

**UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS
CENTRO DE CIÊNCIAS DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA:
DIVERSIDADE E MANEJO DE VIDA SILVESTRE
NÍVEL MESTRADO**

Cíntia Cardoso Pinheiro

**DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES COM DIFERENTES ESTRATÉGIAS
COMPETITIVAS EM UM GRADIENTE DE REDUÇÃO DE FLORESTA
CILAR**

São Leopoldo, RS, Brasil.

2012

Introdução

A diversidade de organismos em ecossistemas naturais sempre despertou um grande interesse ao homem por razões estéticas, éticas, científicas e econômicas (Elton 1958). Recentemente, esse interesse tomou proporções maiores devido às incertezas de como a influência antrópica poderia afetar a diversidade de espécies nestes ecossistemas e, conseqüentemente, a estabilidade de alguns serviços vitais para o conforto e sobrevivência do homem na terra (Ehrlich e Erlich 1981). Sabe-se que ecossistemas podem prestar uma série de serviços à humanidade como: o controle da hidrologia, bioquímica, microclima, polinização e decomposição de detritos de uma região (Ehrlich e Ehrlich 1981). O nosso conhecimento, no entanto, ainda é precário quando se refere ao entendimento de como modificações na diversidade de espécies em um ecossistema podem alterar esses serviços. Por essa razão, a relação entre biodiversidade e funcionamento de ecossistemas tem sido um foco de grande interesse científico (Jones e Lawton 1994).

O primeiro passo para o sucesso de qualquer espécie é ser capaz de atingir novos sítios que não sejam nas proximidades de conspecíficos. Sem essa capacidade, algumas espécies podem nunca estabelecer-se em locais onde teriam vantagem competitiva. Em outras palavras, a abundância de uma espécie é determinada por sua capacidade de atingir novos microsítios. No entanto, existe um *trade-off* entre a capacidade de colonizar novas áreas e a habilidade competitiva (Fowler 1988). Devido a isso, a chegada de uma semente a um sítio na maioria das vezes não irá

resultar no estabelecimento do indivíduo devido à *limitação de recrutamento*. Essa limitação pode ser causada pela baixa sobrevivência das plântulas nos estágios iniciais do estabelecimento, que pode ser causada pela competição com a vegetação estabelecida (Gomez-Aparicio et al. 2005). Trabalhos realizados sugerem que a limitação de recrutamento pode ser mais importante que as diferenças competitivas locais determinando a diversidade e a composição de um local (Hughes 1990).

A partir da interação de diferentes organismos com os seus vizinhos, processos de *competição* e *facilitação* podem atuar concomitantemente, tendo papéis distintos no estabelecimento de espécies vegetais e na estruturação das comunidades bióticas (Connell et al. 1987). A competição geralmente contribui para um decréscimo na sobrevivência, taxa de crescimento e *fitness* de espécies menos competitivas (Grace e Tilman 1990), enquanto que a facilitação promove o estabelecimento de certas espécies que, de outra maneira, diminuiriam de abundância. A *Hipótese do Gradiente de Estresse* prevê que, em grande escala, em ambientes menos produtivos e com condições abióticas adversas, processos de facilitação seriam mais evidentes (Flores e Jurado 2003, Franks 2003 Gomez-Aparicio et al. 2004). Contrariamente, em ambientes caracterizados por alta produtividade a competição por recursos e a diferenciação de nicho seria o principal mecanismo atuando na estruturação das comunidades. No entanto, outros estudos têm verificado que a facilitação também pode ocorrer em ambientes caracterizados por uma alta produtividade, como nos Neotrópicos

(Ganade *et al.* 2008). Uma hipótese que pode explicar essa divergência de resultados é a *Teoria de Disponibilidade e Demanda*, que prevê que o sucesso de colonização de uma espécie é determinada, principalmente, pela capacidade de captura dos recursos disponíveis pelos seus vizinhos, sendo que, se a disponibilidade for maior do que a demanda, a competição será amenizada e os efeitos positivos serão mais evidentes (Davis *et al.* 1998).

A área específica da folha (SLA, do inglês *specific leaf area*), medida do peso seco pela área foliar, representa o quanto a folha aloca em área fotossintética em relação à biomassa disponível. Vários trabalhos demonstraram que o SLA está positivamente relacionado com a taxa relativa de crescimento da planta e por sua vez reflete a capacidade da espécie acumular biomassa no tempo (Wilson *et al.* 1999; Oliveira 2007) e sua capacidade competitiva. O caso de SLA como característica fundamental tem sido visto recentemente (Westoby 1998). A opinião predominante é que o SLA reflete a maneira com que as espécies utilizam os recursos, sendo positivamente relacionado com a captura de recursos (Van der Werf *et al.*, 1988), mas são também, necessariamente, de vida curta e vulneráveis para os herbívoros (Coley *et al.*, 1985; Grime *et al.*, 1996). Assim, essas plantas atuam melhor em ambientes ricos em recursos. Em contrapartida, as espécies com SLA baixo atuam melhor em ambientes pobres em recursos, onde a retenção dos recursos captados é uma prioridade.

Acredita-se que a co-existência de espécies vegetais, muitas vezes é limitada pela capacidade funcional dos indivíduos em

diferentes condições bióticas e bióticas. Assim, as informações relativas à ecologia funcional de comunidades são essenciais para testar hipóteses sobre a dinâmica de co-existência entre espécies (Weiher e Keddy 1995 ; McGill et al 2006). Em particular, a ecologia de comunidade se beneficiaria de informações quantitativas que descrevessem as diferenças funcionais entre indivíduos intra e inter-específicos. Cada vez mais, os ecólogos têm buscado gerar informações sobre características funcionais para todas as espécies em seus sistemas de estudo como meio de reconciliar hipóteses sobre co-existência (Weiher e Keddy 1995; McGill et al. 2006). A proposta de ecologia de comunidades baseada em características funcionais, tem atraído um considerável interesse, com um número crescente de estudos na literatura baseados em co-existência de espécies de plantas (Weiher, Clarke, e Keddy 1998; Ackerly e Cornwell 2007; Swenson & Enquist 2007; Swenson et al. 2007; Kraft, Valencia, e Ackerly 2008; Cornwell e Ackerly 2009; Swenson 2009). Adicionalmente o estudo, de como as características morfofuncionais estão distribuídas entre as espécies vegetais da flora local poderia auxiliar no delineamento de planos de recuperação de áreas degradadas.

Neste sentido este trabalho busca avaliar se a disponibilidade de recursos, em um gradiente ambiental regido pela diminuição da borda florestal, está relacionada à distribuição espacial de espécies arbóreas com diferentes estratégias competitivas (SLA).

Métodos:

Área de estudo

A bacia hidrográfica do Rio dos Sinos (Fig.1) é formada por 32 municípios que ocupam uma área de 3.800 km². Localiza-se na região leste do estado do Rio Grande do Sul, tendo ao norte a Serra Geral, onde faz divisa com o curso superior do Caí. O vale do Caí continua sendo seu vizinho a oeste até o encontro de ambos no delta do Jacuí. Ao sul fica a cadeia de morros que faz o divisor de águas dos rios Do Sinos e Gravataí, que é outro formador do lago Guaíba. A leste fica a cadeia montanhosa onde o rio nasce no interior do município de Caraá, a cerca de 600 metros de altitude. O Rio dos Sinos – curso principal da bacia homônima - é um dos principais rios de domínio do Estado do Rio Grande do Sul, e forma, junto com mais sete rios, a Região Hidrográfica do Lago Guaíba. Esta bacia tem um histórico de desenvolvimento urbano antigo, por volta de 1780 e 1823 pela chegada de famílias açorianas, onde sua principal fonte de subsistência foi a gricultura. Atualmente a agricultura continua tendo bastante influência no uso da Bacia (Baldasso et al 2007).

Delineamento amostral

Foram escolhidos três arroios da bacia do rio dos Sinos, de primeira ou segunda ordem, e que se assemelham em sua estrutura física

(Fig. 1). Cada arroio, obrigatoriamente, deveria representar quatro níveis de integridade de floresta ripária (tratamentos), que variam de 1 à 4, (do mais íntegro ao menos íntegro). A integridade da mata foi delimitada, levando em consideração a largura da mesma em ambas as margens, onde “1” de 30m a 50m; “2” de 15m a 30m; “3” de 10m a 15m e “4” até 10m. Cada tratamento deveria representar uma extensão mínima de 500m (Fig2a,2b,2c).

Em cada tratamento, foram montados grades de 50m de comprimento pela largura total da mata, subdividido em parcelas 10m x 10m (unidade amostral) a partir da margem do arroio, onde foram escolhidas aleatoriamente uma parcela por linha (fig.3). As parcelas contidas nas primeiras (10m) linhas foram denominadas de Parcelas 1, assim subsequentemente até chegar a largura máxima do ponto de integridade (50m).

Em cada unidade amostral foram coletados dados de: Abertura de dossel: Para cada parcela foram tiradas 3 fotos hemisféricas com lente olho de peixe. Distância da borda: Todas as unidades amostrais tiveram, além da distância da margem do rio, a distância mínima da borda florestal. Indivíduos arbóreos: O levantamento fitossociológico da comunidade arbórea foi conduzido em quatro pontos dos três arroios selecionados para determinar a diversidade das espécies vegetais. Através de levantamentos de riqueza e abundância de todas as espécies arbóreas com mais de 1,30 m de altura e CAP (circunferência à altura do peito) \geq que 10 cm.

Os indivíduos com caules divididos abaixo de 1,30 m foram incluídos no levantamento quando tinham um caule \geq 10 cm. Cada

indivíduo foi marcado com etiqueta de alumínio numerada, sendo registrados seu número, a espécie, o valor do CAP, medido com fita métrica, e a altura total estimada.

Os campos ocorreram entre julho de 2010 e julho de 2011. A identificação do material botânico foi realizada por meio de consultas à literatura e a especialistas. Todos os indivíduos, possíveis, com CAP > 10 cm foram identificados em nível de espécie, mensurados quanto a sua altura e CAP, e caracterizados funcionalmente mediante seu SLA.

SLA: Os dados de SLA, para espécies da Bacia do Rio dos Sinos, foram gentilmente cedidos por Theomaris Reimann e Gislene Ganade. O método utilizado está descrito no trabalho (Da Silveira 2008).

Análise estatística:

Para avaliar como diferentes graus de perturbação influenciam a distribuição de espécies arbóreas com diferentes estratégias competitivas (SLA) foi realizada uma análise de variância no programa Systat 12 para relacionar o coeficiente de variação do SLA (CovarSLA), variável dependente, com os pontos de integridade da mata ciliar. Foi realizado um teste *à posteriori de Tukey* para verificar a diferença entre os pontos de integridade. O CovarSLA foi obtido através da divisão entre o desvio padrão e a média de SLAs obtida das espécies presentes nas parcelas. Foi realizada uma análise de variância entre as médias de SLA, entre os pontos de integridade para verificar se o CovarSLA era um bom preditor da co-existência entre espécies com diferentes estratégias competitivas ou apenas seguia a tendência das médias. As médias não variaram

significativamente entre os pontos. O CovarSLA foi assumido como um bom preditor pois, se as médias não variam entre os pontos o que esta, de fato, variando é a amplitude de SLA.

Para avaliar como o gradiente ambiental influencia a riqueza e abundância de espécies arbóreas, foi realizada uma análise de variância no programa (Systat 12), onde riqueza e abundância foram as variáveis dependentes, e as medidas ambientais as independentes.

Os índices de diversidade de Shannon_H e dominância para cada ponto de integridade, foram gerados no programa Past.

Para não haver discrepância no número de parcelas analisadas entre os pontos de perturbação, os dados utilizados nas análises estatísticas foram somente aqueles coletados nas parcelas 1.

Foram excluídos das análises estatísticas os indivíduos mortos e aqueles que não foram identificados até espécie, pois tão somente chegando até espécie poderíamos obter o SLA do indivíduo.

Abertura de dossel- A porcentagem de abertura de dossel foi estimada a partir de fotos hemisféricas utilizando-se o programa Gap Light Analyzer 2.0 (Frazer *et al.* 1999). Foram tiradas 3 fotos por parcela de 10 m x 10 m e foi obtido uma média.

Resultados:

Foram encontrados um total de 905 indivíduos dos quais 50 foram excluídos das análises, pois 43 não foram identificados até espécie e 7 durante o período do levantamento. Os 855 indivíduos analisados estão

distribuídos em 85 espécies. Onze espécies se encontraram restritas ao ponto 1, ponto de maior integridade. A espécie mais abundante e sem restrições quanto a largura de faixa ciliar foi *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez, com 103 indivíduos encontrados.

O teste de variância revelou um maior coeficiente de variação do SLA nos pontos de maior faixa ciliar, (df:3;F:5.549;p=0,01), (Fig4).

Foi encontrada uma queda significativa de riqueza (df:3;F:15.867;p=0,001) nas parcelas marginais ao rio quando estas se encontravam em maior grau de perturbação em seu entorno (Fig.5). Quando a parcela 1 se encontrava entremeada de uma maior faixa ciliar 50m ou 30m, pontos 1 e 2 respectivamente, esta apresentou uma maior riqueza. Quando a faixa ciliar foi reduzida abaixo dos 30m. pontos 3 e 4, houve uma redução na estrutura da comunidade arbórea. Também foi encontrada uma diferença significativa na abundância das espécies entre os pontos de integridade (df:3;F:5.005;p<0,05), sendo que apenas os pontos 2 e 4 se diferenciaram significativamente (Fig6).

O índice de diversidade de Shannon_H foi maior no ponto 2 com nível intermediário de faixa ciliar (Tabela 5). A abertura de dossel não variou entre os pontos de integridade (p>0,05).

Discussão

Dossel

As diferentes larguras da mata ciliar, não apresentaram variações na abertura de dossel. Este padrão pode estar relacionado ao fato de florestas estacionais semi-decíduais apresentarem, naturalmente, uma baixa densidade de indivíduos, aliado ao fato da dinâmica de abertura de

dossel referente à perda de folhas no inverno (Veloso et al. 1991). Desta maneira, diferente de alguns trabalhos (Canham et al. 1994, Gravel et al. 2008), a luz não seria um recurso limitante para a comunidade vegetal, exercendo pouca influência na estruturação desta comunidade. Trabalhos demonstram que, em casos como este, a heterogeneidade do tipo de solo aliado à disponibilidade de nutrientes gerados pela ciclagem da serrapilheira, seriam os principais recursos estruturadores da comunidade vegetal (Chapin et al. 2000; Loreau et al. 2001; Cornwell e Grubb. 2003).

Riqueza, abundância, diversidade

Os resultados deste trabalho demonstram que, a largura da faixa ciliar influencia na manutenção de processos que estruturam a comunidade vegetal. Esse trabalho evidencia que a conservação de uma largura mínima de 30m de faixa ciliar, pode colaborar para a manutenção da biodiversidade. Provavelmente, uma vez colonizados esses ambientes promovem a regeneração do sub-bosque através da melhoria das condições micro-climáticas, como por exemplo o aumento da deposição de serrapilheira, aumento da ciclagem de nutrientes (Hartley 2002). Adicionalmente o efeito da fragmentação antrópica pode acarretar em conseqüências negativas no recrutamento de plântulas advindas da ruptura mutualística entre espécies zoocóricas e seus dispersores (Harms et al 2000; da Silva e Tabarelli 2000; Cordeiro e Howe 2001), uma diminuição na fecundação de flores pela diminuição de polinizadores (Lortie e Aarssen 1999). A perda de riqueza e abundância nas áreas com

menor faixa ciliar em seu entorno, pode ser explicado também por modificações microclimáticas locais causadas pelo efeito de borda. Algumas espécies podem sofrer efeitos deletérios diretos causados por perturbações como, maior intensidade de vento (Boose et al. 1994, Foster 1988), susceptibilidade ao fogo (Billings 1991, D'Antonio e Vitousek 1992). Neste trabalho foi verificado um maior índice de diversidade no ponto 2, de largura intermediária. Outros trabalhos obtiveram o mesmo padrão de resultados em relação à diversidade, relatando que é comum em florestas tropicais que a dominância ecológica seja mais pronunciada nos extremos de alta e baixa disponibilidade de recursos do solo, resultando em diversidade de espécies mais elevada em condições intermediárias (Ashton 1990; Laurance et al., 1998, 2006; Tabarelli et al., 1999),

CoefiSLA

Este trabalho demonstra uma congruência entre a riqueza de espécies e uma maior variação de espécies com diferentes estratégias competitivas (SLA), distribuídas entre os pontos de integridade. A coexistência de espécies com diferentes estratégias competitivas nos ambientes mais preservados diverge da teoria do gradiente de estresse (Flores e Jurado 2003, Franks 2003 Gomez-Aparicio et al. 2004); pois, o ambiente com maior propensão à abundância de recursos é o que apresenta uma maior co-existência de espécies com diferentes estratégias competitivas. De acordo com Davis *et al.* 1998, os efeitos da competição estariam sendo amenizados por uma maior disponibilidade de recursos do que a demanda. Foram as espécies com baixo SLA que não permaneceram em parcelas circundadas por menores faixas ciliares, este

resultado diverge de trabalhos com enfoque em SLA (Coley et al., 1985; Westoby 1998; Grime et al., 1996; Wilson *et al.* 1999; Oliveira 2007). O padrão, até então descrito, é que espécies com baixo SLA teriam vantagem competitiva em locais com menos recursos, o que é esperado para faixas ciliares menores. Diferente de trabalhos que demonstram que existe mais recursos no solo onde as florestas são mais preservadas, neste caso poderia estar havendo um injeção indireta de nutrientes nestas áreas advindas de fertilizantes utilizados pela agricultura adjacente. Alguns trabalhos como Clarkson 1967, Safford e Filip 1974, Grime 1977; Auchmoody e Smith 1979, Ellis 1979; Chapin 1980, Farmer 1980, Veerkamp et al. 1980 e Chapin et al. 1982 e 1983, discutem que plantas com maiores taxas relativas de crescimento (Alto SLA) possuem uma rápida resposta à adição de nutrientes, então poderiam, neste caso, ter vantagem competitiva em relação às outras.

Conclusão

A interpretação da distribuição de espécies em consonância com as variáveis ambientais é preciso cuidado, pois muitas espécies são sensíveis às variáveis ambientais de uma forma não isolada. Conclusões sobre a distribuição de espécies por variáveis ambientais só devem se aproximar de uma generalização após muitas repetições do mesmo padrão em diversas áreas. De qualquer modo esta área evidencia quedas significativas na riqueza, abundância e diversidade de espécies em remanescentes ciliares com menos de 30 m de largura. Então o nível de redução da faixa ciliar afeta processos ecossistêmicos nas áreas remanescentes, sofrendo uma auto-deleção por exclusão competitiva,

demonstrado pela perda de riqueza funcional no que diz respeito às estratégias competitivas das espécies. Desta maneira este estudo abre margem para novas discussões sobre as legislações que regem a conservação e manutenção das florestas ciliares.

Referência Bibliográfica:

- Ackerly, D.D. e Cornwell, W.K. 2007. A trait-based approach to community assembly: partitioning of species trait values into within and among community components. *Ecology Letters*, 10: 135 –145.
- Auchmoody, L. R., e H. C. Smith. 1977. Responses of yellow-poplar and red oak to fertilization in West Virginia. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41:803-807.
- Baldasso, N. A. Calcanhoto, F. A. Miranda, R. da S. 2007. A evolução Agrária dos sistemas de produção e de vida na Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos. *Rev. Bras. Agroecologia*, v.2, n.1.
- Boose E, Foster D, Fluet M. 1994. Hurricane impacts to tropical and temperate forest land-scapes. *Ecol. Monogr.* 64:369–400
- Bradshaw, A.D. 1983. The reconstruction of ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 20, 1-17.
- Canham CD, Finzi AC, Pacala SW, Burbank DH. 1994. Causes and consequences of resource heterogeneity in forests interspecific variation in light transmission by canopy trees. *Can. J. For. Res.* 24:337–49
- Chapin, F. S. 1980. The mineral nutrition of wild plants. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 11:233-260.
- Chapin, F. S., J. M. Follett, e K. F. O'Connor. 1982. Growth, phosphate absorption, and phosphorus chemical fractions in two *Chinichloa* species. *J. Ecol.* 70:305-321.

- Chapin, F. S., 111, P. R. Tryon, and K. Van Cleve. 1983. Influence of phosphorus supply on growth and biomass allocation of Alaskan taiga tree seedlings. *Can. J. For. Res.* 13:1092-1098.
- Chapin, F.S. III., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C. & Diaz, S. 2000. Functional and societal consequences of changing biotic diversity. *Nature* 405: 234-242.
- Clarkson, D. T. 1967. Phosphorus supply and growth rate in species of *Agrostis* L. *J. Ecol.* 55:111-118.
- Coley PD, Bryant JP, Chapin III FS. 1985. Resource availability and plant anti-herbivore defense. *Science* 230: 895-899.
- Connell, J. H. ; Noble, I. R. ; Slatyer, R. O. 1987. On the mechanisms producing successional change. *Oikos.* 50:1.
- Cordeiro, N.J. e Howe, H.F. 2003 Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100:14052–14056.
- Cornwell, W.K e Grubb, P. J. 2003. Regional and local patterns in plant species richness with respect to resource availability. *Oikos.* 100: 417-428.
- Cornwell, W.K. e Ackerly, D.D. 2009. Community assembly and shifts in plant trait distributions across an environmental gradient in coastal California. *Ecological Monographs*, 79: 109 –126.
- Da Silva, J.M.C.e Tabarelli, M. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature*, 404: 72–74.

- Da Silveira, T. R. e Ganade G. 2008. Estudo de grupos funcionais de plantas para restauração de Mata Ripária. Dissertação de mestrado- Universidade do Vale do Rio dos Sinos-UNISINOS.
- Davis, M.A.; Wragge, K.J.; Reich, P.B.1998. Competition between tree seedlings and herbaceous vegetation: Support for a theory of resource supply and demand. *Journal of Ecology*. 86: 652-661.
- Ehrlich, P. e A. Ehrlich. 1981. *Extinction, the Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. Victor Gollancz Ltd., London.
- Ellis, R. C. 1979. Response of crop trees of sugar maple, white ash, and black cherry to release and fertilization. *Can. J. For. Res.* 9: 179-188.
- Elton, C. S. 1958. The reasons for conservation. pp 143-153 in C. S. Elton, ed. *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Chapman e Hall.
- Farmer, R. E., Jr. 1980. Comparative analysis of 1st-year growth in six deciduous tree species. *Can. J. For. Res.* 10:35-41.
- Flores, J. e Jurado, E. 2003 Are nurse-protégé interactions more common among plants from arid environments? *Journal of Vegetation Science*, 14:911-916.
- Foster D. 1988. Species and stand response to catastrophic wind in central New England. *J.Ecol.* 76:135-51
- Fowler, N. L. 1988 What is a safe site?: Neighbor, litter, germination date, and patch effects. *Ecology* 69:947-961
- Franks, S. J. 2003. Facilitation in multiple life-history stages: evidence for nucleated succession in coastal dunes. *Plant Ecology* 168:1-11.

- Frazer, G.W., Canham, C.D., Lertzman, K.P., 1999. Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-color fisheye photographs. Copyright 1999: Simon Fraser University, Burnaby, BC, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York.
- Ganade, G.; Zanini, L.; Hübel, I. 2008. Facilitation versus Competition in neotropical Old-Fields: A case study after *Pinus taeda* cultivation in Brazil. *Post-Agricultural succession in the Neotropics*. Ed. Springer. 221-230.
- Gomez-Aparicio, L. ; Zamora, R. ; Gómez, J. M. ; Hodar, J. A. ; Castro, J. ; Baraza, E. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecology Applied* 14:1128–1138.
- Gomez-Aparicio, L.; Gómez, J. M. ; Zamora, R. 2005. Microhabitats shift rank in suitability for seedling establishment depending on habitat type and climate. *Journal of Ecology* 93, 1194–1202.
- Grace, J.B. and Tilman, D. 1990. *Perspectives on Plant Competition*. Academic Press, Inc., San Diego.
- Gravel D, Canham CD, Beaudet M, Messier C. 2008. Shade tolerance, canopy gaps and mechanisms of coexistence of forest trees. *Ecology*.
- Grime, J. P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *Am. Nat.* 111: 1169-1194.
- Grime JP, Cornelissen JHC, Thompson K, Hodgson JG. 1996. Evidence of a causal connection between anti-herbivore defence and the decomposition rate of leaves. *Oikos* 77: 489-494.

- Harms, K.E., Wright, S.J., CalderoÂn, O., HernaÂndez, A.e Herre, E.A. 2000 Pervasive density-dependent recruitment enhances seedling diversity in a tropical forest. *Nature* 404:493-495
- Harper, J. L. 1977. *Population Biology of Plants*. Academic press, Londres, 892.
- Hughes, T. P. 1990. Recruitment limitation, mortality, and population regulation in open systems: a case study. *Ecology* 71 : 12-20.
- Janzen, D, H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forest. *The American Naturalist*, 101(940):501-528.
- Jones, C. G. and J. H. Lawton. 1994. *Linking species and ecosystems*. Chapman & Hall, New York.
- Kraft, N.J.B., Valencia, R. e Ackerly, D.D. 2008. Functional traits and niche-based tree community assembly in an amazonian forest. *Science*, 322:580–582.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J.P., Hector, A., Hooper, D.U., Huston, M.A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D. & Wardle, D.A. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294: 804-808.
- Lortie CJ, Aarssen LW. 1999. The advantage of being tall: Higher flowers receive more pollen in *Verbascum Thapsus* L (Scrophulariaceae). *Ecoscience* 6:68–71
- Mcgill, B.J., Enquist, B.J., Weiher, E. & Westoby, M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution* 21:178–184.

- Oliveira, V. F. 2007. Efeito da atmosfera enriquecida em CO₂ no crescimento, na alocação de biomassa e no metabolismo de frutanos em *Vernonia herbácea* (Vell.) Rusby. Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo.
- Safford, L. O., e S. M. Filip. 1974. Biomass and nutrient content of 4-year-old fertilized and unfertilized northern hardwood stands. *Can. J. For. Res.* 4:549-554.
- Swenson, N.G. 2009. Herbaceous monocot form and function along a tropical rain forest light gradient: a reversal of dicot strategy. *Journal of Tropical Ecology*, 25: 103 –106.
- Swenson, N.G. e Enquist, B.J. 2007. Ecological and evolutionary determinants of a key plant functional trait: Wood density and its community-wide variation across latitude and elevation. *American Journal of Botany*, 94:451–459.
- Swenson, N.G., Enquist, B.J., Thompson, J. e Zimmerman, J.K. 2007. The influence of spatial and size scales on phylogenetic relatedness in tropical forest communities. *Ecology*, 88: 1770– 1780 .
- Van der Werf A, Geerts RHEM, Jacobs FHH, Korevaar H, Oomes MJM, De Visser W. 1998. The importance of relative growth rate and associated traits for competition between species during vegetation succession. In: Lambers H, Poorter H, Van Vuuren MMI, eds. *Inherent variation in plant growth, physiological mechanisms and ecological consequences*. Leiden, The Netherlands: Backhuys, 489-502.
- Veerkamp, M. T., W. J. Corrt, B. J. Atwell, and P. J. C. Kuiper. 1980. Growth rate and phosphate utilization of some *Carex* species from a range of oligotrophic to eutrophic swamp habitats. *Physiol. Plant.* 50:237-240.
- Weiher, E., Clarke, G.D.P. e Keddy, P.A. 1998. Community assembly rules, morphological dispersion, and the coexistence of plant species. *Oikos*, 81:309–322.

- Weihner, E. e Keddy, P.A. 1995. Assembly rules, null models, and trait dispersion: new questions from old patterns. *Oikos*, 74: 159 –164.
- Westoby M. 1998. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant and Soil* 199: 213-227.
- Wilson, P. J., Thompson, K., and Hodgson, J. G. 1999. Specific leaf area and leaf dry matter content as alternative predictors of plant strategies. *New Phytologist* 143:155-162.
- Laurance, W.F., Ferreira, L., Rankin-de Merona, J., Laurance, S.G., Hutchings, R., Lovejoy, T.E., 1998. Rainforest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79, 2032–2040.
- Laurance, W.F., Henrique, E.M., Nascimento, H.E.M., Laurance, S.G., Andrade, A., Ribeiro, J.E.L.S., Giraldo, J.P., Lovejoy, T.E., Condit, R., Chave, J., Harms, K.E., D’Angelo, S., 2006. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103, 19010–19014.
- Tabarelli, M., Mantovani, W., Peres, C.A., 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91, 119–127.
- Veloso, H. P.; Rangel-Filho, A. L. R. e Lima, J. C. A. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.

Anexo-

Tabela 1-

Espécie	Abundância
<i>Inga vera</i> Willd.	27
<i>Crisophylum marginatum</i>	7
<i>Eugenia hyemalis</i> Cambess.	5
<i>Guapira opposita</i>	5
<i>Ficus enormis</i> (Mart. ex Miq.) Mart.	4
<i>Mollinedia schottiana</i>	4
<i>Ficus adhadotifolia</i>	4
<i>Banara parviflora</i>	1
<i>Celtis Espinosa</i>	1
<i>Lamanonia ternata</i>	1
<i>Trema micranta</i>	1

Tabela1: Espécies arbóreas restritas à faixa mais larga de mata ciliar.

Tabela 2-

Fonte	gl	F	P
Ponto	3	5.549	0.011
Erro	13		

R²=0.561

Tabela2: Análise de variância entre o coeficiente do SLA e os pontos de integridade

Tabela 3-

Fonte	gl	F	P
Ponto	3	15.867	0.001
Erro	8		

R²=0.856

Tabela3: Análise de variância entre a riqueza de espécies e os pontos de integridade

Tabela 4-

Fonte	gl	F	P
Ponto	3	5.005	0.031
Erro	8		

R²=0.652

Tabela 4: Análise de variância entre a abundância de espécies e os pontos de integridade

Tabela 5-

Pontos	P1	P2	P3	P4
Taxa_S	30	37	13	10
Individuals	70	99	38	30
Dominance_D	0,05388	0,04622	0,144	0,2556
Simpson_1-D	0,9461	0,9538	0,856	0,7444
Shannon_H	3,143	3,312	2,224	1,811
Equitability_J	0,9241	0,9173	0,8672	0,7866

Tabela 5: Índices de diversidade, equitabilidade e dominância entre os pontos de integridade.

Figura1-

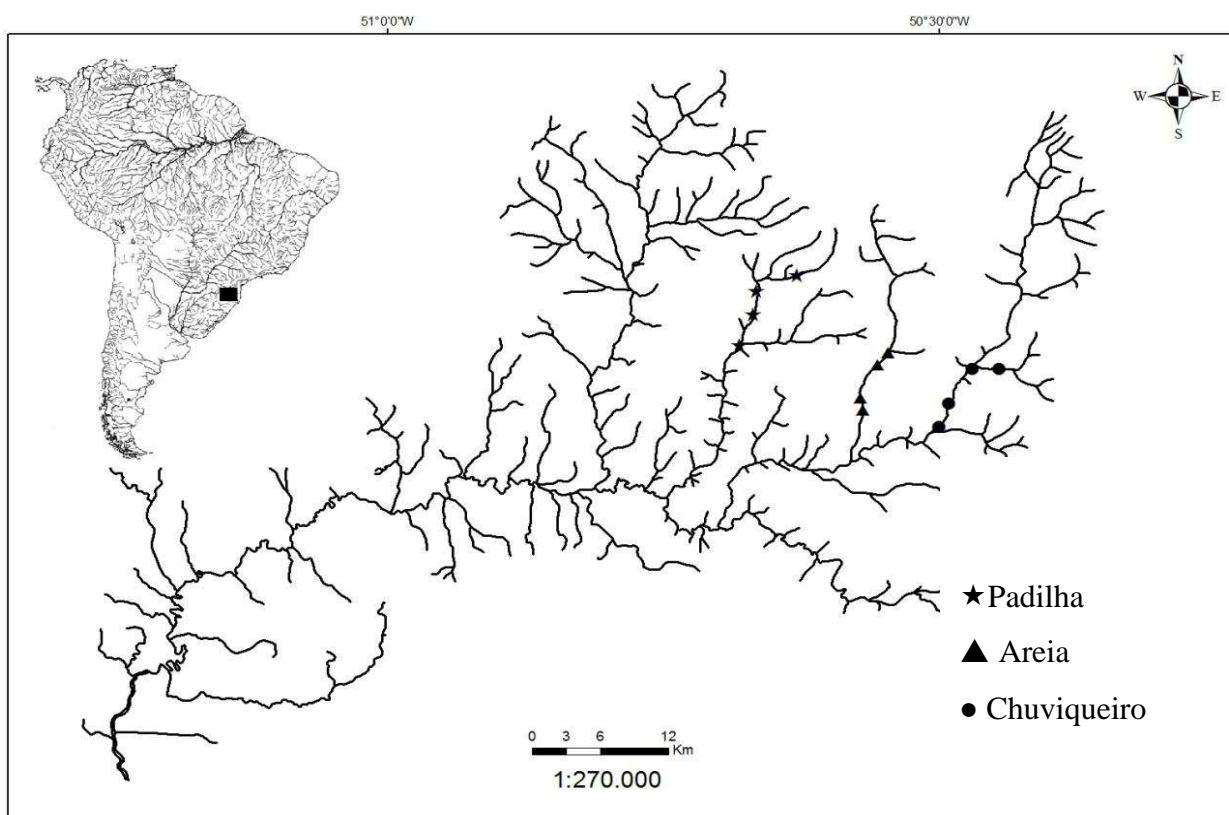
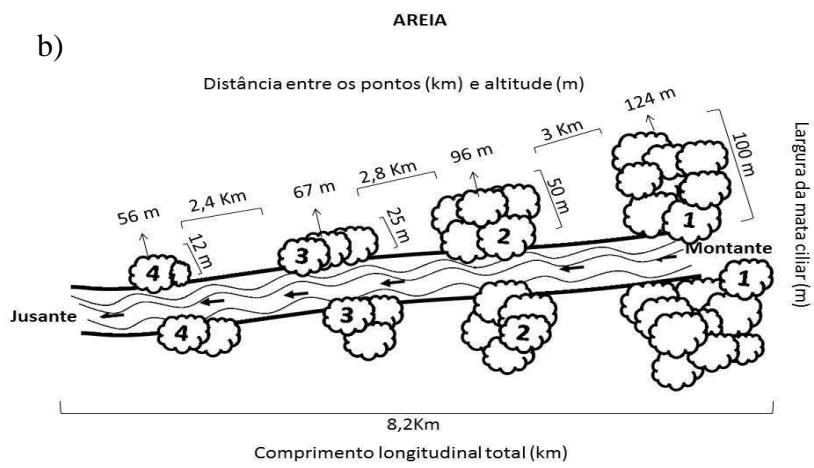
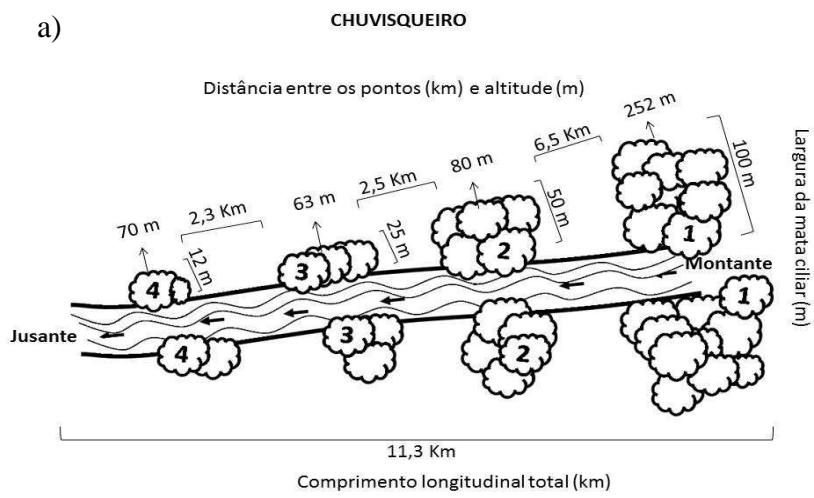


Fig. 1. Mapa da bacia do rio dos Sinos e localização das áreas de estudo de processos ecossistêmicos, nos arroios Padilha, Areia e Chuvisqueiro.

Figura 2(a,b,c)-



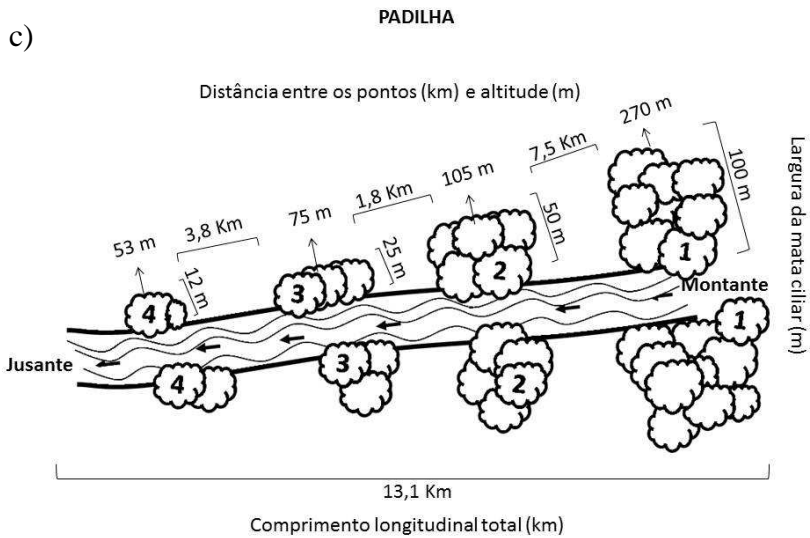


Fig. 2. Comprimento longitudinal, distancias entre os pontos, distância total do trecho estudado e largura da faixa de floresta ciliar nos arroios a) Chuvisqueiro, b) Areia e c) Padilha.

Figura 3-

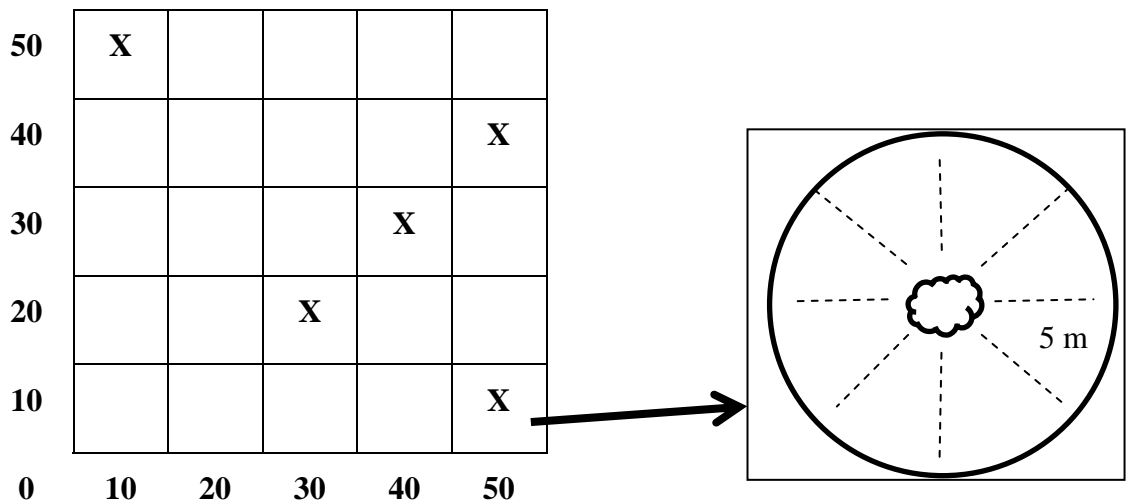


Fig. 3: exemplo das parcelas de 50 x 50m, com subparcelas circulares com 5 m de distância da árvore central (no detalhe).

Figura 4-

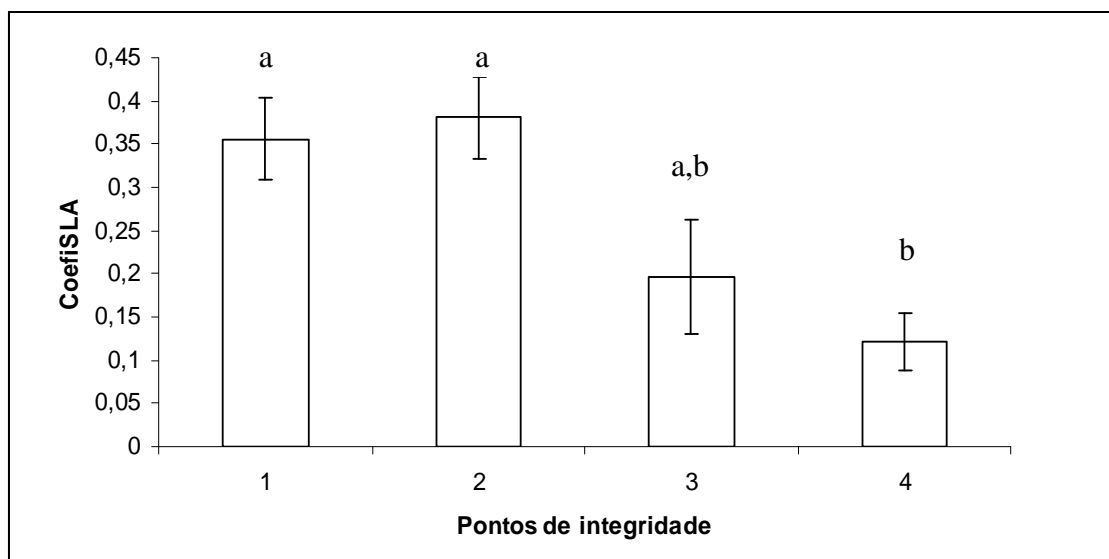


Figura 4: Gráfico da Análise de variância entre o coeficiente do SLA e os pontos de integridade. As letras que diferem entre si são referentes ao teste *a posteriori* de tukey.

Figura 5-

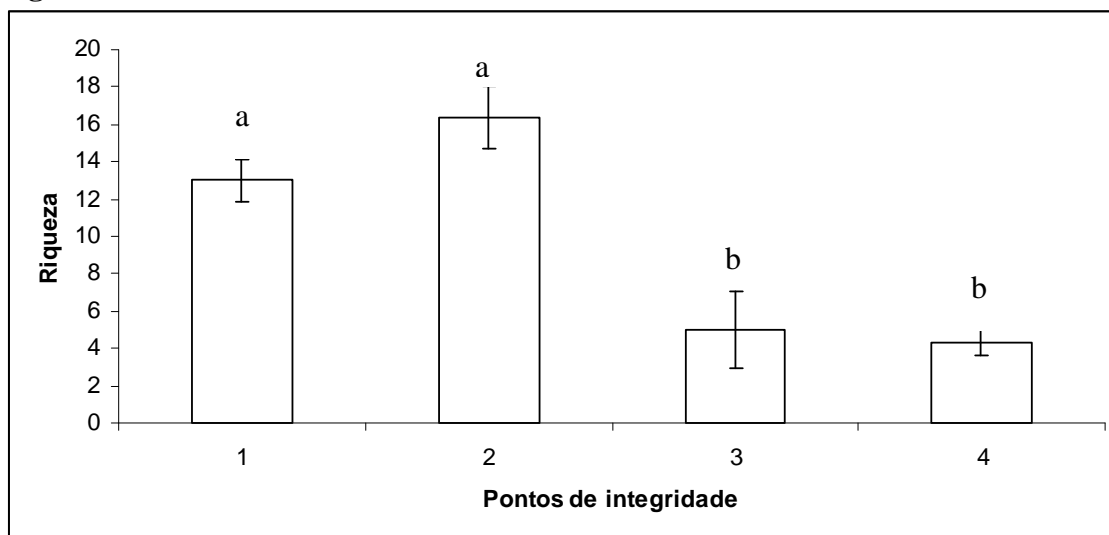


Figura 5: Gráfico da Análise de variância entre a riqueza de espécies e os pontos de integridade. As letras que diferem entre si são referentes ao teste *a posteriori* de tukey.

Figura 6-

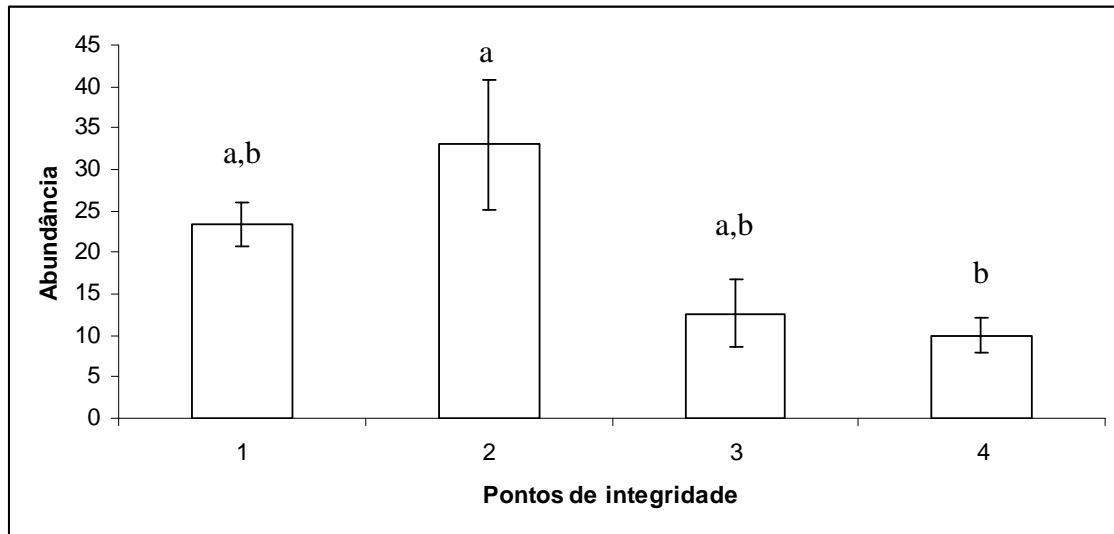


Figura 6: Gráfico da Análise de variância entre a abundância e os pontos de integridade. As letras que diferem entre si são referentes ao teste *a posteriori* de tukey.