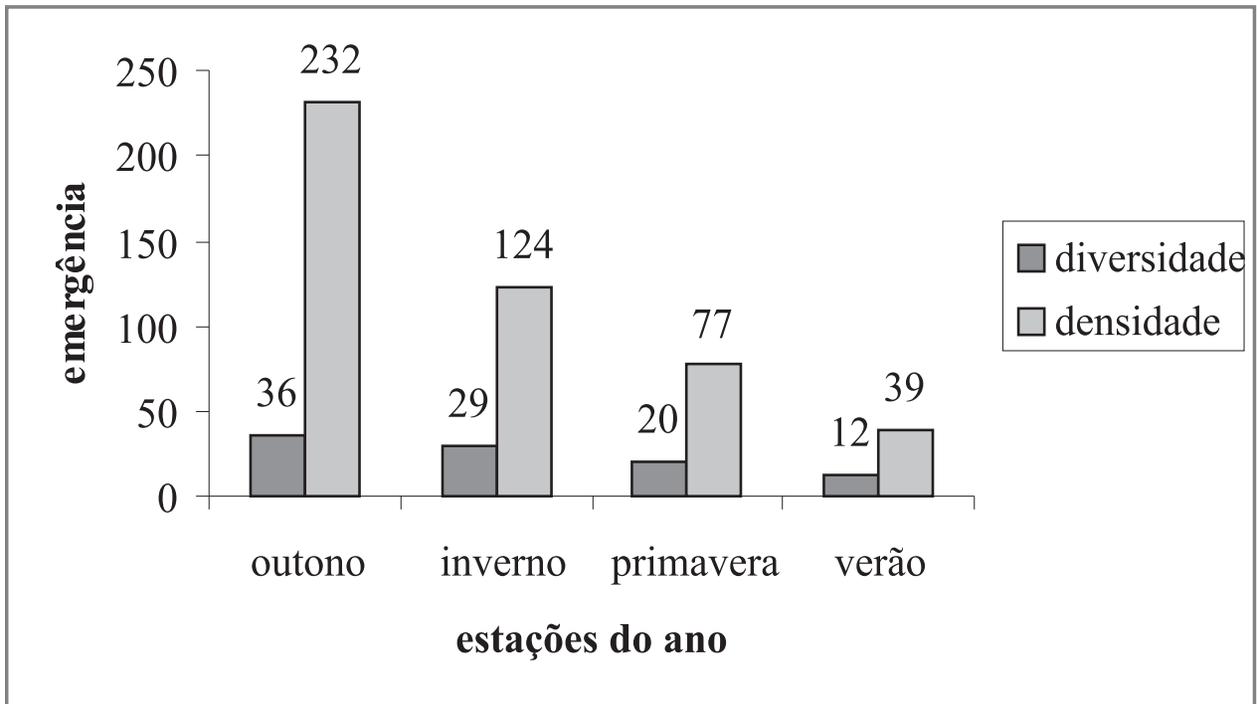


Figura 1. Diversidade e densidade de espécies emergentes da transposição de solo, oriundas de restinga arbórea, nas quatro estações do ano, Unidade Demonstrativa do Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis – SC.

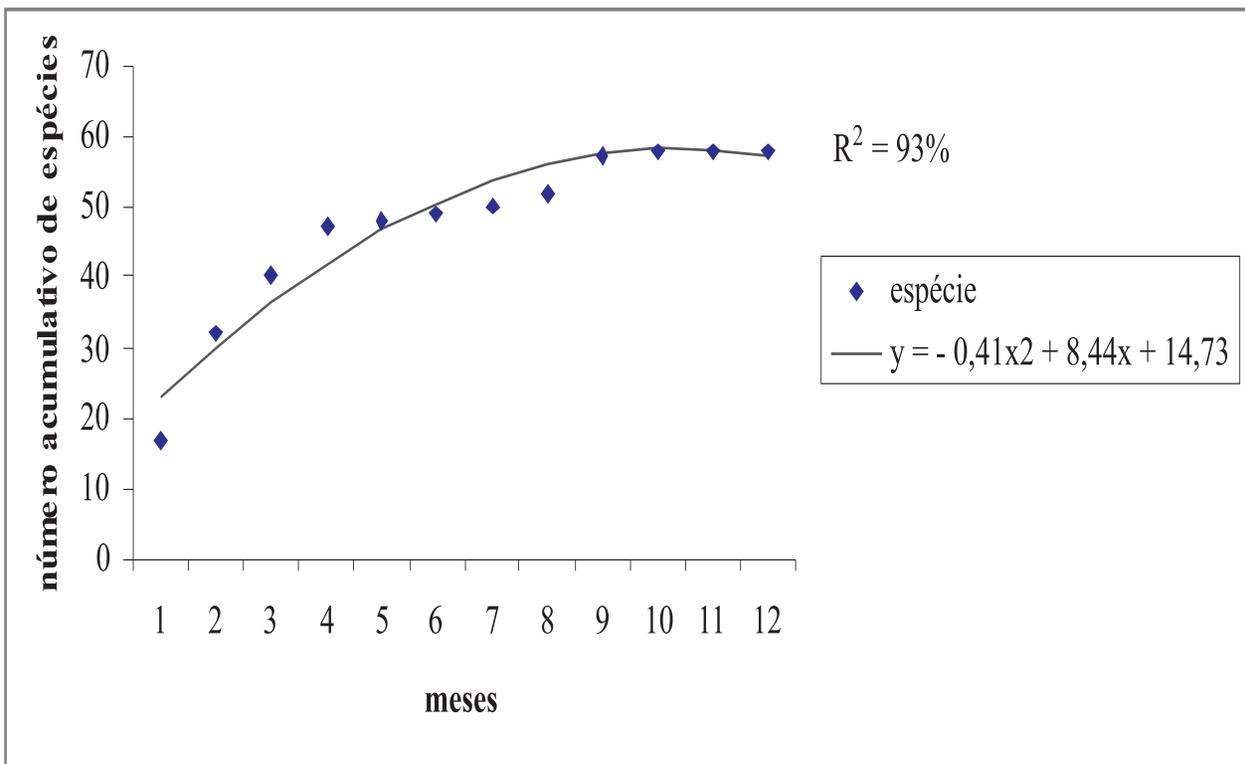


Figura 2.a. Tendência do comportamento acumulativo do número de espécies emersas da transposição de solo na restinga do Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC.

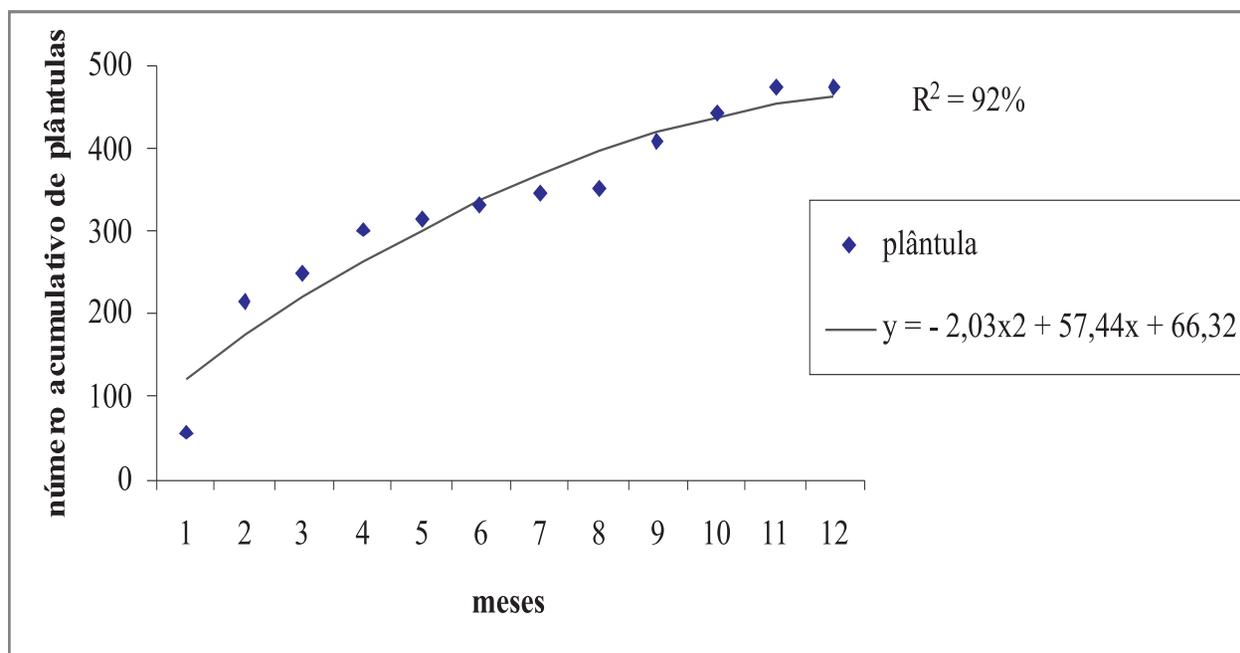


Figura 2.b. Tendência do comportamento acumulativo do número de plântulas emersas da transposição de solo na restinga do Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC.

DISCUSSÃO

O banco de sementes do solo de uma área é a base do processo sucessional, permitindo a colonização e a formação de novas populações de espécies mais avançadas. Quando uma área sofre algum tipo de perturbação ou degradação da biota sobre o solo (vegetação e fauna), o banco também é impactado. Dependendo do tipo e da intensidade da degradação ocorrida, o banco de sementes pode ser parcial ou totalmente destruído. Em muitas situações, no entanto, o banco de sementes, mesmo que parcialmente comprometido, apresenta capacidade para dar início ao processo sucessional.

No caso específico do Parque Florestal do Rio Vermelho, a restinga sofreu degradação por 40 anos em função do plantio de *Pinus* spp. e, provavelmente, teve o banco de sementes primitivo totalmente destruído. Durante o período de ocupação com os talhões de *Pinus*, o banco deve ter se estruturado novamente. Vieira (em preparação) constatou um banco de sementes local com 74 espécies e uma densidade de 183 sementes.m⁻².

Comparando-se a diversidade de espécies

detectadas no banco de sementes e na transposição de solo, verificou-se que a transposição testada mostrou a possibilidade de ampliar o número de plântulas das espécies locais e introduzir 28 novas. O aumento na densidade das espécies, possivelmente, contribuiu com uma maior variabilidade genética dentro das espécies e, a introdução de novas ampliou a riqueza de espécies. Segundo Metzger (2003), a introdução de novo material genético aumenta a permeabilidade da matriz da restinga, restaurando a conectividade dentro de uma paisagem fragmentada.

Dentro da visão acima descrita, a transposição de solo representa uma técnica efetivamente capaz de introduzir diversidade biológica em áreas degradadas e contribuir com o fluxo gênico e conectividade entre áreas fragmentadas.

Conforme Skoglund (1992) e McDonald et al. (1996 apud Tekle & Bekele 2000), a introdução de sementes ou diásporos de comunidades vegetais originais ou outras comunidades em estágios sucessionais avançados

pode aumentar o processo de restauração ecológica em comunidades perturbadas. Desta forma, a transposição de camadas de solo (juntamente com a camada de serapilheira), proveniente de fragmentos conservados ou em estágios avançados de regeneração, em áreas degradadas pode recompor o banco de sementes, sendo uma alternativa acessível e de baixo custo para a revegetação destas áreas.

A presença de grande quantidade de espécies nativas (81%) no solo transposto reforça o potencial da técnica em recompor o solo com núcleos de sementes capazes de dar início ao processo sucessional. Porém a presença de 9% de espécies exóticas deve ser levada em consideração, devendo-se fazer um monitoramento desta técnica para evitar que estas espécies venham a se tornar invasoras da área, impedindo o estabelecimento das espécies nativas.

Além de recompor o banco, a camada de solo e serapilheira podem recompor nutrientes e micro e meso fauna na área. Segundo Einloft et al. (2000), na camada de serapilheira encontra-se grande atividade biológica fundamental para a ciclagem de nutrientes no sistema, e esta combinação de nutrientes, umidade, microorganismos e banco de sementes pode ser uma combinação fecunda para a revegetação ambiental. Gisler & Meguro (1993 apud Neppel 2003) utilizaram a deposição de serapilheira em áreas mineradas e concluíram que isso era uma prática bastante efetiva de recuperação de áreas degradadas. Winterhalder (1996) sugere que a “plantação” de blocos de solo provenientes de comunidades não degradadas pode ser o método mais efetivo de reintroduzir espécies vegetais e animais (microbiota) próprios do ecossistema para restaurar a comunidade natural.

A diversidade de formas de vida detectadas no solo transposto pode ser eficaz para desencadear a sucessão no ambiente de restinga da Unidade Demonstrativa do Parque, promovendo o processo de nucleação de diversidade. Principalmente as espécies herbáceas, que apareceram em grande quantidade, podem

conferir uma rápida cobertura ao solo, dando início ao processo sucessional. Neppel (2003), estudando modelos de recuperação ambiental em Timbó (SC), constatou a introdução de novas espécies, como arbóreas, nas áreas em que houve deposição de serapilheira.

Diferentes síndromes de polinização e de dispersão, como as detectadas neste estudo, também são importantes nesse processo. Segundo Reis & Kageyama (2003), a presença de espécies zoofílicas é de grande importância para a atração de animais polinizadores que propiciem o fluxo gênico e a formação de sementes nos processos de restauração. Estas podem exercer o processo de nucleação, atraindo e irradiando diversidade ao ecossistema. Espécies zoocóricas também são atrativas para a fauna, que pode dispersar as sementes pela área a ser restaurada. Espécies anemofílicas e anemocóricas também são importantes por serem dispersas sem a necessidade de agentes biológicos.

Quanto às estações do ano, tanto a diversidade quanto a densidade de espécies foi maior no outono, diminuindo nas estações seguintes, o que demonstra a necessidade de maiores estudos sobre a melhor época do ano para transpor solo, de forma a permitir a manifestação do maior número de espécies e de plântulas. O número de espécies e a densidade apresentaram aumento gradativo de emergência até o nono mês, indicando que as porções de solo transpostas apresentam espécies com capacidade distinta para germinar ao longo do tempo. A utilização desta técnica em áreas degradadas é capaz de controlar processos erosivos, melhorar as características físicas e químicas do solo e recompor a diversidade (sementes, micro e meso fauna).

Há certa rejeição do uso desta técnica devido à percepção de que se estaria degradando área conservada para restaurar uma área degradada. A retirada do solo, portanto, deve ser planejada no sentido de evitar novas degradações. Seria aconselhável o uso de solo proveniente de áreas onde necessariamente alguma obra descartaria seu uso, como aberturas de estradas e

obras civis. Caso se necessite transpor solo de fragmentos vizinhos, isto deverá ser realizado de forma a não causar impacto local. A retirada de 5 cm de profundidade do solo não irá destruir o banco de sementes local, já que se podem encontrar sementes até 20 cm de profundidade. A Figura 3 ilustra uma área degradada (A) com respectivos fragmentos conservados adjacentes (B, C e D), os quais poderiam servir como fonte de porções de solo para transpor em A.

Na área a ser restaurada, estas porções de solo coletadas deverão ser dispostas em núcleos de 1 m² a cada 5 a 10 metros, que serão monitoradas para acompanhar o estabelecimento

das espécies nativas e evitar o estabelecimento de exóticas invasoras que, eventualmente, possam aparecer.

Sugere-se a utilização da transposição de solo concomitante com outras técnicas nucleadoras de restauração citadas por Bechara (2003), como: poleiros artificiais, importantes para a atração da fauna; transposição de galharias, para o aporte de matéria orgânica; e plantio de mudas em ilhas de alta diversidade, com espécies de distintas formas de vida e com precocidade para florir e frutificar, funcionando como atrativas para a fauna e facilitadoras para o estabelecimento de novas espécies.

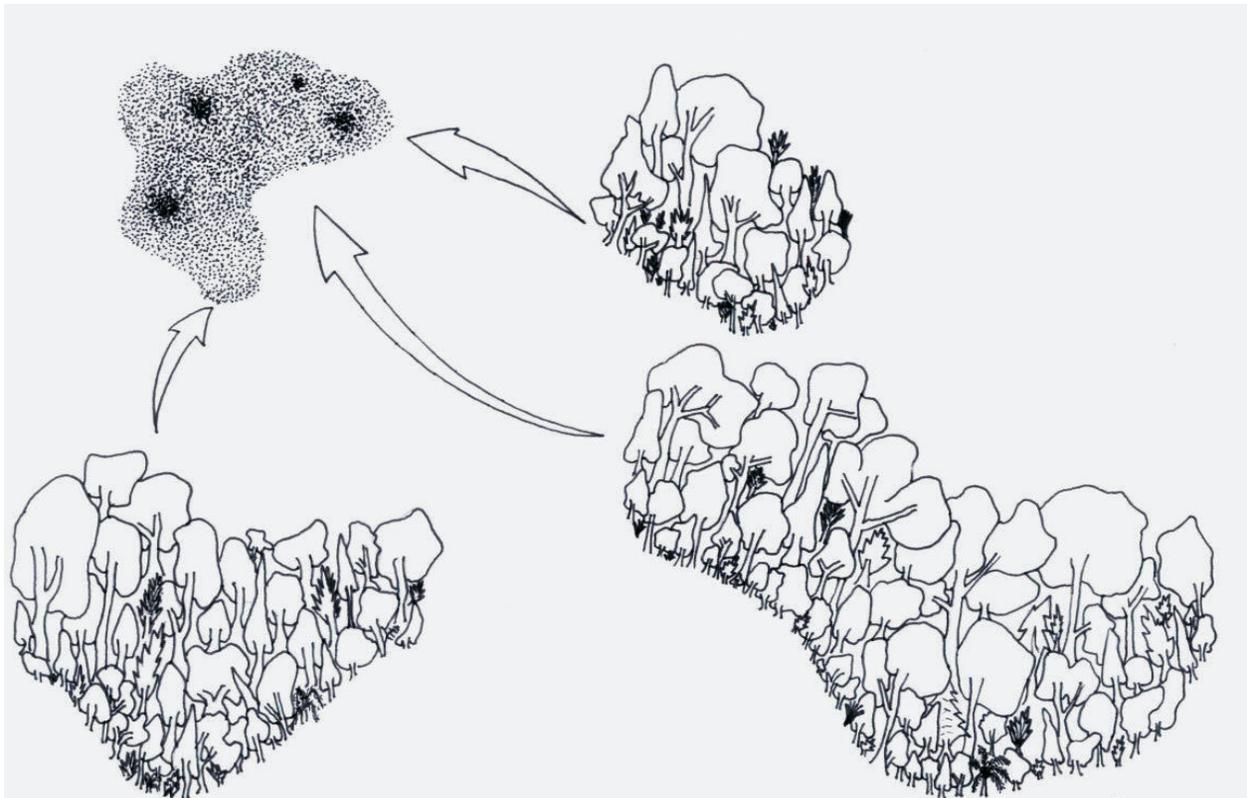


Figura 3. Esquema da transposição de solo dos fragmentos (B, C, D) para a área degradada (A), de forma a introduzir diversidade biológica, criando núcleos sucessionais. Desenho Alexandre Machado, 2004.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, R. 2002. Ciência Hoje on-line. Disponível em: <http://www.uol.com.br/cienciahoje/chdia/n569.htm>. Acesso em dezembro de 2002.

ASSAD, M. L. L. 1997. Fauna do Solo. In:

MILTON, A. T. & HUNGRIA, M. **Biologia dos Solos do Cerrado**. v. 74, p. 19-31.

BAYER, B & MIELNICZUK, J. 1999. Dinâmica e Função da Matéria Orgânica. In: SANTOS, G. de A. & CAMARGO, F. A. DE O. (Ed.)

Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo. Ecosistemas Tropicais & Subtropicais.

Gênesis. Porto Alegre. p. 10 – 25.

BECHARA, F. C. 2003. **Restauração Ecológica de Restingas Contaminadas por *Pinus* no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC.** Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis - SC.

BEIGUELMAN, B. 1991. **Curso Prático de Bioestatística.** Ribeirão Preto, Sociedade Brasileira de Genética, 224p.

COUTINHO, H. L. C. 1999. EMBRAPA Solos. Disponível em: <http://cnps.embrapa.br/search/pesqs/tema2/tema2.html>. Acesso em 24 de junho de 2002.

EINLOFT, R.; OZÓRIO, T. F. & SILVA JÚNIOR, W. M. da. 2000. Técnicas de revegetação para recuperação de áreas degradadas. **Ação Ambiental** 10: 19-20.

FALKENBERG, D. B. 1999. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, Sul do Brasil. **Insula** 28: 1 – 30.

METZGER, J.P. 2003. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Ed). **Restauração Ecológica de Ecosistemas Naturais** Botucatu: FEPAF, 2003. p. 49-76.

MOREIRA, F. M. S. & SIQUEIRA, J. O. 2002. **Microbiologia e Bioquímica do Solo.** Lavras: Editora UFLA, 625 p.

NEPPEL, M. 2003. **Sucessão Secundária da Vegetação em Diferentes Modelos de Recuperação Ambiental na Planície Aluvial do Rio Benedito, Timbó, SC.** Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Regional de Blumenau. Blumenau - SC.

PMF, 2004. Florianópolis. Prefeitura Municipal de Florianópolis. Disponível em: http://www.pmf.sc.gov.br/cidade/perfil_de_florianopolis/fisico_geog.htm. Acesso

em outubro de 2004.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPINDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K.; SOUZA, L. L. 2003. Restoration of damaged land areas: using nucleation to improve successional processes. **The Brazilian Journal of Nature Conservation** 1: 85-92.

REIS, A. & KAGEYAMA, P.Y. 2003. Restauração de Áreas Degradadas Utilizando Interações Interespecíficas. In: Kageyama, P. Y.; Oliveira, R. E.; Moraes, L. F. D.; Engel, V. L.; Gandara, F. B. (9ORGS). **Restauração Ecológica de Ecosistemas Naturais.** Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas Florestais – FEPAF, São Paulo, Brasil, p. 91-110.

RICKLEFS, R. E. 1996. **A Economia da Natureza.** Editora Guanabara Koogan, 3ª ed. Rio de Janeiro – RJ. 470p.

RODRIGUES, R. R. & GANDOLFI, S. 2002. Conceitos, Tendências e Ações para a Recuperação de Florestas Ciliares. In: RODRIGUES, R. R. & LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas Ciliares: conservação e recuperação.** p. 241-243. Universidade de São Paulo/FAPESP. São Paulo. SANTA CATARINA. 1986. **Atlas de Santa Catarina.** Governo do Estado de Santa Catarina. Gabinete de Planejamento e Coordenação Geral. Rio de Janeiro, p. 61-67.

SIEGEL, S. 1975. **Estatística Não-Paramétrica Para as Ciências do Comportamento.** Editora McGraw-Hill Ltda. São Paulo – SP, p. 209-219.

SOARES, J. F., FARIAS, A. A. de & CESAR, C.C. 1991. **Introdução à Estatística.** Editora Guanabara Koogan S. A. Rio de Janeiro. R.J. 378p.

TEKLE, K. & BEKELE, T. 2002. The Role of Soil Seed Banks in the Rehabilitation of Degraded Hillslopes in Southern Wello, Ethiopia. **Biotropica** 32 (1): 23-32.

ZAR, J.H. 1996. **Biostatistical analysis.** Third editions, Prentice-Hall International Editions, New Jersey. p. 197-229.

WINTERHALDER, K. 1996. The restoration of an industrially disturbed landscape in the Sudbury, Ontario mining and smelting region. Disponível em: <http://www.udd.org/francais/forum1996/TexteWinterhalder.html>. Acesso em fevereiro de 2003.

A CHUVA DE SEMENTES EM RESTINGA EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO APÓS DEGRADAÇÃO POR CONTAMINAÇÃO DE *PINUS* SP.

Marina Bazzo Espíndola

Bióloga, MSc. Biologia Vegetal
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
marinabazzo@yahoo.com.br

Ademir Reis

Biólogo, Prof. Dr. do Depto. Botânica
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
areis@ccb.ufsc.br

RESUMO

A chuva de sementes é o conjunto de propágulos que uma comunidade recebe através das diversas formas de dispersão. A dispersão de sementes para uma área degradada é essencial para a sucessão local, mas a densidade e riqueza de propágulos nas áreas abertas tendem a ser muito baixas, agravando-se quanto maior for a distância da área com fragmentos preservados. Este estudo teve como objetivo caracterizar a chuva de sementes em restinga em processo de restauração ambiental após a exploração florestal de *Pinus* spp., quanto à riqueza de espécies, à densidade de sementes e às características ecológicas das espécies. Em uma área de 1 há, foram instalados coletores permanentes de sementes em áreas abertas, sob poleiros artificiais, em remanescentes de vegetação nativa e sob talhões de pinus. O material captado pelos coletores foi recolhido, mensalmente, pelo período de um ano e colocado em casa de vegetação para identificação das sementes através da emergência de plântulas. A chuva de sementes ocorreu durante todo o ano, totalizando 2.500,3 sementes/m² de 69 espécies, e foi composta principalmente por sementes de dispersão anemocórica e zoocórica. As sementes anemocóricas apresentaram distribuição relativamente uniforme na área. A chuva de sementes zoocóricas apresentou distribuição heterogênea, concentrando-se sob os poleiros artificiais e nos remanescentes de vegetação nativa, locais de maior atividade dos dispersores. As áreas sob os talhões de pinus e as áreas abertas apresentaram densidade de sementes zoocóricas extremamente baixa, pois possuem poucos elementos de atração de sementes. A chuva de sementes na área estudada foi rica e densa, representando um potencial para a restauração local.

Palavras-Chave: Chuva de Sementes, Dispersão, Restauração.

ABSTRACT

THE SEED RAIN WITHIN A RESTINGA UNDER RESTORATION PROCESS AFTER DEGRADATION BY *PINUS* SP. CONTAMINATION

Seed rain is the set of propagules that enters a community through different types of dispersion. The seed dispersion for a degraded area is essential to its local succession, but the richness and density of propagules in open areas tend to be low, becoming lower with the increase on the distance between the area and the healthy fragments. The objective of this study was to characterize the seed rain on a restinga under restoration process after *Pinus* spp. forest harvesting, regarding species richness, seeds density and species ecological characteristics. Within a 1 ha area, there were installed permanent seed collectors on open areas, under artificial perches, under remnants of native vegetation and under pine plantations. The collected material was gathered monthly over an year, resulting a total of 2,500.3 seeds/m² of 69 species, and the set was composed mainly by seeds of anemochoric and zoochoric species. The anemochoric seeds had a relatively uniform distribution along the area. The zoochoric seed rain had a heterogeneous distribution, concentrating seeds under artificial perches and the remnants of native vegetation, places of higher dispersers activity. The areas under pine plantations and the open areas presented extremely low zoochoric seeds density, for those areas have few elements of seed attraction. The seed rain within the studied area was richness and dense, representing good potential for local restoration.

Key-words: Seed Rain, Dispersion, Restoration.

INTRODUÇÃO

A chuva de sementes é o conjunto de propágulos que uma comunidade recebe através das diversas formas de dispersão (Booth & Larson, 1998). A chegada deste conjunto de sementes tem a função de colonizar áreas em processo de sucessão primária ou secundária (Bechara, 2003). A chuva de sementes é, pois, elemento chave na dinâmica dos ecossistemas e, portanto, peça importante quando se almeja a sua regeneração. É, no entanto, um tema que apresenta muitas lacunas, principalmente nos ecossistemas tropicais (Willson, 1992). Por este motivo, diversos autores têm recentemente desenvolvido estudos visando ao entendimento do comportamento e do papel da chuva de sementes nas comunidades naturais (Saulei & Swaine, 1988; Martinez-Ramos & Soto-Castro, 1993; Caldato et al., 1996; Penhalber & Mantovani, 1997; Price & Joyner, 1997; Booth & Larson, 1988; Dalling et al., 1998; Holl, 1999; Holl et al. 2000; Galindo-González et al., 2000; Clark et al., 2001; Webb & Peart, 2001; Armesto et al., 2001; Cubina & Aide, 2001; Grombone-guaratini & Rodrigues, 2002; Kirchner et al., 2003).

Segundo Pijl (1972; 1982), os propágulos podem ser transportados pelo vento (anemocoria); por animais (endozoocoria, epizoocoria e synzoocoria); pela água (hidrocoria); por mecanismos explosivos (autocoria); pela ação da gravidade (barocoria); e por outros vetores como automóveis e maquinários agrícolas.

Estudos em áreas tropicais evidenciam que plantas produtoras de frutos carnosos atraem dispersores, os quais trazem consigo sementes de diferentes espécies e locais (Wunderle Jr., 1997). Áreas com estas plantas devem apresentar uma chuva de sementes mais intensa e diversificada do que áreas sem este atrativo.

Armesto et al. (2001) encontraram uma grande densidade de propágulos na chuva de sementes em pequenas clareiras e no interior de fragmentos, registrando, porém, maior diversidade nas bordas das clareiras, onde arbustos e árvores mais esparsas servem de poleiros para muitos dispersores que trazem consigo sementes de outros

locais, promovendo o processo de invasão das áreas abertas.

Nas áreas abertas, no entanto, a densidade e a riqueza de propágulos decaem drasticamente (Holl et al., 2000). Isto ocorre porque a fragmentação dos ecossistemas altera fatores abióticos, como a intensidade dos ventos, e bióticos, que determinam a presença de dispersores dependendo do estado de conservação de cada área.

A dispersão de sementes para uma área degradada é essencial para a sucessão local, uma vez que o banco de sementes do solo sofre uma rápida diminuição na sua abundância e riqueza de espécies devido à curta viabilidade das sementes de muitas espécies tropicais (Garwood, 1989).

Cubiña & Aide (2001) detectaram uma forte relação entre a distância de fragmentos florestais e a densidade e riqueza de espécies da chuva de sementes, sendo que, quanto maior a distância, menor a densidade e riqueza de espécies. Conseqüentemente, essa relação reflete na formação do banco de sementes do solo. Os referidos autores consideram ser uma das principais razões desse fenômeno o fato de a maioria das espécies florestais ser dispersada por animais, os quais, majoritariamente evitam lugares abertos, principalmente quando não possuem abrigos ou fontes de alimento. Dessa forma, as distâncias geradas pela atual fragmentação dos ecossistemas tornaram-se uma grande preocupação, uma vez que geram uma deficiência preocupante no aporte de sementes para a área em processo de sucessão. Reforçando esse argumento, Holl (1999) considera as baixas taxas de aporte de sementes como o principal fator limitante da regeneração de áreas degradadas.

O presente estudo teve, pois, como objetivo caracterizar a chuva de sementes em restinga em processo de restauração ambiental após a exploração florestal de *Pinus* spp., quanto à riqueza de espécies, à densidade de sementes e às características ecológicas das espécies nas diversas condições amostradas nesta área.

METODOLOGIA

A pesquisa foi realizada na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental do Parque Florestal do Rio Vermelho (UD), Florianópolis – SC, idealizada por Bechara (2003). A Unidade Demonstrativa consiste em 1ha dentro dos talhões de *Pinus* spp. de 30 a 40 anos no parque onde foi feita a retirada dos *Pinus* spp. e implantadas técnicas de restauração ambiental como poleiros artificiais, ilhas de alta diversidade, transposição de solo e de galharia e semeadura direta no período de abril a julho de 2002 (Bechara, 2003).

A formação original da área da Unidade Demonstrativa antes do plantio de *Pinus* spp. era restinga arbórea. Na montagem da UD, foram anelados quatro indivíduos de *Pinus* sp. para servir de poleiros, no intuito de incrementar a chuva de sementes local. Foram, também, instalados, com a mesma finalidade, três poleiros de bambu com cipó, de acordo com a metodologia proposta por Reis et al. (2003).

Levantamento da Chuva de Sementes

Para caracterizar a chuva de sementes na UD, foram instalados 18 coletores permanentes de sementes (molduras de madeira de 1m² com fundo de sombrite a 1m de altura do solo), dispostos da seguinte maneira: um coletor embaixo de cada um dos quatro poleiros de pinus anelado (PP); um coletor embaixo de cada um dos três poleiros de bambu com cipó (PC); um coletor em quatro pontos de área de vegetação nativa remanescente (VN); um coletor em quatro pontos de área aberta (AA) e um coletor em três pontos de área de vegetação dominada por *Pinus* sp. (VP), totalizando 1,8% da área total da UD.

O material captado pelos coletores foi recolhido, mensalmente, pelo período de um ano (dezembro de 2002 a dezembro de 2003). No campo, foi realizada uma separação do material, retirando-se os galhos, os animais e as folhas

grandes, com o cuidado de separar as sementes aderidas. As amostras foram armazenadas em sacos plásticos, separados conforme sua condição (PP, PC, AA, VP ou VN).

As sementes e o material vegetal mais fino foram colocados em bandejas com substrato arenoso para identificação através da emergência de plântulas em casa de vegetação.

À medida que as plântulas apresentaram o primeiro par de folhas, foram replantadas em vasilhos de plástico preenchido com substrato composto por areia, argila e esterco de gado em proporções iguais, para seu desenvolvimento e posterior identificação.

As avaliações em casa de vegetação foram mensais e totalizaram 18 meses, sendo que as primeiras coletas foram avaliadas pelo período de 12 meses, diminuindo gradativamente até seis meses, período de avaliação da última coleta.

A riqueza de espécies e a densidade de sementes de cada espécie foram quantificadas em cada condição amostrada. Foram relacionadas suas características ecológicas de forma de vida, síndromes de polinização e de dispersão.

Duas matrizes foram organizadas: uma matriz com os dados de riqueza de espécies por forma de vida, síndromes de polinização e de dispersão, e outra com os dados de densidade de sementes por forma de vida, síndromes de polinização e de dispersão. Estas matrizes foram analisadas a partir da análise de agrupamento pelo método UPGMA com dados transformados ($\log_2 x$), utilizando a distância euclidiana padronizada. Foi realizada, também, uma análise de componentes principais com dados centrados. Os descritores que apresentaram correlações a partir de 0,70 foram considerados os mais correlacionados com os eixos componentes principais. As análises multivariadas foram feitas através do programa MVSP - Multi-Variate Statical Package versão 3.12 (Kovach, 2001).

RESULTADOS

Registrou-se a ocorrência de sementes durante todos os meses de coleta, indicando que a chuva de sementes é contínua na área (Figura 1). Ocorreu, porém, uma variação temporal tanto na densidade de sementes quanto na riqueza de

espécies. Os meses de maior densidade de sementes foram fevereiro, março e junho, com mais de 200 sementes/m² amostradas. A riqueza de espécies variou entre 28 espécies (mês de maio) e 10 espécies (mês de outubro).

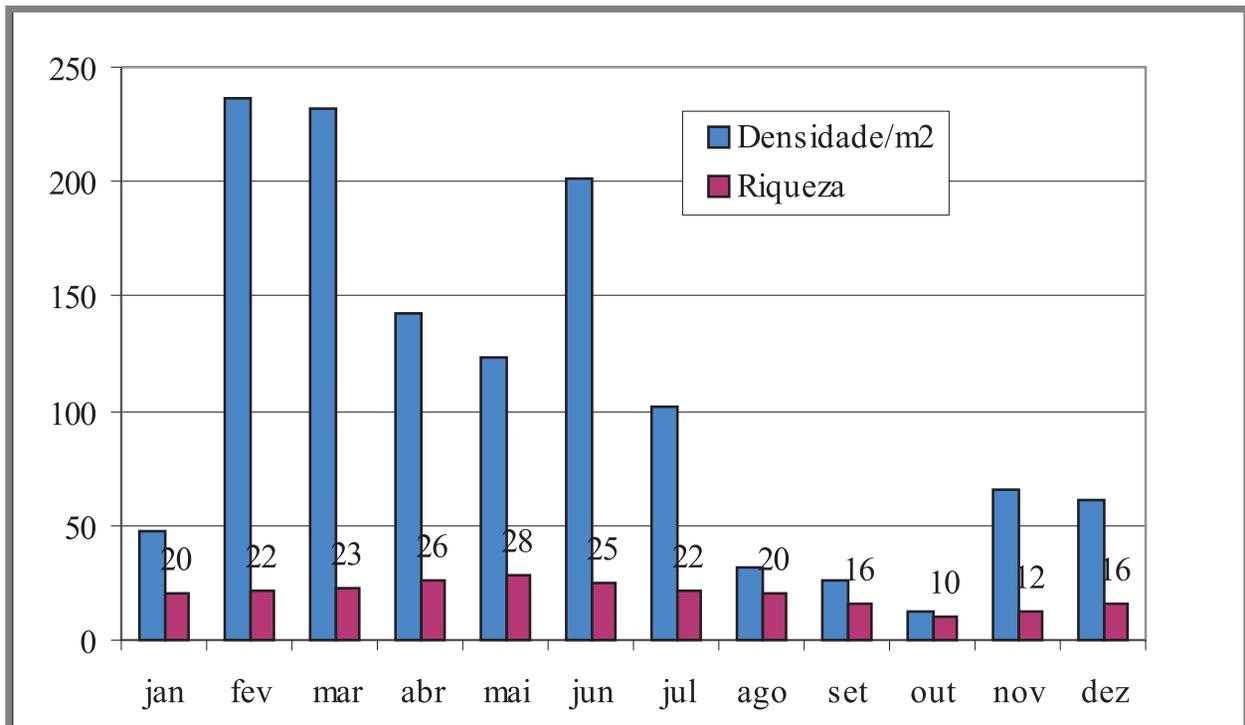


Figura 1. Riqueza de espécies e densidade de sementes/m² amostradas na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental do Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis-SC, através de 18 coletores permanentes de sementes de 1m².

A Tabela 1 apresenta a densidade e a riqueza de espécies da chuva de sementes nas condições amostradas na área da UD. Durante o período de coletas, estimou-se a chegada de 2.500,3 sementes/m² de 69 espécies. Especialmente, a densidade e a riqueza de espécies foram bastante variáveis. Nos remanescentes de vegetação nativa, apresentou-se um total de 234,5 sementes/m²; no interior dos talhões de pinus, 1.024,3 sementes/m²; nas áreas sob os poleiros de pinus anelado, 678,5 sementes/m²; nas áreas sob os poleiros de cipó, 318,67 sementes/m²; e nas áreas abertas, 244,25 sementes/m². A condição amostrada que apresentou a maior riqueza de espécies foram as áreas sob os poleiros de pinus

anelado (52 espécies), seguida pelas áreas sob poleiros de cipó (42 espécies), áreas de vegetação nativa (39 espécies), e, por último, as áreas abertas e sob os talhões de pinus (ambas com 28 espécies).

O poleiro de pinus anelado atraiu 13 espécies que não ocorreram em nenhuma outra condição, e o poleiro de cipó atraiu 8, enquanto a vegetação nativa apresentou duas espécies exclusivas, as áreas abertas uma e as áreas sob os talhões de pinus nenhuma (Tabela 1).

Das espécies que compõe a chuva de sementes das áreas amostradas na UD, 53,6% são zoocóricas, 29% anemocóricas, 4,35% autocóricas e 13,05% não tiveram sua síndrome de dispersão determinada (Tabela 1).

Tabela 1. Riqueza, características ecológicas e densidade de sementes por m² captadas, no período de doze meses, nos 18 coletores de 1m² instalados na Unidade de Restauração Ambiental do Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis-SC; onde VP= áreas sob os talhões de pinus, VN= áreas remanescentes de vegetação nativa, PP= áreas sob os poleiros de pinus anelado, PC= áreas sob os poleiros de cipó e AA= áreas abertas.

Riqueza		Características Ecológicas				Densidade/m ²				
Família	Espécies	hábito	polinização	dispersão	VP	VN	PP	PC	AA	Total
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Rad.	arbóreo	zoofílica	zoocórica	0,0	0,8	14,0	8,7	4,0	27,4
Aquifoliaceae	<i>Ilex cf. dumosa</i>	arbóreo	zoofílica	zoocórica	0,0	0,3	0,8	0,0	0,5	1,5
Asteraceae	Asteraceae 1	herbáceo	zoofílica	anemocórica	0,0	0,3	1,3	2,3	0,3	4,1
Asteraceae	Asteraceae 2	herbáceo	zoofílica	anemocórica	1,7	1,5	0,8	0,7	0,5	5,1
Asteraceae	Asteraceae 3	herbáceo	zoofílica	anemocórica	1,7	1,0	2,5	4,3	0,5	10,0
Asteraceae	Asteraceae 4	herbáceo	zoofílica	anemocórica	0,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,6
Asteraceae	Asteraceae 5	herbáceo	zoofílica	anemocórica	0,0	0,5	0,0	1,3	1,0	2,8
Asteraceae	<i>Coryza</i> sp.	herbáceo	anemofílica	anemocórica	0,0	0,3	1,8	1,3	1,3	4,6
Asteraceae	<i>Emilia</i> sp.	herbáceo	zoofílica	anemocórica	0,0	0,3	0,0	0,0	0,3	0,5
Asteraceae	<i>Erechytites valerianaeifolia</i> (wolf.) DC.	herbáceo	zoofílica	anemocórica	1,3	2,8	7,3	7,3	10,3	28,9
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp.	herbáceo	zoofílica	anemocórica	0,3	0,0	0,3	0,0	0,0	0,6
Asteraceae	<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	herbáceo	zoofílica	zoocórica	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,3
Asteraceae	<i>Gnaphalium</i> sp.	herbáceo	zoofílica	anemocórica	4,0	9,5	18,0	8,3	13,3	53,1
Asteraceae	<i>Mikania</i> sp.	lianoso	zoofílica	anemocórica	0,0	0,3	3,0	2,3	5,8	11,3
Asteraceae	<i>Vernonia difusa</i> DC.	arbóreo	zoofílica	anemocórica	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,3
Bignoniaceae	Bignoniaceae 1	—	zoofílica	zoocórica	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,3
Bromeliaceae	Bromeliaceae 1	herbáceo	—	anemocórica	0,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,6
Cecropiaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Snehthl.	arbóreo	anemofílica	zoocórica	0,3	0,8	6,5	2,3	0,3	10,2
Clusiaceae	<i>Clusia criuva</i> Cambess.	arbóreo	zoofílica	zoocórica	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,5
Cyperaceae	Cyperaceae 1	herbáceo	anemofílica	anemocórica	0,0	0,3	0,3	0,3	0,0	0,8
Cyperaceae	<i>Cyperus</i> sp.	herbáceo	anemofílica	anemocórica	2,3	5,5	4,8	8,7	3,3	24,5
Cyperaceae	<i>Kyllinga pumila</i> Michx	herbáceo	anemofílica	anemocórica	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,3
Dileniaceae	Dileniaceae 1	—	—	—	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,3
Ericaceae	<i>Gaylussacia brasiliensis</i> (Spreng.) Meisn.	arbóreo	zoofílica	zoocórica	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,3
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum amplifolium</i> Mart.	arbóreo	zoofílica	zoocórica	0,3	0,0	5,3	0,0	0,0	5,6
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Casaretto) M. Arg.	arbóreo	anemofílica	zoocórica	3,7	13,8	28,8	13,0	3,3	62,4
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia</i> sp.	herbáceo	zoofílica	autocoria	0,0	0,0	0,8	0,7	11,3	12,7

Riqueza		Características Ecológicas				Densidade/m ²					
Família	Espécies	hábito	polinização	dispersão	VP	VN	PP	PC	AA	Total	
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Rad.	arbóreo	zoofílica	zoocórica	0,0	0,8	14,0	8,7	4,0	27,4	
Aquifoliaceae	<i>Ilex cf. dumosa</i>	arbóreo	zoofílica	zoocórica	0,0	0,3	0,8	0,0	0,5	1,5	
Asteraceae	Asteraceae 1	herbáceo	zoofílica	anemocórica	0,0	0,3	1,3	2,3	0,3	4,1	
Asteraceae	Asteraceae 2	herbáceo	zoofílica	anemocórica	1,7	1,5	0,8	0,7	0,5	5,1	
Asteraceae	Asteraceae 3	herbáceo	zoofílica	anemocórica	1,7	1,0	2,5	4,3	0,5	10,0	
Asteraceae	Asteraceae 4	herbáceo	zoofílica	anemocórica	0,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,6	
Asteraceae	Asteraceae 5	herbáceo	zoofílica	anemocórica	0,0	0,5	0,0	1,3	1,0	2,8	
Asteraceae	<i>Coryza</i> sp.	herbáceo	anemofílica	anemocórica	0,0	0,3	1,8	1,3	1,3	4,6	
Asteraceae	<i>Emilia</i> sp.	herbáceo	zoofílica	anemocórica	0,0	0,3	0,0	0,0	0,3	0,5	
Asteraceae	<i>Erechytites valerianaefolia</i> (wolf.) DC	herbáceo	zoofílica	anemocórica	1,3	2,8	7,3	7,3	10,3	28,9	
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp.	herbáceo	zoofílica	anemocórica	0,3	0,0	0,3	0,0	0,0	0,6	
Asteraceae	<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	herbáceo	zoofílica	zoocórica	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,3	
Asteraceae	<i>Gnaphalium</i> sp.	herbáceo	zoofílica	anemocórica	4,0	9,5	18,0	8,3	13,3	53,1	
Asteraceae	<i>Mikania</i> sp.	lianesco	zoofílica	anemocórica	0,0	0,3	3,0	2,3	5,8	11,3	
Asteraceae	<i>Vermonia difusa</i> DC.	arbóreo	zoofílica	anemocórica	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,3	
Bignoniaceae	Bignoniaceae 1	-	zoofílica	zoocórica	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,3	
Bromeliaceae	Bromeliaceae 1	herbáceo	-	anemocórica	0,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,6	
Cecropiaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Sneathl.	arbóreo	anemofílica	zoocórica	0,3	0,8	6,5	2,3	0,3	10,2	
Clusiaceae	<i>Clusia criuva</i> Cambess.	arbóreo	zoofílica	zoocórica	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,5	
Cyperaceae	Cyperaceae 1	herbáceo	anemofílica	anemocórica	0,0	0,3	0,3	0,3	0,0	0,8	
Cyperaceae	<i>Cyperus</i> sp.	herbáceo	anemofílica	anemocórica	2,3	5,5	4,8	8,7	3,3	24,5	
Cyperaceae	<i>Kyllinga pumila</i> Michx	herbáceo	anemofílica	anemocórica	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,3	
Dileniaceae	Dileniaceae 1	-	-	-	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,3	
Ericaceae	<i>Gaylussacia brasiliensis</i> (Spreng.) Meisn.	arbóreo	zoofílica	zoocórica	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,3	
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum amplifolium</i> Mart.	arbóreo	zoofílica	zoocórica	0,3	0,0	5,3	0,0	0,0	5,6	
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Casaretto) M. Arg.	arbóreo	anemofílica	zoocórica	3,7	13,8	28,8	13,0	3,3	62,4	
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia</i> sp.	herbáceo	zoofílica	autocoria	0,0	0,0	0,8	0,7	11,3	12,7	

Família	Espécies	hábito	polinização	dispersão	VP	VN	PP	PC	AA	Total
Rubiaceae	<i>Coronopus didymus</i> (L.) Smith	–	zooflílica	zoocórica	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,3
Rubiaceae	<i>Diodella radula</i> (Willd. E Hoffmanns ex Roem e Schult.) Delprete	herbáceo	zooflílica	zoocórica	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,3
Rubiaceae	<i>Oldelandia corymbosa</i> L.	herbáceo	zooflílica	autocória	0,7	0,3	0,3	0,0	0,0	1,2
Rubiaceae	<i>Psychotria carthaginensis</i> Jacq.	arbustivo	zooflílica	zoocórica	1,3	1,3	0,0	2,0	0,0	4,6
Rubiaceae	Rubiaceae I	–	–	–	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	1,0
Sapindaceae	Sapindaceae I	lianescente	zooflílica	zoocórica	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,3
Sapindaceae	<i>Paulinea</i> sp.	lianescente	zooflílica	zoocórica	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,3
Sapotaceae	<i>Pouteria venosa</i> (Mart.) Baehmi	arbóreo	zooflílica	zoocórica	0,0	1,0	0,5	0,3	0,0	1,8
Solanaceae	Solanaceae I	–	–	–	0,7	2,3	54,3	10,7	0,8	68,6
Solanaceae	<i>Solanum americanum</i> Mill.	herbáceo	zooflílica	zoocórica	1,0	2,0	31,3	13,0	2,3	49,5
Solanaceae	<i>Solanum pseudoquina</i> Saint-Hilaire	herbáceo	zooflílica	zoocórica	0,3	0,0	2,5	0,0	0,0	2,8
Ulmaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	arbóreo	zooflílica	zoocórica	0,0	0,8	1,5	0,0	0,0	2,3
Urticaceae	<i>Parietaria</i> sp.	herbáceo	zooflílica	anemocórica	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,3
Violaceae	<i>Hybanthus parviflorus</i> (Mutis ex L.f.) Baill.	herbáceo	zooflílica	zoocórica	0,0	0,3	0,3	0,0	0,0	0,5
indeterminadas		–	–	–	5,3	4,8	10,8	9,0	2,8	32,6
Total					1024,3	234,5	678,5	318,7	244,3	2500,3
Total de espécies					28	39	52	42	28	69 esp.

Na Tabela 2, a riqueza de espécies e a densidade de sementes captadas nos ambientes amostrados foram agrupadas de acordo com suas

formas de vida, síndromes de polinização e de dispersão.

Tabela 2. Riqueza de espécies e densidade de sementes por forma de vida, síndromes de polinização e dispersão, captadas nas condições: áreas sob poleiros de pinus anelado (PP), áreas sob poleiros de cipó (PC), áreas abertas (AA), áreas de vegetação nativa (VN) e áreas sob os talhões de pinus (VP), amostradas na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental do Parque Florestal do Rio Vermelho, identificadas pelo método da emergência.

Características ecológicas	VN		VP		PP		PC		AA	
	riqueza	densidade								
Arbóreo	15	182	9	1000	22	516	17	208	9	41
Arbustivo	1	5	1	4	1	3	1	6	0	0
Herbáceo	21	43	16	16	21	92	16	84	17	194
Lianoso	1	1	0	0	2	3	2	3	2	10
anemofílica	11	106,25	8	994,33	11	144,75	11	105	9	177
Zoofílica	24	119,25	17	23,32	35	467,25	28	192,98	18	64
anemocórica	16	99	11	997	13	63	13	69	14	204
Autocórica	1	1	1	1	3	3	2	2	2	12
Zoocórica	20	126	14	20	30	545	23	226	11	24

A riqueza de espécies classificadas por forma de vida, síndromes de polinização e de dispersão foi diferente nos locais com atrativos para a fauna (poleiros e remanescentes de vegetação nativa) e os locais sem atrativos (áreas abertas e áreas sob os talhões de pinus), formando dois grupos distintos (Figura 2, A).

Em relação à densidade de sementes por forma de vida, síndromes de polinização e de dispersão, houve, novamente, uma semelhança entre os locais sob os poleiros e os remanescentes de vegetação nativa (Figura 2, B). Na análise de

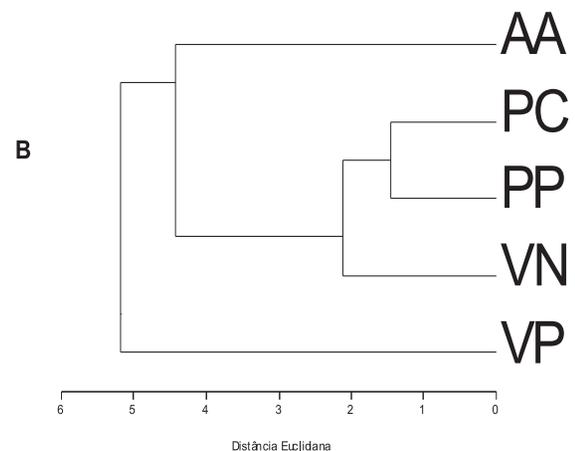
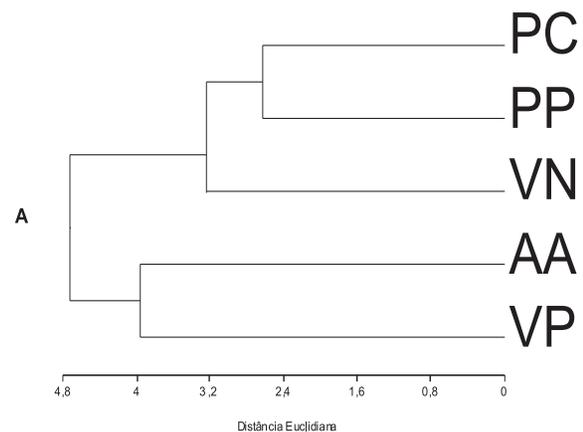


Figura 2. Padrões de agrupamento obtidos na análise de agrupamento através do método de associação de médias (UPGMA), com base na distância euclidiana padronizada, para os descritores: A) riqueza de espécies por forma de vida, síndromes de polinização e de dispersão (coeficiente de correlação cofenética $r=0,713$ e B) densidade de sementes por hábito de vida, formas de polinização e de dispersão (coeficiente de correlação cofenética $r=0,903$); nas condições áreas sob poleiros de pinus anelado (PP), áreas sob poleiros de cipó (PC), áreas abertas (AA), áreas de vegetação nativa (VN) e áreas sob os talhões de pinus (VP), amostradas na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental do Parque Florestal do Rio Vermelho.

agrupamento, as áreas abertas e as áreas sob os talhões de pínus apresentaram-se isoladas, sugerindo que estas condições são diferentes entre si e das outras condições. Nesta visão quantitativa, a vegetação de pínus é bastante distinta das demais, com uma densidade de sementes (1024,33 sementes/m²) aproximadamente duas vezes maior que a condição PP, que apresenta a segunda maior densidade (678,50 sementes/m²). No entanto, esta quantidade é composta, em sua grande maioria, por sementes do gênero *Pinus* (984,67 sementes/m²) (Tabela 1).

Isso sugere que, tanto em riqueza de espécies quanto em densidade de sementes por

forma de vida, síndromes de polinização e de dispersão, as áreas sob os poleiros e os remanescentes de vegetação nativa são mais semelhantes entre si do que semelhantes às áreas abertas e às áreas sob os talhões de pínus.

As áreas sob os poleiros e as áreas de vegetação nativa possuem riqueza de espécies que apresenta alta correlação com as características ecológicas de polinização anemofílica e zoofílica, de dispersão zoocórica, e de hábito arbóreo (Figura 3, Tabela 3), sendo estes os fatores que tornam essas condições semelhantes.

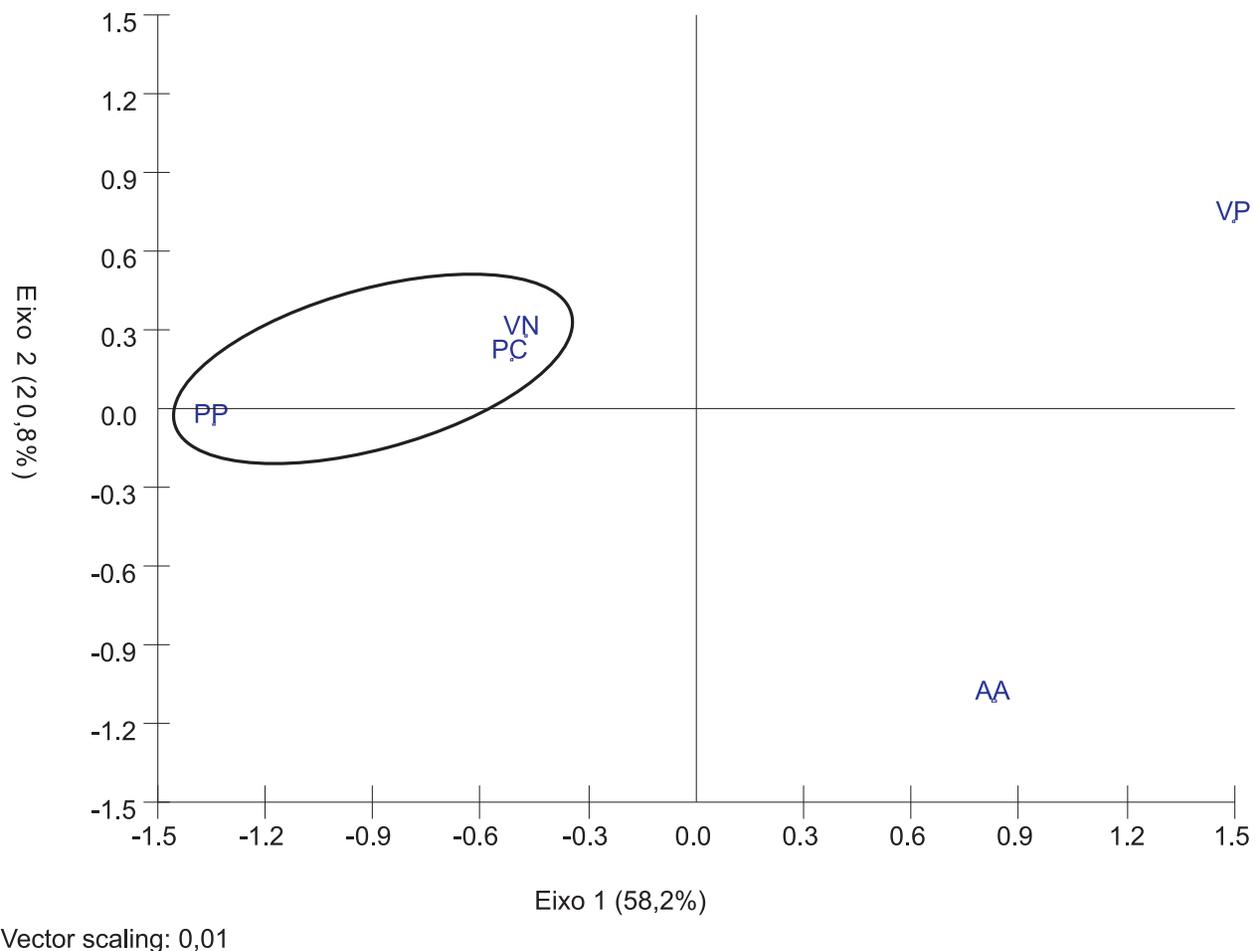


Figura 3. Diagrama de ordenação das condições amostradas, utilizando como descritores a riqueza de espécies por forma de vida, síndromes de polinização e de dispersão, na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental do Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis-SC, contendo os eixos componentes principais 1 e 2 e seus vetores de formação (PP= áreas sob poleiros de pínus anelado, PC= áreas sob poleiros de cipó, VN= áreas de vegetação nativa, VP= áreas sob os talhões de pínus e AA= áreas abertas).

Tabela 3. Coeficientes de correlação dos descritores densidades de sementes presentes por forma de vida, síndromes de polinização e de dispersão, identificadas através do método da emergência, para os quatro primeiros eixos de ordenação da Análise de Componentes Principais (ACP).

Característica ecológica	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 4
anemocoria	-0,46	-0,39	0,78	-0,18
autocoria	-0,59	-0,51	-0,61	0,13
zoocoria	-0,90	0,37	-0,22	0,08
arbóreo	-0,97	0,19	-0,14	0,01
arbustivo	-0,36	0,90	0,03	-0,24
herbáceo	-0,69	-0,03	0,49	0,52
lianeso	-0,66	-0,68	-0,14	-0,27
anemofilia	-0,95	-0,01	0,17	-0,26
zoofilia	-0,99	0,12	-0,09	0,07

Os autovalores dos eixos 1 e 2 da Figura 3 foram, respectivamente, 5,2 e 1,8, o que significa que o eixo 1 explicou 58,2% e o eixo 2 explicou 20,9% da variação total dos dados. Juntos os eixos 1 e 2 explicaram 70,1% desta variação.

As áreas de remanescentes de vegetação nativa apresentaram densidades relativamente equilibradas de espécies de dispersão anemocóricas e zoocóricas e de hábito herbáceo e arbóreo, por isso não possuem alta correlação com nenhum eixo componente principal (Figura 4). As áreas sob os talhões de pinus diferenciaram-se pela densidade de sementes anemocóricas de espécies com polinização anemofílica, características do gênero *Pinus*. O posicionamento das áreas sob os poleiros no gráfico dos eixos componentes principais evidencia a forte influência de espécies com dispersão zoocórica e polinização zoofílica nesses locais (Figura 4).

O vetor do descritor hábito arbóreo não apresentou relação clara com nenhuma condição (Figura 4). As áreas abertas estão claramente relacionadas com os hábitos herbáceo e lianeso.

Os autovalores dos eixos 1 e 2 da figura 4 foram, respectivamente, 5,1 e 3,2, o que significa que o eixo 1 explicou 57,1% e o eixo 2 explicou 35,6% da variação total dos dados. Juntos os eixos 1 e 2 explicaram 92,7% desta variação.

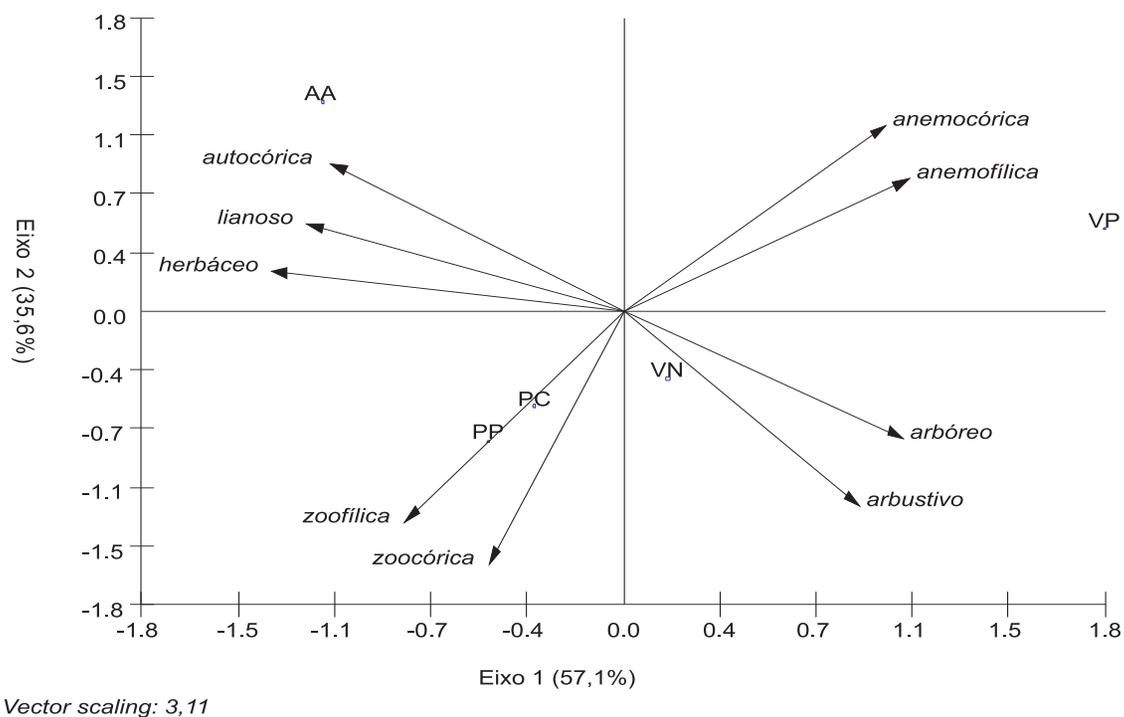


Figura 4. Diagrama de ordenação das condições amostradas, utilizando como descritores a densidade de sementes por forma de vida, síndromes de polinização e de dispersão, na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental do Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis-SC, contendo os eixos componentes principais 1 e 2 e seus vetores de formação (PP= áreas sob poleiros de pinus anelado, PC= áreas sob poleiros de cipó, VN= áreas de vegetação nativa, VP= áreas sob os talhões de pinus e AA= áreas abertas).

Tabela 4. Coeficientes de correlação dos descritores densidades de sementes presentes por forma de vida, síndromes de polinização e de dispersão, identificado através do método da emergência, para os quatro primeiros eixos de ordenação da Análise de Componentes Principais (ACP).

Característica ecológica	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 4
arbóreo	0,78	-0,46	0,42	-0,06
arbustivo	0,66	-0,70	0,03	0,27
herbáceo	-0,98	0,14	0,10	0,07
lianescente	-0,88	0,32	0,31	0,15
anemocoria	0,73	0,67	0,12	-0,01
autocoria	-0,82	0,53	0,22	-0,01
zoocoria	-0,37	-0,91	0,15	-0,05
anemofilia	0,80	0,48	0,37	-0,01
zoofilia	-0,61	-0,76	0,19	-0,10

DISCUSSÃO

A chuva de sementes na UD retrata as condições históricas deste ambiente. A área, anteriormente, era ocupada por espécies do gênero *Pinus*. Após ter sido aberta, sofreu uma modificação drástica em sua cobertura, mas continuou com talhões de pinus ao seu redor. Isto deve estar influenciando os fatores de dispersão atuantes na área. Os ventos, por exemplo, são modificados pela presença dos talhões, que formam uma barreira. Sementes nativas anemocóricas devem, a princípio, elevar-se, passar os talhões de pinus e baixar novamente para atingir a UD. As sementes que dependem da atividade de dispersores animais só estarão ali presentes se a UD for por eles freqüentada. Assim, a chuva de sementes captada durante este estudo é resultado da superação de barreiras históricas e biológicas, uma vez que sofreu influência dos acontecimentos passados que modificaram a paisagem e, hoje, é composta por sementes adaptadas a transporem as barreiras da paisagem atual.

A chuva na UD foi composta, principalmente, por sementes de dispersão anemocórica e zoocórica. Isto pode ser resultado da metodologia de coleta utilizada que dificulta a

captação da epizoocoria e da autocoria quando indivíduos de dispersão autocórica não estiverem próximos dos coletores. Pode representar, também, um baixo número de indivíduos com este tipo de dispersão na área.

Pelos resultados obtidos, observa-se que o comportamento da chuva de sementes na UD é heterogêneo entre os locais amostrados e entre os meses do ano. Isto, porque a chuva de sementes é um complexo de distintas distribuições dos indivíduos de cada uma das espécies que a formam. Sendo resultante do conjunto de fatores de dispersão atuantes numa comunidade, a chuva de sementes apresentou diferenças espaciais e temporais.

Em relação à variação temporal, tanto a riqueza de espécies quanto a densidade de sementes apresentaram maiores valores nos primeiros seis meses. Isto pode ser resultado da metodologia de avaliação, que subestimou os últimos meses de coleta.

Especialmente, as espécies da chuva de sementes e suas densidades parecem estar relacionadas com cada ambiente amostrado. A riqueza de espécies anemocóricas foi semelhante

entre os ambientes amostrados, sugerindo uma distribuição relativamente homogênea desta síndrome de dispersão na UD. Já a densidade de sementes anemocóricas foi maior nas áreas abertas. A presença de touceiras de *Melinis minutiflora* Beauvois nessas áreas deve ser o principal fator dessa diferença. Segundo Janzen (1970), as áreas próximas aos focos de dispersão recebem grande densidade de sementes, que se dilui gradativamente à medida que aumenta a distância do foco. A característica ecológica de dispersão zoocórica esteve fortemente correlacionada com as áreas sob os poleiros e com as áreas de vegetação nativa. Ficou evidente, dessa forma, que a composição da chuva varia conforme os agentes nucleadores que compõem cada condição. As áreas sob os talhões de pinus e as áreas abertas possuem poucos elementos de atração de sementes, apresentando, assim, menor densidade de sementes zoocóricas do que as demais condições.

Segundo Wunderle Jr. (1997), a distribuição espacial da chuva de sementes das espécies anemocóricas é densa e bastante uniforme em contraste com a distribuição gerada pela dispersão animal, que é heterogênea e varia conforme os locais de atividade dos dispersores. A baixa densidade de sementes anemocóricas captadas neste estudo pode estar relacionada ao efeito clareira da UD dentro dos talhões de pinus. Já a concentração de sementes zoocóricas sob os poleiros e nos remanescentes de vegetação nativa indica a utilização destes locais pelos animais dispersores.

A chegada de sementes nos ambientes amostrados foi diferenciada principalmente em relação à densidade de sementes de diferentes características ecológicas. A riqueza e a densidade da chuva dependem das condições locais, variando mesmo em uma área de poucos metros. Esta variação, notadamente para as espécies zoocóricas, parece estar ligada à presença de atrativos para os dispersores, corroborando com Webb & Peart (2001) quando afirmam que a diversidade de plântulas de um local está mais fortemente relacionada com a diversidade de dispersores em

atividade nesse local do que com as espécies adultas circundantes. Já em relação às sementes anemocóricas, grande parte da chuva de sementes captada deve estar associada a indivíduos remanescentes sob os talhões de pinus explorados ou com espécies oriundas do banco de sementes local. Vieira (2004) detectou 39 espécies anemocóricas compondo o banco de sementes da UD. O presente estudo registrou 20 espécies anemocóricas chegando na chuva de sementes neste mesmo local durante o período de coletas.

Numa comunidade natural, a variação de condições é freqüente. Árvores emergentes servem como poleiros, as frutíferas como locais refatórios, outras como abrigo ou latrinas para os animais. Segundo Armesto et al. (2000), esses locais devem apresentar uma maior riqueza e densidade na chuva de sementes. Os poleiros de pinus anelado e de cipó parecem ter imitado alguma dessas condições, pois apresentaram riqueza e abundância de espécies com características ecológicas similares às que ocorrem na vegetação nativa. Parecem, também, ter sido um elemento diferenciado na paisagem, atraindo sementes de outras áreas que não ocorreram nas demais condições da UD.

Dessa forma, a diversidade e, principalmente, a densidade de sementes zoocóricas parecem ser maiores quanto mais atrativos uma área oferecer.

A chuva de sementes representa a potencialidade de sucessão local através do aporte de novas espécies e de novo material genético das espécies locais. A chuva é capaz de manter o dinamismo do banco de sementes e do banco de plântulas, dando continuidade ao processo sucessional. Na área da UD, porém, a chuva significa, além disso, um alerta diante da grande densidade de sementes de *Pinus* spp. registrada. A chuva de sementes de *Pinus* spp. esteve presente em todos os ambientes de maneira expressiva, representando uma ameaça ao processo de restauração da UD, mesmo após sua retirada, através da recolonização da espécie. O gênero *Pinus* é considerado o maior contaminante biológico mundial, causando diminuição da

biodiversidade nos ambientes onde sua ocorrência não é natural.

A ecologia da restauração necessita do aprofundamento de estudos sobre a dinâmica da

chuva de sementes, uma vez que a fragmentação e a perda da biodiversidade são eventos ainda crescentes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AHUMADA, L.Z. 1975. Aristoloquiáceas. **Flora Ilustrada Catarinense**. Itajaí, SC, p. 35-39.
- ARMESTO, J.J., DÍAZ, I., PAPIC, C. & WILLSON, M. 2001. Seed rain of fleshy and dry propagules in different habitats in temperate rain forest of Chiloé Island, Chile. **Austral Ecology** 26, p. 311-320.
- BECHARA, F. C. 2003. **Restauração Ecológica de Restingas Contaminadas por *Pinus* no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC**. Dissertação apresentada ao programa de pós-graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis - SC.
- BOOTH, B. D. & LARSON, D.W. 1998. The role of seed rain in determining the assembly of a cliff community. **Journal of Vegetation Science** 9: 657-668.
- CALDATO, S.; FLOSS, P. A.; DA CROCE, D. M. & LONGHI, S. J. 1996. Estudo da Regeneração Natural, Banco de Sementes e Chuva de Sementes na Reserva Genética Floresta de Caçador, SC. **Ciência Florestal Santa Maria** 1 (6): 27-38.
- CLARK, C.J.; POULSEN, J.R. & PARKER, V.T. 2001. The role of arboreal seed dispersal groups on the seed rain of a lowland tropical forest. **Biotropica** 33: 606-620.
- CUBINA, A. & AIDE, T. M. 2001. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. **Biotropica** 33 (2): 260-267.
- DALLING, J. W.; SWAINE, M. D. & GARWOOD, N. C. 1998. Dispersal Patterns and seed Bank Dynamics of Pioneer Trees in Moist Tropical Forest. **Ecology** 79 (2): 564-578.
- FALKENBERG, D.B. 1999. Aspectos da flora e da vegetação secundária de restinga de Santa Catarina, sul do Brasil. **Insula** 28, p.1-31.
- GALINDO-GONZÁLES, J., GUEVARA, S. & SOSA, V.J., 2000. Bat and Bird generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. **Conservation Biology** 14 (6): 1693-1703.
- GARWOOD, N. C. 1989. Tropical soil seed banks: a review. In: LECK, M. A., PARKER, V. T. & SIMPSON, R. A. (eds.). **Ecology of soil seed banks**. Academic Press. San Diego, p. 149-209.
- GRAMBONE-GUARATINI, M. T. & RODRIGUES, R. R. 2002. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous Forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology** 1-15.
- HOLL, K. D. 1999. Factors limiting rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica** 31: 229-242.
- HOLL, K.D., LOIK, M.E., LIN, E.H. & SAMUELS, I.A. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology** 8 (4): 339-349.
- JANZEN, D. H. 1970. Herbivores and the number of tree species in Tropical Forests. **American Naturalist** 104: 501-528.
- KIRCHINER, F., FERDY, J.B., CHRISTOPHE, A., COLAS, B. & MORET, J. 2003. Role of corridors in plant dispersal: an example with the endangered *Ranunculus nodiflorus*. **Conservation Biology** 17 (2): 401-410.
- KOVACH, W.L. MVSP - **A Multivariate**

- Statistical Package for Windows**, version 3. 12d. Wales, U.K: Kovach Computing Services Pentraeth, 2001.
- MARTINEZ-RAMOS, M. & SOTO-CASTRO, A. 1993. Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain forest. **Vegetatio** 107/108: 299-318.
- NIME, E. 1990. Clima. In: **Geografia do Brasil**, v. 5. IBGE. Rio de Janeiro, 420p.
- PENHALBER, E.F. & MANTOVANI, W. 1997. Floração e chuva de sementes em mata secundária em São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica** 20: 205-220.
- PIJL, L.V.D. 1972. **Principles of dispersal in higher plants**. Springer-Verlag. Berlin, 162p.
- PIJL, L.V.D. 1982. **Principles of dispersal in higher plants**. 3^a ed. Springer-Verlag, New York, 214p.
- PRICE, M. V. & JOYNER, J. W. 1997. What Resources are Available to Desert Granivores: Seed Rain or Soil Seed Bank? **Ecology** 78 (3): 764-773.
- REIS, A., BECHARA, F. C., ESPINDOLA, M. B., VIEIRA, N. K. & LOPES, L. 2003. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para os processos sucessionais. **Natureza & Conservação** 1: 28-36 e 85-92.
- SANTA CATARINA. 1986. **Atlas de Santa Catarina**. Governo do Estado de Santa Catarina. Gabinete de Planejamento e Coordenação Geral. Rio de Janeiro, p. 61-67.
- SAULEI, S.M. & SWAINE, M.D. 1988. Rain Forest seed dynamics during succession at Gogol, Papua New Guinea. **Journal of Ecology** 76: 1133-1152.
- VIEIRA, N.K. 2004. **O Papel do Banco de Sementes na Restauração de Restinga sob talhão de *Pinus elliottii* Engel**. Dissertação de Mestrado, UFSC. 83p.
- WEBB, C.O. & PEART, D.R. 2001. High seed dispersal rates in faunally intact tropical rain forest: theoretical and conservation implications. **Ecology Letters** 4: 491-499.
- WILLSON, M.F. 1992. The Ecology of Seed dispersal. In: FENNER, M. **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. CAB International, Wallingford, U.K., p. 61-85.
- WUNDERLE Jr., J. M. 1997. **The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands**. **Forestry Ecology and Management** 99: 223-235.

A EFICIÊNCIA DE POLEIROS ARTIFICIAIS NA RESTAURAÇÃO AMBIENTAL DE RESTINGA NO PARQUE FLORESTAL DO RIO VERMELHO, FLORIANÓPOLIS, SC

Marina Bazzo Espíndola

Bióloga, MSc. Biologia Vegetal
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
marinabazzo@yahoo.com

Ademir Reis

Biólogo, Prof. Dr. do Depto. Botânica
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
areis@ccb.ufsc.br

RESUMO

O baixo aporte de sementes é considerado o principal fator limitante para a colonização de plantas em áreas degradadas. Observações do comportamento de dispersores animais relatam seu papel no transporte de sementes entre fragmentos de vegetação onde se alimentam e repousam. Neste percurso, utilizam árvores isoladas em pastagens para descanso, depositando sementes e acelerando a sucessão local. Estas observações geraram o desenvolvimento de poleiros artificiais capazes de atrair dispersores, principalmente aves e morcegos, para incrementar a chegada de sementes nas áreas degradadas. Este estudo analisou a eficiência de dois tipos de poleiros artificiais: poleiro de pínus anelado e poleiro de cipó na restauração de restinga degradada. Foram instalados coletores permanentes de sementes sob os poleiros artificiais e em áreas adjacentes para comparar a riqueza de espécies e a densidades de sementes da chuva de sementes. O material captado pelos coletores foi recolhido mensalmente pelo período de um ano e colocado em casa de vegetação para identificação das sementes através da emergência de plântulas. Os poleiros de pínus anelados atraíram 678,5 sementes/m², os poleiros de cipó 318 sementes/m² e as áreas adjacentes receberam cerca de 240 sementes/m². Os poleiros atraíram 24 espécies inexistentes na área, provenientes de fragmentos vizinhos. Os poleiros aumentaram a densidade de sementes e incrementaram a riqueza de espécies zoocóricas da área. Nas áreas sob os poleiros formaram-se núcleos de sementes que podem servir de fonte de recurso, atraindo consumidores e dispersores secundários para a área. Os poleiros apresentaram grande potencial para a restauração de restinga degradada, servindo de trampolins ecológicos entre os fragmentos e promovendo a sucessão no ecossistema estudado.

Palavras-Chave: Poleiros artificiais, Dispersão, Restauração.

ABSTRACT

THE EFFICIENCY OF ARTIFICIAL PERCHES ON ENVIRONMENTAL RESTINGA RESTORATION WITHIN RIO VERMELHO FOREST PARK, FLORIANÓPOLIS, SC

The low seed income is considered the main limiting factor for the colonization of plants within degraded areas. Observations about the behavior of animal dispersers show their role on the seed transportation among vegetation fragments where they feed and rest. During the way, they use isolated trees within pastures to rest, dropping seeds and accelerating local succession. These observations originated the development of artificial perches capable of attracting dispersers, especially birds and bats, in order to increase the seed incoming within degraded areas. This study analyzed the efficiency of two types of artificial perches: the ringed pine tree perch and the liana perch on the restoration of the degraded restinga. There were installed permanent seed collectors under the artificial perches and within adjacent areas in order to compare the richness of species and the seed rain density. The collected material was gathered monthly over an year and put in a green house for seed identification through seedlings emergency. The ringed pine tree perches attracted 678.5 seeds/m², the liana perches 318 seeds/m² and the adjacent areas received around 240 seeds/m². The perches attracted 24 new species to the area originated in the neighbor fragments. The perches raised the density of seeds and increased the richness of zoochoric species within the area. Under the perches, concentrated groups of seeds were formed that could serve as resource, attracting secondary consumers and dispersers. The perches showed great potential for the restoration of the degraded restinga, serving as stepping stones between fragments and promoting succession within the studied ecosystem.

Key-words: Artificial perches, Dispersion, Restoration.

INTRODUÇÃO

A dispersão realizada por animais é responsável por grande parte da dispersão vegetal nos ecossistemas tropicais (Galindo-González et al., 2000). As aves e morcegos são considerados os animais mais efetivos na dispersão quando se trata de transporte entre fragmentos de vegetação (Reis *et al.*, 2003). Estudos evidenciam que esses dispersores, na busca por sítios de alimentação ou repouso, carregam consigo sementes de diferentes espécies e locais (Willson, 1992; Wunderle Jr., 1997; Price & Joyner, 1997; Armesto *et al.*, 2001).

A distância de fragmentos florestais, no entanto, significa uma deficiência preocupante no aporte de sementes para a área em processo de sucessão inicial (Cubiña & Aide, 2001). Dessa forma, espera-se que as áreas degradadas apresentem pouca probabilidade de receber sementes. Reforçando esse argumento, Holl (1999) considera as baixas taxas de aporte de sementes como o principal fator limitante da regeneração de áreas degradadas. Oferecer condições atrativas a aves e morcegos nestas áreas pode significar um aceleração no processo sucessional local.

Terborgh (1990) salienta a importância de desenvolver estratégias de manter dispersores em áreas manejadas para gerar um aumento na representação de espécies sem a introdução direta de mudas.

Neste sentido, McDonnell & Stiles (1983) instalaram poleiros artificiais em campos abandonados pela agricultura e pecuária e registraram que eles funcionavam como foco de recrutamento de vegetação devido ao incremento na deposição de sementes por aves nesses locais.

Guevara et al. (1986) observaram que árvores remanescentes em pastagens atraem aves e morcegos frugívoros, que as utilizam para

repouso, proteção, alimentação ou residência. Os autores detectaram uma chuva de sementes sob essas árvores muito mais intensa e rica que nas áreas circundantes, devido à recorrente regurgitação, defecação ou derrubada de frutos e sementes pelas aves e morcegos.

McClanahan & Wolfe (1993) concluíram que árvores com galhos secos também são um atrativo para a avifauna, sendo utilizadas para repouso e, no caso das aves onívoras, forrageio de presas. Estes autores testaram poleiros artificiais e perceberam que, assim como as árvores secas, estes poleiros atraem aves que os utilizam para forragear suas presas e para descanso. As aves trouxeram consigo sementes de fragmentos próximos, aumentando em 150 vezes a abundância e a riqueza de espécies da chuva sob os poleiros.

Shiels & Walker (2003) detectaram um aumento significativo de densidade e de riqueza de sementes zoocóricas sob poleiros artificiais em florestas sub-tropicais de Porto Rico.

Dentro deste contexto, Holl (1998 e 2000) sugere a implantação de poleiros artificiais para incrementar a chuva de sementes em locais onde se pretende restaurar, ao mesmo tempo que Reis et al. (2003) consideram sua utilização fundamental para implementar grande biodiversidade em locais degradados. Os poleiros artificiais, porém, têm sido estudados apenas em áreas florestais, sendo ainda necessário verificar sua eficiência na restauração de outros ecossistemas.

Esse estudo teve como objetivo analisar a eficiência das técnicas de poleiros artificiais para a restauração de áreas de restinga degradadas, comparando a riqueza de espécies e a densidade de sementes depositadas sob dois tipos de poleiros artificiais e as condições controle.

METODOLOGIA

A pesquisa foi realizada na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental do Parque Florestal do Rio Vermelho (UD),

Florianópolis – SC, idealizada por Bechara (2003). A Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental (UD) consiste em 1ha dentro dos talhões

de *Pinus* spp. de 30 a 40 anos no parque onde foi feita a exploração dos *Pinus* spp. e implantadas técnicas de restauração ambiental: poleiros artificiais, ilhas de alta diversidade, semeadura direta e transposição de solo e de galharia, no período de abril a julho de 2002 (Bechara, 2003). A formação original da área da UD antes do plantio de *Pinus* spp. era restinga arbórea.

Poleiros artificiais:

Foram instalados dois tipos de poleiros:

poleiro de pínus anelado (Figura 1), que consiste em indivíduos remanescentes da exploração florestal dos pínus da área que foram anelados, permanecendo em pé para servir de poleiro; e poleiro de cipó (Figura 2), de acordo com a metodologia proposta por Reis *et al.* (2003), utilizando a espécie de liana *Mucuna urens* (L.) Medik. para conferir aspecto verde ao poleiro. Seis meses após a instalação dos poleiros, foi observado que os pínus anelados não apresentavam mais folhas verdes. Somente a partir deste momento, a chuva de sementes começou a ser analisada.

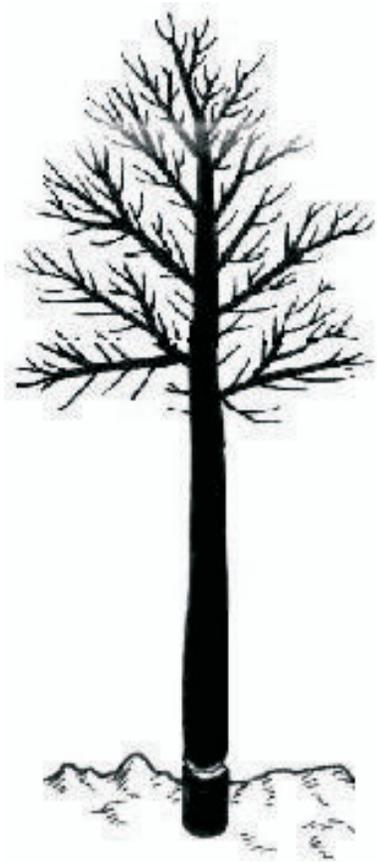


Figura 1. Esquema do poleiro de pinus anelado utilizado na restauração ambiental de restinga do Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC.



Figura 2. Esquema do poleiro de cipó, com a leguminosa *Mucuna urens* (L.) Medik., utilizado na restauração ambiental de restinga no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis-SC.

Para testar a eficiência dos poleiros de pínus anelado (PP) e de cipó (PC), foram instalados sete coletores permanentes de sementes (molduras de madeira de 1m² com fundo de sombrite a 1m de altura do solo), dispostos sob os dois tipos de poleiros. Foram instalados, também, coletores em quatro pontos de área de vegetação nativa remanescente (VN) e em quatro pontos de área aberta (AA). As condições VN e AA foram utilizadas como controles para analisar a eficiência dos poleiros.

O material dos coletores foi recolhido mensalmente pelo período de um ano (dezembro de 2002 a dezembro de 2003). A coleta foi realizada manualmente, separando galhos, animais e folhas grandes (com o cuidado de não possuírem sementes aderidas) do material de interesse, que foi armazenado em sacos plásticos, separados conforme a condição da amostra (PP, PC, AA, ou VN).

As sementes, juntamente com o material vegetal mais fino, foram colocadas em

bandejas com substrato arenoso para identificação através da emergência de plântulas em casa de vegetação. À medida que as plântulas apresentavam o primeiro par de folhas, iam sendo replantadas em vasilhos de plástico preenchidos com substrato composto por areia, argila e esterco de gado em proporções iguais, para seu desenvolvimento e posterior identificação.

As avaliações foram mensais, e nelas se quantificaram a riqueza de espécies e a densidade de sementes de cada espécie, em cada coleta de cada condição amostrada. As avaliações totalizaram 18 meses, sendo que as primeiras coletas foram avaliadas pelo período de 12 meses, diminuindo gradativamente até seis meses, período de avaliação da última coleta.

A riqueza total de espécies e a densidade total de sementes em cada condição, bem como a riqueza de espécies e a densidade de sementes classificadas por hábito e síndrome de dispersão foram comparadas pelo teste do χ^2 de contingência (Sokal & Rohlf, 1997).

RESULTADOS

Os poleiros de pínus anelado atraíram maior densidade de sementes que os poleiros de cipó ($\chi^2 = 64,91$, GL 1, $p < 0,05$), mas as áreas sob os dois tipos de poleiros apresentaram riqueza de espécies semelhantes ($\chi^2 = 0,53$, GL 1, $p > 0,05$) (Figura 3), com 32 espécies em comum, 18 espécies exclusivas dos poleiros de pínus anelado e 10 espécies exclusivas dos poleiros de cipó (Tabela 1).

Comparando com as condições controle, a chuva de sementes sob os dois tipos de poleiros foi significativamente mais abundante que nas áreas abertas circundantes ($\chi^2 = 204,36$ e $\chi^2 = 4,9$; GL 1, $p < 0,05$) e nas áreas de vegetação nativa ($\chi^2 =$

215,92 e $\chi^2 = 12,81$ GL 1, $p < 0,05$) (Figura 3).

As áreas sob os poleiros de pinus anelado apresentaram riqueza de espécies significativamente maior que as áreas abertas adjacentes ($X^2 = 7,2$; GL 1, $p < 0,05$), mas não diferiram estatisticamente das áreas de vegetação nativa ($\chi^2 = 1,86$, GL 1, $p > 0,05$). Já as áreas sob os poleiros de cipó não diferiram em riqueza de espécies das demais condições ($\chi^2 = 2,8$; GL 1, $p > 0,05$ com a área de menor riqueza) (Figura 3).

A tabela 1 apresenta a chuva de sementes captada sob os poleiros e nas áreas adjacentes durante o período de coletas.

Figura 3. Riqueza de espécies e densidade de sementes/m² amostradas na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental do Parque Florestal do Rio Vermelho – Florianópolis, Santa Catarina, sob os poleiros e nas áreas adjacentes. PP = áreas sob os poleiros de pinus anelado, PC = áreas sob os poleiros de cipó, VN = áreas sob remanescentes de vegetação nativa e AA = áreas abertas.

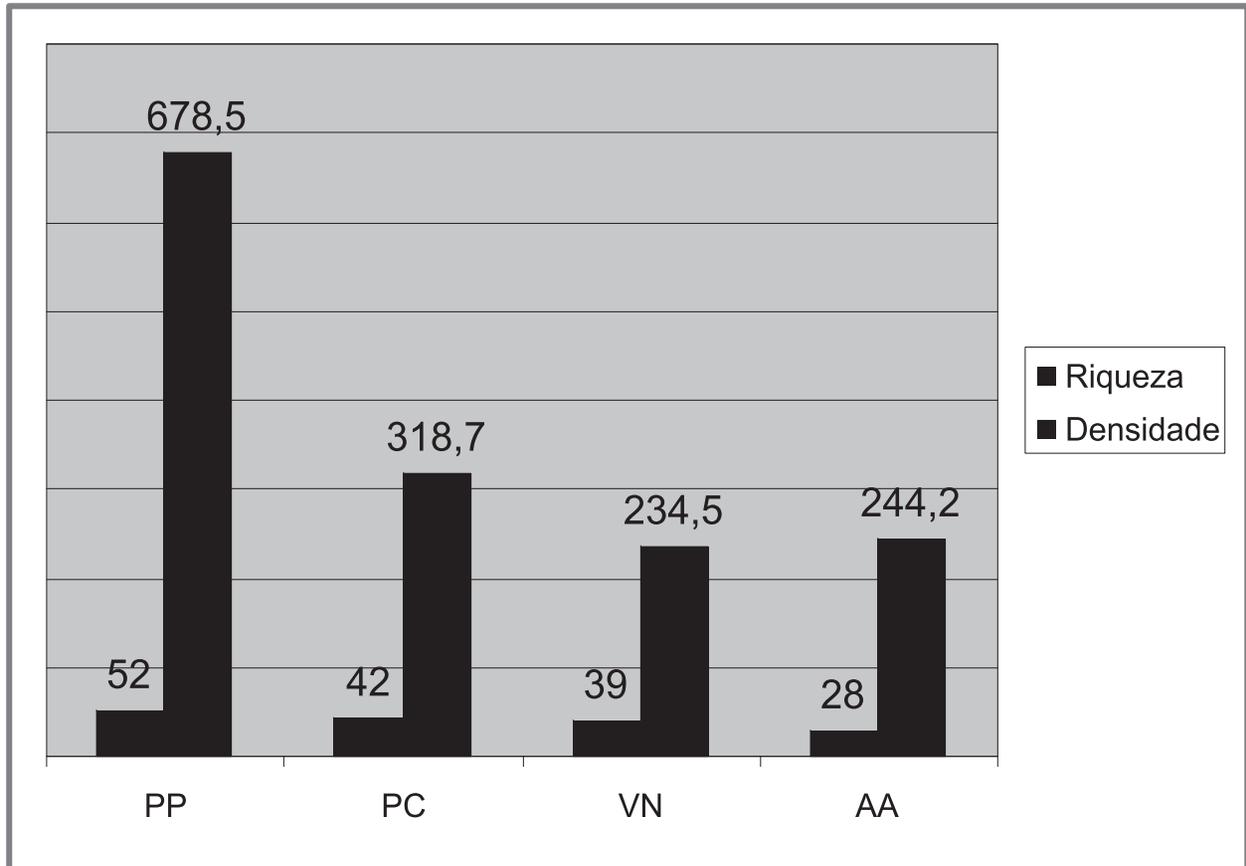


Tabela 1. Riqueza de espécies captadas durante doze meses nos 15 coletores de sementes instalados na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental do Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis-SC, suas características ecológicas e densidade de sementes por m²; onde VN= áreas remanescentes de vegetação nativa, PP= áreas sob os poleiros de pinus anelado, PC= áreas sob os poleiros de cipó e AA= áreas abertas. Em negrito espécies que foram encontradas somente sob os poleiros.

Riqueza		Características Ecológicas			Densidade/m ²				
Família	Espécies	hábito	polinização	dispersão	VN	PP	PC	AA	Total
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Rad.	arbóreo	zoofilia	zoocórica	0,8	14,0	8,7	4,0	27,4
Aquifoliaceae	<i>Ilex cf. dumosa</i>	arbóreo	zoofilia	zoocórica	0,3	0,8	0,0	0,5	1,5
Asteraceae	Asteraceae 1	herbáceo	zoofilia	anemocoria	0,3	1,3	2,3	0,3	4,1
Asteraceae	Asteraceae 2	herbáceo	zoofilia	anemocoria	1,5	0,8	0,7	0,5	5,1
Asteraceae	Asteraceae 3	herbáceo	zoofilia	anemocoria	1,0	2,5	4,3	0,5	10,0
Asteraceae	Asteraceae 4	herbáceo	zoofilia	anemocoria	0,3	0,0	0,0	0,0	0,6
Asteraceae	Asteraceae 5	herbáceo	zoofilia	anemocoria	0,5	0,0	1,3	1,0	2,8
Asteraceae	<i>Conyza</i> sp.	herbáceo	anemofilia	anemocoria	0,3	1,8	1,3	1,3	4,6
Asteraceae	<i>Emilia</i> sp.	herbáceo	zoofilia	anemocoria	0,3	0,0	0,0	0,3	0,5
Asteraceae	<i>Erechyites valerianaefolia</i> (wolf.) DC.	herbáceo	zoofilia	anemocoria	2,8	7,3	7,3	10,3	28,9
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp.	herbáceo	zoofilia	anemocoria	0,0	0,3	0,0	0,0	0,3
Asteraceae	<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	herbáceo	zoofilia	zoocórica	0,0	0,3	0,0	0,0	0,3
Asteraceae	<i>Gnaphalium</i> sp.	herbáceo	zoofilia	anemocoria	9,5	18,0	8,3	13,3	53,1
Asteraceae	<i>Mikania</i> sp.	lianoso	zoofilia	anemocoria	0,3	3,0	2,3	5,8	11,3
Asteraceae	<i>Vernonia difusa</i> DC.	arbóreo	zoofilia	anemocoria	0,0	0,0	0,3	0,0	0,3
Bignoniaceae	Bignoniaceae 1	—	zoofilia	zoocórica	0,0	0,0	0,3	0,0	0,3
Bromeliaceae	Bromeliaceae 1	herbáceo	—	anemocoria	0,3	0,0	0,0	0,0	0,6
Cecropiaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Sneathl.	arbóreo	anemofilia	zoocórica	0,8	6,5	2,3	0,3	10,2
Clusiaceae	<i>Clusia criuva</i> Cambess.	arbóreo	zoofilia	zoocórica	0,0	0,5	0,0	0,0	0,5
Cyperaceae	Cyperaceae 1	herbáceo	anemofilia	anemocoria	0,3	0,3	0,3	0,0	0,8
Cyperaceae	<i>Cyperus</i> sp.	herbáceo	anemofilia	anemocoria	5,5	4,8	8,7	3,3	24,5
Cyperaceae	<i>Kyllinga pumila</i> Michx	herbáceo	anemofilia	anemocoria	0,0	0,3	0,0	0,0	0,3
Dileniaceae	Dileniaceae 1	—	—	—	0,0	0,3	0,0	0,0	0,3
Família	Espécies	hábito	polinização	dispersão	VN	PP	PC	AA	Total
Ericaceae	<i>Gaylussacia bra siliensis</i> (Spreng.) Meisn.	arbóreo	zoofilia	zoocórica	0,0	0,3	0,0	0,0	0,3
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum amplifolium</i> Mart.	arbóreo	zoofilia	zoocórica	0,0	5,3	0,0	0,0	5,6
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Casaretto) M. Arg.	arbóreo	anemofilia	zoocórica	13,8	28,8	13,0	3,3	62,4
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia</i> sp.	herbáceo	zoofilia	autocoria	0,0	0,8	0,7	11,3	12,7
Euphorbiaceae	<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	herbáceo	anemofilia	anemocoria	0,3	0,0	0,0	0,5	1,1
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania corniculata</i> (Vahl) Mueller Argoviensis	Herbáceo	zoofilia	autocoria	0,0	1,3	0,3	0,5	2,1
Flacourtiaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Swartz	arbóreo	zoofilia	zoocórica	1,0	14,3	0,7	0,0	15,9
Gesneriaceae	Gesneriaceae 1	—	—	—	0,8	0,3	0,7	0,8	2,8
Graminae	<i>Homolepsis glutinosa</i> (Sw.) Zuloaga e Soderst r.	herbáceo	anemofilia	zoocórica	6,8	0,3	22,0	0,8	30,4
Graminae	<i>Melinis minutiflora</i> Beauvois	herbáceo	anemofilia	anemocoria	0,3	0,3	8,0	146,8	155,6
Lauraceae	<i>Ocotea pulchella</i> Mart.	arbóreo	zoofilia	zoocórica	0,0	5,5	0,3	0,0	5,8
Melastomataceae	Melastomataceae 1	—	—	—	0,0	0,3	0,0	0,0	0,3
Melastomataceae	Melastomataceae 2	—	—	—	0,0	0,5	0,0	0,0	0,5
Melastomataceae	<i>Miconia ligustroides</i> (DC.)Naudin	arbóreo	zoofilia	zoocórica	71,3	118,8	104,7	3,5	299,5
Melastomataceae	<i>Miconia</i> sp1	arbóreo	zoofilia	zoocórica	10,0	71,5	3,0	0,0	86,5
Melastomataceae	<i>Miconia</i> sp2	arbóreo	zoofilia	zoocórica	0,0	0,3	1,7	0,0	1,9

A riqueza de espécies e a densidade de sementes, classificadas segundo a síndrome de

dispersão sob os poleiros e nas áreas adjacentes, estão sintetizadas na Tabela 2.

Tabela 2. Porcentagem da riqueza de espécies e da densidade de sementes por síndrome de dispersão, captadas nas condições: áreas sob poleiros de pinus anelado (PP), áreas sob poleiros de cipó (PC), áreas abertas (AA), áreas de vegetação nativa (VN), amostradas na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental do Parque Florestal do Rio Vermelho, no período de doze meses, identificadas pelo método da emergência.

Forma de Dispersão	PP		PC		VN		AA	
	riqueza (%)	densidade (%)						
anemocórica	28,3	10,3	34,2	23,2	43,2	43,6	51,8	85
autocórica	8,7	2,6	7,9	1	5,4	0,9	7,4	5
zoocórica	53	87,1	57,9	76,1	51,3	55,5	40,7	10

As áreas sob os poleiros de pinus anelado apresentaram maior densidade de sementes zoocóricas que as áreas sob os poleiros de cipó ($x^2=61,76$, GL 1, $p<0,05$). A riqueza de espécies zoocóricas foi semelhante sob os dois tipos poleiros.

As áreas sob os poleiros de pinus anelado apresentaram maior riqueza de espécies zoocóricas ($x^2=8,1$, GL 1, $p<0,05$) que as áreas abertas adjacentes. Em relação às áreas de vegetação nativa não houve diferença significativa ($x^2=2,08$, GL 1, $p>0,05$).

As áreas sob os poleiros de cipó não diferiram em riqueza de espécies zoocóricas das condições adjacentes ($x^2=3,66$, GL 1, $p>0,05$).

Em relação à densidade de sementes de espécies zoocóricas, tanto o poleiro de pinus anelado como o poleiro de cipó foram significativamente superiores que as condições adjacentes (PPxAA $x^2=464,64$; PPxVN $x^2=250,94$; PCxAA $x^2=163,53$; PCxVN $x^2=28,57$; GL 1, $p<0,05$), indicando sua ação de atração de fauna dispersora.

Através dos dados obtidos (Tabela 1), pode-se observar que as espécies mais representativas nas áreas sob os poleiros de pinus anelado foram *Miconia ligustroides* (118,75 sementes/m²), *Ficus organensis* (139 sementes/m²) e *Myrsine coriacea* (76,25 sementes/m²). Nas

áreas sob os poleiros de cipó, foram representativas *Miconia ligustroides* (104,67 sementes/m²), *Myrsine coriacea* (24,67 sementes/m²) e *Pinus* spp. (23,67 sementes/m²). Nos remanescentes de vegetação nativa, destacaram-se *Pinus* spp. (76,50 sementes/m²), *Miconia ligustroides* (71,25 sementes/m²) e *Alchornea triplinervia* (13,75 sementes/m²) e nas áreas abertas, figuraram *Melinis minutiflora* (146,75 sementes/m²) e *Pinus* spp. (20,50 sementes/m²).

Observa-se, também, destacada na Tabela 1, a presença de 24 espécies que só ocorreram nas áreas sob os dois tipos de poleiros. Dessas, três ocorreram sob ambos os poleiros, 13 somente sob os poleiros de pinus anelado e oito somente sob os poleiros de cipó, indicando a ação dos poleiros na atração de diversidade de fragmentos externos à UD.

A figura 4 apresenta a densidade da chuva de sementes durante o período de coletas sob os poleiros. Observa-se que a chegada de sementes ocorreu durante todo o ano sob os dois tipos de poleiros. A chuva sob os poleiros de pinus anelado apresentou alta densidade no mês de fevereiro, decaindo nos meses seguintes e voltando a crescer no mês de novembro. A chuva sob os poleiros de cipó apresentou um pico de densidade no mês de março.

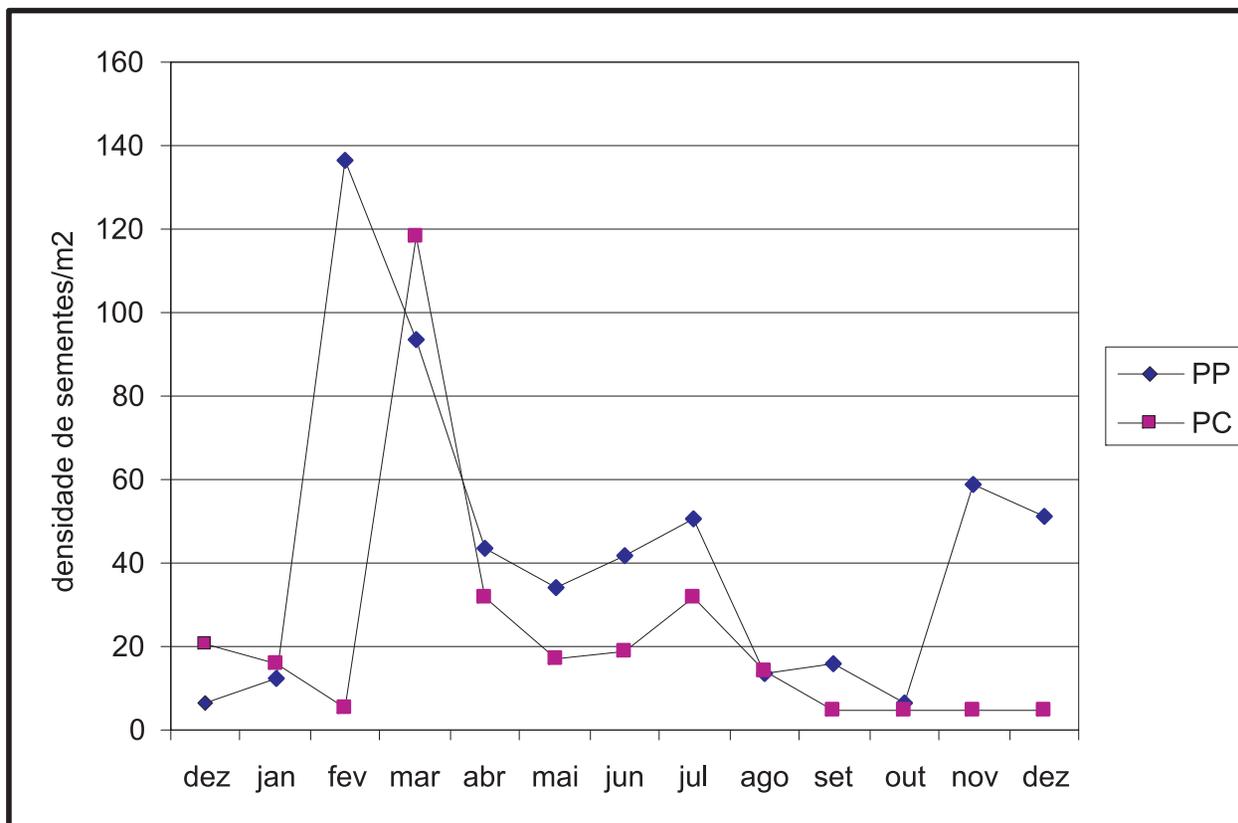


Figura 3. Densidade de sementes/m² captadas sob os poleiros artificiais empregados na restauração ambiental de restinga no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis-SC de dezembro de 2002 a dezembro de 2004.

DISCUSSÃO

Os resultados obtidos indicam uma alta potencialidade dos poleiros artificiais para a atração de sementes de espécies com dispersão zoocórica para uma área degradada.

Os dois tipos de poleiros foram eficientes para o incremento da chuva de sementes, mas o poleiro de pínus anelado apresentou maior capacidade de atração de espécies e de densidade de sementes.

Os altos valores de riqueza e de densidade de sementes zoocóricas sob os poleiros confirmam para o ambiente de restinga a sugestão de atração da fauna dispersora feita por McDonnell & Stiles (1983), McClanahan & Wolfe (1993) e Shiels & Walker (2003) para florestas tropicais.

As áreas sob os poleiros apresentaram chuva de sementes semelhante às áreas de vegetação nativa remanescentes na área da UD em

riqueza de espécies zoocóricas. Isto indica que os poleiros possuem um efeito de atração da diversidade de espécies componentes de fragmentos próximos para as áreas abertas.

A presença de espécies exclusivas sob os poleiros confirma o potencial desta técnica em atrair diversidade de espécies componentes de fragmentos distantes, exercendo a função de trampolins ecológicos entre fragmentos. Para Metzger (2003), as ações da restauração ambiental devem estar voltadas ao estabelecimento de ligações entre ambientes isolados pela fragmentação, permitindo o restabelecimento do fluxo gênico e da conectividade entre esses ambientes.

A ocorrência de espécies exclusivas sob cada tipo de poleiro pode significar que a atração de diversidade seja diferenciada conforme o tipo

de poleiro, como reflexo da diversidade de dispersores que os ocuparam. Isto sugere que os poleiros, em uma área degradada, podem ser utilizados por diferentes tipos de dispersores desde que apresentem formas diferenciadas, exercendo funções distintas no ambiente. Acredita-se, dessa forma, que quanto maior for a diversidade funcional dos poleiros empregados em uma área degradada, maior será a diversidade de dispersores ocupando esta área e, assim, mais rica e intensa a chuva de sementes.

O poleiro de pínus anelado imita, basicamente, árvores mortas com galhadas expostas e o poleiro de cipó tenta reproduzir árvores vivas com folhagens, atraindo dispersores que utilizam esses ambientes. Os poleiros, entretanto, podem ser pensados para serem, além de um local de pouso e forrageamento de presas, um foco de alimento na área degradada. Isto poderia ser implementado, associando-se trepadeiras, cactáceas ou bromélias produtoras de frutos carnosos aos poleiros. *Reis et al.* (2003) sugerem que os poleiros de cipó sejam também posicionados lado a lado, em círculo fechado ou semi-aberto para criar um local protegido, favorecendo o desenvolvimento de espécies que exigem um microclima mais ameno.

A densidade de sementes zoocóricas sob os poleiros foi superior até mesmo à das áreas de vegetação nativa remanescentes, sugerindo o efeito nucleador dos poleiros no aumento da densidade da chuva de sementes. Isso reforça a importância dos poleiros, uma vez que a baixa densidade de sementes é considerada o principal fator limitante para a regeneração natural de áreas degradadas (Holl, 1999).

Os núcleos de sementes formados sob os poleiros exercem a função de outro elemento nucleador na área degradada. Isto, porque os focos de concentração de propágulos dentro de uma comunidade são locais de grande atração de consumidores capazes, também, de realizar a dispersão secundária (Janzen, 1970). As concentrações de sementes servem, portanto, além de fonte de propágulos para a comunidade em processo de restauração, como fonte de alimento para dispersores secundários e outros consumidores, contribuindo para a permanência desses animais no local. Isso propicia a formação de uma nova cadeia trófica e aumenta a diversidade funcional da área, promovendo a reconstrução da comunidade em todos os seus elementos (produtores, consumidores e decompositores) para atingir a estabilidade do ecossistema.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHUMADA, L.Z. 1975. Aristolochiáceas. **Flora Ilustrada Catarinense**. Itajaí, SC, p. 35-39.

ARMESTO, J.J., DÍAZ, I., PAPIC, C. & WILLSON, M. 2001. Seed rain of fleshy and dry propagules in different habitats in temperate rain forest of Chiloé Island, Chile. **Austral Ecology** 26: 311-320.

BECHARA, F. C. **Restauração Ecológica de Restingas Contaminadas por *Pinus* no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC**. Dissertação apresentada ao programa de pós-graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis - SC. 2003.

CUBINA, A. & AIDE, T. M. 2001. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. **Biotropica** 33 (2): 260-267.

FALKENBERG, D.B. 1999. Aspectos da flora e da vegetação secundária de restinga de Santa Catarina, sul do Brasil. **Insula** 28: 1-31.

GALINDO-GONZÁLES, J., GUEVARA, S. & SOSA, V.J., 2000. Bat and Bird generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. **Conservation Biology** 14 (6): 1693-1703.

GUEVARA, S., PURATA, S. E., VAN DER MAAREL, E. 1986. The role of remnant trees in

- tropical secondary succession. **Vegetatio** 66: 77–84.
- HOLL, K. D. 1998. Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? **Rest. Ecology** 6: 253-261.
- HOLL, K. D. 1999. Factors limiting rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica** 31: 229-242.
- HOLL, K.D., LOIK, M.E., LIN, E.H. & SAMUELS, I.A. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology** 8 (4): 339-349.
- JANZEN, D. H. 1970. Herbivores and the number of tree species in Tropical Forests. **American Naturalist** 104: 501-528.
- McDONNELL, M. J. & STILES, E. W. 1983. The structural complexity of the old field vegetation and the recruitment of bird-dispersed plant species. **Oecologia** 56: 109-116.
- MCCLANAHAN, T. R. & WOLFE, R. W. 1993. Accelerating forest succession in a fragmented landscape: the role of birds and perches. **Conservation Biology** 7 (2): 279-288.
- METZGER, J. P. 2003. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: Kageyama, P. Y., Oliveira, R. E., Moraes, L.F.D. Engel, V.L. & Gandara, F.B. **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. FEPAF, SP. p 49-76.
- NIME, E. 1990. Clima. In: **Geografia do Brasil**, v. 5. IBGE. Rio de Janeiro, 420p.
- PRICE, M. V. & JOYNER, J. W. 1997. What Resources are Available to Desert Granivores: Seed Rain or Soil Seed Bank? **Ecology** 78 (3): 764-773.
- REIS, A., BECHARA, F. C., ESPINDOLA, M. B., VIEIRA, N. K. & LOPES, L. 2003. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para os processos sucessionais. **Natureza & Conservação** 1: 28-36 e 85-92.
- SANTA CATARINA. 1986. **Atlas de Santa Catarina**. Governo do Estado de Santa Catarina. Gabinete de Planejamento e Coordenação Geral. Rio de Janeiro, p. 61-67.
- SHIELS, A. B. & WALKER, L. R. 2003. Bird Perches Increase Forest Seeds on Puerto Rican Landslides. **Restoration Ecology** 11 (4): 457-465.
- SOKAL & ROHLF, 1997. **Biometry: the principles and practice of statistics in biological research**. 3^a ed. Freeman, USA, p. 850.
- TERBORGH, 1990. Seed and fruit dispersal – commentary. In Bawa, K. S. & Hadley, M. **Reproductive Ecology of Tropical Forest Plants**. Man and the Biosphere Series. UNESCO and The Parthenon Publishing Group.
- WILLSON, M.F. 1992. The Ecology of Seed dispersal. In: FENNER, M. **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. CAB International, Wallingford, U.K., p. 61-85.
- WUNDERLE Jr., J. M. 1997. **The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands**. **Forestry Ecology and Management** 99, p. 223-235.

REGENERAÇÃO NATURAL DE RESTINGA EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO AMBIENTAL APÓS EXPLORAÇÃO FLORESTAL DE PINUS

Karina Vanessa Hmeljevski

MSc. Biologia Vegetal

Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

karinavanessah@gmail.com

Ademir Reis

Biólogo, Prof. Dr. do Depto. Botânica

Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

areis@ccb.ufsc.br

RESUMO

Visando a restauração do Parque Florestal do Rio Vermelho (PFRV) foi implantada em sua área uma Unidade Demonstrativa (UD) de um hectare com técnicas sucessionais baseadas no princípio da nucleação. O presente trabalho objetivou avaliar a regeneração natural desta UD, após um ano de sua implantação. Coletaram-se mensalmente todas as plantas vasculares férteis, do período de abril/2003 a março/2004. Foram identificados 47 gêneros e 54 espécies pertencentes a 25 famílias, sendo 37% ervas, 26% arbustos, 22% árvores e 15% lianas. A síndrome de polinização predominante foi a zoofílica, enquanto a de dispersão foi a zoocórica, com 84% e 65%, respectivamente. Análises de similaridade realizadas com as espécies identificadas em regeneração natural e em algumas técnicas de nucleação implantadas na área indicam que a UD tem um grande potencial de regeneração e restauração da vegetação de restinga, e que as técnicas de restauração, além de contribuírem com novas espécies, aumentando a riqueza local, e com um fornecimento constante de propágulos, também podem contribuir com o fluxo gênico e a possibilidade de aumento da variabilidade genética da área. Sugere-se que a UD sirva como modelo de restauração ambiental para orientar a substituição das áreas com pinus no PFRV por vegetação de restinga.

Palavras-chave: Restinga, Regeração Natural, Restauração.

ABSTRACT

NATURAL REGENERATION IN SAND DUNE VEGETATION UNDER RESTORATION PROCESS AFTER PINUS EXPLOITATION

In order to restore the original vegetation of the Rio Vermelho Forest Park (RVFP), it was created a Demonstrative Unit (DU) of one hectare using succession techniques based on nucleation principle. This survey's objective is to evaluate the natural regeneration of vegetation inside the DU, an year after its creation. Every month from April 2003 to March 2004 all fertile plants were collected. By this process were identified 47 genus and 54 species from 25 families, where 37% were herbs, 26% shrubs, 22% trees and 15% climbers. The main pollination syndrome was zoophilic, while the main dispersal syndrome was zoocoric, with 84% and 65% respectively. Similarity analysis ran with the species identified in natural regeneration and in some nucleation techniques set in the area indicate that DU has a high potential of regeneration and restinga's vegetation restoration. Also that the restoration techniques, besides of contributing with new species increasing local richness, and providing propagules, can also contribute with the gene flow and the possibility of increasing the genetic variability in the area. We suggest the DU to be used as a restoration model to orientate the replacement of areas occupied by pinus on RVFP by restinga vegetation.

Key-words: Restinga, Natural Regeneration, Restoration.

INTRODUÇÃO

A restinga sul-brasileira é definida como um conjunto de ecossistemas que compreende comunidades vegetais florísticas e fisionomicamente distintas, situadas em terrenos predominantemente arenosos que apresentam solos, em geral, pouco desenvolvidos, formando um complexo vegetacional edáfico e pioneiro, que depende mais da natureza do solo que do clima (Resolução CONAMA N° 261/99, DOU 02/08/99). A vegetação das restingas atinge estádios sucessionais distintos, compreendendo fisionomias herbácea/subarbustiva, arbustiva ou arbórea, que ocorrem em mosaicos ora em zonas, aumentando a diversidade de espécies, a lenhosidade e a altura da vegetação, à medida que cresce a distância do oceano e diminui a influência da salinidade (Falkenberg, 1999).

Na Ilha de Santa Catarina, a vegetação de restinga representava, originalmente, cerca de 7%, ou seja, 29,6 km² da cobertura vegetal, e teve 22,4% desta área desmatada até o ano de 1978 (Caruso, 1990). Um dos maiores complexos de restinga da Ilha é o do Rio Vermelho, caracterizado pela presença de dunas móveis, semi-fixas e fixas (Bresolin, 1979). A descaracterização da restinga na Praia do Moçambique, situada no complexo Rio Vermelho, devido à introdução na década de 60 de espécies do gênero *Pinus* L. em plantações experimentais no Parque Florestal do Rio Vermelho (PFRV), é tida como um dos principais problemas de degradação nos ecossistemas costeiros da Ilha (Horn Filho *et al.*, 2000). Estas plantações tornaram-se problemáticas devido ao caráter invasor do pínus, que avança sobre outras áreas do Parque e encostas vizinhas, tornando-se uma espécie contaminante (Bechara, 2003).

Considerando a necessidade de conservar um dos maiores complexos de restinga da Ilha de Santa Catarina presente no Rio Vermelho, foi criada, em 2002, uma Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental (UD) situada no Parque

Florestal do Rio Vermelho (Bechara & Reis, neste capítulo). A UD foi elaborada com o intuito de estabelecer diretrizes para orientar a substituição dos povoamentos de pínus do PFRV por vegetação de restinga, empregando-se para isso técnicas de restauração. Desse modo, o local constitui-se em uma área piloto para o restante do Parque.

A restauração é uma ferramenta valiosa para mitigar a perda de habitat (McKay *et al.*, 2005), pois pode reduzir os impactos da perda de biodiversidade e ainda restaurar as funções do ecossistema (Zamith & Scarano, 2006). Neste sentido, o processo de restauração assumido tem como meta a recriação de um ecossistema auto-sustentável, onde a intervenção humana seja suficiente apenas para dar início ao processo, auxiliando para que a auto-sucessão da comunidade seja estabelecida o mais rápido possível (Reis *et al.*, 1999; Engel & Parrotta, 2003). Além do restabelecimento estrutural do ecossistema propõe-se reabilitá-lo quanto à sua funcionalidade, o que inclui processos de interação trófica, polinização e dispersão de sementes, como salientado por Forup & Memmott (2005).

Neste contexto, também o entendimento de como as comunidades naturais se regeneram após ações perturbadoras antrópicas ou naturais torna-se cada vez mais relevante (Castellani & Stubblebine, 1993).

O presente estudo teve como objetivo caracterizar a regeneração natural da vegetação da comunidade de restinga na Unidade Demonstrativa do PFRV, após um ano de exploração florestal de pínus. Também foi realizada uma análise de similaridade florística entre estes dados e as espécies registradas nesta mesma UD nos estudos do banco e chuva de sementes, além daquelas registradas através das técnicas de transposição de solo e poleiros artificiais (Vieira & Reis; Espíndola & Reis, neste capítulo).

METODOLOGIA

O estudo foi realizado na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental do Parque Florestal do Rio Vermelho (UD), Florianópolis, SC. Em levantamento florístico preliminar do sub-bosque realizado na UD antes da retirada dos pinus, foram identificadas 19 espécies arbóreas nativas, dentre as quais, as espécies que possuíam maior densidade de indivíduos eram *Clusia criuva* Cambess. (Clusiaceae), *Myrcia rostrata* DC. (Myrtaceae), *Gomidesia palustris* (DC.) Legr. (Myrtaceae), *Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll. Arg. (Euphorbiaceae) e *Pera glabrata* (Schott) Poepp. ex Baill. (Euphorbiaceae) (Bechara, 2003).

Levantamento Florístico

A regeneração natural foi caracterizada por levantamento florístico realizado através de visitas mensais à UD no período de abril/2003 a março/2004, nas quais foram coletados apenas os indivíduos que se encontravam em estágio reprodutivo na área, e que eram participantes do processo de regeneração natural. Neste sentido, não foram amostradas espécies provenientes das áreas onde haviam sido implantadas técnicas de restauração, como transposição de solo, plantio de mudas ou semeadura direta, já que não refletem a sucessão natural do local.

O material coletado foi herborizado segundo Bresolin (1979), e as exsiccatas foram acondicionadas no Herbário Barbosa Rodrigues (HBR), em Itajaí/SC. A identificação taxonômica foi realizada com o auxílio de bibliografia especializada, tendo como base a Flora Ilustrada Catarinense (Reitz, 1964-1989; Reis, 1996-2005). Também foi realizado o envio de material a especialistas. Para classificação das famílias de angiospermas utilizou-se o sistema proposto por Souza & Lorenzi (2005), baseado em APGII – 2003. A abreviação dos autores das espécies foi realizada de acordo com Missouri Botanical Garden's VAST (VAScular Trópicos; disponível em <http://mobot.mobot.org/W3T/Search/>

vast.html).

A classificação das síndromes de polinização e de dispersão foi definida somente para as amostras que foram identificadas até nível específico. As síndromes de polinização foram definidas conforme princípios de Faegri & Pijl (1966), adaptados por Zambonim (2001) e Reis *et al.* (2003a), que se baseiam em características florais. Com relação às síndromes de dispersão, a classificação foi baseada principalmente nos princípios de Pijl (1972), adaptado por Zambonim (2001), que se atém a características dos frutos. Também foi realizada consulta à literatura referente a cada espécie descrita. A classificação das espécies nas suas formas de vida segue proposta de Klein (1979).

Foi realizado um registro mensal do número de espécies que se encontrava em atividade reprodutiva na área, com o intuito de estabelecer a hipotética disponibilidade de alimento para a fauna ao longo do ano. Foi calculado o teste do χ^2 de contingência (Sokal & Rohlf, 1979), com base nos valores de espécies férteis em cada estação, para analisar existência de alguma relação entre sazonalidade e capacidade reprodutiva da área. Os meses considerados em cada estação foram outubro, novembro e dezembro para a primavera; janeiro, fevereiro e março para o verão; abril, maio e junho para o outono; e, por fim, julho, agosto e setembro para o inverno.

Análises de Similaridade

Análises de similaridade foram realizadas baseando-se na lista de espécies identificadas na regeneração natural, chuva e banco de sementes, transposição de solo e poleiros artificiais, tendo sido as espécies que não foram determinadas excluídas das análises. A partir desta lista, foi montada uma matriz de similaridade utilizando-se o coeficiente de Sorensen, sendo os estudos trabalhados aos pares com base na presença/ausência das espécies, através do programa ECOLOGICAL METHODOLOGY (Krebs, 1999). Posteriormente, foi realizada uma

análise de agrupamento pelo método do encadeamento médio (UPGMA), segundo o

programa PRIMER versão 5 (Clarke & Warwick, 2001).

RESULTADOS

Regeneração Natural

Foram identificadas, no hectare estudado, 25 famílias botânicas, distribuídas em 47 gêneros e 54 espécies. Do total de espécies amostradas, 8 foram identificadas somente em nível de gênero e uma espécie não foi determinada (Tabela 1).

As famílias de maior riqueza específica foram Fabaceae (8 spp.), Myrtaceae (5 spp.), Asteraceae (4 spp.), Euphorbiaceae (4 spp.),

Poaceae (4 spp.), Rubiaceae (4 spp.), e Solanaceae (4 spp.). O gênero *Solanum* foi o que apresentou o maior número de espécies distintas (4 spp.), seguido por *Chamaecrista* (2 spp.) e *Coccocypselum* (2 spp.) (Tabela 1).

Com relação às formas de vida, do total de 54 espécies, a maior porcentagem é referente a ervas (37%), seguida por arbustos (26%), árvores (22%) e lianas (15%).

Tabela 1. – (1ª parte) – Espécies vegetais identificadas na restinga em regeneração na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental do PFRV (Florianópolis, SC).

Família/Espécie	Formas de Vida*	Síndromes de Polinização**	Síndromes de Dispersão***
AMARANTHACEAE			
<i>Althernantera moquini</i> (Webb. ex Moq.) Dusén	ERV	ANF	ANC
APOCYNACEAE			
<i>Oxypetalum tomentosum</i> Wight ex Hook. & Arn.	LI	ZOF	ZOC
sp. 1	LI	—	—
ARACEAE			
<i>Anthurium gaudichaudianum</i> Kunth	ERV	ZOF	ZOC
ASTERACEAE			
<i>Erechtites cf. hieraciifolia</i> (L.) Rafin.	ERV	ZOF	ANC
<i>Eupatorium casarettoi</i> (B. L. Rob.) Steyerm.	ARB	ZOF	ANC
<i>Eupatorium</i> sp.	ERV	—	—
<i>Mikania cf. glomerata</i> Spreng.	LI	ZOF	ANC
BIGNONIACEAE			
<i>Doxantha unguis -cati</i> (L.) Miers ex Rehder	LI	ZOF	ANC
<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker Gawl.) Miers	LI	ZOF	ANC
CLUSIACEAE			
<i>Clusia criuva</i> Cambess.	ARV	ZOF	ZOC
COMMELINACEAE			
<i>Commelina</i> sp.	ERV	—	—
CYPERACEAE			
<i>Scleria latifolia</i> Sw.	ERV	ANF	ANC
DILLENACEAE			
<i>Davilla rugosa</i> Poir.	LI	ZOF	ZOC
ERICACEAE			
<i>Gaylussacia brasiliensis</i> (Spreng.) Meisn.	ARB	ZOF	ZOC
EUPHORBIACEAE			

Tabela 1. – (2ª parte) – Espécies vegetais identificadas na restinga em regeneração na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental do PFRV (Florianópolis, SC).

Família/Espécie	Formas de Vida*	Síndromes de Polinização**	Síndromes de Dispersão***
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	ARV	ZOF	ZOC
<i>Juloc roton ramboi</i> L. B. Sm. & Downs	ARB	ZOF	AUTC
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	ARV	ZOF	ANC
<i>Sebastiania corniculata</i> (Vahl) Müll. Arg.	ERV	ZOF	AUTC
FABACEAE			
<i>Centrosema virginianum</i> (L.) Benth.	LI	ZOF	AUTC
cf. <i>Lonchocarpus</i> sp.	ARB	—	—
<i>Chamaecrista flexuosa</i> (L.) Greene	ARB	ZOF	AUTC
<i>Chamaecrista nictitans</i> (L.) Moench.	ARB	ZOF	AUTC
<i>Crotalaria</i> sp.	ARB	—	—
<i>Desmodium</i> cf. <i>barbatum</i> (L.) Benth	ERV	ZOF	ZOC
<i>Stylosanthes</i> sp.	ERV	—	—
<i>Zornia</i> sp.	ERV	—	—
LAMIACEAE			
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	ARB	ZOF	ZOC
LAURACEAE			
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	ARV	ZOF	ZOC
MALPIGHIACEAE			
<i>Peixotoa parviflora</i> A. Juss.	ARB	ZOF	ZOC
MELASTOMATACEAE			
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D. Don	ARB	ZOF	ZOC
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	ARV	ZOF	ZOC
MYRSINACEAE			
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	ARV	ANF	ZOC
MYRTACEAE			
<i>Campomanesia littoralis</i> D. Legrand	ARV	ZOF	ZOC
<i>Eugenia catharinae</i> O. Berg.	ARV	ZOF	ZOC
<i>Gomidesia palustris</i> (DC.) Legr.	ARV	ZOF	ZOC
<i>Myrcia rostrata</i> DC.	ARV	ZOF	ZOC
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	ARV	ZOF	ZOC
NYCTAGINACEAE			
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	ARV	ZOF	ZOC
PIPERACEAE			
<i>Peperomia glabella</i> (Sw.) A. Dietr.	ERV	ANF	ZOC
POACEAE			
<i>Homolepsis glutinosa</i> (Sw.) Zuloaga & Soderstr.	ERV	ANF	ZOC
<i>Paspalum</i> sp.	ERV	—	—
<i>Pennisetum setosum</i> (Sw.) Rich.	ERV	ANF	ANC
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen	ERV	ANF	ANC
POLYPODIACEAE			
<i>Polypodium catharinae</i> Langsd. & Fisch	ERV	—	ANC
RUBIACEAE			
<i>Coccocypselum campanuliflorum</i> (Hook.) Cham. & Schldl.	ERV	ZOF	ZOC
<i>Coccocypselum lanceolatum</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	ERV	ZOF	ZOC
<i>Diodella radula</i> (Willd. & Hoffmanns. ex Roem. & Schult.) Bacigalupo & E.L. Cabral	ERV	ZOF	ZOC
<i>Psychotria</i> cf. <i>brachypoda</i> (Müll. Arg.) Britton	ARB	ZOF	ZOC

Tabela 1. – (3ª parte) – Espécies vegetais identificadas na restinga em regeneração na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental do PFRV (Florianópolis, SC).

Família/Espécie	Formas de Vida*	Síndromes de Polinização**	Síndromes de Dispersão***
SAPINDACEAE			
<i>Paullinia</i> cf. <i>trigonia</i> Vell.	LI	ZOF	ZOC
SOLANACEAE			
<i>Solanum americanum</i> Mill.	ERV	ZOF	ZOC
<i>Solanum capsicoides</i> All.	ARB	ZOF	ZOC
<i>Solanum paniculatum</i> L.	ARB	ZOF	ZOC
<i>Solanum pseudoaculeatissimum</i> L. A. Mentz	ARB	ZOF	ZOC

*Formas de vida: ARB – arbusto; ARV – árvore; ERV – erva; LI – liana.
 **Síndromes de Polinização: ANF – anemofilia; ZOF – zoofilia.
 ***Síndromes de Dispersão: ANC – anemocoria; AUTC – autocoria; ZOC – zoocoria.

As espécies em regeneração na restinga da UD apresentaram predominância de polinização zoofílica (84%). A síndrome de dispersão zoocórica foi a que caracterizou mais da metade das espécies na área estudada (65%), seguida da anemocoria (24%) e autocoria (11%).

Os dados referentes à atividade reprodutiva da área ao longo do ano do estudo mostram que há considerável número de espécies férteis no local no decorrer dos meses (Figura 1). O pico da reprodução na UD ocorreu nos meses

de novembro e dezembro (27 spp.), declinando em março e abril.

A vegetação não mostrou variação significativa nos ritmos reprodutivos nas diferentes estações do ano ($\chi^2_{0,05;1} = 7,815$). Apesar disso, houve uma tendência de maior fertilidade na primavera (37 spp. férteis), seguida do verão (33 spp. férteis). As estações do outono e inverno apresentaram 25 spp. e 28 spp. férteis, respectivamente.

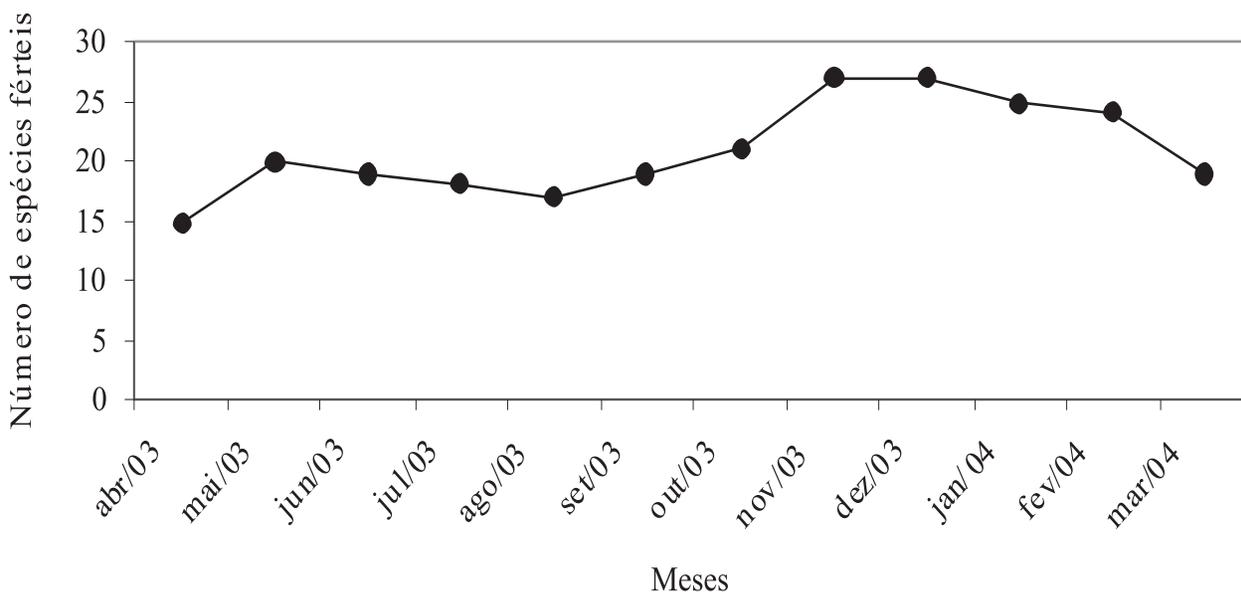


Figura 1. Número total de espécies férteis, para o período de abril/2003 a março/2004, na comunidade de restinga da Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental do PFRV (Florianópolis, SC).

Análises de Similaridade

Considerando-se as espécies da regeneração natural, banco e chuva de sementes, transposição de solo e poleiros artificiais foram identificadas na UD 56 famílias botânicas, distribuídas em 108 gêneros e 180 espécies. Do total de espécies amostradas, 36 foram identificadas somente em nível de gênero e 30 espécies não foram determinadas.

As famílias de maior riqueza específica foram Asteraceae (28 spp.), Poaceae (15 spp.), Cyperaceae (11 spp.), Fabaceae e Rubiaceae (10

spp.), Euphorbiaceae e Melastomataceae (9 spp.), Myrtaceae e Solanaceae (7 spp.), Sapindaceae (6 spp.) e Myrsinaceae (4 spp.).

A Tabela 2 apresenta o total de espécies registradas em cada estudo realizado e o número de espécies exclusivas de cada um. O banco de sementes apresentou o maior número de espécies registradas enquanto a chuva de sementes apresentou o menor número. Com relação às espécies exclusivas, novamente o banco de sementes apresentou a maior quantidade delas, seguido da regeneração natural.

Tabela 2. Número total de espécies registradas e número de espécies exclusivas da regeneração natural, banco de sementes, chuva de sementes, transposição de solo e poleiros artificiais da Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental do PFRV (Florianópolis, SC).

	Regeneração natural	Banco de sementes	Chuva de sementes	Transposição de solo	Poleiros artificiais
Nº. de espécies	54 (53)	74 (69)*	43 (34)	58 (51)	61 (47)
Nº. de espécies exclusivas	26	33	2	17	11

* entre parênteses – número de espécies identificadas até nível de gênero ou espécie.

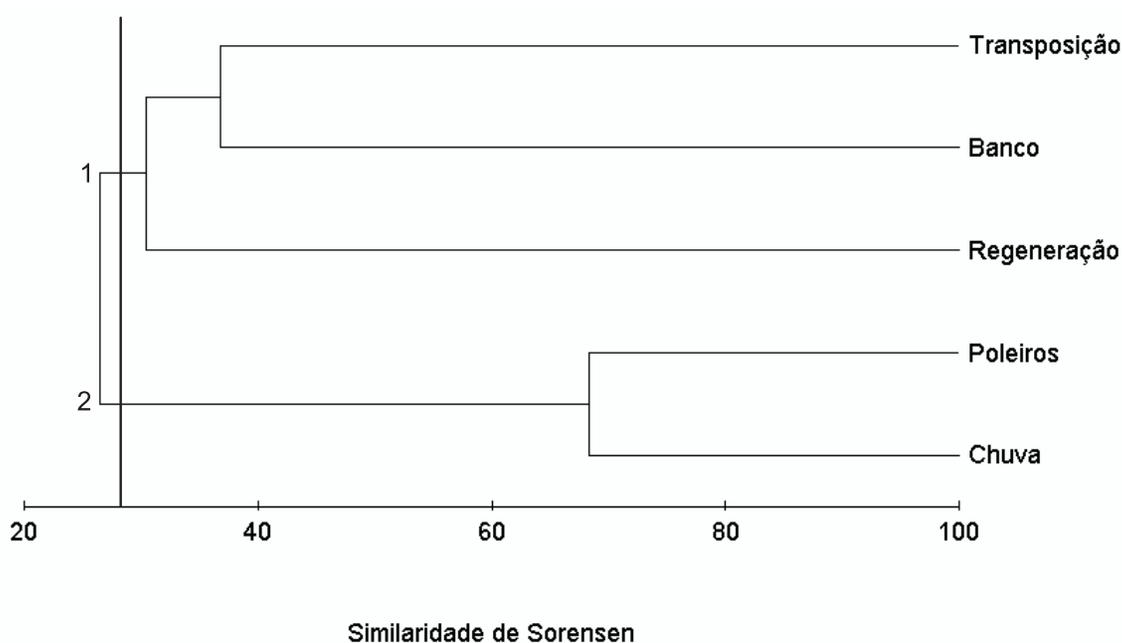


Figura 2. Dendrograma obtido através do método do encadeamento médio (UPGMA), com base na similaridade de Sorensen, referente à riqueza de espécies da regeneração natural, banco de sementes, chuva de sementes, transposição de solo e poleiros artificiais, amostrados na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental do PFRV (Florianópolis, SC). Os dois grupos definidos na similaridade arbitrária de aproximadamente 25% estão indicados.

O dendrograma gerado a partir da matriz de similaridade de Sorensen (Figura 2) indica a formação de dois grupos, na similaridade aproximada de 25%. O grupo 1 é formado pela transposição de solo, banco de sementes e regeneração natural. O grupo 2 é formado pelos poleiros artificiais e chuva de sementes. Ainda, pode ser observado que o banco de sementes da UD assemelha-se em mais de 35% com o banco de áreas de restinga arbórea adjacentes conservadas, representadas aqui pela técnica de transposição de solo, e que formam um subgrupo dentro do grupo 1. Da mesma forma, a técnica de poleiros artificiais

possui quase 70% de similaridade com a chuva de sementes que atinge a área.

Analisando as técnicas de restauração utilizadas, sob os poleiros artificiais foram registradas 61 espécies sendo 11 exclusivas, e na transposição de solo foram registradas 58 sendo 17 exclusivas. Somando-se os resultados destas técnicas, foram registradas 96 espécies distintas e um total de 28 espécies exclusivas. Chama atenção também que a técnica de poleiros artificiais atraiu uma maior riqueza específica que a chuva de sementes natural que chegou na área.

DISCUSSÃO

Após completos dois anos de implementação da Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental do Parque Florestal do Rio Vermelho, tendo como principal ação a retirada do talhão de pinus, a regeneração natural da vegetação de restinga apresentava uma forte expressão herbáceo-arbustiva. Apesar de haver um elevado registro de espécies arbóreas na UD, estes indivíduos eram remanescentes que pertenciam ao sub-bosque do talhão de pinus, e foram mantidos no local após o corte raso do mesmo (Bechara, 2003). Das 19 espécies arbóreas nativas registradas no levantamento preliminar do sub-bosque (Bechara, 2003) 10 foram agora registradas em estágio reprodutivo. Tendo em vista que antes do plantio de pinus a restinga da praia do Rio Vermelho caracterizava-se por formações constituídas por arbustos e arvoretas (Bresolin, 1979), a presença de espécies arbóreas reprodutivas no local pode vir a contribuir com a formação, em longo prazo, de uma nova comunidade de restinga arbórea, através do aumento da disponibilidade de novos propágulos e do aumento da probabilidade do recrutamento de uma destas sementes.

As famílias que se mostraram mais expressivas em regeneração natural na UD

(Fabaceae, Myrtaceae, Asteraceae, Euphorbiaceae, Poaceae, Rubiaceae e Solanaceae) foram semelhantes às famílias registradas por Reitz (1961) para toda a zona marítima de Santa Catarina, que foram Compositae, Gramineae, Orchidaceae, Leguminosae, Bromeliaceae e Myrtaceae. A família Myrtaceae é considerada típica de formações de restinga arbórea (Reitz, 1961), e Compositae é a família com maior riqueza específica para Santa Catarina e Rio Grande do Sul (Araujo, 1987). Rizzini (1997) também chama atenção para as famílias Compositae, Solanaceae, Verbenaceae, Euphorbiaceae, Leguminosae e Malvaceae, entre outras, como mais frequentes na composição de áreas degradadas em início de sucessão.

Quando observamos o número total de famílias amostrado (56) nos diversos estudos realizados na UD, este é extremamente relevante quando comparado ao encontrado por Reitz (1961), que foi 41. No conjunto dos estudos, as famílias mais expressivas foram Asteraceae, Poaceae, Cyperaceae e Fabaceae, que são características de fases iniciais de sucessão, apresentando, geralmente, dispersão pelo vento e facilidade de se estabelecer em solos mais pobres.

Sá (1996 e 2002), após seis anos de

perturbação por tratores em uma área de floresta de restinga em Saquarema/RJ, encontrou para o estrato herbáceo como famílias mais representativas Bignoniaceae, Solanaceae, Poaceae, Asteraceae e Fabaceae, e para o estrato arbustivo as famílias Leguminosae, Moraceae, Myrtaceae, Solanaceae e Bignoniaceae.

Sabendo-se que para a funcionalidade de um ecossistema as interações entre espécies são de extrema importância, o conjunto de espécies registrado na UD apresentou altas taxas das síndromes de zoofilia e zoocoria. Este dado reveste-se de importância quando inferidas as múltiplas possibilidades de interações planta-animal que podem ser estabelecidas na dinâmica da polinização e da dispersão. Os polinizadores podem garantir o fluxo gênico e a formação de sementes em processos de restauração (Reis *et al.*, 1999; Reis & Kageyama, 2003), e a manutenção de uma diversidade de polinizadores é essencial para que as espécies possam continuar a se reproduzir regularmente e não ocorra um declínio e até extinção local das populações em longo prazo (Morellato, 1995). Ainda, segundo Galetti (1995), os animais que dispersam as sementes são os principais regeneradores das florestas, já que em áreas onde houve desmatamento, queimadas ou que foram simplesmente perturbadas naturalmente, os animais carregam sementes das matrizes florestais para essas áreas, possibilitando a reconstrução das mesmas com o passar do tempo. Isto reflete a interdependência de animais e plantas no equilíbrio e na manutenção de uma comunidade (Iza, 2002).

Em áreas degradadas que se encontram em estágios iniciais de sucessão, geralmente, é freqüente a abundância de espécies anemocóricas, o que não ocorreu na área do estudo. Uma explicação para a baixa incidência de espécies com este tipo de síndrome pode estar relacionada ao fato de a UD constituir-se de uma pequena área imersa em uma plantação de pinus. Como estes indivíduos estão dispostos em espaçamento 3 x 4 metros (Bechara, 2003), há a formação de um paredão de árvores por todos os lados da UD, que deve estar atuando como uma barreira para o

vento, dificultando a entrada deste e, conseqüentemente, das espécies anemocóricas que poderiam estar sendo dispersas para o local.

O padrão referente ao ritmo reprodutivo das espécies da UD sugere que não estão ocorrendo restrições climáticas e edáficas na área para o fenômeno reprodutivo, o que foi confirmado pelo teste do χ^2 de contingência. Mesmo ocorrendo flutuações no ritmo reprodutivo, não existe uma sazonalidade climática referente às estações do ano, o que era esperado, já que na região do estudo o regime de chuvas é distribuído ao longo do ano e as temperaturas anuais não apresentam grandes variações.

Pensando na quantidade de espécies em estágio reprodutivo como recurso disponível, há oferta de alimento para fauna o ano todo na área, o que é uma premissa básica em processos de restauração. A produção de flores e frutos durante todo o ano evita que grande parte dos elementos heterótrofos da comunidade tenha que migrar ou reduzir seus processos vitais de crescimento (Zambonim, 2001). A própria planta em estágio vegetativo também proporciona uma gama de possibilidades de interações com animais herbívoros e com a microbiota presente. Além disso, se a fauna polinizadora estiver sendo atraída e contribuindo com seu papel efetivo para a reprodução, o ambiente constantemente estará fornecendo novas sementes ao meio, que poderão abastecer e renovar tanto o banco de sementes como o de plântulas da comunidade. Quanto maior for a capacidade de uma comunidade em atrair, nutrir e dar condições de reprodução, mais rápida será sua restauração (Reis & Kageyama, 2003).

Observando-se a riqueza de espécies encontrada quando em consideração diversos estudos realizados na UD e, sabendo-se que a disponibilidade de sementes é uma condição básica para o sucesso de um processo de restauração, pode-se afirmar que a área tem um grande potencial de regeneração.

O banco de sementes da UD apresentou a maior riqueza específica quando observamos os valores dos diversos estudos realizados, inclusive

maior que a riqueza encontrada no banco de sementes das áreas de restinga arbórea conservadas adjacentes, como pode ser visto pela técnica de transposição de solo. Isto provavelmente é consequência do fato de duas coletas terem ocorrido após o corte do talhão de pinus (outubro/2002 e janeiro/2003). Neste sentido, estas amostras já estariam apresentando propágulos da nova chuva de sementes que estava atingindo a área, o que é corroborado por 53% das espécies do banco serem de dispersão anemocórica (Vieira, 2004).

Outro importante ponto, é que o banco de sementes da UD e o de áreas de restinga conservadas assemelham-se em aproximadamente 35%, mostrando que a transposição de solo como técnica de restauração é uma importante fonte de novos propágulos e espécies em áreas em processo de restauração.

O menor número de espécies encontradas na chuva de sementes em comparação à chuva identificada para a técnica de poleiros artificiais reflete a eficiência desta técnica em atrair sementes para áreas degradadas, já que proporciona ambientes de descanso e abrigo para aves e morcegos (Reis *et al.*, 2003). Isto também pode ser verificado através das espécies exclusivas de cada estudo, que foram registradas em quantidade bem maior na chuva sob poleiros do que na chuva de sementes da UD em geral. Apesar destas peculiaridades, como ambos estudos referem-se à chuva de sementes do mesmo local, foram os que apresentaram a maior similaridade entre si.

Tendo em vista que a chuva de sementes é a fonte de abastecimento do banco de sementes de uma comunidade (Hall & Swaine, 1980), a inserção de poleiros artificiais em áreas degradadas contribui substancialmente para o aumento da densidade e riqueza de sementes que chegam em áreas degradadas.

O levantamento florístico da vegetação em regeneração natural na UD, por ter considerado apenas as espécies que já estavam se reproduzindo na unidade, reflete quais delas já passaram da fase de “propágulo disponível” para “indivíduo

recrutado”. Pode-se dizer que a vegetação que está se regenerando atualmente na UD é floristicamente mais parecida ao banco de sementes do local do que com a sua chuva. Talvez as novas espécies oriundas da chuva de sementes ainda não tenham tido tempo de completar seu ciclo de vida até a fase de reprodução, e por isso não foram incorporadas às coletas realizadas.

Ainda, o grande número de espécies exclusivas registradas em regeneração natural pode ser consequência das síndromes de dispersão dessas espécies, que são predominantemente zoocóricas e autocóricas, como visto nos resultados. Os propágulos dispersos podem, simplesmente, não terem sido incorporados ao banco de sementes da área ou não terem sido captados pelos coletores de sementes disponíveis, e por isso não terem sido registrados em outros estudos.

Apesar do quadro geral da UD mostrar-se muito favorável à restauração natural da vegetação de restinga, o problema da re-infestação do local por indivíduos de *Pinus* se faz presente. Bourscheid & Reis (neste capítulo) avaliando a re-infestação de *Pinus* na unidade sugere que há um forte efeito de borda ocorrendo no local. Também, Espíndola (2005) registrou que a espécie *Pinus* foi a que apresentou maior densidade de sementes/m² (1.128,1), o que equivale a 45,12% do total de sementes coletadas. Para fins comparativos, a segunda espécie mais representativa foi *Miconia ligustroides* com 299,5 sementes/m². Bechara (2003) verificou que *Pinus elliottii* manteve as sementes viáveis nos estróbilos presos as árvores em um período de até um ano, garantindo a formação contínua de um banco de plântulas.

De qualquer maneira, apesar da necessidade de manejo e controle desta espécie invasora, os resultados indicam que a UD tem um grande potencial de regeneração e restauração da vegetação de restinga, e que as técnicas de restauração, além de contribuírem com novas espécies, aumentando a riqueza local, e com um fornecimento constante de propágulos, também podem contribuir com o fluxo gênico e a

possibilidade de aumento da variabilidade genética da área.

A somatória de estudos já realizados na UD, envolvendo a riqueza de espécies e sua regeneração natural, o banco e a chuva de sementes, caracteriza que o processo sucessional promovido pela retirada do talhão de pinus é dinâmico. Dessa forma, sugere-se que esta área piloto sirva como modelo de restauração ambiental

para orientar a substituição dos 500 ha plantados e 250 ha invadidos por pinus no PFRV, que hoje representam focos de contaminação para outros ecossistemas da Ilha.

A restauração do Parque Florestal do Rio Vermelho seria de grande valia no sentido de se instituir uma Unidade de Conservação na Ilha de Santa Catarina que envolva o complexo lagunar e as encostas da Lagoa da Conceição.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Araujo, D. S. D. 1987. Restingas: síntese dos conhecimentos para a costa sul-sudeste brasileira. **Publicação Aciesp** 54 (1): 333-347.

Bechara, F. C. 2003. **Restauração ecológica de restingas contaminadas por *Pinus* no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil, 125p.

Bresolin, A. 1979. Flora da restinga da Ilha de Santa Catarina. **Insula** 100: 1-54.

Caruso, M. M. L. 1990. **O desmatamento da Ilha de Santa Catarina de 1500 aos dias atuais.** 2ª ed. Editora da UFSC, Florianópolis, Brasil, 158p.

Castellani, T. T.; Stubblebine, W. H. 1993. Sucessão secundária inicial em mata tropical mesofila, após perturbação por fogo. **Revista Brasileira de Botânica** 16 (2):181-203.

Clarke, K. R.; WARWICK, R. M. 2001. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation.** 2nd Ed. PRIMER-E: Plymouth, UK.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. 2003. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L. & GANDARA, F. B. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais.** Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais – FEPAF, São Paulo, Brasil, p.1-26.

ESPÍNDOLA, M. B. 2005. **O papel da chuva de sementes na restauração da restinga do**

Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis – SC. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil, 52p.

FAEGRI, K.; PIJL, L. van der. 1966. **The principles of pollination ecology.** Pergamon, Oxford, USA, 291pp.

FALKENBERG, D. B. 1999. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, sul do Brasil. **Insula** 28: 1-30.

FORUP, M. L.; MEMMOTT, J. 2005. The restoration of plant-pollinator interactions in Hay Meadows. **Restoration Ecology** 13 (2): 265-274.

GALETTI, M. 1995. Os frugívoros da Santa Genebra. In: Morellato, P. C. & Leitão Filho, H. F. (Org.). **Ecologia e Preservação de uma Floresta Tropical Urbana: Reserva de Santa Genebra.** Editora da UNICAMP/FAPESP, São Paulo, Brasil, p.66-69.

HALL, J. B.; SWAINE, M. D. 1980. Seed stocks in ghanaiian forest soils. **Biotropica** 12: 256-263.

HORN FILHO, N. O., LEAL, P. C.; OLIVEIRA, J. S. 2000. Problemas de degradação nos ecossistemas costeiros da Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil. **Publicação Aciesp** 109 (1): 124-131.

IZA, O. B. 2002. **Parâmetros de auto-ecologia de uma comunidade arbórea de Floresta Ombrófila Densa, no Parque Botânico do Morro do Baú, Ilhota, SC.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil, 76p.

KLEIN, R. M. 1979. Ecologia da flora e vegetação

- do Vale do Itajaí. *Sellowia* 31 (31): 9-164.
- KREBS, C. J. 1999. **Ecological Methodology**. 2nd Ed. Addison-Wesley Longman, Inc.
- MCKAY, J. K.; CHRISTIAN, C. F.; HARRISON, S.; RICE, K. J. 2005. "How local is local?" – a review of practical and conceptual issues in the genetics of restoration. **Restoration Ecology** 13 (3): 432-440.
- MORELLATO, P. C. 1995. A polinização das flores. In: MORELLATO, P.C. & LEITÃO FILHO, H.F. (orgs.). **Ecologia e Preservação de uma Floresta Tropical Urbana: Reserva de Santa Genebra**. Editora da UNICAMP/FAPESP, São Paulo, Brasil, p.42-45.
- PIJL, L. van der. 1972. **Principles of dispersal in higher plants**. 2th ed. Springer, Berlin, Germany, 162p.
- REIS, A.; KAGEYAMA, P. Y. 2003. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L. & GANDARA, F. B. (orgs.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais – FEPAF, São Paulo, Brasil, p.91-110.
- REIS, A.; ANJOS, A.; LESSA, A. P.; BECHARA, F. C. 2003a. Critérios para a seleção de espécies na arborização urbana ecológica. *Sellowia* 53 (1): 42-58.
- REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPINDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K.; LOPES, L. 2003b. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para os processos sucessionais. **Natureza e Conservação** 1 (1): 1-25.
- REIS, A.; ZAMBONIM, R. M.; NAKAZONO, E. M. 1999. Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. **Reserva da Biosfera**, 14: 1-42.
- REIS, A. 1996 – 2005. **Flora Ilustrada Catarinense**. Herbário Barbosa Rodrigues (Distribuição irregular), Santa Catarina, Brasil.
- REITZ, R. 1961. Vegetação da zona marítima de Santa Catarina. *Sellowia* 13 (13): 17-115.
- REITZ, R. 1964 – 1989. **Flora Ilustrada Catarinense**. Herbário Barbosa Rodrigues (Distribuição irregular), Santa Catarina, Brasil.
- RIZZINI, C. T. 1997. **Tratado de Fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos**. 2^a ed. Âmbito Cultural Edições Ltda., Rio de Janeiro, Brasil, 747p.
- SÁ, C. F. C de. 1996. Regeneração em Área de Floresta de Restinga na Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá, Saquarema/RJ: I – Estrato Herbáceo. **Arquivos do Jardim Botânico do Rio de Janeiro** 34 (1): 177-192.
- SÁ, C. F. C de. 2002. Regeneração de um trecho de floresta de restinga na Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá, Saquarema, Estado do Rio de Janeiro: II – Estrato arbustivo. **Rodriguésia** 53 (82): 5-23.
- SCHERER, K. Z.; CASTELLANI, T. T. 2004. Ecologia populacional de *Paepalanthus polyanthus* (Bong.) Kunth: variação temporal da distribuição espacial. **Biotemas** 17 (2): 27-45.
- SOKAL, R. R.; ROHLF, F.J. 1979. **Biometria: principios y métodos estadísticos en la investigación biológica**. H. Blume Ediciones S.A., Madrid, Espana, 832p.
- SOUZA, V. C.; LORENZI, H. 2005. **Botânica Sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em APG II**. Instituto Plantarum, Nova Odessa, Brasil, 640p.
- VIEIRA, N. K. 2004. **O papel do banco de sementes na restauração de restinga sob talhão de *Pinus elliottii* Engelm.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil, 85p.
- ZAMBONIM, R. M. 2001. **Banco de dados como subsídio para conservação e restauração nas tipologias vegetacionais do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro e entorno, SC**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil, 118p.
- ZAMITH, L. R.; SCARANO, F. R. 2006. Restoration of a restinga sandy coastal plain in Brazil: survival and growth of planted woody species. **Restoration Ecology** 14 (1): 87-94.

FAZENDA SANTA ALICE, RIO NEGRINHO, SC

APRESENTAÇÃO

A preocupação com a conservação e a recuperação da cobertura vegetal ao longo dos rios é relativamente recente no Brasil e tem sido objeto de discussões amplas e freqüentes, abordando aspectos técnicos, científicos, conservacionistas e da legislação vigente. A importância da existência de florestas ao longo dos rios fundamenta-se nos diversos benefícios que este tipo de vegetação traz ao ecossistema, exercendo função protetora sobre os recursos naturais bióticos e abióticos. As faixas ciliares representam grande potencialidade de atuação como corredores naturais, conectando tipologias vegetacionais distintas e criando condições favoráveis para a manutenção do fluxo gênico entre populações de espécies animais e vegetais.

Destruídas em grande parte, as áreas ciliares necessitam de políticas públicas e de conhecimento científico para sua restauração, ações estas que devem primar pela manutenção da biodiversidade em todos os seus níveis e dos processos evolutivos e sucessionais intrínsecos de cada comunidade.

Do ponto de vista da Legislação Federal Ambiental, o Código Florestal, Lei nº 4771, de 15 de setembro de 1965, em seu artigo 2º, estabeleceu uma faixa mínima a ser mantida para proteger a vegetação ao longo dos rios, considerando essas áreas de preservação permanente, além de impedir a supressão total ou parcial dessas florestas. A lei estabelecia que, para rios de até 10m de largura, 5m de faixa de vegetação deveriam ser preservados. O referido Código sofreu várias modificações (1986, 1989), buscando adequar-se às necessidades da sociedade e em prol da proteção das florestas. Uma dessas modificações ampliou a área de preservação permanente, estando esta condicionada à largura do rio. Ainda que os 5m anteriormente protegidos tivessem sido preservados, a partir da modificação da lei foram

acrescentados 25m de faixa de preservação permanente.

Mesmo com proteção legal sob o aspecto da legislação federal, essas áreas foram ocupadas ao longo dos anos pelo desenvolvimento agrícola, industrial e urbano. Empresas do setor madeireiro implementaram projetos de reflorestamento com o crivo e incentivo do Estado (Lei de incentivos fiscais nº 5106 de 2 de setembro de 1966, que oferecia desconto no imposto de renda para iniciativas de reflorestamento em Santa Catarina), utilizando como cultivo *Pinus taeda* L. para o abastecimento de suas indústrias, realizando o reflorestamento em larga escala, incluindo o plantio em áreas de preservação permanente.

Dentro desse contexto se insere a microbacia do Rio Verde, Planalto Norte Catarinense, região onde as principais atividades econômicas intercalam-se entre a produção de madeira e a agropecuária. Em função da atividade madeireira desenvolvida ao longo de grande parte da microbacia do Rio Verde a sua vegetação ciliar encontra-se atualmente reduzida a faixas de vegetação que variam de 0 a 5m, fruto da primeira redação do Código Florestal. Na faixa dos 25m houve plantio de *Pinus taeda* L. em toda extensão da microbacia, acostado à legislação vigente da época. Pelas alterações realizadas no Código, no presente essa área é considerada de preservação permanente e a vegetação nativa ciliar deve ser restaurada.

Para tanto, na fazenda Santa Alice foram realizados vários estudos, visando avaliar a capacidade de restauração das matas ciliares através de indicadores da regeneração natural. Os capítulos a seguir apresentam as seguintes pesquisas:

a. Levantamento florístico das espécies vasculares encontradas nas duas faixas vegetacionais distintas, a faixa mais preservada de

- 5 metros e a faixa a ser restaurada de 25 metros;
- b. Avaliação do banco e da chuva de sementes em áreas conservadas da microbacia;
 - c. Implementação de técnicas nucleadoras que proporcionem um aumento na capacidade da restauração ecológica das matas ciliares, dentre elas a transposição de solo e poleiros artificiais;
 - d. Avaliação da regeneração natural da

comunidade arbustivo-arbórea de fragmentos de mata ciliar em restauração há seis anos.

Através destas pesquisas busca-se gerar subsídios a programas de restauração de áreas ciliares de fazendas produtoras de madeira no Planalto Norte Catarinense.

ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está localizada na fazenda Santa Alice, município de Rio Negrinho, região do Planalto Norte Catarinense, situada entre as coordenadas N7072900 e E652350 (sistema UTM – Universal Transversal Mercator). A fazenda Santa Alice é formada pela união de três propriedades particulares que eram destinadas à pecuária e agricultura (Figura 1). Em 1963 esta propriedade foi adquirida pela Empresa Battistella Florestal, que abastece, até os dias de hoje, suas indústrias com plantios comerciais de Pinus.

O clima da região classifica-se como mesotérmico úmido, sem estação seca e com verões frescos, apresentando temperatura média anual de 17°C (Köppen, 1948). A ocorrência de geadas é mais freqüente em junho, julho e agosto.

O relevo da área é constituído predominantemente por uma superfície suave a forte ondulada, com altitudes entre 1.100 e 1.200m no limite Leste, inclinando-se suavemente para Oeste a altitudes médias de 800m. Os solos predominantes pertencem às classes Cambissolos e Podzolos. A flora da região se insere em um espaço transicional entre as unidades Fitogeográficas denominadas de Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária) e Floresta Ombrófila Densa (Floresta Atlântica).

A microbacia da área de estudo é a do Rio Verde, cujas nascentes se encontram na Fazenda Santa Alice e que desemboca no Rio Corredeiras, inserida na Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu (Santa Catarina, 1986).

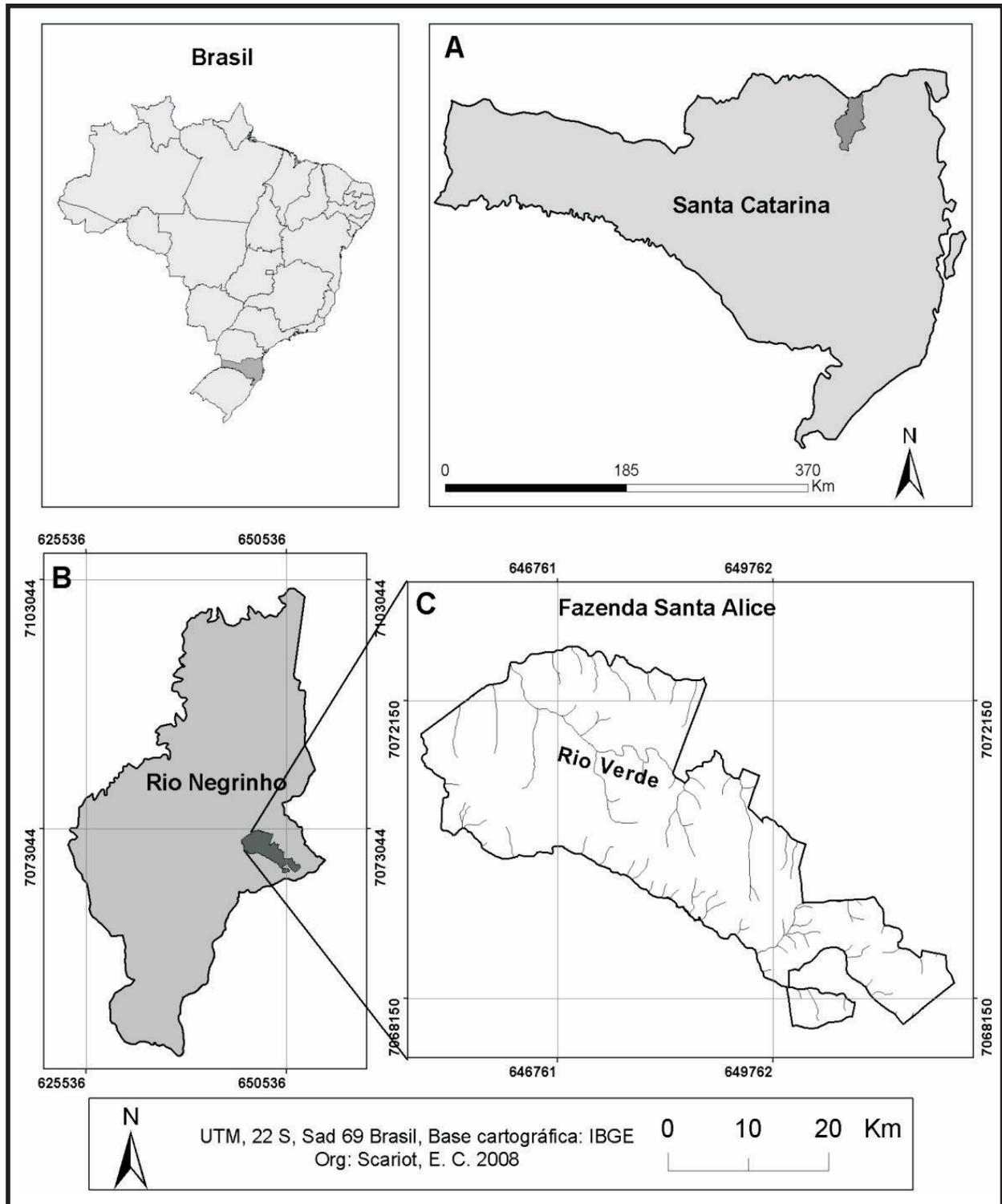


Figura 1. Localização geográfica do município de Rio Negrinho (A) e da Fazenda Santa Alice (B) e do Rio Verde (C).

SUCESSÃO SECUNDÁRIA DA VEGETAÇÃO CILIAR NA MICROBACIA DO RIO VERDE, RIO NEGRINHO, SANTA CATARINA

Maria Cecília Tuccimei Guinle

Bióloga, MSc. Biologia Vegetal
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
mctguinle@hotmail.com

Ademir Reis

Biólogo, Prof. Dr. do Depto. Botânica
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
areis@ccb.ufsc.br

RESUMO

Dentro do paradigma de restaurar através do manejo da sucessão natural, torna-se uma necessidade básica conhecer o processo de regeneração e interpretá-lo como primordial para facilitar a restauração. Este estudo teve como objetivo principal o levantamento florístico da vegetação vascular na micro bacia do Rio Verde, Fazenda Santa Alice, Município de Rio Negrinho, Santa Catarina, caracterizando a riqueza de espécies e levantando dados preliminares quanto à função das espécies vegetais mantenedoras dos consumidores dentro da comunidade estudada. Na micro bacia do Rio Verde foi montada uma Unidade Demonstrativa (UD) com 10 parcelas de 10 x 50 metros na área de preservação permanente, perfazendo um total de 5000 m² de área de estudo. As coletas foram mensais durante o ano de 2004 e 2005. Devido a mudanças no Código Florestal Lei 4.771 (1965), a UD apresenta duas séries sucessionais distintas, uma de caráter florestal, representada por uma faixa de 5 metros (área preservada - AP) e a outra por uma série sucessional inicial com fitofisionomia herbáceo-arbustiva, na faixa de 25 metros (área a restaurar - AR), ambas de cada lado do rio. Registraram 200 espécies vegetais vasculares pertencentes a 61 famílias botânicas. A estrutura florestal da UD é composta por árvores (22,60%), arbustos (32,20%), ervas (32,88%), liana (4,80%) e epífitas (3,42%). Houve predominância da forma de vida erva em ambas as áreas. A zoofilia foi a síndrome de polinização mais evidente (164 do número total de espécies) em ambas as áreas, sendo melhor representada na AP (116 do número total de espécies). Quanto à síndrome de dispersão, a anemocoria, endozoocoria e sinzoocoria foram as mais representativas em ambas as áreas, não tendo grandes diferenças entre elas. Ocorreu uma nítida sazonalidade no período reprodutivo das espécies com picos nos meses mais quentes e expressivo decréscimo nos meses de inverno, para AP e AR. Houve coleta de flor no período de inverno, indicando a presença de recursos alimentares nesse período crítico do ano. O solo caracterizou-se como um mosaico formado por Cambissolos (41,35%) e Neossolos (51,15%). A presença dessas duas classes indica um solo de pouca profundidade e com isso tendo uma vegetação de caráter edáfico. Os resultados desse trabalho mostram a presença do início do processo de sucessão em uma área que sofreu um distúrbio pela retirada de *Pinus taeda* L. e de um processo sucessional mais avançado que foi preservado em obediência à legislação. A presença de mesmas espécies nas duas áreas da UD indica-nos a possibilidade de expansão e colonização natural da área mais preservada para a área a ser restaurar. Conhecer as etapas da sucessão reconhecendo em quais etapas estão inseridos os diferentes grupos ecológicos e aproveitar essa informação para estabelecer um processo de contínua regeneração, são o desafio para o desenvolvimento de uma ecologia da restauração.

Palavras-chaves: Regeneração Natural, Levantamento Florístico, Sucessão.

SECONDARY SUCCESSION OF THE RIVERINE VEGETATION IN THE MICROBASIN OF RIO VERDE, RIO NEGRINHO, SANTA CATARINA

ABSTRACT

Inside the paradigm of restoring by management of natural succession, it becomes very important to know the regeneration process and to explain it as a primordial step to restore the vegetation. The aim of this study was a floristic survey of the vascular vegetation in the microbasin of Verde River, Santa Alice farm, Negrinho River County, Santa Catarina State, to characterize species richness and to bring up preliminary data concerning the role of the plants as the consumers' maintainers in the studied community. In the microbasin of Verde River was settled a Demonstrative Unit (DU) with ten parcels in the permanent preserved area, each one with 10 x 50 meters, totalizing a study area of 5.000 m². The samples were monthly collected during 2004 and 2005. Due to change in the Forest Code, Law 4.771 (1965), the DU presents two distinct successional series, being one of forestry character represented by a 5 meters strip (preserved area – PA) and the other represented by a successional series with shrubby-herbaceous phytophysionomy, with a strip of 25 meters (area to be restored – AR), both at each side of the river. Two hundreds species of vascular plants representing 61 families were identified. The forest structure of the DU is compounded of trees (22,60%), shrubs (32,20%), herbs (32,88%), lianas (4,80%) and epiphytes (3,42%). There was a predominance of herbs in both areas. The zoophily was the most evident pollination syndrome (164 off the total species number) at both areas, being better represented in the PA (116 off the total species number). Concerning the dispersion syndrome, the anemocoric, endozocoric and sinzocoric were the most representative in both areas, not presenting large differences among them. It occurred a visible seasonality in the species reproductive period with higher values in the hotter months and an expressive decrease in the colder months for PA and AR. There were flowers in the winter which indicated the presence of food in this critical period. The soil is characterized as a mosaic made of Cambissolos (41,35%) and Neossolos (51,15%). The presence of these two classes shows a shallow soil and so, the edaphic character of the vegetation. The results of this study show an initial process of succession in an area that was impacted by the removal of *Pinus taeda* L. and an advanced successional process that was preserved due to the law obedience. The presence of the same species in the two areas of the DU shows us the possibility of natural expansion and colonization from the preserved area to the area to be restored. The restoring ecology challenge is to know the degrees of the succession to recognize in which stages the different ecological groups are inserted and to make a good use of this information by establishing a continuous regenerating process.

Key-words: Natural Regeneration, Floristic Survey, Succession.

INTRODUÇÃO

A intervenção humana modifica a estrutura da paisagem, com efeito desestabilizador no seu equilíbrio dinâmico. Destaca-se como causa maior, a fragmentação de remanescentes naturais que alteram a composição e diversidade das comunidades (Kageyama et al., 2003).

Ecosistemas naturais, os principais reservatórios de recursos genéticos, estão sendo significativamente alterados ou destruídos (Odum, 1983). Áreas ocupadas por vegetação nativa estão sendo reduzidas, levando as grandes perdas de biodiversidade e ao empobrecimento dos recursos genéticos (Myers et al., 2000). O uso e a ocupação desordenados do solo reduziram a Mata Atlântica

a 15% de sua formação original. Foram 500 anos de destruição ininterrupta (SOS Mata Atlântica, 2006).

Distúrbios em habitats naturais induzem a um processo de reconstrução da comunidade através da sucessão (Ricklefs, 1996). O êxito na implantação de séries da sucessão natural dependerá da capacidade da comunidade de retornar à sua estrutura original (Townsend et al., 2006). Esse processo está associado ao tempo (maior ou menor) de resiliência da área em regenerar-se, o que depende de seu grau de degradação.

Após perturbação antrópica, o processo

de sucessão secundária e a regeneração de clareiras naturais têm muitos aspectos em comum (Castellani & Stubblebine 1993), ambos dependendo de fatores como a proximidade ou não de áreas menos impactadas, as quais servem como suprimento de propágulos; a existência de animais capazes de transportá-los e a existência de plantas mantenedoras de nutrientes durante todo o ano (Reis & Kageyama 2003; Whitmore 1989; Uhl 1988; Bazzaz & Pickett 1980).

Klein (1980) caracterizou a sucessão secundária no Vale do Itajaí, SC, e demonstrou que os estágios sucessionais e as espécies, que ocupam desde uma área degradada pelo intenso pastoreio ou abandono da agricultura após o esgotamento do solo, até a formação de uma floresta com fitofisionomia semelhante a uma floresta primária, dependem de um conjunto de fatores inerente à própria região onde o processo ocorre. Este autor estima que o processo sucessional tenha a duração de no mínimo 100 anos para apresentar, através de uma sucessão secundária natural, uma tipologia vegetacional com estruturas e funções semelhantes às de vegetação primária em estágio avançado.

As espécies que compõem uma comunidade, no processo de sucessão, depois de implantadas, e subsequente morte, modificam o ambiente permitindo que outras espécies mais exigentes possam colonizá-lo. Espécies com capacidade de modificar o ambiente de maneira mais acentuada são registradas na literatura de diferentes formas. Hurlbert (1971) diz que as espécies com maior probabilidade de encontros interespecíficos são as que mais contribuem para acelerar o ritmo da sucessão e propõe o conhecimento das probabilidades desses encontros como base para o entendimento da estabilidade de uma comunidade. Yarranton & Morrison (1974) denominaram nucleação o aumento do ritmo de colonização a partir de uma espécie promotora. A nucleação é a capacidade que tem uma espécie de propiciar melhorias no ambiente a ponto de permitir um aumento na ocupação deste ambiente por outras espécies. Ricklefs (1996) as denomina espécies

facilitadoras, considerando que, numa fase inicial, elas alteram as condições de uma comunidade, facilitando às espécies subseqüentes, estabelecerem-se no ambiente. Scarano (2000) usou o termo planta focal para aquela capaz de favorecer a colonização de outras plantas.

Para restaurar através do manejo da própria sucessão natural, baseando-se a hipótese do papel facilitador de cada fase sucessional, faz-se necessário conhecer a evolução regenerativa natural de uma área após um distúrbio.

Reis et al. (1999) observam que para restaurar uma área degradada é preciso promover uma nova dinâmica de sucessão ecológica, levando em conta o conjunto de características da própria área impactada. A restauração de uma área degradada se dá através da restauração dos vários componentes da biodiversidade local, incluindo os produtores, consumidores e decompositores. Esta restauração leva a incrementar a biodiversidade e seus níveis de interação (Reis et al. 1999), pois a estrutura da floresta depende de uma intrincada rede de interações mutualísticas ou antagonísticas entre plantas, animais, fungos e microorganismos (Franceschinelli et al., 2003).

Em projetos de recuperação de áreas degradadas, nos quais se utiliza a técnica de plantio de mudas de espécies arbóreas, a fitofisionomia florestal e a produção de biomassa podem ser recuperadas, mas os níveis de interação e a seqüência dos estágios sucessionais não necessariamente, podendo até ser inibidos. Etapas iniciais da sucessão, predominantemente ocupadas por ervas e arbustos, são entendidas como inibidoras do desenvolvimento das mudas nos plantios. Esta vegetação da sucessão inicial é considerada como “mato”, geralmente é eliminada através de tratamentos silviculturais de “limpeza”, com o uso de herbicidas, por exemplo. Este procedimento é contrário a observação de Reis & Kageyama (2003) de que, quanto maior for a complexidade dos níveis tróficos, maiores serão as probabilidades de formação da diversidade dentro das comunidades em processo de restauração.

Sugere-se, com base nos processos de

sucessão natural, que quando uma área degradada regenera-se através de sua própria resiliência, apesar de uma aparente maior lentidão, sua estabilidade será possivelmente atingida com maior rapidez devido às maiores probabilidades de fluxo gênico entre a área degradada e os fragmentos próximos, mais preservados. No mínimo, estas áreas representarão um processo sucessional secundário resultante do estágio de conservação da paisagem que a rodeia.

Dois processos são considerados essenciais ao desenvolvimento natural no ecossistema, segundo Bradshaw (1984). O primeiro é a colorização, que é o aparecimento e estabelecimento das espécies, e o segundo o desenvolvimento das funções no ecossistema, ou seja, o incremento de biomassa e a circulação de nutrientes. A entrada de espécies e sua manutenção em uma área degradada dependem da entrada de propágulos, tanto os já existentes na área em sua chuva de sementes e/ou em seu banco de sementes como os vindos de fragmentos próximos, através de agentes dispersores.

Os autores Galindo-Leal & Câmara (2005) apontaram para uma abordagem regional concentrada não apenas em conservar os fragmentos, mas também em restaurar a conectividade entre eles para que seja possível alcançar a conservação em longo prazo.

Dentro do contexto da conservação ambiental, a proposta de restauração de matas ciliares em fazendas produtoras de *Pinus taeda* L. no Planalto Norte de Santa Catarina, impulsiona a necessidade de conhecer a regeneração natural e a atual resiliência destas áreas. Estes estudos

consistem num subsídio básico para propor estratégias de restauração adequadas às áreas degradadas no contexto da paisagem regional.

Contudo, na paisagem atual destas fazendas de madeira, a matriz é formada pela silvicultura de *Pinus taeda* L. Mudanças no Código Florestal, Lei no. 4.771 de 1965 alteraram a faixa de área de preservação permanente (APP), inicialmente de 5 metros de vegetação a cada lado do rio, para corpos d'água de até 10 metros, para 30 metros, nos anos de 1986 e 1989. Essa alteração legal obrigou a retirada dos talhões de *Pinus* das APP e sua substituição por vegetação nativa, pelo menos na faixa de 25m, além dos 5m exigidos pela legislação anterior.

Dentro deste cenário encontra-se a microbacia do Rio Verde, fazenda Santa Alice, município de Rio Negrinho, SC. Originalmente essa região era coberta pela Floresta Ombrófila Mista e, ao longo dos anos, foi sendo substituída e ocupada por talhões de *Pinus*. Para atender à legislação vigente, substituindo os talhões de *Pinus* das APP's pela vegetação ciliar nativa, foi criada uma área piloto na microbacia. Na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental (UD) previu-se a realização de um conjunto de estudos visando avaliar a capacidade de restauração das áreas ciliares através de mecanismos da sucessão natural.

Especificamente, neste estudo foi realizado um levantamento florístico da vegetação vascular na microbacia do Rio Verde, caracterizando a riqueza de espécies e levantando dados quanto à função das espécies vegetais como mantenedoras dos consumidores dentro da comunidade estudada.

METODOLOGIA

Para adequar a fazenda Santa Alice às modificações do Código Florestal, no ano de 2002 (com início em abril de 2002 e término em abril de 2003) foi realizado o corte dos talhões de *Pinus taeda* L. na faixa de 25m. Em julho de 2004 foi implantada a Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental (UD) na microbacia do Rio

Verde, o qual consistiu das seguintes áreas:

Área ciliar aberta de 25m: área ciliar de 9,94ha, onde foi realizado o corte de *Pinus* e que deve ser incorporada à área ciliar de 5m, conforme exigência da legislação ambiental que prevê uma faixa de preservação de 30m para rios de até 10m de largura;

Área ciliar preservada de 5m: área ciliar de 19,54ha, cuja vegetação possui fitofisionomia predominantemente arbórea e que foi mantida conforme exigência da legislação ambiental desde a época do primeiro plantio de Pinus;

Na implantação da UD foram instaladas

aleatoriamente 10 parcelas de 10mx50m (500m²) ao longo da microbacia do Rio Verde, incluindo apenas as faixas de 5 e 25m. As parcelas foram alocadas da seguinte forma: 30m em uma margem do rio e 20m na outra margem (Figura 1).

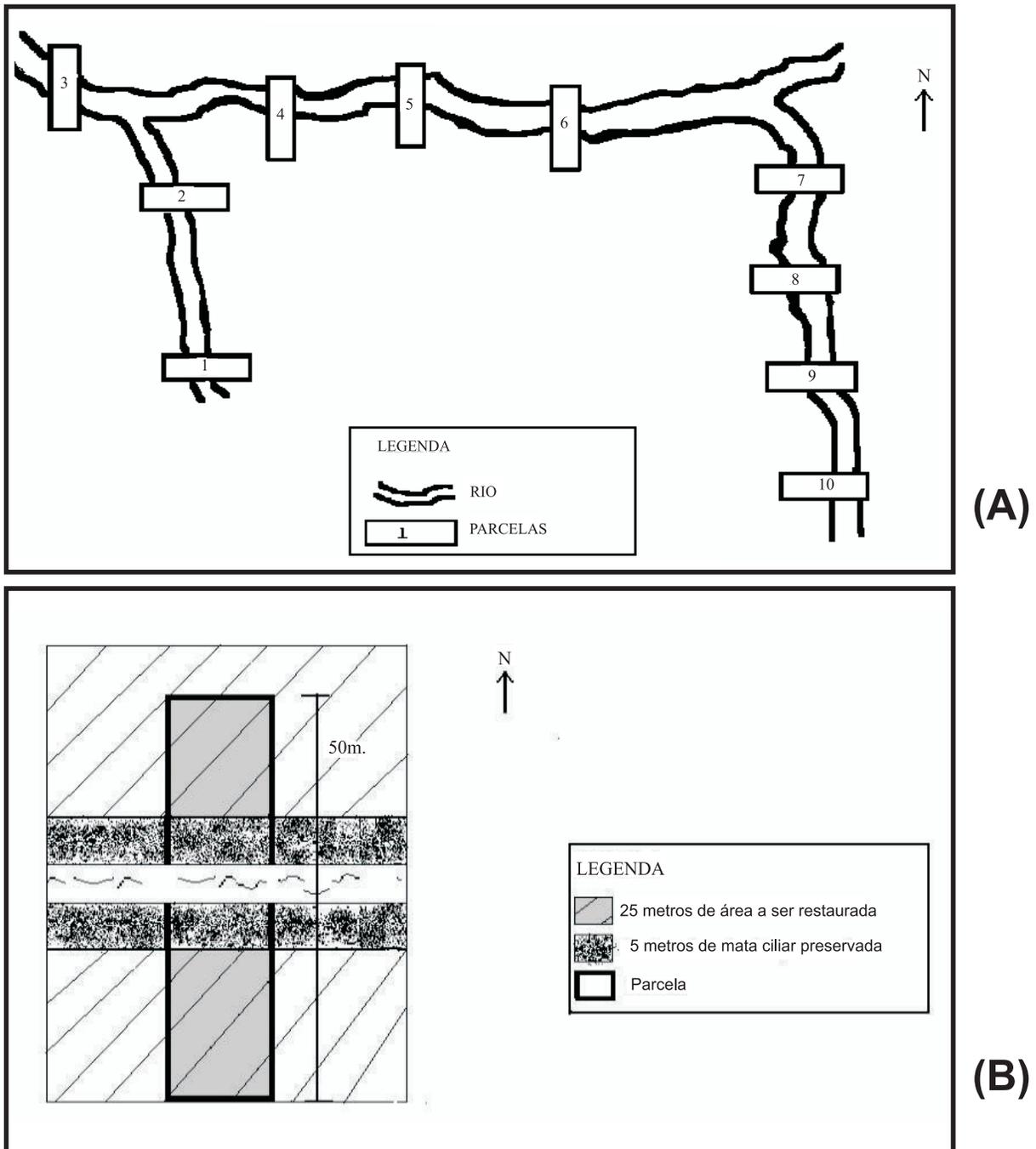


Figura 1. (A) Desenho esquemático da distribuição das parcelas (10 x 50 m) na Unidade Demonstrativa na microbacia do Rio Verde, Fazenda Santa Alice, Rio Negrinho, Santa Catarina; (B). Desenho esquemático de uma parcela e sua subdivisão na Unidade Demonstrativa.

Levantamento Florístico

A área estudada apresenta duas séries sucessionais distintas, uma de caráter florestal, representada pela faixa de 5 metros de cada lado do rio e a outra por uma série sucessional inicial com fitofisionomia herbáceo-arbustiva.

Foi considerada Área Preservada (AP) as faixas de 5 metros de cada lado do rio. As outras faixas de 25m foram consideradas Áreas a Restaurar (AR).

O levantamento florístico foi realizado mensalmente, durante um ano, com início em agosto de 2004 e término em julho de 2005. Foi coletado todo o material fértil, com flores e/ou fruto, encontrado nas parcelas. O material foi prensado e secado em estufa a fim de obter exsiccatas para posterior identificação. No final do estudo as exsiccatas foram depositadas nos Herbários FLOR da Universidade Federal de Santa Catarina e HBR - Barbosa Rodrigues em Itajaí SC.

As famílias foram classificadas de acordo com o sistema de Cronquist (1981). A identificação das espécies foi realizada através da Flora Ilustrada Catarinense (Reitz, 1966-1989; Reis, 1989-2004) e com ajuda de especialistas. Os nomes das espécies e suas respectivas autorias foram atualizados através do site do Missouri Botanical

Garden (<http://www.mobot.org/w3t/search/vast.html>).

Análise da Fenologia

Foi realizado o estudo da fenologia das espécies encontradas no levantamento florístico. Buscou-se com a análise levantar qualitativamente as fenofases flor e fruto sua presença ou ausência sem quantificá-las.

As fenofases foram observadas tanto na área preservada quanto naquela a restaurar, com o objetivo de identificar, ao longo do ano, a disponibilidade de recursos vegetais alimentares (flor e fruto) para a fauna.

Levantamento do Solo

Para avaliar qualitativa e quantitativamente os tipos de solo das parcelas foi efetuado o levantamento pedológico detalhado, na escala 1:15.000, com prospecção por tradagens, acompanhada de coleta de amostras de solos. De cada parcela foram retiradas, a cada 10m, três amostras. O objetivo foi realizar uma análise granulométrica cuja classificação seguiu o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Embrapa, 1999).

RESULTADOS

O levantamento registrou 200 espécies vasculares pertencentes a 61 famílias botânicas. As famílias botânicas mais representativas foram as Asteraceae com 44 espécies, Solanaceae, com 25 espécies, Poaceae, com 15 espécies e Euphorbiaceae com 12 espécies.

Os gêneros mais representativos foram *Baccharis*, *Eupatorium*, *Solanum*, *Panicum* e *Croton* (Tabela 1).

As famílias descritas abaixo apresentaram espécies comuns às duas áreas:

- Asteraceae: 11 espécies incluindo arbóreas (Ex.: *Conyza* sp., *Eupatorium* sp. 4), herbáceas (Ex.: *Achyrocline vauthieriana* DC. e *Senecio pauensis* Bong.) e lianas (Ex.: *Mykania*

sp.);

- Aquifoliaceae: uma espécie, *Ilex theazans* Mart.;

- Euphorbiaceae: seis espécies;

- Myrtaceae: duas espécies, *Eugenia pluriflora* DC. e *Myrcia* cf. *lajeana*.

- Rubiaceae: quatro espécies, sendo duas rasteiras (*Galium hypocarpium* (L.) Endl. Ex Grised e *Coccocypselum* sp.) uma arbórea *Rudgea parquioides* (Cham.) Müll. Arg. e uma arbustiva *Palicourea australis* C.M. Taylor.

- Poaceae: oito espécies, sendo a taquaralixa (*Merostachys* cf. *ternata*) formadora de um maciço divisor entre as áreas a restaurar e preservada. Os frutos desta família botânica, de

maneira geral, são muito apreciados pelas avifauna e roedores.

- Solanaceae: quatro espécies, entre elas, *Petunia integrifolia* (Hook.) Schinz & Thell,

sendo as três outras pertencentes ao gênero *Solanum*, que apresenta polinização e dispersão realizadas pela fauna.

Tabela 1. Levantamento florístico de plantas vasculares realizado na microbacia do Rio Verde, Fazenda Santa Alice, Rio Negrinho, SC, onde: ERV = erva; ARB = arbusto; ARB = arbórea; EPI = epífita; LIA = liana; RAS = rasteira; RUD = ruderal; PIO = pioneira; SEC = secundária; ANEMOF = anemofilia; ZOOF = zoofilia; ANEMOC = anemocoria; AUTOC = autocoria; EPIZOOC = epizocoria; ZOOC = zocoria.

Classificação	Nome popular	Hábito	Grupo Ecológico	Síndrome de polinização	Síndrome de dispersão
DIVISÃO PTERIDOPHYTA					
Schizaeaceae					
<i>Anemia phyllitidis</i> (L.) SW.	samambaia	ERV	PIO	ANEMOF	ANEMOC
Dicksoniaceae					
<i>Dicksonia</i> sp.	xaxim	ARB	SEC	ANEMOF	ANEMOC
Polyodiaceae					
<i>Polypodium catharinae</i> Langsd. & Fisch	samambaia	EPI	PIO	ANEMOF	ANEMOC
<i>P. squamulosum</i> Raulf.	samambaia	EPI	PIO	ANEMOF	ANEMOC
<i>P. paradisiacae</i> ou <i>rubustum</i> CF	samambaia	ERV	PIO	ANEMOF	ANEMOC
<i>P. vacinifolium</i> Langsd. & Fisch	samambaia	EPI	PIO	ANEMOF	ANEMOC
Lycopodiaceae					
<i>Lycopodium</i> sp.	samambaia	ERV	PIO	ANEMOF	ANEMOC
Pteridaceae					
<i>Doryopteris</i> sp.	samambaia	ERV	PIO	ANEMOF	ANEMOC
DIVISÃO GYMINOSPERMAE					
Araucariaceae					
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) O. Kuntze	araucária	ARV	PIO	ANEMOF	ZOOC
DIVISÃO ANGIOSPERMAE					
Classe Dicotyledoneae					
Acanthaceae CF					
<i>Justicia Rizzinii</i> Wassh.	junta-de-cobra-de-reitz	ERV		ZOOF	
Anacardiaceae					
<i>Shinus terebinthifolius</i> Raddi	arueira	ARV	PIO	ZOOF	ZOOC
<i>Lithrea brasiliensis</i> Marbhand	bugreiro	ARV	PIO	ZOOF	ZOOC
Apiaceae					
<i>Hydrocotyle quinqueloba</i> Ruiz & Pav		RAS		ZOOF	ANEMOC
Aquifoliaceae					
<i>Ilex dumosa</i> Reissek	caúna-dos-capôes	ARV	PIO	ZOOF	ZOOC
<i>I. paraguariensis</i> St. hire	erva-mate	ARV	PIO	ZOOF	ZOOC
<i>I. brevicuspis</i> Reissek	caúna-da-serra	ARV	PIO	ZOOF	ZOOC
<i>I. sp</i> 1L.		ARV	PIO	ZOOF	ZOOC
<i>Ilex theezans</i> Mart.	congonha	ARV	PIO	ZOOF	ZOOC
<i>Ilex cf. taubertiana</i> Loes.	cauna-nebular	ARV	PIO	ZOOF	ZOOC
Asclepiadaceae					
<i>Oxypetalum</i> sp.		LIA		ZOOF	ZOOC
Asteraceae					
<i>Baccharis mega potamica</i> Spreng.	vassoura-de-folha-miuda	ARB	PIO	ZOOF	ANEMOC
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	alícrim-do-campo	ARB	PIO	ZOOF	ANEMOC
<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC.	carqueija	ERV	PIO	ZOOF	ANEMOC
<i>Baccharis rufescens</i> Spreng.	vassoura	ARB	SEC	ZOOF	ANEMOC
<i>B.sp</i> 1		ARB		ZOOF	ANEMOC
<i>Baccharis uncinella</i> DC.	vassoura-lajeana	ARB	PIO	ZOOF	ANEMOC
<i>Conyza</i> sp 1		ARB	PIO	ZOOF	ANEMOC
<i>Ageratum conyzoides</i> Linnaeus	mentrasto	ERV	PIO	ZOOF	ANEMOC
<i>Eupatorium casarettoi</i> (Robinson) Steyermark	vassoura-do-campo	ARB	PIO	ZOOF	ANEMOC
<i>E. sp</i> 1		ARB		ZOOF	ANEMOC
<i>E. sp</i> 2		ARB		ZOOF	ANEMOC
<i>E. sp</i> 3		ARB		ZOOF	ANEMOC
<i>E. sp</i> 4		ARB		ZOOF	ANEMOC
<i>Mikania</i> sp 1		LIA		ZOOF	ANEMOC

<i>Senecio paulensis</i> Bong.	catião	ERV (perene)	PIO	ZOOF	ANEMOC
<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	flor-das-almas	ERV (perene)	PIO	ZOOF	ANEMOC
<i>Senecio jurgensii</i> Hemsl.	margaridão-do-banhado	ERV (perene)		ZOOF	ANEMOC
<i>Vernonia tweediana</i> Baker	assa-peixe	ARB	PIO	ZOOF	ANEMOC
<i>Vernonia</i> sp. 1		ARB		ZOOF	ANEMOC
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC	marcela	ERV	PIO	ZOOF	ANEMOC
<i>Achyrocline vauthieriana</i> DC.	marcela	ERV	PIO	ZOOF	ANEMOC
<i>Gamochoeta</i> sp.		ERV		ZOOF	ANEMOC
Não identificadas					
<i>Sp. 1</i>		ERV		ZOOF	ANEMOC
<i>Sp. 2</i>		ARB		ZOOF	ANEMOC
<i>Sp. 3</i>		ARB		ZOOF	ANEMOC
<i>Sp. 4</i>		ERV		ZOOF	ANEMOC
<i>Sp. 5</i>		ERV		ZOOF	ANEMOC
<i>Sp. 6</i>		ARB		ZOOF	ANEMOC
<i>Sp. 8</i>		ARB		ZOOF	ANEMOC
<i>Sp. 9</i>		ARB		ZOOF	ANEMOC
<i>Sp. 10</i>		ARB		ZOOF	ANEMOC
<i>Sp. 11</i>		ERV		ZOOF	ANEMOC
<i>Sp. 12</i>		ERV		ZOOF	ANEMOC
<i>Sp. 13</i>		ARB		ZOOF	ANEMOC
<i>Sp. 14</i>		ERV		ZOOF	ANEMOC
<i>Sp. 15</i>		ARB		ZOOF	ANEMOC
<i>Sp. 16</i>		ERV		ZOOF	ANEMOC
<i>Sp. 17</i>		ERV		ZOOF	ANEMOC
<i>Sp. 18</i>		ERV		ZOOF	ANEMOC
<i>Sp. 19</i>		ARB		ZOOF	ANEMOC
<i>Sp. 20</i>		ERV		ZOOF	ANEMOC
<i>Sp. 21</i>		ERV		ZOOF	ANEMOC
Begoniaceae					
<i>Begonia cuellata</i> Willd	begonia-do-brejo	ERV (perene)	PIO	ZOOF	ANEMOC
<i>B. sp. 1</i>		ERV (perene)		ZOOF	ANEMOC
<i>B. sp. 2</i>		ERV (perene)		ZOOF	ANEMOC
Berberidaceae					
<i>Berberis laurina</i> Billb.	são-joão	ARV	PIO	ZOOF	ZOOC
Campanulaceae					
<i>Siphocampylus</i> sp.		ARB		ZOOF	ZOOC
Caryophyllaceae					
<i>Cerastium</i> sp.		ERV			
Celastraceae					
<i>Sp. 1</i>		ARV		ZOOF	ZOOC
<i>Maytenus muelleri</i> Schwacrer		ARV		ZOOF	ZOOC
Clethraceae					
<i>Clethra scabra</i> Pers.	carne-de-vaca	ARV	PIO	ZOOF	ANEMOC
Convolvulaceae					
<i>Ipomea</i> sp.	cipó-de-são-joão	LIA	PIO	ZOOF	ZOOC
Cruciferae					
<i>Lepidium</i> sp. L.		ERV		ZOOF	
Curcubitaceae					
<i>Momordica charantia</i> L.		LIA		ZOOF	ZOOC
<i>Wilbrandia</i> sp.		LIA		ZOOF	AUTOC
<i>Cayponia</i> sp.		LIA		ZOOF	ZOOC
Eriocaulaceae					
<i>Paepalanthus</i> sp.		ERV	PIO	ZOOF	ANEMOC
Erythroxylaceae					
<i>Erythroxylum decidum</i> A. ST. - Hil.	fruta-de-bomba	ARV	SEC	ZOOF	ZOOC
Euphorbiaceae					
<i>Chiropetalum</i> sp.	erva-gomosa	ARB	SEC		
<i>Croton glandulosus</i> Linnaeus	velame	ERV	RUD	ZOOF	ZOOC
<i>C. celtidifolius</i> Baillon	pau-andrade	ARV	PIO	ZOOF	ZOOC
<i>C. chatophorus</i> Mueller Argoviensis	velame	ARB	PIO	ZOOF	ZOOC
<i>C. pallidulus</i> Baillon	velame	ARB	PIO	ZOOF	ZOOC
<i>C. reitzii</i> L.B. Smith & R.J. Downs	velame-de-klein	ARB	PIO	ZOOF	ZOOC
<i>Sp. 8</i>		ARB	PIO		
<i>Sp. 9</i>		ARB	PIO		
<i>Sp. 10</i>		ARB	PIO		
<i>Sp. 11</i>		ARB	PIO		
<i>Bernardia pulchella</i> (Baillon) Mueller Argoviensis	canela-de-vira	ARB	SEC	ZOOF	ZOOC
<i>Phyllanthus</i> sp.	quebra-pedra	ARB		ZOOF	AUTOC
<i>CF. Manihot</i> sp.	mandioca-brava	ARB		ZOOF	ZOOC
Flocourtinaceae					
<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler	acucara-manso	ARV		ZOOF	ZOOC
Geraniaceae					
<i>Viviania montevidensis</i> (Klotzsch) Reiche		ERV		ZOOF	ZOOC
Labiatae					
<i>Sp. 1</i>		ARB		ZOOF	ANEMOC
<i>Sp. 2</i>		ARB			
Lauracea					
<i>Ocotea pulchella</i>		ARV		ZOOF	ZOOC
Leguminosae -					
Mimosoideae					
<i>Mimosa</i> sp.		ARB		ZOOF	AUTOC
Papilionoideae					
<i>Sp. 1</i>		ERV		ZOOF	AUTOC

<i>Sp. 2</i>		ERV		ZOOF	AUTOC
Lythraceae					
<i>Cuphea sp.</i>		ERV		ZOOF	
Loganiaceae					
<i>Buddleia hatschbachii</i> E. M. norman & L. B. Smith, sp. nov.	barbasco -de-hatschbach	ARB	RARA	ZOOF	ANEMOC
Loranthaceae					
<i>Siruthanthus sp</i>	erva-de-passarinho	ERV	PIO	ZOOF	ZOOC
Malvaceae					
<i>Sp 1</i>		ARB		ZOOF	ANEMOC
<i>Sp 2</i>		ERV		ZOOF	ANEMOC
<i>Sp 3</i>		ARB		ZOOF	ANEMOC
<i>Sp 4</i>		ARB		ZOOF	ANEMOC
Melastomataceae					
<i>Leandra cf. catharinensis</i> Cogn.		ARB		ZOOF	ANEMOC
<i>Leandra riograndensis</i>		ARB		ZOOF	ANEMOC
<i>Tibouchina dubia</i>		ARB		ZOOF	ANEMOC
<i>Tibouchina clinopodifolia</i> Cogn.		ARB		ZOOF	ANEMOC
<i>T. kleinii</i>		ARB		ZOOF	ANEMOC
<i>Sp. 2</i>		ARB		ZOOF	ANEMOC
<i>sp. 3</i>		ARB		ZOOF	ANEMOC
Myrtaceae					
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.		ARB		ZOOF	ZOOC
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	jaboticabinha	ARB		ZOOF	ZOOC
<i>Myrcia cf. lajeana</i> D. Legrand	cambui	ARB		ZOOF	ZOOC
<i>Myrcia cf. seloi</i> (Spreng.) N. Silveira	cambui	ARB		ZOOF	ZOOC
<i>Myrcia sp. 1</i>		ARB		ZOOF	ZOOC
<i>Myrceugenia cf. glaucescens</i> (Camless). D. Legrans & Kausel		ARB		ZOOF	ZOOC
<i>Myrceugenia alpigena</i> (DC.) Landrum	guamirim-branco	ARB		ZOOF	ZOOC
<i>Sp. 2</i>		ARB		ZOOF	ZOOC
Onagraceae					
<i>Ludwigia sp. L.</i>	erva-de-bode	ERV		ZOOF	ANEMOC
Oxalidaceae					
<i>Oxalis bifrons</i> Progel	azedinha da arcaia	RAS		ZOOF	ANEMOC
<i>O. sp. 1</i>		RAS		ZOOF	ANEMOC
<i>O. sp. 2</i>		RAS		ZOOF	ANEMOC
Passifloraceae					
<i>Passiflora cf. leptoclada</i> Harms	maracujá	LIA	PIO	ZOOF	ZOOC
Phytolaccaceae					
<i>Phytolacca thyrsoiflora</i> Fenzl. Ex. Schmidt	caruru	ERV	PIO	ZOOF	ZOOC
Plantaginaceae					
<i>Plantago tomentosa</i> Lam.		EVR (perene)	PIO	ZOOF	ANEMOC
Polygonaceae					
<i>Polygonum sp.</i>	erva de sapo	ERV			
Ranunculaceae					
<i>Clematis sp.</i>		LIA			
Rhamnaceae					
<i>Rhamnus sphaerosperma</i> SW		ARB			
Rosaceae					
<i>Rubus brasiliensis</i> Mart	amoreira branca	ARB	SEC	ZOOF	ZOOC
<i>Rubus erythrocladus</i> Mart.	amoreira-preta	ARB	SEC	ZOOF	ZOOC
<i>Prunus subcoriacea</i> (Chodat & Hassler) Koehne	pecegueiro bravo	ARB	SEC	ZOOF	ZOOC
Rubiaceae					
<i>Palcourea australis</i> C.M. Taylor	erva-de- rato	ARB	PIO		
<i>Galium hypocarpium</i> (L.) Endl. Ex Grised		RAS	PIO	ZOOF	ZOOC
<i>Galium humile</i> Cham.& Schltdl		RAS	PIO	ZOOF	ZOOC
<i>Coccocypselum sp.</i>		RAS	PIO	ZOOF	ZOOC
<i>Rudgea parquioides</i> (Cham.) Müll. Arg.		ARB		ZOOF	ZOOC
Cf. Scrophulariaceae					
<i>Cf. Mecardonia sp.</i>		ERV		ZOOF	
Simarubaceae					
<i>Picramnia parvifolia</i> Engl.		ARB		ZOOF	ZOOC
Smilacaceae					
<i>Smilax. 1</i>		LIA		ZOOF	ZOOC
Solanaceae					
<i>Petunia integrifolia</i> (Hook.) Schinz & Thell.		ERV		ZOOF	ZOOC
<i>P.sp 1</i>		ERV		ZOOF	ZOOC
<i>Cestrum cf. corymbosum</i> Schltdl.		ARB		ZOOF	ZOOC
<i>Solanum malritianum</i>		ARB		ZOOF	ZOOC
<i>S. sp. 2 L.</i>		ARB		ZOOF	ZOOC
<i>S. sp. 3 L.</i>		ARB		ZOOF	ZOOC
<i>S. sp. 4 L.</i>		ARB		ZOOF	ZOOC
<i>S. sp. 5 L.</i>		ERV		ZOOF	ZOOC
<i>S. sp. 6 L.</i>		ARB		ZOOF	ZOOC
<i>S. sp. 8 L.</i>		ARB		ZOOF	ZOOC
<i>S. sp. 9 L.</i>		ARB		ZOOF	ZOOC
<i>S. sp. 10 L.</i>		ARB		ZOOF	ZOOC
<i>S. sp. 11 L.</i>		ARB		ZOOF	ZOOC
<i>S. sp. 12 L.</i>		ARB		ZOOF	ZOOC
<i>S. sp. 13 L.</i>		ERV		ZOOF	ZOOC
<i>S. sp. 14 L.</i>		ERV		ZOOF	ZOOC
<i>S. sp. 15 L.</i>		ARB		ZOOF	ZOOC
<i>S. sp. 16 L.</i>		ARB		ZOOF	ZOOC
<i>S. sp. 17 L.</i>		ERV		ZOOF	ZOOC
<i>S. sp. 18 L.</i>		ARB		ZOOF	ZOOC

<i>S. sp.19 L.</i>		ERV		ZOOF	ZOOC
<i>Solanum cf. lacerdae</i> Dusen	uva-do-mato	ARB		ZOOF	ZOOC
Symplocaceae					
<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand		ARV		ZOOF	AUTOOC
<i>Symplocos cf. pentandra</i>		ARV		ZOOF	AUTOOC
Ulmaceae					
<i>Celtis sp.</i>		ARV		ZOOF	ZOOC
<i>Sp.2</i>		ARV		ZOOF	ZOOC
Urticaceae					
<i>Urema baccifera</i> (L.) Gaudich		ARB		ZOOF	ANEMOC
<i>Sp. 1</i>		ERV		ZOOF	ANEMOC
Verbenaceae					
<i>Sp. 1</i>		ARB		ZOOF	
<i>Aegiphila hassleri</i> Briq.		ARB		ZOOF	
Violaceae					
<i>Cf. Viola</i>		ERV		ZOOF	AUTOOC
Winteraceae					
<i>Drymis brasiliensis</i>		ARV		ZOOF	ZOOC
Classe Monocotyledoneae					
Eriocaulaceae					
<i>Paepalanthus sp.</i>		ERV			
Bromeliaceae					
<i>Vriesea sp. 1</i>		EPI		ZOOF	ANEMOC
<i>V. cf. friburguensis</i>		ERV		ZOOF	ANEMOC
Commelinaceae					
<i>Commelia erecta</i> L.		ERV		ZOOF	AUTOOC
<i>Cf. Dichorisandra sp.</i>		ERV		ZOOF	AUTOOC
Cyperaceae					
<i>Cyperos sp.</i>		ERV	PIO	ANEMOF	ANEMOC/ZOOC
<i>Eleocharis sellowiana</i> Kunth	junco	ERV	PIO	ANEMOF	ANEMOC/ZOOC
<i>sp. 1</i>		ERV	PIO	ANEMOF	ANEMOC/ZOOC
Gramineae					
<i>Piptochaetium montevidense</i> (Sprengel) Parodi	cabelo-de-porco	ERV	PIO	ANEMOF	ANEMOC/ZOOC
<i>Festuca ulochaeta</i> Nees ex Stendel	fusta	ERV	PIO	ANEMOF	ANEMOC/ZOOC
<i>Ichmanthus bombusoides</i> (Trin) Doel CF		ERV	PIO	ANEMOF	ANEMOC/ZOOC
<i>Paspalum sp.</i>		ERV	PIO	ANEMOF	ANEMOC/ZOOC
<i>Setaria sp 1</i>		ERV	PIO	ANEMOF	ANEMOC/ZOOC
<i>Setaria sp 2</i>		ERV	PIO	ANEMOF	ANEMOC/ZOOC
<i>Panicum sabulorum</i> Lamarck	capim-alastrador	ERV	PIO	ANEMOF	ANEMOC/ZOOC
<i>P. sp.1</i>		ERV	PIO	ANEMOF	ANEMOC/ZOOC
<i>P. sp.2</i>		ERV	PIO	ANEMOF	ANEMOC/ZOOC
<i>P. sp.3</i>		ERV	PIO	ANEMOF	ANEMOC/ZOOC
<i>Panicum /Homolepis</i>	gordinho	ERV	PIO	ANEMOF	EPIZOOC
<i>Panicum glutinosum</i> Swartz CF.	gordinho	ERV		ANEMOF	EPIZOOC
<i>Panicum prionitis</i> Nees Cf.		ERV		ANEMOF	ANEMOC/ZOOC
<i>Panicum pilosum</i> (Cf) SW		ERV		ANEMOF	ANEMOC/ZOOC
<i>Merostachys cf. ternata</i> Nees.	taquara-lixia	ARB	PIO	ANEMOF	ZOOC
Iridaceae					
<i>Sisyrinchin sp. 1</i>		ERV		ZOOF	ANEMOC
<i>Sisyrinchin sp. 2</i>		ERV		ZOOF	ANEMOC
<i>Sisyrinchin sp.3</i>		ERV		ZOOF	ANEMOC
Orquidaceae					
<i>Sp 1</i>		EPI		ZOOF	
<i>Sp2</i>		EPI		ZOOF	
<i>Sp 3</i>		EPI		ZOOF	
TOTAL DE FAMILIAS	61				
TOTAL DE ESPECIES	200				

Tabela 2. Formas de vida das espécies vegetais vasculares encontradas nas duas séries sucessionais no levantamento florístico na Unidade Demonstrativa da microbacia do Rio Verde, Fazenda Santa Alice, Rio Negrinho, Santa Catarina.

Formas de vida	No. de espécies	Espécies comuns
Erva	72	23
Arbusto	69	18
Arvore	36	12
Rastejantes	7	3
Liana	9	4
Epífita	6	-
Hemi-parasita	1	-
Total	200	60

Houve uma predominância da forma de vida erva, tanto na área preservada (**AP**) como naquela a restaurar (**AR**) (Tabela 3).

A estrutura florestal da UD é composta por cinco formas de vida: árvore (22,60%), arbusto (32,20%), erva (32,88%), liana (4,80%) e epífita (3,42%). Na **AP**, estão representadas todas as formas de vida, mas a fitofisionomia da área é florestal em razão da presença marcante da forma

de vida árvore (22,60%), apesar de uma maior porcentagem de ervas.

Na **AR**, no número de espécies exclusivas, há predomínio das formas de vida ervas (40,68%) e arbustos (35,60%). Sua fitofisionomia é formada basicamente por esses dois estratos, o que caracteriza a área como em estágio inicial de regeneração (capoeira).

Tabela 3. Formas de vida das espécies vegetais vasculares em duas séries sucessionais no levantamento florístico na Unidade Demonstrativa da microbacia do Rio Verde, Fazenda Santa Alice, Rio Negrinho, Santa Catarina. Área preservada (**AP**) com fitofisionomia florestal e Área a restaurar (**AR**) com fitofisionomia herbácea.

Formas de vida	Área preservada		Área a restaurar		No. total de espécies
	No. de espécies	Espécies exclusivas	No. de espécies	Espécies exclusivas	
Erva	48	24	48	24	72
Arbusto	47	27	42	22	69
Arvore	33	20	16	3	36
Rastejantes	6	3	4	1	7
Liana	7	3	6	2	9
Epífita	5	5	1	1	6
Hemiparasita	-	-	1	1	1
Total	146	82	118	54	200

A síndrome de polinização predominante foi à zoofilia para ambas as áreas (Tabela 4).

Tabela 4. Síndromes de polinização das espécies vasculares de duas séries sucessionais na Unidade Demonstrativa da microbacia do Rio Verde, Fazenda Santa Alice, Rio Negrinho, Santa Catarina. (Foram excluídas desta tabela as 8 espécies de Pteridófitas por não poderem ser enquadradas dentro destas síndromes).

Síndromes de polinização	No. de espécies	Área preservada		Área a restaurar		Comuns
		No. de espécies	Espécies exclusivas	No. de espécies	Espécies exclusivas	
Anemofilia	18	18	3	15	5	10
Zoofilia	164	116	70	97	51	43
Indeterminada	10	10	-	10	-	10
TOTAL	192	144	73	122	56	63

Na **AP**, as síndromes de dispersão mais presentes foram endozoocoria e sinzoocoria, seguida de anemocoria. Na **AR** a síndrome de

dispersão predominante foi anemocoria seguida de endozoocoria e sinzoocoria (Tabela 5).

Tabela 5. Síndromes de dispersão das espécies vasculares encontradas em duas séries sucessionais na Unidade Demonstrativa da microbacia do Rio Verde, Fazenda Santa Alice, Rio Negrinho, Santa Catarina.

Síndromes de dispersão	No. de espécies	Área preservada		Área a restaurar		Comuns
		No. de espécies	Espécies exclusivas	No. de espécies	Espécies exclusivas	
Anemocoria	87	56	32	55	31	24
Endozoocoria e Sinzoocoria	75	61	34	44	14	27
Autocoria	10	6	3	5	4	3
Epizoocoria	2	2		2		2
Indeterminadas	18	15		11		7
TOTAL	192	140	69	117	49	63

Em todas as áreas a floração esteve presente durante todo o período de coleta (Figura 2), embora nos meses de inverno ela tenha sofrido uma significativa queda. Na área a restaurar o decréscimo das flores no outono e início de inverno (abril, maio e junho) não foi tão acentuado quanto na área mais preservada, em razão de maior presença de ervas da família Asteraceae (como *Achyrocline satureioides*) e Poaceae (como *Setaria* sp.).

No final do inverno, no mês de agosto, a espécie *Oxalis bifros*, de hábito rasteiro, floresceu em ambas as áreas. As espécies *Croton pallidulus* Baillon, *Mimosa* sp., ambos arbustos são alguns exemplos de espécies que floresceram somente na área a ser restaurada. As espécies *Drymis brasiliensis*, *Myrceugenia alpigena* (DC.) Landrum são alguns exemplos de árvores que floresceram somente na área mais preservada.

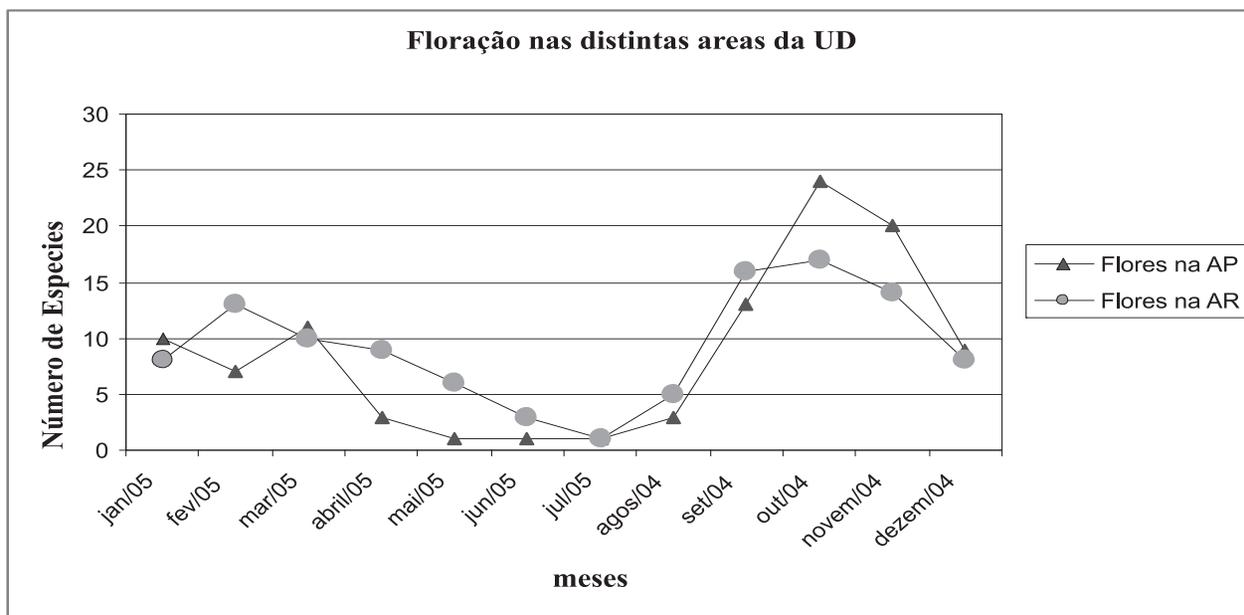


Figura 2. Distribuição da floração das espécies encontradas ao longo do ano, nas áreas a ser restaurada (AR) e área preservada (AP) na Unidade Demonstrativa da microbacia do Rio Verde, Fazenda Santa Alice, Rio Negrinho, Santa Catarina.

Foram coletadas espécies em período de frutificação ao longo do ano, com exceção do mês de julho, quando houve uma geada (Figura 3). Também houve nos meses de inverno uma significativa queda na produção de frutos e somente *Oxalis bifros* frutificou no mês de maio, em ambas as áreas.

A espécie *Solanum* sp., um arbusto, frutificou no mês de maio unicamente na área mais preservada. A área a restaurar teve espécies exclusivas que frutificaram nos meses de maio e junho, como *Achyrocline satureioides* (Lam.) DC., *Mimosa* sp. e *Croton pallidulus* Baillon.

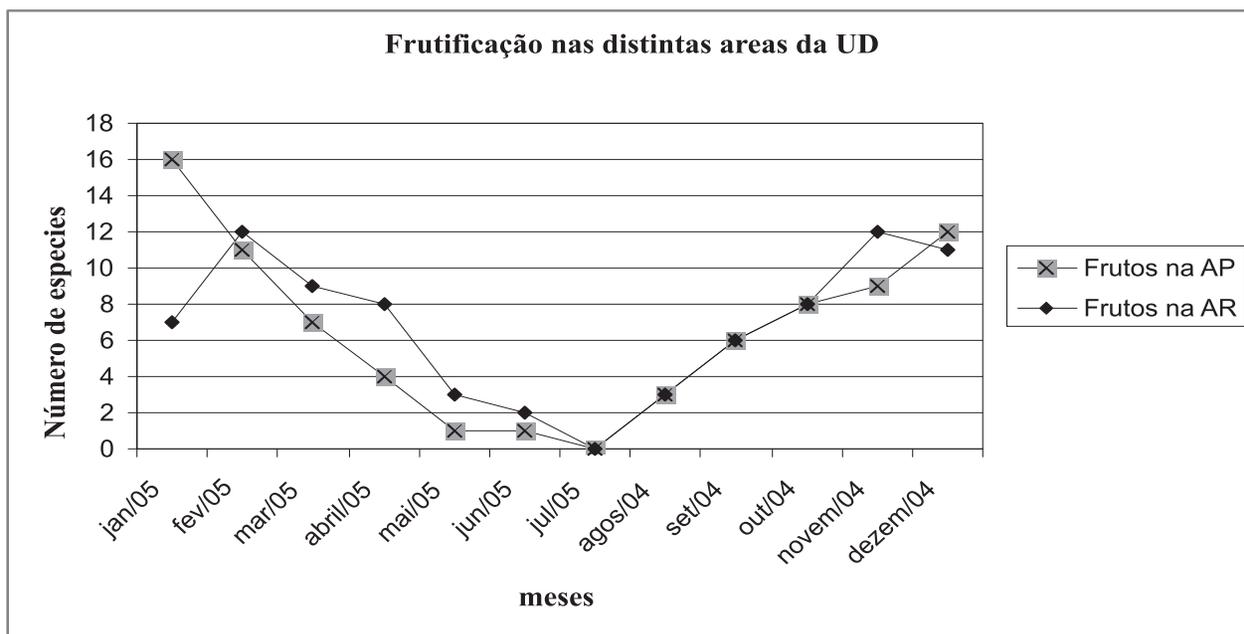


Figura 3. Distribuição da frutificação das espécies encontradas ao longo do ano na área ser restaurada (AR) e na área mais preservada (AP) da Unidade Demonstrativa na micro bacia do Rio Verde, Rio Negrinho, Santa Catarina

A análise do solo na UD mostrou um mosaico na distribuição em dois grandes grupos de solo, os Cambissolos e os Neossolos. A classe Cambissolo ocorreu em 22,6% da área e a classe Neossolos ocorreu em 77,4%.

Comparando os táxons encontrados na

UD com as classes de solo, em Neossolos houve a presença de 131 espécies, sendo que 67 (51,15%) destas são exclusivas e em Cambissolos foram encontradas 104 espécies, dentre as quais 43 (41,35%) exclusivas (Tabela 6).

Tabela 6. Formas de vida nas duas classes de solo encontradas na Unidade Demonstrativa da microbacia do Rio Verde, Fazenda Santa Alice, Rio Negrinho, Santa Catarina.

Formas de vida	Neossolo			Cambissolo		
	No. de espécies	Espécies exclusivas	% solo	No. de espécies	Espécies exclusivas	% solo
Erva	53	22	41,5	50	19	38
Arbusto	35	17	48,6	33	19	57,6
Árvore	30	22	73,3	11	2	18,2
Rastejantes	5	3	60	4	2	50
Liana	8	3	37,5	6	1	16,7
Total	131	67	51,15	104	43	41,35

DISCUSSÃO

A Fazenda Santa Alice tem como finalidade econômica a silvicultura de *Pinus taeda* L. com o objetivo de suprir as indústrias madeireiras da região. As exigências legais induziram a uma mudança de planejamento junto às áreas ciliares desta fazenda, levando à retirada dos talhões de pinus que foram substituídos por vegetação nativa nas áreas ciliares.

Após a retirada do Pinus houve uma abertura no ambiente e a luz do sol atingiu o solo. A emergência das espécies na faixa ciliar foi facilitada, permitindo que espécies estocadas no banco de sementes e da chuva de sementes fossem recrutadas. Nesta mesma área, Tres (2006), em seu levantamento das espécies do banco de sementes durante o ano de 2005, encontrou 115 espécies de vegetais vasculares e, na chuva de sementes, 61 espécies.

O número total de espécies entre as duas séries sucessionais não mostra grandes diferenças,

mas dentro das formas de vida fica evidente o quanto é mais avançada a série sucessional da área preservada, com a presença de árvores, algumas espécies delas de muito apreciadas pela fauna como, *Ilex paraguariensis* A. St.Hil. (Aquifoliaceae), *Tibouchina clinopodifolia* Cogn. (Melastomastaceae) e *Eugenia pluriflora* DC. (Myrtaceae). Esta forma de vida, com ciclo de vida bem mais longo, ainda não teve tempo necessário, neste pequeno intervalo de 4 anos, para a sua colonização. No entanto, dentro das outras formas de vida, observa-se que há espécies exclusivas para cada um destes ambientes, principalmente entre as formas de vida ervas e arbustos, o que as caracteriza como espécies com exigências ecofisiológicas distintas.

As espécies registradas nesta faixa apresentam possibilidade de interação com a fauna em relação à polinização, já que 82% das espécies são zoofílicas e apenas 13% anemofílicas. Em

relação à dispersão as espécies também apresentam forte interação com a fauna, pois 41,6% das espécies são sinzoocóricas e endozoocóricas e 1% epizoocóricas. A anemocoria foi presente em 44,4% das espécies encontradas e a autozoocoria em 4,7% espécies. Tres (2006) também constatou que as espécies encontradas no banco de sementes apresentam síndromes de polinização zoofílicas (68%) e anemofílicas (16%) e dispersão anemocórica (60%), zoocórica (19%) e autocórica (5%).

A opção do presente trabalho, de avaliar a diversidade de espécies e suas possíveis funções quanto às síndromes de polinização e dispersão, foi feita em função da premissa de que as fases iniciais de sucessão natural têm o papel de formar uma nova comunidade vegetal dentro das potencialidades naturais da área em questão e representa uma forma facilitadora da sucessão natural. O número de espécies coletadas em fase de reprodução dentro da área a restaurar (118) mostrou-se de grande potencial para alimentar insetos e pequenos mamíferos através de suas flores e frutos. Esta fonte de alimentos poderá manter um equilíbrio entre os produtores, consumidores e decompositores desta nova comunidade.

A presença das duas classes de solos dentro da área estudada, o Cambissolo e o Neossolo caracteriza a área ciliar estudada como sendo de vegetação de caráter essencialmente edáfico. Uma das principais características dos Cambissolos e Neossolos Litólicos é serem pouco profundos. Estes são solos “jovens” que possuem minerais primários, com pouca profundidade, o que lhes confere permeabilidade muito baixa, com grande risco de erosão. A baixa permeabilidade permite a formação de sulcos, nestes solos em caso de enxurradas, o que leva a maioria dos pedólogos a considerar que os Cambissolos e Neossolos Litólicos devem ser usados como área de preservação natural.

Tipologias vegetacionais caracterizadas pelo caráter edáfico, sejam elas fruto de uma cronosequência primária ou secundária, caracterizam-se por uma marcada dominância

ecológica, aqui entendida como o predomínio em número e distribuição espacial ou massa de poucas espécies em uma comunidade. Durante os levantamentos florísticos, apesar de não estar prevista a quantificação de biomassa ou número de indivíduos e sua distribuição espacial, ficou evidente que a área de estudos apresentou um grande número de espécies, que, em sua fitofisionomia, estava claramente marcada por poucas espécies que formavam grandes aglomerados como Poacea (*Merostachys cf. ternata* e *Panicum prionitis*), Ciperaceae (*Cyperus sp*) e Asteraceae (*Baccharis uncinella*).

Casagrande (2003) discute que para a recuperação de solos as características qualitativas são as principais e mais difíceis de obter, já que estão diretamente associadas ao desenvolvimento da vegetação. Este potencial engloba as propriedades químicas, físicas e biológicas, sendo a troca de cátions a propriedade química mais importante, capaz de manter e impedir a lixiviação de cátions (Na, K, Ca e Mg) ao longo do perfil, deixando-os próximos do sistema radicular. O fato de a área estudada ter sido mantida com cobertura florestal plantada com *Pinus* durante os últimos 20 anos garantiu uma boa conservação deste solo que agora será mantido através da regeneração natural da vegetação ciliar. Este mesmo autor ainda lembra que solos muito pobres podem manter uma vegetação mesmo de caráter florestal, caso o solo esteja protegido contra a erosão e mantenha uma ciclagem de nutrientes como a principal reserva.

A presença de espécies comuns e exclusivas aos dois tipos de solos neste estudo pode ser tomada como uma indicação da possibilidade de ocorrerem espécies plásticas aos solos ripários e outras com adaptações específicas. Carvalho et al. (2005) sugerem que algumas espécies de vegetação ciliar tendem a ser mais abundantes nas áreas adjacentes ao rio onde a drenagem é mais deficiente e há predominância de neossolos flúvicos ou de neossolos litólicos de menor fertilidade. Entretanto, estes autores salientam que é necessária cautela para a interpretação da distribuição de espécies em consonância com as variáveis

ambientais, pois variáveis ambientais fundamentais, como as condições de luz e água e fatores de dispersão das espécies, nem sempre são facilmente perceptíveis ou mensuráveis. Além disso, as espécies são sensíveis às variáveis ambientais de uma forma interativa, e não isoladamente. Neste mesmo sentido, Botrel et al. (2002) concluem que a distribuição de espécies em face de variáveis ambientais só devem se aproximar de uma generalização após inúmeras repetições do mesmo padrão em diversas áreas.

O predomínio em número ou massa de poucas espécies em uma comunidade, também conhecido como dominância ecológica, não é incomum em florestas tropicais (Richards, 1952), particularmente entre as florestas estacionais do Brasil Central (Oliveira Filho & Ratter, 2000).

A forte dominância ecológica encontrada na Mata de Três Marias foi marcante, principalmente, na área de drenagem deficiente e de fertilidade química mais alta, ou seja, nos Neossolos Flúvicos (Carvalho et al., 2005). É comum, em florestas tropicais, que a dominância ecológica seja mais pronunciada nos extremos de alta e baixa disponibilidade de recursos do solo, enquanto a diversidade de espécies é mais elevada em condições intermediárias (Ashton, 1990).

Os solos de matas ciliares apresentam, comumente, alta heterogeneidade espacial em suas características (Jacomine, 2000). Carvalho et al. (2005) sugerem que, apesar das variações significativas na fertilidade química dos solos com relevo, é bem possível que seja o regime de água o principal fator ambiental associado à distribuição das espécies arbóreo-arbustivas numa a área, conforme já detectado em outras matas ciliares (Oliveira Filho et al., 1994d, 1997; Silva Junior et al., 1996; Silva Junior, 1997; Schiavini, 1997; Van den Berg & Oliveira Filho, 1999; Botrel 2002).

Para Van der Valk (1992), a colonização de uma espécie em uma nova área de sua distribuição está muito associada aos microambientes desta área. Uma maior heterogeneidade na microtopografia do solo permite que uma maior diversidade de espécies

possa estabelecer-se atuando como clareiras ou espaços abertos (“*temporary window*”) com características distintas. A retirada do plantio de pinus, o acúmulo variado de matéria orgânica na faixa ciliar, e a movimentação do solo provocada pela exploração mecanizada da madeira foram elementos básicos para o surgimento de uma diversidade de oportunidades para o recrutamento das sementes depositadas no banco de sementes e da chuva. Por outro lado, o recrutamento de espécies de ciclos muito rápidos, como de *Phytolacca thyrsoiflora* e *Senecio brasiliensis* criou, na área, novas oportunidades de microclareiras capazes de facilitar o recrutamento de espécies mais exigentes com seus microsítios.

Estudos de áreas abandonadas pela agricultura ou pastagem (Uhl et al., 1988; Zimmerman, 2000) e as direções sucessionais na vegetação secundária demonstram que a sucessão destas áreas inicia-se por uma vegetação predominantemente herbácea que vai sendo substituída, gradativamente, até uma possível tipologia florestal, se as condições locais e o clima forem favoráveis. As fases iniciais são essencialmente herbáceas Klein (1980), e caracterizadas por um conjunto de espécies que normalmente são consideradas infestantes e nocivas (Kissmann e Groth, 1991) ou mesmo daninhas (Lorenzi, 1994) do ponto de vista da agricultura. A função ecológica destas espécies tem sido contraditória dentro dos programas de recuperação ambiental. Para grande parte deles, cuja finalidade é formar uma estrutura inicial de caráter arbóreo, estas espécies herbáceo-arbustivas são interpretadas como daninhas e são retiradas no sentido de “manter limpos” os plantios. Purata (1986) e Aquino (2006), numa visão exclusivamente de produtividade, admitem que a ocorrência predominante de espécies ruderais tenda a retardar o processo sucessional, principalmente através da forte competição entre suas raízes. Vieira et al. (1994) no entanto constatam que a presença da espécie ruderal *Cordia multispicata* Cham. representa um fator facilitador da sucessão.

Damasceno (2005), avaliando áreas

recuperadas através de plantios mistos de espécies arbóreas, com idades entre 16, 12 e seis anos, constatou que a regeneração natural sob os talhões de árvores plantadas era muito pequena e somente das próprias espécies plantadas, o que caracteriza uma dinâmica unicamente autogênica. Esta autora também constatou que os tratamentos silviculturais dos plantios os mantiveram “limpos” até o quinto ano, ou seja, foram retiradas todas as ervas e arbustos regenerantes da área por serem considerados infestantes. A recuperação ambiental, nesta linha, prioriza a produtividade e a biodiversidade e não contempla a funcionalidade de comunidades recém criadas.

Zimmerman et al., (2000) observaram que em um pasto abandonado, em Puerto Rico, o estrato herbáceo não se mostrou uma severa barreira para o estabelecimento da regeneração natural. Na área em estudo, as coletas de gramíneas e ciperáceas também não evidenciam ação inibidora do processo sucessional, assumindo, ao contrário, um papel de facilitação no processo, uma vez que também se registrou espécies de arbustos (*Baccharis rufescens*, *Palicourea australis* e *Croton chatophorus*) que substituíram grandes manchas destas monocotiledôneas que cumpriram seu papel como pioneiras na colonização da área de estudo.

O ambiente na faixa a restaurar está sujeito a uma série de processos de ocupação de espécies presentes na faixa mais preservada como, por exemplo, *Ilex theezans* Mart., *Lithraea brasiliensis* Marbhand e *Myrcia cf. lajeana* D. Legrand que podem estar vindo igualmente de outros fragmentos. A presença do *Pinus* durante um período de trinta anos, ao mesmo tempo em que pôde proporcionar um efeito de barreira física para a emergência das sementes que ali chegavam, não isolou totalmente a faixa mais preservada de fragmentos próximos. Pequenos mamíferos podem ter usado essa “proteção” para chegar até a água, contribuindo, em seu caminho, com o banco de sementes. É preciso um acompanhamento mais longo na área de estudo para saber se, realmente, a faixa preservada está tendo o papel de nucleadora

para a área a restaurar, suprimindo com propágulos e servindo como “corredor ecológico” para a fauna vinda de fragmentos próximos.

A forma de vida erva foi a mais expressiva na área de estudo, tanto na área preservada quanto na área a restaurar. Há uma tendência nos estudos de levantamento florístico, de considerar somente a formação arbustivo-arbóreo (Van der Berg & Oliveira-Filho 2000; Mantovani et al., 1989; Martins et al., 2003; Rizzini et al., 1997; Júnior et al., 2004; Neto et al., 1996; Sanchez et al., 1999; Gottsberger & Gottsberger, 1983), sem a preocupação de fazer o levantamento das ervas presentes no local. Ao se pensar em restauração ambiental, a presença das ervas, como um estrato na fitofisionomia do ambiente, em qualquer que seja o estágio sucessional, é fundamental para a biodiversidade da comunidade, ciclagem de nutrientes e cadeias tróficas. Muitas dessas ervas são anuais ou bianuais, como o *Senecio brasiliensis*, cujo ciclo de vida curto representa uma fonte de nutrição para polinizadores e decompositores. Mas, ao longo de seu ciclo, o papel de sombreadora para outras plantas e de atração de polinizadores para a área degradada é uma grande contribuição.

A regeneração natural é base do equilíbrio dinâmico e demográfico das populações vegetais (Forget, 1989). O processo de sucessão é lento e ocorre de acordo com o grau de degradação do ambiente. A cada entrada de um indivíduo há uma nova “perturbação” e, conseqüentemente, um arranjo da comunidade no ambiente. À medida que se avança na sucessão, passando de herbáceo para arbustivo e arbóreo, há modificações tanto na fitosionomia como na função dos componentes das comunidades.

Conhecer as etapas da sucessão, reconhecendo em quais etapas estão inseridos os diferentes grupos ecológicos e aproveitar essa informação para estabelecer um processo de contínua regeneração, é um desafio para o desenvolvimento de uma ecologia da restauração. Na Fazenda Santa Alice as duas áreas estão em diferentes etapas da sucessão, compostas por

diferentes elementos, mas sua tendência é que se tornem, ao longo do tempo, uma única faixa ciliar cumprindo o seu papel. É inevitável que o início desse processo seja composto basicamente por

ervas. Início que permitirá, certamente, que a sucessão restabeleça as inter-relações, tanto acima do solo como dentro dele.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A realização desse trabalho demonstra a importância de se conhecer as inter-relações existentes em um ecossistema, pois servirão de subsídios cada vez mais seguros para restaurar uma área degradada.

Os resultados mostram a presença do início do processo de sucessão em uma área que sofreu um distúrbio pela retirada de Pinus e de um processo sucessional mais avançado que foi preservado em obediência à legislação. A presença de espécies, tanto na área mais preservada quanto na área a restaurar, indica-nos a possibilidade de expansão e colonização natural da área vizinha.

A constatação de que a área de estudo está tendo a capacidade de se recuperar naturalmente, após a retirada do Pinus, representa uma grande esperança para a compreensão dos processos de regeneração natural. Há, no entanto, a necessidade de um acompanhamento, que avalie a regeneração natural, visando aprofundar a compreensão dos processos regenerativos e a sucessão natural da área. Há necessidade de um maior conhecimento do processo com um todo, e para tanto será imprescindível um trabalho global, a fim de formar uma visão múltipla dos fenômenos do processo sucessional.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSON, V.; JOHNSON, L. 1997. **Systems thinking basics: from concepts to causal loops**. Pegasus Communications: Cambridge. 374p.

AQUINO, C. 2006. **Avaliação de três Formações de Enriquecimento em Áreas Ciliar Revegetada Junto ao Rio Mogi-Guacu, SP**. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”. Rio Claro, 139p.

ASHTON, P. S. 1990. Species richness in tropical forests. In: HOLM-NIELSEN, L.B., NIELSEN, I.C. & BALSLEV, H. (Ed.). **Tropical forests: botanical dynamics, speciation and diversity**. Academic Press, London, p. 239-251.

BAZZAZ, F.A. & PICKETT, S. T. A. 1980. Physiological ecology of tropical succession: A comparative review. **Annual Review of Ecology and Systematics** 11: 287-310.

BOTREL, R. T.; OLIVEIRA FILHO, A. T.; RODRIGUES, L.A. & CURI, N. 2002. Influência do solo e topologia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade

arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingá, MG. **Revista Brasileira de Botânica** 25: 195-213.

BRADSHAW, A.D. 1984. Ecological Principles and land reclamation practice. **Landscape Plannig** 11: 35-48.

BUDOWSKI, G. 1965. Distribution of tropical american rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba** 15 (1).

CAPRA, F. A. 1996. **Teia da Vida: uma nova compreensão científica dos sistemas vivos**. Cultura: São Paulo. 256p.

CASTELLANI, T. T. & STUBBLEBINE, W. H. 1993. Sucessão secundária inicial em mata tropical mesófila após perturbação por fogo. **Revista Brasileira de Botânica** 16 (2): 181-203.

CARVALHO, D. A., FILHO, A. T. O.; VILELA, E. A.; CURI, N.; VAN DEN BERG, E.; FONTES, M. A. L.; BOTEZELLI, L. 2005. Distribuição de espécies arbóreo-arbustivas ao longo de um gradiente de solos e topografia em um trecho de

- floresta ripária do rio São Francisco em Três Marias, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** 28 (2).
- CASAGRANDE, J. C. 2003. Considerações sobre recuperação da fertilidade do solo para áreas degradadas. In: Anais do Seminário Temático sobre Recuperação de Áreas Degradadas. São Paulo, p. 92-93.
- CRONQUIST, A. 1981. **An Integrated System of Classification of Flowering Plants**. Columbia University Press. New York. 126p.
- DAMASCENO, A.C.F. 2005. **Macrofauna edáfica, regeneração natural de espécies arbóreas, lianas e epífitas em florestas em processo de restauração com diferentes idades no Pontal do Paranapanema**. Dissertação de Mestrado, ESALQ-USP, Piracicaba, SP, 107p.
- EMBRAPA. 1999. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Brasília: Embrapa Produção de Informação; Embrapa Solos. 412p.
- FLORA ILUSTRADA CATARINENSE – FIC (REITZ 1966-1989, REIS, 1989-2004). Santa Catarina.
- FORGET, P.M. 1989. La régénération naterelle d'une espèce autochore de la forêt uyanaise: *Eperua falcata* Aublet (Caesalpiniaceae). **Biotropica** 21(2):115-125.
- FRANCESCHINELLI, E. V.; ALMEIDA, E. A. B.; ANTONINI, Y.; CABRAL, B.C.; CARMO, R. M.; DAMASCENO, A.; FONTANELLE, J. C. R.; GARCIA, V. L. A.; GUILHERME, M. S.; LAPS, R. R.; LEITÃO, G. G.; MIKICH, S. B.; MOREIRA, D. L.; NASCIMENTO, M. T.; NEMÉSIO, A.; RIBON, R.; SILVEIRA, F.A. & VIDIGAL, T. H. D. A. 2003. Interação entre plantas e animais. In: RAMBALDI, D.M. & OLIVEIRA, D. A. S. (Ed.). **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília, MMA/SBF, p. 275-295.
- GALINDO-LEAL, C & CÂMERA, I. 2005. **Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas**. Fundação SOS Mata Atlântica. Belo Horizonte, 471p.
- GOTTSBERGER, G. & GOTTSBERGER, I. S. 1983. Dispersal and Distribution in the Cerrado Vegetation of Brazil. **Sonderdb. Naturwiss. Ver. Hamburg** 7: 315-352.
- HURLBERT, S. 1971. The nonconcept of species diversity: a critic and alternative parameters. **Ecology** 52(4): 577-582.
- JACOMINE, P. K. T. 1989. Solos sob matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R e LEITÃO-FILHO, H. **Matas Ciliares: Conservação e recuperação**. São Paulo, p.27-31.
- JÚNIOR, W. M. S.; MARTINS, S. V; SILVA, A. F.; JÚNIOR, P. M. 2004. Regeneração Natural de Espécies arbustivo-abóreas em Dois Trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG. **Scientia Forestalis** 66: 169-179.
- KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B & OLIVEIRA, R. E. 2003. Biodiversidade e restauração da floresta tropical. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (Ed.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. FEPAF: São Paulo, p. 27-48.
- KISSMANN, K.G & GROTH. 1991. **Plantas Infestantes e Nocivas**. Título I. São Paulo BASFA Brasileira S.A. 602p.
- KLEIN, R. M. 1980. Ecologia da Flora e Vegetação do Vale do Itajaí (continuação). **Sellowia** 32: 389.
- KÖPPEN, W. 1948. **Climatologia: com um estudo de los climas de la tierra**. Fundo de Cultura Econômica, México.
- LORENZI, H. 1994. **Manual de Identificação e Controle de Plantas Daninhas: plantio direto e convencional**. 4ª. ed. Nova Odessa, SP. Ed. Plantarum. 299p.
- MANTOVANI, W. SOSSI, L.; ROMANIC NETO, S.; ASSAD-LUDEWIGS, I. Y.; WANDERLY, M. G. L.; MELO, M. M. R. F.; TOLEDO, C. B. 1989. Estudo fitossociológico de áreas de mata ciliar em Mogi-Guaçu, SP., Brasil. In: RODRIGUES, R.R & LEITÃO-FILHO, H. (Ed.). **Matas Ciliares: Conservação e recuperação**. São Paulo, p. 235-267.
- MANTOVANI, W. 1989. Conceituação e Fatores

- Condicionantes. In: RODRIGUES, R. R & LEITÃO-FILHO, H. (Ed.). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. São Paulo. p. 11-24.
- MARTINS, S. V., SILVA, N. R. S., SOUZA, A. L., NETO, J. A. A. M. 2003. Distribuição de espécies arbóreas em um gradiente topográfico de floresta estacional semidecidual em Viçosa, MG. **Scientia Forestalis** 64: 172-181.
- METZGER, J. P.; BERNACCI, L. C. & GOLDENBERG, R. 1997. Pattern of tree species diversity in riparian forest fragments of different widths (SE Brazil). **Plant Ecology** 133: 135-152.
- MISSOURI BOTANICAL GARDEN. Disponível em: <http://www.mobot.org/w3t/search/vast.html>. Acesso em 12 de agosto de 2005.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; FOSECA, C. G.; KENT, G. A. B. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403:853-858.
- NETO, G. G., GUARIM, V. L. M. S., MORAES, E. C. C., FERREIRA, L. A. D. 1996. Fitossociologia de mata ciliares no pantanal matogrossense. *Boletim do Museu Paranaense Emílio Goeldi. Ser. Bot.* 12 (2) 251-263.
- ODUM, E. 1983. **Ecologia**. University of Georgia. 434p.
- OLIVEIRA FILHO, A. T., CURTI, N., VILELA, E. A. & CARVALHO, D. A. 2001. Variation in tree community composition and structure with changes in soil properties within a fragment of semideciduous forest in south-eastern Brazil. **Edinburgh Journal of Botany** 58: 139-158.
- OLIVEIRA FILHO, A. T. & RATTER, J.A. Padrões florísticos das matas ciliares da região dos cerrados e a evolução das paisagens do Brasil Central durante o Quaternário tardio. 2000. In: RODRIGUES, R. R e LEITÃO-FILHO, H. (Ed.). **Matas Ciliares: Conservação e recuperação**. Edusp. p. 73-89.
- PIÑA-RODRIGUES, F. C. M., COSTA, L. G., REIS, A. 1990. Estratégia de Estabelecimento de Espécies Arbóreas e o Manejo de Florestas Tropicais. **Anais**. 6º Congresso Florestal Brasileiro. Campos do Jordão, SP.
- PURATA, S. E. 1986. Floristic and structural changes during old-field succession in the Mexican Tropics in relation to site history and species availability. **Journal of Tropical Ecology** 2: 257-276.
- REIS, A. & KAGEYAMA, J. P. 2003. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (Ed.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. FEPAF: São Paulo, p. 91-100.
- REIS, A. ZAMBOINIM, R. M. & NAKAZOMO, E. M. 1999. Recuperação de áreas degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. **Série Cadernos da Biosfera** 14: 42.
- RICHARDS, P. W. The tropical rain forest. **Cambridge University Press**, Cambridge.
- RICKLEFS, R. E. 1996. **A economia da natureza: um livro-texto em ecologia básica**. Guanabara: Rio de Janeiro. p.470.
- RIZZINI, C. M., ADUAN, R.E., JESUS, R. & GARAY, I. 1997. Floresta pluvial de Tabuleiro, Lindares, ES, Brasil: sistemas primários e secundários. **Leandra** (12): 54-76.
- RODRIGUES, R. R. & SHEPHERD, G. J. 2000. Fatores condicionantes da vegetação ciliar. In: RODRIGUES, R. R & LEITÃO-FILHO, H. (Ed.). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. p. 101-108.
- RODRIGUES, R. R. 2000. Florestas Ciliares? Uma Discussão Nomenclatural das Formações Ciliares. In: RODRIGUES, R. R & LEITÃO-FILHO, H. (Ed.). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. p. 91-100.
- SCARANO, F. R. 2000. Mammal plants: functional ecology at the Atlantic Forest periphery. Tópicos atuais em botânica. **Anais**. 51º Congresso Nacional de Botânica. p. 176-182. EMBRAPA: Sociedade Botânica de Brasil. Brasília
- SANCHEZ, M.; PEDRONI, F., LEITÃO-FILHO, H. F. e CESAR, O. 1999. Composição florística de um trecho de floresta ripária na mata atlântica em Picinguaba, Ubatuba, SP. **Revista Brasileira de Botânica** 22 (1).

- SANTA CATARINA. 1986. **Atlas de Santa Catarina**. Rio de Janeiro, Aerofoto Cruzeiro. 36p. SOS MATAATLÂNTICA. Disponível em: <http://www.sosmatatlantica.org.br/>. Acesso em 23 de julho de 2005.
- TRES, D. R. 2006. **Restauração Ecológica de uma Mata Ciliar em uma Fazenda Produtora de *Pinus taeda* L. no Norte do Estado de Santa Catarina**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina. p. 79.
- TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. 2006. **Fundamentos em Ecologia**. 2ª ed. 592 p.
- UHL, C., BUSCHBACHER, R. & SERÃO, E. A. S. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia. Pattern of plant succession. **Journal of Ecology** 76: 663-81.
- VAN DEN BERG, E. & OLIVEIRA-FILHO, A. T. 2000. Composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta ripária em Itutinga, MG, e comparação com outras áreas. **Revista Brasileira de Botânica** 23 (3): 231-253.
- VIEIRA, I. C. G.; UHL, C. & NEPSTAD, D. 1994. The role of the shrub *Cordia multispicata* Cham. as a "succession facilitator" in an abandoned pasture in Paragominas, Amazônia. **Vegetatio** 115: 91-99.
- ZIMMERMAN, J. K., PASCARELLA, J. B. e AIDE, T. M. 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. **Restoration Ecology** 8 (4): 350-360.
- YARRANTON, G. A.; MORRISON, R. G. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **Journal Ecology** 62 (2): 417-428.
- WHITMORE, T. C. 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology** 70 (3): 536-438.

CHUVA DE SEMENTES DE UMA MATA CILIAR EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM UMA FAZENDA PRODUTORA DE *PINUS TAEDA* L., RIO NEGRINHO, SC

Deisy Regina Tres

Bióloga, MSc. Biologia Vegetal

Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

tres_deisy@yahoo.com.br

Ademir Reis

Biólogo, Prof. Dr. do Depto. Botânica

Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

areis@ccb.ufsc.br

RESUMO

A chuva de sementes em uma comunidade é resultado do processo de dispersão de sementes locais ou provenientes de outras localidades, possibilitando a colonização de áreas em processo de sucessão primária ou secundária. Áreas perturbadas geralmente recebem um menor aporte de propágulos pela maior distância de uma área fonte e pela ausência de dispersores animais, os quais evitam lugares abertos por não possuírem abrigo ou fonte de alimento. A formação de núcleos a partir da coleta de sementes em diferentes áreas de distintos níveis sucessionais e o uso de atrativos para dispersores animais incrementam a chuva de sementes em uma área degradada. Este estudo teve como objetivo caracterizar a chuva de sementes de uma mata ciliar e sob poleiros artificiais. Na microbacia do Rio Verde foram instalados coletores de sementes em três áreas ciliares: em uma faixa ciliar de 25m de largura, aberta devido ao recente corte de Pinus, em uma formação florestal com 5m de largura de faixa em cada lado do rio, em um fragmento florestal com área ciliar. Também foram instalados coletores de sementes sob poleiros artificiais implantados dentro da faixa ciliar de 25m. O material captado pelos coletores foi recolhido, mensalmente, pelo período de um ano e colocado em casa de vegetação para identificação das sementes através da emergência de plântulas. A chuva de sementes ocorreu durante todo o ano, com uma média de 83 sementes.m⁻². A chuva de sementes mostrou heterogeneidade espacial em virtude da grande variação na distribuição das espécies entre as áreas amostradas. A área do fragmento conservado apresentou maior riqueza e densidade de sementes, seguida da área ciliar de 5m. Os poleiros artificiais incrementaram a chuva de sementes de espécies zoocóricas, representando um elemento nucleador na área degradada. A chuva de sementes das áreas ciliares representa um potencial para a restauração local, através da sucessão natural.

Palavras-chave: Restauração Ecológica, Chuva de Sementes, Poleiros Artificiais

ABSTRACT

SEED RAIN OF A RIPARIAN FOREST UNDER ECOLOGICAL RESTORATION PROCESS WITHIN A FARM PRODUCING *Pinus Taeda* L., RIO NEGRINHO, SANTA CATARINA

The seed rain within a community is the result of the process of local seed dispersal or from other locations, allowing the colonization of areas under the process of primary or secondary succession. Disturbed areas usually receive a smaller contribution of propagules due to the larger distance from a source area and the absence of dispersing animals, which avoid open places because of lack of shelter or food source. The formation of nuclei from the collection of seeds from different areas of different successional levels and the use of disperser animals attractors enhance the seed rain within a degraded area. This study aimed to characterize the seed rain of a riparian forest and under artificial perches. Within Rio Verde watershed were installed seed collectors in three riparian areas: in a riparian strip 25m wide open due to the recent

pine harvest, in a forest formation with 5m wide strip on each side of the river, in a forest fragment with riparian area. It has also been installed seed collectors under artificial perches deployed within the riparian 25m wide. The material captured by the traps was collected monthly for one year and placed in a greenhouse for identification of seeds through the emergence of seedlings. The seed rain occurred throughout the year, with an average of 83 seeds.m⁻². The seed rain showed spatial heterogeneity due to the wide variation in the distribution of species between sampling sites. The preserved fragment area had the highest richness and density of seeds, followed by the riparian area of 5m. The artificial perches increased the seed rain of animal dispersed species, representing a nucleator element within the degraded area. The seed rain of riparian areas is a potential for site restoration by natural succession.

Key-words: Ecological Restoration, Seed Rain, Artificial Perches.

INTRODUÇÃO

A entrada ou fluxo de sementes é fundamental na determinação das populações potenciais de um determinado habitat (Harper, 1977), tendo principalmente, a função de colonizar áreas em processo de sucessão primária e/ou secundária. Conforme concepção de Almeida-Cortez (2004) a chuva de sementes compreende os eventos relacionados à dispersão de propágulos e a área abrangida por esse processo até o estabelecimento da plântula. A autora ainda ressalta que a dispersão varia enormemente de acordo com seu potencial, estando condicionada a fatores que podem gerar chuva de sementes a grandes ou pequenas distâncias da planta-mãe. Harper (1977) reforça que a intensidade da chuva de sementes depende da distância e da concentração de fontes produtoras de propágulos, dos atributos de dispersão apresentados pelos propágulos e dos agentes dispersores.

Willson (1992) destaca que a dispersão de sementes é uma importante estratégia para o desenvolvimento das plantas. A dispersão aumenta as chances de sobrevivência de sementes e plântulas, tanto por evitar condições desfavoráveis próximas à planta-mãe (como elevada competição entre plântulas e ataque de patógenos e predadores), como também por aumentar as chances de recrutamento em locais propícios para o estabelecimento de novos indivíduos.

Existem diversas síndromes de dispersão, freqüentemente associadas a pelo menos um determinado agente dispersor. Segundo Pijl (1972), os propágulos podem ser transportados pelo vento (anemocoria); por animais (endozoocoria, epizoocoria e sinzoocoria); pela água (hidrocoria);

por mecanismos explosivos (autocoria); pela ação da gravidade (barocoria); e por outros vetores como automóveis e maquinários agrícolas.

Janzen (1970), estudando a dispersão de sementes em floresta tropical, demonstrou que as sementes são dispersas da planta-matriz de forma e distância variadas, raramente de modo uniforme em todas as direções. A densidade de sementes diminui com o aumento da distância da fonte, sendo que a maior parte das sementes cai perto da planta-matriz, formando uma distribuição leptocúrtica. Cubiña & Aide (2001) detectaram uma forte relação entre a distância de fragmentos florestais e a densidade e riqueza de espécies da chuva de sementes, sendo que, quanto maior a distância, menor a densidade e riqueza de espécies.

Áreas perturbadas geralmente recebem um menor aporte de propágulos pela maior distância da área fonte e pela ausência de dispersores animais, os quais evitam lugares abertos, principalmente quando não possuem abrigos ou fontes de alimento. Registra-se que entre 50 e 90% das espécies de floresta tropical possuem frutos adaptados à dispersão por animais (Galindo-González et al., 2000). Whitmore (1983) e Holl (1999) reforçaram que a restauração das florestas é inibida por falta de fontes de sementes ou vetores de dispersão.

Willson & Crome (1989) mostraram que a presença de pequenas árvores e arbustos em áreas abertas aumenta a deposição da chuva de sementes dispersas por pássaros e morcegos sob as mesmas e diminui a deposição de sementes dispersas pelo vento. Os referidos autores ainda confirmaram que, mesmo após a sua morte, essas

árvores permitem a persistência de agrupamentos de indivíduos de espécies dispersadas por animais, evidenciando a função que certas plantas têm de atuarem como poleiros. Armesto et al. (2001) registraram uma maior diversidade de propágulos da chuva de sementes em bordas de clareiras, onde arbustos e árvores mais esparsas servem de poleiros para muitos dispersores que trazem consigo sementes de outros locais, promovendo o processo de invasão das áreas abertas.

Reforçando o argumento de que a dispersão realizada por animais é responsável por grande parte da dispersão vegetal nos ecossistemas tropicais (Galindo-González et al., 2000), Reis et al. (2003) sugerem a implantação de poleiros artificiais como estratégia para incrementar a chuva de sementes, considerando sua utilização fundamental para implementar grande biodiversidade em locais degradados. Terborgh (1990) salienta a importância de desenvolver estratégias de manter dispersores em áreas manejadas para gerar um aumento na representação de espécies sem a introdução direta de mudas.

Apoiados em estudos que evidenciam a ação de aves e morcegos como eficientes dispersores, pois estes, na busca por sítios de alimentação ou repouso, carregam consigo sementes de diferentes espécies e locais, diversos autores sugerem que oferecer condições atrativas a esses animais pode significar um aceleração no processo sucessional de áreas degradadas (Wunderle Jr., 1997; Price & Joyner, 1997; Armesto et al., 2001).

A teoria da nucleação, proposta inicialmente por Yarranton e Morrison (1974) surge como um princípio básico que pode ser aplicado à restauração de áreas degradadas. Espécies facilitadoras animais ou vegetais (Ricklefs, 1996) melhoram as condições ambientais, permitindo um aumento na probabilidade de ocupação do ambiente por outras espécies. Reis et al. (2003) ressaltam que o estabelecimento de núcleos de diversidade é uma alternativa eficiente de proporcionar uma maior resiliência na sucessão das

áreas degradadas. A hipótese é de que a partir desses núcleos de diversidade, um novo ritmo sucessional será internalizado na área, resgatando parte dos atributos e funções de uma comunidade originalmente conservada e as interações entre organismos.

McDonnell & Stiles (1983); Guevara et al. (1986); Robinson & Handel (1992); McClanahan & Wolfe (1993); Wunderle Jr. (1997); Shiels & Walker (2003) detectaram um aumento significativo de densidade e de riqueza de sementes zoocóricas sob poleiros artificiais ou naturais (árvores remanescentes, galhos secos) em florestas tropicais. Estes autores registraram que eles funcionavam como foco de recrutamento de vegetação devido ao incremento na deposição de sementes por aves nesses locais. Demonstraram também o comportamento de aves e morcegos que utilizam essas estruturas naturais ou artificiais para repouso, proteção, alimentação ou residência, e, conseqüentemente trazem consigo sementes de fragmentos adjacentes.

Dentro da visão de ecologia da paisagem, essas estruturas seriam áreas reduzidas de habitat (área florestal) inseridas dentro de uma matriz modificada, servindo como pontos de ligação (Metzger, 2003) ou ainda, trampolins ecológicos, os quais potencializam os fluxos de organismos entre habitats e aumentam a conectividade da paisagem. Guevara et al. (1992) e Guevara & Laborde (1993) atestam a importância de certas áreas nos fluxos biológicos. Os autores mostram que a presença e o arranjo espacial de áreas ripárias em paisagens fragmentadas favorecem a disseminação de espécies lenhosas na matriz pela deposição de propágulos, funcionando como poleiros para aves. A restauração teria o objetivo de aumentar o número desses pontos de ligação para propiciar um aumento da conectividade da paisagem.

Reis et al. (2003) sugerem outras diferentes estratégias para garantir o abastecimento de sementes durante todo o ano e de forma diversificada em áreas degradadas. A colocação de coletores permanentes de sementes dentro de

comunidades florestais adjacentes às áreas degradadas, em distintos níveis sucessionais, é uma técnica que possibilita captar a chuva de sementes, propiciando uma diversidade de formas de vida, de espécies e de variabilidade genética dentro de cada uma das espécies. O material captado nos coletores poderá ser usado para a formação de pequenos núcleos com folhas e sementes dentro das áreas degradadas.

O processo natural de dispersão de sementes tende a facilitar a manutenção da diversidade genética das populações colonizadoras, propiciando o recrutamento de novos indivíduos aleatoriamente e dificilmente privilegiando indivíduos aparentados no processo de colonização de uma área. Dentro da concepção de Vencovski (1987), o qual sugere que lotes de sementes utilizados para restauração sejam provenientes de, no mínimo, 12 a 13 indivíduos, é desejável que o material genético a ser colocado nas áreas degradadas tenha a maior heterozigiosidade possível, pois a sucessão da área dependerá do material genético produzido localmente nas gerações seguintes. Desta forma pode-se atender às variações ambientais da área e evitar que os novos cruzamentos sejam endogâmicos.

A proposta de restauração da mata ciliar em uma fazenda produtora de *Pinus taeda* L. no Planalto Norte de Santa Catarina, impulsiona a necessidade de conhecer a chuva de sementes local sob diversas condições. Estes estudos consistem num subsídio básico para propor estratégias de restauração adequadas à área.

Originalmente a microbacia do Rio Verde era coberta pela Floresta Ombrófila Mista. Entretanto, ao longo dos anos, a fisionomia característica dessa formação foi modificada em virtude do processo de ocupação e exploração dos recursos naturais. No início da década de sessenta, com a implementação de projetos de

reflorestamento com o crivo e incentivo do Estado (Lei nº 5106/66, que oferecia desconto no imposto de renda para iniciativas de reflorestamento em Santa Catarina), empresas madeireiras iniciaram o cultivo de *Pinus taeda* L. para o abastecimento de suas indústrias, realizando o reflorestamento em larga escala, incluindo o plantio em áreas de preservação permanente (matas ciliares). A partir de 1965, do ponto de vista da Legislação Federal Ambiental, o Código Florestal, Lei nº 4771, estabeleceu uma faixa mínima a ser mantida para proteger a vegetação ao longo dos rios, considerando essas áreas de preservação permanente, além de impedir a supressão total ou parcial dessas florestas. A lei estabelecia que para rios de até 10m de largura, 5m de faixa de vegetação deveriam ser preservados. Em 1986 e 1989 foram realizadas várias modificações na lei, ampliando a área de preservação permanente, esta condicionada à largura do rio. Referindo-se a rios de até 10m de largura, ainda que os 5m anteriormente protegidos por lei tivessem sido preservados, a partir da modificação da lei foram acrescentados 25m de faixa de preservação permanente.

Dentro dessa perspectiva se insere a microbacia do Rio Verde, onde atualmente há uma proposta de orientar a substituição dos talhões de *Pinus taeda* L., na área dos 25m, pela restauração da vegetação ciliar. Para tanto, foi criada uma Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental, constituindo uma área piloto. Nesta área foram realizados vários estudos, visando avaliar a capacidade de restauração da mata ciliar através de técnicas nucleadoras.

Desta forma, este estudo tem como objetivo caracterizar a chuva de sementes em matas ciliares remanescentes e sob poleiros artificiais, gerando subsídios para restauração ecológica.

METODOLOGIA

Em julho de 2004 foi implantada uma Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental

(UD) na microbacia do Rio Verde, Fazenda Santa Alice a fim de testar técnicas nucleadoras para

restauração ecológica da mata ciliar. A UD consiste das seguintes áreas:

(A1) **área ciliar aberta de 25m** – área ciliar de 9,94ha, onde foi realizado o corte de *Pinus* e que deve ser incorporada à área ciliar de 5m, conforme exigência da legislação ambiental que prevê uma faixa de preservação de 30m para rios de até 10m de largura;

(A2) **área ciliar preservada de 5m** – área ciliar de 19,54ha, cuja vegetação possui fitofisionomia predominantemente arbórea e que foi mantida conforme exigência da legislação ambiental desde a época do primeiro plantio de *Pinus*;

(A3) **área ciliar dentro de um fragmento preservado** – fragmento florestal de 1,35ha, mantido na microbacia como área de preservação permanente.

O corte dos talhões de *Pinus taeda* L. foi realizado na faixa de 25m, dois anos antes da implantação da UD. Na implantação foram instaladas aleatoriamente 10 parcelas de 10mx50m (500m²) ao longo da microbacia do Rio Verde, incluindo apenas as faixas de 5 e 25m. As parcelas foram alocadas da seguinte forma: 30m em uma margem do rio e 20m na outra margem (Croqui).

Chuva de sementes

Para o estudo da chuva de sementes da microbacia do Rio Verde foram escolhidas aleatoriamente três parcelas de 500m² (Figura 1). Foram fixados aleatoriamente 27 coletores permanentes de sementes (molduras de madeira de 1m² com fundo de sombrite, malha 5mm, a 1m de altura do solo) nas três áreas de coleta: 9 coletores em A1; 9 coletores em A2; (ambas áreas incluídas dentro das parcelas) e 9 coletores em A3. Os coletores foram instalados em julho de 2004 e o material captado foi recolhido mensalmente, pelo período de um ano (agosto de 2004 a julho de 2005).

A coleta foi realizada manualmente. As sementes foram armazenadas de forma a mantê-las em embalagens distintas. As embalagens com as sementes capturadas pelos 27 coletores foram sorteadas, e apenas um terço das sementes

contidas nas embalagens foi levada à casa de vegetação, totalizando 9 embalagens com sementes obtidas a partir de 3 coletores da A1, 3 coletores da A2 e 3 coletores da A3.

Na casa de vegetação, foram dispostas mensalmente, três bandejas plásticas com areia lavada de rio, correspondendo as três áreas de coleta, e espalhadas as sementes obtidas a partir delas. Foi mantida uma bandeja controle, apenas com areia. O material coletado foi avaliado durante três meses.

Chuva de sementes sob poleiros artificiais

Para o estudo da chuva de sementes sob os poleiros foram escolhidas aleatoriamente três parcelas de 500m² (Figura 1). Nestas parcelas, dentro da área ciliar de 25m, foram instalados dois poleiros do tipo “seco”, sendo fixados em suas bases, coletores permanentes de sementes; e dois coletores que serviram como testemunha, totalizando seis poleiros artificiais e seus respectivos coletores e seis coletores controle.

Os poleiros secos foram montados com três varas de bambu enterradas e amarradas entre si, sendo deixadas as ramificações laterais superiores. Os coletores permanentes de sementes foram confeccionados com madeira (molduras de madeira de 1m², 1m de altura do solo e fundo de sombrite, malha de 5mm). Os poleiros e coletores foram instalados em julho de 2004 e o material captado foi recolhido, mensalmente, pelo período de um ano (setembro de 2004 a agosto de 2005).

A coleta foi feita manualmente. As sementes foram armazenadas de forma a mantê-las em embalagens distintas e posteriormente levadas à casa de vegetação.

Na casa de vegetação, as sementes capturadas nos coletores sob os poleiros artificiais e nos coletores controle (testemunha) foram colocadas em bandejas plásticas distintas, com areia lavada de rio. O material coletado foi avaliado durante três meses.

Para os dois experimentos descritos acima o método de avaliação adotado foi o de emergência

de plântulas (Christoffoleti & Caetano, 1998). As avaliações foram mensais, quantificando as plântulas que emergiam. À medida que as plântulas apresentavam o primeiro par de folhas, estas foram replantadas em vasos contendo solo. Para a identificação das plântulas emergentes foram confeccionadas exsiccatas das espécies (plantas jovens e adultas com flor). Os indivíduos não identificados foram herborizados e enviados a especialistas para sua identificação ou comparação com material de campo. As exsiccatas do material frutificado foram depositadas no Herbário “FLOR” do Departamento de Botânica da UFSC.

A riqueza de espécies e a densidade de sementes.m² de cada espécie foram quantificadas. Para cada espécie foram relacionadas suas características ecológicas de forma de vida, síndromes de polinização e de dispersão.

A riqueza de espécies e a densidade de sementes.m² detectadas na chuva de sementes ao longo de doze meses foram correlacionadas através da correlação de Spearman, a um nível de significância de 5%.

A comparação da riqueza de espécies foi realizada através do índice qualitativo de similaridade de Jaccard $S_{Jaccard} = a / (a + b + c)$, onde: a = número de espécies comuns às condições a e b; b = número de espécies que só ocorrem na condição a; c = número de espécies que só ocorrem na condição b (Ludwig & Reynolds, 1988).

Para comparação das diferentes áreas de coleta da chuva de sementes, em relação à riqueza total de espécies, densidade total de sementes.m², bem como a riqueza de espécies e a densidade de sementes.m² classificadas por forma de vida, síndromes de polinização e dispersão foi aplicado o teste χ^2 de contingência, ao nível de significância de 5% (Sokal & Rohlf, 1997).

Para comparação dos poleiros artificiais e controles, em relação à riqueza total de espécies, densidade total de sementes.m², bem como a riqueza de espécies classificadas por forma de vida, síndromes de polinização e dispersão foi aplicado o teste-t, a um nível de significância de 5% (Ferreira, 1991).

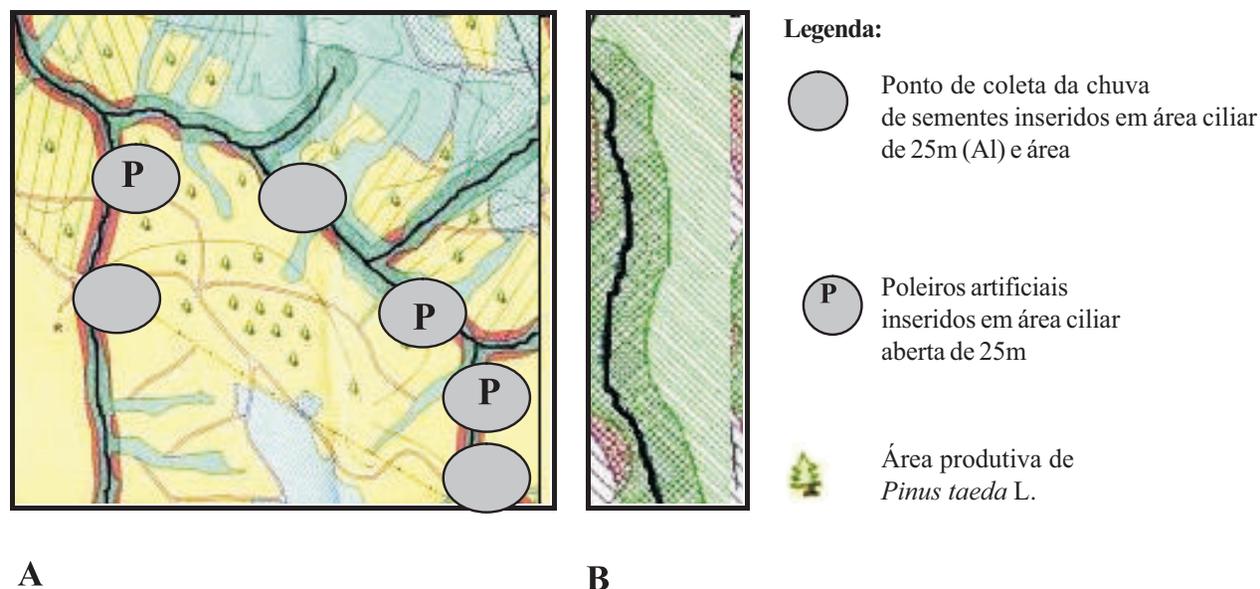


Figura 1. (A) Mapa aerofotogramétrico da Microbacia do Rio Verde: três pontos de coleta da chuva de sementes e suas respectivas áreas de coleta (A1) área ciliar aberta de 25m e (A2) área ciliar preservada de 5m; três pontos com poleiros artificiais, inseridos em área ciliar aberta de 25m; e (B) mapa aerofotogramétrico da área ciliar dentro do fragmento preservado (A3); Rio Verde com menos de 10m de largura. Mapa cedido pela Empresa Battistella Florestal, Rio Negrinho, SC.

Tabela 1. Riqueza de espécies, características ecológicas e densidade de sementes.m⁻² captadas em 9 coletores de 1m² instalados na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental da Microbacia do Rio Verde, Rio Negrinho, SC; onde A1=área ciliar aberta de 25m, A2=área ciliar preservada de 5m, A3=área ciliar dentro de fragmento preservado.

Riqueza		Características Ecológicas			Quantidade de sementes				Densidade sementesm ²
família	espécies	forma de vida	síndrome de polinização	síndrome de dispersão	A1	A2	A3	total	Total
Acanthaceae	<i>Thunbergia alata</i> Bojer ex Sims	cipó	zoofilia	autocoria	1	0	0	1	0,1*
Amaranthaceae	Amaranthaceae sp.	erva	zoofilia	anemocoria	0	0	1	1	0,1
Asteraceae	<i>Erechtites valerianaeifolia</i> (Wolf.) DC.	erva	zoofilia	anemocoria	8	56	21	85	9,4
Asteraceae	<i>Galinsoga ciliata</i> (Raf.) S. F. Blake	erva	zoofilia	anemocoria	0	1	0	1	0,1
Asteraceae	<i>Conyza</i> sp.	arbusto	zoofilia	anemocoria	16	2	4	22	2,4
Asteraceae	<i>Gamochaeta</i> sp.1	erva	zoofilia	anemocoria	0	1	1	2	0,2
Asteraceae	<i>Gamochaeta</i> sp.2	erva	zoofilia	anemocoria	1	2	5	8	0,9
Asteraceae	<i>Mikania</i> sp.	cipó	zoofilia	anemocoria	1	0	0	1	0,1
Asteraceae	<i>Sonchus</i> sp.	erva	zoofilia	anemocoria	1	0	0	1	0,1
Asteraceae	<i>Baccharis</i> sp.	arbusto	zoofilia	anemocoria	0	1	0	1	0,1
Asteraceae	<i>Vernonia discolor</i> (Spreng.) Less	árvore	zoofilia	anemocoria	0	3	8	11	1,2
Asteraceae	<i>Vernonia</i> sp.	erva	zoofilia	anemocoria	0	20	0	20	2,2
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp.1	arbusto	zoofilia	anemocoria	6	1	1	8	0,9
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp.2	arbusto	zoofilia	anemocoria	0	0	1	1	0,1
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp.3	arbusto	zoofilia	anemocoria	82	2	2	86	9,6
Asteraceae	Asteraceae sp.1	erva	zoofilia	anemocoria	0	6	1	7	0,8
Asteraceae	Asteraceae sp.2	erva	zoofilia	anemocoria	2	1	0	3	0,3
Bignoniaceae	<i>Pithecoctenium echinatum</i> (Jacq.) Baill	cipó	zoofilia	anemocoria	1	1	1	3	0,3
Campanulaceae	<i>Lobelia</i> sp.	erva	zoofilia	anemocoria	0	1	0	1	0,1
Cecropiaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Sneath	árvore	anemofilia	zoocoria	1	0	0	1	0,1
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	árvore	zoofilia	anemocoria	0	2	0	2	0,2
Cyperaceae	<i>Cyperus</i> sp.	erva	anemofilia	anemocoria	3	0	0	3	0,3
Euphorbiaceae	<i>Croton celtidifolius</i> Baill.	árvore	zoofilia	autocoria	4	1	0	5	0,6
Euphorbiaceae	<i>Phyllanthus carolinensis</i> Walter	erva	zoofilia	autocoria	0	0	1	1	0,1
Flacourtiaceae	<i>Casearia cf. decandra</i> Jacq.	árvore	zoofilia	zoocoria	0	12	22	34	3,8
Gramineae	<i>Panicum</i> sp.	erva	anemofilia	anemocoria	0	1	0	1	0,1
Gramineae	<i>Paspalum</i> sp.	erva	anemofilia	anemocoria	4	0	5	9	1,0
Gramineae	Gramineae sp.1	erva	anemofilia	anemocoria	6	6	2	14	1,6
Gramineae	Gramineae sp.2	erva	anemofilia	anemocoria	6	1	0	7	0,8
Gramineae	Gramineae sp.3	erva	anemofilia	anemocoria	0	2	0	2	0,2
Gramineae	Gramineae sp.4	erva	anemofilia	anemocoria	1	0	1	2	0,2
Gramineae	Gramineae sp.5	erva	anemofilia	anemocoria	1	0	0	1	0,1
Gramineae	Gramineae sp.6	erva	anemofilia	anemocoria	1	0	0	1	0,1
Gramineae	Gramineae sp.7	erva	anemofilia	anemocoria	14	1	4	19	2,1
Leguminosae	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	árvore	zoofilia	autocoria	1	0	2	3	0,3
Melastomataceae	<i>Tibouchina clinopodifolia</i> Cogn.	arbusto	zoofilia	anemocoria	0	0	1	1	0,1
Melastomataceae	Melastomataceae sp.1	arbusto	zoofilia	anemocoria	0	0	15	15	1,7
Melastomataceae	Melastomataceae sp.2	arbusto	zoofilia	anemocoria	0	20	0	20	2,2
Myrsinaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. Ex Roem e Schult	árvore	anemofilia	zoocoria	2	2	32	36	4,0
Myrtaceae	<i>Eucalyptus</i> sp.	árvore	zoofilia	anemocoria	0	1	34	35	3,9*
Myrtaceae	Myrtaceae sp.1	árvore	zoofilia	zoocoria	1	6	56	63	7,0
Myrtaceae	Myrtaceae sp.2	árvore	zoofilia	zoocoria	0	1	64	65	7,2
Oxalidaceae	<i>Oxalis corniculata</i> L.	erva	zoofilia	anemocoria	0	1	0	1	0,1
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca thyrsiflora</i> Fenzl. Ex. Schmidt	erva	zoofilia	zoocoria	4	15	5	24	2,7
Rosaceae	<i>Prunus cf. subcoriacea</i> (Chodat et Hassler) Koehne	árvore	zoofilia	zoocoria	0	17	0	17	1,9
Rubiaceae	<i>Galium hypocarpium</i> (L.) Endl. Ex. Grised	erva	zoofilia	zoocoria	7	0	0	7	0,8
Rubiaceae	<i>Coccocypselum</i> sp.	erva	zoofilia	zoocoria	0	1	22	23	2,6
Rubiaceae	<i>Mitracarpus</i> sp.	erva	zoofilia	anemocoria	0	1	1	2	0,2
Simplocaceae	Simplocaceae sp.	arbusto	zoofilia	zoocoria	0	34	0	34	3,8
Solanaceae	<i>Solanum</i> sp.	arbusto	zoofilia	zoocoria	0	1	0	1	0,1
Indeterminada	Indeterminada 1	ind	ind	ind	1	0	0	1	0,1
Indeterminada	Indeterminada 2	ind	ind	ind	3	11	0	14	1,6
Indeterminada	Indeterminada 3	ind	ind	ind	1	0	0	1	0,1
Indeterminada	Indeterminada 4	ind	ind	ind	1	0	0	1	0,1
Indeterminada	Indeterminada 5	ind	ind	ind	0	3	0	3	0,3
Indeterminada	Indeterminada 6	ind	ind	ind	0	0	7	7	0,8
Indeterminada	Indeterminada 7	ind	ind	ind	0	0	1	1	0,1
Indeterminada	Indeterminada 8	ind	ind	ind	0	1	0	1	0,1
Indeterminada	Indeterminada 9	ind	ind	ind	0	0	4	4	0,4
Indeterminada	Indeterminada 10	ind	ind	ind	0	1	0	1	0,1
Indeterminada	Indeterminada 11	ind	ind	ind	0	1	0	1	0,1
Total sementes					181	241	325	747	
Total sementes.m ²					60,3	80,3	108,3		83,00
Total de espécies					29	39	30		61

* espécies exóticas

RESULTADOS

Chuva de sementes

Durante um período de doze meses, na chuva de sementes coletada na microbacia do Rio Verde, identificaram-se 61 espécies, distribuídas em 20 famílias botânicas, num total de 747 plântulas em 9m², o que corresponde a uma estimativa de 83 sementes.m⁻².

A Tabela 1 apresenta as espécies, características ecológicas e densidade de sementes.m⁻² da chuva de sementes sob diferentes condições amostradas.

A chuva de sementes depositou espécies características de todas as formas de vida, com

predomínio de erva (42%), seguido de árvore (20%), arbusto (15%), cipó (5%) e indeterminadas (18%). Foram registradas quanto à síndrome de dispersão, 57% de espécies anemocóricas, 18% zoocóricas, 7% autocóricas e 18% indeterminadas; e quanto à síndrome de polinização, 62% de espécies zoofílicas, 20% anemofílicas e 18% indeterminadas.

As famílias botânicas mais representativas foram Asteraceae (15 espécies); Gramineae (9 espécies); Rubiaceae, Melastomataceae e Myrtaceae (3 espécies cada).

Quanto ao hábito das espécies, síndrome de dispersão e polinização, a chuva de sementes apresentou predomínio de ervas, anemocoria e zoofilia, respectivamente (Figura 2).

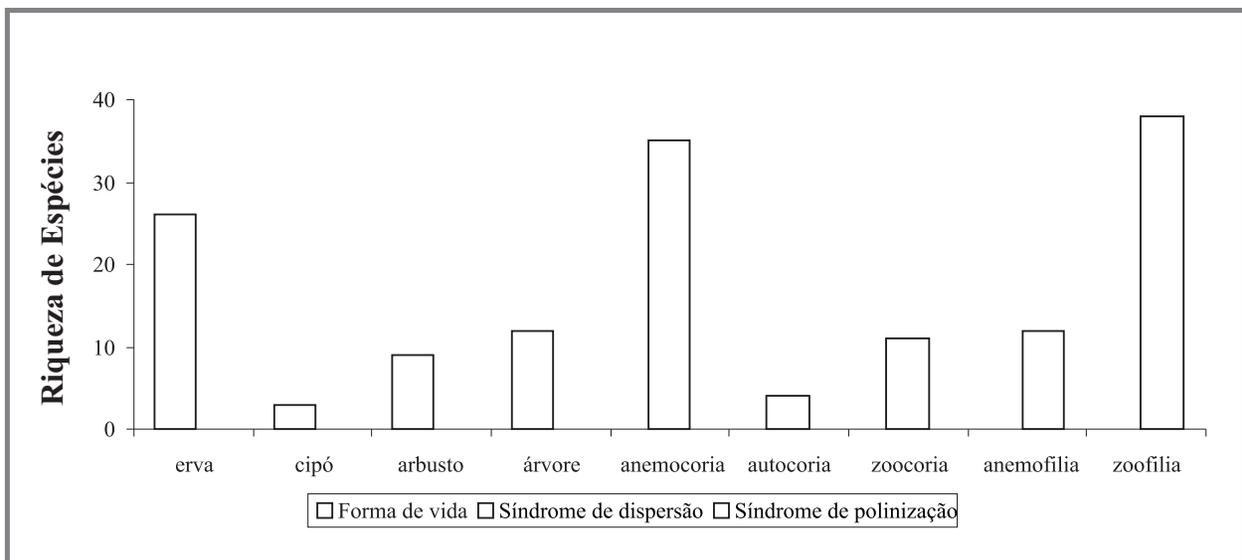


Figura 2. Riqueza de espécies por forma de vida, síndromes de dispersão e polinização, detectadas na chuva de sementes captada na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental da Microbacia do Rio Verde, Rio Negrinho, SC.

Registrou-se a ocorrência de sementes durante todos os meses de coleta, indicando que a chuva de sementes é contínua na área (Figura 3). Houve uma correlação positiva de 0,86 ($p=0,05$) entre a riqueza de espécies e densidade de sementes.m⁻². Ocorreu, porém, uma variação temporal tanto na densidade de sementes quanto na riqueza de espécies. Houve dois picos de

deposição de sementes, um que se inicia no final da primavera e máximos no verão e outro no inverno. Entretanto, a deposição de sementes nos meses mais quentes foi superior à observada no inverno. A riqueza de espécies variou entre 23 espécies (mês de janeiro) e 2 espécies (mês de maio).

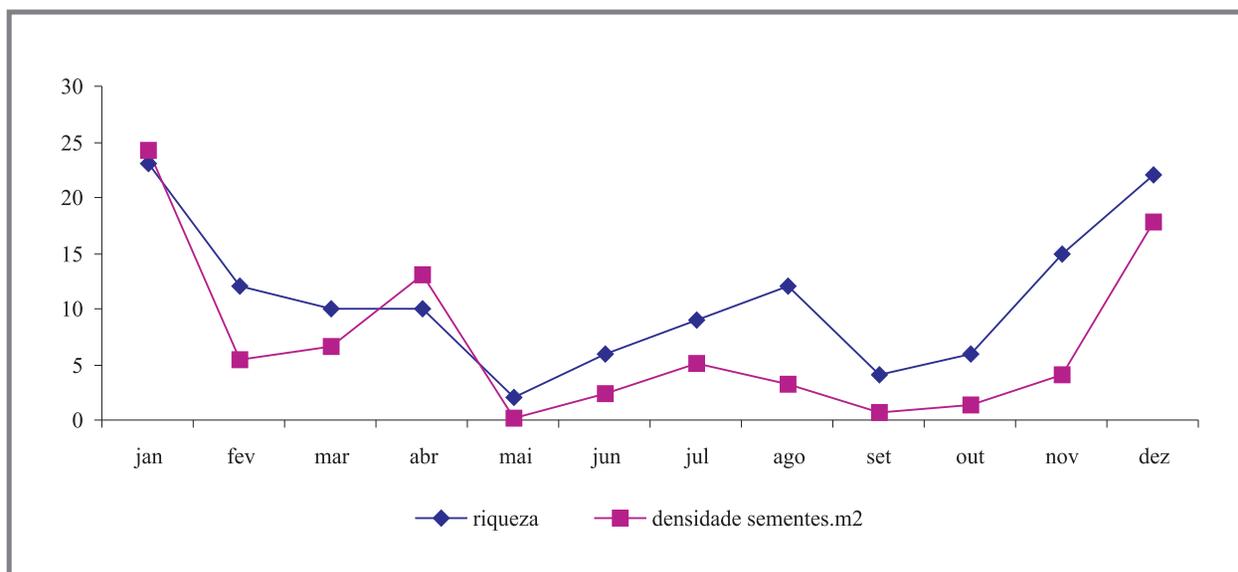


Figura 3. Riqueza de espécies e densidade de sementes.m² detectadas na chuva de sementes captada na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental da Microbacia do Rio Verde, Rio Negrinho, SC.

A Tabela 2 apresenta a ocorrência de espécies exclusivas por área de coleta, bem como as espécies comuns às três condições.

Tabela 2. Ocorrência de espécies exclusivas e comuns oriundas da coleta da chuva de sementes sob as condições: área ciliar aberta de 25m (A1), área ciliar preservada de 5m (A2), área ciliar dentro de fragmento preservado (A3), na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental da Microbacia do Rio Verde, Rio Negrinho, SC.

Espécies exclusivas da A1	Espécies exclusivas da A2	Espécies exclusivas da A3	Espécies comuns às três áreas
<i>Cecropia glaziovii</i> Sneath	<i>Baccharis</i> sp.	Amaranthaceae sp.1	<i>Conyza</i> sp.
<i>Cyperus</i> sp.	<i>Clethra scabra</i> Pers	<i>Eupatorium</i> sp.3	<i>Erechtites valerianaefolia</i> (Wolf.) DC.
<i>Galium hypocarpium</i> (L.) Endl. Ex. Griseb	<i>Galinsoga ciliata</i> (Raf.) Blake	Melastomataceae sp.1	<i>Eupatorium</i> sp.2
Gramineae sp.5	Gramineae sp.3	<i>Phyllanthus caroliniensis</i> Walter	<i>Eupatorium</i> sp.4
Gramineae sp.7	<i>Lobelia</i> sp.	<i>Tibouchina clinopodifolia</i> Cogn.	<i>Gamochaeta</i> sp.2
<i>Mikania</i> sp.	Melastomataceae sp.2	Indeterminada 8	Gramineae sp.1
<i>Sonchus</i> sp.	<i>Oxalis corniculata</i> L.	Indeterminada 9	Gramineae sp.8
<i>Thunbergia alata</i> Bojer ex Sims	<i>Panicum</i> sp.	Indeterminada 10	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. Ex Roem e Schult
Indeterminada 1	<i>Prunus cf. subcoriacea</i> (Chodat et Hassler) Koehne		Myrtaceae sp.1
Indeterminada 2	Simplocaceae sp.		<i>Phytolacca thyrsiflora</i> Fenzl. Ex. Schmidt
Indeterminada 3	<i>Solanum</i> sp.2		<i>Pithecoctenium echinatum</i> (Jacq.) Baill
	<i>Vernonia</i> sp.1		
	Indeterminada 4		
	Indeterminada 5		
	Indeterminada 6		
	Indeterminada 7		
11 espécies	16 espécies	8 espécies	11 espécies

Foram comparados os índices de similaridade (variação entre 0-1) encontrados entre as condições: (A1) área ciliar aberta de 25m; (A2) área ciliar preservada de 5m; e (A3) área ciliar dentro do fragmento preservado. Os índices obtidos nas comparações entre A1 e A2; A1 e A3;

A2 e A3 foram, respectivamente 0,28; 0,31 e 0,38. Na comparação entre A1 e A2, registrou-se 15 espécies comuns às duas condições; as A2 e A3, apresentaram 14 espécies comuns; enquanto que as A1 e A3 foram as que apresentaram um maior número, 19 espécies comuns (Tabela 3).

Tabela 3. Índices de similaridade de Jaccard obtidos entre diferentes áreas de coleta da chuva de sementes na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental da Microbacia do Rio Verde, Rio Negrinho, SC; onde A1=área ciliar aberta de 25m, A2=área ciliar preservada de 5m, A3=área ciliar dentro de fragmento preservado.

Áreas de Coleta e Exclusividade de Espécies	Espécies em Comum	Índice de Similaridade de Jaccard
A1 (14) x A2 (24)	15	0,28
A1 (15) x A3 (16)	14	0,31
A2 (20) x A3 (11)	19	0,38

Espacialmente, a densidade de sementes.m⁻² e a riqueza de espécies foram variáveis. Detectaram-se apenas 11 espécies comuns às três áreas de coleta. As áreas de coleta 1, 2 e 3 apresentaram 29,6% (29 espécies); 39,8% (39 espécies); 30,6% (30 espécies) da ocorrência total de espécies, respectivamente (Tabela 4).

Quanto à densidade de sementes.m⁻², a área ciliar dentro do fragmento preservado foi a que prevaleceu sobre as outras, apresentando 43,5% (325 sementes); seguida da área ciliar preservada de 5m que apresentou 32,3% (241

sementes); enquanto que a área ciliar aberta de 25m apresentou 24,2% (181 sementes) da densidade total de sementes registrada (Tabela 4).

Quanto à exclusividade, 18,0% (11 espécies) do número total de espécies só foram registradas na área ciliar aberta de 25m; 26,2% (16 espécies) foram exclusivas à área ciliar preservada de 5m, sendo a área que apresentou a maior exclusividade de espécies; e 13,1% (8 espécies) só ocorreram na área ciliar dentro do fragmento preservado (Tabela 4).

Tabela 4. Porcentagem da ocorrência de espécies, densidade de sementes.m⁻²; e exclusividade de espécies captadas na chuva de sementes na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental da Microbacia do Rio Verde, Rio Negrinho, SC; onde A1=área ciliar aberta de 25m, A2=área ciliar preservada de 5m, A3=área ciliar dentro de fragmento preservado.

Área de Coleta	Ocorrência de espécies% *	Densidade de sementes.m ⁻² % **	Espécies Exclusivas ***
A1	29,6	24,2	N=11
A2	39,8	32,3	N=16
A3	30,6	43,5	N=8

*n=98 ocorrências; **n=747 sementes; ***N=n° de espécies

Quanto à riqueza total de espécies não houve diferença significativa entre as áreas de coleta.

Comparando-se as áreas de coleta (A1xA2, A1xA3 e A2xA3), o valor obtido para a área ciliar dentro do fragmento preservado foi significativamente maior que para a área ciliar aberta de 25m (A1xA3; $x^2= 13,67$; GL=1, $p=0,05$) e que para a área ciliar preservada de 5m (A2xA3; $x^2= 4,16$; GL=1, $p=0,05$), entretanto na comparação entre A1xA2, não houve diferença significativa em relação à densidade total de sementes.m⁻².

A Tabela 5 mostra os resultados obtidos a partir das comparações entre as áreas de coleta, duas a duas, quanto à riqueza de espécies e densidade de sementes.m⁻², por hábito, síndrome de dispersão e polinização.

As áreas de coleta não diferiram quanto à riqueza de espécies zoocóricas, anemocóricas e autocóricas.

Em relação à densidade de sementes.m⁻² de espécies zoocóricas, fator que permite estimar a atividade dos animais nas áreas, o valor obtido para a área ciliar dentro do fragmento preservado foi significativamente maior que para a área ciliar aberta de 25m (A1xA3; $x^2= 53,79$; GL=1, $p=0,05$), e que para a área ciliar preservada de 5m (A2xA3; $x^2= 14,33$; GL=1, $p=0,05$). Na comparação entre área ciliar aberta de 25m e área ciliar preservada de 5m, a segunda apresentou maior densidade de sementes.m⁻² de espécies zoocóricas (A1xA2; $x^2= 17,97$; GL=1, $p=0,05$). Em relação à densidade de sementes.m⁻² de espécies anemocóricas e autocóricas as comparações entre as áreas de coleta não apresentaram diferenças significativas.

Quanto à riqueza de espécies zoofilicas, o valor obtido para a área ciliar preservada de 5m foi significativamente maior que para a área ciliar aberta de 25m (A1xA2; $x^2= 3,93$; GL=1, $p=0,05$). A comparação das demais áreas não mostrou diferença. A riqueza de espécies anemofílicas foi semelhante para todas as áreas de coleta.

A densidade de sementes.m⁻² de espécies zoofilicas foi maior na área ciliar dentro do fragmento preservado que na área ciliar aberta de

25m (A1xA3; $x^2= 17,47$; GL=1, $p=0,05$). Na comparação entre área ciliar aberta de 25m e área ciliar preservada de 5m, a segunda apresentou maior densidade de sementes.m⁻² de espécies zoofilicas (A1xA2; $x^2= 6,50$; GL=1, $p=0,05$). Na comparação das A2xA3 não houve diferença significativa. Em relação à densidade de sementes.m⁻² de espécies anemofílicas, a área ciliar de 25m foi significativamente maior que a área preservada de 5m (A1xA2; $x^2= 4,43$; GL=1, $p=0,05$), entretanto na comparação entre área ciliar dentro do fragmento preservado e área ciliar preservada de 5m, a primeira apresentou maior densidade de sementes.m⁻² de espécies anemofílicas (A2xA3; $x^2= 5,83$; GL=1, $p=0,05$).

Quanto à riqueza de espécies herbáceas, lianas, arbustivas e arbóreas, as áreas de coleta mostraram-se semelhantes.

A densidade de sementes.m⁻² de espécies arbóreas foi maior na área ciliar dentro do fragmento preservado que na área ciliar aberta de 25m (A1xA3; $x^2= 64,89$; GL=1, $p=0,05$), e que a área ciliar preservada de 5m (A2xA3; $x^2= 38,40$; GL=1, $p=0,05$). Na comparação entre a área ciliar de 5m e a área ciliar aberta de 25m, a primeira foi significativamente maior (A1xA2; $x^2= 8,28$; GL=1, $p=0,05$). A densidade de sementes.m⁻² de espécies arbustivas foi maior na área ciliar aberta de 25m que na área ciliar dentro do fragmento preservado que (A1xA3; $x^2= 17,11$; GL=1, $p=0,05$) e que na área ciliar preservada de 5m (A1xA2; $x^2= 3,94$; GL=1, $p=0,05$). Entretanto na comparação entre área ciliar dentro do fragmento preservado e área ciliar preservada de 5m, a primeira apresentou maior densidade de sementes.m⁻² de espécies arbustivas (A2xA3; $x^2= 5,42$; GL=1, $p=0,05$). Em relação à densidade de sementes.m⁻² de espécies herbáceas, a área ciliar preservada de 5m foi significativamente maior que a área ciliar aberta de 25m (A1xA2; $x^2= 6,33$; GL=1, $p=0,05$) e que a área ciliar dentro do fragmento preservado (A2xA3; $x^2= 3,94$; GL=1, $p=0,05$). Espécies lianas não diferiram significativamente em relação à densidade de sementes.m⁻² quando se compararam as áreas de coleta.

Tabela 5. Riqueza de espécies e densidade de sementes.m² por hábito, síndromes de dispersão e polinização, captadas sob as condições: área ciliar aberta de 25m (A1), área ciliar preservada de 5m (A2), área ciliar dentro de fragmento preservado (A3), na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental da Microbacia do Rio Verde, Rio Negrinho, SC.

Áreas de Coleta						
Características Ecológicas	A1x2		A1x3		A2x3	
	riqueza espécies	densidade sementes.m ⁻²	riqueza espécies	densidade sementes.m ⁻²	riqueza espécies	densidade sementes.m ⁻²
erva	≈	A2>A1	≈	≈	≈	A2>A3
cipó	≈	≈	≈	≈	≈	≈
arbusto	≈	A1>A2	≈	A1>A3	≈	A3>A2
árvore	≈	A2>A1	≈	A3>A1	≈	A3>A2
anemocoria	≈	≈	≈	≈	≈	≈
autocoria	≈	≈	≈	≈	≈	≈
zoocoria	≈	A2>A1	≈	A3>A1	≈	A3>A2
anemofilia	≈	A1>A2	≈	≈	≈	A3>A2
zoofilia	A2>A1	A2>A1	≈	A3>A1	≈	≈

≈: não diferiram significativamente de acordo com o teste χ^2 ; $p=0,05$.

Chuva de sementes sob poleiros artificiais

Durante um período de doze meses, na chuva de sementes sob poleiros artificiais instalados na microbacia do Rio Verde, foram detectadas 50 espécies, distribuídas em 20 famílias botânicas, num total de 442 plântulas em 6m², o que corresponde a uma estimativa de 74 sementes.m⁻².

A Tabela 6 apresenta a chuva de sementes captada sob os poleiros e nas condições controle durante o período de coletas.

Os poleiros artificiais facilitaram a chegada de nove espécies zoocóricas, o que corresponde a 18% da riqueza total de espécies. Quanto às demais

síndromes de dispersão, registraram-se 64% de espécies anemocóricas, 2% epizoocóricas, 2% autocóricas e 14% indeterminadas. Quanto à síndrome de polinização, 66% das espécies detectadas são zoofílicas, 20% anemofílicas e 14% indeterminadas.

A chuva de sementes sob poleiros apresentou todas as formas de vida com predomínio de erva (46%), seguido de arbusto (20%), árvore (14%), cipó (6%) e indeterminadas (14%).

As famílias botânicas mais representativas foram Asteraceae (16 espécies); Gramineae (7 espécies); Euphorbiaceae e Solanaceae (2 espécies cada).

Tabela 6. Riqueza de espécies, características ecológicas e densidade de sementes.m² captadas no período de doze meses nas diferentes condições de coleta da chuva de sementes na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental da Microbacia do Rio Verde, Rio Negrinho, SC; onde PA=poleiros artificiais, CC=coletor controle.

Riqueza		Características Ecológicas			PA		CC	
familia	espécies	forma de vida	síndrome de polinização	síndrome de dispersão	quantidade sementes	densidade sementes.m ²	quantidade sementes	densidade sementes.m ²
Acanthaceae	<i>Thunbergia alata</i> Bojer ex Sims	cipó	zoofilia	autocoria	0	0,0	1	0,2*
Amaranthaceae	<i>Amaranthus</i> sp.	erva	zoofilia	anemocoria	3	0,5	0	0,0
Annonaceae	<i>Rollinia</i> sp.	árvore	zoofilia	zoocoria	3	0,5	0	0,0
Apocynaceae	<i>Oxypetalum</i> sp.	cipó	zoofilia	anemocoria	3	0,5	0	0,0
Asteraceae	<i>Erechtites valerianaeifolia</i> (Wolf.) DC	erva	zoofilia	anemocoria	26	4,3	16	2,7
Asteraceae	<i>Galinsoga ciliata</i> (Raf.) Blake	erva	zoofilia	anemocoria	2	0,3	0	0,0
Asteraceae	<i>Conyza</i> sp.	arbusto	zoofilia	anemocoria	6	1,0	23	3,8
Asteraceae	<i>Gamochoeta</i> sp.	erva	zoofilia	anemocoria	2	0,3	2	0,3
Asteraceae	<i>Mikania</i> sp.	cipó	zoofilia	anemocoria	1	0,2	1	0,2
Asteraceae	<i>Sonchus</i> sp.	erva	zoofilia	anemocoria	1	0,2	1	0,2
Asteraceae	<i>Vernonia</i> sp.	erva	zoofilia	anemocoria	1	0,2	1	0,2
Asteraceae	<i>Baccharis</i> sp.	arbusto	zoofilia	anemocoria	14	2,3	0	0,0
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp.1	arbusto	zoofilia	anemocoria	3	0,5	1	0,2
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp.2	arbusto	zoofilia	anemocoria	2	0,3	11	1,8
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp.3	arbusto	zoofilia	anemocoria	103	17,2	116	19,3
Asteraceae	Asteraceae sp.1	erva	zoofilia	anemocoria	51	8,5	0	0,0
Asteraceae	Asteraceae sp.2	erva	zoofilia	anemocoria	1	0,2	0	0,0
Asteraceae	Asteraceae sp.3	arbusto	zoofilia	anemocoria	1	0,2	0	0,0
Asteraceae	Asteraceae sp.4	erva	zoofilia	anemocoria	1	0,2	3	0,5
Asteraceae	Asteraceae sp.5	erva	zoofilia	anemocoria	7	1,2	0	0,0
Bignoniaceae	<i>Pithecoctenium echinatum</i> (Jacq.) Baill	cipó	zoofilia	anemocoria	4	0,7	2	0,3
Cecropiaceae	<i>Cecropia glaziovii</i>Snehtlage	árvore	anemofilia	zoocoria	1	0,2	1	0,2
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	árvore	zoofilia	anemocoria	2	0,3	0	0,0
Cyperaceae	<i>Cyperus</i> sp.	erva	anemofilia	anemocoria	1	0,2	3	0,5
Euphorbiaceae	<i>Croton celtidifolius</i> Baill	árvore	zoofilia	autocoria	4	0,7	11	1,8
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervea</i>(Casar.) M. Arg.	árvore	zoofilia	zoocoria	1	0,2	0	0,0
Gramineae	<i>Pseudoechinoalaena polystachya</i> (Kunth) Stapf	erva	anemofilia	anemocoria	4	0,7	98	16,3
Gramineae	<i>Paspalum</i> sp.	erva	anemofilia	anemocoria	13	2,2	31	5,2
Gramineae	Gramineae sp.1	erva	anemofilia	anemocoria	15	2,5	14	2,3
Gramineae	Gramineae sp.2	erva	anemofilia	anemocoria	1	0,2	2	0,3
Gramineae	Gramineae sp.3	erva	anemofilia	anemocoria	0	0,0	1	0,2
Gramineae	Gramineae sp.4	erva	anemofilia	anemocoria	2	0,3	1	0,2
Gramineae	Gramineae sp.5	erva	anemofilia	anemocoria	6	1,0	1	0,2
Gramineae	Gramineae sp.6	erva	anemofilia	anemocoria	13	2,2	20	3,3
Iridaceae	<i>Sisyrinchin</i> sp.	erva	zoofilia	anemocoria	1	0,2	0	0,0
Leguminosae	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	árvore	zoofilia	autocoria	0	0,0	1	0,2
Melastomataceae	<i>Tibouchina clinopodifolia</i> Cogn.	arbusto	zoofilia	anemocoria	5	0,8	0	0,0
Myrsinaceae	<i>Myrsine coriaca</i>(Sw.) R. Br. Ex Roem e Schult	árvore	anemofilia	zoocoria	4	0,7	2	0,3
Myrtaceae	<i>Myrtaceae</i> sp.	árvore	zoofilia	zoocoria	2	0,3	3	0,5
Oxalidaceae	<i>Oxalis corniculata</i> L.	erva	zoofilia	anemocoria	2	0,3	1	0,2
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca thyrsoflora</i>Fenzl. Ex. Schimidt	erva	zoofilia	zoocoria	80	13,3	5	0,8
Rubiaceae	<i>Galium hypocarpium</i> (L.)Endl.Ex.Grised	erva	zoofilia	zoocoria	0	0,0	7	1,2**
Rubiaceae	<i>Coccocypselum</i> sp.	erva	zoofilia	zoocoria	0	0,0	1	0,2**
Rubiaceae	<i>Mitracarpus</i> sp.	erva	zoofilia	anemocoria	0	0,0	1	0,2
Rubiaceae	<i>Galianthe brasiliensis</i> (Spreng.) E.L. Cabral & Bacigalupo	erva	zoofilia	epizoocoria	1	0,2	0	0,0
Simplocaceae	<i>Simplocaceae</i> sp.	arbusto	zoofilia	zoocoria	1	0,2	0	0,0
Solanaceae	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	arbusto	zoofilia	zoocoria	6	1,0	0	0,0
Solanaceae	<i>Solanum</i> sp.	arbusto	zoofilia	zoocoria	3	0,5	0	0,0
Umbelliferae	<i>Hydrocotyle verticillata</i> Thunb.	erva	zoofilia	anemocoria	1	0,2	0	0,0
Indeterminada	Indeterminada 1	ind	ind	ind	1	0,2	0	0,0
Indeterminada	Indeterminada 2	ind	ind	ind	0	0,0	1	0,2
Indeterminada	Indeterminada 3	ind	ind	ind	0	0,0	3	0,5
Indeterminada	Indeterminada 4	ind	ind	ind	0	0,0	1	0,2
Indeterminada	Indeterminada 5	ind	ind	ind	3	0,5	1	0,2
Indeterminada	Indeterminada 6	ind	ind	ind	1	0,2	0	0,0
Indeterminada	Indeterminada 7	ind	ind	ind	23	3,8	0	0,0
Indeterminada	Indeterminada 8	ind	ind	ind	3	0,5	0	0,0
Indeterminada	Indeterminada 9	ind	ind	ind	1	0,2	0	0,0
Indeterminada	Indeterminada 10	ind	ind	ind	6	1,0	0	0,0
Total sementes					442	74,0	388	64,7
Total de espécies					50		35	

* espécies exóticas; ** espécies zoocóricas exclusivas dos coletores controle; em negrito espécies zoocóricas encontradas sob poleiros artificiais.

Houve uma correlação positiva de 0,63 ($p=0,05$) entre a riqueza de espécies e densidade de sementes.m² nos poleiros artificiais. A Figura 4 apresenta a riqueza de espécies e densidade sementes.m² durante o período de coleta sob os poleiros. Observa-se que a chegada de sementes

ocorreu durante todo o ano, havendo um aumento na riqueza e densidade a partir do final da primavera e pico no mês de janeiro. A riqueza de espécies variou entre 24 espécies (mês de dezembro) e 1 espécie (mês de junho, julho e agosto).

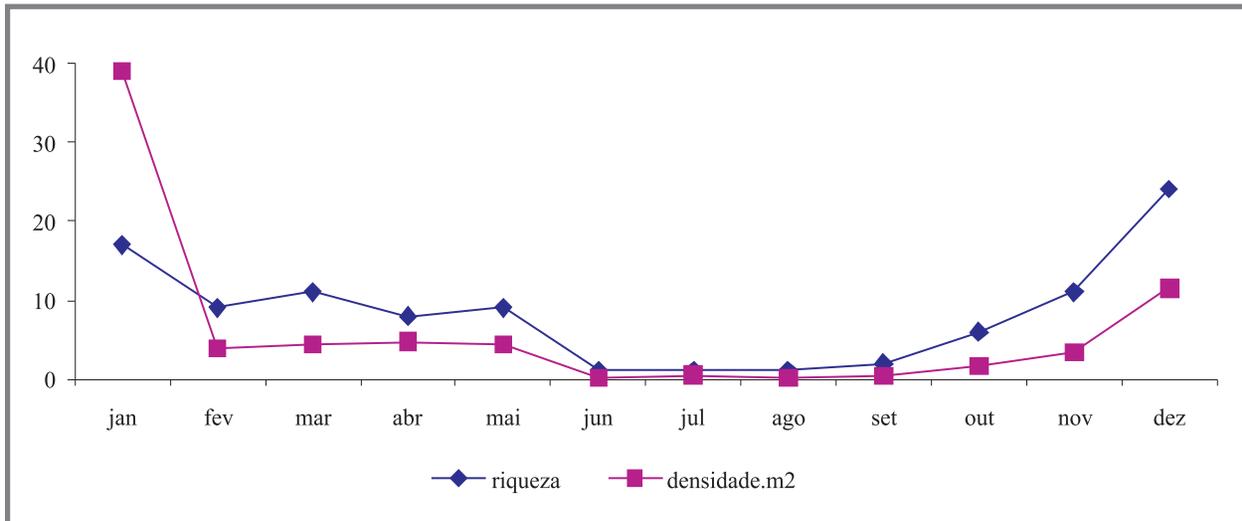


Figura 4. Riqueza de espécies e densidade de sementes.m² captadas sob poleiros artificiais instalados na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental da Microbacia do Rio Verde, Rio Negrinho, SC, entre setembro de 2004 a agosto de 2005.

A Tabela 7 apresenta a ocorrência de espécies exclusivas por condição amostrada, bem como as espécies comuns às duas condições. Registraram-se 26 espécies comuns aos dois tratamentos. Quanto à exclusividade, 40,67% (24 espécies) do número total de espécies (59 espécies) só foram registradas na condição de poleiros

artificiais; enquanto que 15,25% (9 espécies) foram exclusivas aos coletores controles.

Foi registrado o índice de similaridade (variação entre 0-1) encontrado entre os tratamentos PA e CC. O índice obtido na comparação entre poleiros artificiais e coletores controle foi 0,50 (Tabela 7).

A riqueza de espécies e a densidade de sementes.m², classificadas segundo a síndrome de dispersão sob os poleiros e nas condições controle estão sintetizadas na Tabela 8. Os poleiros artificiais apresentaram maiores densidades de sementes.m² e riqueza de espécies zoocóricas e epizoocóricas que as condições controle.

Tabela 7. Ocorrência de espécies exclusivas e comuns oriundas da coleta da chuva de sementes sob poleiros artificiais e coletores controle, detectadas no período de doze meses na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental da Microbacia do Rio Verde, Rio Negrinho, SC.

Espécies exclusivas dos Poleiros Artificiais	Espécies exclusivas dos Coletores Controle	Espécies comuns às duas condições
<i>Alchornea triplinervea</i> (Casar.) M. Arg.	<i>Coccocypselum</i> sp.	Asteraceae sp.4
<i>Amaranthus</i> sp.	<i>Galium hypocarpium</i> (L.) Endl. Ex. Grised	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethlage
Asteraceae sp.1	Gramineae sp.3	<i>Conyza</i> sp.
Asteraceae sp.2	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	<i>Croton celtidifolius</i> Baill
Asteraceae sp.3	<i>Mitracarpus</i> sp.	<i>Cyperus</i> sp.
Asteraceae sp.5	<i>Thunbergia alata</i> Bojer ex Sims	<i>Erechtites valerianaefolia</i> (Less.) DC.
<i>Baccharis</i> sp.	Indeterminada 7	<i>Eupatorium</i> sp.1
<i>Clethra scabra</i> Pers.	Indeterminada 8	<i>Eupatorium</i> sp.2
<i>Galinsoga ciliata</i> (Raf.) Blake	Indeterminada 9	<i>Eupatorium</i> sp.3
<i>Galianthe brasiliensis</i> (Spreng.) E.L. Cabral & Bacigalupo		<i>Gamochaeta</i> sp.
<i>Hydrocotyle verticillata</i> Thunb.		Gramineae sp.1
<i>Oxipetalum</i> sp.		Gramineae sp.2
<i>Rollinia</i> sp.		Gramineae sp.4
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.		Gramineae sp.5
<i>Sisyrinchin</i> sp.		Gramineae sp.6
<i>Solanum</i> sp.		<i>Mikania</i> sp.
Simplocaceae sp.		<i>Myrsine coriaceae</i> (Sw.) R. Br. Ex Roem e Schult
<i>Tibouchina clinopodifolia</i> Cogn.		Myrtaceae sp.
Indeterminada 1		<i>Oxalis corniculata</i> L.
Indeterminada 2		<i>Paspalum</i> sp.
Indeterminada 3		<i>Phytolacca thyrsoflora</i> Fenzl. Ex. Schimidt
Indeterminada 4		<i>Pithecoctenium echinatum</i> (Jacq.) Baill
Indeterminada 5		<i>Pseudoechinolaena polystachya</i> (Kunth) Stapf
Indeterminada 6		<i>Sanctus</i> sp.
		<i>Vernonia</i> sp.
		Indeterminada 5
24 espécies	9 espécies	26 espécies

Índice de Similaridade de Jaccard=0,50

Tabela 8. Porcentagem da riqueza de espécies e da densidade de sementes.m⁻² por síndrome de dispersão, captadas nas condições: poleiros artificiais (PA) e coletores controle (CC) amostradas na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental da Microbacia do Rio Verde, Rio Negrinho, SC. Universidade Federal de Santa Catarina, 2006.

Síndrome de Dispersão	PA*		CC**	
	riqueza espécies (%)	densidade sementes.m ⁻² (%)	riqueza espécies (%)	densidade sementes.m ⁻² (%)
anemocoria	64,0	67,4	62,8	90,3
autocoria	2,0	1,0	8,6	3,0
zoocoria	18,0	22,8	17,0	4,2
epizoocoria	2,0	0,3	0,0	0,0

*n=50 espécies e n=442 sementes; ** n=35 espécies e n=338 sementes

Comparando com a condição controle, a chuva de sementes sob poleiros artificiais apresentou diferença significativa em relação ao hábito árvore, à síndrome de dispersão zoocórica e à síndrome de polinização zoofílica (Tabela 9).

Os poleiros artificiais apresentaram diferença significativa na riqueza total de espécies em relação às condições controle ($t=2,48$; $p=0,05$), mas não diferiram em relação à densidade total de sementes.m⁻² ($t=-0,09$; $p=0,05$).

Tabela 9. Riqueza de espécies por hábito, síndromes de dispersão e polinização, captadas nas condições: poleiros artificiais (PA) e coletores controle (CC), amostradas na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental da Microbacia do Rio Verde, Rio Negrinho, SC. Universidade Federal de Santa Catarina, 2006.

	Características ecológicas								
	hábito*				síndrome de dispersão*			síndrome de polinização*	
	erva	cipó	arbusto	árvore	anemocoria	zoocoria	autocoria	anemofilia	zoofilia
PA	10,0±3,0a	0,1±0,4a	3,0±1,7a	3,1±1,3a	12,5±4,3a	3,1±1,2a	0,5±0,6a	4,8±1,0a	11,3±4,5a
CC	7,1±2,4a	0,1±0,4a	1,8±1,2a	1,6±0,8b	8,6±2,6a	1,5±1,1b	0,6±0,5a	4,6±1,2a	6,1±0,8b

*Médias e desvio padrão de seis repetições seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si de acordo com o teste t de Student ($p=0,05$).

DISCUSSÃO

A chuva de sementes da microbacia do Rio Verde mostrou heterogeneidade espacial em virtude da grande variação na distribuição das espécies entre os locais amostrados. A maior riqueza e densidade na área do fragmento conservado, seguido da área ciliar dos 5m caracteriza que a chuva de sementes está associada aos níveis de complexidade da comunidade.

Da mesma forma, analisando em uma escala temporal, a entrada de sementes foi contínua durante todo o ano de estudo, apesar das menores densidade e riqueza nos meses mais frios. O aumento e o decréscimo do número de espécies detectadas ao longo do período de coletas coincidiu com o maior e menor número de propágulos registrados, apresentando uma alta correlação entre a riqueza e a densidade de sementes coletadas naquele ambiente ciliar.

Especialmente, a composição da chuva de sementes parece ser resultado da relação de diversos fatores atuantes nos variados ambientes amostrados, visto que as áreas de coleta apresentam diferenças na composição da sua vegetação e de áreas adjacentes e na ação de

agentes dispersores bióticos e abióticos de cada local.

A variação temporal irregular da chuva de sementes detectada neste estudo deve estar relacionada com o padrão de frutificação das espécies e a abundância de indivíduos em estágio reprodutivo, além da liberação de propágulos, uma vez que alguns períodos possivelmente apresentaram melhores condições para o sucesso da dispersão na área. Morellato & Leitão-Filho (1992), estudando uma área de floresta semidecidual confirmam que os picos de produção ocorrem em épocas que são mais favoráveis para a dispersão e o estabelecimento das espécies. A variação sazonal na produção de sementes registrada a partir da coleta da chuva de sementes deste estudo deverá influenciar o recrutamento das espécies vegetais, representando uma importante estratégia no potencial de regeneração da área, ao mesmo tempo em que representa uma distribuição de recursos de frutos e sementes durante todo o ano para fauna.

A quantidade de sementes amostradas, pelo fato de ser via emergência em casa de

vegetação, possivelmente está subestimada uma vez que algumas sementes podem ter ficado dormentes durante o período de experimentação. Por outro lado é possível que, sementes muito pequenas não devam ter sido incluídas na coleta devido ao tamanho da malha do coletor não ser suficientemente pequeno para capturá-las.

Foi possível observar que grande parte das sementes depositadas nos coletores pertencia às espécies em frutificação próximas às áreas de coleta. Portanto, é muito provável que as sementes da chuva são provenientes de espécies presentes na área de estudo (chuva autóctone), através da liberação direta de sementes de frutos, ou de espécies de áreas vizinhas à microbacia e mesmo de pontos mais distantes (chuva alóctone), que neste caso, devem estar alcançando a área por intermédio de agentes dispersores, vento e animais principalmente.

A chuva de sementes detectada neste trabalho apresentou espécies de mata ciliar típicas da Formação de Floresta Ombrófila Mista, exceto a espécie *Cecropia glaziovii*. Provavelmente sementes dessa espécie não conseguirão germinar e se estabelecer em áreas em processo de restauração, devido à ausência do sítio específico para seu recrutamento, já que são de ocorrência da Floresta Ombrófila Densa. Esse exemplo indica que, principalmente as espécies alóctones nem sempre encontram condições favoráveis para seu desenvolvimento.

Entretanto, a chegada de sementes alóctones, devido as atuais condições impactantes desta microbacia, devem estar sendo limitadas por aspectos da paisagem regional, como matriz dominante (plantação de *Pinus*), tamanho dos fragmentos preservados e seu grau de isolamento. É bastante provável que, o fluxo de sementes foi prejudicado em função do isolamento e deficiência de conectividade com as fontes produtoras. No entanto, é bem provável que a matriz adjacente deve estar favorecendo a ação de alguns agentes dispersores e alterando a de outros.

Com o histórico da intensificação de pastagens e posterior plantio de talhões de *Pinus*

nas áreas ciliares da microbacia, houve uma drástica redução das unidades naturais da paisagem, especialmente das áreas de preservação permanente (matas ciliares). A chuva de sementes local também deve ter sido reduzida e seu direcionamento alterado em virtude da presença de extensas áreas com plantios de *Pinus taeda* L. A permanência de uma pequena faixa ciliar com largura de 5m em ambos os lados do rio Verde propiciou a manutenção de uma dinâmica vegetacional na área e em áreas adjacentes à microbacia, bem como influenciou na pressão de determinados agentes dispersores atuantes naquele momento. Atualmente, a paisagem da microbacia é constituída por unidades de paisagem formadas por uma matriz dominante de *Pinus taeda* L., fragmentos preservados com vegetação ciliar adjacentes à microbacia, pequenos corredores ciliares com uma faixa de 5m de vegetação preservada, circundados por uma extensa área ciliar aberta de 25m de largura em ambos os lados do rio, fruto da retirada de talhões de *Pinus* há aproximadamente dois anos atrás.

A dinâmica da chuva de sementes atual da microbacia parece sofrer influência dos acontecimentos passados que modificaram o arranjo espacial da paisagem da região e dos acontecimentos presentes, que devem estar atuando principalmente no comportamento da fauna dispersora e na dispersão dos propágulos pelo vento.

A chuva de sementes da microbacia parece estar aumentando as probabilidades da atuação do filtro histórico, mencionado por Lambers et al. (1998), na determinação da população potencial daquele habitat. Espécies anemocóricas, antes encontravam uma barreira para sua dispersão pela presença dos talhões de *Pinus*, atualmente com a retirada dessas árvores, tiveram sua propagação favorecida, já que possuem adaptações à dispersão pelo vento e estratégia de dispersar a longas distâncias, aumentando as probabilidades de distribuição de espécies vegetais em outros locais. A presença de pequenas touceiras de espécies pioneiras anemocóricas recrutadas logo após a

retirada dos Pinus na área de 25m deve estar contribuindo para aumentar a densidade de sementes, já que servem como foco de dispersão. O predomínio de espécies anemocóricas detectadas na chuva de sementes estudada, confirma a hipótese de que essa síndrome de dispersão está associada, especialmente, às áreas de vegetação mais abertas e em fase inicial de sucessão secundária. Essa evidência mostra a atuação do filtro histórico, uma vez que as espécies detectadas na chuva de sementes superaram as barreiras físicas e geográficas, podendo alcançar novamente ambientes ciliares.

Possivelmente, a entrada de sementes zoocóricas detectadas neste estudo deve-se a um aumento no fluxo de aves que possuem como hábito se deslocarem entre fragmentos, especialmente após a retirada dos talhões de Pinus, já que os mesmos devem ter influenciado o comportamento desses dispersores animais que antes não freqüentavam as áreas ciliares. É bastante provável que a introdução de uma densa camada de galharia, produto da retirada dos talhões de Pinus, tenha representado uma favorável condição de abrigo e proteção para roedores, aumentando a freqüência desses animais na atual área de preservação permanente. Esses pequenos dispersores também devem ter contribuído com um aumento na densidade de sementes zoocóricas às áreas ciliares. Develey (2004) exemplifica que, agregados de folhas secas, folhas verdes e troncos são substratos interessantes de forrageio de vários animais, inclusive aves.

A importância da chuva de sementes na microbacia em estudo (juntamente com o banco de sementes) como recurso potencial para o recrutamento de novas espécies e indivíduos torna-se evidente, especialmente através do registro tanto de espécies exclusivas quanto de espécies comuns às três áreas de coleta. A existência desses elementos na chuva de sementes coletada em cada condição amostrada indica que, o recrutamento dessas espécies deve ser direcionado para situações ambientais que o favoreçam. Possivelmente as espécies exclusivas exigem

ambientes mais específicos para o seu recrutamento, ao contrário das espécies comuns, conseqüentemente tendo maiores probabilidades de recrutamento em diferentes condições edáficas. A heterogeneidade da chuva também produz uma maior probabilidade da atuação do filtro fisiológico, citado por Lambers et al. (1998), já que as espécies só terão condições de germinar, crescer, sobreviver e se reproduzir se encontrarem condições propícias para seu desenvolvimento.

Os índices de similaridade encontrados entre as áreas de coleta da chuva de sementes mostraram valores baixos, mesmo entre pontos de pequena e grande proximidade espacial. Essa baixa similaridade vem novamente caracterizar a heterogeneidade espacial da chuva de sementes. Essa característica heterogênea deverá aumentar as probabilidades de recrutamento de diferentes espécies adaptadas a diversas condições, e a probabilidade da atuação do filtro fisiológico, o que refletirá posteriormente em uma heterogeneidade florística particular às florestas ciliares (Rodrigues & Nave, 2000).

Entretanto, é evidente que na comunidade natural da microbacia do Rio Verde, a variação de condições é freqüente, refletindo em uma variação na chuva de sementes em cada área de coleta amostrada neste estudo. Pelos resultados obtidos essa variação se mostra mais evidente em relação a algumas características ecológicas das espécies, associadas às áreas de coleta.

A densidade total de sementes nas áreas ciliares abertas de 25m (em virtude do corte de Pinus) apresenta-se significativamente menor em relação às áreas ciliares dentro de fragmentos preservados, muito provavelmente associada à menor disponibilidade de dispersores bióticos em ambientes abertos. Tal fato se comprova quando se verifica a baixa densidade de sementes zoocóricas em áreas abertas, comparadas com áreas mais preservadas (5m e fragmento) amostradas neste estudo. Especialmente em relação à densidade de sementes, este trabalho deixa claro que áreas abertas possuem uma deficiência em atrair animais em virtude das condições físicas do

ambiente não propiciarem abrigo, proteção ou fonte de alimento para esses agentes dispersores de sementes. As diferenças encontradas entre os três ambientes estudados, principalmente quanto à densidade de sementes zoocóricas caracterizam os níveis de atuação da fauna nas áreas. Por outro lado a maior similaridade registrada entre o fragmento e a área ciliar de 5m caracteriza que, estes ambientes com fitofisionomia florestal, devam exercer uma maior atratividade para a fauna, facilitando uma chuva mais heterogênea e voltada à ação dos animais. Outra relação direta com a fauna está no fato de que foi registrado um número inferior de espécies zoofílicas nas áreas abertas quando comparadas às áreas mais preservadas (5m e fragmento).

Especialmente para as espécies detectadas na chuva de sementes desse estudo, árvores e arbustos estão bastante associados com a síndrome de dispersão zoocórica. Especificamente espécies arbóreas e zoocóricas tiveram menor representatividade nas áreas abertas, uma vez que foram detectadas três espécies, porém em baixa densidade. Contudo, a densidade de espécies arbustivas foi significativamente superior às áreas ciliares preservadas (5m e fragmento), sugerindo que a presença de espécies do gênero *Baccharis* e *Eupatorium* nas áreas abertas de 25m contribuiu muito nesse resultado, possivelmente com uma grande produção de sementes e períodos adequados à dispersão dos seus propágulos. Novamente denota-se que a sucessão secundária de uma área deve primar pelo estabelecimento de uma etapa inicial, comportando-se como facilitadora das fases subsequentes.

Na chuva de sementes de áreas ciliares preservadas (5m e fragmento) da microbacia, outros componentes estiveram mais presentes, sugerindo que esses ambientes possuem um potencial para desencadear um processo sucessional secundário mais avançado. A densidade de sementes zoocóricas foi significativamente maior em ambientes mais preservados, comparando-se com áreas abertas. É bastante evidente a presença da fauna associada

a esses locais, uma vez que a manutenção de faixas ciliares preservadas e de fragmentos preservados próximos à microbacia aumentam as probabilidades da chegada de animais dispersores, que encontram nesses locais abrigo, proteção e especialmente, fonte de alimento. O registro de uma alta densidade de sementes de espécies arbóreas detectadas na chuva de sementes de áreas ciliares em fragmentos preservados adjacentes a microbacia do Rio Verde, reflete a importância desses elementos para atração da fauna dispersora, uma vez que muitas dessas árvores estão associadas à dispersão por animais. Especialmente *Casearia* cf. *decandra*, *Myrsine coriaceae* e duas espécies da família Myrtaceae são elementos potenciais para atração da fauna dispersora, já que seus frutos carnosos servem de alimento para muitos animais. Estudos em áreas tropicais evidenciam que plantas produtoras de frutos carnosos atraem dispersores, os quais trazem consigo sementes de diferentes espécies e locais (Wunderle Jr., 1997). A existência dessas plantas nas áreas ciliares preservadas da microbacia deve promover uma ação nucleadora da chuva de sementes zoocóricas alóctones.

Provavelmente, as espécies *Erechtites valerianaefolia*, *Vernonia* sp. e *Phytolacca thyrsoiflora* foram as que mais contribuíram para uma alta densidade de sementes herbáceas detectada nas áreas ciliares de 5m. A presença de ervas nessas áreas ciliares indica o potencial facilitador disponível para a colonização de novos ambientes, uma vez que esse elemento é fundamental no início do processo sucessional.

A heterogeneidade espacial e temporal da chuva de sementes estudada ficou claramente evidenciada, especialmente através da grande variação na riqueza e densidade de espécies detectada em cada área de coleta dentro da microbacia do Rio Verde. As diferentes unidades naturais da paisagem, áreas ciliares abertas (25m), áreas ciliares preservadas (5m) e áreas ciliares em fragmentos preservados produziram uma chuva de sementes, que agregada, está contribuindo com importantes elementos para as diferentes etapas da sucessão natural. Portanto, a capacidade da chuva

de sementes da região deve ser maximizada, uma vez que as unidades heterogêneas da paisagem promovam um aumento nas probabilidades da atuação de dispersores, tanto bióticos quanto abióticos, em cada condição amostrada dentro da microbacia.

Dentro de uma visão de ecologia da paisagem, as matas ciliares da microbacia do Rio Verde correspondem a estruturas lineares da paisagem que diferem das unidades vizinhas, ligando fragmentos anteriormente unidos. Entretanto a chuva de sementes é caracterizada por um processo não linear, sendo resultante do conjunto de fatores de dispersão atuantes numa comunidade, apresentando-se em mosaicos que variam no espaço e no tempo. Especialmente, nas áreas ciliares degradadas, em início do processo sucessional, a chuva de sementes deverá estar direcionada de acordo com a linearidade e heterogeneidade espacial do solo, a fim de aumentar a possibilidade de sucessão local.

A chuva de sementes na microbacia do Rio Verde representa o grande potencial do início do processo sucessional secundário, uma vez que os resultados mostrados neste estudo indicam uma predominância de fases sucessionais iniciais, cuja característica pioneira e colonizadora facilitará a formação de novas populações de espécies mais avançadas na área degradada. Especialmente, a ocorrência de sementes durante todos os meses de coleta, indica a contínua incorporação de recursos alimentares diversificados à comunidade, que estarão disponíveis ao longo do ano.

O predomínio de espécies zoofílicas e anemocóricas na chuva de sementes das áreas ciliares, indica a importância desses elementos para dar início ao processo sucessional. Essas espécies têm potencial para atrair polinizadores para a área degradada (zoofilia), bem como aumentar a probabilidade de dispersão a longas distâncias (anemocoria), características essenciais numa fase inicial da sucessão secundária.

A entrada de sementes nas áreas ciliares em estudo está representando a potencialidade de sucessão local através do aporte de novas espécies

advindas de áreas vizinhas (alóctone) e de novo material genético das espécies locais (autóctone). Esse fluxo de sementes tem capacidade de manter o dinamismo do banco de sementes e do banco de plântulas, dando continuidade ao processo sucessional.

O estudo da dinâmica da chuva de sementes das áreas ciliares mostra-se essencial para compreender alguns processos ecológicos na microbacia do Rio Verde, assim como estabelecer estratégias de restauração daquele ambiente.

Espécies pioneiras, especialmente herbáceas e arbustivas, e de etapas intermediárias detectadas na chuva de sementes das áreas ciliares desse estudo quando recrutadas, serão capazes de modificar o ambiente, tanto biótico como abiótico permitindo uma nova dinâmica sucessional. Portanto, essa fase inicial herbáceo-arbustivo predominante na chuva de sementes não deve ser menosprezada no processo de restauração ecológica da mata ciliar na microbacia do Rio Verde, pois é chave para por em marcha o processo sucessional e favorecer sua progressão até comunidades mais maduras.

O potencial da chuva de sementes das áreas ciliares da microbacia, representado especialmente pelas fases sucessionais iniciais, deve ser maximizado quando incorporado em forma de núcleos à área degradada como parte da biodiversidade local. A técnica de transposição da chuva de semente é sugerida por Reis et al. (2003) como sendo uma eficiente forma de aumentar o ritmo de colonização em áreas em processo de restauração. Esse fenômeno denominado de nucleação foi proposto por Yarranton & Morrison (1974) e tem se mostrado muito importante na colonização de novos habitats.

A formação de núcleos a partir de sementes coletadas em diferentes áreas de distintos níveis sucessionais, aplicada na restauração das áreas ciliares da microbacia estudada, mostra-se capaz de produzir um processo de substituição de espécies pioneiras através do mecanismo da facilitação, como proposto por Connell & Slatyer (1977), beneficiando a sucessão secundária da

área. Esse processo é demonstrado através dos resultados obtidos na chuva de sementes, uma vez que as áreas amostradas apresentam espécies com grande diversidade de formas de vida, síndromes de polinização e dispersão, sugerindo o grande potencial desses elementos em atrair diversidade estrutural e funcional para a área degradada. Essa disponibilidade de propágulos e de agentes dispersores detectada neste estudo é fundamental para a restauração da vegetação ciliar na microbacia do Rio Verde.

Porém, a velocidade da sucessão secundária da vegetação na microbacia poderá ser aumentada, caso sejam ampliadas as possibilidades de atrair um maior número de animais para áreas degradadas. A grande maioria das sementes da floresta tropical tem adaptações para dispersão animal (Howe, 1984), entretanto muitos deles raramente se aventuram em áreas abertas pelo risco de predação.

A introdução de poleiros artificiais dentro das áreas ciliares abertas (de 25m) permitiu um aumento na freqüência da avifauna à área degradada, contribuindo com um aumento na densidade de sementes provindas de áreas distantes, incrementando a chuva de sementes local. A importância dessas estruturas artificiais inseridas em áreas abertas associada ao comportamento dos dispersores aumenta ainda à medida que a densidade de propágulos naquele ambiente tende a diminuir em virtude da distância de fragmentos preservados (adjacentes às áreas de 5 e 25m). Aide & Cavelier (1994) em estudo na Colômbia, não observaram sementes dispersas na pastagem a uma distância de 20m do fragmento.

Os núcleos de sementes formados sob os poleiros instalados dentro das áreas ciliares de 5m mostraram que essas estruturas artificiais exercem a função de mais um elemento nucleador na área degradada. Os focos de concentração de propágulos dentro daquela comunidade são locais de grande atração de consumidores, conforme descrito pela teoria de saciação do predador de Janzen (1970). Por sua vez, estes consumidores podem eventualmente realizar a dispersão

secundária destas sementes e, principalmente, de trazerem mais sementes para a área através de suas fezes. As concentrações dessas sementes nas áreas ciliares servem, além de fonte de propágulos para a comunidade em processo de restauração, como fonte de alimento para dispersores secundários e outros consumidores, contribuindo para a permanência desses animais no local. Esse processo possibilita a formação de uma nova cadeia trófica e aumenta a diversidade funcional da área, promovendo a reconstrução da comunidade em todos os seus elementos (produtores, consumidores e decompositores). A riqueza e a densidade de sementes zoocóricas sob os poleiros confirmam para o ambiente ciliar a sugestão de estruturas atrativas da fauna dispersora feita por McDonnell & Stiles (1983), McClanahan & Wolfe (1993) e Shiels & Walker (2003) para florestas tropicais.

A chuva de sementes sob poleiros artificiais indica que essas estruturas possuem um efeito de atração de dispersores que trazem consigo sementes de espécies zoocóricas componentes de fragmentos próximos para as áreas ciliares abertas. A presença de espécies exclusivas sob os poleiros confirma o potencial desta técnica em atrair diversidade de espécies de áreas distantes à microbacia. Espécies zoocóricas como *Alchornea triplinervea*, *Rollinia* sp. e *Solanum mauritianum* só foram encontradas na chuva de sementes sob poleiros artificiais, quando comparada à chuva de sementes sob a condição controle e sob as demais condições amostradas (A1 A2 A3).

As espécies zoocóricas detectadas sob poleiros artificiais instalados na microbacia estão predominantemente associadas à forma de vida arbórea. A avifauna que visita essas estruturas parece ter hábito alimentar arborícola, uma vez que freqüenta outros fragmentos e traz consigo sementes desses locais, contribuindo para aumentar a diversidade de formas de vida para a área degradada. Esse resultado está evidentemente confirmado pela significativa diferença entre poleiros artificiais e controle, quando comparados, forma de vida arbórea, síndromes de dispersão zoocórica

e síndrome de polinização zoofílica.

Os coletores controle instalados nas áreas ciliares de 25m parecem ter sido utilizados para pouso de algumas aves que possuem um comportamento rasteiro com hábito alimentar herbáceo, uma vez que as ervas *Galium hypocarpium* e *Coccocypselum* sp. tiveram suas sementes coletadas na chuva sob essa condição.

A riqueza de espécies e a densidade de sementes anemocóricas detectada tanto nos coletores sob os poleiros quanto nos coletores controles pode ser em virtude dessas estruturas estarem dispostas em área aberta e próximas a focos de dispersão, recebendo grande quantidade de sementes de espécies de indivíduos remanescentes na área.

Os meses que apresentaram um maior número de sementes zoocóricas sob poleiros artificiais foram janeiro (70 sementes) e dezembro (11 sementes) caracterizando uma maior atividade dos freqüentadores dos poleiros nestes meses mais quentes.

Os poleiros artificiais instalados nas áreas abertas da microbacia do Rio Verde atuaram como pontos de ligação (*stepping-stones*) ou trampolins ecológicos entre os ambientes ciliares isolados pela fragmentação, que conforme concepção de Metzger (2003) favorecem o fluxo de sementes e propiciam a conectividade entre a diversidade de mosaicos da paisagem. Distribuir essas estruturas na paisagem fragmentada significa aumentar a permeabilidade da matriz aos fluxos biológicos a partir da possibilidade de introduzir novos elementos que favoreçam a formação de núcleos de diversidade.

A chuva de sementes sob as áreas ciliares abertas (25m), sob áreas ciliares preservadas (5m e fragmento) e sob poleiros artificiais deve ser potencializada através de técnicas nucleadoras que possibilitem a formação de núcleos de diversidade com concentração de sementes de espécies em

diferentes fases sucessionais. Especialmente ervas e arbustos, os quais predominaram na chuva de sementes sob as diversas condições amostradas, quando recrutados deverão facilitar o processo sucessional inicial, agindo como gatilho para a formação de uma comunidade arbórea mais avançada.

A fase herbáceo-arbustiva, apontada como predominante na avaliação do potencial de resiliência da microbacia do Rio Verde, deve parecer uma opção “pobre”, especialmente para uma sociedade com um sentimento arraigado de que só a “floresta arbórea” tem valor ambiental considerável. Concepções da natureza como “*organizada, limpa e sem mato*”, ou seja, plantios de espécies arbóreas em linhas e mantidos limpos durante dois a três anos, menosprezam as etapas iniciais do processo sucessional por desconhecer a importância desses elementos para a biodiversidade como um todo. Como argumento a favor da valorização da fase herbáceo-arbustiva está a citação de Carpanezzi (2005) se reportando a Zavitkovski & Newton (1968), os quais mostram que a estrutura da floresta madura é influenciada durante séculos pela importância dada à vegetação na **fase inicial** da sucessão secundária. E a sinalização de Zamora *et al.* (2004) para os “matorrales”, **plantas pioneiras e de etapas intermediárias da sucessão**, capazes de melhorar o êxito da restauração e favorecer a progressão até florestas maduras, uma vez que servem de nicho de regeneração para muitas espécies arbóreas.

Finalmente, é notável a opção dos proprietários de que o rumo da sucessão secundária na microbacia do Rio Verde seja orientada em função de suas etapas sucessionais, mantendo atualmente a fase inicial, composta por ervas e arbustos, trazendo de volta à área não só o seu aspecto estrutural, mas a funcionalidade entre os seres vivos da comunidade local.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIDE, T. M. & CAVELIER, J. 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. **Restoration Ecology** 2: 219-229.
- ALMEIDA-CORTEZ, J. S. 2004. Dispersão e Banco de Sementes. In: GUI FERREIRA, A. e BORGUETTI, F. (ed.) **Germinação do básico ao aplicado**. Artmed, Porto Alegre, p. 225-235.
- ARMESTO, J. J.; DÍAZ, I.; PAPIC, C. & WILLSON, M. 2001. Seed rain of fleshy and dry propagules in different habitats in temperate rain forest of Chiloé Island, Chile. **Austral Ecology** 26: 311-320.
- CARPANEZZI, A. A. 2005. Fundamentos para a reabilitação de ecossistemas florestais. In: GALVÃO, A. P. M. e PORFÍRIO DA SILVA, V. (Ed.) **Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso**. Embrapa Florestas, Colombo, p. 28-45.
- CHRISTOFFOLETI, P. J. & CAETANO, R. S. X. 1998. Soil Seed Banks. **Scientia Agrícola** 55: 1-7.
- CONNEL, J. H. & SLATYER, R. O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **American Naturalist** 111: 1119-1144.
- CUBIÑA, A. & AIDE, T. M. 2001. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. **Biotropica** 33 (2): 260-267.
- DEVELEY, P. F. 2004. Métodos para estudos com aves. In: CULLEN, Jr.; RUDRAN, R. & VALLADARES-PADUA, C. (Ed.) **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. UFPR, Curitiba, p. 153-168.
- FERREIRA, P. V. 1991. **Estatística Experimental Aplicada à Agronomia**. EDUFAL, Maceió, 440p.
- GALINDO-GONZÁLES, J.; GUEVARA, S. & SOSA, V. J. 2000. Bat and bird generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. **Conservation Biology** 14 (6): 1693-1703.
- GUEVARA, S.; PURATA, S. E. & VAN DER MAAREL, E. 1986. The role of remnant trees in tropical secondary succession. **Vegetatio** 66: 77-84.
- GUEVARA, S.; MEAVE, J.; MORENO-CASASOLA, P. & LABORDE, J. 1992. Floristic composition and vegetation structure under isolated trees in neotropical pastures. **Journal of Vegetation Science** 3: 655-664.
- GUEVARA, S. & LABORDE, J. 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. **Vegetatio** 107/108: 319-338.
- HARPER, J. L. 1977. **Population biology of plants**. Academic Press, London, 892p.
- HOLL, K. D. 1999. Factors limiting rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica** 31: 229-242.
- HOWE, H. F. 1984. Implications of seed dispersal by animals for tropical reserve management. **Conservation Biology** 30: 261-281.
- JANZEN, D. H. 1970. Herbivores and the number of tree species in Tropical Forests. **American Naturalist** 104: 501-528.
- KÖPPEN, W. 1948. **Climatologia: un estudio de los climas de la tierra**. Fondo de Cultura Económica, México.
- LAMBERS, H.; CHAPIN III, F. S. & PONS, T. L. 1998. **Plant physiological ecology**. Springer-Verlag, New York, 540p.
- LUDWIG, J. A. & REYNOLDS, J. F. 1988. **Statistical ecology: a primer on methods and computing**. Wiley-Interscience, EUA, p. 85-103.
- McCLANAHAN, T. R. & WOLFE, R. W. 1993. Accelerating forest succession in a fragmented landscape: the role of birds and perches. **Conservation Biology** 7 (2): 279-288.
- McDONNELL, M. J. & STILES, E. W. 1983. The structural complexity of the old field vegetation and the recruitment of bird-dispersed plant species. **Oecologia** 56: 109-116.

- METZGER, J. P. 2003. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D. de; ENGEL, V.L.; GANDARA, F. B. (Ed.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Fepaf, São Paulo, p.49-76.
- MORELLATO, L. P. C. & LEITÃO-FILHO, H. F. 1992. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In: MORELLATO, L. P. C. (Ed.) **História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil**. UNICAMP, FAPESP, Campinas, p. 112-141.
- PIJL, L.V.D. 1972. **Principles of dispersal in higher plants**. Springer-Verlag, Berlin, 162p.
- PRICE, M. V. & JOYNER, J. W. 1997. What resources are available to desert granivores: seed rain or soil seed bank? **Ecology** 78 (3): 764-773.
- REDE SMARTWOOD – Practical Conservation Throught Certified Forestry. **Resumo público de certificação de Modo Battistella Reflorestamento S/A – MOBASA**. Disponível em: <<http://www.smartwood.org>> Acesso em: 15 de maio de 2004.
- REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPÍNDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K.; SOUZA, L. L. 2003. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza e Conservação** 1 (1): 28-36.
- RICKLEFS, R. E. 1996. **A economia da natureza: um livro-texto em ecologia básica**. Guanabara/Koogan, Rio de Janeiro, 470p.
- ROBINSON, G. R. & HANDEL, S. N. 1992. Forest restoration on a closed landfill: rapid addition of new species by bird dispersal. **Conservation Biology** 7(2): 271-278.
- RODRIGUES, R. R. & NAVE, A. G. 2000. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R. & LEITÃO-FILHO, H. de F. (Ed.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. Fapesp, São Paulo, p.45-72.
- SHIELS, A. B. & WALKER, L. R. 2003. Bird perches increase forest seeds on Puerto Rican landslides. **Restoration Ecology** 11 (4): 457-465.
- SOKAL, R. R & ROHLF, F. J. 1997. **Biometry: the principles and practice of statistics in biological research**. Freeman, USA, 850p.
- TERBORGH, J. 1990. Seed and fruit dispersal: commentary. In BAWA, K. S. & HADLEY, M. (Ed.) **Reproductive ecology of tropical forest plants**. UNESCO, Paris, p.181-190.
- VENCOVSKY, R. 1987. Tamanho efetivo populacional na coleta e preservação de germoplasmas de espécies alógamas. **IPEF** 35: 79-84.
- ZAMORA, R.; GARCÍA-FAYOS, P. & GÓMEZ-APARICIO, L. 2004. Las interacciones planta-planta y planta-animal en el contexto de la sucesión ecológica. In: VALLADARES, F. (Ed.) **Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante**. EGRAF, Madrid, p. 371-393.
- WHITMORE, T. C. 1983. Secondary succession from seed in tropical rain forests. **Forest Abstracts** 44 (12): 767-779.
- WILLSON, M. F. & CROME, F. H. J. 1989. Patterns of seed rain at the edge of a tropical Queensland rain forest. **Journal of Tropical Ecology** 5: 301-308.
- WILLSON, M. F. 1992. The ecology of seed dispersal. In: FENNER, M. (Ed.) **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. CAB International, Wallingford, U.K., p. 61-85.
- WUNDERLE Jr., J. M. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forestry Ecology and Management** 99: 223-235.
- YARRANTON, G. A. & MORRISON, R. G. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **Journal of Ecology** 62 (2): 417-428.

BANCO DE SEMENTES DE UMA MATA CILIAR EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM UMA FAZENDA PRODUTORA DE *PINUS TAEDA* L. RIO NEGRINHO, SANTA CATARINA

Deisy Regina Tres

Bióloga, MSc. Biologia Vegetal
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
tres_deisy@yahoo.com.br

Ademir Reis

Biólogo, Prof. Dr. do Depto. Botânica
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
areis@ccb.ufsc.br

RESUMO

O solo contém um estoque de sementes viáveis, desde a sua superfície até camadas mais profundas, representado pelo banco de sementes. Em comunidades perturbadas, a introdução de espécies, através de sementes e propágulos aumenta a velocidade da restauração ecológica. Este estudo teve como objetivo avaliar quantitativa e qualitativamente a composição do banco de sementes do solo de fragmentos preservados de uma mata ciliar, gerando subsídios para restauração ecológica. Na microbacia do Rio Verde foram retiradas amostras de solo de 1m² e profundidade de cerca 10cm, incluindo a serapilheira, em três pontos de coleta localizados dentro de uma área ciliar de 5m de largura, com fitofisionomia florestal. Em cada ponto foram coletadas quatro amostras de solo em épocas distintas ao longo do ano. Amostras de solo foram levadas à casa de vegetação para identificação das sementes através da emergência de plântulas e também transpostas na área ciliar de 25m de maneira a formar núcleos. Registraram-se 115 espécies no banco de sementes, correspondendo a uma média de 2.273 sementes.m⁻². O banco de sementes mostrou heterogeneidade espacial em virtude da grande variação na distribuição das espécies entre os pontos de coleta amostrados. A fase herbáceo-arbustiva foi predominante no banco de sementes. Na transposição de núcleos de solo, 36 espécies foram recrutadas. Todas as formas de vida estiveram presentes, com predominância de ervas e arbustos. O banco de sementes das áreas ciliares representa um potencial para a restauração local, através da sucessão natural. A técnica de transposição de solo mostrou a capacidade de aumentar a conectividade da área degradada com os fragmentos preservados adjacentes.

Palavras-chave: Restauração Ecológica, Banco de Sementes, Transposição de Solo

ABSTRACT

SEED BANK OF A RIPARIAN FOREST UNDER ECOLOGICAL RESTORATION PROCESS WITHIN A FARM PRODUCING *PINUS TAEDA* L., RIO NEGRINHO, SANTA CATARINA

The soil contains a stock of viable seeds from the surface to deeper layers, representing the seed bank. In undisturbed communities, the introduction of species through seeds and seedlings increases the speed of ecological restoration. This study aimed to evaluate the quantitative and qualitative composition of the seed bank of soil fragments preserved within a riparian forest, creating subsidies for ecological restoration. In the Rio Verde watershed were taken soil samples from 1m² and depth of about 10cm, including the litter, in three samples collected within a riparian area of 5m wide, with

forest vegetation. At each point were collected four soil samples at different times throughout the year. Soil samples were taken to a greenhouse for the identification of seeds through the emergence of seedlings and also transposed to the riparian area of 25m so as to form nuclei. It was recorded 115 species in the seed bank, corresponding to an average of 2273 seeds.m⁻². The seed bank showed spatial heterogeneity due to the large variation in the distribution of species among the sampling sites sampled. The herb-shrub stage was predominant in the seed bank. In the implementation of soil nuclei, 36 species were recruited. All forms of life were present, with predominance of herbs and shrubs. The seed bank of the riparian areas is a potential for site restoration by natural succession. The technique of soil transposition showed the ability to increase the connectivity of the degraded area with the adjacent preserved fragments.

Key-words: Ecological Restoration, Seed Bank, Soil Transposition.

INTRODUÇÃO

Na concepção de Moreira & Siqueira (2002) o solo é um componente da biosfera extremamente peculiar de natureza complexa e dinâmica. De caráter heterogêneo e descontínuo, sua estruturação constitui-se de muitos micro-habitats discretos com diferentes características químicas, físicas e biológicas. Essas características são interdependentes e permitem que diferentes organismos possam conviver e interagir em estado de equilíbrio dinâmico.

Fungos, bactérias, líquens, protozoários, micro, meso e macro fauna edáfica são citados por Moreira & Siqueira (2002) como organismos constituintes do solo, possuindo funções específicas dentro desse sistema, o que os torna extremamente versáteis para ocupação dos diversos nichos ecológicos. Esses organismos possuem relações de dependência essenciais com o solo, os quais proporcionam condições ideais para uma biodiversidade elevada. Da mesma forma que o micro-habitat e seus atributos físico-químicos (micro-ambiente) influenciam o comportamento desses organismos, eles também influenciam o ambiente dentro deste espaço.

Além da diversidade de micro, meso e macro organismos, o solo contém um estoque de sementes viáveis, desde a sua superfície até camadas mais profundas, representando mais um dos seus componentes, o chamado banco de sementes. O acúmulo de sementes no banco varia de acordo com a entrada (dispersão) e saída (germinação, morte) de sementes, as quais controlam diretamente a densidade e a composição de espécies (Almeida-Cortez, 2004).

A chuva de sementes local, de áreas adjacentes ou distantes, alimenta o banco através dos distintos processos de dispersão: anemocoria, zoocoria, hidrocoria e autocoria (Hall & Swaine, 1980). Esta incorporação ao banco é regulada por padrões sazonais de ingresso de sementes (Young et al., 1987), que influenciam a diversidade e abundância de espécies (Martinez-Ramos & Soto-Castro, 1993). Além das saídas do banco, por exemplo, via germinação, processos abióticos e bióticos podem ocasionar nova dispersão ou movimentação das sementes às camadas mais profundas do solo. Predação, patógenos e envelhecimento natural podem ocasionar a mortalidade de sementes, reduzindo a sua densidade no banco.

O período de tempo em que as sementes permanecem no solo é determinado por fatores fisiológicos (germinação, dormência e viabilidade) e ambientais (umidade, temperatura, luz, presença de predadores e patógenos) (Garwood, 1989). O banco de sementes é, portanto, produto dos eventos bióticos e abióticos que ocorrem no ambiente (Almeida-Cortez, 2004).

Em função da longevidade dos diásporos, os bancos podem ser caracterizados como transitórios, formados por sementes de curta viabilidade e que apresentam pouca ou nenhuma dormência, germinando dentro de, no máximo, um ano após a dispersão; e persistentes, compostos por sementes de maior longevidade sob condições naturais e dormentes, permanecendo viáveis no solo por mais de um ano. Vasquez-Yanes & Smith (1982) registraram para a espécie *Cecropia obtusifolia*

um período de permanência no solo de dois anos ou mais.

Nas florestas tropicais, a capacidade para dormência e conseqüente formação de banco de sementes, geralmente ocorre em espécies de sucessão inicial ou de clareiras, embora seja ocasionalmente também encontrada em sementes de espécies de sucessão avançada (Uhl et al., 1981). As espécies tardias na sucessão geralmente possuem curta longevidade natural e pouca dormência, germinando logo após a dispersão, quando as condições são favoráveis, formando o banco de sementes transitório e mantendo as populações em banco de plântulas (Thompson & Grime, 1979).

A persistência das sementes no banco é uma estratégia evolutiva biológica importante para a dinâmica de populações, o que representa, segundo Simpson et al. (1989), uma reserva do potencial genético acumulado, possibilitando a manutenção da diversidade genética ao longo do tempo (Brown & Venable, 1986).

O banco de sementes (juntamente com a chuva de sementes) é a principal fonte de regeneração das florestas tropicais que sofreram distúrbios naturais ou antrópicos (Garwood, 1989). Estudos nessas florestas têm mostrado que o banco de sementes contribui para o recrutamento de novos indivíduos de estágios iniciais na sucessão secundária (Young et al., 1987); proporcionam estabilização de áreas perturbadas, reduzindo a erosão e a perda de nutrientes (Uhl et al., 1981); e é parcialmente responsável pelas mudanças que ocorrem durante o desenvolvimento da vegetação (Lunt, 1997).

Em comunidades perturbadas, a introdução de espécies, através de sementes e propágulos de comunidades originais ou em estágio avançado de sucessão, aumenta a velocidade da restauração ecológica (Skoglund, 1992; McDonald et al., 1996). Espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas pioneiras recrutadas a partir do banco de sementes do solo podem facilitar a dispersão e o estabelecimento de outras espécies de estágios sucessionais mais avançados,

fornecendo alimento e abrigo para dispersores generalistas (Charles-Dominique, 1986; Fleming, 1986) e melhorando as condições do micro-habitat, como umidade e temperatura (Uhl, 1987).

A teoria da nucleação, proposta inicialmente por Yarranton & Morrison (1974) surge como um princípio básico que pode ser aplicado à restauração de áreas degradadas. Espécies facilitadoras animais ou vegetais (Ricklefs, 1996) melhoram as condições ambientais, permitindo um aumento na probabilidade de ocupação do ambiente por outras espécies. O intuito é o de promover uma nova dinâmica de sucessão ecológica (Reis et al., 1999), buscando em fragmentos adjacentes preservados parte da diversidade estrutural e funcional do solo, almejando refazer a paisagem original.

O estabelecimento desses núcleos de diversidade, sugerido por Reis et al. (2003), é uma alternativa eficiente de proporcionar uma maior resiliência na sucessão das áreas degradadas, servindo como trampolins ecológicos distribuídos na paisagem, os quais potencializam os fluxos de organismos entre habitats e aumentam a conectividade da paisagem. A hipótese é de que a partir da transposição de núcleos de solo de fragmentos preservados, um novo ritmo sucessional será internalizado na área, resgatando parte dos atributos e funções de um solo originalmente conservado e as interações entre organismos.

A proposta de restauração da mata ciliar em uma fazenda produtora de *Pinus taeda* L., em nível de microbacia, no Planalto Norte de Santa Catarina, impulsiona a necessidade de conhecer o banco de sementes das áreas preservadas adjacentes. Estes estudos consistem num subsídio básico para propor estratégias de restauração adequadas à área.

Originalmente a microbacia do Rio Verde era coberta pela Floresta Ombrófila Mista. Entretanto, ao longo dos anos a fisionomia característica dessa formação foi modificada em virtude do processo de ocupação e exploração dos recursos naturais. No início da década de sessenta, com a implementação de projetos de reflorestamento com o crivo e incentivo do Estado

(Lei nº 5106/66, que oferecia desconto no imposto de renda para iniciativas de reflorestamento), empresas madeireiras iniciaram o cultivo *Pinus taeda* L. para o abastecimento de suas indústrias, realizando o reflorestamento em larga escala, incluindo o plantio em áreas de preservação permanente (matas ciliares). A partir de 1965, do ponto de vista da Legislação Federal Ambiental, o Código Florestal, Lei nº 4771, estabeleceu uma faixa mínima a ser mantida para proteger a vegetação ao longo dos rios, considerando essas áreas de preservação permanente, além de impedir a supressão total ou parcial dessas florestas. No início, a lei estabelecia que para rios de até 10m de largura, 5m de faixa de vegetação deveriam ser preservados. Em 1986 e 1989 foram realizadas várias modificações na lei, ampliando a área de preservação permanente, esta condicionada à largura do rio. Referindo-se a rios de até 10m de

largura, ainda que os 5m anteriormente protegidos por lei tivessem sido preservados, a partir da modificação da lei foram acrescentados 25m de faixa de preservação permanente.

Dentro dessa perspectiva se insere a microbacia do rio Verde, onde atualmente há uma proposta de orientar a substituição dos talhões de *Pinus taeda* L., na área dos 25m, pela restauração da vegetação ciliar. Para tanto, foi criada uma Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental, constituindo uma área piloto. Nesta área foram realizados vários estudos, visando avaliar a capacidade de restauração da mata ciliar através de técnicas nucleadoras.

Desta forma, este estudo tem como objetivo avaliar quantitativa e qualitativamente a composição do banco de sementes do solo de fragmentos preservados de mata ciliar, gerando subsídios para restauração ecológica.

METODOLOGIA

Em julho de 2004 foi implantada uma Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental (UD) na microbacia do Rio Verde, Fazenda Santa Alice a fim de testar técnicas nucleadoras para restauração ecológica da mata ciliar. A UD consiste de 19,54ha de áreas de preservação permanente (faixa de 5m), 9,94ha de áreas a restaurar (faixa de 25m) e uma área ciliar dentro de um fragmento preservado de 1,35ha. O corte dos talhões de *Pinus taeda* L. foi realizado na faixa de 25m, dois anos antes da implantação da UD. Na implantação foram instaladas aleatoriamente 10 parcelas de 10mx50m (500m²) ao longo da microbacia do Rio Verde, incluindo as faixas de 5 e 25m. As parcelas foram alocadas da seguinte forma: 30m em uma margem do rio e 20m na outra margem (Croqui).

Para esse estudo foram escolhidas aleatoriamente três parcelas de 500m² com um ponto de coleta em cada uma delas. Esses pontos de coleta estão inseridos dentro da área dos 5m, cuja vegetação possui fitofisionomia predominantemente arbórea, com altura de 7 a 8m. Os solos, dentro dessa área, foram classificados

como Cambissolo Háptico Ta Alumínico Léptico (textura argilosa) para os pontos de coleta 1 e 3; e Neossolo Litólico Húmico Típico (textura média pesada ou argilosa) para o ponto de coleta 2, segundo classificação realizada pelo pedólogo Itamar Bognola (comunicação pessoal).

Banco de sementes

Para a avaliação do banco de sementes da microbacia do Rio Verde, foram retiradas amostras de solo de 1m² e profundidade de cerca 10cm (incluindo a serapilheira) em três pontos de coleta localizados dentro das áreas ciliares de 5m. Em cada ponto foram coletadas quatro amostras de solo, com espaçamento de 1m entre elas. As coletas foram realizadas em agosto e novembro de 2004 e fevereiro e abril de 2005. No final do período de coleta, foram totalizadas doze amostras de solo de 1m² (Figura 1).

As amostras recolhidas foram acondicionadas em sacos plásticos, peneiradas (malha de 5mm), levadas à casa de vegetação e colocadas em bandejas plásticas sobre uma

camada de 10cm de areia lavada de rio. Foi mantida uma bandeja controle, apenas com areia. O solo foi revolvido a cada três meses para que a germinação fosse eventualmente estimulada (Forcella, 1984), uma vez que foi notada uma estabilização na quantidade de sementes germinadas.

O método de avaliação adotado foi o de emergência de plântulas (Christoffoleti & Caetano, 1998). As avaliações foram mensais, quantificando as plântulas que emergiam. À medida que as plântulas apresentavam o primeiro par de folhas, estas foram replantadas em vasos contendo solo. Para a identificação das plântulas emergentes foram confeccionadas exsiccatas das espécies (plantas jovens e adultas com flor). Os indivíduos não identificados foram herborizados e enviados a especialistas para sua identificação ou comparação com material de campo. As exsiccatas do material frutificado foram depositadas no Herbário “FLOR” do Departamento de Botânica da UFSC.

A riqueza de espécies e a densidade de sementes.m² de cada espécie foram quantificadas. Para cada espécie foram relacionadas suas características ecológicas de forma de vida, síndromes de polinização e de dispersão.

Foi montada uma curva do coletor para demonstrar a riqueza de espécies no solo coletado.

A comparação da riqueza de espécies foi realizada através do índice qualitativo de similaridade de Jaccard $S_{\text{Jaccard}} = a / (a + b + c)$, onde: a = número de espécies comuns aos pontos a e b; b = número de espécies que só ocorrem no ponto a; c = número de espécies que só ocorrem no ponto b (Ludwig & Reynolds, 1988).

Foi feita a Análise da Variância, ao nível de significância de 5%, e o teste de separação de

médias de Tukey ($\alpha = 0,05$), para comparar a riqueza de espécies e densidade de sementes.m² por ponto de coleta amostrado (Beiguelman, 1991).

Transposição de solo

Para testar a técnica de transposição de solo na microbacia do Rio Verde, foram retiradas amostras de solo de 1m² e profundidade de cerca 10cm (incluindo a serapilheira) em três pontos de coleta localizados dentro das áreas ciliares de 5m. Em cada ponto foram coletadas quatro amostras de solo, com espaçamento de 1m entre elas.

As amostras recolhidas foram acondicionadas em sacos plásticos e levadas à área dos 25m. Nesta área foram delimitadas parcelas de 1m², com espaçamento de um metro entre cada parcela. Para transposição, a camada de serapilheira foi retirada até aparecer o solo, sobre o qual foram depositadas as amostras coletadas anteriormente. Estas foram espalhadas uniformemente sobre o solo dentro da medida estabelecida, de maneira a formar núcleos. Foram delimitadas parcelas de 1m² servindo como controle.

Este procedimento foi realizado em agosto e novembro de 2004 e fevereiro e abril de 2005. Ao final foram transpostas doze amostras de solo de 1m² e seus respectivos controles.

As avaliações foram realizadas a cada três meses, identificando-se as plântulas recrutadas (Melo et al., 2004) na área transposta. Após um ano de avaliação foram listadas as espécies recrutadas a partir da técnica de transposição de solo. As espécies foram relacionadas de acordo com suas características ecológicas de forma de vida, síndromes de polinização e de dispersão.

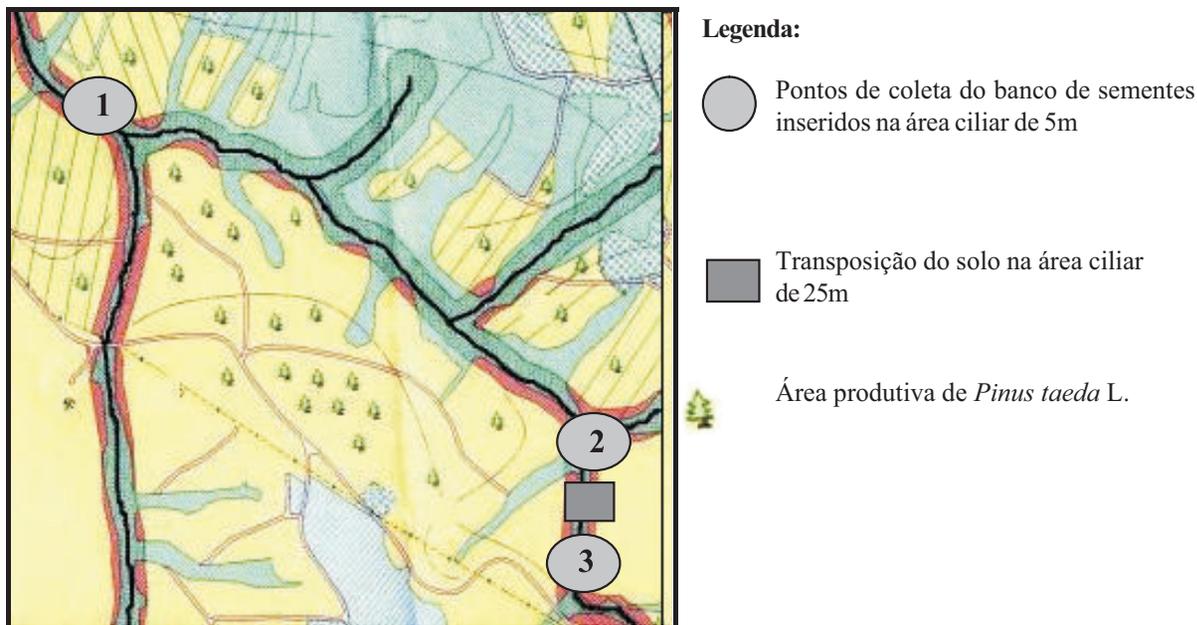


Figura 1. Mapa aerofotogramétrico da Microbacia do Rio Verde: três pontos de coleta do banco de sementes, inseridos na área ciliar de 5m; transposição de núcleos de solo na área ciliar de 25m; Rio Verde com menos de 10m de largura. Mapa cedido pela Empresa Battistella Florestal, Rio Negrinho, SC.

RESULTADOS

Banco de sementes

Durante um período de doze meses de avaliação, no banco de sementes coletado na microbacia do Rio Verde identificou-se 115 espécies, distribuídas em 36 famílias botânicas, num total de 27.273 sementes em 12m² de solo, o que corresponde a uma estimativa de 2.273 sementes.m².

A Tabela 1 apresenta as espécies, características ecológicas e densidade de sementes.m² do banco de sementes coletado.

O banco de sementes apresentou todas as formas de vida, com predomínio de erva (47%),

seguido de arbusto (21%), árvore (9%), cipó (7%) e indeterminadas (16%). Foram registradas quanto à síndrome de dispersão, 60% de espécies anemocóricas, 19% zoocóricas, 5% autocóricas e 16% indeterminadas; e quanto à síndrome de polinização, 68% de espécies zoofílicas, 16% anemofílicas e 16% indeterminadas.

As famílias botânicas mais representativas foram Asteraceae (31 espécies); Gramineae (11 espécies); Rubiaceae (6 espécies); Solanaceae (5 espécies) e Malvaceae, Melastomataceae e Urticaceae (3 espécies cada).

Tabela 1. Riqueza de espécies, características ecológicas e densidade de sementes.m⁻² detectadas em solo coletado na área ciliar de 5m na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental da Microbacia do Rio Verde, Rio Negrinho, SC; onde PC=ponto de coleta.

Riqueza		Características Ecológicas			Sementes				Densidade sementesm ²
familia	Espécies	forma de vida	síndrome de polinização	síndrome de dispersão	PC 1	PC 2	PC 3	total	total
Amaranthaceae	<i>Amaranthus</i> sp.	erva	zoofilia	anemocoria	0	0	1	1	0,08
Amaranthaceae	<i>Amaranthaceae</i> sp.	erva	zoofilia	anemocoria	0	0	18	18	1,50
Asteraceae	<i>Erechtites valerianaefolia</i> (Wolf.) DC.	erva	zoofilia	anemocoria	277	192	219	688	57,33
Asteraceae	<i>Galinsoga ciliata</i> (Raf.) S. F. Blake	erva	zoofilia	anemocoria	9	0	1236	1245	103,75
Asteraceae	<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.)Less.	erva	zoofilia	anemocoria	0	0	1	1	0,08
Asteraceae	<i>Chaptalia</i> sp.	erva	zoofilia	anemocoria	2	0	4	6	0,50
Asteraceae	<i>Conyza</i> sp.	arbusto	zoofilia	anemocoria	16	4	981	1001	83,42
Asteraceae	<i>Gamochoa</i> sp.1	erva	zoofilia	anemocoria	30	40	30	100	8,33
Asteraceae	<i>Gamochoa</i> sp.2	erva	zoofilia	anemocoria	2	3	3	8	0,67
Asteraceae	<i>Mikania</i> sp.1	cipó	zoofilia	anemocoria	7	2	0	9	0,75
Asteraceae	<i>Mikania</i> sp.2	cipó	zoofilia	anemocoria	0	0	1	1	0,08
Asteraceae	<i>Sonchus</i> sp.	erva	zoofilia	anemocoria	0	3	2	5	0,42
Asteraceae	<i>Baccharis trimeria</i> (Less.) DC.	arbusto	zoofilia	anemocoria	0	1	2	3	0,25
Asteraceae	<i>Baccharis</i> sp.1	arbusto	zoofilia	anemocoria	0	1	2	3	0,25
Asteraceae	<i>Baccharis</i> sp.2	arbusto	zoofilia	anemocoria	4	0	14	18	1,50
Asteraceae	<i>Vernonia discolor</i> (Spreng.) Less.	árvore	zoofilia	anemocoria	1	0	1	2	0,17
Asteraceae	<i>Vernonia</i> sp.	erva	zoofilia	anemocoria	7	35	5	47	3,92
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp.1	arbusto	zoofilia	anemocoria	14	25	235	274	22,83
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp.2	arbusto	zoofilia	anemocoria	32	25	83	140	11,67
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp.3	arbusto	zoofilia	anemocoria	1	12	13	26	2,17
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp.4	arbusto	zoofilia	anemocoria	39	13	0	52	4,33
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp.5	arbusto	zoofilia	anemocoria	1	0	0	1	0,08
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp.6	arbusto	zoofilia	anemocoria	6	1	0	7	0,58
Asteraceae	<i>Asteraceae</i> sp.1	erva	zoofilia	anemocoria	12	44	9	65	5,42
Asteraceae	<i>Asteraceae</i> sp.2	erva	zoofilia	anemocoria	1	0	20	21	1,75
Asteraceae	<i>Asteraceae</i> sp.3	arbusto	zoofilia	anemocoria	1	0	0	1	0,08
Asteraceae	<i>Asteraceae</i> sp.4	erva	zoofilia	anemocoria	0	4	0	4	0,33
Asteraceae	<i>Asteraceae</i> sp.5	arbusto	zoofilia	anemocoria	20	13	270	303	25,25
Asteraceae	<i>Asteraceae</i> sp.6	erva	zoofilia	anemocoria	0	3	0	3	0,25
Asteraceae	<i>Asteraceae</i> sp.7	erva	zoofilia	anemocoria	1	0	0	1	0,08
Asteraceae	<i>Asteraceae</i> sp.8	arbusto	zoofilia	anemocoria	13	3	17	33	2,75
Asteraceae	<i>Asteraceae</i> sp.9	erva	zoofilia	anemocoria	4	0	0	4	0,33
Asteraceae	<i>Asteraceae</i> sp.10	erva	zoofilia	anemocoria	24	0	2	26	2,17
Apocynaceae	<i>Oxipetalum</i> sp.	cipó	zoofilia	anemocoria	1	0	0	1	0,08
Aquifoliaceae	<i>Ilex</i> sp.	árvore	zoofilia	zoocoria	116	0	11	127	10,58
Campanulaceae	<i>Siphocampylus</i> sp.	erva	zoofilia	zoocoria	3	1	936	940	78,33
Cecropiaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Smetace	árvore	anemofilia	zoocoria	0	1	0	1	0,08
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	árvore	zoofilia	anemocoria	9	8	17	34	2,83
Clusiaceae	<i>Hypericum</i> sp.	erva	zoofilia	anemocoria	59	4	19	82	6,83
Commelinaceae	<i>Commelina benghalensis</i> L.	erva	zoofilia	autocoria	0	2	0	2	0,17
Curcubitaceae	<i>Momordica charantia</i> L.	cipó	zoofilia	zoocoria	0	5	3	8	0,67
Curcubitaceae	<i>Curcubitaceae</i> sp.1.	cipó	zoofilia	zoocoria	1	0	0	1	0,08
Cyperaceae	<i>Cyperus</i> sp.	erva	anemofilia	anemocoria	9	8	17	34	2,83
Eriocaulaceae	<i>Paepalanthus</i> sp.	erva	zoofilia	anemocoria	8	0	0	8	0,67
Euphorbiaceae	<i>Croton celtidifolius</i> Baill.	árvore	zoofilia	autocoria	5	23	2	30	2,50
Euphorbiaceae	<i>Phyllanthus carolinensis</i> Walter	erva	zoofilia	autocoria	12	0	2	14	1,17
Flacourtiaceae	<i>Casearia cf. decandra</i> Jacq.	árvore	zoofilia	zoocoria	0	0	1	1	0,08
Geraniaceae	<i>Viviania</i> sp.	erva	zoofilia	anemocoria	132	0	0	132	11,00
Gramineae	<i>Pseudoechinolena polystachya</i> (Kunth) Stapf	erva	anemofilia	anemocoria	525	61	164	750	62,50
Gramineae	<i>Paspalum</i> sp.	erva	anemofilia	anemocoria	0	0	198	198	16,50
Gramineae	<i>Gramineae</i> sp.1	erva	anemofilia	anemocoria	1187	132	9736	11055	921,25
Gramineae	<i>Gramineae</i> sp.2	erva	anemofilia	anemocoria	11	48	32	91	7,58
Gramineae	<i>Gramineae</i> sp.3	erva	anemofilia	anemocoria	1	0	0	1	0,08
Gramineae	<i>Gramineae</i> sp.4	erva	anemofilia	anemocoria	17	0	0	17	1,42
Gramineae	<i>Gramineae</i> sp.5	erva	anemofilia	anemocoria	0	0	1	1	0,08
Gramineae	<i>Gramineae</i> sp.6	erva	anemofilia	anemocoria	0	0	2	2	0,17
Gramineae	<i>Gramineae</i> sp.7	erva	anemofilia	anemocoria	155	21	26	202	16,83
Gramineae	<i>Gramineae</i> sp.8	erva	anemofilia	anemocoria	17	0	45	62	5,17
Gramineae	<i>Gramineae</i> sp.9	erva	anemofilia	anemocoria	0	0	77	77	6,42
Iridaceae	<i>Sisyrinchin</i> sp.	erva	zoofilia	anemocoria	13	5	30	48	4,00
Leguminosae	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	árvore	zoofilia	autocoria	5	0	42	47	3,92
Malvaceae	<i>Hibiscus</i> sp.	arbusto	zoofilia	anemocoria	0	1	4	5	0,42
Malvaceae	<i>Malvaceae</i> sp.1	erva	zoofilia	anemocoria	0	1	12	13	1,08
Malvaceae	<i>Malvaceae</i> sp.2	erva	zoofilia	anemocoria	0	0	38	38	3,17
Melastomataceae	<i>Tibouchina clinopodiifolia</i> Cogn.	arbusto	zoofilia	anemocoria	1082	310	775	2167	180,58
Melastomataceae	<i>Melastomataceae</i> sp.1	arbusto	zoofilia	zoocoria	151	7	68	226	18,83
Melastomataceae	<i>Melastomataceae</i> sp.2	arbusto	zoofilia	zoocoria	60	7	79	146	12,17
Myrsinaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. Ex Roem e Schult	árvore	anemofilia	zoocoria	2	1	0	3	0,25
Myrtaceae	<i>Myrtaceae</i> sp.	árvore	zoofilia	zoocoria	1	0	0	1	0,08
Onagraceae	<i>Ludwigia</i> sp.	arbusto	zoofilia	anemocoria	2	0	2	4	0,33
Oxalidaceae	<i>Oxalis corniculata</i> L.	erva	zoofilia	anemocoria	5	1	3652	3658	304,83
Oxalidaceae	<i>Oxalis</i> sp.	erva	zoofilia	anemocoria	4	0	0	4	0,33
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca thyrsoiflora</i> Fenzl. Ex. Schimidt	erva	zoofilia	zoocoria	65	69	40	174	14,50
Plantaginaceae	<i>Plantago tomentosa</i> Lam.	erva	zoofilia	anemocoria	0	0	1	1	0,08
Polygonaceae	<i>Polygonum</i> sp.	erva	zoofilia	anemocoria	0	0	2	2	0,17

Ranunculaceae	<i>Clematis</i> sp.	cipó	zoo filia	zoocoria	2	0	0	2	0,17
Rosaceae	<i>Rubus brasiliensis</i> Mart.	cipó	zoo filia	zoocoria		0	5	5	0,42
Rosaceae	<i>Prunus</i> cf. <i>subcoriacea</i> (Chodat et Hassler) Koehne	árvore	zoo filia	zoocoria	0	0	1	1	0,08
Rubiaceae	<i>Mitracarpus villosus</i> (Swartz) Chamisso & Schlechtendal	erva	zoo filia	anemocoria	12	0	2	14	1,17
Rubiaceae	<i>Galanthe brasiliensis</i> (Spreng.) E.L. Cabral & Bacigalupo	erva	zoo filia	epizoocoria	1	1520	0	1521	126,75
Rubiaceae	<i>Coccochrysalis</i> sp.	erva	zoo filia	zoocoria		1	0	1	0,08
Rubiaceae	<i>Mitracarpus</i> sp.	erva	zoo filia	anemocoria	112	0	7	119	9,92
Rubiaceae	<i>Manettia</i> sp.	cipó	zoo filia	anemocoria	0	0	1	1	0,08
Rubiaceae	Rubiaceae sp.	erva	zoo filia	zoocoria	38	0	2	40	3,33
Saxifragaceae	<i>Escallonia megapotamica</i> Sprengel	arbusto	zoo filia	anemocoria	5	0	0	5	0,42
Simplocaceae	Simplocaceae sp.	arbusto	zoo filia	auto coria	42	4	0	46	3,83
Solanaceae	<i>Solanum variabile</i> Martius	arbusto	zoo filia	zoocoria	5	29	6	40	3,33
Solanaceae	<i>Solanum mauritanium</i> Scop.	arbusto	zoo filia	zoocoria	18	8	2	28	2,33
Solanaceae	<i>Cyphomanda</i> sp.	arbusto	zoo filia	zoocoria	0	1	0	1	0,08
Solanaceae	<i>Solanum</i> sp.1	arbusto	zoo filia	zoocoria	0	0	1	1	0,08
Solanaceae	<i>Solanum</i> sp.2	erva	zoo filia	zoocoria	1	0	0	1	0,08
Umbelliferae	<i>Hydrocotyle langsdorffii</i> DC.	erva	zoo filia	anemocoria	2	334	30	366	30,50
Umbelliferae	<i>Hydrocotyle pussila</i> A. Rich.	erva	zoo filia	anemocoria	17	25	88	130	10,83
Urticaceae	<i>Urtica</i> sp.	erva	anemo filia	anemocoria	6	0	3	9	0,75
Urticaceae	Urticaceae sp.1	erva	anemo filia	anemocoria	40	1	32	73	6,08
Urticaceae	Urticaceae sp.2	erva	anemo filia	anemocoria	0	0	7	7	0,58
Violaceae	<i>Viola</i> sp.	erva	anemo filia	auto coria	2	0	6	8	0,67
Indeterminada	Indeterminada 1	ind	ind	ind	12	0	11	23	1,92
Indeterminada	Indeterminada 2	ind	ind	ind	5	10	10	25	2,08
Indeterminada	Indeterminada 3	ind	ind	ind	0	1	1	2	0,17
Indeterminada	Indeterminada 4	ind	ind	ind	0	0	9	9	0,75
Indeterminada	Indeterminada 5	ind	ind	ind	0	0	28	28	2,33
Indeterminada	Indeterminada 6	ind	ind	ind	18	0	114	132	11,00
Indeterminada	Indeterminada 7	ind	ind	ind	14	0	14	28	2,33
Indeterminada	Indeterminada 8	ind	ind	ind	0	0	1	1	0,08
Indeterminada	Indeterminada 9	ind	ind	ind	1	0	0	1	0,08
Indeterminada	Indeterminada 10	ind	ind	ind	6	0	20	26	2,17
Indeterminada	Indeterminada 11	ind	ind	ind	0	1	0	1	0,08
Indeterminada	Indeterminada 12	ind	ind	ind	1	0	9	10	0,83
Indeterminada	Indeterminada 13	ind	ind	ind	18	19	0	37	3,08
Indeterminada	Indeterminada 14	ind	ind	ind	2	0	0	2	0,17
Indeterminada	Indeterminada 15	ind	ind	ind	1	0	0	1	0,08
Indeterminada	Indeterminada 16	ind	ind	ind	1	0	0	1	0,08
Indeterminada	Indeterminada 17	ind	ind	ind	0	0	1	1	0,08
Indeterminada	Indeterminada 18	ind	ind	ind	0	0	1	1	0,08
Indeterminada	Indeterminada 19	ind	ind	ind	0	0	1	1	0,08
Total sementes					4564	3094	19615	27273	
Total sementes.m ²					1141	773,5	4903,7		2273
Total de espécies					76	51	80		115

Quanto ao hábito das espécies, síndrome de dispersão e polinização, o banco de sementes

apresentou predomínio de ervas, anemocoria e zoofilia (Figura 2).

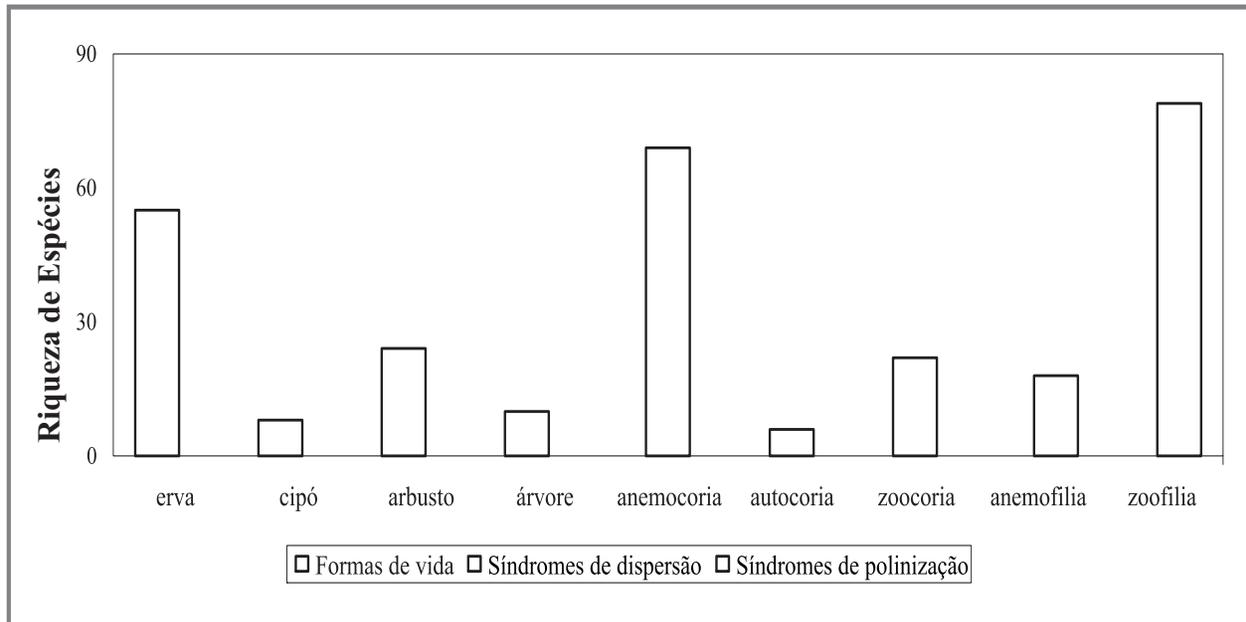


Figura 2. Riqueza de espécies por forma de vida, síndromes de dispersão e polinização, detectadas em solo coletado dentro da área ciliar de 5m na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental da Microbacia do Rio Verde, Rio Negrinho, SC entre agosto de 2004 e abril de 2005.

Na Figura 3 observa-se o número acumulativo de espécies em doze amostras de solo coletado, indicando que o número de amostras está

subestimando a riqueza de espécies detectada no banco de sementes da microbacia.

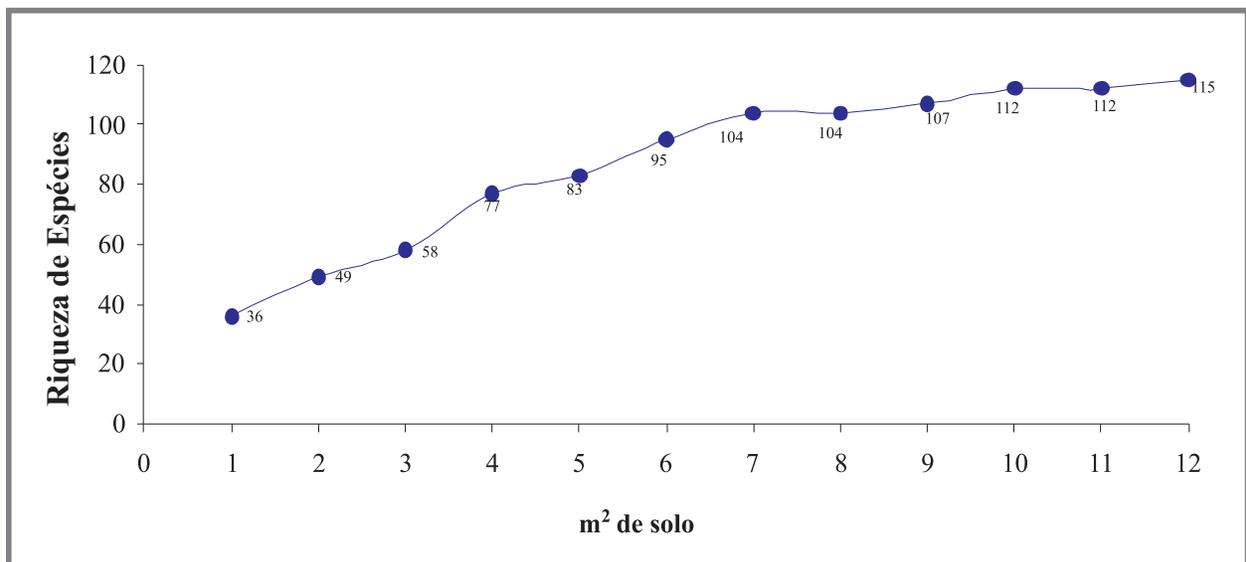


Figura 3. Riqueza de espécies detectadas por m² de solo coletado dentro da área ciliar de 5m na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental da Microbacia do Rio Verde, Rio Negrinho, SC entre agosto de 2004 a abril 2005.

A Tabela 2 apresenta a ocorrência de espécies exclusivas por ponto de coleta, bem como as espécies comuns aos três pontos de coletas.

Tabela 2. Ocorrência de espécies exclusivas e comuns oriundas da coleta de amostras de solo nos pontos de coleta (PC) 1, 2 e 3, dentro da área ciliar de 5m na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental da Microbacia do Rio Verde, Rio Negrinho, SC.

Espécies exclusivas do PC 1	Espécies exclusivas do PC 2	Espécies exclusivas do PC 3	Espécies comuns aos três PC
Asteraceae sp.7	Asteraceae sp.4	<i>Amaranthus</i> sp.	Asteraceae sp.5
Asteraceae sp.9	Asteraceae sp.6	Amaranthaceae sp.	Asteraceae sp.8
<i>Clematis</i> sp.	<i>Cecropia glaziovii</i> Sneath	<i>Casearia cf decandra</i> Jacq.	<i>Conyza</i> sp.
Curcubitaceae sp.1	<i>Cyphomandra</i> sp.	Gramineae sp.5	<i>Cyperus</i> sp.
<i>Escallonia megapotamica</i> Sprengel	<i>Coccocypselum</i> sp.	Gramineae sp.6	<i>Croton celtidifolius</i> Baill
Eupatorium sp.5	<i>Commelina benghalensis</i> L.	Gramineae sp.9	<i>Clethra scabra</i> Pers.
Gramineae sp.3	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Malvaceae sp.2	<i>Erechtites valerianaefolia</i> (Wolf.) DC.
Gramineae sp.4	Indeterminada 11	<i>Mikania</i> sp.2	<i>Eupatorium</i> sp.1
Myrtaceae sp.		<i>Manettia</i> sp.	<i>Eupatorium</i> sp.2
<i>Oxalis</i> sp.		<i>Paspalum</i> sp.	<i>Eupatorium</i> sp.3
<i>Oxipetalum</i> sp.		<i>Plantago tomentosa</i> Lam.	<i>Gamochaeta</i> sp.1
<i>Paepalanthus</i> sp.		<i>Polygonum</i> sp.	<i>Gamochaeta</i> sp.2
<i>Solanum</i> sp.2		<i>Prunus cf. subcoriacea</i> (Chodat et Hassler) Koehne	Gramineae sp.1
<i>Viviania</i> sp.		<i>Rubus brasiliensis</i> Mart.	Gramineae sp.2
Indeterminada 9		<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	<i>Hydrocotyle langsdorffi</i> DC.
Indeterminada 14		<i>Siphocampylus</i> sp.	<i>Hydrocotyle pussila</i> A. Rich
Indeterminada 15		<i>Solanum</i> sp.	<i>Hypericum</i> sp.
Indeterminada 16		Urticaceae sp.1	Melastomataceae sp.1
		Indeterminada 4	Melastomataceae sp.2
		Indeterminada 5	<i>Oxalis corniculata</i> L.
		Indeterminada 8	<i>Phytolacca thyrsoiflora</i> Fenzl. Ex. Schmidt
		Indeterminada 17	<i>Pseudoechinolaena polystachya</i> (Kunth) Stapf
		Indeterminada 18	<i>Sisyrinchin</i> sp.
		Indeterminada 19	<i>Solanum variabile</i> Martius
			<i>Tibouchina clinopodifolia</i> Cogn.
			Urticaceae sp.1
			<i>Vernonia</i> sp.
18 espécies	8 espécies	24 espécies	27 espécies

Foram comparados os índices de similaridade (variação entre 0-1) encontrados entre os pontos de coleta 1, 2 e 3. Os índices obtidos nas comparações entre PC 1 e PC 2; PC 1 e PC 3; PC 2 e PC 3 foram respectivamente 0,41; 0,42

e 0,36. Na comparação entre PC 1 e PC 2, registrou-se 37 espécies comuns; os PC 2 e PC 3, apresentaram 35 espécies comuns; enquanto que os PC 1 e PC 3 foram os que apresentaram um maior número, 47 espécies comuns (Tabela 3).

Tabela 3. Índices de similaridade de Jaccard obtidos entre bancos de sementes do solo coletado em três pontos dentro da área ciliar de 5m na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental da Microbacia do Rio Verde, Rio Negrinho, SC.

Pontos de Coleta e Exclusividade de Espécies	Espécies em Comum	Índice de Similaridade de Jaccard
PC 1 (39) x PC 2 (14)	37	0,41
PC 1 (29) x PC 3 (34)	47	0,42
PC 2 (16) x PC 3 (45)	35	0,36

Detectaram-se 27 espécies comuns aos três pontos de coleta. Os pontos de coleta 1, 2 e 3 apresentaram 36,71% (76 espécies); 24,64% (51 espécies); 38,65% (80 espécies) da ocorrência total de espécies, respectivamente (Tabela 4).

Quanto à densidade de sementes.m⁻², o ponto de coleta 3 prevaleceu sobre os outros, apresentando 72% (19.615 sementes), enquanto que o ponto 1 apresentou 17% (4.564 sementes) e o ponto 2 apresentou 11% (3.094 sementes) da densidade total de sementes registrada (Tabela 4).

Quanto à exclusividade, 15,65% (18 espécies) do número total de espécies só foram registradas no ponto de coleta 1; 6,95% (8 espécies) foram exclusivas do ponto de coleta 2 e 21,73% (25 espécies) só ocorreram no ponto de coleta 3, sendo esse o ponto que apresentou a maior exclusividade de espécies (Tabela 4).

O número de espécies exclusivas de cada ponto de coleta sugere que o banco de sementes da região apresenta grande variação no espaço.

Tabela 4. Porcentagem da ocorrência de espécies e densidade de sementes.m⁻²; e exclusividade de espécies detectadas em solo coletado dentro da área ciliar de 5m na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental da Microbacia do Rio Verde, Rio Negrinho, SC entre agosto de 2004 e abril de 2005; onde PC=ponto de coleta.

Ponto de Coleta	Ocorrência de espécies% *	Densidade de sementes.m ⁻² **	Espécies Exclusivas***
PC 1	36,71	17	N=18
PC 2	24,64	11,35	N=8
PC 3	38,65	72	N=24

*n=207 ocorrências; **n=27.273 sementes; ***N=n° de espécies

Houve uma grande variação na riqueza de espécies e na densidade de sementes.m⁻² entre as

quatro amostras de solo coletadas dentro de cada Ponto de Coleta (Tabela 5).

Tabela 5. Riqueza de espécies e densidade de sementes.m⁻² e valores de média, desvio padrão e amplitude correspondentes a amostras de solo coletado dentro da área ciliar de 5m na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental da Microbacia do Rio Verde, Rio Negrinho, SC entre agosto de 2004 e abril de 2005.

Ponto de Coleta 1			Ponto de Coleta 2			Ponto de Coleta 3		
amostras (1m ²)	riqueza espécies	densidade sementes (m ²)	amostras (1m ²)	riqueza espécies	densidade sementes (m ²)	amostras (1m ²)	riqueza espécies	densidade sementes (m ²)
1	36	1471	1	32	666	1	40	7714
2	45	505	2	33	395	2	58	7833
3	34	824	3	18	1641	3	33	2490
4	27	1764	4	14	392	4	27	1578
méd ia	35,5	1141	méd ia	24,3	773,5	méd ia	39,5	4903,7
desvio padrão	7,4	577,9	desvio padrão	9,7	592,4	desvio padrão	13,4	3334,9
amp litude	18	1259	amp litude	19	1249	amp litude	31	6255

Estatisticamente, o número de espécies não diferiu entre os pontos de coleta. Houve uma diferença significativa quanto à densidade de sementes.m⁻² entre os pontos de coleta 2 e 3

(Tukey, p=0,05), enquanto que o ponto de coleta 1 não apresentou diferença significativa com nenhum dos outros dois (Tabela 6).

Tabela 6. Densidade de sementes.m⁻² e número de espécies detectadas em amostras de solo coletado dentro da área ciliar de 5m na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental da Microbacia do Rio Verde, Rio Negrinho, SC.

Pontos de Coleta	Número de espécies*	Densidade de sementes.m ⁻² *
PC 1	35,5±7,4a	1141±577,9ab
PC 2	24,3±9,7a	773,5±592,4b
PC 3	39,5±13,4a	4903,7±3334,9a

*Médias e desvio padrão de quatro repetições seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si de acordo com o teste de Tukey (p=0,05).

Transposição de solo

Na transposição de 12m² de solo em um período de doze meses de avaliação, foram recrutadas 36 espécies, distribuídas em 13 famílias botânicas.

A Tabela 7 apresenta a riqueza e características ecológicas das espécies recrutadas.

A transposição de solo apresentou todas as formas de vida, com predomínio de erva (45%), seguido de arbusto (32%), árvore (16%) e cipó

(11%). Foram registradas quanto à síndrome de dispersão, 72% de espécies anemocóricas, 14% zoocóricas e 14% autocóricas; e quanto à síndrome de polinização, 86% de espécies zoofílicas e 14% anemofílicas.

As famílias botânicas mais representativas foram Asteraceae (16 espécies); Gramineae (4 espécies); Euphorbiaceae (3 espécies); Leguminosae, Solanaceae e Umbelliferae (2 espécies cada).

Tabela 7. Levantamento de espécies recrutadas em 12m² de solo transposto dentro da área ciliar de 25m na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental da Microbacia do Rio Verde, Rio Negrinho, SC.

Riqueza		Características Ecológicas		
família	espécies	forma de vida	síndrome de polinização	síndrome de dispersão
Asteraceae	<i>Erechtites valerianaefolia</i> (Wolf.) DC.	erva	zoofilia	anemocoria
Asteraceae	<i>Galinsoga ciliata</i> (Raf.) S. F. Blake	erva	zoofilia	anemocoria
Asteraceae	<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	erva	zoofilia	anemocoria
Asteraceae	<i>Conyza</i> sp.	arbusto	zoofilia	anemocoria
Asteraceae	<i>Gamochaeta</i> sp.1	erva	zoofilia	anemocoria
Asteraceae	<i>Gamochaeta</i> sp.2	erva	zoofilia	anemocoria
Asteraceae	<i>Mikania</i> sp.1	cipó	zoofilia	anemocoria
Asteraceae	<i>Mikania</i> sp.2	cipó	zoofilia	anemocoria
Asteraceae	<i>Sonchus</i> sp.	erva	zoofilia	anemocoria
Asteraceae	<i>Baccharis</i> cf <i>trimera</i>	arbusto	zoofilia	anemocoria
Asteraceae	<i>Baccharis</i> sp.1	arbusto	zoofilia	anemocoria
Asteraceae	<i>Vernonia discolor</i> (Spreng.) Less.	árvore	zoofilia	anemocoria
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp.1	arbusto	zoofilia	anemocoria
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp.2	arbusto	zoofilia	anemocoria
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp.3	arbusto	zoofilia	anemocoria
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp.4	arbusto	zoofilia	anemocoria
Apocynaceae	<i>Oxipetalum</i> sp.	cipó	zoofilia	anemocoria
Curcubitaceae	<i>Momordica charantia</i> L.	cipó	zoofilia	zoocoria
Cyperaceae	<i>Cyperus</i> sp.	erva	anemofilia	anemocoria
Euphorbiaceae	<i>Croton celtidifolius</i> Baill	árvore	zoofilia	autocoria
Euphorbiaceae	<i>Croton</i> sp.1	arbusto	zoofilia	autocoria
Euphorbiaceae	<i>Phyllanthus caroliniensis</i> Walter	erva	zoofilia	autocoria
Gramineae	<i>Pseudoechinolaena polystachya</i> (Kunth) Stapf	erva	anemofilia	anemocoria
Gramineae	<i>Paspalum</i> sp.	erva	anemofilia	anemocoria
Gramineae	Gramineae sp.1	erva	anemofilia	anemocoria
Gramineae	Gramineae sp.2	erva	anemofilia	anemocoria
Iridaceae	<i>Sisyrinchin</i> sp.	erva	zoofilia	anemocoria
Leguminosae	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	árvore	zoofilia	autocoria
Leguminosae	<i>Mimosa</i> sp.1	arbusto	zoofilia	autocoria
Myrtaceae	Myrtaceae sp.1	árvore	zoofilia	zoocoria
Oxalidaceae	<i>Oxalis corniculata</i> L.	erva	zoofilia	anemocoria
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca thyrsiflora</i> Fenzl. Ex. Schmidt	erva	zoofilia	zoocoria
Solanaceae	<i>Solanum variabile</i> Martius	arbusto	zoofilia	zoocoria
Solanaceae	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	arbusto	zoofilia	zoocoria
Umbelliferae	<i>Hydrocotyle langsdorffi</i> DC.	erva	zoofilia	anemocoria
Umbelliferae	<i>Hydrocotyle pussila</i> A. Rich.	erva	zoofilia	anemocoria
36 espécies				

DISCUSSÃO

A vegetação da microbacia do Rio Verde está integrada em uma paisagem composta originalmente pela Floresta Ombrófila Mista. Klein (1960) estudando essa formação mostrou suas múltiplas associações e agrupamentos, compostos por espécies características e próprias de cada estágio sucessional, destacando a *Araucaria angustifolia* como característica do estrato superior, e densos agrupamentos de árvores, arvoretas, arbustos e ervas em andares inferiores. Essa formação heterogênea e descontínua era constituída por uma diversidade de habitats, desde florestas densas, florestas ciliares até campos naturais. Entretanto, o processo de ocupação e exploração dos recursos naturais provocou profundas mudanças sucessionais ao longo dos anos, substituindo a fisionomia característica, anteriormente predominante, por pastagens e reflorestamentos homogêneos com espécies exóticas. (Figura 3)

É bastante provável que, as fortes mudanças sucessionais sofridas pela vegetação ciliar da microbacia do Rio Verde estão associadas a esse processo de perturbações, especialmente, o uso intensivo do solo para pastagens e, nos últimos quarenta anos, a presença dos talhões de *Pinus taeda* L. na área ciliar de 25m. Especificamente, a intensificação de pastagens deve ter provocado alterações na vegetação eliminando quase que totalmente o banco de sementes da mata ciliar original.

Seguindo as etapas de ocupação da mata ciliar, nas últimas quatro décadas, talhões de *Pinus* foram tomando espaço através do plantio em larga escala (incentivado pelo Estado através de legislação específica), tornando-se a matriz dominante na paisagem. O Código Florestal estabelecido na década de sessenta, beneficiou a manutenção de parte da diversidade da mata ciliar, quando determinou a preservação de 5m de vegetação ao longo dos rios de até 10m de largura, caso específico da microbacia do rio Verde. Esta pequena faixa, em seu processo de sucessão,

revegetalizou-se para uma formação de caráter florestal, ao mesmo tempo em que refez seu banco de sementes. Muito provavelmente, a vegetação na área ciliar de 5m encontra-se em um estágio sucessional mais avançado que o próprio banco de sementes detectado neste estudo, que se formou como consequência da dinâmica vegetacional existente na área naquele momento, uma vez que nem todas as espécies que ocorrem nesta faixa fazem parte do banco de sementes.

O avanço da legislação ambiental provocou alterações nas áreas ciliares, influenciando mais uma vez o mosaico da paisagem. A faixa de 5m de preservação da mata ciliar prevista na primeira redação do Código Florestal de 1965 foi ampliada para 30m, a partir das alterações estabelecidas em 1986 e 1989. Em virtude da exigência imposta pela lei, em 2002 foi realizado o corte dos talhões de *Pinus* nas áreas de 25m, com o propósito de restaurar a vegetação original.

Atualmente a área ciliar de 5m permanece em uma condição de “nucleadora de diversidade”, propiciando condições para a regeneração da vegetação ciliar na área dos 25m. Entretanto, domina ainda na paisagem uma matriz com talhões de *Pinus taeda* L. que fazem parte da área produtiva e pequenos fragmentos de vegetação ciliar, formados pelas áreas de preservação permanente e pelas áreas de reserva legal.

A presença dos talhões de *Pinus* durante muitos anos deve ter atuado como barreira para algumas espécies, vegetais e animais, e influenciado diversos processos ecológicos, especialmente a dinâmica do banco e da chuva de sementes.

O banco de sementes é entendido como um reservatório de sementes viáveis existentes em áreas do solo, e sua dinâmica é determinada por processos ecológicos como a intensidade da chuva de sementes e mecanismos de dispersão; processos fisiológicos como a germinação, dormência e viabilidade das sementes no solo; e processos ambientais como luz, temperatura e umidade (Garwood, 1989). O resultado desses processos

é uma composição diferenciada do estoque de sementes, formando mosaicos no tempo e no espaço, mostrado principalmente pela variação de espécies detectada em cada ponto de coleta amostrado neste trabalho.

Além desses processos naturais, a dinâmica do banco de sementes estudado deve ter sido influenciada também por condições espaciais da paisagem antes e depois do plantio de *Pinus taeda* L. Originalmente, a matriz era florestal, a área possuía maiores faixas de vegetação ciliar, apresentando uma maior estabilidade e propiciando um microclima diferente das condições atuais. A presença dos talhões de Pinus na área de 25m deve ter causado um sombreamento parcial na área ciliar de 5m, diminuindo a intensidade de luz sobre o solo e mantendo uma maior quantidade de sementes estocadas no banco. A chuva de sementes que abastece o banco também deve ter tido sua dinâmica alterada pela presença dos talhões de Pinus, influenciando os mecanismos de dispersão atuantes na área. Os ventos, por exemplo, têm sua direção alterada pela presença dos talhões, possivelmente formando uma barreira para as sementes anemocóricas. É provável que, espécies dispersadas pelo vento, devem a princípio, elevar-se, passar os talhões e baixar novamente para atingir as áreas ciliares da microbacia. Como consequência, um menor número dessas sementes deve ter conseguido chegar às áreas ciliares sob aquela condição. O comportamento de dispersores animais também deve ter sido alterado, uma vez que os talhões de Pinus tornaram-se um ambiente propício para algumas espécies e não favorável para outras. Provavelmente, algumas aves encontraram dificuldades de visualização da pequena faixa ciliar devido ao extenso plantio de Pinus, diminuindo a frequência nos ambientes ciliares e consequentemente, diminuindo a deposição de sementes por elas dispersadas.

Com o corte das árvores de Pinus, uma nova dinâmica do banco e da chuva de sementes foi criada na área, alterando novamente as condições bióticas e abióticas locais.

O corte dos talhões de Pinus proporcionou

uma grande abertura na área ciliar de 25m, facilitando a propagação de sementes adaptadas à dispersão pelo vento. Somado à presença de pequenas touceiras de espécies pioneiras anemocóricas próximas à área dos 5m, recrutadas logo após a retirada das árvores de Pinus, que serviram como foco de dispersão. O predomínio de espécies anemocóricas detectadas no banco de sementes estudado, confirma a hipótese de que essa síndrome de dispersão está associada, especialmente, às áreas de vegetação mais abertas. Howe & Smallwood (1982) estudando a dispersão de sementes sugerem, que o predomínio de determinado mecanismo de dispersão em um habitat, está relacionado às pressões proporcionadas pelos agentes dispersores e pelas condições físicas do ambiente atuando na seleção das espécies.

Os talhões de Pinus, antes do corte, devem ter influenciado o comportamento de dispersores animais, que utilizavam essa vegetação para deslocamento em busca de alimento em áreas nativas. Após o corte de Pinus, a área aberta de 25m tornou-se um ambiente não muito propício para o movimento de certos animais, porém deve ter favorecido o deslocamento de outros. Essa nova condição deve ter diminuído a frequência da fauna terrestre à área ciliar, em virtude da ausência de abrigo e proteção para seu deslocamento, consequentemente diminuindo a chegada de sementes trazidas por essas espécies animais. Possivelmente, o fluxo de aves que possuem como hábito se deslocarem entre fragmentos deve ter aumentado, intensificando a chuva de sementes de certas espécies à área ciliar.

A retirada dos talhões de Pinus na área ciliar de 25m provocou um impacto inevitável no comportamento da fauna regional. Apesar da hipótese de que, a frequência de alguns animais às áreas ciliares foi diminuída em virtude do corte das árvores de Pinus, o resultado dessa mudança na paisagem aponta benefícios futuros à biodiversidade local. A restauração da vegetação ciliar deverá desencadear uma diversidade sucessional com espécies de diferentes formas de vida, síndromes

de polinização e dispersão, atraindo novamente a fauna regional pela oferta de alimento e proteção, além de promover maiores probabilidades de interações entre os organismos.

A retirada da plantação de *Pinus* nas áreas ciliares parece representar um impacto semelhante as grandes clareiras. Com essa nova abertura, o banco de sementes deverá ser rapidamente potencializado a maiores probabilidades de recrutamento, aumentando a velocidade da sucessão da vegetação ciliar.

É provável que, após a destruição do estoque de sementes primitivo através do uso do solo para pastagens e o posterior cultivo de *Pinus*, as sementes que abasteceram o banco devem ter sido originárias de outros fragmentos próximos ou distantes da microbacia do Rio Verde, formando o banco de sementes alóctone. Já as espécies que permaneceram na área ciliar de 5m, parecem ter contribuído também para gerar um estoque de sementes viável no solo, formando o banco de sementes autóctone. Sugere-se que o banco de sementes autóctone está permitindo a manutenção de um mosaico com diferentes tipologias vegetacionais, enquanto que o banco de sementes alóctone está trazendo uma composição florística mais heterogênea à área.

O banco de sementes estudado nesse trabalho apresentou espécies de mata ciliar típicas da Formação de Floresta Ombrófila Mista, exceto a espécie *Cecropia glaziovii*. Provavelmente sementes dessa espécie não conseguirão germinar e se estabelecer em áreas em processo de restauração, devido à ausência do sítio específico para seu recrutamento, já que são de ocorrência da Floresta Ombrófila Densa. Esse exemplo indica que, principalmente as espécies que formam o banco alóctone, nem sempre encontram condições favoráveis para seu desenvolvimento.

Mesmo com a hipótese da área ciliar de 5m estar preservada desde a década de sessenta, a predominância de ervas no banco de sementes nessa área indica uma fase sucessional inicial, produto de sucessivas condições de perturbação e recolonização ocorridas antes da implementação

da lei. Essa composição do banco de sementes da microbacia parece ser resultado de fatores históricos, desde a presença de pastagens até o cultivo de *Pinus*. Possivelmente, a chuva de sementes local e de áreas adjacentes contribuiu para incorporar ao estoque de sementes uma maior diversidade de formas de vida, como arbustos e árvores.

A diversidade e a quantidade de sementes encontrada no banco da microbacia do Rio Verde devem representar uma amostra da interação de diferentes atributos (histórico, fisiológico, biológico) atuando na área. Segundo a literatura, a composição do banco de sementes é muito variável tanto entre ecossistemas quanto entre regiões. De acordo com Garwood (1989), em florestas tropicais a riqueza de espécies varia de 4 a 67 espécies e a densidade de 25 a 3.350 sementes.m².

A riqueza e a heterogeneidade do banco de sementes estudado ficou claramente evidenciada, especialmente através da grande variação de espécies encontrada em cada ponto de coleta e entre as amostras coletadas nas áreas ciliares. Sugere-se que o banco de sementes das áreas ciliares de 5m possua espécies adaptadas a diferentes condições edáficas. Portanto, a capacidade do banco de sementes da região deve ser maximizada, uma vez que a riqueza e a heterogeneidade aumentam as probabilidades de recrutamento das diferentes espécies a diferentes condições edáficas encontradas naquelas áreas.

Da mesma forma, a existência de espécies exclusivas e comuns registradas para cada ponto de coleta do banco de sementes estudado indica que, o recrutamento dessas espécies deve ser direcionado para situações ambientais que o favoreçam. Possivelmente as espécies exclusivas exijam ambientes mais específicos para o seu recrutamento, ao contrário das espécies comuns que devem possuir pouca especificidade, conseqüentemente tendo maiores probabilidades de recrutamento em diferentes condições edáficas. É provável que, em áreas ciliares, como da microbacia do Rio Verde, a formação de mosaicos

edáficos favoreça a formação de um banco de sementes rico e heterogêneo.

Para reforçar esse argumento, os resultados mostrados através da classificação do solo realizada dentro das áreas ciliares de 5m, vêm confirmar a existência de diferenças na formação dos solos em cada ponto de coleta. As composições diferenciadas do solo também devem influenciar na probabilidade de recrutamento das espécies ocorrentes no banco de sementes estudado.

Os índices de similaridade encontrados entre os pontos de coleta do banco de sementes, inseridos na área ciliar de 5m, mostraram valores baixos, mesmo entre pontos de pequena e grande proximidade espacial. Essa baixa similaridade está associada a grande heterogeneidade do banco de sementes. Essa característica heterogênea deverá aumentar as probabilidades de recrutamento de diferentes espécies adaptadas a diversas condições, refletindo posteriormente em uma heterogeneidade florística particular às florestas ciliares (Rodrigues & Nave, 2000).

O banco de sementes do solo da microbacia do Rio Verde possui grande potencial para dar início ao processo sucessional secundário, uma vez que os resultados mostrados neste estudo indicam uma predominância de fases sucessionais iniciais, cuja característica pioneira e colonizadora permitirá a formação de novas populações de espécies mais avançadas na área degradada. O estudo da dinâmica do banco de sementes das áreas ciliares mostra-se essencial para compreender alguns processos ecológicos na microbacia do Rio Verde, assim como estabelecer estratégias de restauração daquele ambiente.

Espécies pioneiras, especialmente herbáceas e arbustivas, e de etapas intermediárias detectadas no banco de sementes das áreas ciliares desse estudo quando recrutadas, serão capazes de modificar o ambiente, tanto biótico como abiótico, permitindo uma nova dinâmica sucessional. Portanto, essa fase inicial herbáceo-arbustivo predominante no banco de sementes não deve ser menosprezada no processo de restauração

ecológica da mata ciliar na microbacia do Rio Verde, pois é chave para por em marcha o processo sucessional e favorecer sua progressão até comunidades mais maduras.

O potencial do banco de sementes do solo das áreas ciliares de 5m, representado especialmente pelas fases sucessionais iniciais, deve ser maximizado quando incorporado em forma de núcleos à área degradada como parte da biodiversidade local. A técnica de transposição de porções de solo preservado com o seu banco de sementes é sugerida por Reis et al. (2003) como sendo uma eficiente forma de aumentar o ritmo de colonização em áreas em processo de restauração. Esse fenômeno denominado de nucleação foi proposto por Yarranton & Morrison (1974) e tem se mostrado muito importante na colonização de novos habitats.

Essa técnica de formação de núcleos, aplicada na restauração das áreas ciliares da microbacia estudada mostra-se capaz de produzir um processo de substituição de espécies pioneiras através do mecanismo da facilitação, como proposto por Connell & Slatyer (1977), beneficiando a sucessão secundária da área. Esse processo é demonstrado através dos resultados obtidos tanto do banco de sementes, como da transposição do solo, uma vez que as espécies detectadas apresentam grande diversidade de formas de vida, síndromes de polinização e dispersão, sugerindo o grande potencial desses elementos em atrair diversidade estrutural e funcional para a área degradada.

Os resultados encontrados na transposição de solo realizada nas áreas ciliares de 25m, em relação à riqueza de espécies por forma de vida, indicam que ervas e arbustos predominam sobre a fase arbórea, apontando uma possível facilitação a partir do crescimento dessas espécies na área degradada. Na restauração de diferentes ambientes mediterrâneos, Gómez-Aparicio et al. (2003) mostraram que a sobrevivência de plântulas de árvores sob arbustos pioneiros foi duas vezes maior em comparação com áreas abertas, mostrando que essas espécies beneficiam o estabelecimento de

espécies de estádios sucessionais mais avançados. Castro et al. (2002) confirmam que arbustos reduzem o risco de erosão, sugerindo o uso dessas plantas na restauração de ambientes degradados. Diversos trabalhos atestam para o papel fundamental de certas plantas na sucessão vegetal, contribuindo com a melhoria das condições para germinação, estabelecimento e crescimento de outras espécies vegetais (Manders & Richardson, 1991; Blundon et al., 1993; Zaluar & Scarano, 2000; Tewksbury & Lloyd, 2001; García et al., 2002; Franks, 2003; Castro et al., 2004; Zamora et al., 2004).

Na restauração da área ciliar de 25m da microbacia estudada, a transposição de núcleos de solo permitiu o recrutamento de espécies herbáceas, que por apresentarem características colonizadoras, como alta densidade, grande produção de sementes e crescimento rápido, conferiram uma rápida cobertura do solo no ambiente aberto, sendo facilitadoras nessa fase inicial. Espécies herbáceas como *Erechtites valerianaefolia*, *Senecio brasiliensis* e algumas do gênero *Vernonia*, recrutadas em menos de quatro meses, atraíram diversos polinizadores e dispersores para a área degradada, disponibilizando variados recursos alimentares e de herbivoria. A incorporação dessas espécies representa o resgate de complexas interações entre produtores, consumidores e decompositores.

Muitas espécies herbáceas mostraram-se dominantes em uma fase inicial, tendo um perfil claramente facilitador na sucessão secundária da área estudada naquele momento. Um exemplo refere-se às diferentes espécies de gramíneas recrutadas na transposição de solo e também detectadas no banco de sementes deste trabalho. Sua grande capacidade de colonização parece ter sido responsável por incrementar rapidamente uma cobertura vegetal, dando início à formação de uma camada de serapilheira ao solo, propiciando um ambiente para os primeiros decompositores. Essas espécies também devem estar aumentando as probabilidades da chegada da fauna à área, pois suas sementes servem de alimento para muitos

pássaros e roedores, conforme Kageyama & Reis (2003). A própria duração curta de algumas pioneiras, como exemplo espécies da família Asteraceae detectadas na transposição de solo, indica um processo de facilitação, sua morte possibilita mais luz e recursos do solo para espécies de estádios sucessionais subseqüentes. Observou-se na área em processo de restauração ao longo do período de avaliação, uma pressão intensa de herbívoros sob arbustos como *Solanum mauritianum*, recrutados na transposição do solo. Possivelmente, essa interação planta-animal constatada pelo processo de folivoria está sendo um aspecto facilitador, uma vez que o consumo das folhas desta planta auxiliou na ciclagem de nutrientes dentro da área. Esses níveis de interação devem ser interpretados como úteis no contexto da comunidade, pois promovem a formação de cadeias alimentares complexas, importantes em ambientes no início do processo de restauração.

Já em outra fase sucessional, espécies arbustivas pioneiras, do gênero *Baccharis*, *Eupatorium* e *Solanum*, recrutadas a partir das transposições de solo, proporcionaram um microclima adequado para que outras espécies pudessem se estabelecer, principalmente permitindo que a maciça cobertura de gramíneas fosse substituída por outras espécies, e integrada na biomassa do solo. Essas espécies também possuem potencial em atrair diversos polinizadores e dispersores, fornecendo abrigo e sombreamento para espécies mais exigentes. Essa comunidade arbustiva por ser visitada por muitos pássaros onívoros, conforme apontado por Reis et al. (1999), deve favorecer a chegada de uma diversidade de espécies arbóreas para as áreas ciliares em processo de restauração, advinda de fragmentos adjacentes. A manutenção desse estágio sucessional somado a das espécies herbáceas, representa uma grande probabilidade de garantir a resiliência na área em restauração.

Em 3m² de solo transposto, 43 plântulas de *Mimosa scabrella* foram recrutadas após três meses da aplicação da técnica. Essa espécie, detectada também no banco de sementes estudado,

caracteriza um estágio sucessional arbóreo pioneiro, apresentando propriedades facilitadoras por fornecer incremento de biomassa ao solo, poder de nitrogenação, além de atrair formigas, insetos nectaríferos e pássaros, possibilitando refazer importantes níveis tróficos nas áreas ciliares a serem restauradas.

Mesmo que espécies arbóreas pioneiras detectadas no banco de sementes, como *Myrsine coriaceae* não foram recrutadas na transposição do solo ao longo dos doze meses de avaliação, elas apresentam características facilitadoras, principalmente pela função que desempenham na formação de cadeias alimentares complexas, conforme já descrito por Kageyama & Reis (2003). Outras espécies arbóreas, como *Casearia decandra*, *Ilex* sp., *Prunus subcoriaceae* e do gênero Myrtaceae, só foram detectadas no banco de sementes, porém também apresentam potencial de facilitação, uma vez que fazem parte de uma fase arbórea secundária no processo de sucessão. Essas espécies quando recrutadas, deverão agir como gatilho para a formação de uma comunidade arbórea mais avançada.

Outros aspectos funcionais importantes para a restauração das áreas ciliares de 25m da microbacia são a agregação de organismos inseridos em núcleos de solo que irão dar início a uma nova sucessão edáfica. Provavelmente, as transposições de solo realizadas também adicionaram à área degradada uma quantidade de micro e meso organismos, além das sementes detectadas neste estudo. Quando transpostos para a área degradada, estes organismos terão potencialidade para suprir elementos deficientes como carbono e nitrogênio, absorver nutrientes minerais, degradar matéria orgânica, fragmentar a serapilheira, atuar como patógenos vegetais, exercendo diversas atividades importantes para o equilíbrio biológico do solo, conforme destacam Moreira & Siqueira (2002).

O predomínio de espécies zoofilicas e anemocóricas tanto no banco de sementes como na transposição do solo das áreas ciliares, indica a importância desses elementos para dar início ao

processo sucessional. Essas espécies têm potencial para atrair polinizadores para a área degradada (zoofilia), bem como aumentar a probabilidade de dispersão a longas distâncias (anemocoria), características essenciais numa fase inicial da sucessão secundária.

A existência de espécies exclusivas detectadas em diferentes pontos de coleta do banco de sementes estudado aumenta a probabilidade de introdução de elementos que serão definidores da riqueza e diversidade de espécies, uma vez que essas espécies sejam recrutadas através da transposição do solo. Para as espécies comuns, a introdução de mais indivíduos deve contribuir com diversidade genética, aumentando as probabilidades de troca gênica dentro das espécies.

Dentro do contexto de ecologia da paisagem, a introdução desse novo material genético às áreas ciliares, aumenta a permeabilidade da matriz aos fluxos biológicos, restaurando a conectividade da paisagem fragmentada. As transposições de solo realizadas na microbacia parecem funcionar como pontos de ligação (*stepping-stones*), que conforme concepção de Metzger (2003), favorecem o fluxo de sementes e propiciam reconectar parte da diversidade de mosaicos da paisagem.

A expressão do banco de sementes das áreas ciliares preservadas, através da técnica nucleadora proposta neste estudo deixa evidente a existência de diferentes fases sucessionais na paisagem da microbacia do Rio Verde, prevalecendo a fase **herbáceo-arbustiva**. Porém, num primeiro momento, esse banco de sementes composto predominantemente por ervas e arbustos pode parecer pobre em riqueza e diversidade de espécies. Especialmente, se a restauração de determinada área estiver condicionada a uma visão dendrofásica, onde a preocupação é tão somente garantir a fitofisionomia arbórea. Dentro desta perspectiva “dendromaniaca”, a potencialização de fases avançadas na restauração ecológica implica em estagnação do processo sucessional secundário. Zavitkovski & Newton (1968) citados por Carpanezzi (2005) mostraram que a estrutura da

floresta madura é influenciada durante séculos pela importância dada à vegetação na **fase inicial** da sucessão secundária. Além da presença de uma fauna dependente dessa fase e o fato de que a coexistência de diferentes fases sucessionais numa paisagem, maximiza sua biodiversidade. Zamora et al. (2004) sinaliza que o nicho de regeneração de muitas espécies arbóreas é a ampla gama de condições ecológicas encontradas sob uma boa cobertura de “matorrales”, **plantas pioneiras e de etapas intermediárias da sucessão**, capazes de melhorar o êxito da restauração e favorecer a progressão até florestas maduras.

Finalmente, o estabelecimento de uma **etapa inicial**, composta por **ervas e arbustos** é inevitável no processo de restauração ecológica da mata ciliar na microbacia do Rio Verde, uma vez que os rumos da sucessão secundária da área serão ditados por esse estágio sucessional. A tendência da sucessão deverá estar direcionada à restauração o mais próximo possível das condições originais do ecossistema ciliar, trazendo de volta uma paisagem formada por diversidade sucessional, garantindo uma biodiversidade elevada e uma complexidade de interações entre os organismos.

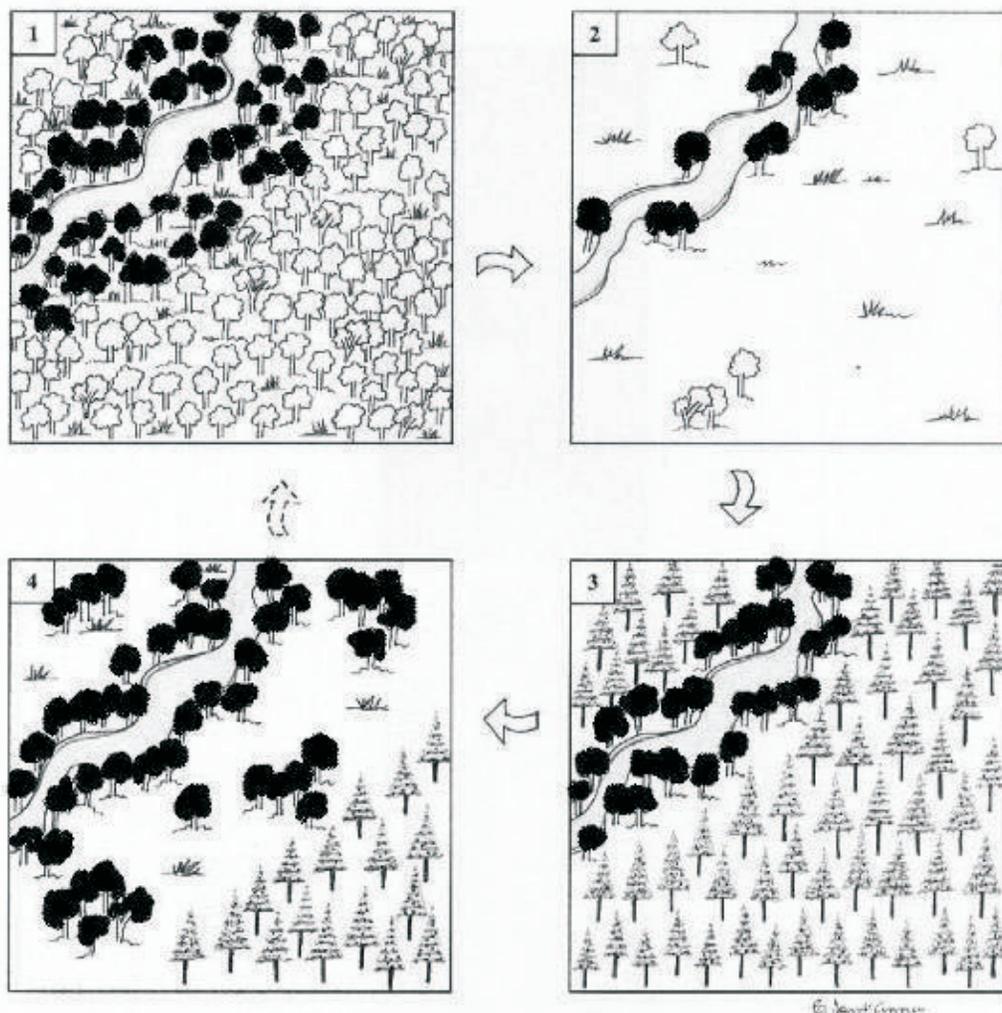


Figura 3. Esquema das etapas de ocupação e degradação da microbacia do Rio Verde: 1. formação original da Floresta Ombrófila Mista; 2. Uso intensivo do solo para pastagens; 3. Manutenção de 5m de vegetação ciliar e plantio de *Pinus taeda* L. nas demais áreas de acordo com a primeira redação do Código Florestal de 1965; 4. Retirada dos talhões de *Pinus taeda* L. das áreas ciliares de 25m conforme exigências impostas pelo Código Florestal e suas alterações, e início do processo de restauração da mata ciliar. Copa das árvores hachuradas representa a formação ciliar. Seta pontilhada corresponde a um utópico retorno à vegetação original. Desenho Cristina Silva Sant’Anna, 2006.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A realização dos estudos com o banco e a chuva de sementes sinalizou para a importância de continuar diagnosticando o ecossistema local, a partir de informações sobre os indicadores de regeneração natural, gerando subsídios para o estabelecimento de estratégias apropriadas à restauração de áreas ciliares degradadas.

Os resultados obtidos a partir do estudo do banco e da chuva de sementes de áreas ciliares na microbacia do Rio Verde, mostraram a existência de elementos potenciais facilitadores para o início do processo sucessional secundário na área degradada. A predominância de sementes das fases iniciais e intermediárias da sucessão, tanto no banco quanto na chuva de sementes caracterizou a potencialidade da área para seguir todos os passos da sucessão natural, formando uma comunidade onde as interações entre os produtores, consumidores e decompositores sejam capazes de restaurar a maior diversidade dentro das variações edáficas da área em questão.

Apesar da capacidade de regeneração natural da vegetação ciliar em estudo, o uso de técnicas nucleadoras mostrou a possibilidade de acelerar o processo sucessional, resgatando não só aspectos estruturais, mas também de funcionalidade entre os organismos da comunidade local. A formação de núcleos de solo com o banco de sementes e o incremento da chuva de sementes através dos poleiros artificiais indica a importância de estabelecer pontos de ligação entre áreas abertas e fragmentos preservados. Essas estratégias podem tornar possível a chegada de sementes de áreas distantes à microbacia e aumentar a diversidade local.

Por outro lado, há necessidade de um acompanhamento freqüente nessas áreas, a fim de avaliar o processo de restauração, visando aprimorar as técnicas implementadas e incorporar outras que sejam adequadas à área. Talvez, a realização de estudos em conjunto com especialistas em fauna e solo possa auxiliar no entendimento de alguns processos ecológicos na área, contribuindo

para ações de restauração local.

Este estudo sugere a necessidade de realizar experimentos em escala espacial ampla. As diferentes unidades naturais da paisagem encontram-se possivelmente, desconectadas, necessitando de ações no sentido de possibilitar um rearranjo da paisagem, conciliando as áreas produtivas da fazenda com plantio de Pinus e as áreas de preservação permanente e reserva legal. A aplicação de princípios de Ecologia da Paisagem para restauração ecológica da área parece ser uma necessidade para garantir uma maior resiliência regional e garantir um processo de conservação das populações locais.

A manutenção de pequenos fragmentos preservados na microbacia e em áreas vizinhas, imposta pela legislação ambiental, deve ter contribuído com os processos ecológicos da restauração, principalmente através da chuva de sementes alóctone. Ações que garantam uma maior freqüência de visitas e mesmo permanência de uma fauna mais diversificada às áreas ciliares garantirá o aumento nas possibilidades de troca gênica entre os fragmentos, favorecendo a conectividade da paisagem. Os poleiros artificiais já demonstraram, neste estudo, esta potencialidade regional.

A utilização de diferentes técnicas que promovam a sucessão natural deve ser incentivada e especialmente, reconhecida pelos órgãos ambientais fiscalizadores como eficientes na restauração de áreas degradadas. A necessidade de políticas públicas é urgente, frente à aplicação de “modelos” artificiais que visam tão somente trazer à área a fisionomia arbórea. Da mesma forma, o conhecimento científico deve primar em estudos sobre o processo sucessional de comunidades ciliares de forma a garantir a manutenção da biodiversidade e dos processos evolutivos destas comunidades.

Finalmente, as áreas ciliares da microbacia do Rio Verde demonstraram capacidade de restauração através das técnicas nucleadoras propostas e, atualmente representa um modelo,

tanto para promover a sucessão natural, quanto para adequar-se às exigências legais, podendo ser aplicado nas demais áreas de preservação

permanente das fazendas produtoras de Pinus do norte do Estado de Santa Catarina.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA-CORTEZ, J. S. 2004. Dispersão e Banco de Sementes. In: GUI FERREIRA, A. & BORGUETTI, F. (Ed.) **Germinação do básico ao aplicado**. Artmed, Porto Alegre, p. 225-235.
- BEIGUELMAN, B. 1991. **Curso Prático de Bioestatística**. Sociedade Brasileira de Genética, Ribeirão Preto, 224p.
- BLUNDON, D. J.; MACISAAC, D. A. & DALE, M. R. T. 1993. Nucleation during primary succession in the Canadian Rockies. **Canadian Journal of Botany** 71: 1093-1096.
- BROWN, J. S. & VENABLE, D. L. 1986. Evolutionary Ecology of Seed-bank Annuals in Temporally varying environments. **American Naturalist** 127: 31-47.
- CARPANEZZI, A. A. 2005. Fundamentos para a reabilitação de ecossistemas florestais. In: GALVÃO, A. P. M. & PORFÍRIO DA SILVA, V. (Ed.) **Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso**. Embrapa Florestas, Colombo, p. 28-45.
- CASTRO, J.; ZAMORA, R.; HÓDAR, J. A. & GÓMEZ, J. M. 2002. Use of shrubs as nurse plants: a new technique for reforestation in Mediterranean mountains. **Restoration Ecology** 10 (2): 297-305.
- CASTRO, J.; ZAMORA, R.; HÓDAR, J. A.; GÓMEZ, J. M. & GÓMEZ-APARICIO, L. 2004. Benefits of using shrubs as nurse plants for reforestation in Mediterranean mountains: a 4-year study. **Restoration Ecology** 12 (3): 352-358.
- CHARLES-DOMINIQUE, P. 1986. Interactions between frugivorous vertebrates and pioneer plants: *Cecropia*, birds and bats in French Guyana. In: ESTRADA, A. & FLEMING, T. H. (Ed.) **Frugivores and seed dispersal**. The Hague, Netherlands, p. 119-135.
- CHRISTOFFOLETI, P. J. & CAETANO, R. S. X. 1998. Soil Seed Banks. **Scientia Agrícola** 55: 1-7.
- CONNEL, J. H. & SLATYER, R. O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **American Naturalist** 111: 1119-1144.
- FLEMING, T. H. 1986. Opportunism versus specialization: the evolution of feeding strategies in frugivorous bats. In: ESTRADA, A. e FLEMING, T. H. (Ed.) **Frugivores and seed dispersal**. The Hague, Netherlands, p. 105-118.
- FORCELLA, F. 1984. A species-area curve for buried viable seeds. **Aust. J. Agric. Res.** 35: 645-652.
- FRANKS, S. J. 2003. Facilitation in multiple life-history stages: evidence for nucleated succession in coastal dunes. **Plant Ecology** 168: 1-11.
- GARCÍA, D.; ZAMORA, R.; HÓDAR, J. A.; GÓMEZ, J. M. & CASTRO, J. 2002. Yew (*Taxus baccat* L.) regeneration is facilitated by fleshy-fruited shrubs in Mediterranean environments. **Biological Conservation** 95: 31-38.
- GARWOOD, N. C. 1989. Tropical soil seed banks: a review. In: LECK, M.; PARKER, V. & SIMPSON, R. **Ecology of soil seed banks**, Academic Press, San Diego, p. 149-209.
- GÓMEZ-APARICIO, L.; ZAMORA, R.; GÓMEZ, J. M.; CASTRO, J. & BARAZA, E. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. **Ecological Applications** 14 (4): 1128-1138.
- HALL, J. B. & SWAINE, M. D. 1980. Seed stocks in Ghanaian forest soils. **Biotropica** 12: 256-263.
- HOWE, H. F. & SMALLWOOD, J. 1982. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematic** 13: 201-218.
- KAGEYAMA, P. Y. & REIS, A. 2003. Restauração de áreas degradadas utilizando

- interações interespecíficas. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L. & GANDARA, F. B. (Ed.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Fepaf, São Paulo, p. 93-108.
- KLEIN, R. M. 1960. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. **Sellowia: Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues"** 12 (12): 17-44.
- KÖPPEN, W. 1948. **Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra**. Fondo de Cultura Económica, México.
- LUDWIG, J. A. & REINOLDS, J. F. 1988. **Statistical ecology: a primer on methods and computing**. Wiley-Interscience, EUA, p. 85-103.
- LUNT, I. D. 1997. Germinable soil seed banks of anthropogenic native grasslands and grassy forest remnants in temperate south-eastern Australia. **Plant Ecology** 130: 21-34.
- MANDERS, P. T. & RICHARDSON, D. M. 1992. Colonization of Cape fynbos communities by forest species. **Forest Ecology and Management** 48: 277-293.
- MARTINEZ-RAMOS, M. & SOTO-CASTRO, A. 1993. Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain Forest. **Vegetatio** 107/108: 299-318.
- MCDONALD, A. W., BAKKER, J. P. & VEGELIN, K. 1996. Seed bank classification and its importance for the restoration of species-rich flood-meadows. **Journal of Vegetation Science** 7:157-164.
- MELO, F. P. L.; NETO, A. V. de A.; SIMABUKURO, E. A. & TABARELLI, M. 2004. Recrutamento e estabelecimento de plântulas. In: FERREIRA, A. G. & BORGHETTI, F. (Ed.) **Germinação: do básico ao aplicado**. Artmed, São Paulo, p. 237-250.
- METZGER, J. P. 2003. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D. de; ENGEL, V. L. & GANDARA, F. B. (Ed.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Fepaf, São Paulo, p. 49-76.
- MOREIRA, F. M. S. & SIQUEIRA, J. O. 2002. **Microbiologia e bioquímica do solo**. UFLA, Lavras, 626p.
- RICKLEFS, R. E. 1996. **A economia da natureza: um livro-texto em ecologia básica**. Guanabara/Koogan, Rio de Janeiro, 470p.
- REIS, A., ZAMBONIN, R. M. & NAKAZONO, E. M. 1999. Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. **Série Cadernos da Biosfera** 14, São Paulo, 42p.
- REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPÍNDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K. & SOUZA, L. L. 2003. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza e Conservação** 1 (1): 28-36.
- RODRIGUES, R. R. & NAVE, A. G. 2000. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R. e LEITÃO-FILHO, H. de F. (Ed.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. Fapesp, São Paulo, p. 45-72.
- SIMPSON, R. L.; LECK, M. A. & PARKER, V. T. 1989. Seed banks: general concepts and methodological issues. In: LECK, M. A.; PARKER, V. T. & SIMPSON, R. L. (Ed.) **Ecology of soil seed banks**. Academic Press, London, p. 3-8.
- SKOGLUND, J. 1992. The role of seed banks in vegetation dynamics and restoration of dry tropical ecosystems. **Journal of Vegetation Science** 3: 357-360.
- TEWKSBUURY, J. J. & LLOYD, J. D. 2001. Positive interactions under nurse-plants: spatial scale, stress gradients and benefactor size. **Oecologia** 127: 425-434.
- THOMPSON, K. & GRIME, J. P. 1979. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. **Journal of Ecology** 67: 893-921.
- UHL, C., CLARK, K., CLARK, H. & MURPHY, P. 1981. Early plant succession after forest cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazon basin. **Journal of Ecology** 69:631-649.
- UHL, C. 1987. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia.

Journal of Ecology 75: 377-407.

VÁZQUEZ-YANES, C. & SMITH, H. 1982. Phytochrome control of seed germination in the tropical rain forest pioneer trees *Cecropia obtusifolia* and *Piper auritum*, and its ecological significance. **New Phytologist** 92: 477-485.

ZALUAR, H. L. T. & SCARANO, F. R. 2000. Facilitação em restingas de moitas: um século de buscas por espécies focais. In: ESTEVES, F. A. e LACERDA, L. D. (Ed.) **Ecologia de restingas e lagoas costeiras**. NUPEM/UFRJ, Rio de Janeiro, p. 4-23.

ZAMORA, R.; GARCÍA-FAYOS, P. & GÓMEZ-APARICIO, L. 2004. Las interacciones planta-planta y planta-animal en el contexto de la sucesión ecológica. In: VALLADARES, F. (Ed.) **Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante**. EGRAF, Madrid, p. 371-393.

YARRANTON, G. A. & MORRISON, R. G. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **Journal of Ecology** 62(2): 417-428.

YOUNG, K. R.; EWEL, J. J. & BROWN, B. J. 1987. Seed dynamics during forest succession in Costa Rica. **Vegetation** 71: 157-173.

REGENERAÇÃO NATURAL EM CORREDORES CILIARES DE UMA FAZENDA PRODUTORA DE MADEIRA NO PLANALTO NORTE CATARINENSE

Eliziane Carla Scariot

Bióloga, MSc. Recursos Genéticos Vegetais
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
eccariot@yahoo.com.br

Ademir Reis

Biólogo, Prof. Dr. do Depto. Botânica
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
areis@ccb.ufsc.br

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi identificar a composição e os mecanismos de polinização e dispersão da comunidade arbustivo-arbórea, de corredores ciliares em processo de restauração ambiental há seis anos. Bem como, analisar se a regeneração natural constitui uma alternativa para restauração desses ambientes ciliares. A área de estudo compreende fragmentos de vegetação ciliar de uma fazenda produtora de madeira, localizada no município de Rio Negrinho, SC. Para o levantamento da composição arbustivo-arbórea foram selecionados três corredores ciliares (C1, C2 e C3) em processo de restauração, utilizando-se um mapa de remanescentes naturais, previamente elaborado. Em cada área aplicou-se o método de pontos quadrantes onde foram alocados 50 pontos a uma distância de 10m, amostrando-se indivíduos arbóreos de qualquer diâmetro e altura, totalizando 150 pontos e 600 indivíduos. Foram encontradas 42 espécies arbustivo-arbóreas entre os três corredores avaliados. As espécies dominantes em termos de densidade nos três corredores foram *Myrsine coriacea* e *Matayba eleagnoides*. A similaridade florística foi semelhante, porém não idêntica entre os corredores. A menor similaridade foi detectada entre C1 e C2 (37,8%), a similaridade intermediária entre C1 e C3 (42,8%) e a maior similaridade entre C2 e C3 (52,1%). Os coeficientes de similaridade encontrados e a dominância de diferentes espécies em cada corredor indicaram que os três corredores em restauração apresentam heterogeneidade florística. Zoocoria e zoofilia foram às síndromes de dispersão e polinização predominantes dentre as espécies dos três corredores e dentre os indivíduos de C2 e C3. A predominância de zoocoria e zoofilia sugerem a ocorrência de fluxos biológicos nos elementos da paisagem da Fazenda, sobretudo nos corredores em restauração. A composição e os mecanismos ecológicos de dispersão e polinização da comunidade arbustivo-arbórea mostraram que os corredores ciliares apresentam resiliência, ou seja, seguem as tendências florísticas esperadas na dinâmica sucessional apresentando condições para alcançarem características semelhantes, às de comunidades em estágio mais avançado da Floresta Ombrófila Mista.

Palavras-chave: Corredores Ciliares, Restauração Ambiental, Regeneração Natural

ABSTRACT

NATURAL REGENERATION IN RIPARIAN CORRIDORS OF A WOOD PRODUCING FARM IN PLANALTO NORTE CATARINENSE

The objective of this study was to identify the composition and the mechanisms of pollination and dispersal of the community of shrubs and trees of riparian corridors under the process of environmental restoration for six years. Also, to evaluate whether natural regeneration is an alternative to restoration of riparian environment. The study area comprises fragments of riparian vegetation from a farm producing wood, located in the city of Rio Negrinho, SC. To survey the composition of shrubs and trees were selected three riparian corridors (C1, C2 and C3) under the restoration process, using a map of remaining natural fragments. In each area we applied the method of point-centered quarter where were allocated 50 points at a distance of 10m, sampling individual trees of any size and height, totaling 150 points and 600 individuals. We have found 42 woody species among the three studied corridors. The dominant species in terms of

density in the three corridors were *Myrsine coriacea* and *Matayba eleagnoides*. Floristic similarity was similar but not identical among the corridors. The lowest similarity was found between C1 and C2 (37.8%), the intermediate similarity between C1 and C3 (42.8%) and greater similarity between C2 and C3 (52.1%). The similarity coefficients found and the dominance of different species in each corridor indicated that the three corridors under restoration present floristic heterogeneity. Zoochory and zoophily are the dispersal syndromes and pollination among the predominant species of the three corridors and among the individuals of C2 and C3. The prevalence of zoochory and zoophily suggest the occurrence of biological flows between the Farm's landscape units, especially in the corridors under restoration. The composition and the ecological mechanisms of dispersal and pollination of the community of shrubs and trees have shown that riparian corridors have resilience, or follow the trends expected in the floristic succession dynamics in condition to achieve similar characteristics to the community in a more advanced stage of the Araucaria Forest. Key-words: Riparian Corridors, Environmental Restoration, Natural Regeneration.

INTRODUÇÃO

A intensa modificação da paisagem pela exploração dos recursos naturais, tem resultado em sérios desequilíbrios na paisagem natural devido a ausência de medidas de planejamento integrado, baseado na sustentabilidade dos sistemas naturais, sociais e econômicos. A perda e a fragmentação de habitats naturais, relacionadas principalmente à substituição da vegetação natural por diferentes tipos de uso e cobertura da terra, como o aumento de áreas destinadas à urbanização, ao reflorestamento de espécies exóticas, a agricultura e a pecuária, são conseqüências diretas da transformação das paisagens, promovidas pelo homem.

A fragmentação dos habitats naturais segundo Metzger (1999) é um processo de ruptura na continuidade espacial destes habitats e representa uma séria ameaça à manutenção da diversidade biológica. A transformação de habitats contínuos origina um cenário constituído por remanescentes de vegetação natural subdivididos em fragmentos, de distribuição espacial variada, que se encontram sob diversas condições físicas e ambientais, que possuem diferentes tipos de vegetação e variam em tamanho, forma, grau de isolamento, conectividade e tipos de entorno (Saunders et al., 1991).

Este cenário de fragmentação pode ser observado no Planalto Norte Catarinense, devido seu histórico de ocupação territorial baseado na redução em larga escala de áreas de Floresta Ombrófila Mista (FOM) pelo extrativismo vegetal, posteriormente pelo desenvolvimento de atividades agropecuárias e pelo desenvolvimento da atividade

silvícola, baseada no cultivo de *Pinus*.

Atualmente a paisagem da região é constituída por uma matriz silvícola e agropastoril e por fragmentos de vegetação nativa restritos basicamente as margens de rios e áreas mais íngremes localizadas entre as áreas produtivas de florestas plantadas ou dos sistemas agropastoris. Segundo dados do IBGE (2005), a silvicultura e a agropecuária, em menor escala, são as atividades predominantes da região.

Integrar a produção de madeira e a conservação da biodiversidade na região do Planalto Norte Catarinense é um desafio que envolve dentre outras, uma série de ações voltadas à restauração ambiental de áreas degradadas pela atividade madeireira. Qualquer atividade ou prática de restauração de áreas degradadas exigem um diagnóstico ambiental prévio e o monitoramento ambiental. O diagnóstico ambiental para restauração deve ser aplicado em uma escala de paisagem e também em uma escala local, envolvendo o conhecimento do processo sucessional da vegetação regional e suas possíveis funções ecológicas. Estas informações permitem orientar a restauração de determinadas áreas, bem como, monitorar aquelas que estão em andamento.

Este trabalho teve como objetivo estudar a regeneração natural da comunidade arbustivo-arbórea de fragmentos de mata ciliar em restauração há seis anos, na fazenda Santa Alice, a fim de gerar subsídios a programas de restauração de áreas ciliares de fazendas produtoras de madeira no Planalto Norte Catarinense. Para isso investigaram-se as seguintes questões: a) Qual a

composição e as síndromes de polinização e dispersão da comunidade arbustivo-arbórea dos três corredores ciliares em regeneração há seis anos? A regeneração natural de áreas degradadas

pelo abandono do cultivo de florestas exóticas pode ser considerada uma alternativa de restauração ecológica?

METODOLOGIA

A pesquisa foi desenvolvida em três áreas ciliares da fazenda Santa Alice localizada no município de Rio Negrinho, no Planalto Norte Catarinense. A fazenda possui uma área total de 1.454ha ocupados pelo cultivo de *Pinus taeda* e *Eucalyptus* sp, fragmentos de vegetação nativa em diferentes estágios sucessionais, estradas e infra-estrutura rural.

A Fazenda apresenta um total de 55 fragmentos, dispostos na paisagem na forma de

manchas e corredores, localizados ao longo dos cursos d'água e nas áreas de topografia mais íngreme. Para este estudo foram selecionadas três corredores ciliares em processo de restauração há seis anos (Figura 1). Estes três corredores ciliares estavam cobertos por *Pinus* até 2002/2003. A partir deste período os *Pinus* sp. foram retirados como medida de adequação da legislação ambiental brasileira e as áreas encontram-se em processo de regeneração natural desde aquele momento.

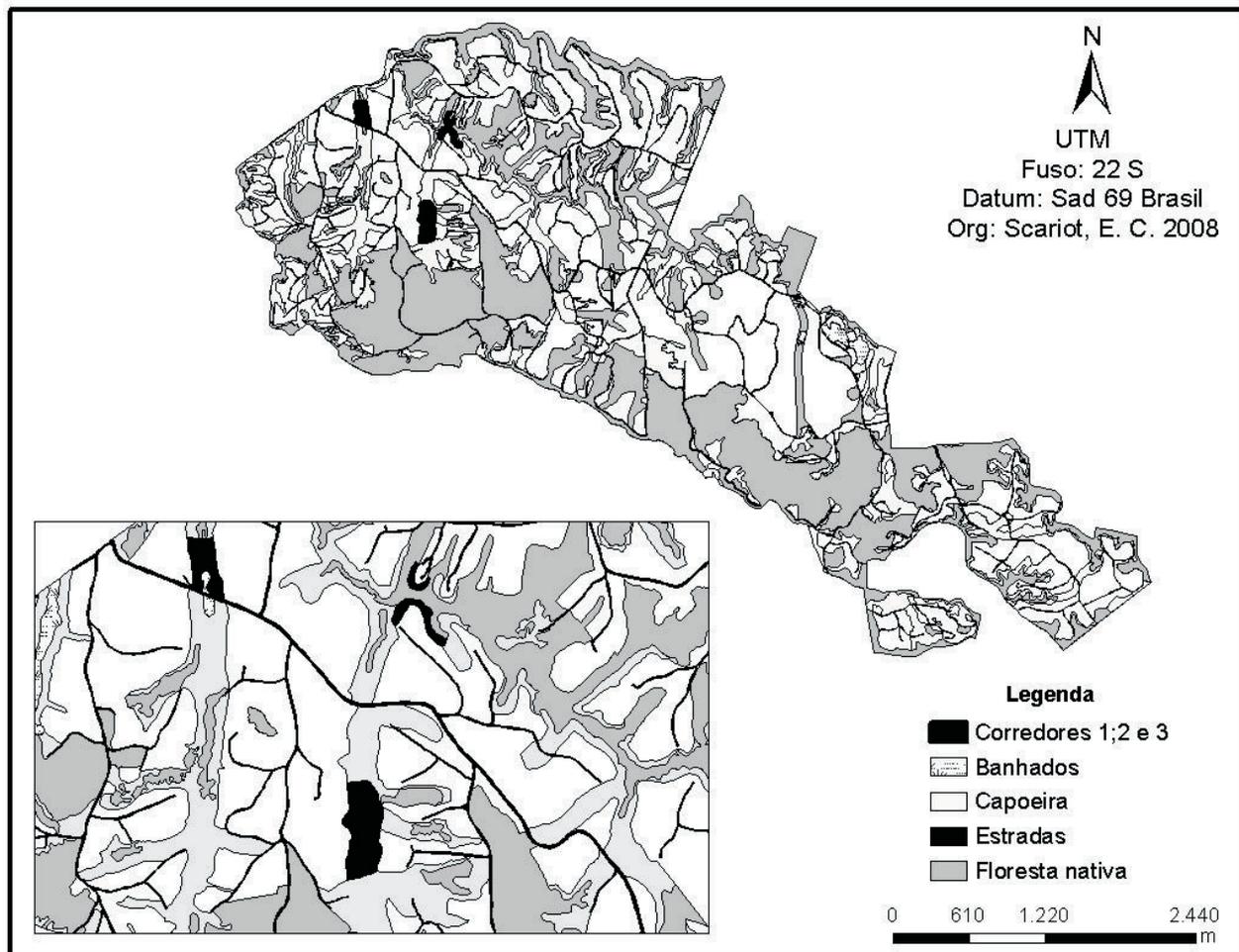


Figura 1. Mapa de localização dos corredores ciliares em restauração (C1, C2 e C3) na Fazenda Santa Alice, Rio Negrinho, SC. (Mapa adaptado de Scariot, 2008).

Levantamento da comunidade arbustivo-arbórea

O levantamento da comunidade arbustivo-arbórea foi realizado pelo método de pontos quadrantes proposto por Martins (1993). Em cada área foram alocados 50 pontos quadrantes a uma distância de 10 metros. Os pontos foram alocados ao longo dos três corredores ciliares a uma distância de aproximadamente 10 metros do curso d'água. Foi amostrado um total de 600 indivíduos, pertencentes a forma de vida arbórea, com qualquer diâmetro e altura. Em casos eventuais de sobreposição de indivíduos entre pontos, procedeu-se com a alteração da distância dos pontos para 20 metros.

Os indivíduos amostrados foram identificados em campo quando possível, e aqueles que não puderam ser identificados *in loco* foram coletados, herborizados e identificados posteriormente, por comparação com coleções botânicas do herbário FLOR do Departamento de Botânica da Universidade Federal de Santa Catarina, consultas a literatura e apoio de taxonomistas. Foram identificadas as síndromes de polinização e dispersão das espécies levantadas através de informações já descritas para estas espécies na Flora Catarinense e outras literaturas

que apresentam dados relativos a síndromes de dispersão e polinização das espécies encontradas.

A análise dos dados relativos à composição florística e características ecológicas de dispersão e polinização foi baseada em metodologia descritiva. Foram calculadas a densidade absoluta e relativa das espécies identificadas de acordo com Martins (1993).

Para verificar a similaridade florística entre os três corredores ciliares em restauração foram aplicadas análises multivariadas. Para isso foi elaborada uma matriz de dados de abundância das espécies identificadas, onde as espécies representavam as variáveis e os corredores ciliares as unidades amostrais. A partir dessa matriz aplicou-se a análise de agrupamento e análise de correspondência (CA) procedendo-se com a transformação dos dados para logaritmo comum, em ambas as análises. A análise de correspondência (CA) foi realizada no software FITOPAC 1.6 (Shepherd, 1995). E a análise de agrupamento, entre os três corredores ciliares em restauração foi efetuada no software PRIMER 6 (Clarke & Gorley, 2001). Para esta análise utilizou-se o coeficiente de similaridade *Bray Curtis* e o método de classificação de *Group average* (média dos grupos).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os corredores ciliares em processo de restauração há seis anos na fazenda Santa Alice apresentaram um total de 42 espécies arbustivo-arbóreas pertencentes a 30 gêneros e 21 famílias (Tabela 3).

A riqueza de espécies foi muito semelhante nos três corredores. Em C1 e C3 foram encontradas 24 espécies e em C2, 27 espécies. No entanto, os três corredores apresentaram espécies dominantes diferentes. Em C1 e C3 a espécie dominante foi *Myrsine coriacea* (Swartz), com densidade relativa de 56% e 13,5% respectivamente. Em C2 *Matayba elaeagnoides* Radlk. foi a espécie dominante representando, 17,5% dos indivíduos amostrados neste corredor.

Myrsine coriacea, dominante em C1 e C3 além de ser uma espécie zoocórica e que, portanto oferece recursos alimentares à fauna, também tem um papel importante na colonização de áreas abertas e que sofreram perturbação na fitofisionomia de Floresta Ombrófila Mista. *Matayba elaeagnoides*, outra espécie que apareceu com frequência nos corredores, sendo a dominante em C2, também apresenta frutos apreciados pela avifauna estabelecendo possibilidades de interações interespecíficas dentro de áreas degradadas.

A riqueza de espécies arbustivo-arbóreas nestes três corredores em restauração também foi superior a riqueza encontrada por Guinle (2006)

na fazenda Santa Alice. Em levantamento florístico realizado entre agosto de 2004 e julho de 2005, Guinle (2006) identificou 16 espécies arbustivo-arbóreas sob o corredor ciliar em restauração (C3). A autora também cita que a comunidade florística deste corredor apresentava uma estrutura predominantemente herbácea onde 41% das espécies identificadas pertenciam a forma de vida herbácea. No atual estudo, onde se priorizou pelo levantamento da forma de vida arbórea, para verificar o avanço da sucessão nestas áreas em restauração, observou-se a transição da estrutura

herbácea para uma estrutura herbáceo-arbustiva. A estrutura herbáceo-arbustiva, observada durante o levantamento florístico destes três corredores é caracterizada por um dossel predominantemente arbustivo, representada principalmente por arbustos dos gêneros *Bacharis* e *Eupatorium* sobre o qual se desenvolvem os indivíduos de forma arbórea identificados neste trabalho.

A síndrome dispersão predominante entre as espécies e os indivíduos dos três corredores ciliares em restauração foi a zoocoria (Tabela 1).

Tabela 1. Síndromes de dispersão das espécies e indivíduos arbustivo-arbóreas dos corredores ciliares em processo de restauração (C1, C2 e C3) da Fazenda Santa Alice, Rio Negrinho, SC.

Corredores	Anemocoria		Zoocoria		Autocoria	
	% indivíduos	% espécies	% indivíduos	% espécies	% indivíduos	% espécies
C1	7	26	92	70	1	4
C2	17	12	74	85	9	4
C3	16	8	68	88	17	4

As síndromes de polinização nos corredores dois e três apresentaram maiores percentuais de indivíduos e espécies zoofílicos (Tabela 2). A zoofilia também predominou entre as

espécies identificadas em C1 (91%), porém mais da metade dos seus indivíduos (59%) são anemofílicos ou polinizados pelo vento (Tabela 2).

Tabela 2. Síndromes polinização dos indivíduos e das espécies arbustivo-arbóreas dos corredores ciliares em processo de restauração (C1, C2 e C3) da Fazenda Santa Alice, Rio Negrinho, SC.

Corredores	Anemofilia		Zoofilia	
	% indivíduos	% espécies	% indivíduos	% espécies
C1	59	9	41	91
C2	8	8	92	92
C3	29	8	71	92

A predominância das síndromes de polinização zoofílica entre as espécies e indivíduos dos três corredores e a predominância da síndrome de dispersão zoocórica entre as espécies e indivíduos de C2 e C3 sugerem a ocorrência de

fluxo biológico entre os elementos da paisagem da Fazenda, sobretudo nestas áreas em restauração. Segundo Reis & Kageyama (2003) a presença de espécies zoocóricas em áreas degradadas supõem também a presença da fauna, o que aumenta as

chances de recolonização das áreas degradadas por permitirem a chegada de novos propágulos. Desta forma, a predominância da zoocoria e da zoofilia indicam que estes corredores ciliares apresentam potencial de restauração.

A análise de similaridade florística entre os três corredores indica que apresentam percentuais

de similaridade florística distintos (Figura 2). A menor similaridade foi detectada entre C1 e C2 (37,8%), a similaridade intermediária entre C1 e C3 (42,8%) e a maior similaridade entre C2 e C3 (52,1%). C1, foi o corredor mais distinto quanto a composição florística.

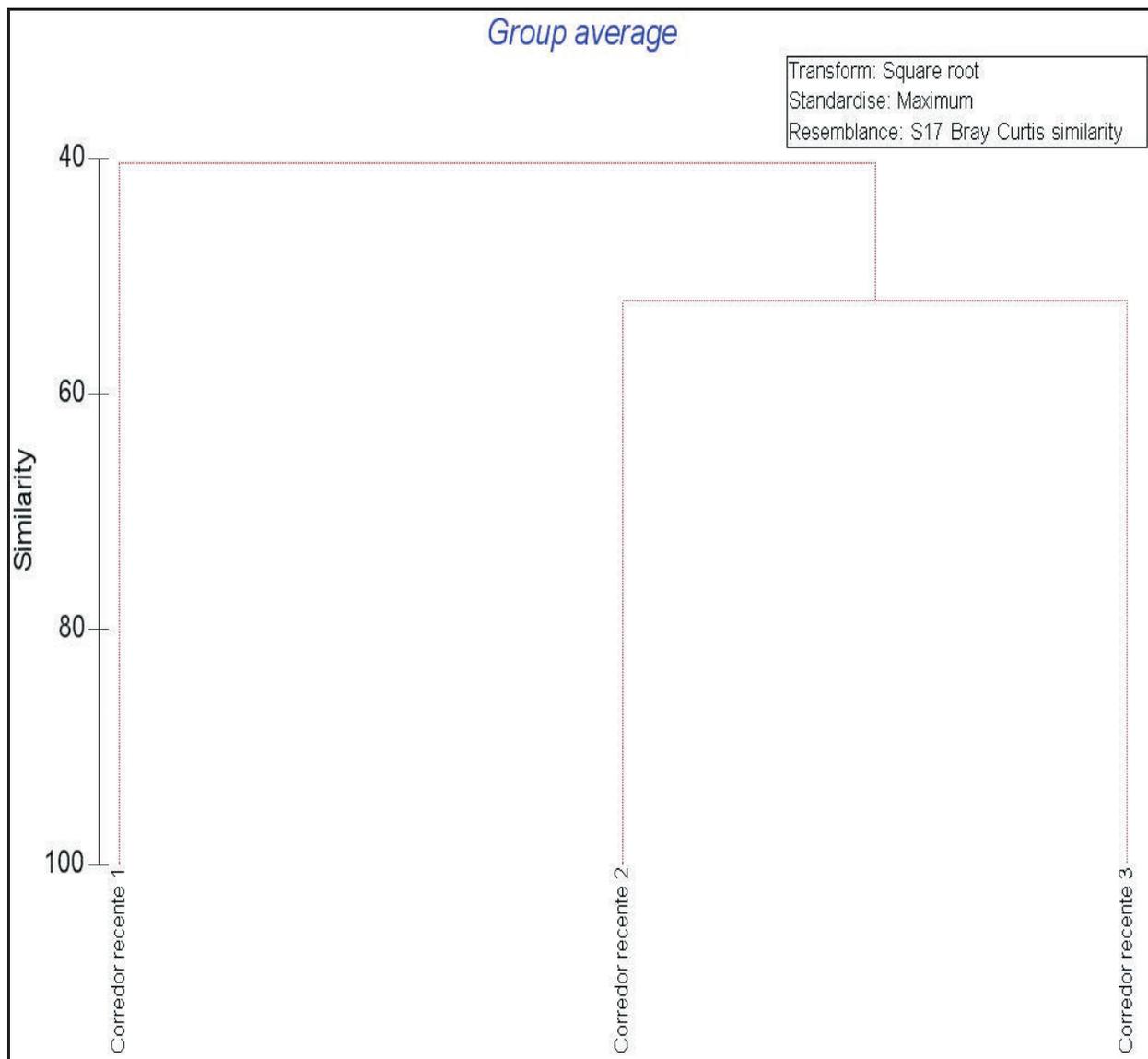


Figura 2. Análise de agrupamento (cluster) realizada entre os três corredores ciliares em restauração na Fazenda Santa Alice.

Os três corredores apresentaram um total de 12 espécies em comum e 7 espécies exclusivas em cada um, conforme apresentado na Tabela 3. O método de ordenação (Figura 3), mostra a

distribuição das espécies comuns e exclusivas entre os três corredores e permite verificar quais espécies estão estabelecendo a similaridade entre os corredores.

Tabela 3. Espécies comuns entre os três corredores ciliares em regeneração natural há seis anos e espécies exclusivas de cada corredor. Sendo C=Corredores ciliares em restauração.

Nome científico	Código	Espécies Comuns	Espécies Exclusivas		
			C1	C2	C3
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Sp1	C1 e C2			
<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek.	Sp2			X	
<i>Ilex dumosa</i> Reissek.	Sp3	C2 e C3			
<i>Ilex microdonta</i> Reissek.	Sp4				X
<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.Hil.	Sp5	X			
<i>Ilex theezans</i> Martius	Sp6	X			
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bert.) O. Kuntze	Sp7	X			
<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	Sp8		X		
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	Sp9		X		
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	Sp10	C1 e C2			
<i>Vernonia discolor</i> (Spreng.) Less.	Sp11	X			
<i>Clethra scabra</i> Pers.	Sp12	X			
<i>Dicksonia sellowiana</i> (Presl.) Hooker	Sp13	C1 e C2			
<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E.Schulz	Sp14			X	
<i>Escallonia montevidensis</i> (Cham. & Schltdl.) DC.	Sp15		X		
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baillon) Smith & Downs	Sp16		X		
<i>Mimosa scabrella</i> Bentham	Sp17	C2 e C3			
<i>Xylosma prockia</i> (Turcz.) Turcz.	Sp18	X			
<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees) Kosterm .	Sp19	X			
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Sp20	C2 e C3			
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees et Mart. Ex Nees) Nees	Sp21	C2 e C3			
<i>Myrsine coriacea</i> (Swartz).	Sp22	X			
<i>Calyptanthus concinna</i> DC.	Sp23		X		
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg	Sp24			X	
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	Sp25	C1 e C2			
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	Sp26			X	
<i>Myrceugenia alpigena</i> (DC.) Landrum	Sp27	X			
<i>Myrceugenia euosma</i> (O. Berg) Legrand.	Sp28		X		
<i>Myrceugenia cf. glaucescens</i> (Cambess.) D.Legrand & Kausel	Sp29		X		
<i>Myrcia lajeana</i> . D. Legrand.	Sp30			X	
<i>Myrcia selloi</i> (Spreng.) N.Silveira	Sp31			X	
<i>Pricramnia cf. excelsa</i>	Sp32			X	
<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	Sp33	X			
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urban	Sp34	C1 e C3			
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Sp35	X			
<i>Cyphomandra</i> sp.	Sp36				X
<i>Solanum</i> sp.	Sp37				X
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn	Sp38				X
<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl.)Benth.St.	Sp39	X			
<i>Symplocos pentandra</i> Occhioni	Sp40				X
<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand	Sp41				X
<i>Symplocos tetrandra</i> Mart ex Miq.	Sp42				X

Apesar de haver similaridade florística (Figura 3) entre estes corredores cujo percentual máximo atingiu 52%, verificou-se com a análise de ordenação (Figura 3) que as espécies exclusivas dos três corredores (C1, C2 e C3) evidenciam a heterogeneidade florística dos ambientes ciliares, já apontada em outros trabalhos realizados sob áreas ciliares.

Metzger et al. (1997), Durigan & Leitão Filho (1995), Toniato et al. (1998) Rodrigues (1992) e Scarano et al. (1997) também detectaram a heterogeneidade florística em ambientes ciliares.

Metzger et al. (1997) considera que, a heterogeneidade vegetacional em remanescentes de matas ciliares está associada ao tamanho da faixa ciliar. Durigan & Leitão Filho, (1995) e Toniato et al. (1998) atribuem a heterogeneidade florística ao estado de conservação ou degradação desses remanescentes. Rodrigues (1992) e Scarano et al. (1997) consideram a heterogeneidade vegetacional desses remanescentes ciliares como resultado da heterogeneidade espacial ou das características físicas do ambiente ciliar.

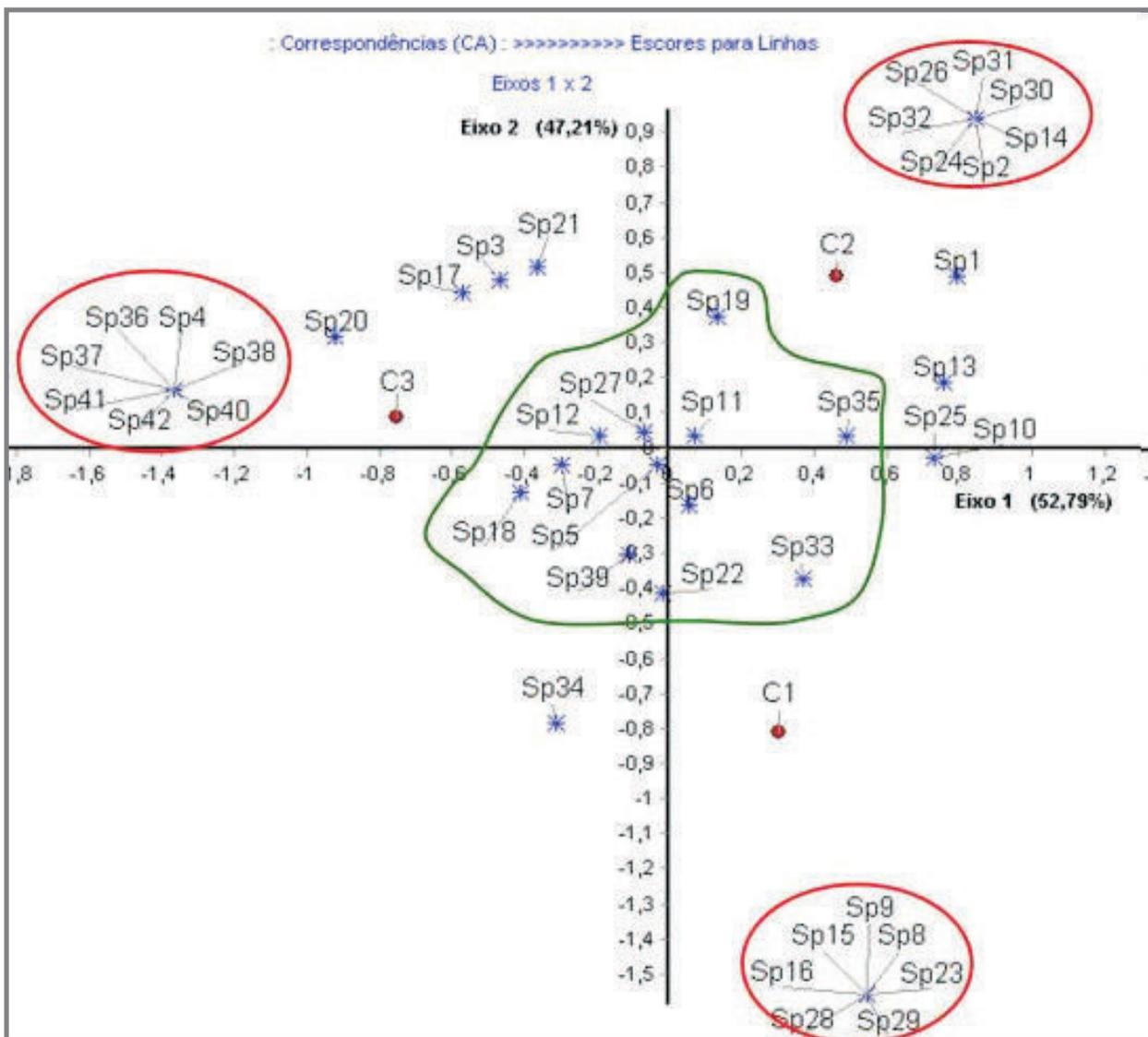


Figura 3. Análise de ordenação (CA) das espécies arbustivo-arbóreas identificadas nos três corredores (C1, C2 e C3). Verde=espécies comuns entre os três corredores, Vermelho=espécies exclusivas de cada corredor. Os códigos (Sp) correspondem as espécies citadas na Tabela 3.

Acredita-se que a herogeneidade florística observada nos corredores ciliares em restauração, na Fazenda Santa Alice, não se deve apenas, a um único fator, mas, ao um conjunto de fatores. Supõem-se esta heterogeneidade florística deve-se às variações ambientais associadas ao relevo e pedologia, histórico de perturbação destas áreas, bem como, de fatores biológicos associados a composição do seu banco de sementes e dos fluxos biológicos da paisagem, onde estes corredores encontram-se inseridos. No entanto, percebe-se a necessidade de complementação destes estudos a fim de compreender se a heterogeneidade florística das áreas ciliares deve-se à heterogeneidade ambiental ou ao fluxo de propágulos na paisagem, ou ainda a integração deste conjunto de fatores.

Além disso, heterogeneidade florística encontrada nos três corredores ciliares (C1, C2 e C3) reafirma a complexidade da restauração nestes ambientes, uma vez que, a mesma pode ser determinada por um único fator ou por vários fatores ao mesmo tempo. Por isso, entende-se que medidas de restauração e conservação da biodiversidade de áreas ciliares degradadas pela atividade madeireira no Planalto Norte Catarinense deveriam permitir, pelo menos em parte, a expressão da diversidade, por meio de mecanismos naturais da sucessão ecológica. O incentivo à sucessão natural permite que a diversidade de um determinado ambiente possa de fato expressar-se e manter-se (Reis, 2007).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A composição e as características da comunidade arbórea mostraram que os corredores ciliares em restauração apresentam resiliência, ou seja, que as áreas seguem as tendências florísticas e estruturais esperadas na dinâmica sucessional apresentando condições para alcançarem características semelhantes, às de comunidades em estágio mais avançado da Floresta Ombrófila Mista. No entanto, a restauração dessas comunidades dependerá também da estagnação das perturbações antrópicas nas áreas em restauração e da conservação dos remanescentes naturais que permanecem no seu entorno e que funcionam como fontes de propágulos.

A heterogeneidade florística observada nos três corredores ciliares deve ser considerada em futuros programas de restauração para que se garanta a recomposição adequada das

comunidades naturais. O estudo da regeneração natural nestas áreas mostrou que cada área possui mecanismos próprios de regeneração e que as intervenções que forem aplicadas em programas de restauração de áreas degradadas pelo abandono do cultivo de florestas exóticas devem primar por modelos naturais de sucessão.

Dessa forma, a regeneração natural observada nos corredores ciliares da Fazenda representa uma alternativa adequada ao processo de restauração das suas comunidades naturais. Uma vez que consiste em um tipo de restauração ecológica embasada em processos de naturais de sucessão que permite que fenômenos eventuais e estocásticos se expressem, aumentando as chances de formação de uma comunidade natural condizente com as condições de paisagens fragmentadas (Reis et al. 2006).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CLARKE, K. R. & GORLEY, R. N. 2001. **Primer v5: User Manual/ Tutorial**. PRIMER – E: Plymouth. United Kingdom.
DURIGAN, G. & LEITÃO FILHO, H. F. 1995. Florística e Fitossociologia de Matas ciliares do

Mun. de Rio Negrinho, SC. Dissertação de Mestrado. Florianópolis: UFSC, SC, 50p.
MARTINS, F. R. 1993. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

- METZGER, J. P.; BERNACCI, L.C. & GOLDENBERG, R. 1997. Pattern of tree species Diversity in Riparian Forest Fragments of Different WIDTHS (SE Brazil). **Plant Ecology** 133: 133-152.
- METZGER, J. P. 1999. Estrutura da Paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências** 71: 445-463.
- REIS, A. & KAGEYAMA, P.Y. 2003. Restauração de Áreas Degradadas utilizando interações interespecíficas. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D. de; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Org.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. São Paulo: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, p. 91-110.
- REIS & TRES. 2007. Nucleação: integração das comunidades naturais com paisagem. In: Fundação Cargill (Coord). **Manejo Ambiental e Restauração de Áreas degradadas**. São Paulo: Fundação Cargill, p. 29-56.
- REIS, A.; TRES, D. R. & BECHARA, F. C. 2006. A nucleação como novo paradigma na restauração ecológica: “espaço para o imprevisível”. In: Simpósio sobre Recuperação de Áreas Degradadas com Ênfase em Matas Ciliares e Workshop sobre Recuperação de Áreas Degradadas no Estado de São Paulo: Avaliação da Aplicação e Aprimoramento da Resolução SMA 47/03. **Anais...** Secretaria do Meio Ambiente, Instituto de Botânica de São Paulo, p. 104-121.
- RODRIGUES, R.R. 1992. **Análise da Vegetação às Margens do Rio Passa Cinco Ipeúna**, SP, Tese de doutoramento, UNICAMP, Instituto de Biologia Campinas, SP, 334p.
- SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology** 5: 18-32.
- SCARANO, F. R.; RIBEIRO, K. T., MORAES, R. F. D.; & LIMA, H. C. 1997. Plant establishment Flooded and Unflooded Patches of a Freshwater swamp Forest in Southeastern Brazil. **Journal Tropical Ecology** 14:793-803.
- SCARIOT, E. C. 2008. **Caracterização Ambiental de uma Fazenda Produtora de Madeira em Rio Negrinho, SC: Subsídios para a Restauração Ambiental**. Dissertação de Mestrado. Florianópolis: UFSC, SC, 103p.
- SHEPHERD, G.J. 1995. **Fitopac: Manual do usuário**. Departamento de Botânica, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- TONIATO, M. T.Z.; LEITÃO FILHO, H.F. & RODRIGUES, R.R. 1998. Fitossociologia de uma remanescente de Floresta higrófito (Mata de Brejo) em Campinas, SP. **Revisa Brasileira de Botânica** 21 (2): 197-210.

ANÁLISE FITOSSOCIOLÓGICA DE UMA COMUNIDADE ARBÓREA DE FLORESTA ATLÂNTICA, PARQUE BOTÂNICO MORRO DO BAÚ, SANTA CATARINA

Roseli Baitler Zaremba Lisboa

Bióloga, MSc. Biologia Vegetal
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
mctguinle@hotmail.com

Oscar Benigno Iza

Geógrafo, MSc. Biologia Vegetal
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
mctguinle@hotmail.com

Ademir Reis

Biólogo, Prof. Dr. do Depto. Botânica
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
areis@ccb.ufsc.br

Luciane Karla Pereira

Bióloga, MSc. Biologia Vegetal
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
lucikp@yahoo.com.br

RESUMO

O Parque Botânico Morro do Baú possui uma área de 750 hectares, de vegetação bem preservada de domínio da Mata Atlântica. Um hectare da vegetação foi avaliado, o hectare demarcado caracteriza-se por um transecto de (10 x 1000m) num gradiente altitudinal de (372 - 489m) representando um perfil topográfico composto por diferentes gradientes: Encosta suave, Encosta íngreme, Topos de morros e Fundos de vales. Todos os indivíduos com Diâmetro à altura do Peito (DAP) igual e superior a 5 cm foram medidos, plaqueados e retirado amostras de material botânico. Na análise estrutural da comunidade empregou-se os descritores fitossociológicos básicos de densidade, dominância e freqüência. As espécies foram enquadradas em categorias de espécies-densidades e espécies-grupos ecológicos, síndrome de polinização, dispersão e caracterizadas quanto às interações da flora-fauna. Amostrados 1860 indivíduos, 181 espécies, 106 gêneros distribuídos em 50 famílias. Nos grupos ecológicos a comunidade foi representada por 82 espécies climáticas, 71 oportunistas e 14 pioneiras. Nas síndromes de polinização e dispersão 81,8% das espécies são polinizadas por animais e 80,7% são zoocóricas. O transecto abrangendo diferentes gradientes permitiu a captura de espécies restritas a esses ambientes. Foram feitas análises multivariadas com os dados de dominância, grupo ecológico e síndrome de dispersão das espécies dos diferentes gradientes afim de agrupar estes ambientes. O índice de similaridade utilizado foi Bray-curtes e a correlação cofenética obtida foi de 0,89.

Palavras- Chave: Fitossociologia, Composição florística, Floresta Atlântica.

ABSTRACT

PHYTOSOCIOLOGICAL ANALYSIS OF AN ARBOREAL COMMUNITY OF ATLANTIC FOREST IN MORRO DO BAÚ BOTANICAL PARK, SC

Morro do Baú Botanical Park has an area of 750 hectares, with well preserved Atlantic Forest vegetation. One hectare of this vegetation was evaluated. The demarcated hectare is characterized by a transect of (10 x 1000m) at an altitudinal gradient of (372 - 489m) representing a topographical profile composed by different gradients: Soft hillsides, Steep hillsides, Hilltops and Valleys. All of the individuals with Diameter to the Height of the Chest equal or superior to 5 centimeters were measured, labeled and samples of botanical material were collected. In the community's structural analysis were used the phytosociological basics of density, dominance and frequency. The species were framed into categories of density-species and ecological group-species, pollination syndrome, dispersion and characterized as the interactions of the flora-fauna. 1860 individuals, 181 species, 106 genera distributed in 50 families were sampled. In the

ecological groups the community was represented by 82 climax species, 71 opportunists and 14 pioneers. In the pollination and dispersion syndromes, 81,8% of the species were pollinated by animals and 80,7% were zoochoric. The transect including different gradients allowed the capture of species that are restricted to these environments. Multivariate analyses were done with the dominance data, ecological groups and syndrome of the species dispersion for different gradients with the objective to group these environments. The similarity index used was Bray-Curtis and the cophenetic correlation obtained was 0,89.

Key word: Phytosociology, Floristic composition, Atlantic Forest.

INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica ocupava originalmente 15% do território brasileiro, estendendo-se dos Estados do Rio Grande do Sul até o Piauí (Atlas da Evolução, 1998). Em Santa Catarina 90% do território era ocupado por florestas Klein (1984). Entre as várias tipologias florestais do estado, a Floresta Ombrófila Densa foi considerada como a mais complexa e heterogênea, com inúmeras comunidades e associações vegetais típicas. O processo de desmatamento e degradação, principalmente, da Floresta Ombrófila Densa de Santa Catarina ocorreu no início da colonização européia com a ocupação das áreas litorâneas e a extração de madeiras nobres. O impacto sobre esse ecossistema continua crescente à medida que aumentam as áreas agrícolas, pecuária, reflorestamento e a industrialização

Atualmente as florestas tropicais passaram a ser a grande preocupação dos ecologistas, a partir do momento em que se começou a entender que nelas estava contida a grande maioria da diversidade do globo terrestre. Em virtude desta constatação, torna-se necessário que se tomem medidas urgentes e decisivas para conservar e manter os genes, as espécies e os ecossistemas, com vistas ao manejo e uso sustentável dos recursos biológicos. A principal ação a ser tomada: a proteção “in situ” dos ecossistemas. Dinerstein et al. (1995), quando se referem às eco-regiões terrestres da América Latina e Caribe, salienta que é prioritário o entendimento, ao nível de paisagens, das características essenciais de cada uma delas. As florestas tropicais são os ambientes que mais merecem atenção em virtude dos altos índices de diversidade biológica e são nestes ambientes que ocorrem os estudos mais freqüentes, no sentido de entender a biodiversidade.

Na região sul segundo Martins (1990) “os levantamentos fitossociológicos foram feitos de julho de 1949 a fevereiro de 1953 e completados em 1956; abrangeram trinta e cinco localidades espalhadas em um município do Paraná, onze de Santa Catarina e dois do Rio Grande do Sul constituindo o mais extensivo estudo da Floresta Atlântica e um dos maiores levantamentos fitossociológicos do continente americano”. Os trabalhos estão publicados em Veloso (1945; 1946), Veloso & Klein (1957, 1959, 1961, 1963, 1968a, 1968b).

Estudos fitossociológicos permitem que se estabeleça uma relação entre as espécies, as condições e ambientes em que estão inseridas, fornecem informações sobre a estrutura da comunidade de determinada região e a relação existente entre as espécies. Informações destes estudos devem ser utilizadas como um bio-indicadores em anos subseqüentes, gerando subsídios básicos para a conservação e manejo das florestas tropicais. Considerando os estudos fitossociológicos representarem uma fotografia do ambiente em determinado momento torna-se necessário que estes estudos sejam realizados de maneira a considerar as condições ecológicas, como a sucessão ambiental, funcionalidade e interação das comunidades.

Dentro deste contexto, este trabalho teve como objetivo o estudo de 1 hectare de vegetação arbórea, após 50 anos de exploração seletiva e propor novos parâmetros dentro da fitossociologia no sentido de gerar um conjunto de conhecimentos sobre a diversidade, a estrutura, a dinâmica e probabilidades de interações interespecífica, em Floresta Atlântica com análises que permitam agrupar os dados obtidos.

METODOLOGIA

Área de estudo

Os dados foram coletados no Parque Botânico Morro do Baú, localizado entre os municípios de Luiz Alves e Ilhota, médio vale do Itajaí, no estado de Santa Catarina Marterer (1996), entre as coordenadas: 26° 47' 10" e 26° 50' 15" S e 48° 55' 33" e 48° 57' 25" W.. O clima é do tipo tropical úmido, sem período seco, com médias térmicas nunca inferiores a 15°C; precipitações abundantes e bem distribuídas durante o ano. Os índices pluviométricos ficam entre 1.200 a 1.600 mm anuais. A vegetação pertence ao complexo vegetacional da Mata Atlântica, especificamente Floresta Ombrófila Densa Montana, que se estende de 300 a 800m de altitude conforme (IBGE, 1992).

Apresenta solos do tipo podzólicos vermelhos-amarelos, álicos, textura argilosa, relevo fortemente ondulado com substrato constituído de siltitos e argilito. Sendo que o horizonte "A" corresponde a mais ou menos 20cm de espessura, de natureza argilosa e o horizonte "B", medindo de 35 a 40cm, nesta camada, o solo apresenta-se argiloso, de coloração amarelo-avermelhada e no horizonte "C", predominam silito e argilito intemperizados. São caracterizados como tipo Cambissolo de baixa fertilidade e de textura argilosa.

O relevo é caracterizado como ondulado e montanhoso, atinge cerca de 819m de altitude coberto por vegetação florestal exuberante pertencente à unidade morfológica Serras do Leste Catarinense (Atlas Catarinense, 1986; IBGE, 1986; 1990).

A região é drenada pelo rio Baú o qual deságua no rio Luiz Alves afluente do rio Itajaí-açu (Atlas Catarinense, 1986).

Levantamento estrutural

Os trabalhos de campo ocorreram de abril de 1999 a novembro de 2000, o transecto foi demarcado na porção centro-oeste do parque, altitude de 372m a 489m. No transecto

foram instaladas 100 parcelas de 10 x 10m totalizando 1 hectare. Todos os indivíduos arbóreos com diâmetro à altura do peito de 1,30m e (DAP) igual e superior a 5 cm foram mensurados e receberam uma plaqueta de alumínio com o número da parcela e o respectivo número do indivíduo dentro da amostra. Neste transecto foi realizado estudo fitossociológico e as variáveis dominância, dominância relativa, frequência, frequência relativa, grupo ecológico, síndrome de dispersão (anemocoria, autocoria, zoocoria) e de polinização (zoofilia, anemofilia, ausência) foram determinadas para cada uma das seguintes parcelas: fundo de vale, topo de morro, encosta íngreme, encosta suave (Tabela 1).

Na classificação de grupos ecológicos, as espécies foram inseridas em um dos estádios: pioneira, oportunista e/ou climática com base nas características morfofisiológicas para a região de Santa Catarina (Reis, 1993) com algumas exceções. O enquadramento das espécies e indivíduos nas síndromes florais foi realizado com base em Pijl (1982). A dominância relativa foi obtida através da relação entre a área basal da comunidade e a área basal de uma determinada espécie: $DoR = \frac{Abi}{Abc} \times 100$, Abi = área basal da espécie i , Abc = área basal da comunidade. A coleta de material botânico representou 99% dos indivíduos amostrados e foi incorporado ao acervo do Herbário Barbosa Rodrigues em Itajaí, Santa Catarina.

Análise Multivariada

A análise dos componentes principais e análise de agrupamento dos dados foram realizadas no programa FITOPAC versão 1.6. Estas análises foram realizadas com o objetivo de agrupar as parcelas levantadas, com base nos dados de dominância das espécies, síndrome de dispersão e grupo ecológico em cada gradiente estudado. Para homogeneização dos dados, estes foram transformados em logaritmo decimal mais constante. Foram utilizados para as análises de distribuição das espécies ao longo do transecto dados sobre as

formas de dispersão, dominância das espécies e grupo ecológico nos seguintes gradientes: encosta suave, encosta íngreme, topo de morro e fundo de vale. Os índices de distância Braycurtis e método de aglomeração média UPGMA foram utilizados para análise de agrupamento (cluster). Para análise

de componentes principais (PCA) foram utilizados os mesmos dados transformados em logaritmo decimal mais constante utilizados na análise de agrupamento (Tabela 2). Os dados apresentados na tabela 2 foram obtidos com base nos dados da Tabela 1.

Tabela 1. Parâmetros fitossociológicos das espécies, de uma comunidade arbórea, no Parque Botânico Morro do Baú - SC, onde: GD/ha=Grupo de Densidade >100 indivíduos – MC (muito comum), 20 a 99 – C (comum), 6 a 19 – PC (pouco comum), 3 a 5 – E (esparsa) = e < a 2 - ME (muito esparsa). Distribuição das espécies nos gradientes: Es= Encosta suave, Ei= Encosta íngreme, Tm= Topo de morro e Fv=Fundo de vale. GE (Grupo Ecológico): P= Pioneira, O= Oportunista, C= Climácica. Síndromes Florais: Síndrome de Polinização (SP) I= anemofilia, II= zoofilia, III= ausência; Síndrome de Dispersão (SD) I= anemocoria, II= zoocoria, III= autocoria.

Espécies	GD	Es	Ei	Tm	Fv	GE	SP	SD
<i>Alsophila setosa</i>	MC	108	105	15	69	C	III	I
<i>Euterpe edulis</i>	MC	69	30	34	29	C	II	II
<i>Guapira opposita</i>	C	46	14	10	9	O	II	II
<i>Cyathea delgadii</i>	C	18	9	6	12	C	III	I
<i>Bathysa australis</i>	C	35	6		3	C	II	II
<i>Psychotria suterella</i>	C	22	7	5	9	C	II	II
<i>Mollinedia sp 1</i>	C	25	6		11	C	II	II
<i>Sloanea guianensis</i>	C	24	8	3	5	C	II	II
<i>Virola bicuhyba</i>	C	18	7	8	2	O	II	II
<i>Cyathea phalerata</i>	C	25	4	2	4	C	III	I
<i>Garcinia gardneriana</i>	C	15	9	5	3	C	II	II
<i>Alchornea triplinervia</i>	C	15	6	3	7	O	II	II
<i>Hirtella hebeclada</i>	C	12	9	4	3	O	II	II
<i>Calyptanthes lucida</i>	C	10	8	4	3	C	II	II
<i>Hyeronima alchorneoides</i>	C	16	2	3	3	O	II	II
<i>Rapanea acuminata</i>	C	7	3	9	4	O	I	II
<i>Marlierea tomentosa</i>	C	18	1		4	C	II	II
<i>Pausandra mourisiana</i>	C	13	3		5	C	I	III
<i>Cyathea cf. villosa</i>	C	12		6	3	C	III	I
<i>Mouriri chamissoana</i>	PC	5	1	1	1	C	II	II
<i>Calyptanthes strigipes</i>	PC	2	2		4	C	II	II
<i>Eugenia kleinii</i>	PC	3	2	2	1	C	II	II
<i>Pouteria venosa</i>	PC	7			1	O	I	II
<i>Rollinia sericea</i>	PC	6		1	1	O	II	II
<i>Sorocea bonplandii</i>	PC	6	1			C	I	II
<i>Ouratea parviflora</i>	PC	5		1	1	C	II	II
<i>Ocotea urbaniana</i>	PC	2	1	3	1	C	II	II
<i>Neomitranthes glomerata</i>	PC	4	1		2	C	II	II
<i>Ilex theezans</i>	PC	5	1		1	O	II	II
<i>Aniba firmula</i>	PC		3	2	2	C	II	II
<i>Cariniana estrellensis</i>	PC	5	1		1	C	II	III
<i>Pera obovata</i>	PC	2	1	2	2	O	I	II
<i>Esenbeckia grandiflora</i>	PC	1	1	3	1	O	II	II
<i>Allaphylus guaraniticus</i>	PC	3	1		2	O	II	II
<i>Amaioua intermedia</i>	PC	1	2	3		O	II	II
<i>Calycorectes australis</i>	PC	6				C	II	II
<i>Cedrela fissilis</i>	PC	4	1	1		O	II	I
<i>Marlierea parviflora</i>	PC	3		2	1	C	II	II
<i>Miconia budlejoides</i>	PC		1	5		P	II	II
<i>Myrcia tijuscensis</i>	PC	4	2			C	II	II
<i>Ocotea dispersa</i>	PC	3	1		2	C	II	II
<i>Protium kleinii</i>	PC	1	2	2	1	C	II	II
<i>Rudgea recurva</i>	PC	2	1	3		C	II	II
<i>Nectandra sp1</i>	E	5				O	II	II
<i>Ocotea aciphylla</i>	E		1	4		C	II	II
<i>Ilex sp1</i>	E	2	3			O	II	II
<i>Eugenia beaurepaireana</i>	E	2	1		2	C	II	II
<i>Faramea marginata</i>	E	1	2	1	1	C	II	II
<i>Guarea macrophylla</i>	E	3		1	1	O	II	II
<i>Maytenus robusta</i>								
<i>Pterocarpus violaceus</i>	E	1	1	1	2	O	II	III
<i>Sapium glandulatum</i>	E	3	1		1	O	II	II
<i>Vantanea compacta</i>	E	1		4		C	II	II
<i>Rubiaceae sp2</i>	E		2	2				
<i>Spirotheca rivierii</i>	E	3			1	O	II	II
<i>Alibertia concolor</i>	E	1		2	1	C	II	II
<i>Bauhinia sp1</i>	E	4				O	II	II
<i>Chrysophyllum viride</i>	E	2		2		O	II	II

Espécies	GD	Es	Ei	Tm	Fv	GE	SP	SD
Fabaceae sp2	E	3		1			II	II
Guatteria australis	E	1	1		2	O	II	II
Eugenia handroana	E	1		2	1	C	II	II
Eugenia multicostata	E	2			2	C	II	II
Inga sessilis	E	1	2		1	O	II	II
Lauraceae sp1	E	1	1	2				
Marlierea silvatica	E	2	1		1	C	II	II
Leandra dasytricha	E	4				P	II	II
Ormosia arborea	E	4				O	II	II
Pera glabrata	E	1	3			O	I	II
Nectandra oppositifolia	E	2		2		O	II	II
Myrtaceae sp1	E	1	1	2			II	II
Mollinedia triflora	E	4				C	II	II
Miconia cinnamomifolia	E	2		1	1	P	II	II
Casearia decandra	E	2	1			C	II	II
Chionanthus filiformis	E	1	1	1		O	II	II
Cinnamodendron axillare	E	2			1	C	II	II
Coccoloba warmingii	E	3				O	II	II
Lauraceae sp3	E		2	1				
Endlicheria paniculata	E	2		1		C	II	II
Marlierea eugeniopeoides	E	1	1	1		C	II	II
Platymiscium floribundum	E	2			1	O	II	I
Myrceugenia acutifolia	E		2	1		C	II	II
Myrsine parvula	E			3		O	II	II
Rubiaceae sp1	E	1		2				
Pseudobombax grandiflorum	E	3				O	II	II
Psychotria alba	E	2	1			C	II	II
Schefflera angustissima	E	1	1		1	C	II	I
Schizolobium parahyba	E	2		1		O	II	I
Myrcia richardiana	E	3				C	II	I
Tetrorchidium rubriventum	E	1		1	1	O	I	II
Zollernia ilicifolia	ME	1	1			C	I	II
Quiina glaziovii	ME	2				C	II	II
Psidium sp1	ME	1			1	O	II	II
Rhamnidium elaeocarpum	ME	2				C	II	II
Trichilia lepidota	ME	1		1		C	II	II
Xylopia brasiliensis	ME			2		O	II	II
Prunus sellowii	ME			2		O	II	II
Miconia rigidiuscula	ME	2				P	II	II
Myrceugenia myrcioides	ME	2				C	II	II
Lonchocarpus sp1	ME	1		1		O	II	I
Miconia eichleri	ME	2				P	II	II
Ficus sp1	ME	1	1			O	II	II
Eugenia burkartiana	ME	2				C	II	II
Annona cacans	ME		2			O	II	II
Andira fraxinifolia	ME	1			1	O	II	II
Abavema langsdorfii	ME		1	1		O	II	III
Centrolobium robustum	ME	2				O	II	I
Cinnamomum glaziovii	ME	1			1	C	II	II
Coussapoa schottii	ME		2			O	I	II
Desconhecida sp1	ME	1			1			
Duguetia lanceolata	ME			2		O	II	II
Allophylus petiolulatus	ME	1				O	II	II
Aiouea saligna	ME	1				C	II	II
Aegiphilla sellowiana	ME			1		O	II	II
Ardisia guianensis	ME				1	C	II	II
Brosimum cf. lactecens	ME		1			O	II	II
Buchenavia kleinii	ME			1		C	II	II
Capsicum sp1	ME			1		O	II	II
Clusia parviflora	ME		1			P	II	II
Desconhecida sp2	ME	1						
Eugenia catharinensis	ME			1		C	II	II
Eugenia cereja	ME	1				C	II	II
Eugenia platysema	ME	1				C	II	II
Eugenia stigmatosa	ME		1			C	II	II
Euplassa cantareirae	ME	1				C	II	I
Fabaceae sp1	ME	1						
Ficus sp2	ME		1			O	II	II
Ficus sp3	ME	1				O	II	II
Inga lentiscifolia	ME	1				O	II	II
Inga semialata	ME	1				O	II	II
Lauraceae sp2	ME	1						
Miconia cubatanensis	ME		1			P	II	II
Miconia sp1	ME		1			P	II	II
Mollinedia sp 3	ME		1			C	II	II
Myrceugenia miersiana	ME	1				C	II	II
Myrcia brasiliensis	ME			1		C	II	II
Myrcia glabra	ME			1		C	II	II
Myrtaceae sp2	ME		1					
Myrtaceae sp3	ME			1				
Myrtaceae sp4	ME		1					
Piper cernuum	ME		1			P	I	II
Piper cf. gaudichaudianum	ME	1				P	I	II
Piper sp1	ME	1				P	I	II
Piptocarpha tomentosa	ME	1				P	II	I
cf. Ocotea indecora	ME	1				C	II	II
Ocotea pulchella	ME			1		O	II	II
Psychotria nuda	ME				1	C	II	II
Roupala sp1	ME	1				O	II	I
Rubiaceae sp3	ME			1				
Sloanea cf. garkeana	ME				1	C	II	II
Sloanea monosperma	ME	1				C	II	II
Solanum caeruleum	ME	1				O	II	II
Tabebuia ave llanadae	ME				1	O	II	II
Trema micrantha	ME	1				P	II	II
Trichilia clausenii	ME				1	C	II	II
Tichilia sp3	ME	1				C	II	II
Tocoyena sellowiana	ME	1				C	II	II
Zanthoxylum rhoifolium	ME	1				O	II	II
G1		14	8	2	6			
G2		16	3	4	4			
Total		902	374	294	290			
Espécies restritas		37	11	13	5			

Tabela 2. Os grupos ecológicos são representados por *Clim*=climática, *Oport.*=oportunista, *Pion*=pioneira, as síndromes de dispersão *SD I*= anemocoria, *SD II*= zoocoria, *SD III*= autocoria, a dominância das espécies de acordo com o grupo ecológico representada em cada gradiente é *Do Clim.* = dominância de climáticas, *Do.Oport.* = dominância de oportunistas, *Do.Pion.* = dominância pioneiras.

Gradiente	Clim.	Oport.	Pion.	SD I	SD II	SD III	Do Clim.	Do Oport.	Do. Pion.
Fundo de vale	219	57	2	91	180	8	3,31	0,92	0,02
Topo de Morro	140	110	7	42	227	2	1,87	1,28	0,02
Encosta	276	103	8	132	250	6	5,30	1,27	0,02
Íngreme									
Encosta Suave	574	264	30	190	660	19	8,29	4,34	0,12

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A fitossociologia é um estudo estático, pois avalia a comunidade em um dado momento. Seus propósitos de interpretar o passado, presente e futuro de uma comunidade, através da estrutura qualitativa e quantitativa de parte da vegetação, geralmente levam os pesquisadores a utilizar as árvores para alcançar estes propósitos. Sendo as árvores a forma de vida responsável pela parte estrutural da comunidade, estes estudos tendem a, de certa forma, representar as tendências sucessionais de toda comunidade. É importante, no entanto, considerar que para um melhor entendimento da estrutura da comunidade, bem como o papel da mesma no ecossistema e na paisagem, são necessários estudos que considerem um maior número de variáveis possíveis, pois a natureza oferece uma complexidade funcional ainda pouco entendida pelo homem.

No levantamento de um hectare de vegetação, no Parque Municipal do Morro do Baú foram mensurados 1860 indivíduos com DAP superior e igual a 5 cm de diâmetro, distribuídos em 181 espécies, 106 gêneros e 50 famílias botânicas. Registrados 27 indivíduos (1,4%)

mortos, 30 (1,6%) indivíduos sem amostra de material botânico. Os demais resultados fitossociológicos foram densidade absoluta (número de indivíduos/ ha), densidade relativa (DR%), frequência absoluta (FA%), frequência relativa (FR%), dominância absoluta (DoA m²/ ha) e dominância relativa (DoR%). A área basal bruta da comunidade foi de 51,82 m²/ ha e a área basal líquida 50,42m²/ ha, excluído os mortos e indivíduos sem coleta de material botânico (Tabela 1). O número de indivíduos por parcelas de (100 m²) mínimo de 8, máximo de 38 e média de 18,6.

O perfil topográfico permitiu detectar micro-habitats e espécies restritas ao longo do transecto (Figura 1). As Encostas suaves predominam na área com 52 parcelas de amostragem, Encostas íngremes 17, Topos de morros 12 e Fundos de vale 19. Na Es registrou-se 902 indivíduos, 142 espécies, 92 gêneros e 44 famílias. A área basal de 25,41m² compõe 49% da área basal da comunidade geral. A Ei apresentou 374 indivíduos, 88 espécies, 58 gêneros e 30 famílias. A área basal estimada foi 10,42m², aproximadamente, 20%. Nos Tm foram levantados

294 indivíduos, 87 espécies, 60 gêneros representados por 32 famílias. Nesse gradiente foi estimado o menor valor de área basal, 5,51m². Nos

Fv foram estimados 290 indivíduos inseridos em 81 espécies, 59 gêneros e 31 famílias.

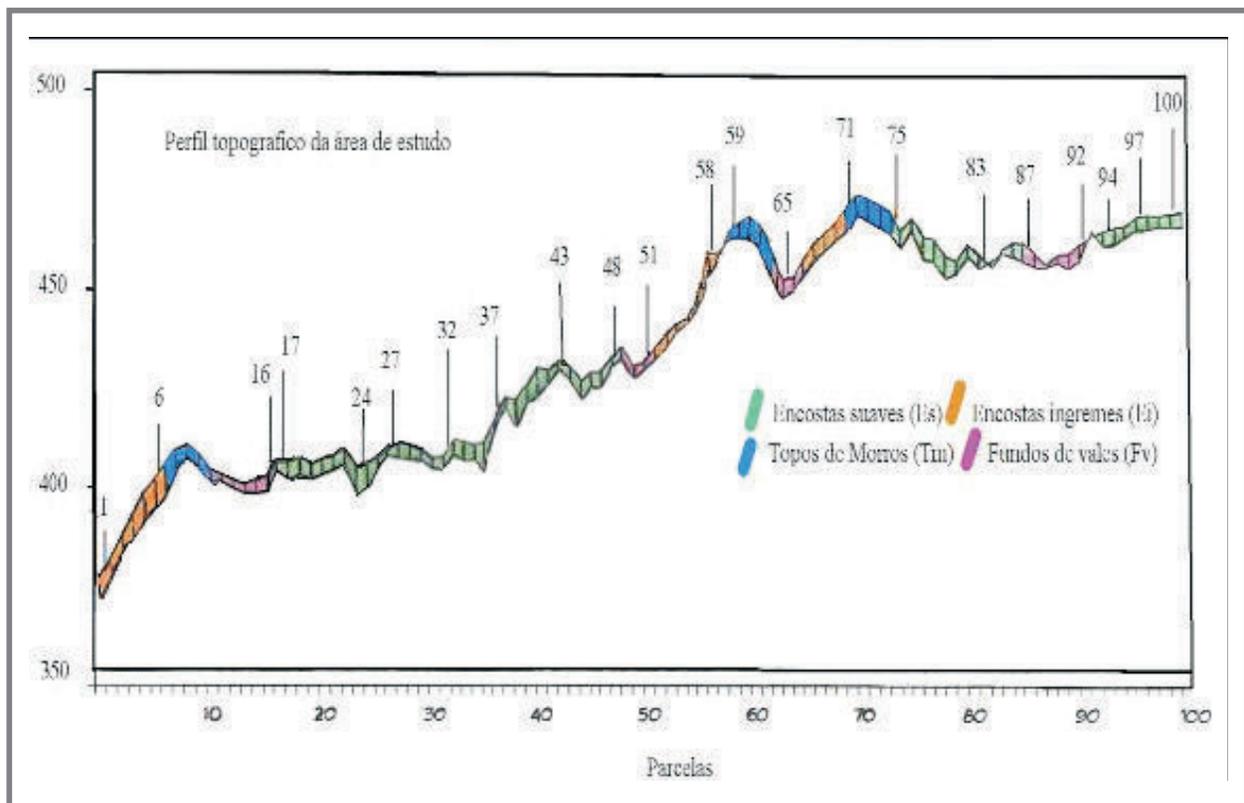


Figura 1. Perfil topográfico com a indicação dos gradientes. Encostas suaves (Es): (17 – 48; 75 – 86; 93 a100); Encostas íngremes (Ei): (1 – 6; 52 – 58; 67 – 70); Topos de morros (Tm): (11 – 16; 49 – 51; 63 – 66; 87 – 92).

As análises permitiram agrupar os diferentes ambientes amostrados ao longo do transecto e avaliar as características influentes neste agrupamento. Essa diversidade está bem associada com a variação topográfica da área.

Na análise de agrupamentos obteve-se um coeficiente de correlação cofenética $r = 0,89$ e mostrou maior relação entre as parcelas topo de morro, encosta íngreme e fundo de vale, encosta suave se apresentou separada das demais parcelas (Figura 2). Pode-se observar que o coeficiente de dissimilaridade entre o agrupamento formado pelos gradientes topo de morro, encosta íngreme e fundo de vale e o gradiente encosta suave foi bastante alto de 0,14. Entre os gradientes, fundo de vale e encosta íngreme, este coeficiente foi de 0,065, e entre estes e topo de morro foi de 0,085.

Na análise de componentes principais (PCA) os dois primeiros eixos explicam 97,28% da inércia total dos dados (eixo um, 83,20% e eixo dois, 14,08%) (Figura 3). As características que estão melhor representadas pelo eixo um foram: síndrome de dispersão zoocórica, grupo ecológico climácica, e dominância de oportunistas. No eixo dois as características melhor representadas foram síndrome de dispersão anemocórica, grupo ecológico oportunista e dominância de climácica. Os grupos que foram formados pelas análises podem ser explicados pelas características das espécies presentes principalmente no gradiente encosta suave. A síndrome de dispersão zoocórica e o grupo ecológico climácica são as características que mais evidenciam a separação do gradiente encosta suave dos demais.

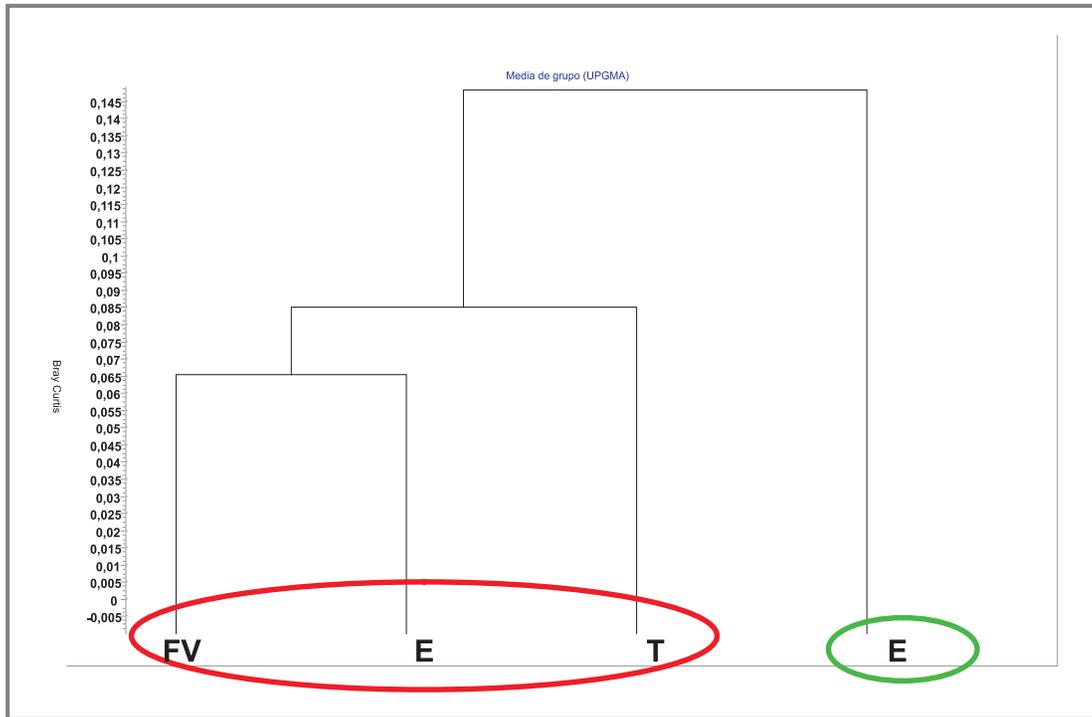


Figura 2. Agrupamento de dados referentes à Análise de agrupamento com transformação dos dados em logaritmo decimal mais constante e índice de distância Bray curtis, correlação cofenética 0,89.

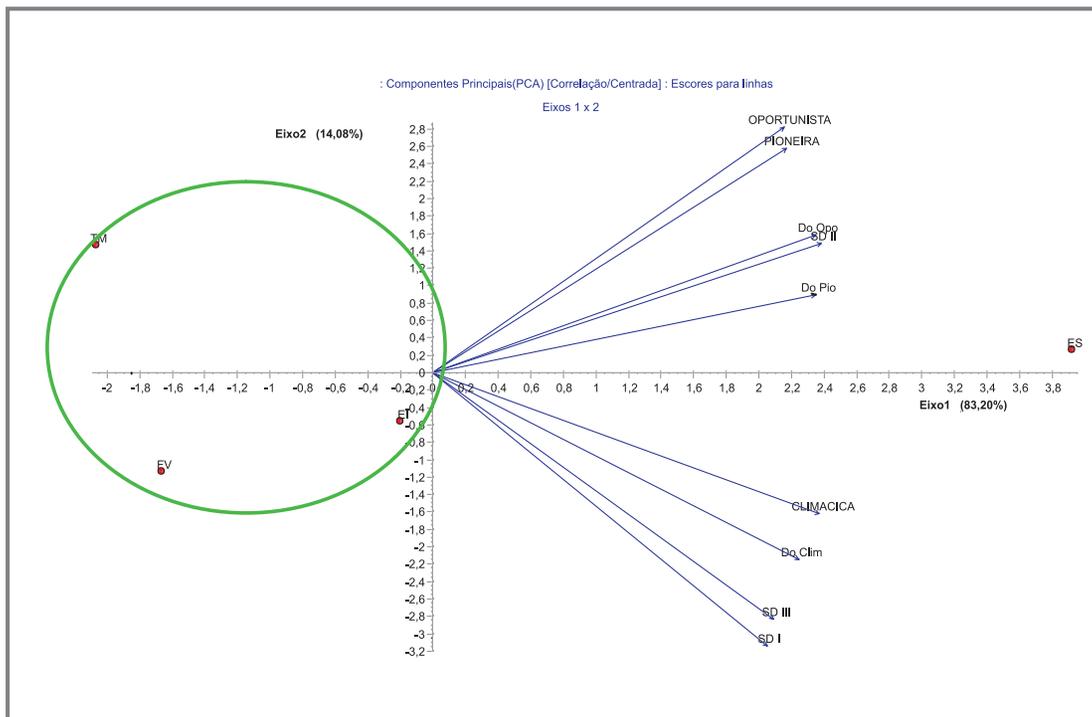


Figura 3. Diagrama mostrado pela análise dos componente principais (PCA) utilizando como descritores os gradientes, FV=fundo de vale, TM= topo de morro, EI=encosta íngreme e ES=encosta suave; grupos ecológicos, Clim=climácica, Pion=pioneiras, Oport=oportunistas, Do Clim=dominância de espécies climácicas, Do Oport=dominância de espécies oportunistas, Do Pion= dominância de espécies pioneiras.

As características de cada um destes ambientes podem determinar a presença e o estabelecimento de certas espécies em cada área. Pôde-se classificar os agrupamento das parcelas fundo de vale, encosta íngreme e topo de morro como ambientes de clímax edáfico e a parcela encosta suave de clímax climático. Ambientes caracterizados como Clímax Climático apresentam condições climáticas determinantes e a vegetação reflete estas condições e não as pedológicas, apesar das condições de solo apresentarem propriedades físicas e químicas favoráveis. O clímax edáfico é aquele no qual as condições edáficas são determinantes, a vegetação, portanto, reflete estas características e não as condições climáticas. Assim, podemos então, caracterizar o grupo formado pelas parcelas topo de morro, fundo de vale e encosta íngreme como ambientes característicos de clímax edáfico. Klein (1963) cita que os ambientes com limitações edáficas têm predominância de espécies pioneiras ou heliófilas, alertando, no entanto, para que sejam realizados estudos mais aprofundados a fim de se poderem estabelecer normas mais precisas na seleção destas espécies em cada local.

O enquadramento das espécies nos grupos ecológicos permitiu estruturar a comunidade da seguinte forma: 82 espécies e 1201 indivíduos pertencem a categoria climática; 71 espécies e 527 indivíduos são oportunistas e 14 espécies e 44 indivíduos pioneiras (Tabela 1).

A heterogeneidade ambiental está relacionada á dinâmica e á funcionalidade da paisagem, formando ao longo do tempo e espaço nichos variados, proporcionando diversidade e aumentando a probabilidade de encontros interespecíficos (variações ecológicas, trocas de material genético) bem como de processos eventuais. Neste contexto a área estudada mostra-se bastante heterogênea. Ao longo do transecto estudado têm-se variações topográficas que propiciam a formação de micro-habitats. A formação destes micro-habitats pode estar relacionada ás condições de estabelecimento de algumas espécies limitado por condições de percolação de água, profundidade do solo e

especificidade de espécies em cada estrato verificado. Os resultados mostram uma grande diversidade de espécies ao longo do transecto assim como espécies características de cada local.

As informações obtidas com as análises realizadas neste trabalho podem ser utilizadas em projetos de restauração ambiental considerando a paisagem local, as condições climáticas e edáficas e as espécies predominantes nas áreas. A diversidade encontrada está bem associada com a variação topográfica da área. Pode-se observar que as regiões com áreas bem menores como os topos de morros tiveram uma diversidade muito semelhante com os fundos de vales, encostas íngremes, áreas que normalmente se caracterizam por condições edáficas dominantes. A encosta suave com mais da metade da área, também correspondeu com metade das espécies estudadas. Não há dúvidas que as variações ambientais contribuíram de maneira muito expressiva com a diversidade de espécies da área estudada. Veloso e Klein (1957) deram muito enfoque de que a diversidade estava mais bem representada nas Encostas suaves. Essa maior representatividade também foi observada no estudo em questão, mas a representatividade das outras áreas veio a mostrar a importância das variações topográficas e das condições de solo para o favorecimento da biodiversidade. Por outro lado, acreditamos que as espécies mais especializadas em habitarem os locais onde as condições edáficas são mais condicionantes, também representam espécies com maiores potencialidades para colonizarem áreas onde houve algum tipo de degradação. Enquanto as Encostas suaves, mais condicionadas pelas condições climáticas sejam mais sensíveis a processos de degradação. E, certamente, necessitam de maiores cuidados em processos de manejos em regime de rendimento sustentado de florestas.

A continuidade de coletas dentro da área será fundamental para garantir que todas as espécies sejam devidamente determinadas e que extrapolações sobre o futuro sucessional da área sejam previsíveis.

AGRADECIMENTOS

Ao Dr. Ademir Reis (UFSC) pelos ensinamentos, paciência e amizade. Ao Botânico Marcos Sobral da (UFV) e Dr. Daniel Falkenberg (UFSC) pela contribuição na revisão de exsicatas. Ao Dr. Paulo Günter Windisch da (UNISINOS/ UFRGS) pelo auxílio na identificação da Família Cyatheaceae e empréstimos de materiais bibliográficos. A Dra. Maria Leonor D'El Rei Souza que auxiliou na confirmação de espécies da família Melastomataceae (UFSC) e Dra. Maíke Hering de Queiroz pelo laboratório, críticas e sugestões

construtivas. Aos os professores da Pós-Graduação do Centro de Ciências Biológicas (CCA) e do Centro de Ciências Agrárias da Universidade federal de Santa Catarina por transmitirem um pouco de suas experiências profissionais e conhecimentos. Aos alunos de graduação e colegas do mestrado que contribuíram em muitas atividades de campo. Aos administradores do Herbário Barbosa Rodrigues por permitir a pesquisa no (PBMB). E, finalmente a CAPES por subsidiar os estudos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Atlas da Evolução dos Remanescentes florestais e ecossistemas associados do Domínio da Mata Atlântica no período de (1990-1995). 1998. Fundação SOS Mata Atlântica & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Relatório** 42, p. 42.

DINERSTEIN, E.; OLSON, D. M.; GRAHAM, D. J.; WEBSTER, A. L.; PRIMM, S.A.; BOOKBINDER, M. P. & LEDEC, G. 1995. A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of latin america and the caribbean. **Washington DC. The World Bank**. 129p.

KLEIN, M. R. 1967. Aspectos do problema bromélia-malária no sul do Brasil. **Boletim Paranaense de Geografia** 10/15: 269-80.

KLEIN, M. R. 1963. Observações e considerações sobre a vegetação do planalto nordeste catarinense. **Sellowia** 15: 39-55.

MARTERER, B. T. B. 1996. **Avifauna do Parque Botânico do Morro Baú: riqueza, aspectos de**

frequência e abundância. Santa Catarina. (FATMA). 74p.

MARTINS, F. R. 1990. Esboço histórico da fitossociologia florestal no Brasil. **Anais**. XXXVI Congresso Brasileiro de Botânica – SSB. Curitiba. p. 33-57.

PIJL, L. VAN D. 1982. Principles of dispersal in higher plants. New York. **Springer-Verlag**, 162p.

REIS, A. 1993. **Manejo e conservação das florestas catarinensis**. UFSC; Florianópolis/SC. 137p.

VELOSO, P. H. 1945. As comunidades e as estações botânicas de Terezópolis, Estado do Rio de Janeiro. Botânica. **Boletim do Museu Nacional, Rio de Janeiro, RJ**. n. 3, novembro. 95p.

VELOSO, P. H. & KLEIN, R. M. 1957. As comunidades e associações vegetais da Mata Pluvial do Sul do Brasil. **Sellowia** 8: 124p.

CAPÍTULO III

CONSERVAÇÃO DE ESPÉCIES AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO

CONSERVAÇÃO DE REÓFITAS: O CASO DA BROMÉLIA *DYCKIA BREVIFOLIA* BAKER, RIO ITAJAÍ-AÇU, SC

Juliana Marcia Rogalski

Bióloga, Dra. Recursos Genéticos Vegetais
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
Julianamarcia@yahoo.com.br

Ademir Reis

Biólogo, Prof. Dr. do Depto. Botânica
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
areis@ccb.ufsc.br

RESUMO

A ocorrência de reófitas está vinculada à presença de corredeiras nos rios. Devido à perda destes habitats, principalmente pela construção de represas, populações têm sido extintas *in situ*. Os estudos com *Dyckia brevifolia* indicaram que sua extensão de ocorrência é de 80 km ao longo do Rio Itajaí-Açu, desde Lontras até Blumenau. Entretanto, suas populações são disjuntas e a área de ocupação corresponde a menos de dois hectares. *Dyckia brevifolia* apresenta propagação clonal e iteroparidade, é autocompatível e a agamospermia pode ocorrer. A taxa de cruzamento foi de 8,2%, sendo predominantemente autógama. A espécie apresentou polinização mista (beija-flores e abelhas). A espécie apresentou baixa diversidade genética ($\hat{H}_e = 0,067$) e as populações à jusante no rio apresentaram os maiores índices de diversidade, o que foi atribuído à hidrocoria (fluxo unidirecional). Grande parte da diversidade genética está distribuída entre suas populações ($\hat{F}_{ST} = 0,376$). Desta forma, no percurso de ocorrência de *D. brevifolia*, a instalação de outras hidrelétricas não é recomendada. As estratégias propostas para conservação de reófitas são: (1) incluir o grupo nos estudos e relatórios de impactos ambientais, (2) aliar conservação *in situ* e *ex situ*, e (3) um planejamento em nível de bacia hidrográfica para minimizar os impactos causados pelas hidrelétricas às reófitas e ao ecossistema.

Palavras-chave: Reófitas, Conservação, Bromeliaceae, Demografia, Diversidade Genética, Biologia Reprodutiva.

ABSTRACT

CONSERVAÇÃO DE REÓFITAS: O CASO DA BROMÉLIA *DYCKIA BREVIFOLIA* BAKER, RIO ITAJAÍ-AÇU, SC

The occurrence of rheophytes is linked to the presence of swift-running rivers. Due to the loss of these habitats, mainly as a result of dam constructions, populations have been extinct *in situ*. The studies with *Dyckia brevifolia* indicated that its occurrence extension is restricted to an 80km section of Itajaí-Açu River banks, reaching from Lontras to Blumenau. However, its populations are disjunctives and occupied area corresponded to less than two hectare. *Dyckia brevifolia* presents clonal propagation and iteroparity, is self-compatible, and the agamospermy can occur. The outcrossing rate was 8.2% being predominantly autogamous. The species presented mixed pollination (hummingbirds and bees). The species presented low genetic diversity ($\hat{F}_{ST} = 0,376$) and the downstream populations presented the highest diversity rates which were attributed to hydrochory (unidirectional flow). A great part of the genetic diversity of the species are distributed among its populations ($\hat{H}_e = 0,067$). In this way, the sites where *D. brevifolia* occur are not suitable for the construction of other hydroelectric plants. The strategies proposed for rheophyte conservation are: (1) to include the group in the studies and account of environmental impacts, (2) to combine *in situ* and *ex situ* conservation, and (3) a planning at hydrographic basin level to minimize the dam impacts caused on rheophytes and on ecosystem.

Key-words: Rheophytes, Conservation, Bromeliaceae, Demography, Genetic Diversity, Reproductive Biology.

INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, a perda e a fragmentação de habitats têm sido as principais causas da extinção de espécies (Henle et al., 1996). Conforme Siqueira Filho & Tabarelli (2006), a perda de habitats também é a principal ameaça às bromélias da Mata Atlântica, pois muitas espécies são endêmicas ou restritas a habitats particulares.

Outra consideração importante é que as populações vêm sendo perdidas a taxas muito mais elevadas do que as espécies (Hughes et al., 1997). Assim, a conservação e o manejo de habitats são os elementos chave em qualquer programa para minimizar ou reduzir a extinção de espécies (Shaffer, 1987).

Estudos recentes têm enfatizado a importância dos ecossistemas ripários como centros de diversidade e elos entre sistemas aquáticos e terrestres (Nilsson & Svedmark, 2002). Estes ecossistemas são considerados os habitats biofísicos mais complexos, dinâmicos e diversos, pois englobam um mosaico de gradientes ambientais, de processos ecológicos e de comunidades (Naiman et al., 1993). Segundo estes autores, os corredores ripários são sistemas altamente produtivos por causa dos nutrientes e da proximidade da água, mas estão sujeitos a distúrbios regulares e estocásticos.

Conforme Nilsson & Svedmark (2002), os ecossistemas ripários apresentam três princípios básicos: (1) o regime de fluxo determina a evolução sucessional das comunidades vegetais ripárias e os processos ecológicos; (2) o corredor ripário atua como um caminho para a redistribuição dos materiais orgânico e inorgânico que influenciam a comunidade vegetal ao longo dos rios; e (3) o sistema ripário é a zona de transição entre os ecossistemas terrestres e aquáticos, assim como é mais rico em espécies quando comparado aos ecossistemas adjacentes.

Em habitats ripários o banco de sementes é pobremente desenvolvido (Kalliola et al., 1991) e a dispersão pelo vento ocorre a distâncias relativamente limitadas. Por outro lado, a

hidrocoria, fluxo unidirecional, desempenha um importante papel na estruturação das comunidades vegetais ao longo dos rios (Merritt & Whol, 2002), o que possibilita o estabelecimento de novas populações a longas distâncias da população ancestral, bem como facilita a conexão entre populações separadas espacialmente (Waser et al., 1982; Vogt et al., 2004). Desta forma, a hidrocoria é um importante mecanismo para dispersão de muitas espécies ripárias (Nilsson et al., 1991; Johansson et al., 1996; Andersson & Nilsson, 2002; Jansson et al., 2005; Gurnell et al., 2006), pois os rios são importantes corredores para o movimento, a migração e a dispersão de sementes e propágulos vegetais (Merritt & Wohl, 2002). Conforme Poff et al. (1997), o fluxo hidrológico é a principal variável que determina e limita a distribuição das espécies, e que regula a integridade ecológica de rios e córregos.

As cheias também são importante fonte para a dinâmica das espécies ripárias (Lytle & Poff, 2004), contribuindo para a manutenção de sua diversidade (Ishida et al., 2008). Conforme estes autores, a magnitude dos distúrbios das cheias é o principal fator que atua na determinação da composição das espécies vegetais. Os distúrbios de cheias desempenham papel chave na flutuação dos ecossistemas ripários e na manutenção de corredores ao longo dos rios, sendo que estes ecossistemas podem ser descritos como mosaicos caracterizados pela variabilidade física e biológica (Hughes et al., 2005). As conseqüências desta variabilidade, suas conexões com os atributos de dinamismo e diversidade, nestes ecossistemas, têm sido objeto de alguns estudos (Junk et al., 1989; Poff & Ward, 1989; Petts, 1990; Naiman & Décamps, 1997).

Atualmente muitos recursos hídricos vêm sendo explorados com grandes intervenções humanas sobre o regime e o curso destes corpos hídricos (Rosenberg et al., 2000). A construção de represas para geração de energia e a coleta de água para abastecimento urbano e rural, assim como a

canalização da água, têm repercutido de forma negativa na qualidade e disponibilidade de água, e na manutenção da vida dos sistemas naturais (Moulton & Souza, 2006).

As represas alteram a conectividade hidrológica, afetando tanto o ambiente aquático como o terrestre, podendo ocasionar efeitos tróficos em cascata e isolamento genético (Pringle, 2001, 2003). Alteram a riqueza e a composição das espécies (Tilman, 1997), e a dinâmica das metapopulações ao longo dos sistemas aquáticos, pois atuam como barreiras dificultando o fluxo hidrológico de materiais e organismos (Henry, 1999). Além disso, os ciclos históricos de cheia e seca (regime de fluxo natural) são severamente alterados (Lytle & Poff, 2004).

No Brasil as represas para geração de energia elétrica (hidrelétricas) constituem importante forma de exploração. Em 2003, havia registro de 517 centrais hidrelétricas em operação, das quais 378 eram empreendimentos de pequeno porte (ANEEL, 2003). Porém, segundo esta agência, as recentes mudanças institucionais e regulamentares, e a revisão do conceito de pequenas centrais hidrelétricas (PCH's) têm estimulado a multiplicação de aproveitamentos hidrelétricos de pequeno porte.

Desta forma, muitos corredores ripários usados para reconectar remanescentes de habitats naturais (Bueno et al., 1995) encontram-se muitas vezes altamente fragmentados e alterados (Jansson et al., 2000). Visando a geração de energia elétrica, em algumas bacias as represas vêm sendo construídas em série ao longo dos rios, aumentando o problema. Portanto, há necessidade de pensar na conservação das bacias hidrográficas de modo que os ecossistemas ripários sejam conservados e possam realmente atuar como corredores ecológicos.

Conforme Magnusson (2001) o planejamento de conservação com base em bacias hidrográficas deve constar como um dos fundamentos da Biologia da Conservação. Segundo Saunders et al. (2002), a conservação destes habitats deve considerar os processos

específicos aos quais estão condicionados, bem como há necessidade de criação de áreas de proteção, assim como sugerem a proteção integral da bacia hidrográfica como a melhor estratégia de manejo para conter a degradação resultante do uso inadequado do solo. Porém, nem sempre isso é possível e, portanto, faz-se necessário um planejamento em cada bacia hidrográfica, definindo áreas necessárias e prioritárias à conservação, bem como, visando minimizar os impactos causados. Neste caso, conforme Moulton & Souza (2006), a posição da reserva na bacia deve ser cuidadosamente examinada, pois, segundo os princípios da conectividade hidrológica, diversas formas de perturbação ambiental e seus efeitos podem ser transmitidos rio abaixo ou até mesmo rio acima, através do movimento de materiais e organismos pela água.

O Grupo Biológico Reófitas

O termo reófitas foi criado por van Steenis (1932) e designa espécies vegetais confinadas a leitos de rios com corredeira, crescendo acima do nível do rio, mas sendo atingidas pelas cheias (van Steenis, 1981). As reófitas ocorrem praticamente no mundo todo, apresentando maior diversidade nos trópicos (van Steenis, 1952, 1981). As espécies não são necessariamente relacionadas taxonomicamente, mas mostram adaptação a fatores ou nichos ecológicos restritos (van Steenis, 1981).

As reófitas são plantas altamente seletivas e adaptadas a viver em ambientes adversos e variáveis (Klein, 1979), sendo que muitas espécies apresentam distribuição restrita. No Brasil, estudos com este grupo biológico são praticamente inexistentes. Para o Estado de Santa Catarina existe somente uma lista preliminar de reófitas, com 42 espécies pertencentes a 21 famílias (Klein, 1979).

Este grupo biológico tem sofrido enorme pressão antrópica, principalmente devido à implantação de hidrelétricas. Como a ocorrência destas espécies está vinculada à presença de corredeiras e às cheias, a perda destes habitats pode comprometer algumas populações e, muitas vezes, a espécie como um todo. Desta forma, gerar

informações referentes a este grupo e incluí-lo nos estudos de impacto ambiental é extremamente importante à conservação destas espécies.

É necessário definir quantas e quais populações devem ser mantidas sem potencializar o risco de extinção das espécies e qual o grau de segurança desejado, em longo prazo. Obviamente que quanto menor o número de populações e menor a possibilidade de conexão entre elas maior o risco de extinção, e que com a perda de habitats, as espécies endêmicas correm maior risco.

A perda de populações reduz a distribuição geográfica das espécies e resulta na perda de diversidade genética e na diminuição do potencial adaptativo às mudanças ambientais (Crandall et al., 2000; Smith et al., 2001), o que influencia sua probabilidade de sobrevivência em longo prazo (Lande & Barrowclough, 1987). Como o rio funciona como corredor, as represas (dificultando o fluxo hidrológico) podem diminuir a diversidade genética e o fluxo gênico entre populações, o que diminuiria o tamanho efetivo das mesmas e aumentaria a probabilidade de extinção. Além disso, a perda de populações contribui para a homogeneização biótica do ambiente.

Espécies do gênero *Dyckia* (Bromeliaceae) ocorrem como reófitas somente no Sul do Brasil (R.C. Forzza, comunicação pessoal) e suas populações têm sido diretamente afetadas pela construção das represas. Um exemplo é o caso da reófito *Dyckia distackya* Hassler. Apesar de fazer parte da lista de espécies ameaçadas de extinção, esta bromélia teve praticamente todas suas populações extintas *in situ*, devido à construção em série de hidrelétricas ao longo do Rio Uruguai. Atualmente estão sendo feitas tentativas para reintroduzi-la, as quais não estão tendo muito êxito, principalmente pela dificuldade de encontrar locais favoráveis (rocha, correnteza e submersão temporária) ao estabelecimento e desenvolvimento da espécie, bem como de fixar os indivíduos no substrato (A. Reis, comunicação pessoal).

Na Bacia do Itajaí, as espécies *Dyckia brevifolia* Baker e *Dyckia ibiramensis* Reitz também estão sendo afetadas pela construção de

PCH_s nos Rios Itajaí-Açu e Itajaí do Norte ou Hercílio, respectivamente.

A bromélia *Dyckia brevifolia* Baker

As informações abaixo referentes à espécie *Dyckia brevifolia* foram retiradas de uma tese de doutorado (Rogalski, 2007), a qual abordou extensão e área de ocorrência da espécie, estrutura demográfica, biologia reprodutiva, polinização, diversidade genética, taxas de cruzamento e estratégias para sua conservação.

Ao longo do Rio Itajaí-Açu, Bacia do Itajaí, a bromélia *Dyckia brevifolia* apresenta uma extensão de ocorrência de aproximadamente 80 km, desde Salto Pilões (Lontras) até Salto Waissbach (Blumenau). Porém, suas populações são disjuntas e possivelmente sua área de ocupação não ultrapasse dois hectares.

A reófito *D. brevifolia* se caracteriza pela ocupação de micro-habitat com condições restritivas (rocha exposta, intensa luminosidade, escassez de nutrientes) e distúrbios periódicos (inundações efêmeras). Em termos ecológicos as espécies pertencentes à família Bromeliaceae podem ser descritas como um grupo de ervas tropicais tolerantes ao estresse (luminoso, hídrico e nutricional), com uma pronunciada tendência ao epifitismo e ao xerofitismo (Benzing, 1980).

Juntamente com *D. brevifolia* ocorrem os arbustos tipicamente reófitos *Calliandra selloi* (Spreng.) J.F. Macbr., *Phyllanthus sellowianus* (Klotzsch) Müll. Arg., *Sebastiania commersoniana* (Baill.) L.B. Sm. & Downs e *Raulinoa echinata* R.S. Cowan. Possivelmente a manutenção deste micro-habitat está condicionada as cheias (distúrbios periódicos) e as corredeiras que mantêm a rocha exposta, depositam nutrientes e diásporos e/ou propágulos de *D. brevifolia* (as demais espécies não foram estudadas). Conforme Campbell e Green (1968), a vegetação ripária provavelmente não atinge um clímax hierárquico devido a distúrbios periódicos, tais como: erosão, inundação e deposição, sendo formada por mosaicos de vegetação.

A espécie *D. brevifolia* apresenta

correlação positiva e significativa entre o tamanho da área e o número de rosetas ($r = 0,82$; $P < 0,05$). Desta forma, a pequena área de ocupação da espécie e sua especificidade de hábitat a tornam extremamente vulnerável à perda de hábitat e às alterações ambientais.

A bromélia *D. brevifolia* apresenta iteroparidade (a mesma roseta floresce várias vezes) e propagação clonal, assim como a agamospermia pode ocorrer, o que pode contribuir para sua manutenção neste ambiente. Muitas herbáceas perenes em locais sujeitos ao alagamento apresentam propagação clonal, o que contribui para a persistência das mesmas (Menges & Waller, 1983; Prach & Pysek, 1994).

Os testes de polinização e as taxas de cruzamento ($\hat{s} = 0,918$) indicam que a espécie *D. brevifolia* é predominantemente autógama. O comportamento dos polinizadores (beija-flor e abelhas) também indica predomínio da autopolinização e/ou geitonogamia. Por outro lado, a espécie é hidrocórica e suas sementes, assim como propágulos, podem ser dispersos a longas distâncias.

As populações apresentaram baixa diversidade genética ($\hat{H}_e = 0,067$, variando entre 0,011 e 0,123), o que se deve ao seu sistema reprodutivo e a endogamia (predomínio da autogamia), ao efeito fundador (especificidade de hábitat) e a deriva genética (populações disjuntas). As populações à jusante no Rio Itajaí-Açu apresentaram os maiores índices de diversidade, o que possivelmente se deve a hidrocoria (fluxo unidirecional). A maior possibilidade de chegada de material das populações a montante, além de acumular diversidade, também diminui o efeito fundador (colonização de populações) e os efeitos da deriva genética (populações disjuntas). O fluxo gênico histórico entre as populações é baixo e grande parte da diversidade genética está distribuída entre suas populações ($\hat{F}_{ST} = 0,376$). Desta forma, a manutenção de todas as suas populações é extremamente importante para a manutenção da diversidade genética da espécie.

Dyckia brevifolia pode ser considerada

importante fonte de recurso alimentar para várias espécies. Muitas espécies, principalmente abelhas, beija-flores e borboletas, utilizam seus recursos florais. A espécie *Hydrochaeris hydrochaeris* (capivara) utiliza suas rosetas foliares como fonte de alimento. As rosetas encontram-se agrupadas de forma densa, acumulando matéria orgânica, o que parece favorecer a instalação das espécies arbustivas supracitadas.

Com a construção de hidrelétricas algumas populações podem ser perdidas diretamente pela formação do lago, outras podem ser afetadas por alterações no fluxo hidrológico e nas cheias, como observado no caso da Hidrelétrica Salto Pilão, Rio Itajaí-Açu, Bacia do Itajaí, devendo, estas populações, ser monitoradas pelo grupo empreendedor.

Considerando o exposto anteriormente, no percurso do Rio Itajaí-Açu com ocorrência de *D. brevifolia* a implantação de outras hidrelétricas não é recomendada, pois o comprometimento de outras populações, além daquelas afetadas pela Hidrelétrica Salto Pilão, poderia inviabilizar sua conservação *in situ*. Outra consideração que deve ser feita é a dificuldade de encontrar habitats similares para reintroduzi-la. Além disso, deve ser considerado que praticamente na mesma extensão de ocorrência de *D. brevifolia* também ocorrem as reófitas *Raulinoa echinata*, endêmica do Rio Itajaí-Açu (Klein, 1979; Reis et al., 2003), e *Dalechampia riparia* L.B. Sm. & Downs, a qual faz parte da Lista Oficial das Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção, elaborada pelo IBAMA/Fundação Biodiversitas (MMA, 2008).

No caso de *D. brevifolia*, além da construção de hidrelétricas, as quais ocasionam perda de hábitat e alterações ambientais, o desmatamento da área ciliar (o qual pode causar erosão e carreamento de sedimentos, nutrientes e poluentes para o corpo hídrico), a poluição do rio por esgoto doméstico e por efluentes industriais, e o uso constante destes locais por pescadores (retirada de rosetas, corte de inflorescências, fogo), constituem as principais ameaças à espécie.

A conservação *ex situ* pode ser

considerada uma forma complementar de conservação da diversidade (Maxted et al., 1997). Geneticamente, a caracterização do tamanho efetivo populacional tem sido uma abordagem empregada para estimar o número mínimo de indivíduos requerido para a sustentação de uma população, população mínima viável (Soulé, 1980; Shaffer, 1981; Gilpin & Soulé, 1986). Sua definição considera os níveis de diversidade genética necessários para a manutenção da adaptação e da evolução (Soulé, 1980; Frankel & Soulé, 1981).

Com a construção da represa da Hidrelétrica Salto Pilões, Lontras, e a canalização de parte da água do rio, algumas populações foram direta ou indiretamente afetadas, sendo necessário, para as mesmas, a conservação *ex situ*. O tamanho efetivo populacional utilizado foi equivalente a 500, o qual é indicado para conservação em longo prazo (Franklin, 1980).

Um tamanho efetivo mínimo deve ser considerado, pois as coleções *ex situ* visando conservação devem conter a maior representatividade genética possível. Além disso, caso haja necessidade de reintrodução da espécie, visto as eminentes ameaças sofridas, uma ampla base genética é necessária para sua manutenção, considerando adaptação e evolução da espécie em longo prazo. A formação de populações compostas por poucos indivíduos poderia prejudicar a restauração, devido ao efeito fundador e/ou ao limitado potencial evolutivo decorrente da restrita base genética (Hamrick & Godt, 1996).

Como a espécie apresenta propagação vegetativa, possivelmente cada grupo seja constituído por vários rametos (clones). Portanto, visando evitar o resgate de clones, a coleta deve ser feita em diferentes grupos distribuídos ao longo das áreas. Por outro lado, a propagação vegetativa pode favorecer a manutenção do tamanho efetivo nas coleções.

O resgate poderá ser feito através de plantas (áreas inundadas) e/ou sementes (áreas afetadas). No caso da coleta de sementes, o plantio das sementes de cada matriz deve ser feito separadamente. Em ambos os casos, os acessos

podem ser mantidos em coleções *in vivo*, em condições que permitam a identificação de cada acesso (planta ou matriz).

O tamanho efetivo para os indivíduos reprodutivos foi estimado conforme Vencovsky (1997). Para o resgate de indivíduos reprodutivos de *D. brevifolia*, considerando um tamanho efetivo igual a 500 é necessário coletar 460 rosetas.

Com relação à coleta de sementes, levando em consideração a população estudada que apresentou o maior coeficiente de coancestria ($\hat{\theta}_{xy} = 0,782$) o tamanho efetivo, segundo Cockerham (1969), foi de 0,640 e o número de matrizes, estimado conforme Sebbenn (2002, 2003), necessário para a coleta foi de 790 ($N_e = 500$).

O planejamento em nível de Bacia estabelecendo áreas prioritárias para conservação e locais para a construção de hidrelétricas, bem como aliar conservação *in situ* e *ex situ* parece ser a solução para minimizar os impactos causados pelas hidrelétricas as espécies e ao ecossistema. Conforme Soulé (1980), um número substancial de populações pode ser requerido para manter a adaptação e o potencial evolutivo, em nível de espécie.

A União Mundial para a Natureza (IUCN) tem definido critérios para classificar as espécies em categorias de ameaça, as quais são baseadas em termos de declínio populacional e da diminuição de hábitat, no tamanho populacional, na distribuição da espécie e no risco de extinção. Considerando o contexto da bromélia *D. brevifolia*, bem como a possibilidade de implantação de outras hidrelétricas recomenda-se que a mesma seja incluída na lista da UICN e na Lista de Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção (MMA), na Categoria Em Perigo.

Em relação às reófitas, sugere-se que o grupo seja incluído nos estudos e relatórios de impacto ambiental (EIA/RIMA_s) visando à construção de hidrelétricas, visto que ele é diretamente afetado por estes empreendimentos, devido a sua ocorrência estar vinculada à presença de corredeiras. Além disso, é necessário um

planejamento em nível de bacia hidrográfica para minimizar os impactos causados ao grupo e ao

ecossistema.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANEEL - AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. 2003. **Energia hidráulica. Centrais Hidrelétricas em operação no Brasil.** http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/Atlas/energia_hidraulica/4_6.htm (acesso em 10/02/2009).

ANDERSSON, E. & NILSSON, C. 2002. Temporal variation in the drift of plant litter and propagules in a small boreal river. **Freshwater Biology** 7:1674-11684.

BENZING, D.H. 1980. **The biology of the bromeliads.** Mader River Press, California.

BUENO, J. A., TSIRINTZIS, V. A. & ALVAREZ, L. 1995. South Florida greenways: a conceptual framework for the ecological reconnectedness of the region. **Landscape and Urban Planning** 33:247-266.

CAMPBELL, C. J. & GREEN, W. 1968. Perpetual succession of stream channel vegetation in a semiarid region. **Journal of the Arizona Academy of Sciences** 5:86-98.

COCKERHAM, C. C. 1969. Variance of gene frequencies. **Evolution** 23:72-84.

CRANDALL, K. A., BININDA-EMONDS, O. R. P., MACE, G. M., & WAYNE, R. B. 2000. Considering evolutionary processes in conservation biology. **Trends in Ecology and Evolution** 15:290-295.

FRANKEL, O. H. & SOULÉ, M. E. 1981. **Conservation and evolution.** Cambridge University Press, Cambridge.

FRANKLIN, I. R. 1980. Evolutionary changes in small populations. In: SOULÉ, M. E. & WILCOX, B. A. (Ed.). **Conservation Biology: an evolutionary-ecological perspective.** Sinauer, Sunderland, p.135-149.

GILPIN, M.E. & SOULÉ, M.E. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. In: SOULÉ, M. E. & WILCOX, B.A. (Ed.). **Conservation Biology: the science of scarcity**

and diversity. Sinauer, Sunderland, p.19-34.

GURNELL, A. M., BOITSIDIS, A. J., THOMPSON, K. & CLIFFORD, N. J. 2006. Seed bank, seed dispersal and vegetation cover: colonization along a newly-created river channel. **Journal of Vegetation Science** 17:665-674.

HAMRICK, J. L. & GODT, M. J. W. 1996. Conservation genetics of endemic plant species. In: AVIS, J.C. & HAMRICK, J. L. (Ed).

Conservation genetics: case histories from nature. New York, Chapman and Hall, p.281-304.

HENLE, K., POSCHLOD, P., MARGULES, C. & SETTELE, J. 1996. Species survival in relation to habitat quality, size and isolation: summary conclusions and future directions. In: SETTELE, J.; MARGULES, C. & POSCHLOD, P. (Ed.).

Species survival in fragmented landscapes. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, p.373-381.

HENRY, R. 1999. **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais.** FUNDIBIO/FAPESP, Botucatu.

HUGHES, J. B, DAILY, G. C. & EHRLICH, P. R. 1997. Population diversity: its extent and extinction. **Science** 278:689-691.

HUGHES, F. M. R., COLSTON, A. & OWEN MOUNTFORD, J. 2005. Restoring riparian ecosystems: the challenge of accommodating variability and designing restoration trajectories. **Ecology and Society** 10:12.

ISHIDA, S., NAKASHIZUKA, T., GONDA, Y. & KAMITANI, T. 2008. Effects of flooding and artificial burning disturbances on plant species composition in a downstream riverside floodplain. **Ecological Research** 23:745-755.

JANSSON, R., NILSSON, C. & RENÖFÄLT, B.M. 2000. Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. **Ecology** 81:899-903.

JANSSON, R., ZINKO, U, MERRITT, D.M. & NILSSON, C. 2005. Hydrochory increases

- riparian plant species richness: a comparison between a free-flowing and a regulated river. **Journal of Ecology** 93:1094-1103.
- JOHANSSON, M. E., NILSSON, C. & NILSSON, E. 1996. Do rivers function as corridors for plant dispersal. **Journal of Vegetation Science** 7:593-598.
- JUNK, W. J., BAYLEY, P. B. & SPARKS, R. E. 1989. The flood-pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences** 106:110-127.
- KALLIOLA, R., SALO, J. PUHAKKA, M. & RAJASILTA, M. 1991. New site formation and colonizing vegetation in primary succession on the western Amazon floodplains. **Journal of Ecology** 79:877-901.
- KLEIN, R. M. 1979. Reófitas no Estado de Santa Catarina, Brasil. **Anais da Sociedade Botânica do Brasil**. SBB, Campo Grande, p.159-169.
- LANDE, R. & BARROWCLOUGH, G. F. 1987. Effective population size, genetic variation, and their use in population management. In: SOULÉ, M. E. (Ed.). **Viable populations for conservation**. Cambridge University Press, Cambridge, p.87-123.
- LYTLE, D. A. & POFF, N. L. 2004. Adaptation to natural flow regimes. **Trends in Ecology & Evolution** 19:94-100.
- MAGNUSSON, W. E. 2001. Catchments as basic units of management in conservation biology courses. **Conservation Biology** 15:1464-1465.
- MAXTED, N., FORD-LLOYD, B. V. & HAWKES, J. G. 1997. **Plant genetic conservation: the *in situ* approach**. Chapman and Hall.
- MENGES, E. S. & WALLER, D. M. Plant strategies in relation to elevation and light in floodplain herbs. **American Naturalist** 122:454-473.
- MERRITT, D. M. & WOHL, E. E. 2002. Processes governing hydrochory along rivers: hydraulics, hydrology, and dispersal phenology. **Ecological Application** 12:1071-1087.
- MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2008. **Lista Oficial das Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção**. Disponível em: http://www.farolcomunitario.com.br/df_000_0053.htm. Acesso em 10 de fevereiro de 2009.
- MOULTON, T. P & SOUZA, M. L. 2006. Conservação em Bacias Hidrográficas. In: ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; SLUYS, M.V. & ALVES, M.A.S. (Ed.). **Biologia da conservação: essências**. RiMa, São Carlos, p.157-181.
- NAIMAN, R. J., DÉCAMPS, H. & POLLOCK, M. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. **Ecological Applications** 3:209-212.
- NAIMAN, R.J. & DÉCAMPS, H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual Review of Ecology and Systematics** 28:621-658.
- NILSSON, C., GARDFJELL, M. & GRELSSON, G. 1991. Importance of hydrochory in structuring plant communities along rivers. **Canadian Journal of Botany** 69:2631-2633.
- NILSSON, C. & SVEDMARK, M. 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. **Environmental Management** 30:468-480.
- PETTS, G. E. 1990. The role of ecotones in aquatic landscape management. In: NAIMAN, R. J. & DÉCAMPS, H. (Ed.). **The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones**. UNESCO/MAB, Series 4, New York, p.227-261.
- POFF, N. L. & WARD, J. V. 1989. Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 46:1805-1818.
- POFF, N. L., ALLAN, J. D., BAIN, M. B., KARR, K. L., PRESTEGAARD, K. L., RICHTER, B. D., DPARKS, R. E. & STROMBER, J. C. 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. **BioScience** 47:769-1994.
- Clonal plants - What is their role in succession? **Folia Geobotanica & Phytotaxonomica** 29:307-320.
- PRINGLE, C. M. 2001. Hydrologic connectivity

- and the management of biological reserves: a global perspective. **Ecological Applications** 11:981-998.
- PRINGLE, C. M. 2003. What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important? **Hydrological processes** 17:2685-2689.
- REIS, M. S., MANTOVANI, A., MANTOVANI, M., SIMINSKI, A., PUCHALSKI, A., CAFFER, M. M., SILVA, J. Z., BERKENBROCK, I., ROGALSKI, J. M. & MENDONÇA, E. N. 2003. **Caracterização da diversidade genética em populações naturais de *Raulinoa echinata* Cowan**. UFSC, Florianópolis.
- ROGALSKI, J. M. 2007. **Biologia da conservação da reófito *Dyckia brevifolia* Baker (Bromeliaceae), Rio Itajaí-Açu, SC**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- ROSENBERG, D. R., MCCULLY, P. & PRINGLE, C. M. 2000. Global-scale environmental effects of hydrological alteration: introduction. **BioScience** 50:746-751.
- SAUNDERS, D. L., MEEWWIG, J. J. & VINCENT, A. C. J. 2002. Freshwater protected areas: strategies for conservation. **Conservation Biology** 16:30-41.
- SEBBENN, A.M. 2002. Número de árvores matrizes e conceitos genéticos na coleta de sementes para reflorestamentos com espécies nativas. **Revista do Instituto Florestal** 14:115-132.
- SEBBENN, A. M. 2003. Tamanho amostral para conservação *ex situ* de espécies arbóreas com sistema misto de reprodução. **Revista do Instituto Florestal** 15:147-162.
- SHAFFER, M. L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. **BioScience** 31:131-134.
- SHAFFER, M. 1987. Minimum viable populations: coping with uncertainty. In: SOULÉ, M. E. (Ed.). **Viable populations for conservation**. Cambridge University Press, Cambridge, p.69-86.
- SIQUEIRA FILHO, J. A. & TABARELLI, M. 2006. Bromeliad species of the Atlantic forest of north-east Brazil: losses of critical populations of endemic species. **Oryx** 40:218-224.
- SMITH, T. B., KARK, S., SCHNEIDER, C. J., WAYNE, R. K. & MORITZ, C. 2001. Biodiversity hotspots and beyond: the need preserving environmental transitions. **Trend in Ecology and Evolution** 16:431.
- SOULÉ, M. E. 1980. Thresholds for survival: maintaining fitness and evolutionary potential. In: SOULÉ, M. E. & WILCOX, B.A. (Ed.). **Conservation Biology: an evolutionary-ecological perspective**. Sinauer, Sunderland, p.115-159.
- TILMAN, D. 1997. Distinguishing between the effects of species diversity and species composition. **Oikos** 80:185.
- VAN STEENIS, C.G.C.J. 1932. Report of a botanical trip to the Anambas and Natoena Islands. **Bull. Jard. Bot.** 12:151-211.
- VAN STEENIS, C. G. C. J. 1952. Rheophytes. **Proc. R. Soc. Old.** 62:62-68.
- VAN STEENIS, C. G. C. J. 1981. **Rheophytes of the world**. Sijthoff & Noordhoff, Maryland.
- VENCOVSKY, R. 1987. Tamanho efetivo populacional na coleta e preservação de germoplasma de espécies alógamas. **Série IPEF** 35:79-84.
- VOGT, K., RASRAN, L. & JENSEN, K. 2004. Water-borne seed transport and seed deposition during flooding in a small river-valley in Northern Germany. **Flora** 199:377-388.
- WASER, N. M., VICKERY, R. K. & PRICE, M. V. 1982. Patterns of seed dispersal and population differentiation in *Mimulus guttatus*. **Evolution** 36:753-761.

CONCILIANDO CRESCIMENTO ENERGÉTICO COM A CONSERVAÇÃO DE ESPÉCIES REÓFITAS: ESTUDO DE CASO DA BROMÉLIA *DYCKIA* *IBIRAMENSIS*

Karina Vanessa Hmeljevski

Bióloga, MSc. Biologia Vegetal

Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

karinavanessah@gmail.com

Ademir Reis

Biólogo, Prof. Dr. do Depto. Botânica

Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

areis@ccb.ufsc.br

RESUMO

Neste capítulo será apresentado o estudo de caso da bromélia reófito *Dyckia ibiramensis*, tendo-se como pano de fundo a temática de como é possível compatibilizar a necessidade do crescimento energético brasileiro com a minimização de impactos socioambientais, enfocando na conservação de espécies reófitas. Para tal, será descrito um breve histórico sobre a construção de Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) e seus impactos socioambientais no Brasil, passando por uma breve conceitualização de vegetação reofítica e conservação, para, por fim, descrever o caso da bromélia *D. ibiramensis*.

Palavras-chave: Reófito, Bromélia, Conservação Ambiental.

ABSTRACT

CONCILIATING ENERGETIC GROWTH WITH THE CONSERVATION OF RHEOPHYTIC SPECIES: CASE STUDY OF THE BROMELIAD *Dyckia ibiramensis*

In this chapter it will be presented the case study of the rheophytic bromeliad *Dyckia ibiramensis*, using as a background theme how to reconcile the need for energetic growth with the minimization of environmental impacts, focusing on rheophytic species conservation. This will describe a brief history of the construction of Small Hydro Power (SHP) and its environmental impacts in Brazil, through a brief conceptualization of rheophytic vegetation and conservation to ultimately describe the case of bromeliad *D. ibiramensis*.

Key-words: Rheophytes, Bromeliad, Environmental Conservation.

Pequenas Centrais Hidrelétricas e seus impactos socioambientais

No início da década de 2000, especificamente no ano de 2001, veio à tona no Brasil a problemática da crise energética. A falta

de investimentos em geração e transmissão, que segundo Tolmasquim (2000) foi a origem da crise, provocaram a necessidade de ampliação do parque gerador brasileiro num curto prazo para combater a escassez de energia (Leão, 2008). Para tal foram lançadas políticas públicas que

incentivavam a construção de novas fontes energéticas de pequeno porte e com caráter renovável, como as Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs), eólica, biomassa, solar, resíduos agroflorestais e florestas energéticas (Leão, 2008).

No que diz respeito à PCHs, as recentes mudanças institucionais e de regulação, assim como a revisão de seu conceito, têm estimulado a proliferação destes empreendimentos no Brasil, sendo diversos os atrativos que estimulam sua construção, incluindo a possibilidade de benefício dos incentivos do Programa de Aceleração do Crescimento (PAC 2007 - 2010) do Governo Federal (ver Santos Júnior, 2008).

Conjuntamente com este quadro de propagação de PCHs, iniciou-se a discussão sobre sua sustentabilidade, que começa a ser contestada (Leão, 2008). As PCHs em termos mundiais são vistas como uma solução alternativa de energia renovável com baixo impacto ambiental (Leão, 2008), representando atualmente uma forma rápida e eficiente de promover a expansão da oferta de energia elétrica, tendo em vista sua rapidez de implantação, a descentralização da produção, diminuindo perdas em longos sistemas de transmissão, e a diversificação da matriz energética e dos agentes de geração (Santos Júnior, 2008). Conforme Leão (2008), alguns autores afirmam que as PCHs causam impactos muitos inferiores aos provocados por projetos de grande porte, trazendo mais benefícios do que danos ao meio ambiente. Porém, outros autores afirmam ser discutível a alternativa de construções de PCHs, uma vez que se arrisca a produzir uma degradação ambiental descontínua e disseminada entre localidades e atores diferenciados, sendo que o somatório de PCHs pode gerar impactos socioambientais tão grandes ou maiores que uma usina hidrelétrica.

Rezende (2009) reforça que se deve realizar um planejamento energético por bacia hidrográfica, como prevê os estudos de Avaliação Ambiental Integrada (AAI) desenvolvidos pela Empresa de Pesquisa Energética (EPE), considerando seus efeitos cumulativos e sinérgicos sobre os recursos naturais e as populações

humanas, e os usos atuais e futuros dos recursos hídricos (Leão, 2008). A exigência de estudos de impactos cumulativos tem sido um preceito acatado pelos órgãos ambientais, bem como nas decisões judiciais onde se questiona licenciamentos de empreendimentos hidrelétricos analisados de forma isolada em uma mesma bacia hidrográfica (Rezende, 2009).

Portanto, conforme conclui Leão (2008), “as avaliações destes ‘pequenos empreendimentos’ devem abordar não só a usina ao qual se pretende construir, mas uma análise da bacia ou sub-bacia, considerando os outros empreendimentos constantes na localidade. Tais análises devem levar em conta não só a questão socioambiental, mas também as análises e comparações de cenários futuros, assim como na Avaliação Ambiental Integrada. Compreender as conseqüências de transformação de um ambiente é fundamental para a aplicação de políticas públicas que buscam um desenvolvimento aliado à sustentabilidade”.

Vegetação reofítica e conservação

Tratando-se especificamente da flora de uma região, a construção de represas, de pequeno ou grande porte, afeta diretamente a vegetação que ocorre na beira dos rios, conhecida como vegetação ciliar. Existe um grupo particular de vegetação ciliar, denominada vegetação reofítica, cuja distribuição está restrita ou exclusivamente associada às corredeiras e cachoeiras, nos leitos de rios e riachos (van Steenis 1981, 1987). Estas plantas crescem acima do nível da água, sem distanciar-se muito das margens (van Steenis, 1981), sendo altamente especializadas e adaptadas a viver em ambiente adverso e variável (Klein, 1979). Caracterizam-se por resistir às enxurradas originadas por chuvas fortes na área da cabeceira do rio (van Steenis, 1981), enfrentando variações extremas de enchentes e vazantes, suportando fortes correntezas e habitat superúmido durante as enchentes bem como períodos de estiagens e exposição ao sol durante as vazantes (Klein 1979). As espécies de reófitas mostram adaptações a

fatores ou nichos ecológicos restritos, onde condições como correnteza e submersão temporária e esporádica parecem ser fundamentais para o desenvolvimento deste grupo biológico na natureza (van Steenis, 1981).

Atualmente, a perda de habitat é um dos maiores riscos para espécies reófitas, já que a implantação de usinas hidrelétricas ou PCHs ocorre geralmente em concomitância com suas áreas de ocorrência. Além disso, intervenções humanas como represas provocam mudanças nos padrões hidrológicos, os quais, por sua vez, estão intimamente relacionados com a distribuição de sedimentos e nutrientes, concentração de oxigênio dissolvido, temperatura da água, estrutura de habitat e distribuição de espécies (Moulton & Souza, 2006).

Pesquisas com estas espécies são muito incipientes e, por isso, ainda pouco se conhece sobre a diversidade e importância ecológica deste grupo biológico. Por isso, é importante que os estudos ambientais realizados previamente à construção de empreendimentos hidrelétricos comecem a dar mais importância a tipo de vegetação. Além disso, algumas espécies reófitas ocorrentes em Santa Catarina já se encontram na Lista Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção (Instrução Normativa MMA, set/2008), como é o caso das bromélias *Dyckia ibiramensis* e *D. distachya*. Tal fato reforça que maior atenção e mais esforços devam ser despendidos também pelas entidades governamentais competentes para a efetiva conservação deste tipo de vegetação.

Quando há ocorrência de espécies ameaçadas na área de abrangência de usinas hidrelétricas ou PCHs, estudos criteriosos devem ser realizados para verificação do grau de vulnerabilidade da espécie diante da construção do futuro empreendimento. Caso a construção da obra não afete a sobrevivência da espécie na natureza, ao menos as medidas compensatórias

devem ser voltadas a programas para conservação destas espécies.

Quando pensamos em conservação, é importante termos em mente que os objetivos de qualquer programa de conservação devem ser a segurança da sobrevivência de uma espécie em longo prazo e a manutenção de seus processos ecológicos e evolutivos (Hamrick & Godt, 1996), sendo a conservação *in situ* de qualquer espécie prioritária a sua conservação *ex situ*¹.

As formas de conservação *in situ* e *ex situ* abrangem estratégias que se complementam com o objetivo de preservar de uma dada espécie. A forma ideal para conservação é a *in situ*, visto que pode preservar não somente o potencial evolutivo de uma amostra da espécie alvo, mas também a população inteira, bem como de outros organismos com os quais ela interage, convive ou depende, como por exemplo, insetos ou animais polinizadores (Sebbenn, 2003). Somente na natureza as espécies são capazes de continuar o processo de adaptação evolutiva para um ambiente em mutação dentro de suas comunidades naturais (Primack & Rodrigues, 2001). A conservação *ex situ* de uma dada espécie deve ser encarada como forma complementar à *in situ*, embora seja usualmente a mais utilizada.

Existem reconhecidas formas de conservação *ex situ* de plantas como a formação de coleções vivas e bancos de sementes (bancos de germoplasma), visando, principalmente, às diversas técnicas de propagação para estabelecimento ou reintrodução em comunidades naturais (Martinelli, 2006). No entanto, a translocação de plantas raras e ameaçadas como mitigação para impactos desenvolvimentistas é um dos temas mais complicados e controversos na conservação de plantas (Berg, 1996). Prévios esforços deixam claro que esta é uma opção de risco (Howald, 1996). Conforme este mesmo autor, experiências realizadas na Califórnia (EUA) utilizando translocações para mitigarem impactos a

¹ De acordo com a Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), a conservação *in situ* é a conservação de ecossistemas e habitats naturais e a manutenção de populações viáveis de espécies em seus ambientes naturais, enquanto a conservação *ex situ* refere-se à conservação de componentes da diversidade biológica fora de seus habitats naturais (Gross, Johnston & Barber, 2005).

espécies ameaçadas, mostraram que, embora existam benefícios potenciais, os atuais processos possuem muitos problemas cujas soluções não são fáceis nem rápidas de serem resolvidas. Alguns destes problemas relacionam-se à falta de informação básica sobre as espécies ameaçadas, a falta de métodos de translocação aceitos, dificuldades em achar e obter locais para a mitigação, os riscos intrínsecos dos experimentos biológicos, além de problemas com a regulamentação dos projetos e com o manejo em longo prazo dos locais mitigados (Howald, 1996).

Além disso, outro ponto frágil que antecede os processos de reintrodução é a correta amostragem de sementes visando a formação de bancos de sementes. O número de matrizes necessárias para se conservar um determinado tamanho efetivo alvo depende do número de plantas conservadas em cada progênie, do coeficiente de coancestria e endogamia da população que será amostrada, e da taxa de cruzamento, correlação de paternidade e variação na taxa de cruzamento entre plantas, do evento reprodutivo que deu origem às progênies a serem conservadas (Sebbenn, 2003). Segundo Hamrick & Godt (1996), o estabelecimento de populações através de poucos indivíduos pode seriamente prejudicar os esforços de restauração pela produção de uma população que pode sofrer imediatamente com efeito fundador, e/ou com limitado potencial evolutivo devido à restrita base genética. Para espécies com sistema de auto-incompatibilidade, atenção especial deve ser tomada em incluir múltiplos genótipos, aumentando a perspectiva da população ser auto-suficiente (Hamrick & Godt, 1996).

O caso da bromélia *Dyckia ibiramensis*

Dyckia ibiramensis é uma bromélia reófito endêmica e rara do Rio Itajaí do Norte, município de Ibirama, Santa Catarina. Possui distribuição restrita a apenas 4 km às margens das corredeiras do rio (Reis et al., 2008), o que a torna uma das espécies com menor distribuição geográfica conhecida no Sul do Brasil. Os indivíduos da

espécie encontram-se distribuídos em nove pontos localizados ao longo destes 4 km (Reis et al., 2008, Figura 1). Cada ponto de ocorrência apresenta um número bastante variável de rosetas, como pode ser visto na Figura 1, estando 90% das rosetas concentradas nos pontos 4 e 7 (Reis et al., 2008).

Desde 1992, *D. ibiramensis* consta na Lista de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção (Portaria Federal nº 06-N, jan/1992) na categoria "Em perigo". Na atual Lista Oficial das Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção a espécie continua indicada como ameaçada, aparecendo na Lista Anexo I.

Em janeiro de 2004, a agência reguladora ANEEL (Agência Nacional de Energia Elétrica) autorizou, através da Resolução nº 24/2004, a construção de uma Pequena Central Hidrelétrica em Ibirama (PCH Ibirama), no Rio Itajaí do Norte, cujo grupo empreendedor era Ibirama Energética S.A. A Licença Ambiental Prévia (LAP) foi emitida pela Fundação de Meio Ambiente de Santa Catarina (FATMA) em agosto de 2002 e a Licença Ambiental de Instalação (LAI) autorizada em abril de 2004, com a condicionante de que não houvesse espécies endêmicas na área de ocorrência do empreendimento.

O Laboratório de Ecologia Florestal da Universidade Federal de Santa Catarina, que desenvolvia estudos com a espécie reófito *D. ibiramensis* sob a coordenação do professor Dr. Ademir Reis, sabendo da emissão da LAI, enviou um relatório técnico (Reis et al., 2005) a vários órgãos e instituições, incluindo a FATMA e o Ministério Público do Estado de Santa Catarina. Este relatório continha resultados parciais dos estudos com espécie, que já indicavam que a construção do empreendimento não era compatível com a conservação *in situ* de *D. ibiramensis*.

Em função disto, a FATMA solicitou a realização de novos levantamentos pela empresa responsável pela construção da PCH, que, segundo a própria FATMA, não foram apresentados no tempo solicitado. Assim sendo, o prazo de validade da LAI anteriormente emitida foi expirado. Posteriormente a este fato, a concessão da PCH

foi vendida a um novo grupo empreendedor, Brennand Energética S.A., que solicitou um pedido de renovação da LAI.

Entre os anos de 2005 a 2007, foram desenvolvidas pesquisas com *D. ibiramensis* com o enfoque de se gerar diretrizes que orientassem estratégias para a conservação da espécie (Hmeljevski, 2007). Os resultados destes estudos, apresentados em reunião na FATMA, reforçavam a indicação de forte risco para conservação desta espécie ameaçada caso a obra fosse efetivamente

realizada.

Assim, no final de 2007, o órgão ambiental solicitou que a empresa responsável apresentasse novos estudos que abordassem a distribuição da espécie ao longo do Rio Itajaí do Norte assim como de sua caracterização da diversidade e estrutura genética.

Os estudos realizados pelo Núcleo de Pesquisas em Florestas Tropicais da Universidade Federal de Santa Catarina, sob a coordenação do professor Dr. Maurício Sedrez dos Reis (Reis et

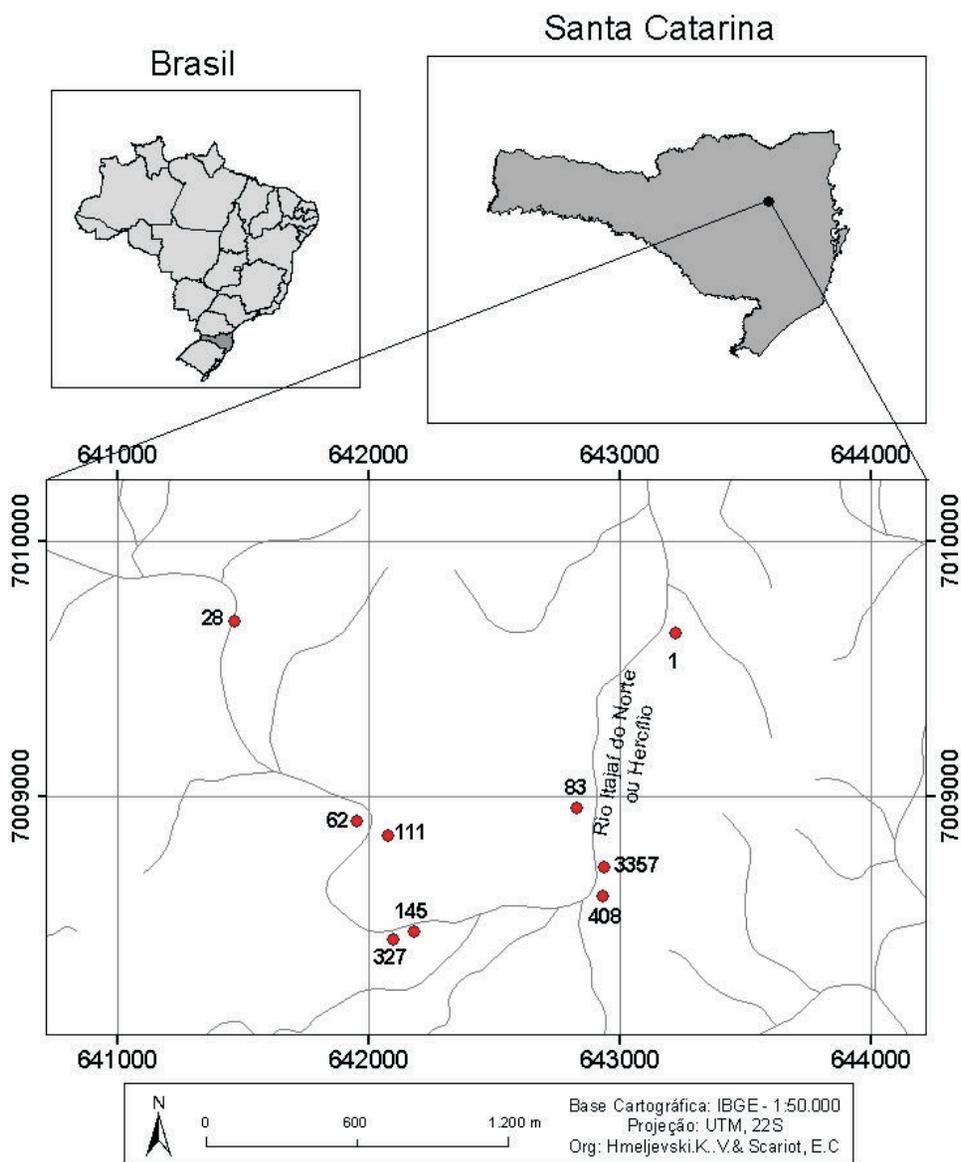


Figura 1. Pontos de ocorrência natural de *Dyckia ibiramensis* Reitz ao longo do Rio Itajaí do Norte, município de Ibirama, SC. (): número de rosetas.

al., 2008), indicaram que a área de abrangência do reservatório gerado pelo empreendimento iria afetar diretamente os agrupamentos de *D. ibiramensis* situados em cinco pontos (pontos 2, 3, 4, 5 e 6) a montante no rio (Figura 2A). Isto resultaria no alagamento de 50% das rosetas da espécie (Reis et al., 2008). Os demais agrupamentos a jusante também poderiam ser afetados dado a proximidade destes com a barragem e por eventuais mudanças que poderiam ocorrer no fluxo do rio. Neste sentido, mesmo que algumas dos agrupamentos permanecessem fora da suposta área do reservatório da PCH, as mudanças nos padrões hidrológicos poderiam ter efeitos drásticos ainda desconhecidos na dinâmica populacional desta espécie, podendo ser perceptíveis apenas em longo prazo dado que é uma bromélia de ciclo de vida longo.

Além disso, os agrupamentos que viriam a

ser alagados eram justamente os que apresentaram as maiores estimativas de diversidade genética, e que parecem constituir o centro de diversidade da espécie (Hmeljevski, 2007). Conforme Hamrick & Godt (1996), embora muitos fatores usualmente sejam considerados para definir quais populações devem ser conservadas, a preservação de populações geneticamente diversas deve ser prioritária. Visto que os agrupamentos a jusante do rio apresentam menor variabilidade genética e parecem estar submetidos a fortes efeitos de deriva (Reis et al., 2008; Hmeljevski, 2007), a eliminação dos agrupamentos a montante do rio e, portanto, também da possibilidade de fluxo gênico entre os distintos conjuntos, poderia ocasionar, em médio-longo prazo, a extinção local dos agrupamentos remanescentes e, conseqüentemente, da espécie na natureza.



Figura 2. Proposta de deslocamento do eixo original da barragem da Pequena Central Hidrelétrica (PCH) Ibirama com suas prováveis áreas de abrangência dos reservatórios, e localização dos pontos de ocorrência natural de *Dyckia ibiramensis*, município de Ibirama, SC. A: Arranjo original da barragem da PCH Ibirama, indicando que os pontos 2, 3, 4, 5 e 6 seriam afetados pelo reservatório (os pontos 1 e 9 não aparecerem na imagem). B: Proposta de deslocamento do eixo da barragem da PCH Ibirama, indicando que apenas os pontos 2 e 3 encontram-se dentro da área do reservatório (pontos 1, 8 e 9 não aparecem na imagem).

Portanto, até o final de 2008, a proposta de construção da PCH Ibirama era a maior ameaça em curto prazo desta espécie. Diante deste quadro, a FATMA não autorizou a renovação da LAI para a construção da PCH.

Em virtude dos desdobramentos do processo e devido à necessidade de renovação da LAI, a empresa Brennand Energética propôs um rearranjo no projeto original de localização da barragem do empreendimento. A nova proposta consistia no deslocamento do eixo original da barragem para local a montante no rio (Figura 2B). Desta forma, a área alagada para formação do reservatório diminuirá de 0,32 km² para 0,13 km² (redução de 19 ha), resultando no alagamento de apenas dois pontos de ocorrência de *D. ibiramensis* (pontos 2 e 3), o que implica em apenas 2,6% das rosetas da espécie, não mais afetando os pontos que concentram as maiores diversidades genéticas. Além disso, o grupo

empreendedor propôs a criação de uma Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) abrangendo todos os pontos de ocorrência da espécie que ficarão fora da área de alagamento do empreendimento. Outro aspecto relevante com esta nova proposta foi a diminuição no número de propriedades atingidas, que passou de 28 para 12, não havendo mais a necessidade do deslocamento de famílias.

Com esta atitude, o empreendedor conseguiu renovar a LAI necessária para iniciar a construção da obra.

Este caso em particular nos mostra como é possível compatibilizar os interesses de distintos setores da sociedade quando há interação entre estes, permitindo a conciliação do crescimento energético brasileiro e a mitigação dos impactos socioambientais, enfatizado aqui pela conservação de espécies ameaçadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BERG, K. S. 1996. Rare plant mitigation: a policy perspective. In: FALK, D. A.; MILLAR, C. I. & OLWELL, M. **Restoring diversity: strategies for reintroduction of endangered plants**. Island Press, California. p. 279-292.

GROSS, T., JOHNSTON, S. & BARBER, C. V. 2005. **A convenção sobre diversidade biológica: entendendo e influenciando o processo - um guia para entender e participar efetivamente da Oitava Reunião da Conferência das Partes da Convenção sobre Diversidade Biológica (COP-8)**. Instituto de Estudos Avançados da Universidade das Nações Unidas. Disponível em: <<http://www.cdb.gov.br/>>. Acesso em: 25 de março de 2009.

HAMRICK, J. L.; GODT, M. J. W. 1996. Conservation genetics of endemic plant species. In: AVISE, J. C. & HAMRICK, J. L. (Ed.). **Conservation genetics: case histories from nature**. New York: Chapman and Hall. p. 281-304.

HMELJEVSKI, K. V. 2007. **Caracterização reprodutiva de *Dyckia ibiramensis* Reitz, uma bromélia endêmica do Alto Vale do Itajaí, SC**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Santa Catarina. 65p.

HOWALD, A. M. 1996. Translocation as a mitigation strategy: lesson from California. In: FALK, D. A.; MILLAR, C. I. & OLWELL, M. **Restoring diversity: strategies for reintroduction of endangered plants**. Island Press, California. p. 293-329.

KLEIN, R. M. 1979. Reófitas no Estado de Santa Catarina. **Separata dos Anais da Sociedade Botânica do Brasil**. São Paulo. p. 159-169.

LEÃO, L. L. 2008. **Considerações sobre impactos socioambientais de Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) – modelagem e análise**. Dissertação de Mestrado. Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília. 244p.

- MARTINELLI, G. 2006. Manejo de populações e comunidades vegetais: um estudo de caso na conservação de Bromeliaceae. In: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; SLUYS, M. V. & ALVES, M. A. S. **Biologia da conservação: essências**. RiMa, São Carlos. p. 479-503.
- MOULTON, T. P.; SOUZA, M. L. de. 2006. Conservação com base em bacias hidrográficas. In: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; SLUYS, M. V & ALVES, M. A. S. **Biologia da conservação: essências**. RiMa, São Carlos. p. 157-181.
- PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. 2001. **Biologia da conservação**. Midiograf, Londrina. 328p.
- REIS, M. S.; HMELJEVSKI, K. V.; BITTENCOURT, R.; FERREIRA, D. K.; FILLIPON, S.; MONTAGNA, T.; SILVA, F. A. L. & DAROS, C. 2008. **Projeto de caracterização genética, demográfica e de aspectos da ecologia de *Dyckia ibiramensis* Reitz**. Relatório Final para Brennand Energética S.A. 45p.
- REIS, A.; ROGALSKI, J. M.; BERKENBROCK, I. S.; VIEIRA, N. K. 2005. **Conservação de espécies reófitas de *Dyckia* no Sul do Brasil**. Relatório Parcial para Fundação Biodiversitas (Programa Espécies Ameaçadas). 28p.
- REZENDE, L. P. 2009. A insanidade do incentivo as PCHs. Disponível em: <<http://portal.rpc.com.br/gazetadopovo/opiniao/conteudo.phtml?tl=1&id=861498&tit=A-insanidade-do-incentivo-as-PCHs>>. Acesso em: 18 de março de 2009.
- SANTOS JÚNIOR, M. F. 2008. As opções de comercialização da energia proveniente de PCHs pertencentes a empresas estatais. In: Simpósio Brasileiro sobre Pequenas e Médias Centrais Hidrelétricas, VI., Belo Horizonte. p. 1-23. Disponível em: <www.cerpch.unifei.edu.br/Adm/artigos/e933cf6eb10c64e66cbcd56d91310.pdf>. Acesso em: 30 de abril de 2009.
- SEBBENN, A. M. 2003. Tamanho amostral para conservação *ex situ* de espécies arbóreas com sistema misto de reprodução. **Revista do Instituto Florestal** 15 (2): 147-162.
- TOLMASQUIM, M. 2000. As origens da crise energética brasileira. **Ambiente & Sociedade** [online] 6-7: 179-183. ISSN 1414-753X. doi: 10.1590/S1414-753X2000000100012.
- VAN STEENIS, C. G. C. J. 1981. **Rheophytes of the world: an account of the flood-resistant flowering plants and ferns and the theory of autonomous evolution**. Sijthoff & Noordhoff, Maryland. 407p.
- VAN STEENIS, C. G. C. J. 1987. Rheophytes of the world: supplement. **Allertonia** 4 (5): 267-330.

CONSERVAÇÃO *EX SITU* E REINTRODUÇÃO DE ESPÉCIES NA NATUREZA: O QUE APRENDEMOS NAS EXPERIÊNCIAS COM A REÓFITA *DYCKIA* *DISTACHYA*

Manuela Boleman Wiesbauer

Bióloga, MSc. Recursos Genéticos Vegetais
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
frodiliz@yahoo.com.br

Ademir Reis

Biólogo, Prof. Dr. do Depto. Botânica
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
areis@ccb.ufsc.br

RESUMO

Neste capítulo será apresentado o estudo de caso da bromélia reófito *Dyckia ibiramensis*, tendo-se como pano de fundo a temática de como é possível compatibilizar a necessidade do crescimento energético brasileiro com a minimização de impactos socioambientais, enfocando na conservação de espécies reófitas. Para tal, será descrito um breve histórico sobre a construção de Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) e seus impactos socioambientais no Brasil, passando por uma breve conceitualização de vegetação reófitica e conservação, para, por fim, descrever o caso da bromélia *D. ibiramensis*.

Palavras-chave: Reófito, Bromélia, Conservação Ambiental.

ABSTRACT

EX SITU CONSERVATION AND REINTRODUCTION OF SPECIES IN NATURE: WHAT HAVE WE LEARNED ON EXPERIENCES WITH THE RHEOPHYTE

Dyckia distachya

Dyckia distachya Hassler is a rheophytic bromeliad from unique environments such as islands or rocky shores of whitewaters along the Uruguay River, boundary between Santa Catarina and Rio Grande do Sul states. Among the nine known natural populations in Brazil, eight were locally extinct due the construction of the hydroelectric Ita, Machadinho and Barra Grande, in 2000, 2003 and 2005, respectively. Prior to the filling of dams, samples of natural populations were rescued, generating several collections. Also there were made some experimental relocations. From the “fait accompli”, with the demand to establish a conservation strategy for the species, there were made by several researchers, studies of seed germination, morpho-anatomy, reproductive biology and genetic diversity of the species. In this chapter, we discuss the most relevant data of these studies and conducted a thorough historical review of collections and reintroductions in order to detect the flaws or limiting factors to its success. With that we intend to present the experience with the species so that we can take a step forward in the process of conservation, and to serve as a reference for the reintroduction of other species, as in Brazil, this is probably the species with the greater richness of studies and experiments regarding the reintroduction of extinct wild populations.

Key-words: Rheophytes, Bromeliaceae, Environmental Conservation, *Dyckia distachya*

INTRODUÇÃO

A conservação *ex situ* e reintrodução de espécies na natureza são um dos focos das políticas internacionais de conservação estabelecidos pela Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB). A CDB “é um dos principais resultados da Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e o Desenvolvimento - CNUMAD (Rio 92), realizada no Rio de Janeiro, em junho de 1992. É um dos mais importantes instrumentos internacionais relacionados ao meio-ambiente e funciona como um guarda-chuva legal/político para diversas convenções e acordos ambientais mais específicos. A CDB é o principal fórum mundial na definição do marco legal e político para temas e questões relacionados à biodiversidade (168 países assinaram a CDB e 188 países já a ratificaram, tendo estes últimos se tornado Parte da Convenção)” (CDB, 2008).

O Brasil foi o primeiro signatário da Convenção, promulgando o Decreto Legislativo nº2 de 5 de Junho de 1992, que no artigo referente à conservação *ex situ* (Artigo 9), prescreve:

“Cada Parte Contratante deve, na medida do possível e conforme o caso, e principalmente a fim de complementar medidas de conservação *in situ*:

a) Adotar medidas para a conservação *ex situ* de componentes da diversidade biológica, de preferência no país de origem desses componentes;

b) Estabelecer e manter instalações para a conservação *ex situ* e pesquisa de vegetais, animais e microorganismos, de preferência no país de origem dos recursos genéticos;

c) Adotar medidas para a recuperação e regeneração de espécies ameaçadas e para sua reintrodução em seu hábitat natural em condições adequadas;

d) Regulamentar e administrar a coleta de recursos biológicos de hábitats naturais com a finalidade de conservação *ex situ* de maneira a não ameaçar ecossistemas e populações *in situ* de espécies, exceto quando forem necessárias medidas temporárias especiais *ex situ* de acordo com a

alínea (c) acima; e

e) Cooperar com o aporte de apoio financeiro e de outra natureza para a conservação *ex situ* a que se referem as alíneas a a d acima; e com o estabelecimento e a manutenção de instalações de conservação *ex situ* em países em desenvolvimento.

Os principais referenciais teóricos para a conservação *ex situ* e reintrodução de plantas foram gerados pelo Centro para Conservação de Plantas (Center for Plant Conservation – CPC), e pela União Internacional para a Conservação da Natureza (International Union for Conservation of Nature – IUCN). Estes centros realizaram quatro publicações de extrema relevância: “Genetics and Conservation of Rare Plants” (Falk & Holsinger, 1991), “*Ex Situ* Plant Conservation, supportin species survival in the wild” (Guerrant, Havens, & Maunder, 2004), “Restoring diversity: strategies for the reintroduction of endangered plants” (Falk, Millar, & Olwell, 1996), “Guidelines for reintroduction” (IUCN, 1998). Adicionalmente as publicações do “Re-introduction News”, abordam aspectos teóricos e estudos de caso de reintroduções.

Tanto as indicações da CDB, quanto das publicações da CPC e IUCN, salientam que a conservação *ex situ* focada para espécies ameaçadas de extinção sempre deve ser vista como complementar a *in situ*, e tem a finalidade de subsidiar reintroduções na natureza.

A conservação *ex situ* tem a função de obter amostras significativas das populações naturais mantendo uma diversidade genética mínima para que a espécie possa sobreviver ao longo de muitas gerações.

1. Estudo de Caso: *Dyckia distachya*

O gênero *Dyckia* (Bromeliaceae) possui uma distribuição bastante ampla, ocorrendo desde a Patagônia argentina até a Floresta Amazônica (conforme Smith & Downs, 1974). Entretanto, a adaptação ao reofitismo, adaptação a ocorrência

em ilhas e margens rochosas de corredeiras, foi uma estratégia evolutiva exclusiva do sul do Brasil (Rafaela Forza comunicação pessoal) estendendo-se aos países vizinhos, Argentina e Paraguai. Com o grande investimento do País em Usinas Hidrelétricas, as espécies reófitas passaram a ser um grupo de plantas muito impactado.

A espécie *Dyckia distachya* ocorria de forma esparsa ao longo de 617 km da Bacia do

Rio Uruguai, possuindo ao menos nove populações disjuntas em quatro regiões: (1) no Salto Ycumã, no Parque Estadual do Turvo, na fronteira entre rio Grande do Sul e Argentina; (2) no Estreito do Rio Uruguai, na região de Itá; (3) em três locais no rio Uruguai, na região de Machadinho; (4) e em três locais no Rio Pelotas, na região Barra Grande (Figura 1).

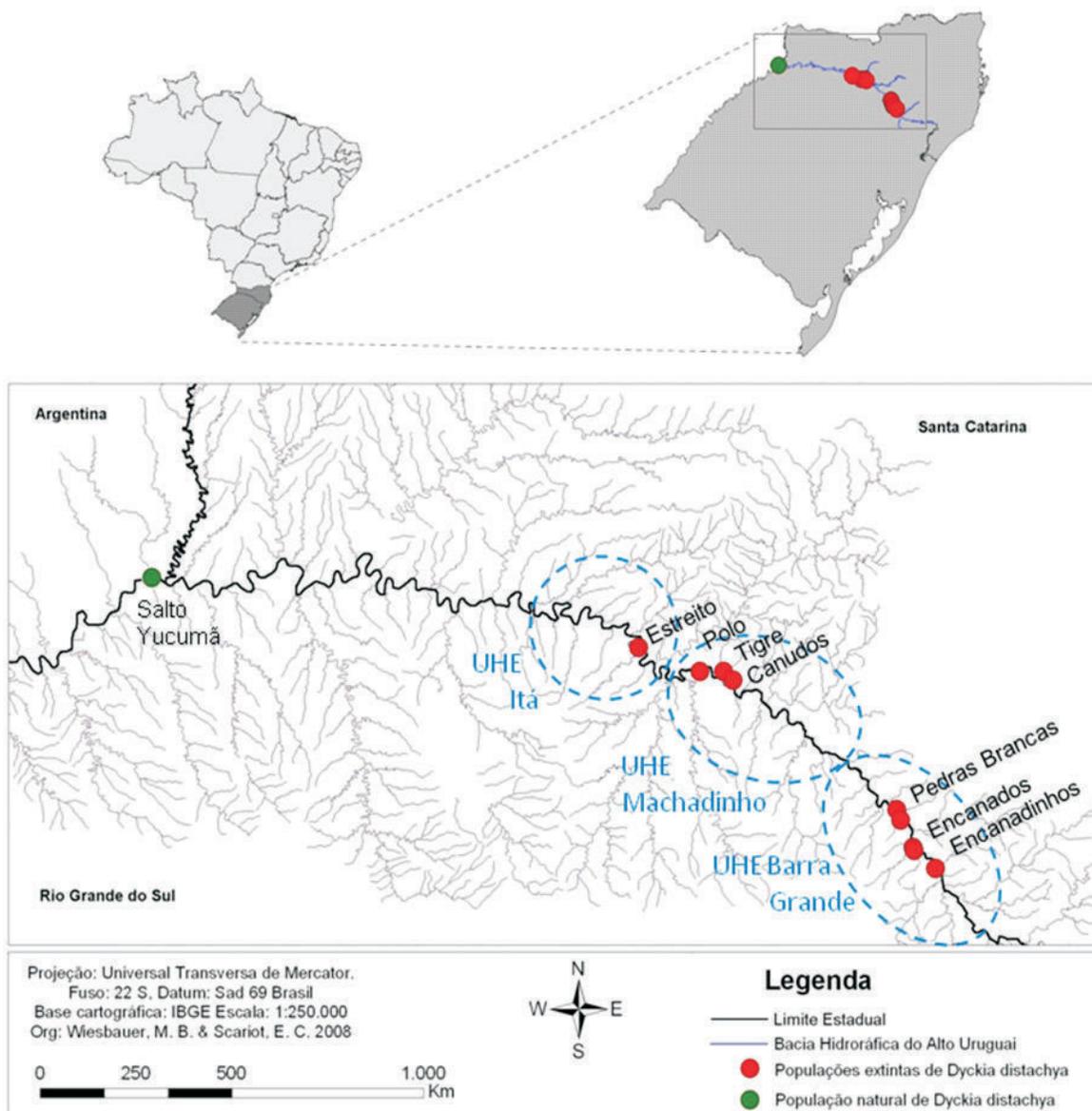


Figura 1. Localização das populações naturais de *Dyckia distachya* Hassler na Bacia Hidrográfica do Alto Uruguai, com e as áreas de influência direta das Usinas Hidrelétricas (UHE) de Itá, Machadinho e Barra Grande. As populações em vermelho foram extintas na natureza em 2000 (Itá), 2003 (Machadinho) e 2005 (Barra Grande).

Em um período de cinco anos, a espécie teve a maior parte de suas populações extintas na natureza devido a empreendimentos hidrelétricos em Itá, Machadinho e Barra Grande, restando populações naturais apenas no Salto Yucumã, além de populações na Argentina, na continuação do Rio Uruguai.

Em seu histórico de extinção na natureza se destacam aspectos como desconhecimento da distribuição original e da biologia da espécie. Além disto, nem sempre se teve o devido cuidado metodológico no resgate das populações no sentido de capturar a maior diversidade genética possível para a formação de coleções em conservação *ex situ* e para reintroduções.

Em todas estas regiões onde a espécie foi extinta na natureza foram realizados resgates de indivíduos da natureza para conservação *ex situ* e reintroduções, entretanto poucas áreas perduraram e, mesmo nas áreas que se mantiveram, não foi observada a regeneração natural através de sementes, e, portanto, a ampliação da população fundada.

Diante do fato consumado, buscou-se conhecer a quantidade e qualidade do material resgatado para as coleções para traçar uma estratégia de conservação a longo prazo para a espécie.

As principais questões a serem resolvidas foram:

(1) Qual a diversidade genética das coleções?

(2) Nas reintroduções devemos manter o material separado por população de origem para preservar a identidade genética das coleções ou devemos misturá-lo para aumentar a diversidade?

(3) Qual o tipo de reprodução da espécie?

(4) A espécie tem visitação de polinizadores em condições *ex situ* e reintrodução? Quais são estes polinizadores?

(5) Como a espécie se adapta ao ambiente reofítico?

(6) Quais os fatores limitantes que impedem o sucesso das reintroduções?

A resolução destas questões envolveu uma

série de pesquisas incluindo estudos de germinação de sementes (Wiesbauer et al., 2006; Zimmermann et al., 2009), morfoanatomia de órgãos vegetativos (Voltolini, 2007), biologia reprodutiva e diversidade genética (Wiesbauer, 2008) e resgate histórico das coleções e reintroduções (Wiesbauer, 2008), que incluíram a observação das experiências realizadas pela empresas contratadas pela Tractebel, Maesa e Baesa, na região das Usinas Hidrelétricas de Itá, Machadinho e Barra Grande, respectivamente.

2. Histórico de *Dyckia distachya*: descrição e resgate das populações naturais

Dyckia distachya foi descrita por Hassler em 1919, como ocorrente na Bacia do Rio Paraná nas proximidades de onde hoje se encontra a Usina Hidrelétrica (UHE) de Itaipu (Reitz 1983). O registro do Tipo, coletado por Fiebrig, aparentemente foi perdido e não existem relatos de coletas posteriores nesta região.

A região de ocorrência de *D. distachya* foi posteriormente indicada pela Smith & Downs (1974) na Flora Neotropica, por Winkler (1982) em seu estudo de bromeliáceas do Rio Grande do Sul, e por Reitz (1983) na Flora Catarinense de Bromeliáceas, apenas para o Estreito Augusto Cesar, na região de Itá. Nestas mesmas publicações foi citada a ocorrência da *D. brevifolia* para o Estreito Augusto Cesar, Salto Yucumã na fronteira entre Rio Grande do Sul e Argentina, e Bacia Hidrográfica do Itajaí-Açu, respectivamente.

Em 1992, a *D. distachya* foi incluída na lista de espécies ameaçadas de extinção do IBAMA (Portaria nº 37 de 3 de abril de 1992) na categoria “Em Perigo”, que correspondem às espécies com risco muito elevado de extinção na natureza. Na lista a espécie consta como ocorrente no Paraná, e os registros para o Rio Uruguai não foram levados em consideração.

Por conseqüência, na época da construção da Usina Hidrelétrica de Itá, que alagaría o Estreito Augusto Cesar, a *D. distachya* era registrada apenas para esta localidade, havendo indicativos, portanto, de que a espécie seria totalmente extinta na natureza. A bromélia ocorria em touceiras, em

um contínuo ao longo do cânion com 8.900 m de extensão no rio Uruguai. Na ocasião, não foram encontrados indivíduos de *D. brevifolia* na região.

Neste contexto a Gerassul (atualmente Tractebel), através do seu Horto Florestal, coletou diversos indivíduos em cerca de 16 touceiras no rio, preocupada com a quantidade de rosetas, mas não com a diversidade genética. Na mesma ocasião alguns moradores locais retiraram a indivíduos da espécie do rio para cultivar em seus jardins, destacando-se o Sr. Venâncio Lazzarin que fez diversas coletas para vender a espécie “que seria extinta” em um quiosque nas margens da BR153, e cultivou alguns indivíduos que atualmente representam uma das coleções de maior diversidade genética que restaram da região. Também a equipe do Laboratório de Fisiologia e Desenvolvimento Genético Vegetal da UFSC, iniciou uma série de pesquisas buscando desenvolver tecnologias para a conservação *ex situ* da espécie e realizou coletas sistemáticas ao longo de 500m de extensão do rio, que passaram a integrar uma coleção no Centro de Ciências Agrárias da UFSC (Pompelli & Guerra, 2004).

Os próximos achados da espécie no Rio Uruguai estiveram vinculados a construção das Usinas Hidrelétricas de Machadinho e Barra Grande, onde foram encontradas respectivamente três e quatro populações na área de influência das barragens.

Em Machadinho não houve programas de resgate específicos para *D. distachya*, considerando que não haviam registros oficiais da espécie para a região. Felizmente a Bourscheid, empresa contratada para o resgate de flora, acabou coletando cerca de 1400 rosetas de *D. distachya*, mas sem a preocupação de resgate genético. Estas foram as únicas coletas realizadas na região e provavelmente grande parte da diversidade genética das populações foi perdida para sempre.

Em Barra Grande, quando a *D. distachya* foi encontrada nas áreas de influência da futura Usina Hidrelétrica, novamente haviam indicativos de que esta seria a última região onde a espécie ocorria na natureza. Na ocasião, por exigência do Ministério

Público, a pesquisadora Rafaela Forza foi contratada para revisar os acervos de herbários, buscando esclarecer a região de ocorrência de *D. distachya* (Forza, 2005). Todas as exsicatas que correspondiam a *D. distachya* eram provenientes do Rio Uruguai, no Estreito Augusto Cesar na região de Itá, e na região de Machadinho. O material coletado por Smith e Klein no Estreito do Rio Uruguai (Smith & Downs, 1974) identificado como *D. brevifolia* correspondia a *D. distachya*. As exsicatas no Rio Iguaçu correspondiam a *D. microcalyx*, e uma exsicata proveniente do Turvo, ficou com possibilidades de ser *D. brevifolia*.

Considerando que as populações localizadas em Itá e Machadinho já haviam sido extintas, a pesquisadora recomendou a visita de alguns afluentes do Rio Uruguai e da Bacia do Rio das Antas, para a procura da espécie. Em decorrência disto, as equipes da Usina Hidrelétrica de Barra Grande e do Laboratório de Ecologia Florestal da UFSC realizaram uma busca pela espécie ao longo de todo o Rio Uruguai. Fora a região de abrangência da barragem, foram encontrados agrupamentos apenas na região do Parque Estadual do Turvo, na fronteira entre Rio Grande do Sul e Argentina, em território brasileiro. Além disto, existem relatos de populações da espécie nos afluentes do Rio Uruguai em território argentino (Reis et al., 2005).

Neste contexto, foi recomendada a coleta da maior parte dos indivíduos na área de influência do empreendimento, mantendo as populações separadas e com identificação de origem, com o intuito de resgatar a maior variabilidade possível das populações a serem extintas (Reis et al., 2005).

Em 2005, a equipe da Bourscheid, contratada pela BAESA, coletou cerca de 4000 rosetas, provenientes das populações de Pedras Brancas, Encanados, Encanadinhos. As rosetas foram inicialmente mantidas no Viveiro de Campo Belo do Sul com identificação por família (que corresponde a uma touceira original do rio) e por população de origem. No mesmo ano, a equipe do Laboratório de Ecologia Vegetal também

coletou 130 indivíduos, 75 provenientes da população de Encanados e 55 de Encanadinhos, coletando-se um indivíduo por touceira (Reis et al., 2005). O material coletado foi cultivado em vasos identificados, no Centro de Ciências Biológicas da UFSC.

Hoje parece estar evidente que as espécies

D. distachya e *D. brevifolia* tem uma distribuição geográfica distinta. Conforme os estudos de Rogalski (2007) a *D. brevifolia* é endêmica da Bacia do Rio Itajaí-Açu, onde ocorre ao longo de 80km, e de acordo com os indicativos descritos acima, *D. distachya* seria endêmica da Bacia do Rio Uruguai (Figura2).

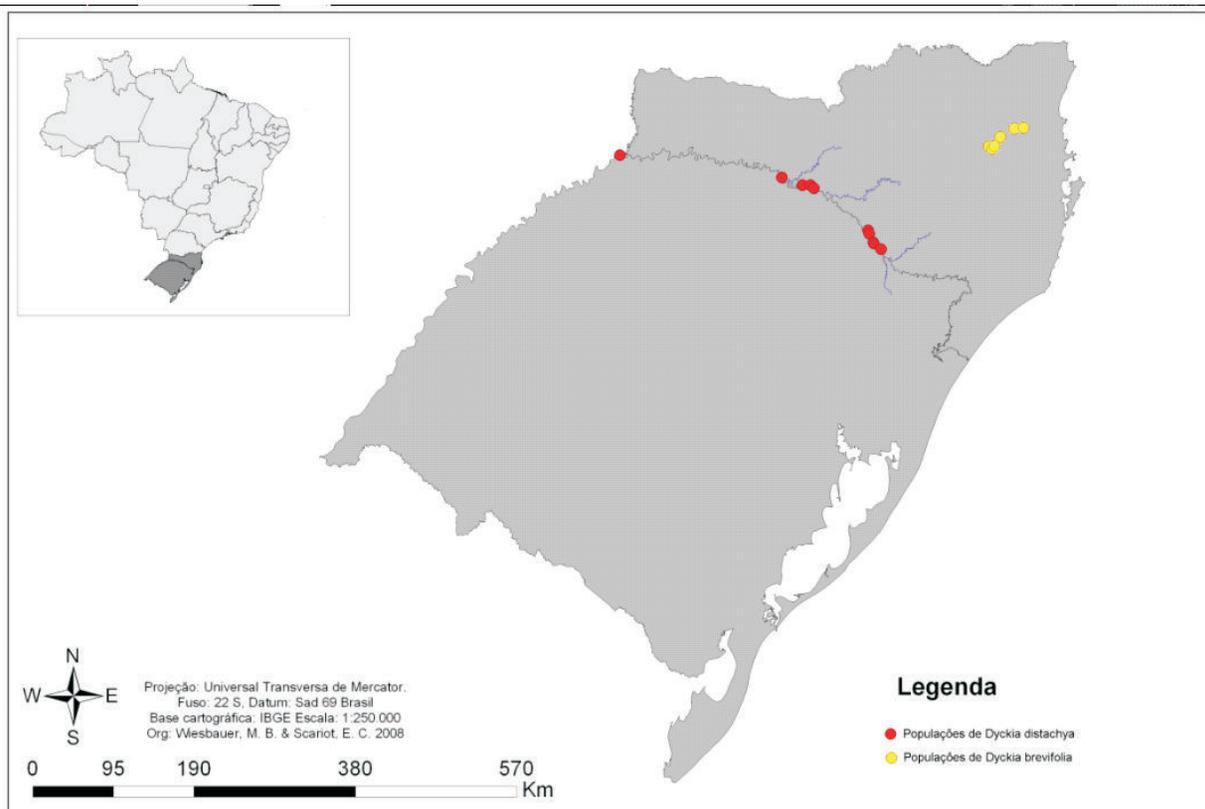


Figura 2. Mapa com as regiões de ocorrência de *Dyckia distachya* Hassler, na Bacia do Rio Uruguai (Wiesbauer 2007) e *Dyckia brevifolia* Baker, no Rio Itajaí-Açu (Rogalski, 2007).

3. Histórico de *Dyckia distachya*: Reintroduções

Na região de Itá, em 1994, a equipe do Horto Florestal da Gerasul, realizou uma busca por locais para relocação nos afluentes do Rio Uruguai em locais próximos a área de ocorrência original da espécie. Foram selecionados três locais com características semelhantes as do Estreito Augusto Cesar: (1) Passo Uvá, no Rio Engano, onde foram introduzidas cerca de 30 rosetas formando cinco touceiras nas frestas das rochas; (2) Saltão, nas margens de corredeira do Rio Fragosos, próximo

a escola Agrotécnica; e (3) em um salto de 30 m no Rio Jucão (F. Miranda, comunicação pessoal). As mudas transplantadas foram às produzidas no Horto Florestal de Itá (Jusselei Perim, funcionário da Tractebel, comunicação pessoal).

No Passo Uvá, as rosetas se mantiveram até hoje, porém, após mais de 10 anos da relocação, não foi verificado o recrutamento em novos indivíduos, provavelmente por o local não apresentar a condição reofítica (Reis et al., 2005 e observações pessoais). A relocação no Saltão, embora realizada em uma corredeira,

aparentemente com as condições mais propícias para a ocorrência da espécie, não teve sucesso por se tratar de um local muito exposto a visitação e, as rosetas foram arrancadas pelos visitantes. A relocação do Salto Borboleta Alta, nas margens de uma queda d'água, não teve sucesso por se tratar de um local muito sombreado (F. Miranda, comunicação pessoal).

Por compensação ambiental, foi exigido pelo IBAMA o estabelecimento de duas unidades de conservação, o Parque Fritz Plaumann, em Concórdia/SC; e o Parque Municipal Teixeira Soares, em Marcelino Ramos/RS. No Parque Fritz Plaumann foi plantado um extenso canteiro com mudas produzidas no Horto, mas fora das condições reofíticas típicas da espécie (F. Miranda, comunicação pessoal). No Parque Teixeira Soares, foram plantadas em dois locais nas margens do lago, mudas produzidas a partir de sementes coletadas diretamente do estreito (J. Perim, comunicação pessoal).

Em Machadinho, parte das mudas coletadas do rio, foram relocadas para quatro pontos de relocação, e as demais mudas permaneceu no Viveiro de machadinho como coleção referência. Os pontos de relocação na Linha Santa Catarina, Linha Pólo e Indaiá correspondem a margens rochosas no reservatório da Usina, e o ponto no rio Tigre corresponde às margens com solo em um afluente (C. Lutkemeier, comunicação pessoal).

Permaneceram as relocações na Linha Santa Catarina e Linha Pólo. Na linha Santa Catarina, com a correnteza a maior parte das mudas foi carregada, mas restaram cerca de 50-80 rosetas (C. Lutkemeier, comunicação pessoal). A relocação na linha Pólo, realizada em um paredão rochoso na encosta do lago, as rosetas permaneceram, embora não tenha havido recrutamento de novos indivíduos por sementes (observações pessoais). A relocação no Tigre estava em um local de margens sombreadas e as rosetas não sobreviveram. A relocação do Indaiá, nas margens do lago, foi carregada após um enchimento do lago e não restou nenhuma roseta.

Em Barra Grande, em 2006, foi estabelecida uma área piloto com experimentos de relocação e selecionados locais com potencial para relocação, no lago da Usina Hidrelétrica e nos afluentes da região. Destes locais, foram selecionados três pontos no lago, nas áreas de depleção que poderiam sofrer diferentes graus de alagamento de acordo com a variação da cota de enchimento do lago, e quatro locais nos afluentes que possuíam margens rochosas e, em alguns, influência de corredeiras (Tabela 1). Os locais acima da cota de 750 m de altitude foram descartados por estarem fora da cota original da espécie. Cerca de 20% dos indivíduos coletados permaneceu no Viveiro de Campo Belo do Sul, como população referência para a conservação *ex situ* e para a reposição nas relocações (Bourscheid, 2006).

Na relocação do Tijolos, foi observada uma intensa predação pela lagarta da borboleta *Strymon rufofusca*, que se alimenta da mesoderme das folhas e acabou por matar uma boa parte das rosetas, e em algumas outras relocações houve o carreamento de mudas com a correnteza, mas as rosetas que permaneceram continuaram vigorosas. As áreas de relocação estão sendo reavaliadas para a definição dos locais mais propícios para a permanência da espécie, e haverá a manutenção e avaliação das relocações por ao menos mais dois anos, de acordo com a condicionante para a renovação da Licença de Operação da barragem.

4. Estudo de diversidade genética das coleções

As principais problemáticas relatadas para a conservação *ex situ* são a deriva genética, depressão endogâmica, depressão exogâmica e hibridização, adaptação e seleção a condições diferentes das originais. Já as reintroduções, além dos problemas genéticos, esbarram em problemáticas adaptativas tanto no processo de implementação, quanto para o sucesso reprodutivo e restabelecimento de relações bióticas.

Deriva genética significa a perda de diversidade genética por causas aleatórias, de modo que os indivíduos que permanecem nem sempre

são os mais adaptados. Este fato pode ocorrer quando existem reduções populacionais abruptas por causas naturais, no caso do evento da coleta das coleções, ou mesmo devido a perdas posteriores por pragas secas ou condições de conservação impróprias das coleções.

A depressão endogâmica pode ocorrer quando as coleções são muito pequenas, e compostas por indivíduos aparentados, de modo que o cruzamento entre eles pode resultar em indivíduos menos adaptados. Este processo acarretar também em uma menor produtividade de sementes, no caso de espécies auto-incompatíveis (que não produzem sementes por autopolinização), como o observado em uma reintrodução de *D. distachya* de mais de 10 anos no Passo Uvá em Itá (Wiesbauer, 2008).

A depressão exogâmica ou hibridização, ocorre quando populações ou espécies distintas e isoladas se cruzam, gerando indivíduos não adaptados. Esta situação é favorecida em condições de viveiros, que agrupam diversas coleções, ou mesmo quando populações ou espécies são reintroduzidas em locais onde originalmente não ocorriam, sobrepondo sua área com a de outras populações ou espécies.

A adaptação e seleção a condições artificiais ocorrem quando as pressões seletivas nos viveiros são diferentes das naturais, modificando as características das populações. Neste caso, quando os indivíduos são reintroduzidos não possuem a mesma capacidade de ocupação dos antigos nichos.

Os problemas adaptativos em reintroduções ocorrem principalmente devido à alta

exigência ecológica das espécies. Espécies raras ou ameaçadas em geral apresentam maiores especificidade de habitat do que espécies comuns, de modo que as mesmas características que as tornam raras dificultam o sucesso das reintroduções.

No caso das populações de *D. distachya* resgatadas, os problemas genéticos são pouco relevantes, devido ao grande número de coletas realizado, embora para alguns locais a coleta tenha sido deficientes, principalmente em Machadinho. O fato de a espécie apresentar reprodução clonal, também ameniza os efeitos de deriva genética e depressão endogâmica; devido à boa adaptação da espécie as condições de cultivo, diminuindo a mortalidade e conseqüente seleção artificial.

De acordo com os estudos de Wiesbauer (2008), que estudou a diversidade genética das principais coleções de *D. distachya*, com 10 locos alozimicos, concluiu-se que a maior diversidade genética (H_e) foi encontrada para a coleção da UHEBG - população de Encanados, e para a coleção do Sr. Venâncio Lazarini - população de Itá (Tabela 1). A maior endogamia (f), que indica o quanto os indivíduos são aparentados, foi para a coleção do Horto Florestal de Itá, para a coleção da UFSC com material de Itá, e para a coleção do Viveiro de Machadinho.

Considerando todas as coleções analisadas por região, foi resgatada uma maior riqueza na região de Itá, seguida de Encanados em Barra Grande (Tabela 1). Esta maior riqueza provavelmente é uma soma das características naturais das populações e dos procedimentos de resgate destas populações.

Tabela 1. Diversidade genética das coleções *ex situ* e dos locais de origem de *Dyckia distachya* Hassler. Parâmetros obtidos a partir de 10 locos alozimicos: n - no amostral, \hat{H}_e - heterozigosidade esperada em equilíbrio de Hardy-Weinberg, \hat{f} - índice de fixação, $\hat{N}_e=100$ - número in divíduos correspondentes ao número efetivo 100.

	n	\hat{H}_e	\hat{f}	$\hat{N}_e=100$
Coleções <i>ex situ</i>				
Itá- HF	15	0,098	0,412*	141,5
Itá- MR	27	0,182	0,138	100
Itá- UFSC	61	0,146	0,139*	113,8
Machadinho- VM	50	0,099	0,177*	117,6
Pedras Brancas- UHEBG	49	0,149	-0,094	100
Encanados- UHEBG	52	0,202	-0,048	100
Encanados- UFSC	60	0,131	0,197*	119,8
Enacnadinhos- UHEBG	10	0,120	-0,125	100
Enacnadinhos - UFSC	49	0,127	0,125	100
Média	40,9	0,139	0,102	110,5
Locais de origem				
Itá	103	0,192	0,227*	122,8
Machadinho	50	0,121	0,177*	117,6
Pedras Brancas	49	0,137	-0,094	100
Encanados	112	0,178	0,079*	107,9
Encanadinhos	59	0,143	0,113*	111,3
Média	73,6	0,156	0,102	156,9
Total	373	0,202	0,289*	128,9

Quanto à divergência genética das coleções ($\hat{\theta}_p$), observou-se uma maior diferenciação entre as coleções de Itá e as demais coleções (Figura 3). As coleções com populações de Barra Grande foram as mais similares entre si, e também apresentaram alta similaridade com a coleção de

Machadinho. Dentre as coleções de Itá a coleção de Marcelino Ramos, foi a mais distinta, provavelmente por representar a coleta mais significativa da região, tendo coletado maior diversidade genética do que as demais.

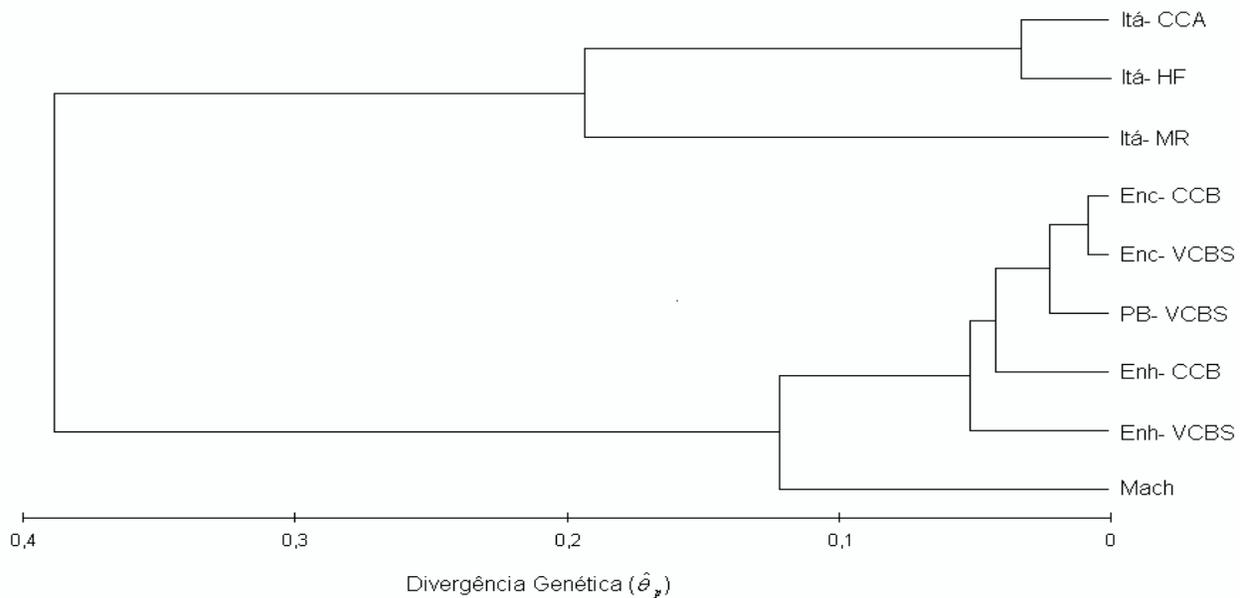


Figura 3. Cluster com as divergências genéticas ($\hat{\theta}_p$) entre as coleções *ex situ* de *Dyckia distachya* Hassler a partir do método de agrupamento pelos valores médios (UPGMA).

5. Autoecologia e Interações com a Fauna

A folha da *D. distachya* é revestida por epiderme e membrana cuticular espessa impermeabilizante, que consegue reduzir a perda de água em períodos de seca, e impedir a entrada de água nos períodos de cheias, quando a planta fica submersa. Na região interna da folha estão presentes dois tecidos, o hidrênquima, que possui células com amplos vacúolos com reservas de água, garantindo que essa bromélia não murche durante as secas, e o aerênquima, tecido de reserva de ar entre as células, que contribui nos períodos de total submersão dessa reófito (Voltolini, 2007). Devido a essas características, a espécie é altamente resistente tanto a seca como a submersão.

A morfologia das flores de *D. distachya*, com tubos relativamente curtos e não muito estreitos, é característica de espécies generalistas, porque tornam o néctar acessível a uma variada guilda de polinizadores. Os principais polinizadores são abelhas, beija-flores, borboletas e mariposas (Wiesbauer, 2008).

Foram observadas 20 espécies de visitantes florais para *D. distachya* nos locais de conservação *ex situ*: sete espécies de abelhas (Hymenoptera), nove espécies de borboletas e duas de mariposas (Lepidoptera), uma espécie de

mosca (Diptera) e uma espécie de beija-flor (Trochiliformes) (Wiesbauer, 2008).

A borboleta *Strymon rufofusca*, além de visitar as flores de *D. distachya* na busca de néctar, ovoposita nas rosetas e inflorescências, e as larvas se alimentam do mesófilo foliar e do interior dos escapos florais, o que causou a morte de diversos indivíduos dessa bromélia em algumas reintroduções na região de influência da Usina Hidrelétrica Barra Grande (Wiesbauer, 2008).

Além destes visitantes, também foram observadas formigas (Hymenoptera - Formicidae), vespas (Hymenoptera - Vespidae), ácaros (Acarina) e pulgões (Homoptera), na parte externa das flores ou no interior destas, e uma espécie de abelha (Hymenoptera - Apidae) e uma de coleóptera (Coleoptera - Chrysomelidae) predando as flores de *D. distachya* (Wiesbauer, 2008). As folhas dessa bromélia são fonte de alimento para alguns herbívoros, como a capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*) e outros pequenos roedores.

A espécie é auto-incompatível, portanto só produz sementes por polinização cruzada (Wiesbauer, 2008). Neste caso para a produção de sementes é necessária a presença de polinizadores e de indivíduos geneticamente distintos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A diversidade genética encontrada na maior parte das coleções *ex situ* da espécie foi relativamente alta ($He = 0,202$), se comparada a algumas populações naturais de bromélias. Isso indica um bom potencial evolutivo a partir do material das coleções existentes da espécie para a sua reintrodução.

De acordo com os dados de divergência genética, a população de Itá é muito diferente das demais e deve ser mantida pura, enquanto as demais poderiam ser misturadas para as reintroduções. Entretanto, a maior quantidade de coletas em Barra Grande (conseqüentemente maior diversidade) permite que sejam experimentadas diversas formas

de reintrodução com populações puras (só com material de Encanados, Encanadinhos ou Pedras Brancas) e com misturas apenas entre as populações de Barra Grande. Este tipo de estratégia aumenta a diversidade tanto dentro de cada módulo de reintrodução (pois existem reintroduções com mistura) como entre, pois cada reintrodução terá uma identidade genética diferente. Já em Machadinho o recomendável seria manter as reintroduções puras e, caso seja verificada uma maior dificuldade de adaptação que possa ser atribuída à baixa diversidade (como por exemplo baixa produtividade de sementes), então deve ser feito o enriquecimento com as populações

de Barra Grande.

Quanto à conservação *ex situ*, de acordo com as recomendações da IUCN (1998), deverão ser empregados esforços no sentido de conservar amostras significativas das populações em mais de um local, com a finalidade de evitar perdas por catástrofes naturais. Neste sentido, devem ser enviadas duplicatas das coleções *ex situ* para outras instituições e, no caso de Itá, cada coleção já existente deve ser enriquecida com material de Itá de outras coleções. Do mesmo modo, os programas de educação ambiental devem apresentar o cunho de conservação, uma vez que os próprios jardins residenciais podem representar espaços informais de conservação *ex situ*.

A polinização não parece ser um fator limitante para a perpetuação da espécie tanto em condições *ex situ* como nas reintroduções, pois a espécie é bastante generalista. Entretanto, o fato de a espécie ser auto-incompatível, faz com que seja necessária a presença de um número grande de indivíduos geneticamente distintos, para que haja a reprodução cruzada.

Os principais desafios, e pontos em que serão empregados os maiores esforços, são a adaptação das populações reintroduzidas, uma vez que a espécie apresenta alta especificidade de

habitat. Os principais gargalos para a espécie são o recrutamento de plântulas, além de outros fatores como dificuldade de competição com espécies de crescimento rápido, necessidade de substrato rochoso para a fixação e ocorrência de pragas como a lagarta da borboleta *Strymon rufofusca* (Wiesbauer, 2008).

Todas as características acima citadas refletem sua dependência extrema ao ambiente reofítico para sua sobrevivência e perpetuação. Entretanto, encontrar ambientes reofíticos no Rio Uruguai, que sejam adequados a implementação de suas populações, tem sido o maior desafio para a reintrodução da espécie. O mais agravante é que, quando encontradas cachoeiras com insolação adequada, a maior parte delas tem prevista a implementação de Pequenas Usinas Hidrelétricas.

Embora a espécie responda muito bem ao cultivo, este é extremamente dependente de manutenções periódicas principalmente para a retirada de espécies competidoras. Portanto poderíamos dizer que atualmente, devido à quantidade de coleções existentes, não é a *D. distachya* que esta ameaçada de extinção, mas sim as corredeiras do Rio Uruguai, que são a “interação” mais importante para a perpetuação e contínua evolução da espécie.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BOURSCHEID. 2006. **Projeto de resgate e relocação de reófitas: Manutenção e monitoramento de reófitas relocadas**. Relatório Anual I para BAESA (Usina Hidrelétrica Barra Grande). 142 p.

CONVENÇÃO SOBRE DIVERSIDADE BIOLÓGICA - CDB, (s.d.). Disponível em: <<http://www.cb.gov.br/CDB>>. Acesso em 06 de dezembro de 2008.

FALK, D. A. & HOLSINGER, K. E. 1991. **Genetic and conservation of rare plants**. New York: Oxford University Press.

FORZA, R. C. 2005. **Relatório *Dyckia distachya***. Relatório do Jardim Botânico do Rio de Janeiro para o Ministério do Meio Ambiente.

3pp.

GUERRANT, E. O., HAVENS, K., & MAUNDER, M. 2004. ***Ex situ* plant conservation: supporting species survival in the wild**. Washington, Covelo, London: Island Press.

IUCN, I. U. 1998. **Guidelines for Re-introductions**. Oxford: Information Press.

POMPELLI, M. F. & GUERRA, M. P. 2004. ***Ex situ* conservation of *Dyckia distachya*: an endangered bromeliad from South Brazil**. **Crop Breeding and Applied Biotechnology** 4: 273-279.

REITZ, R. 1983. **Bromeliáceas e a malária-bromélia endêmica**. Flora Ilustrada de Santa Catarina. Herbário Barbosa Rodrigues. 856p.

- REIS, A.; ROGASLKI, J. M.; BERKENBROCK, I. S. e VIEIRA, N. K. 2005. **Conservação de espécies reófitas de *Dyckia* no Sul do Brasil**. Relatório Parcial para Fundação Biodiversitas (Programa Espécies Ameaçadas). 28p.
- ROGALSKI, J. M.; REIS, A.; DOS REIS, M. S. e HMELJEVSKI, K. V. **Biologia reprodutiva da reófito *Dyckia brevifolia* Baker (Bromeliaceae), Rio Itajaí-Açu, Santa Catarina**. (em preparação).
- SMITH, L. B. e DOWNS, R. J. 1974. Pitcairnioideae (Bromeliaceae). **Flora Neotropica Monograph** 14(1): 1-662. Hafner Press, New York.
- VOLTOLINI, C. H. 2007. **Morfoanatomia de órgãos vegetativos da reófito *Dyckia distachya* Hassler (Bromeliaceae)**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) – Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis. 43p.
- WIESBAUER, M. B.; SCARIOT, E. C.; SASAKI, L. L.; REIS, A. 2007. Influência da luz e inundação na germinação de *Dyckia distachya* Hassler, uma bromélia em vias de extinção. Nota Científica. **Revista Brasileira de Biocências** 5 (1): 717-719.
- WIESBAUER, M. B. 2008. **Biologia Reprodutiva e diversidade genética de *Dyckia distachya* Hassler (Bromeliaceae) como subsídio para a conservação e reintrodução de populações extintas na natureza**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 95p.
- WINKLER, S. 1982. Die Bromeliaceae. Rio Grande do Sul (S-Brasilien). **Documenta Naturae** 3: 1-81.
- ZIMMERMANN, T. G.; NEVES, A.; REIS, A. **Germinação de sementes de *Dyckia distachya* Hassler (Bromeliaceae) em condições *in situ* e *ex situ* como subsídio para sua reintrodução em ambiente natural**. In: XI SEMANA DA BIOLOGIA E XII MOSTRA DE TRABALHOS DO CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS. 2009, Florianópolis. Anais da XII Mostra de Trabalhos do Curso de Ciências Biológicas. Florianópolis: UFSC, 2009. CD-ROM.

IDENTIFICAÇÃO E RESGATE DA *DICKSONIA SELLOWIANA* (XAXIM) NA LINHA DE TRANSMISSÃO CAMPOS NOVOS - BLUMENAU, SC

Fabiana Heidrich Amorim

Bióloga, MSc. Biologia Vegetal

Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

fabiana@prosul.com

Alisson Humbert's Martins

Eng. Civil, MSc.

Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

alisson@prosul.com

Ademir Reis

Biólogo, Prof. Dr. do Depto. Botânica

Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

areis@ccb.ufsc.br

RESUMO

A *Dicksonia sellowiana* Hook., popularmente conhecida por Xaxim, está incluída na lista Oficial da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção em decorrência do uso no cultivo de plantas ornamentais. Para a implantação da linha de transmissão, houve supressão da floresta nativa. A fim de minimizar esse impacto e, buscando o cumprimento das condicionantes ambientais implementaram-se ações para o resgate da *D. sellowiana*. Este trabalho objetivou selecionar o local para a translocação e posterior aclimação da *D. sellowiana*. Para tal, os indivíduos da espécie foram localizados, georeferenciados e mapeada a sua distribuição geográfica. O cruzamento de informações bibliográficas e espaciais permitiu a caracterização do hábitat da *D. sellowiana* e a geração de um cartograma com sua dispersão. Foram identificados 150 indivíduos em Angelina, SC, ambiente de transição entre a Floresta Ombrófila Densa Alto Montana e a Floresta Ombrófila Mista, em locais úmidos e sombreados. A avaliação da paisagem localizou ambiente favorável para translocação dos xaxins na RPPN Caraguatá, no município de Antônio Carlos, SC. Priorizou-se a seleção de uma Unidade de Conservação para o transplante da *D. sellowiana*, pois além de mitigar o impacto da supressão vegetacional nativa e cumprir as condicionantes ambientais, facilitará o monitoramento da aclimação da espécie e possibilitará ainda sua utilização em programas de educação ambiental.

Palavras-chave: Linha de transmissão, *Dicksonia sellowiana*, Georeferenciamento, Resgate, Unidade de Conservação.

ABSTRACT

IDENTIFICATION AND RESCUE OF *DICKSONIA SELLOWIANA* (XAXIM) AT THE CAMPOS NOVOS - BLUMENAU, SC, TRANSMISSION LINE

Dicksonia sellowiana Hook., popularly known as xaxim, is included in the Official List of Brazilian Threatened Flora Species due to the use in the cultivation of ornamental plants. For the implementation of the transmission line, there was suppression of the native forest. In order to minimize this impact and seeking compliance with environmental restrictions there were implemented actions for the recovery of *D. sellowiana*. This study aimed to select the location for the translocation and subsequent acclimation of *D. sellowiana*. To this end, individuals of the species were located, referenced and had their geographic distribution mapped. The crossing of bibliographic and spatial information allowed to characterize the habitat of *D. sellowiana* and the creation of a cartogram with its dispersion. We identified 150 individuals in Angelina, SC, environment transition between the dense rain forest and high-montane Araucaria forest, in damp and shaded sites. The assessment of landscape located the environment for translocation of the tree ferns RPPN Caraguatá in the municipality of Antônio Carlos, SC. We prioritized the selection of a Conservation Unit for the transplant of *D. sellowiana*, because besides it mitigate the impact of removing native vegetation and comply with environmental restrictions, it will facilitate the monitoring of the acclimation of the species and still allow their use in environmental education programs.

Key-words: Transmission Lines, *Dicksonia sellowiana*, Georeferencing, Rescue, Conservation Unit.

INTRODUÇÃO

A expansão de áreas urbanas, as atividades de construção de obras civis, a expansão das atividades agrícolas e pastoris, entre outras atividades desenvolvidas pelas sociedades ao longo dos séculos, no Brasil e no mundo, vêm alcançando estágios de desenvolvimento, eficiência e domínio tecnológico que, na maioria das vezes, não vêm acompanhados do processo de organização e planejamento, necessários para a sustentabilidade da natureza (Guerra & Marçal, 2006).

Visando a sustentabilidade, o planejamento ambiental geralmente considera os critérios a longo prazo, mas busca estabelecer também medidas a curto e médio prazos. Este procedimento pretende reorganizar o espaço, paulatinamente, para que não apenas no presente, mas também no futuro, as fontes e meios de recursos sejam usados e manejados de forma a responderem pelas necessidades da sociedade (Santos, 2004).

Estratégias de conservação e manejo sustentável para espécies ameaçadas de extinção, como a *Dicksonia sellowiana*, precisam ser o mais rápido possível implementadas. A elaboração destas estratégias de conservação para espécie, precisa levar em consideração as informações sobre os diferentes ambientes de ocorrência natural, que além de condicionarem diferenças nas estruturas demográficas da espécie, possivelmente também condicionam diferenças genéticas entre as populações naturais (Puchalski, 2004).

Para subsidiar o planejamento ambiental frente as ações a serem implementadas com a *Dicksonia sellowiana*:

- Localização geográfica e georeferenciamento dos xaxins nos locais onde haverá supressão vegetal;
- Levantamento de dados primários e secundários a respeito da espécie e preferências de habitats;
- Levantamentos de campo;
- Geração de um cartograma com sua dispersão;
- Resgate dos indivíduos nas áreas que

necessitam de supressão vegetal;

- Avaliação da paisagem regional;
- Identificação e seleção de um local para a translocação dos indivíduos resgatados.

Com a translocação dos indivíduos para o local previamente selecionado, há o monitoramento do mesmo buscando avaliar sua aclimação e desenvolvimento. Assim como, utilizá-lo em ações de educação ambiental desenvolvida na unidade de conservação, de forma a incentivar ações que priorizem a manutenção das espécies sem impedir a implantação de um empreendimento de utilidade pública.

As unidades de conservação possuem papel estratégico na conservação das espécies, especialmente ameaçadas de extinção, como resgate e conservação de germoplasma e fonte de propágulos para futuros trabalhos de restauração. Além de contribuir no aumento do fluxo gênico entre as áreas produtoras e as populações naturais das espécies reintroduzidas, o que repercute na possibilidade de ganhos de variabilidade genética no tempo e no espaço (Lorza et al., 2006; Sebenn, 2003).

Após a tomada de decisão, o processo de planejamento continua através da retro-avaliação. Um dos aspectos de grande importância para planejamento é a analisar, em tempos futuros, a capacidade de manejo ou de implementação das diretrizes propostas em um plano, em vários níveis de administração governamental. É importante frisar que não há alternativa que não gere impactos ambientais. Assim é preciso estar atento para o que se solucionar e o que se produz com essa solução que, no futuro, implique uma nova tomada de decisão (Santos, 2004).

Linha de transmissão de energia

A Linha de transmissão Campos Novos – Blumenau em 525 kV, a diretriz do eixo de estudo tem início na Subestação de Campos Novos (Eletrosul), definida pela Coordenada UTM L

458.885, N 6.953.865 e término na Subestação de Blumenau (Eletrosul), definida pela Coordenada UTML 691.130, N 6.956.917, interligando essas a uma Subestação a ser implantada no município de Biguaçu, junto a Coordenada UTML 723.956, N 6.956.917. Essa linha tem como função primordial, reforçar o atendimento a região metropolitana de Curitiba através da interligação entre as SE's de Campos Novos e Blumenau. Futuramente, em 2008, será seccionada para interligação com a SE Biguaçu, a ser construída, para reforçar o atendimento à região leste do Estado de Santa Catarina.

ALT intercepta 24 municípios do estado de Santa Catarina, sendo eles: Campos Novos,

Abdon Batista, São José do Cerrito, Correia Pinto, Palmeira, Otacílio Costa, Agrolândia, Petrolândia, Ituporanga, Chapadão do Lageado, Imbuia, Vidal Ramos, Leoberto Leal, Angelina, Antônio Carlos, Biguaçu, São João Batista, Canelinha, Tijucas, Brusque, Itajaí, Gaspar, e Blumenau, conforme demonstra a figura apresentada na seqüência.

A faixa de servidão ou de domínio corresponde a faixa demarcada no terreno por onde passarão as linhas de transmissão. Essas faixas têm largura determinada em função do tipo da linha de transmissão de energia elétrica. Nessa linha, por se tratar de um sistema em 525kV, a largura da faixa de servidão possui uma largura de 65m, ou seja, 32,50 m para cada lado do eixo da LT.

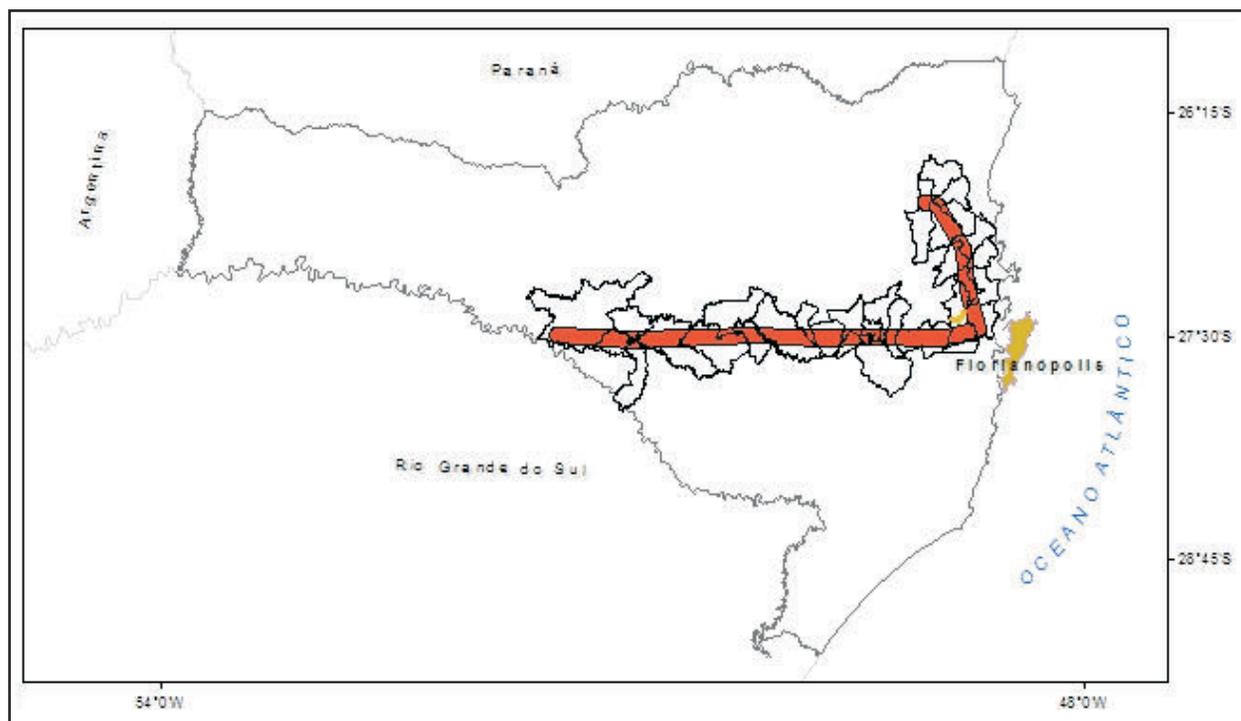


Figura 1. Mapa de localização da LT Campos Novos-Blumenau.

Estudos Ambientais

Para a implantação de uma linha de transmissão de energia é preciso ter uma licença ambiental de instalação concedida pelo órgão ambiental estadual após análise e aprovação do estudo de impacto ambiental e do plano básico ambiental.

Na fase do estudo de impacto ambiental realizou-se o levantamento e caracterização das fitofisionomias existentes na região transpassada pela linha de transmissão. Com a obtenção de dados em campanhas de campo adicionados aos dados secundários disponíveis na literatura, gerou-se, no corredor da área de influência direta do empreendimento, um mapa de uso e ocupação do

solo.

O mapeamento da vegetação é a forma mais comum encontrada no planejamento ambiental para as tomadas de decisão relativas à conservação de ecossistemas naturais, expressando suas principais características importantes: a distribuição, grau de fragmentação, forma e heterogeneidade espacial dos remanescentes. Por meio do mapa, pode-se destacar os efeitos provocados e a nova ordem (ou desordem) estabelecida na região pelas ações humanas. Pode-se também deduzir a direção de sua evolução ou séries sucessionais, as comunidades pioneiras e as substitutas (Santos, 2004).

Além da caracterização das fitofisionomias, foram identificadas as espécies ameaçadas de extinção, de acordo com a lista oficial do Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis – IBAMA, que ocorrem nas áreas a serem suprimidas para a implantação do empreendimento.

O diagnóstico é um momento do planejamento que envolve, pelo menos, três fases; cada qual compreende um processo: a seleção e obtenção dos dados de entrada, a análise integrada e a elaboração de indicadores que servirão de base para a tomada de decisão (Santos, 2004).

Durante os estudos ambientais além do diagnóstico dos ecossistemas que compõem a paisagem em estudo, são tratados os impactos ambientais decorrentes da implantação da linha de transmissão. Um dos impactos mais significativos sob o ponto de vista de uma linha de transmissão é a necessidade de supressão vegetacional nativa nos acessos a serem abertos para passagem das máquinas e do material necessário na instalação do empreendimento. Nesse sentido, o mapa de vegetação e uso do solo do corredor de estudo (10km do eixo da linha, 5 Km para cada lado) norteou a real situação da vegetação nativa a ser suprimida, assim como seus diferentes estádios sucessionais. Diante desse diagnóstico foi possível identificar o impacto relacionado à supressão vegetacional nativa, com atenção especial as espécies ameaçadas de extinção.

Dicksonia sellowiana

A *Dicksonia sellowiana* Hook. é umas das 27 espécies da família Dicksoniaceae, arborescente, cáudice com raizame adventício, de um palmo até 1m de diâmetro, e até cerca de 5m de altura, no alto densamente revestido de cerdas longas amarelo-ruivas (6). Sendo natural do continente americano, figura como importante componente característico das florestas ombrófilas mistas do Brasil meridional, e se apresenta com maior frequência em áreas com alta densidade de araucária, (*Araucaria angustifolia*). Em algumas áreas, esta espécie vegetal é dominante no ambiente terrestre com frequência absoluta de 86,67%, formando por vezes agrupamentos impenetráveis, dando assim uma noção da importância dentro da floresta ombrófila mista (Reis & Gomes, 2000).

Nos campos de cima-da-serra em araucarietos por vezes forma uma matinha de andar inferior com troncos grossos e geralmente com outros fetos crescendo nela como epífitos. É uma espécie inconfundível pelo tronco com camada mais ou menos grossa de raízes adventícias. Sua área de dispersão vai desde a Guatemala até a Venezuela e Equador. No Brasil a espécie é encontrada nos estados de: Minas Gerais, São Paulo, Rio de Janeiro, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (Reitz, 1978).

O vegetal desenvolve-se preferencialmente no interior da floresta sob a sombra em ambiente úmido (sub bosque), entretanto encontra-se com relativa frequência em áreas descampadas, em borda de matas, beira de estradas e floresta ombrófila densa alto-montana, onde a vegetação tende a ser de menor porte. Cresce em altitudes que podem variar desde 60m à 2250m acima do nível do mar (Fernandes, 1997). O crescimento desta espécie é muito lento por isso troncos altos e grossos certamente levam centenas de anos para se formarem. Estudos empíricos estimam que a planta leva, uma vez cortada, até 50 anos para se tornar adulta novamente.

A extração do xaxim para a confecção de produtos é uma atividade econômica muito antiga.

Durante muitos anos, e inclusive nos dias atuais, a comercialização do xaxim no mercado de plantas ornamentais se tornou fonte de renda para vários agentes econômicos dentro de um processo produtivo comercial. A crescente demanda do mercado contrasta com o crescimento lento da planta de xaxim, menor que 1m³/ano (Reis & Gomes, 2000) e cria prognósticos pessimistas para o futuro não muito distante. Estudos empíricos estimam que a planta leva, uma vez cortada, até 50 anos para se tornar adulta novamente. As samambaias arborescentes em geral têm crescimento muito lento, residindo aí, o grande problema para o seu econômico. A possibilidade de rápida extinção deste Produto Florestal Não-

Madeirável – PFMN sugere preocupações quanto ao desequilíbrio da flora e fauna e ainda outras questões ambientais desconhecidas, ou ainda não discutidas.

O xaxim encontra-se, desde 1992, na “Lista Oficial de Espécies Ameaçadas de Extinção” sob a Portaria do Ibama, no 06-N, 15/01/92. A sua retirada das matas para utilização na indústria ignora quaisquer cuidados com a sua preservação. Assim, espera-se, a médio prazo, a redução da oferta de xaxim no mercado, acarretando conseqüências econômicas e sociais, a todos os participantes da sua cadeia produtiva (Mielke, 2002).



Figura 2. Sub-bosque com a presença da D. sellowiana

Planejamento Ambiental

Os estudos ambientais possibilitaram o planejamento das ações mitigadoras e os programas ambientais específicos para cada impacto identificado. Levando-se em consideração as espécies ameaçadas de extinção, em especial,

nesse caso a *Dicksonia sellowiana*, foram planejadas ações constantes de um programa ambiental, objetivando seu salvamento e, portanto sua conservação.

Para tal, acoplou-se informações dos estudos ambientais com o cronograma da obra e do programa ambiental, otimizando dessa forma

as ações relacionadas à implantação do empreendimento com as atividades relacionadas ao resgate e conservação da *D. sellowiana*. Com isso, as campanhas de campo objetivaram georeferenciar os indivíduos de *D. sellowiana* localizados na área a ser suprimida, subsidiando o mapeamento dos indivíduos localizados e posterior análise e seleção do local para o seu translocamento.

Sensoriamento Remoto e Cartografia

Para descrever a área de distribuição de uma espécie e transcrevê-la em mapa é necessário, em primeiro lugar, definir suas fronteiras, o que pode ser feito com a técnica de *nuvens de pontos* (Venturi, 2005). Esta técnica tem como procedimento inicial o levantamento de campo, com coletas e registro de características da área de ocorrência. Desta forma, foram realizadas campanhas de campo para a determinação da

localização e georeferenciamento da *D. sellowiana*. Para isso, utilizou-se o equipamento GPS (*Global Positioning System*) que possibilitou a coleta e armazenamento de pontos com coordenada UTM (Universal Transversa de Mercator) e Datum Planimétrico SAD-69, subsidiando a espacialização da espécie culminando na elaboração de um mapa com a dispersão do Xaxim.

Neste sentido, o método cartográfico que mais reflete a dispersão da espécie é conhecido como método nominal com símbolos pictóricos. Estes símbolos costumam ocupar um espaço grande no mapa, maior que a dimensão da feição real e assim outros detalhes podem ser cobertos por ele, o que, não necessariamente, deve ser caracterizado como uma desvantagem do símbolo pictorial (Loch, 2006). Logo, temos para esta pesquisa um tipo específico de mapa denominado Pictograma ou Mapa de Figuras Pictóricas, conforme pode ser visualizado na figura a seguir.

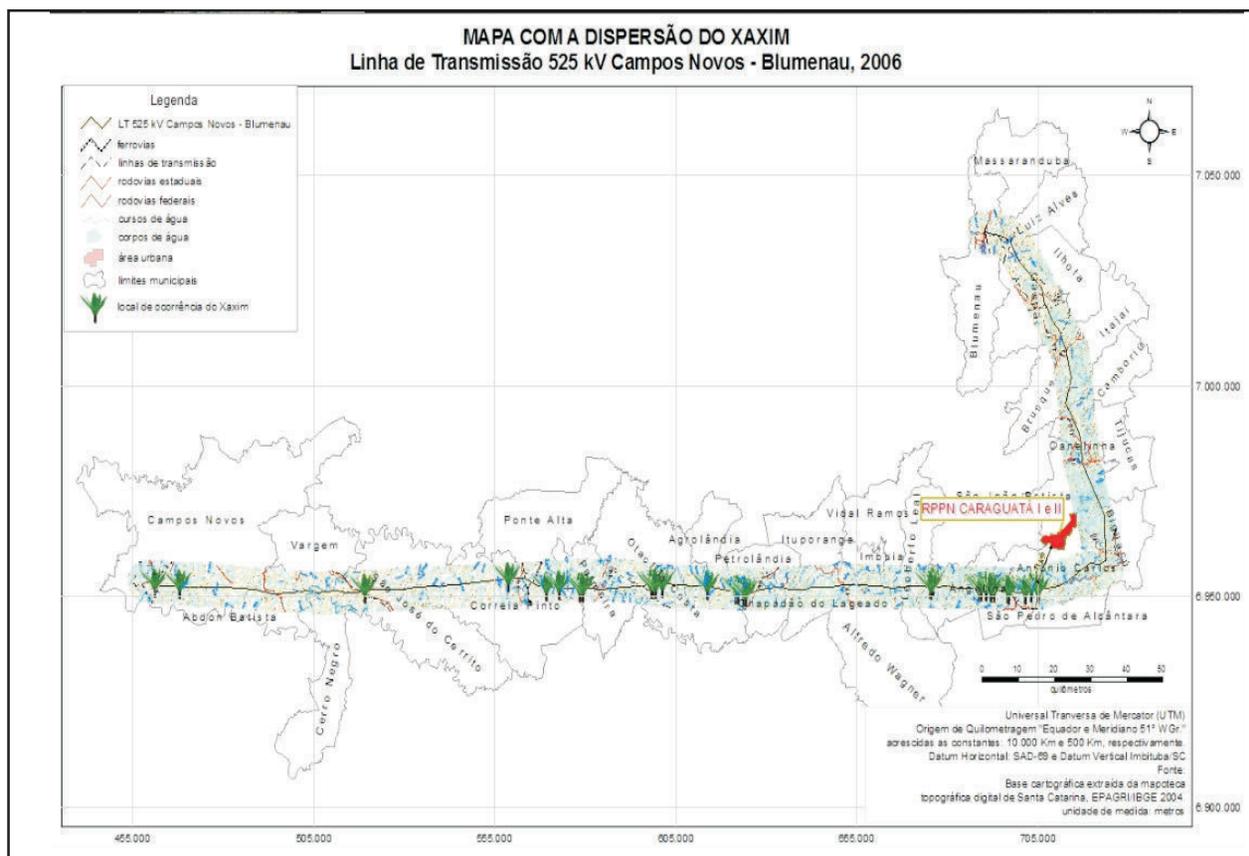


Figura 3. Mapa com a dispersão da *Dicksonia sellowiana* – Xaxim

Resgate

Foram identificados 150 indivíduos da *D. sellowiana* em Angelina/SC, nas áreas que necessitaram de supressão vegetacional para a implantação do empreendimento, ambiente de transição entre a Floresta Ombrófila Densa Alto



Figura 4. Translocamento do xaxim

Após a definição da área para o transplante da *D. sellowiana* procedeu-se com a operação de translocação dos indivíduos de seu local de origem até a Reserva do Patrimônio Particular Natural - RPPN Caraguatá.

Nesta reserva localizaram-se remanescentes da espécie e áreas em restauração, translocando-se os indivíduos para um local em estágio secundário de regeneração sem xaxim. Os xaxins foram transplantados com raízes nuas em sua maioria ou seccionados em sua base.

Seleção da área para transplante do xaxim

De acordo com a Lei 9.985 de 2000, que institui o Sistema Nacional de Unidades de

Montana e a Floresta Ombrófila Mista, em locais úmidos e sombreados.

Tomou-se o cuidado de cortá-los em sua base ou mantendo-se suas raízes, assim como, de mantê-los em local sombreado e úmido até o momento de seu transplante.



Figura 5. Transplante do xaxim

Conservação, as RPPN são uma área privada, gravada com perpetuidade, enquadradas na categoria de uso sustentável, tendo como objetivo a conservação da diversidade biológica.

Priorizou-se o transplante para esta reserva para assegurar a preservação dos indivíduos resgatados, facilitar seu monitoramento, além de a mesma apresentar características de habitat semelhantes ao local de origem dos espécimes, com reflexos diretos na aclimação dos indivíduos.

Outro motivo que levou a escolha de uma unidade de conservação foi à possibilidade de utilizá-los em programas de educação ambiental, buscando aumentar a conscientização, especialmente na interface com espécies ameaçadas de extinção.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Como resultado das ações de resgate da *D. sellowiana* pode-se concluir que é possível mitigar os impactos ambientais provenientes da implantação de empreendimentos como uma linha de transmissão de energia, especialmente no que se refere à vegetação. Nesse sentido, o

planejamento ambiental baseado em um diagnóstico minucioso é fundamental para garantir o sucesso das ações mitigadoras e os programas ambientais. Este vem como uma solução a conflitos que possam ocorrer entre as metas da conservação ambiental e do planejamento tecnológico.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

FERNANDES, I. 1997. **Taxonomia e fitogeografia de Cytheacea e Dicksoniaceae nas regiões Sul e Sudeste do Brasil**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo.

GUERRA, A. J. T. & MARÇAL, M. S. 2006. **Geomorfologia Ambiental**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil.

LOCH, R. E. N. 2006. **Cartografia: representação, comunicação e visualização de dados espaciais**. Florianópolis: UFSC.

LORZA, R. F.; SOUZA, F. M.; NAKASHIMA, R. 2006. Pomares de sementes de espécies nativas: situação atual. In: HIGA, A. R. & SILVA, L. D. (Ed.) **Pomares de sementes de espécies florestais nativas**. Curitiba: FUPEF, p. 41-64.

MIELKE, E. J. C. 2002. **Análise da cadeia produtiva e comercialização do xaxim, Dicksonia sellowiana no estado do Paraná**. Tese de Mestrado. Universidade Federal do

Paraná, Curitiba.

PUCHALSKI, 2004

REIS, M. S. & GOMES, G. S. 2000. Estudos da biodiversidade, potencialidades de uso e estabelecimentos de estratégias de manejo sustentável das espécies do entorno do Parque Nacional de São Joaquim com ênfase no xaxim. **Braz. J. Genet.** 19 (4): 37-47.

REITZ, R. 1978. **Flora Ilustrada Catarinense**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues.

SANTOS, R. F. 2004. **Planejamento Ambiental: teoria e prática**. São Paulo: Oficina de Textos.

SEBENN, A. M. 2003. Tamanho amostral para conservação ex situ de espécies arbóreas com sistema misto de reprodução. **Revista do Instituto Florestal** 15: 109-124.

VENTURI, L. A. B. 2005. **Praticando a geografia: técnicas de campo e laboratório em geografia e análise ambiental**. São Paulo: Oficina de Textos.