

Bambus nativos como espécies invasoras no sul do Brasil



André Eduardo Biscaia de Lacerda⁽¹⁾ e Betina Kellermann⁽¹⁾

⁽¹⁾ Embrapa Florestas. Estrada da Ribeira, km 111,
Caixa Postal 319, CEP 83411-000, Colombo, PR, Brasil.
E-mails: andre.biscaia@embrapa.br, betina.kellermann@gmail.com

RESUMO – As alterações antrópicas dos ambientes naturais, em especial os processos de fragmentação e degradação florestal, criaram uma janela de oportunidade para o desenvolvimento de densas populações de bambus nativos, considerados agentes do empobrecimento de *hábitats* e redução de espécies em remanescentes florestais no sul do Brasil. Com o intuito de testar tal hipótese, apresentamos, neste artigo, resultados de um monitoramento de médio prazo (2007-2012) da regeneração natural na Estação Experimental da Embrapa em Caçador (SC), região de ocorrência da Floresta Ombrófila Mista, em áreas com e sem a dominância de espécies de bambus nativas invasoras, em especial a taquara-lixá (*Merostachys skvortzovii*). Para a análise do efeito da taquara sobre a dinâmica da regeneração natural, foram marcadas aleatoriamente e monitoradas 40 parcelas permanentes de 225 m², distribuídas igualmente nas subtipologias estudadas: florestas primárias (floresta com araucária) e taquarais (florestas de bambu). Observamos uma diversidade significativamente menor de espécies da população de regenerantes em áreas dominadas pela taquara. As baixas diversidade e densidade observadas nas áreas dominadas pela taquara sugerem que tal espécie tende a restringir o desenvolvimento de outras espécies, impedindo o crescimento sucessional das florestas. A estagnação sucessional tem impactos importantes para a conservação das florestas da região e demanda ações de manejo.

TERMOS PARA INDEXAÇÃO: MEROSTACHYS SKVORTZOVII, TAQUARA, MANEJO FLORESTAL, FLORESTA COM ARAUCÁRIA, MATA ATLÂNTICA.

Native bamboo as invasive species in Southern Brazil

Abstract – Anthropogenic changes of natural environments, especially the processes of fragmentation and forest degradation, have created a window of opportunity for the development of dense populations of native bamboo, considered habitat depleting and reduction of species agents in forest remnants in Southern Brazil. In order to test this hypothesis, we present, in this article, the results of a medium-term monitoring (2007-2012) of the natural regeneration in the Embrapa Research Station in Caçador (SC), a region of occurrence of Mixed Ombrophilous Forest, in areas with and without the dominance of native species of invasive bamboos, especially the *Merostachys skvortzovii* species. In order to analyze the effect of bamboo on the dynamics of natural regeneration, we randomly selected and monitored 40 permanent plots of 225 m², equally distributed in the studied subtypes: primary forest (*Araucaria*) and *taquarais* (with bamboo). We observed a significantly lower species diversity of regenerating population in areas dominated by bamboo. The low diversity and density observed in areas dominated by bamboo suggest that this species tends to restrict the development of other species, preventing the successional forest growth. Successional stagnation has important impacts on forest conservation in the region and demands management actions.

INDEX TERMS: MEROSTACHYS SKVORTZOVII, BAMBOO, FOREST MANAGEMENT, ARAUCARIA FOREST, ATLANTIC FOREST.

Introdução

O uso intensivo de recursos naturais e a conversão do uso da terra têm alterado significativamente as áreas naturais, resultando na fragmentação de tais ambientes em nível global (Riitters et al., 2000). Os fragmentos florestais remanescentes sofreram, em sua maioria, algum nível de exploração direta de seus recursos naturais, o que acarretou a alteração de seus *hábitats*, da composição de suas espécies e de seus processos ecológicos (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2014). Tais alterações criam condições ideais para a ocupação de espécies oportunistas de rápido crescimento e, por vezes, invasoras. Embora o termo espécie “invasora” seja normalmente atrelado às “exóticas” (não autóctones), que causam impactos econômicos e ecológicos negativos (Beck et al., 2008), espécies nativas (autóctones) tam-

bém podem vir a causar danos que rivalizam com os acarretados pelas tradicionalmente consideradas como invasoras (Carey et al., 2012) e, portanto, recebem tal denominação.

Em várias regiões do mundo, a degradação dos fragmentos florestais tem propiciado um intenso aumento populacional de bambus, que, por sua vez, está atrelado às modificações na estrutura e composição florísticas desses fragmentos, assim como às mudanças nos processos hidrodinâmicos e de ciclagem de nutrientes de seus respectivos ecossistemas (Abe et al., 2002; Martins et al., 2004; Taylor et al., 2004; Holz & Veblen, 2006). Embora o papel invasivo e degradante de populações de bambus ainda esteja, em grande parte, ausente das discussões técnico-científicas e das políticas públicas ligadas à conservação e ao uso dos recursos naturais, a dimensão dessa problemática já foi detectada em diferentes ecossistemas do mundo (Hassol & Katzenberger, 2008; Tomimatsu et al., 2011; Suzuki, 2015).

O Inventário Florestal-Florístico de Santa Catarina (Vibrans et al., 2013a, 2013b) detectou a frequente presença de bambus nativos nos fragmentos florestais avaliados. Pode-se inferir que parte significativa deles no sul do Brasil encontra-se sob pressão ecológica e possivelmente em processo de empobrecimento do componente arbóreo decorrente da ocupação em larga escala de espécies nativas de bambu que assumem caráter invasivo, tais quais as taquaras (*Merostachys skvortzovii*). Tais observações, aliadas a trabalhos de outros autores (Budke et al., 2010; Kellermann, 2011; Lacerda & Kellermann, 2013) demonstram a importância de avaliar com maior precisão a abrangência e os impactos que tais espécies têm sobre a conservação das florestas daquela região.

Uma abordagem conceitual para a influência dos bambus sobre a dinâmica florestal foi desenvolvida por Griscom e Ashton (2003; 2006). Esta indica que o comportamento invasor dos bambus em florestas maduras estaria associado apenas parcialmente à abertura do dossel florestal como resultado da queda de árvores por ventanias. Os mesmos autores afirmam ainda que a baixa biomassa das florestas dominadas por bambus estaria relacionada tanto com eventos catastróficos, quanto pelo efeito combinado e adicional do caráter invasor dessa planta (crescimento e reprodução em taxas superiores às das espécies florestais), e à capacidade supressora da regeneração natural arbórea via supressão física e por competição (Griscom & Ashton, 2003). Finalmente, esses autores sugerem que a distribuição da população de bambus sofreria variações cíclicas em função da floração (e disseminação de sementes) e morte sincronizada de suas populações, possibilitando a regeneração de árvores ou uma nova fase de invasão de bambus.

Embora espécies de bambus sejam encontradas naturalmente em ecossistemas florestais primários do sul do Brasil, as condições ideais para se tornarem uma espécie dominante ocorrem em áreas de florestas primárias alteradas e em florestas secundárias. No caso das florestas remanescentes primárias, os efeitos sobre a dinâmica florestal causados por espécies invasoras são de difícil observação em função da quase inexistência desses tipos florestais. Além disso, a dinâmica florestal em florestas primárias ocorre em longo prazo e é condicionada à abertura de clareiras quando da morte e queda de indivíduos arbóreos longínquos, quando então pode haver o desenvolvimento acentuado de bambus nativos que passam a encontrar condições lumínicas ideais para seu desenvolvimento (Campanello et al., 2007). Embora os efeitos dos bambus sobre os fragmentos florestais sejam parcialmente conhecidos, a dinâmica de crescimento, produtividade e regeneração de tais espécies ainda é pouco estudada, principalmente em decorrência do fato de esses processos ocorrerem em larga escala e envolverem longos ciclos de vida (Abe et al., 2002; Martins et al., 2004; Taylor et al., 2004; Holz & Veblen, 2006). As espécies de bambus possuem rápido crescimento, com produção de biomassa e serapilheira em geral muito superior à das espécies florestais (Christanty et al., 1996). Exemplos de bambus que apresentam caráter invasor em fragmentos florestais foram identificados em vários locais do mundo e em vários ecossistemas, por exemplo no Japão (Abe et al., 2002; Tomimatsu et al., 2011; Suzuki, 2015), na Argentina (Campanello et al., 2007) e no Brasil (Budke et al., 2010; Kellermann, 2011; Lacerda & Kellermann, 2013).

Especificamente em relação à América do Sul, Hassol e Katzenberger (2008) observaram que florestas dominadas por bambus arborescentes são mais suscetíveis a incêndios quando da mortalidade sincronizada dos mesmos. Os autores afirmam que florestas dominadas por bambus cobrem 92.000 km² do sudoeste da Amazônia brasileira e 122.000 km² de florestas no Peru e Bolívia. McMichael et al. (2014) citam que no sudoeste da região amazônica uma área aproximada de 160.000 km² está coberta por florestas dominadas por bambus (*Guadua* sp.) e que essa fisionomia pode ser explicada pela ocupação de grupos pré-colombianos, sendo estes determinantes para o entendimento da cobertura da vegetação daquela região. Ainda na América do Sul, alguns trabalhos discutem a ocorrência de densas populações de bambus e seus efeitos potenciais na dinâmica florestal. Campanello et al. (2007) observaram que, em florestas semidecíduais da Argentina, bambus nativos inibem a abundância e a riqueza de espécies arbóreas em clareiras, sendo, dessa forma, modificadores das fases iniciais de regeneração natural (clareiras) e podem afetar a cobertura e a composição florística das florestas



no longo prazo. Os autores ainda indicam a necessidade do desenvolvimento de técnicas de manejo florestal para o aumento da capacidade produtiva das florestas estudadas.

No Rio Grande do Sul, estudo realizado em uma área de ecótono (transição entre comunidades vegetais) entre a Floresta Ombrófila Mista e a Floresta Estacional Semidecidual mostrou que a mortalidade sincronizada de bambus nativos possibilitou um aumento da diversidade de espécies com potenciais alterações na dinâmica sucessional das florestas estudadas (Budke et al., 2010). Entretanto, tal incremento pode ser passageiro e restrito até o restabelecimento das populações de bambu, assim como foi verificado em trabalhos de longo prazo (Lacerda & Kellermann, 2013). Ainda no sul do Brasil, tem-se observado que a reincidência da taquara (especialmente as espécies *Merostachys skvortzovii* e *Merostachys multiramea* Hackel) após a morte de suas populações está relacionada à disponibilidade de condições ambientais locais (luminosidade), sendo que, no caso da existência de uma regeneração natural arbórea competitiva, o desenvolvimento de novas populações é possivelmente retardada (Kellermann, 2011), com impactos diretos sobre a diversidade de espécies (Lacerda & Kellermann, 2013).

A compreensão da amplitude dos impactos ecológicos dos bambus sobre fragmentos florestais junto ao desenvolvimento de técnicas de manejo são questões essenciais para a conservação dos fragmentos das florestas ombrófilas do sul do Brasil. Nesse contexto, exploraremos, neste artigo, o conhecimento científico disponível quanto aos efeitos ecológicos da ocorrência de bambus como espécies dominantes e, frequentemente, como invasoras, para contextualizar os resultados de um estudo de médio prazo no qual avalia-se a dinâmica de sistemas florestais sujeitos à presença de bambus nativos invasores. Discute-se, ainda, a importância do manejo dos bambus nativos invasores para a conservação das florestas do sul do Brasil.

Material e métodos

ÁREA DE ESTUDO - O estudo foi desenvolvido na Estação Experimental da Embrapa em Caçador (EEEC), de propriedade da Embrapa e contígua à Estação Experimental da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina em Caçador (Epagri), ambas localizadas a sudeste do município de Caçador, entre as coordenadas geográficas 26°50'32,69" e 26°52'36,73" S e 50°54'51,69" e 51°58'40,36" W, região centro-oeste do estado de Santa Catarina. A EEEEC compreende uma área de 1.257 hectares, dos quais 94% pos-

suem cobertura florestal, um dos últimos remanescentes de grandes dimensões da Floresta Ombrófila Mista no estado. Desde 2002 a EEEEC constitui uma área-piloto para projetos liderados pela Embrapa Florestas em conjunto com instituições parceiras.

Na EEEEC são encontrados atualmente remanescentes primários alterados e florestas secundárias em diversos estágios sucessionais que podem conter indivíduos de grande porte remanescentes da floresta primária. Além dessas fitofisionomias, ainda se observam extensas áreas dominadas pelas taquaras, em especial por *Merostachys skvortzovii*, popularmente conhecidas como taquarais (Kellermann, 2011; Lacerda et al., 2012; Kellermann et al., 2013; Lacerda & Kellermann, 2013). Os taquarais são formados por agrupamentos contínuos e densos de taquaras entremeados por indivíduos de espécies pioneiras arbóreas que compõem um dossel aberto. Embora as taquaras dominem e caracterizem um tipo próprio de cobertura vegetal, essa espécie de gramínea ocorre muito frequentemente nas demais tipologias florestais citadas e, à exceção de áreas primárias pouco alteradas, tende a ocupar de forma agressiva o sub-bosque.

MONITORAMENTO DA REGENERAÇÃO NATURAL - No presente trabalho, estudamos o efeito da taquara sobre a dinâmica da regeneração natural por meio do monitoramento comparativo entre tipologias florestais da EEEEC em situações sucessionais distintas: florestas primárias pouco alteradas e florestas secundárias em fase inicial com dominância de bambus nativos (taquarais). As florestas primárias (floresta com araucária – FA) possuem dossel dominado por *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, além de estratos inferiores típicos desta formação florestal. Já os taquarais (florestas de bambu – FB) são florestas jovens, com um único estrato arbóreo dominado por espécies pioneiras, em especial a bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth) e o vassourão-branco (*Piptocarpha angustifolia* Dusén ex Malme) e taquaras (*Merostachys skvortzovii* e, menos comumente, *Chusquea* sp.). Já o sub-bosque é dominado exclusivamente por taquaras.

Neste estudo, foram marcadas aleatoriamente 40 parcelas permanentes de 225 m² (15 x 15 m), distribuídas igualmente entre os dois tipos florestais acima descritos, as quais foram monitoradas entre os anos de 2007 e 2012. Dentro de cada parcela, 5 subparcelas de 1,5 x 1,5 m (2,25 m²) foram instaladas, nas quais, efetivamente, foi realizado o monitoramento da regeneração natural das espécies arbóreas. Em cada subparcela, todos os indivíduos maiores que 0,1 m de altura e menores que 9,99 cm de DAP (diâmetro à altura do peito) foram marcados, identificados e medidos quanto às suas alturas.

A metodologia utilizada segue padrão estabelecido em outros experimentos existentes na EEEC e foi descrita por Kellermann (2011), seguindo a classificação de Finol (1971) para as classes de regeneração natural e Budowski (1965) para a classificação dos grupos ecológicos (pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e clímax). A análise fitossociológica da regeneração natural foi realizada por meio do programa computacional “Mata Nativa 3” (Cientec), utilizando-se os parâmetros tradicionais desse tipo de estudo (Daubenmire, 1968; Finol, 1971; Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974). No que diz respeito à análise de diversidade, estimou-se o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (Brower et al., 1998; Krebs, 1999; Magurran, 2004) e suas significâncias por meio do teste t sugerido por Hutcheson (1970) no nível de $\alpha = 0,05$. O programa computacional EstimateS 8.0 (Colwell, 2013) foi usado para o cálculo do número de espécies compartilhadas entre os tipos florestais estudados. Finalmente, em 2013, estimou-se a densidade de taquaras por meio da contagem do número de colmos em duas subunidades de 3 m^2 ($1 \times 3 \text{ m}$) aleatoriamente marcadas em cada parcela.

Resultados e discussão

No levantamento da regeneração natural realizado entre os anos de 2007 e 2012, foram identificadas 62 espécies arbóreas, distribuídas entre 29 famílias botânicas, totalizando 1.627 indivíduos monitorados. O número total de espécies medido anualmente mostrou, de maneira geral, uma tendência crescente, com 51 espécies em 2007 e 58 em 2012 (tabela 1). Apesar de tal tendência, houve pequena diminuição na riqueza geral entre 2011 e 2012 (59 e 58 espécies, respectivamente).

A riqueza observada para “floresta com araucária” (FA) teve variação com tendência positiva durante o período, sendo o menor valor em 2007 (41 espécies) e o maior em 2012 (53) (figura 1 e tabela 1). Entre o primeiro e o último ano de avaliação houve um aumento de 23% na diversidade de espécies para FA. Já a “floresta de bambu” (FB) mostrou tendência mais estável. Foram observadas 30 espécies em 2007 e 29 em 2012. Os valores extremos variaram de 28 (2009) a 32 espécies (2011), ou seja, uma variação geral de 12,5%.

A diversidade de espécies avaliada através do índice de Shannon-Wiener (H') mostrou diferenças estatisticamente significativas entre as duas tipologias florestais durante todo o período (tabela 1). Em relação aos resultados de H' para cada tipologia isoladamente, observou-se que, no período de medições, houve pouca variação para FA (3,23-3,35), enquanto que, para FB, em

geral, houve variação positiva (2,08-2,69). O aumento progressivo dos valores obtidos na FB é consequência da diminuição no número de indivíduos de algumas espécies pioneiras que ocorriam em grande quantidade em 2007. Por haver uma distribuição mais homogênea da densidade das diferentes espécies, espera-se um aumento no resultado do índice de Shannon, que é fruto de uma maior equabilidade (*evenness*), ou seja, da distribuição da abundância das espécies.

Tabela 1. Resultados da análise de diversidade de espécies entre o tipo florestal "floresta com araucária" (FA) e "floresta de bambu" (FB) para o período entre 2007 e 2012

S_{FA} – número de espécies do tipo floresta com araucária

S_{FB} – riqueza do tipo floresta de bambu

$Excl_{FA}$ – número de espécies exclusivas à floresta com araucária

$Excl_{FB}$ – número de espécies exclusivas à floresta de bambu

H'_{FA} – índice de Shannon para floresta com araucária

H'_{FB} – índice de Shannon para floresta de bambu

S_{COMUM} – número de espécies compartilhadas por ambas tipologias florestais em um mesmo ano de avaliação

S_{TOTAL} – riqueza total para cada ano

* significativo no nível de $\alpha=0.05$ para teste t.

Ano	Parâmetros de diversidade por tipologia florestal						Parâmetros gerais de diversidade	
	Floresta com araucária			Floresta de bambu			S_{COMUM}	S_{TOTAL}
	S_{FA}	$Excl_{FA}$	H'_{FA}	S_{FB}	$Excl_{FB}$	H'_{FB}		
2007	41	21	3,23	30	10	2,08*	20	51
2009	48	23	3,34	28	3	2,38*	25	51
2010	52	25	3,35	31	4	2,54*	27	56
2011	51	27	3,30	32	8	2,69*	24	59
2012	53	29	3,29	29	5	2,66*	24	58
Diversidade geral de espécies							62	

A seca sincronizada das taquaras ocorrida em 2005-2006 incorreu em abertura significativa de espaço no dossel e estratos inferiores, aumentando a intensidade da radiação solar disponível aos indivíduos regenerantes de forma similar ao descrito por Campanello et al. (2007) e Martins et al. (2004). Tal aumento de luminosidade em clareiras é um processo determinante da diversidade, estrutura e evolução de florestas como já discutido por vários autores (Denslow, 1987; Connel, 1989; Rebertus & Burns, 1997). Essa alteração tende a beneficiar a germinação e o crescimento de espécies florestais que permanecem dormentes (e com crescimento estagnado), favorecendo,

dessa forma, o desenvolvimento abundante de pioneiras arbóreas logo após a seca da taquara, como observado no ano de 2007 (figura 1). Embora com menor densidade, a seca sincronizada da taquara na FA também criou uma janela de oportunidade para a germinação e o desenvolvimento de espécies arbóreas por um período mais longo do que o observado em FB, fato este explicado por um desenvolvimento mais lento das novas plantas de taquara em FA condicionado a uma menor disponibilidade de luz neste tipo florestal. Apesar de uma riqueza crescente em FA, a baixa abundância das espécies não anteriormente observadas parece explicar a homogeneidade dos resultados do índice de Shannon. Por outro lado, a queda acentuada na densidade das espécies mais abundantes resultou em uma distribuição mais uniforme da abundância entre as espécies, explicando o aumento de Shannon após o ano de 2010.

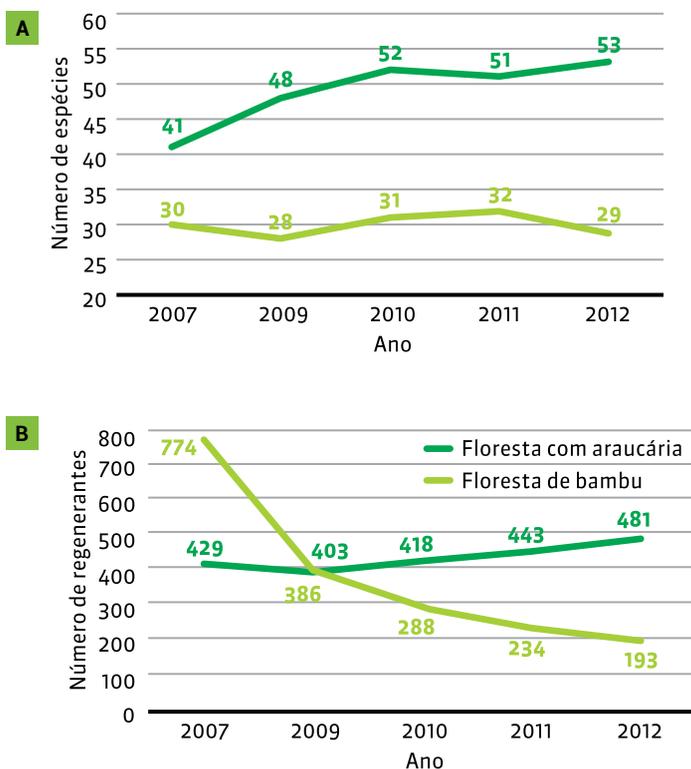


Figura 1. Resultados do monitoramento do número de espécies (A) e de regenerantes (B) nas duas tipologias florestais estudadas (floresta com araucária – FA e floresta de bambu – FB)

Os resultados das avaliações da riqueza e o índice de Shannon mostram que florestas sob o efeito de populações densas de taquaras têm tendência a se manterem com baixa diversidade por períodos mais longos e não restritos ao fenômeno da seca sincronizada dos taquarais. Concomitante à estagnação da diversidade de espécies, as florestas de bambu são rapidamente repovoadas por densa população composta de indivíduos de taquara oriundos da germinação de sementes. No presente estudo, observou-se que, passados três anos após a seca da taquara (2010), populações jovens eram extremamente densas e já alcançavam alturas próximas aos dois metros. Em levantamento da densidade das taquaras efetuado em 2013, observou-se, para florestas de bambu, uma média de 72.500 colmos por hectare (3.333-156.667), enquanto que em florestas com araucária observou-se 42.778 colmos por hectare (0-136.667). Tais observações são inferiores às descritas por Biscaia et al. (2005), que reportaram 102.500 colmos por hectare para florestas com dossel aberto em Floresta com Araucária em General Carneiro (PR), possivelmente explicadas pelo tempo após a seca da taquara a partir do qual os estudos foram realizados. Nesse sentido, junto ao amadurecimento dos taquarais, há uma diminuição da densidade populacional resultante da competição intraespecífica. Embora os taquarais caracterizem uma tipologia florestal (FB), também são encontradas populações desses bambus em florestas com araucária (FA). Nesses casos, no entanto, sua presença é bastante variada e dependente da ocorrência de clareiras. Assim, o ritmo de crescimento e a abundância das taquaras são comparáveis apenas a poucas espécies florestais (pioneiras) que conseguem desenvolver-se em meio aos indivíduos de taquara, criando um ambiente florestal de dossel uniforme e relativamente aberto (pioneiras) e um sub-bosque homogêneo e denso (taquaras).

O número de indivíduos apresentou variação significativa especialmente para FB, que decresceu no número de regenerantes em 75% entre 2007 e 2012 (774 e 193 regenerantes, respectivamente, figura 1b). Já FA variou negativamente no início para, a partir de 2010, mostrar tendência de aumento no número de regenerantes. Entre 2007 e 2012, esse número aumentou por volta de 10,8%. Enquanto a mortalidade observada em FB durante o período de estudo é resultado direto de intensa competição inter e intraespecífica típica das fases sucessionais iniciais, assim como sugerido por Griscom et al. (2003, 2006) e Budke et al. (2010), o aumento no número de regenerantes em FA parece ser um fenômeno mais complexo. As espécies da FA são, em sua maioria, tolerantes à sombra e de crescimento mais lento em relação às pioneiras e responderam progressivamente à seca da taquara com aumento



gradativo de regenerantes de espécies secundárias tardias e clímax (figura 2c) atrelado ao repovoamento muito mais lento das taquaras em áreas mais sombreadas típicas da FA. Já as poucas pioneiras que se desenvolveram logo após a seca da taquara (2007) nas áreas de FA, estas permaneceram até 2010, quando houve clara diminuição de suas densidades (figura 2d), o que parece ser coerente com o processo natural de mortalidade em função da falta de luminosidade e com o desenvolvimento das populações de taquaras, que, embora com crescimento notavelmente mais devagar que em FB, já passaram a ocupar espaços disponíveis a partir de 2011.

O monitoramento da densidade de regenerantes em FB, avaliado conforme a classificação ecológica das espécies, mostrou resultados esperados para ambientes sujeitos à disponibilidade lumínica e, portanto, propícios às espécies pioneiras. Assim, após germinação intensa e crescimento rápido de espécies pioneiras, suas densidades diminuíram rapidamente (figura 2b), em processo ainda não estabilizado. Já para as espécies mais tolerantes à sombra e de crescimento lento, foi observada uma aparente estabilidade no número de regenerantes (figura 2a), confirmando a menor capacidade dessas espécies de competir com as pioneiras e utilizar o recurso (luz) em maior quantidade. Como exceção, a imbuia (*Ocotea porosa* (Nees & Martius) Barroso) parece ter comportamento distinto das demais, mostrando um aparente aumento gradual de sua população de regenerantes. Tal comportamento é coerente com as características ecológicas da espécie, que possui capacidade de tolerância a ambientes sombreados, a exemplo das áreas dominadas por taquaras.

O monitoramento da regeneração natural desenvolvido neste estudo confirma a hipótese de que, nas florestas secundárias, e em especial nas fases sucessionais arbóreas iniciais, as taquaras desenvolvem-se competindo com as espécies arbóreas. Nossas observações mostram que em FB, após uma intensa regeneração das espécies arbóreas ocorrida imediatamente após a seca da taquara, esse tipo florestal foi rapidamente repovoado por essa espécie de bambu em processo simultâneo a uma importante diminuição na densidade de regenerantes.

No decorrer do desenvolvimento sucessional da floresta, concomitante ao desbaste natural e conseqüente redução do número de indivíduos de árvores, pode ocorrer o aumento da disponibilidade de luz no sub-bosque, quando então as taquaras encontram condições lumínicas apropriadas para seu desenvolvimento, ou podem eventualmente ser suprimidas quando as espécies arbóreas pioneiras se desenvolvem em agrupamentos de alta densidade. Embora a eliminação das taquaras via competição com espécies pio-

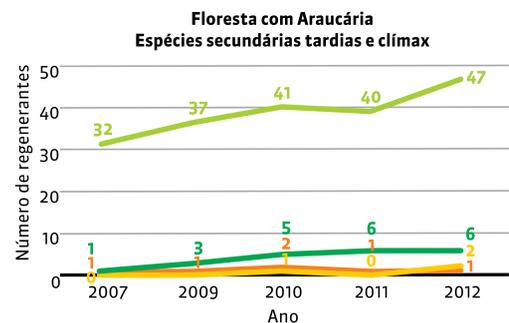
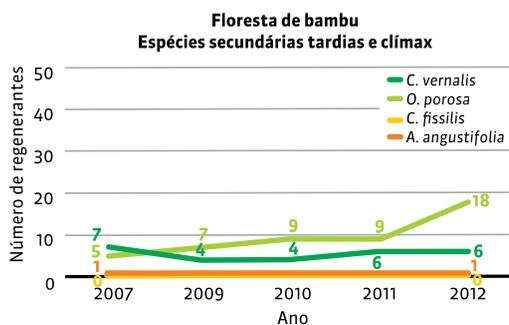
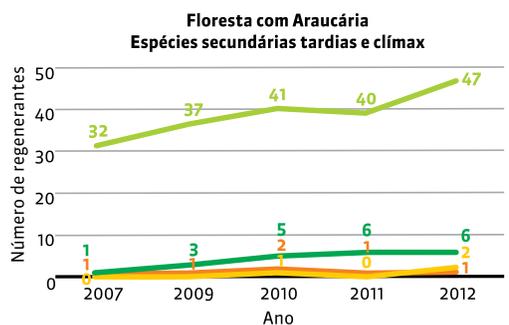
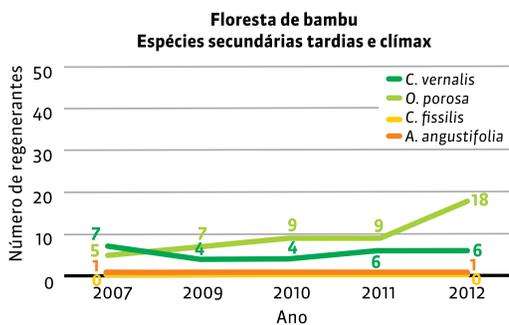


Figura 2. Dinâmica populacional e da diversidade de espécies conforme classificação ecológica das espécies observadas para a floresta com araucária (FA) e com bambus (FB) durante o período de 2007 e 2012

neiras arbóreas seja possível, não foi possível observar indicações de sua ocorrência na área de estudo. Dessa forma, não obstante o tempo necessário para o desenvolvimento de associações dominadas por bambus, isto é, via invasão de fragmentos primários como em florestas secundárias, há uma tendência ao longo do tempo de redução do componente arbóreo e consequente substituição gradual por cobertura de taquara (Kellermann, 2011).

Assim, a presença de taquaras teria um efeito determinante na organização e estabilidade das comunidades florestais, impactando sua diversidade e estrutura, mantendo um estreito ciclo no qual o processo sucessional é mantido em fases iniciais caracterizadas pela associação de espécies arbóreas pioneiras com taquaras (figura 3).

As possíveis direções de desenvolvimento sucessional condizem com a visão de organização e desenvolvimento elaborada por Connell e Slatyer (1977). Segundo tais autores, uma vez assegurado o espaço (ou recursos), as espécies colonizadoras impedem a subsequente entrada de colonizadores ou o crescimento daquelas espécies já presentes. O desenvolvimento das espécies presentes estaria condicionado à morte ou ao dano significativo das colonizadoras inibidoras, caracterizando o modelo de inibição. Alternativamente, colonizadoras iniciais modificam o ambiente, tornando-o inadequado a novo recrutamento dessas mesmas espécies e liberando espaço para outras espécies de características mais exigentes se instalarem. Quando a comunidade formada por colonizadoras beneficia a subsequente entrada de outras espécies, temos o modelo de facilitação. Quando não interferem no estabelecimento de novas comunidades, temos o modelo de tolerância.

Os resultados obtidos no presente trabalho vêm confirmar a rota descrita no modelo de inibição e possibilitaram a elaboração de um esquema adaptado à Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária), no qual o modelo de inibição exemplificado mostra um processo sucessional. Nesse processo, as taquaras atuam inibindo o recrutamento de espécies de fases subsequentes da sucessão ecológica e mantêm um ciclo repetitivo em fases sucessionais iniciais (figura 3). Essas fases teriam escala temporal atrelada ao ciclo de vida da taquara (30 anos, aproximadamente) e coincidente ao das espécies arbóreas pioneiras típicas da região, como a bracatinga (*M. scabrela*) e o vassourão-branco (*P. angustifolia*). Tal entendimento é apoiado pelas observações de que o efeito supressor dos bambus sobre as populações de regenerantes e indivíduos jovens parece se dar tanto pela diminuição da oferta de radiação solar às demais espécies (Campanello et al., 2007; Montti et al., 2011), quanto por danos físicos causados pela quebra e entortamento dos fustes dos indivíduos jovens dessas espécies (Griscom & Ashton, 2006).

O efeito inibidor dos bambus nativos de comportamento invasor parece estar associado a impactos ecológicos negativos para a conservação da biodiversidade e para a manutenção de serviços ambientais inerentes às florestas. A maioria dos fragmentos florestais no sul do Brasil é composta de florestas secundárias em estágios iniciais e médios de sucessão, comunidades estas especialmente suscetíveis à colonização invasiva de bambus. Assim, para que os fragmentos florestais possam cumprir em sua plenitude seus objetivos de conservação da biodiversidade regional e dos recursos ambientais, é premente que sejam implementadas ações voltadas ao manejo das populações de bambus, de modo a permitir o pleno desenvolvimento sucessional das florestas remanescente do sul do Brasil. Finalmente, a ocorrência frequente de florestas dominadas por bambus, que, aliadas à sua grande densidade, oferecem oportunidade de desenvolvimento de produtos à sua base, amplia a gama de produtos florestais passíveis de utilização e, ao mesmo tempo, garante a recuperação das florestas do sul do Brasil.



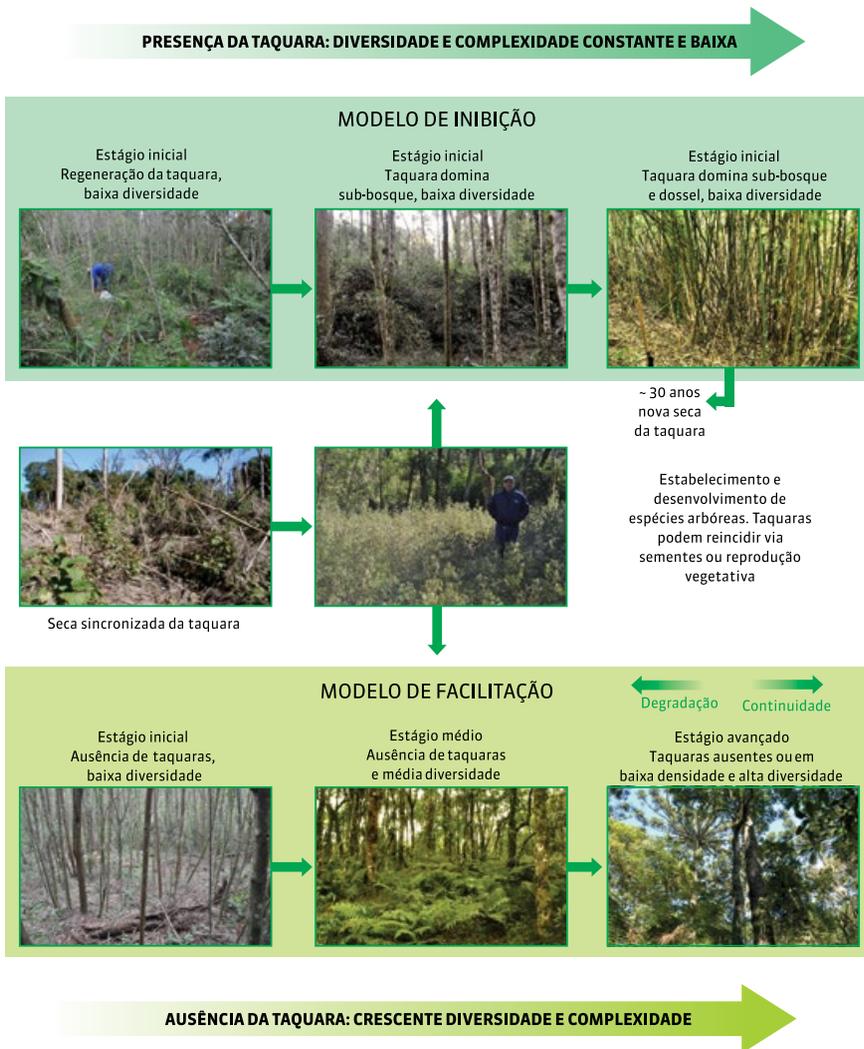


Figura 3. Hipótese sugerida do impacto de bambus invasores no processo sucessional de florestas no sul do Brasil a partir de adaptação do modelo sugerido por Connell e Slatyer (1977)

Conclusões

1. Florestas dominadas por populações de taquaras (espécie de bambus nativos) são menos diversas que florestas dominadas por espécies arbóreas.
2. As taquaras que ocorrem em grandes densidades reduzem a viabilidade da radiação solar, impedindo, dessa forma, o desenvolvimento de espécies florestais.
3. A diminuição da diversidade vegetal, junto ao intenso sombreamento do subbosque, vai ao encontro da hipótese levantada por outros autores que indicam que as taquaras mantêm comunidades florestais indefinidamente sob sua influência, em estágios sucessionais iniciais, e em escala temporal atrelada ao seu ciclo de vida (30 anos, aproximadamente).
4. O empobrecimento dos remanescentes florestais do sul do Brasil em função da dominância de bambus nativos invasores requer a implementação de ações de manejo florestal de forma a garantir a conservação de tais florestas no longo prazo.

Agradecimentos

Aos colegas da Embrapa Arnaldo Soares e Carlos Roberto Úrio, pelo incansável apoio nos trabalhos de campo, à colega Maria Izabel Radomski, pelas sugestões e revisão deste artigo, e a Maria Augusta D. Rosot, pelo suporte técnico.

Referências

- ABE, M.; IZAKI, J.; MIGUCHI, H.; MASAKI, T.; MAKITA, A.; NAKASHIZUKA, T. The effect of Sasa and canopy gap formation on tree regeneration in an old beech forest. **Journal of Vegetation Science**, v.13, n.4, p.565-574, 2002.
- BECK, K.G.; ZIMMERMAN, K.; SCHARDT, J.D.; STONE, J.; LUKENS, R.R.; REICHARD, S.; RANDALL, J.; CANGELOSI, A.A.; COOPER, D.; THOMPSON, J.P. Invasive species defined in a policy context: recommendations from the Federal Invasive Species Advisory Committee. **Invasive Plant Science and Management**, v.1, n.4, p.414-421, 2008/10/01 2008. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1614/IPSM-08-089.1>>. Acesso em 24 abr. 2015.
- BISCAIA, A.G.; SANQUETTA, C.R.; CORTE, A.P.D. Seca da taquara (*Merostachys multiramea* Hackel) e a problemática do fogo. In: II SEMINÁRIO DE ATUALIDADES EM DE PROTEÇÃO FLORESTAL, 2005. Blumenau, SC. **Anais do Seminário de Proteção Florestal: Blumenau-SC**: 2005.



- BROWER, J.E.; ZAR, J.H.; VON ENDE, C.N. **Field & laboratory methods for general ecology**. 4 ed. Boston: McGraw-Hill, 1998. 273p.
- BUDKE, J.C.; ALBERTI, M.S.; ZANARDI, C.; BARATTO, C.; ZANIN, E.M. Bamboo dieback and tree regeneration responses in a subtropical forest of South America. **Forest Ecology and Management**, v.260, n.8, p.1345-1349, 2010.
- BUDOWSKI, G. Distribution of tropical american rain Forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, v.15, n.1, p.40-42, 1965.
- CAMPANELLO, P.I.; GATTI, M.G.; ARES, A.; MONTTI, L.; GOLDSTEIN, G. Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo-dominated semideciduous Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v.252, n.1-3, p.108-117, 2007.
- CAREY, M.P.; SANDERSON, B.L.; BARNAS, K.A.; OLDEN, J.D. Native invaders – challenges for science, management, policy, and society. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v.10, n.7, p.373-381, 2012.
- COLWELL, R.K. **EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples**. Version 9, 2013. Disponível em: <purl.oclc.org/estimates>.
- CONNELL, J.H. Some processes affecting the species composition of forest gaps. **Ecology**, v.70, p.560-562, 1989.
- CONNELL, J.H.; SLATYER, R.O. Mechanisms of succession *in natural* communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist**, v.111, n.982, p.1119-1144, 1977.
- CHRISTANTY, L.; MAILLY, D.; KIMMINS, J.P. Without bamboo, the land dies: biomass, litter-fall, and soil organic matter dynamics of a Javanese bamboo talun-kebun system. **For. Ecol. Manage**, v.87, p.75-88, 1996.
- DAUBENMIRE, R.F. **Plant communities: a text book of plant synecology**. Nova York: Harper and Row, 1968. 300p.
- DENSLOW, J.S. Tropical rain forest gaps and tree species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.18, p.431-451, 1987.
- FINOL, U.H. Nuevos parámetros a considerarse en el análisis estructural de las selvas virgenes tropicales. **Revista Forestal Venezolana**, v.14, n.21, p.29-42, 1971.
- GRISCOM, B.W.; ASHTON, P.M.S. Bamboo control of forest succession: *Guadua sarcocarpa* in Southeastern Peru. **Forest Ecology and Management**, v.175, p.445-454, 2003.
- GRISCOM, B.W.; ASHTON, P.M.S. A self-perpetuating bamboo disturbance cycle in a neotropical forest. **Journal of Tropical Ecology**, v.22, p.587, 2006.
- HASSOL, S.J.; KATZENBERGER, J. **Changes in global vegetative patterns and their relationship to human activity**. Aspen: AGCI, 2008. 123p.
- HOLZ, C.A.; VEBLEN, T.T. Tree regeneration responses to *Chusquea montana* bamboo die-off in a subalpine Nothofagus forest in the southern Andes. **Journal of Vegetation Science**, v.17, n.1, p.19-28, 2006.
- HUTCHESON, K. A test for comparing diversities based on the shannon formula. **Journal of Theoretical Biology**, v.9, p.151-154, 1970.
- KELLERMANN, B. Monitoramento da regeneração natural em fragmento de floresta ombrófila mista e morfoanatomia de plântulas e tirodendros de *Piptocarpha angustifolia* Dusén ex Malme (Asteraceae). 2011. 140p. Dissertação (Mestrado em Botânica), Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

- KELLERMANN, B.; LACERDA, A.E.B.; ROSOT, M.A. Bamboo influence on natural regeneration – a case study in an araucaria forest fragment in Brazil. In: CONGRESO LATINOAMERICANO DE IUFRO, 2013. San José.
- KREBS, C.J. **Ecological methodology**. 2 ed. Amsterdam, Holland: Addison Wesley, 1999. 620p.
- LACERDA, A.E.B.; KELLERMANN, B. When native species become invasive: the case of bamboos in fragmented forests of southern Brazil. In: ESA, 98TH ANNUAL MEETING OF THE ECOLOGICAL SOCIETY OF AMERICA, 2013. Minneapolis.
- LACERDA, A.E.B.; ROSOT, M.A.D.; FIGUEIREDO FILHO, A.; GARRASTAZÚ, M.C.; NIMMO, E.R.; KELLERMANN, B.; RADOMNSKI, M.I.; BEIMGRABEN, T.; MATTOS, P.P. de; OLIVEIRA, Y.M.M. de. Sustainable forest management in rural southern Brazil: exploring participatory forest management planning. In: DIEZ, J.J. (Ed.). **Sustainable Forest Management – Case Studies**. InTech, 2012, p.97-112.
- MAGURRAN, A.E. **Measuring biological diversity**. Oxford, UK: Blackwell publishing, 2004.
- MARTINS, S.V.; JÚNIOR, R.C.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Colonization of gaps produced by death of bamboo clumps in a semideciduous mesophytic forest in south-eastern Brazil. **Plant Ecology**, v.172, n.1, p.121-131, 2004.
- MCMICHAEL, C.H.; PALACE, M.W.; GOLIGHTLY, M. Bamboo-dominated forests and pre-Columbian earthwork formations in south-western Amazonia. **Journal of Biogeography**, v.41, n.9, p.1733-1745, 2014.
- MONTTI, L.; CAMPANELLO, P.I.; GATTI, M.G.; BLUNDO, C.; AUSTIN, A.T.; SALA, O.E.; GOLDSTEIN, G. Understory bamboo flowering provides a very narrow light window of opportunity for canopy-tree recruitment in a neotropical forest of Misiones, Argentina. **Forest Ecology and Management**, v.262, p.1360-1369, 2011.
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. 1974. 547p.
- REBERTUS, A.J.; BURNS, B.R. The importance of gap processes in the development and maintenance of oak savanas and dry forest. **Journal of Ecology**, v.85, p.635-645, 1997.
- RIITTERS, K.; WICKHAM, J.; O'NEILL, R.; JONES, B.; SMITH, E. Global-scale patterns of forest fragmentation. **Ecology and Society**, v.4, n.2, 2000.
- SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **Global Biodiversity Outlook 4**. UNEP. Montreal, 2014. 155p.
- SUZUKI, S. Chronological location analyses of giant bamboo (*Phyllostachys pubescens*) groves and their invasive expansion in a satoyama landscape area, western Japan. **Plant Species Biology**, v.30, n.1, p.63-71, 2015.
- TAYLOR, A.H.; JINYAN, H.; SHIQIANG, Z. Canopy tree development and undergrowth bamboo dynamics in old-growth Abies–Betula forests in southwestern China: a 12-year study. **Forest Ecology and Management**, v.200, n.1-3, p.347-360, 2004.
- TOMIMATSU, H.; YAMAGISHI, H.; TANAKA, I.; SATO, M.; KONDO, R.; KONNO, Y. Consequences of forest fragmentation in an understory plant community: extensive range expansion of native dwarf bamboo. **Plant Species Biology**, v.26, n.1, p.3-12, 2011.
- VIBRANS, A.C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A.L.; LINGNER, D.V. **Floresta ombrófila densa**. Blumenau, Brasil: Edifurb, 2013a, 576 p.
- VIBRANS, A.C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A.L.; LINGNER, D.V. **Floresta ombrófila mista**. Blumenau, Brasil: Edifurb, 2013b. 440p.

