



## Alterações na Fitossociologia do Estrato Rasteiro de uma Área de Campo Sujo, Invasida por *Melinis minutiflora* P. Beauv., Submetida a Corte Anual

Margarete Naomi Sato<sup>1</sup>, Heloisa Sinátora Miranda<sup>1</sup>, Stefano Salvo Aires<sup>1</sup> & Felipe Salvo Aires<sup>2</sup>

Recebido em 03/06/2013– Aceito em 17/07/2013

**RESUMO** – Gramíneas exóticas têm invadido grandes áreas em unidades de conservação, sendo consideradas ameaça para a diversidade local. Dentre elas destaca-se o capim-gordura, *Melinis minutiflora* P. Beauv., por apresentar alto número de sementes viáveis com longo tempo de viabilidade, alta produção de biomassa aérea e uso eficiente de nutrientes e água e, quando estabelecido, pode ocupar extensas áreas. Este trabalho teve como objetivo investigar o efeito de corte anual, a 7cm de altura, em campo sujo invadido por *M. minutiflora*, na recomposição da porção aérea das espécies nativas e da invasora. O corte foi aplicado por quatro anos após a floração e antes da dispersão das sementes da espécie invasora. Foi observada alteração da posição da espécie invasora do maior valor de importância (35,9%), no início do estudo (2007), para o sétimo mais importante (12,6%) após quatro cortes (2011); aumento significativo entre 2007 e 2011 ( $p < 0,05$ ) na cobertura das monocotiledôneas nativas com redução significativa na cobertura das dicotiledôneas ( $p < 0,05$ ) e de *M. minutiflora* ( $p < 0,05$ ) e o aumento do número de associações entre *M. minutiflora* e as gramíneas nativas indicando que o corte anual é eficiente no controle do capim-gordura e no favorecimento das espécies de gramíneas nativas, podendo ser aplicado ao longo de estradas em unidades de conservação para o controle da invasão.

**Palavras-chave:** capim-gordura; cerrado; diversidade; estrato rasteiro; gramíneas nativas.

**ABSTRACT** – Exotic grasses have invaded large areas of nature reserves and are considered a threat to local biodiversity. *Melinis minutiflora* P. Beauv. (molasses-grass) produces a high number of viable seeds with long viability, high aerial biomass, efficiently uses water and nutrient, and when established can cover large areas. This study evaluated the effectiveness of annual mowing, at 7cm high, in campo sujo invaded by *M. minutiflora*, in the recovery of aerial portion of native and invasive species. Mowing was applied annually, for four years, after flowering and before seeds dispersal of the invasive species. Mowing altered the importance value of the alien species from the highest importance (35.9%) in 2007 to the seventh most important (12.6%) after four years (2011); there was a significant increase ( $p < 0.05$ ) in the native monocot cover between 2007 and 2011 and reduction for dicots and *Melinis minutiflora* cover, and an increase in the number of associations between *M. minutiflora* and native grasses suggesting that annual mowing

### Afiliação

<sup>1</sup> Departamento de Ecologia (ECL), Universidade de Brasília, Brasília, DF, 70910-900.

<sup>2</sup> Faculty of Agriculture and Environment, The University of Sydney, Sidney, Austrália.

### E-mails

nsato@unb.br, hmiranda@unb.br, stefanoaires@gmail.com, felipeaires@gmail.com

was effective in controlling the invasive species while benefiting the native grass species. Therefore, annual mowing may be applied along the road sides, in nature reserves, to prevent the spread of *M. minutiflora*.

**Key-words:** diversity; herbaceous layer; molasses-grass; native grasses; savanna.

**RESÚMEN** – Los pastos exóticos han invadido extensas áreas de reservas naturales y se consideran una amenaza para la biodiversidad local. *Melinis minutiflora* P. Beauv. (pasto gordura) produce un alto número de semillas viables con la viabilidad a largo, alta biomasa aérea, utiliza eficientemente el agua y los nutrientes, y cuando se ha establecido puede cubrir grandes áreas. Este estudio evaluó la eficacia de siega anual, a 7 cm de alto, en campo sujo invadido por *M. minutiflora*, en la recuperación de la parte aérea de las especies nativas y invasoras. Siega se aplicó al año, durante cuatro años, después de la floración y antes de la dispersión de las semillas de la invasora. La siega alteró el valor de importancia de las especies exóticas de la mayor importancia (35,9%) en 2007 a la séptima más importante (12,6%) después de cuatro años (2011), no hubo un aumento significativo ( $p < 0,05$ ) en la cubierta de monocotiledóneas nativas entre 2007 y 2011 y la reducción de las dicotiledóneas y cubierta de *Melinis minutiflora*, y un aumento en el número de asociaciones entre *M. minutiflora* y pastos nativos que sugieren que siega anual fue eficaz en el control de las especies invasoras mientras se benefician las especies de pastos nativos. Por lo tanto, siega anual se puede aplicar a lo largo de los bordes de los caminos, en las reservas naturales, para prevenir la propagación de *M. minutiflora*.

**Palabras-clave:** diversidad; estrato herbáceo; pasto gordura; pastos nativos; sabana.

## Introdução

Cerrado é o nome geral de uma vegetação rica floristicamente que apresenta várias formas fisionômicas sendo as mais comuns o campo limpo, campo sujo, cerrado ralo, cerrado *sensu stricto* e o cerradão (Ribeiro & Walter 1998) e que ocupava originalmente 25% do território brasileiro. Nas formas mais abertas de cerrado, o estrato rasteiro é dominante e a riqueza de espécies é superior à do estrato arbustivo-lenhoso (Mendonça *et al.* 1998). Entretanto, estudos sobre sua composição florística, importância das espécies e fenologia são escassos na literatura (Mantovani & Martins 1993, Felfili *et al.* 1994, Silva & Nogueira 1999, Munhoz & Felfili 2006). Para a vegetação do estrato rasteiro, a remoção da parte aérea causada por queimadas ou corte, independente da época do ano, resulta em abundante floração (Meguro 1969, Coutinho 1976, César 1980, Haddad & Valio 1993, Munhoz & Felfili 2005).

Gramíneas exóticas têm se estabelecido nas formações mais abertas de Cerrado,, introduzidas no Brasil como forrageiras ou acidentalmente. Dentre estas gramíneas exóticas, destaca-se o capim-gordura, *Melinis minutiflora* P. Beauv., que tem invadido grandes áreas em Unidades de Conservação (Pivello *et al.* 1999a, Martins *et al.* 2004) sendo considerado uma ameaça para a diversidade local. De forma geral, é inicialmente encontrado ao longo de estradas e áreas perturbadas (Hoffmann *et al.* 2004) e, uma vez estabelecido, grandes populações podem ser observadas distantes das estradas (Berardi 1994, Pivello *et al.* 1999a, 1999b) como consequência do alto número de sementes viáveis com longo tempo de viabilidade, alta produção de biomassa aérea e uso eficiente de nutrientes e água (Klink 1994, Williams & Baruch 2000, Martins *et al.* 2004, Carmona & Martins 2010). Apesar destas características, e de inicialmente ter sido utilizado como forrageira, o capim-gordura não é tolerante ao pastejo intensivo (Williams & Baruch 2000) uma vez que a sua capacidade de rebrotar está relacionada à altura em que o corte é efetuado (Gomide 1995). O corte do capim-gordura até 10cm de altura, considerada a altura típica de pastejo, pode resultar na morte de indivíduos (Caro-Costa & Vicente-Chandler 1961, Klink 1994). Além disso, ao contrário do observado para a vegetação do estrato rasteiro do Cerrado, nenhum relato foi encontrado relacionando o corte com o estímulo da floração para a espécie invasora.

Considerando que o corte da vegetação do estrato rasteiro pode resultar em resposta diferenciada na recuperação das espécies nativas e do capim-gordura, este trabalho teve como objetivo investigar o efeito de corte anual em campo sujo invadido por *M. minutiflora*, na recomposição da porção aérea das espécies nativas e da invasora.

## Material e métodos

### Área de estudo

A área de estudo está localizada na Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. A Reserva ocupa uma área de 1300ha e está localizada no centro-sul do Distrito Federal, a cerca 35km do centro de Brasília (15°56'S e 47°52'W). O clima é tipicamente sazonal com duas estações bem definidas: uma seca (maio a setembro) e outra chuvosa (outubro a abril) e a temperatura média é de 22°C. A precipitação média anual é de 1453mm e os meses mais chuvosos são os de novembro a março quando ocorre, em média, cerca de 75% do total anual (IBGE 2004).

Na Reserva podem ser encontradas cerca de 1.500 plantas vasculares nativas e 326 exóticas, entre elas *Melinis minutiflora*. Por ser uma espécie ruderal com alta capacidade de proliferação, o capim-gordura pode ser encontrado em vários pontos da Reserva, especialmente nas áreas que haviam sido utilizadas para pecuária e agricultura de subsistência antes de sua criação em 1975. Além destas áreas, Hoffmann *et al.* (2004) reportam altas densidades da espécie invasora próximo a bordas de matas de galeria e em margens de estradas e Berardi (1994) e Castro-Neves (2000) reportam sua ocorrência em áreas de campo sujo, próximo a aceiros e em áreas alteradas por queimadas.

### Delineamento experimental

Em setembro de 2007, foi escolhida uma área de campo sujo (0,5ha), próxima à borda de uma estrada interna da Reserva, que se apresentava invadida por capim-gordura e que sofreu queima acidental em 2005. Na área, foram demarcadas duas parcelas contíguas de 50m x 50m, sendo que em uma (doravante denominada *Corte*) foi realizado o corte da vegetação do estrato rasteiro antes do início das chuvas. Nos anos seguintes (2008, 2009, 2010 e 2011), o corte foi aplicado em junho, após a floração da espécie invasora, considerando que neste período a planta investiu grande parte de seus recursos na porção aérea (Becker & Fawcett 1998, Wilson & Clark 2001). O corte da vegetação rasteira, a 7cm do solo, foi realizado com o objetivo de reduzir a presença de capim-gordura na área por meio de morte de touceiras (Caro-Costa & Vicente-Chandler 1961, Klink 1994, Gomide 1995), de diminuir a produção de inflorescências da espécie invasora e de favorecer a floração de espécies nativas do cerrado (Coutinho 1990, Haddad & Valio 1993). O corte foi realizado com uma roçadeira de lâmina frontal, com altura ajustável, acoplada a um microtrator. Na segunda parcela não foi aplicado nenhum tratamento (doravante denominada *Sem corte*). Antes do primeiro corte, a espécie invasora representava 35% da cobertura na parcela *Sem corte* e 29% na parcela *Corte*.

### Caracterização da vegetação

Para a caracterização da vegetação do estrato rasteiro, o método utilizado para realizar o inventário fitossociológico foi o de interceptação de linha (Kent & Coker 1992), também utilizado por Munhoz & Felfili (2006) para estimar a composição e a cobertura linear das espécies. Em cada parcela experimental, foram estabelecidas duas linhas permanentes com 50m de comprimento. A cobertura de uma determinada espécie foi realizada pela projeção de cada indivíduo na linha e, para estabelecer a frequência de ocorrência de cada espécie, uma vareta de 5m foi utilizada como unidade amostral. Os dados foram coletados antes do primeiro corte (2007) e em maio de 2008, 2009, 2010 e 2011, antes da realização do corte na parcela *Corte*. Indivíduos de cada espécie foram coletados e identificados por meio de literatura especializada, por especialistas e pelo método de comparação com exsicatas dos herbários da Universidade de Brasília e da Reserva Ecológica do IBGE. Para cada parcela, foram calculados a cobertura relativa, a frequência relativa e o valor de importância (VI) das espécies presentes, sendo que o VI é a soma dos valores de cobertura relativa e frequência relativa.

Em cada coleta, a riqueza de espécies, a densidade total, a cobertura total, a diversidade florística (índice de Shannon,  $H'$ , na base  $e$ ), a diversidade máxima ( $H_{max}$ ) e a equabilidade ( $J'$ ) foram avaliadas para verificar possíveis mudanças nas características das parcelas (Kent & Cocker 1992). Para avaliar a alteração na cobertura dos componentes em relação à composição inicial (2007) foi utilizada a tabela de contingência do  $\chi^2$  ( $\alpha = 0,05$ ) (Zar 1984).

### Associação espécie invasora x espécies nativas

A associação entre a espécie invasora e as gramíneas nativas foi estimada em maio de 2010 e 2011 com o método de pontos (Mantovani & Martins 1990) para avaliar o efeito do tratamento aplicado. O método consiste em registrar a presença das espécies que são tocadas por uma vara colocada verticalmente no local a ser amostrado. Para isto, em cada parcela, a intervalos de 5m, foram estabelecidas linhas de 50m. As amostragens foram realizadas a intervalos de 0,5m, totalizando 900 pontos por parcela. As interações entre a espécie invasora e as gramíneas nativas foram estimadas pelo método de associação  $Q$  de Yule (Zar 1984) e também por tabela de contingência do  $\chi^2$  ( $\alpha = 0,05$ ) fundamentada em matriz de presença e ausência.

### Resultados e discussão

Nos quatro anos de estudo foram amostradas, na parcela *Corte* (C), 154 espécies distribuídas em 24 famílias e na *Sem corte* (SC) 139 espécies também distribuídas em 24 famílias. Em C, 50% das famílias foram representadas por uma espécie e em SC 36%. Houve variação anual no número de espécies inventariadas (Tabela 1) o que pode estar refletindo o favorecimento de espécies do estrato rasteiro pela remoção da parte aérea (Coutinho 1990) e também a variação anual de ocorrência de algumas espécies (Munhoz & Felfili 2006).

Tabela 1 – Índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ), diversidade máxima ( $H_{max}$ ), equabilidade ( $J'$ ), número de espécies (riqueza) e a densidade (indivíduos/100m) nos inventários realizados em área de campo sujo invadida por *Melinis minutiflora* submetida a dois tratamentos (*Corte* – corte anual após a floração de *M. minutiflora* e *Sem corte*) na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF.

Table 1 – Shannon's diversity index ( $H'$ ), maximum diversity ( $H_{max}$ ), equability ( $J'$ ), number of species (richness) and density (individuals/100m) inventoried in campo sujo area invaded by *Melinis minutiflora* under two treatments (*Mowing* – annual mowing after *Melinis minutiflora* flowering and *No mowing*) at the Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF.

Parcela	Índice	Ano				
		2007	2008	2009	2010	2011
<b>Corte</b>	$H'$	2,96	3,48	2,87	2,77	2,86
	$H_{max}$	4,00	4,48	3,81	3,71	4,01
	$J'$	0,74	0,78	0,75	0,75	0,71
	riqueza	55	88	45	41	54
	densidade	318	497	410	371	684
<b>Sem corte</b>	$H'$	3,41	3,21	2,57	2,57	2,78
	$H_{max}$	4,54	4,19	3,58	3,29	3,78
	$J'$	0,75	0,77	0,72	0,78	0,74
	riqueza	94	66	36	27	44
	densidade	618	511	422	312	419

\*O primeiro corte em 2007 foi realizado após a dispersão das sementes de *M. minutiflora*



O inventário realizado em setembro de 2007 mostrou variação tanto na riqueza (55 espécies em C e 94 em SC), quanto na densidade de indivíduos (318 em C e 618 em SC). O índice de diversidade de Shannon foi 2,96 em C e 3,41 em SC e a equabilidade foi superior a 70% nas duas parcelas (Tabela 1). Entretanto, a similaridade florística entre as parcelas foi baixa com valores inferiores a 60% (Sørensen - 34% e Czenanowski - 54%). O inventário realizado um ano após o primeiro corte da vegetação (2008) resultou em incremento de 60% na riqueza e de 56% na densidade do estrato rasteiro da parcela C. Entretanto, no mesmo período, na parcela SC houve redução de 30% na riqueza e de 17% na densidade, resultando em aumento na similaridade florística entre as parcelas (43% - Sørensen e 59% - Czenanowski). Em maio de 2011, na parcela C, a riqueza foi de 55 espécies distribuídas em 684 indivíduos e em SC a riqueza foi de 44 espécies em 419 indivíduos. A similaridade entre as parcelas foi de 45% (Sørensen) e de 42% (Czenanowski). Ao longo dos quatro anos de observação, a riqueza de espécies nas parcelas experimentais foi similar àquelas reportadas para diferentes localidades e fisionomias campestres do cerrado (Munhoz & Felfili 2006, Cianciaruso & Batalha 2009), que variaram entre 107 e 163, indicando a heterogeneidade na distribuição das espécies. Embora os parâmetros tenham sido estimados em áreas que variaram de 0,5ha a 4ha, também houve concordância para os valores do índice de diversidade de Shannon calculados neste trabalho e aqueles obtidos por Batalha *et al.* (2001) e Munhoz & Felfili (2006) que variaram entre 3,0 e 3,46.

Em setembro de 2007, e ao final das observações em 2011, Poaceae, Asteraceae e Fabaceae foram as famílias com o maior número de espécies nas parcelas C e SC. Em 2007, essas famílias foram representadas por 19, 7 e 5 espécies em C e 16, 4 e 7 em SC; e antes do corte de 2011, em C foram inventariadas 25, 8 e 4 espécies e 13, 2 e 5 em SC. Silva & Nogueira (1999), Tannus & Assis (2004) e Munhoz & Felfili (2006) também identificaram estas famílias como as mais representativas para o estrato rasteiro de diferentes fisionomias de cerrado.

Antes do primeiro corte da vegetação, 10 espécies representavam 71,6% e 59,6% do VI total nas parcelas C e SC (Tabela 2), sendo que, além da gramínea invasora, seis espécies eram gramíneas e três dicotiledôneas. Destas, oito espécies eram comuns às duas parcelas: a invasora *Melinis minutiflora*, cinco gramíneas nativas (*Axonopus barbigerus*, *Axonopus marginatus*, *Echinolaena inflexa*, *Schizachyrium tenerum* e *Tristachya leiostachya*) e duas dicotiledôneas (*Baccharis intermixta* e *Myrcia hiemalis*). *Melinis minutiflora*, *T. leiostachya* e *B. intermixta* foram as espécies com os maiores VI na parcela C e *T. leiostachya*, *E. inflexa* e *M. minutiflora* em SC.

Tabela 2 – Valor de importância (VI) das 10 espécies mais importante da vegetação rasteira nos inventários realizados em área de campo sujo invadida por *Melinis minutiflora* submetida a dois tratamentos (Corte – corte anual após a floração de *M. minutiflora* e Sem corte) na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF.

Table 2 – Species with the highest importance value (VI) for the herbaceous layer vegetation inventoried in campo sujo area invaded by *Melinis minutiflora* under two treatments (Mowing - annual mowing after *Melinis minutiflora* flowering and No mowing) at the Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF.

Parcela Corte			
Espécie	VI	Espécie	VI
<b>2007</b>		<b>2011</b>	
<i>Melinis minutiflora</i>	35,9	<i>Axonopus barbigerus</i>	24,5
<i>Tristachya leiostachya</i>	28,0	<i>Tristachya leiostachya</i>	19,0
<i>Baccharis intermixta</i>	19,1	<i>Axonopus marginatus</i>	17,6
<i>Axonopus barbigerus</i>	12,6	<i>Echinolaena inflexa</i>	15,2
<i>Schizachyrium tenerum</i>	9,7	<i>Schizachyrium sanguineum</i>	15,2
<i>Axonopus marginatus</i>	14,1	<i>Schizachyrium tenerum</i>	13,5
<i>Echinolaena inflexa</i>	12,1	<i>Melinis minutiflora</i>	12,6
<i>Calliandra dysantha</i>	4,7	<i>Leptocoryphium lanatum</i>	6,3
<i>Myrcia hiemalis</i>	3,8	<i>Paspalum erianthum</i>	6,1
<i>Agenium goyazense</i>	3,2	<i>Paspalum gardnerianum</i>	5,5
Demais espécies	56,8	Demais espécies	64,5
<b>Total</b>	<b>200,0</b>	<b>Total</b>	<b>200,0</b>
Parcela Sem corte			
<b>2007</b>		<b>2011</b>	
<i>Tristachya leiostachya</i>	31,9	<i>Tristachya leiostachya</i>	43,7
<i>Echinolaena inflexa</i>	17,6	<i>Echinolaena inflexa</i>	22,4
<i>Baccharis intermixta</i>	13,7	<i>Melinis minutiflora</i>	22,0
<i>Melinis minutiflora</i>	16,3	<i>Axonopus barbigerus</i>	14,7
<i>Axonopus marginatus</i>	13,5	<i>Axonopus marginatus</i>	12,4
<i>Myrcia hiemalis</i>	3,8	<i>Schizachyrium tenerum</i>	8,0
<i>Schizachyrium tenerum</i>	8,2	<i>Myrcia hiemalis</i>	6,6
<i>Axonopus barbigerus</i>	7,1	<i>Hyparrhenia bracteata</i>	7,1
<i>Leptocoryphium lanatum</i>	3,5	<i>Calliandra dysantha</i>	5,1
<i>Campomanesia pubescens</i>	4,0	<i>Paspalum gardnerianum</i>	5,8
Demais espécies	80,4	Demais espécies	52,2
<b>Total</b>	<b>200,0</b>	<b>Total</b>	<b>200,0</b>

Em 2011, 67,8% e 73,9% do VI total nas parcelas C e SC eram representadas pelas 10 espécies listadas na Tabela 2. Na parcela C, as 10 espécies com maior VI pertenciam à família Poaceae e destas, sete eram comuns às duas parcelas (*A. barbigerus*, *A. marginatus*, *E. inflexa*, *Paspalum gardnerianum*, *S. tenerum* e *M. minutiflora*). Na parcela C, *A. barbigerus*, *T. leiostachya* e *A. marginatus* foram as espécies com os maiores VI e *T. leiostachya*, *E. inflexa* e *M. minutiflora* em SC. A alteração da posição da espécie invasora com maior VI (35,9%) em 2007 para a sétima posição (12,6%) em 2011 indica que o tratamento de corte está favorecendo as espécies nativas, ao contrário do que foi observado na parcela *Sem corte* (Tabela 2). Nesta parcela *M. minutiflora*

teve seu VI aumentado da quarta (16,3%) para a terceira (22,0%) posição. Pivello *et al.* (1999a) reportam uma alteração ainda maior para o VI de *M. minutiflora* em campo cerrado no Parque Estadual do Vassununga (SP) em um período de 5 anos.

Em 2007, as 10 espécies apresentadas na Tabela 2 representavam 84% da cobertura e 59% da frequência relativa na parcela C e, em SC, representavam 75% da cobertura e 45% da frequência relativa. Em 2011, as 10 espécies com maior VI representavam 80% e 56% da cobertura e frequência relativa da parcela C e 83% e 64% na SC. Quando consideradas em conjunto, a cobertura das monocotiledôneas nativas apresentou aumento significativo entre 2007 e 2011 ( $p < 0,05$ ), enquanto houve redução na cobertura das dicotiledôneas ( $p < 0,05$ ) e de *M. minutiflora* ( $p < 0,05$ ) na parcela C (Figura 1). Na parcela SC apenas as dicotiledôneas apresentaram diferença significativa na cobertura ( $p < 0,05$ ) entre 2007 e 2011. De acordo com Munhoz & Felfili (2006), a arquitetura das gramíneas (entouceiramento e crescimento vegetativo) e a sua distribuição espacial refletem a sua alta contribuição proporcional na cobertura e frequência, por outro lado, as dicotiledôneas, ervas e/ou subarbustos pequenos e delgados, apresentam cobertura e frequência menores. De forma geral, o corte sucessivo pode comprometer de forma diferenciada a permanência do indivíduo na área, uma vez que, espécies que apresentam meristemas próximos à superfície do solo, ou com estrutura subterrânea, não apresentam redução significativa na produção de perfilhos, enquanto aquelas com meristema acima da superfície do solo são mais afetadas (Silva *et al.* 1990).

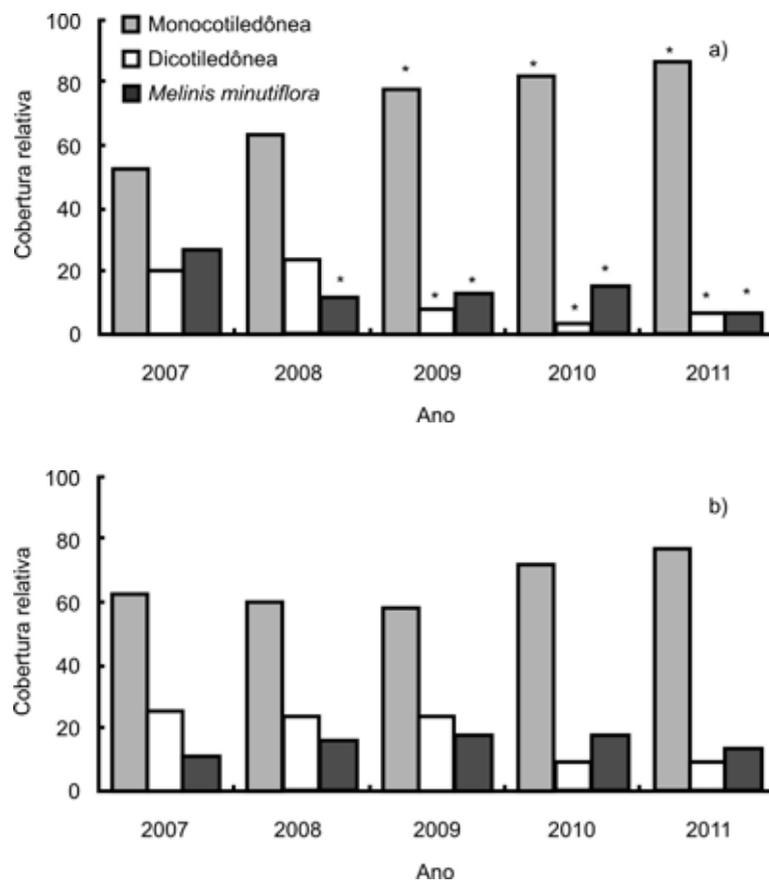


Figura 1 – Variação da cobertura dos componentes da vegetação rasteira nos inventários realizados em área de campo sujo invadida por *Melinis minutiflora* submetida a dois tratamentos (Corte – corte anual após a floração de *M. minutiflora* (a) e Sem corte (b)) na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF.

Figure 1 – Variation of the coverage of the herbaceous layer vegetation in inventories in campo sujo area invaded by *Melinis minutiflora* under two treatments (Mowing - annual mowing after *Melinis minutiflora* flowering and No mowing) at the Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF.

Em 2007, *B. intermixta* foi a dicotiledônea com maior contribuição para a cobertura das parcelas (15,2m em C e de 14,9m em SC), o que pode ser consequência da queimada ocorrida na área dois anos antes do início deste estudo. A queimada pode ter resultado na morte dos indivíduos adultos com recrutamento dos novos indivíduos via banco de sementes no solo, semelhante ao observado por Bingazoli *et al.* (2009) para *Baccharis dracunculifolia* em uma savana temperada na Argentina. Na parcela C, o corte anual reduziu a capacidade de rebrotamento de *B. intermixta* até a sua presença não ter sido registrada em 2011. Na parcela SC, a ausência do corte resultou em aumento gradativo da cobertura de *B. intermixta*, de 13% em 2008 a 86% em 2009. A partir de 2010, grande parte dos indivíduos atingiu altura superior a 1,5m e foi considerada pertencente ao estrato arbóreo-arbustivo. Aires (2009) reportou para a mesma área a densidade de seis indivíduos de *B. intermixta*/m<sup>2</sup>. Para gramíneas nativas, Klink (1994) reporta que o corte, a 10cm de altura, em diferentes épocas do ano, não prejudica a produção de perfilhos e a recuperação em altura de *A. barbigerus*, *A. marginatus*, *E. inflexa* e *S. tenerum*. Entretanto, quando a remoção da parte aérea resultante de queimada é mais efetiva, indivíduos de *E. inflexa* e *A. marginatus* não conseguem recuperar, no período de um ano, o mesmo nível de complexidade arquitetural que aqueles em uma área não queimada (Murakami & Klink 1996, Silva & Klink 2001).

Para a espécie invasora cortes sucessivos, realizados até 10cm de altura, podem prejudicar a recomposição da parte epigéia da planta, diminuir o número de gemas basilares por perfilho, o número de perfilhos e a altura do indivíduo (Moraes 1977, Nascimento 1977, Nascimento & Gomide 1980, Klink 1994) e/ou resultar na morte de indivíduos (Caro-Costa & Vicente-Chandler 1961, Klink 1994, Gomide 1995). Entretanto, se o corte for realizado a altura superior a 10cm os meristemas apicais podem não ser afetados resultando em maior perfilhamento (Macedo & Escuder 1980).

As alterações na cobertura e na frequência resultantes da modificação da arquitetura das diferentes espécies presentes nas parcelas, pode também influenciar a associação entre *M. minutiflora* e as gramíneas nativas. Em 2010, na parcela Corte, o capim-gordura ocorreu em 22% dos pontos amostrados e em associação com 27 espécies. *Agenium goyazense*, *A. barbigerus*, *A. marginatus*, *E. inflexa*, *Ichnanthus camporum*, *P. gardnerianum*, *Schizachyrium sanguineum*, *S. tenerum* e *T. leiostachya* estiveram presentes em 90% dos pontos amostrados para a associação (Tabela 3) e foram registradas cinco associações significativas para esta parcela, sendo quatro negativas (*A. barbigerus*, *A. marginatus*, *T. leiostachya* e *A. goyazense*) e uma positiva (*P. gardnerianum*). Em 2011, o capim-gordura ocorreu em 16% dos pontos amostrados. Foi registrada a ocorrência do capim-gordura associado com 18 espécies de gramíneas nativas. Para seis espécies, a ocorrência foi superior a 10 pontos (*A. barbigerus*, *A. marginatus*, *E. inflexa*, *S. tenerum*, *S. sanguineum* e *T. leiostachya*). Todas as seis espécies testadas para associação com o capim-gordura apresentaram associação significativa ( $p < 0,05$ ) e negativa com a espécie invasora (Tabela 3).

Em 2010, *Melinis minutiflora* estava presente em 282 pontos amostrados na parcela Sem corte, apresentando 358 associações com 22 espécies de gramíneas nativas. *A. goyazense*, *A. barbigerus*, *A. marginatus*, *E. inflexa*, *Hyparrhenia bracteata*, *S. tenerum*, *Paspalum erianthum*, *P. gardnerianum*, *Trachypogon spicatus* e *T. leiostachya* estiveram presentes em 94% dos pontos amostrados para a associação. Apenas *E. inflexa*, *T. leiostachya* e *P. erianthum* apresentaram associação significativa ( $p < 0,05$ ) com a espécie invasora (Tabela 3). Em 2011, o capim-gordura apresentou 144 pontos de associação com 16 espécies de gramíneas nativas. *Axonopus barbigerus*, *E. inflexa*, *S. tenerum*, *T. spicatus* e *T. leiostachya* estiveram presentes em 82% dos pontos amostrados. *Echinolaena inflexa*, *T. leiostachya* e *S. tenerum* apresentaram associação significativa ( $p < 0,05$ ) e negativa com a espécie invasora (Tabela 3). Em 2010, *E. inflexa* e *T. leiostachya* também apresentaram associação significativa ( $p < 0,05$ ) com a espécie invasora, entretanto, em 2010 a associação entre elas e o capim-gordura foi positiva, isto é, favorável à espécie invasora.

Tabela 3 – Associação (A) de *Melinis minutiflora* com gramíneas nativas do Cerrado em área de campo sujo na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF, nos anos de 2010 e 2011. Associação foi calculada com tabela de contingência e com o método de associação  $Q$  de Yule.

Table 3 – *Melinis minutiflora* and native Cerrado grasses association (A) in campo sujo area at the Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF, for 2010 and 2011 years. Association was calculate with contingency table and Yule's  $Q$  test.

Parcela Corte				Parcela Sem corte			
Espécie	$\chi^2$	$Q$	A	Espécie	$\chi^2$	$Q$	A
<b>2010</b>				<b>2010</b>			
<i>Agenium goyazense</i>	5,607*	-0,558	N	<i>Agenium goyazense</i>	2,285		
<i>Axonopus barbigerus</i>	17,796*	-0,401	N	<i>Axonopus barbigerus</i>	0,284		
<i>Axonopus marginatus</i>	5,439*	-0,249	N	<i>Axonopus marginatus</i>	3,670		
<i>Echinolaena inflexa</i>	0,354			<i>Echinolaena inflexa</i>	6,085*	0,273	P
<i>Ichnanthus camporum</i>	1,261			<i>Hyparrhenia bracteata</i>	2,950		
<i>Leptocoryphium lanatum</i>	0,642			<i>Paspalum erianthum</i>	4,533*	-0,387	N
<i>Paspalum gardnerianum</i>	8,719*	0,793	P	<i>Paspalum gardnerianum</i>	0,529		
<i>Schizachyrium sanguineum</i>	3,228			<i>Schizachyrium tenerum</i>	1,042		
<i>Schizachyrium tenerum</i>	0,263			<i>Trachypogon spicatus</i>	2,151		
<i>Tristachya leiostachya</i>	23,736*	-0,519	N	<i>Tristachya leiostachya</i>	33,507*	1,196	P
<b>2011</b>				<b>2011</b>			
<i>Axonopus barbigerus</i>	74,421*	-0,692	N	<i>Axonopus barbigerus</i>	3,534		
<i>Axonopus marginatus</i>	71,804*	-0,726	N	<i>Echinolaena inflexa</i>	8,214*	-0,354	N
<i>Echinolaena inflexa</i>	13,404*	-0,438	N	<i>Schizachyrium tenerum</i>	9,651*	-0,530	N
<i>Schizachyrium sanguineum</i>	22,079*	-0,670	N	<i>Trachypogon spicatus</i>	3,030		
<i>Schizachyrium tenerum</i>	10,905*	-0,483	N	<i>Tristachya leiostachya</i>	61,927*	-0,606	N
<i>Tristachya leiostachya</i>	34,949*	-0,647	N				

Em 2010, a parcela Corte havia sofrido três cortes da vegetação do estrato rasteiro.

\* significativo  $p < 0,05$ ; N = associação negativa; P = associação positiva.

Embora a associação do capim-gordura com as espécies nativas não tenha sido avaliada antes do corte de 2007, a diferença entre as associações registradas na parcela SC, tanto em 2010 quanto em 2011, e aquelas registradas na parcela C sugere que o corte aumentou o número de associações entre *M. minutiflora* e as gramíneas nativas. Nos dois inventários realizados na parcela SC apenas três espécies/ano apresentaram associação com o capim-gordura enquanto nas parcelas com o tratamento de corte as associações significativas variaram de cinco a seis/ano.

O efeito do corte no número de associações é reforçado por um aumento maior na cobertura de gramíneas nativas na parcela C do que na SC (Figura 1). A natureza da associação (positiva ou negativa) pode estar associada à alteração na arquitetura do indivíduo resultante ou não do favorecimento do perfilhamento com o corte. O grau de invasão ou o manejo aplicado a áreas invadidas também podem alterar a natureza das interações entre a espécie invasora e as espécies nativas. Pivello *et al.* (1999a) reportam associação positiva entre *M. minutiflora* e *E. inflexa* na Reserva Biológica de Emas, Pirassununga (SP), onde a rápida invasão e expansão de *M. minutiflora* foram observadas. Para outra área com alto grau de invasão com *M. minutiflora* na Reserva de Cerrado Pé-de-Gigante em Santa Rita do Passa Quatro (SP) a associação encontrada entre a espécie invasora e *E. inflexa* foi negativa. Neste caso, Pivello *et al.* (1999b) sugerem que a espécie invasora está excluindo as espécies nativas. Em 2011, para as parcelas deste estudo, a associação entre *E. inflexa* e a espécie invasora foi registrada nas duas parcelas sendo de natureza negativa para a espécie invasora. Entretanto, em 2010 esta associação foi positiva, isto é, favorável

à espécie invasora. Neste caso, a alteração no tipo de associação pode ser consequência do aumento significativo da biomassa resultante de uma precipitação maior e melhor distribuída no período de dezembro a junho de 2011 (856mm) em relação ao mesmo período de 2010 (780mm). Já para a associação entre *M. minutiflora* e *T. leiostachya*, a diferença no tipo de associação, isto é, negativa na parcela C e positiva na parcela SC pode estar refletindo o efeito do manejo com corte; *T. leiostachya* é uma gramínea de arquitetura ereta que pode atingir 3m de altura no período de floração (França *et al.* 2007) e produzir cerca de 13,0Mg/ha de biomassa em áreas onde é dominante (Ottmar *et al.* 2001). Desta forma, a interação negativa pode ser consequência do corte, que não permite a recuperação da parte aérea, diminuindo a ocorrência da sua associação com a espécie invasora.

## Considerações finais

O corte anual da vegetação do estrato rasteiro, até 10cm de altura, de uma área de campo sujo invadida por *M. minutiflora* após sua floração, e antes da dispersão das sementes, diminuiu a importância relativa da espécie invasora e a sua contribuição para a cobertura da área. Com isso, houve alteração na complexidade das interações entre o capim-gordura e as gramíneas nativas, indicando que o corte anual é eficiente no controle do capim-gordura e no favorecimento das espécies de gramíneas nativas, podendo ser aplicado ao longo de estradas em Unidades de Conservação para o controle da invasão embora ocorra uma diminuição na cobertura das dicotiledôneas. Entretanto, as irregularidades no terreno, que podem alterar a altura do corte, e o atraso na aplicação do tratamento que resultarão na dispersão de um grande número de sementes viáveis, podem favorecer a espécie invasora; sugerindo que o tratamento deve ser aplicado de forma continuada sempre no período de floração de *M. minutiflora*.

## Agradecimentos

Agradecemos à Petrobras por meio da Rede Temática “Conservação e Recuperação de Ecossistemas e Remediação de Áreas Impactadas” (resolução ANP nº 33 de 24.11.2005) pelo apoio financeiro e ao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) pela autorização para o desenvolvimento do trabalho na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF.

## Referências Bibliográficas

- Aires, F.S. 2009. **Desenvolvimento de técnica de manejo, sem uso de agentes químicos, no controle da espécie invasora *Melinis minutiflora* Beauv. (capim-gordura) para aplicação em áreas de campo sujo.** Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília. 71p.
- Batalha, M.A.; Mantovani, W. & Mesquita-Júnior, H.N. 2001. Vegetation structure in cerrado physiognomies in south-eastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 61: 475-483.
- Becker, R.L. & Fawcett, R.S. 1998. Seasonal carbohydrate fluctuations in hemp dogbane (*Apocynum cannabinum*) crown roots. **Weed Science**, 46: 358-365.
- Berardi, A. 1994. **Effects of the African grass *Melinis minutiflora* Beauv. on the plant community composition and the fire characteristic of Central Brazilian savanna.** Dissertação (Mestrado em Conservação). University of London. 49p.
- Biganzoli, F.; Wiegand, T. & Batista, W.B. 2009. Fire-mediated interactions between shrubs in a South American temperate savannah. **Oikos**, 118: 1383-1395.
- Carmona, R. & Martins, C.R. 2010. Dormência e armazenabilidade de sementes de capim-gordura. **Revista Brasileira de Sementes**, 32: 71-79.

- Caro-Costa, R. & Vicente-Chandler, J.V. 1961. Effects of two cutting heights on yields of five tropical grasses. **Journal Agriculture University of Puerto Rico**, 45: 46-49.
- Castro-Neves, B.M. 2000. **Comportamento de queimadas, temperaturas do solo e recuperação da biomassa aérea em campo sujo nativo e em capim gordura (*Melinis minutiflora*)**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília. 86p.
- César, H.L. 1980. **Efeitos da queima e corte sobre a vegetação de um campo sujo na Fazenda Água Limpa, Brasília-DF**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília. 59p.
- Cianciaruso, M.V. & Batalha, M.A. 2009. Short-term community dynamics in seasonal and hyperseasonal cerrados. **Brazilian Journal of Biology**, 69: 231-240.
- Coutinho, L.M. 1976. **Contribuição ao conhecimento do papel ecológico das queimadas na floração de espécies do Cerrado**. Tese (Livre Docência). Universidade de São Paulo. 173p.
- Coutinho, L.M. 1990. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado, p. 82-105. In: Goldammer, J.G. (ed.) **Fire in the tropical biota - ecosystem process and global challenges**. Ecological Studies Vol. 8A. Berlin, Springer-Verlag.
- Felfili, J.M.; Filgueiras, T.S.; Haridasan, M.; Silva-Junior, M.C.; Mendonça, R.D. & Resende, A.V. 1994. Projeto biogeografia do bioma Cerrado: vegetação & solos. **Cadernos de Geociências**, 12: 75-166.
- França, H.; Ramos-Neto, M.B. & Setzer, A. 2007. **O fogo no Parque Nacional das Emas**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brasil. Série Biodiversidade 27. 140p.
- Gomide, J.A. 1995. Sistemas de manejo de gramíneas do gênero *Melinis*. p.1-15. In: 9º Simpósio sobre Manejo de Pastagens. **Anais do 9º Simpósio sobre Manejo de Pastagens**. ESALQ, Piracicaba, SP.
- Haddad, C.R.B. & Valio, I.F.M. 1993. Effect of fire on flowering of *Lantana montevidensis* Briq. **Journal of Plant Physiology**, 141: 704-707.
- Hoffmann, W.A.; Lucatelli, V.M.P.C.; Silva, F.J.; Azevedo I.N.C.; Marinho, M.S.; Albuquerque, A.M.S.; Lopes, A.O. & Moreira, S.P. 2004. Impact of invasive alien grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. **Diversity and Distributions**, 10: 99-103.
- IBGE. 2004. **Reserva Ecológica do IBGE – ambiente e plantas vasculares**. Estudos e Pesquisa Informação Geográfica n.3. 70p.
- Kent, M. & Coker, P. 1992. **Vegetation description and analysis: a practical approach**. CRC Press, Boca Raton. 363p.
- Klink, C.A. 1994. Effects of clipping on size and tillering of naive and African grasses of the Brazilian savannas (the cerrado). **Oikos**, 70: 365-376.
- Macedo, G.A.R. & Escuder, C.J. 1980. Cobertura vegetal das pastagens de capim-gordura e capim-jaraguá sob diferentes lotações em áreas de cerrado. **Revista da Sociedade Brasileira de Zootecnia**, 9: 31-40.
- Mantovani, W. & Martins, F.R. 1990. O método dos pontos. **Acta Botanica Brasilica**, 4: 95-117.
- Mantovani, W. & Martins, F.R. 1993. Florística do cerrado na Reserva Biológica de Moji Guaçu, SP. **Acta Botanica Brasilica**, 7: 33-60.
- Martins, C.R.; Hay, J.D.V.; Carmona, R.; Leite, L.L. Scaléa, M.; Vivaldi, L.J. & Proença, C.E.B. 2004. Monitoramento e controle da gramínea invasora *Melinis minutiflora* (capim-gordura) no Parque Nacional de Brasília, Distrito Federal. p.85-95. In: IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. **Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação**. Vol. 2.
- Meguro, M. 1969. Fatores que regulam a floração de *Imperata brasiliense* Trin. (Gramineae). **Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo (Botânica)**, 24: 103-126.
- Mendonça, R.C.; Felfili, J.M.; Walter, B.; Silva-Junior, M.C.; Resende, A.V.; Filgueiras, T.S.; & Nogueira, P.E. 1998. Flora vascular do Cerrado. p.289-556. In: Sano, S.M. & Almeida, S.P. (eds.) **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina: Embrapa-CPAC.

- Moraes, E.A. 1977. **Alguns fatores de rebrota do capim-gordura (*M. minutiflora* Beauv.) durante a estação de pastejo**. Dissertação (Mestrado em Zootecnia). Universidade Federal de Viçosa. 44p.
- Munhoz, C.B.R. & Felfili, J.M. 2005. Fenologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma comunidade de campo sujo na Fazenda Água Limpa no Distrito Federal, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, 19: 981-990
- Munhoz, C.B.R. & Felfili, J.M. 2006. Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma área de campo sujo no Distrito Federal, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, 20: 671-685.
- Murakami, E.A. & Klink, C.A. 1996. Efeito do fogo na dinâmica de crescimento e reprodução de *Echinolaena inflexa* (Poiret) Chase (Poaceae), p.53-60. In: Miranda, H.S.; Saito, C.H. & Dias, B.F.S. (orgs.). **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Brasília, Brasil: ECL/UnB.
- Nascimento, H.T.S. 1977. **Fatores morfofisiológicos de rebrota do capim-gordura (*Melinis minutiflora* Beauv.)**. Dissertação (Mestrado em Zootecnia). Universidade Federal de Viçosa. 47p.
- Nascimento, H.T.S. & Gomide, J.A. 1980. Alguns aspectos morfofisiológicos de três gramíneas de clima tropical. **Revista da Sociedade Brasileira de Zootecnia**, 9: 142-58.
- Ottmar, R.; Vihnanek, R.E.; Miranda, H.S.; Sato, M.N. & Andrade, S.M.A. 2001. **Stereo photo series for quantifying Cerrado fuels in Central Brazil**. Volume I. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-519. USDA-FS, Northwest Research Station. Portland, OR. 87p.
- Pivello, V.R.; Carvalho, V.M.C.; Lopes, P.F.; Peccinini, A.A. & Rosso, S. 1999b. Abundance and distribution of native and alien grasses in a "Cerrado" (Brazilian savanna) Biological Reserve. **Biotropica**, 31: 71-82.
- Pivello, V.R.; Shida, C.N. & Meirelles, S.T. 1999a. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, 8: 1281-1294.
- Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. p. 89-168. In: Sano, S.M. & Almeida, S.P. (eds.). **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina: Embrapa-CPAC.
- Silva, D.A. & Klink, C.A. 2001. Dinâmica de foliação e perfilhamento de duas gramíneas C<sub>4</sub> e uma C<sub>3</sub> nativas do Cerrado. **Revista Brasileira de Botânica**, 24: 441-446.
- Silva, J.F.; Raventós, J. & Caswell, H. 1990. Fire and fire exclusion effects on the growth and survival of two savanna grasses. **Acta Oecologica**, 11: 783-800.
- Silva, M.A. & Nogueira, P.E. 1999. Avaliação fitossociológica do estrato arbustivo-herbáceo em cerrado *sensu stricto* após incêndio acidental, no Distrito Federal, Brasil. **Boletim Herbário Ezechias Paulo Heringer**, 4: 65-79.
- Tannus, J.L.S. & Assis, M.A. 2004. Composição de espécies vasculares de campo úmido em área de cerrado, Itirapina – SP, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, 27: 489-506
- Williams, D.G. & Baruch, Z. 2000. African grass invasion in the Americas: ecosystem consequences and the role of ecophysiology. **Biological Invasions**, 2: 123-140.
- Wilson, M.V. & Clark, D.L. 2001. Controlling invasive *Arrhenatherum elatius* and promoting native prairie grasses through mowing. **Applied Vegetation Science**, 4: 129-138.
- Zar, J.H. 1984. **Bioestatistical Analysis**. 2 ed. Prentice-Hall. 1120p.