

Dinâmica e modelagem autológica da distribuição da espécie invasora *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton em floresta nativaDynamic and auto-logistic modeling of the distribution of the invasive species *Ligustrum lucidum* W. T. Aiton in native forestAurélio Lourenço Rodrigues¹, Sylvio Péllico Netto², Luciano Farinha Watzlawick³, Carlos Roberto Sanquetta⁴, Ana Paula Dalla Corte⁴ e Francelo Mogno⁵

Resumo

A invasão de ambientes naturais por espécies exóticas é reconhecida como uma das principais causas de degradação dos ecossistemas e da biodiversidade. O objetivo desse trabalho foi avaliar a dinâmica e o crescimento da espécie invasora *Ligustrum lucidum* W. T. Aiton, bem como desenvolver modelos de distribuição da espécie em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista Aluvial, considerando a sua dependência espacial. O estudo foi conduzido em um remanescente florestal urbano em Guarapuava, PR. A dinâmica da espécie foi avaliada a partir de seis parcelas permanentes de 500 m², distribuídas aleatoriamente sobre a área, monitoradas de 2007 a 2011. Com vistas à avaliação da distribuição da espécie, foram instaladas três transecções ao longo de um gradiente topográfico, divididas em subunidades de 10 x10 m, onde a vegetação foi amostrada, bem como características físico-químicas do solo. Aplicou-se a regressão logística para identificar a relação da espécie com as variáveis edáficas, incluindo também a variável Autocovariante (AC) ao modelo, indicativo da dependência espacial da espécie. Os resultados demonstram que a espécie apresenta adaptação à área de estudo, com elevado crescimento e taxas de ingresso, o que pode comprometer a comunidade nativa. A modelagem autológica indicou que a espécie é sensível à compactação do solo e a adição da variável AC permitiu melhor desempenho do modelo, sendo recomendado o seu uso na modelagem da distribuição dessa espécie.

Palavras-chave: alfeneiro, invasão biológica, regressão logística.

Abstract

Invasion of natural environments by alien species is recognized as a major cause of ecosystem degradation and biodiversity loss. The aim of this study was to evaluate the dynamics and growth of *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton, an invasive species, and develop models of the species distribution in a remnant of an Alluvial Araucaria Forest considering its spatial dependence. The study was conducted in an urban forest remnant in Guarapuava, PR. The dynamics of the species was evaluated from six permanent plots of 500 m², randomly distributed over the area, monitored from 2007 to 2011. In order to assess the distribution of the species, three transects were installed along a topographic gradient, divided into subunits of 10 x10 m, where vegetation was sampled, as well as physical-chemical characteristics of the soil. Logistic regression was applied to identify the relationship of the species with the soil variables, also including variable Auto-covariance (AC) to the model, indicative of the spatial dependence of the species. The results demonstrate that the species has adapted to the study area, with high growth and recruitment rates, which can compromise the native community. The auto-logistic modeling indicated that the species is sensitive to soil compaction and the addition of AC variable allowed better model performance, being recommended for use in modeling the distribution of this species.

Keywords: Glossy privet, biological invasion, logistic regression.

¹Doutorando em Engenharia Florestal. UFPR - Universidade Federal do Paraná, Laboratório de Inventário Florestal. Av. Lothário Meissner, 900 - 80210170 - Curitiba, PR.

²Professor Sênior. UFPR - Universidade Federal do Paraná, Laboratório de Inventário Florestal. Av. Lothário Meissner, 900 - 80210170 - Curitiba, PR.

³Professor Associado do Departamento de Agronomia. UNICENTRO - Universidade Estadual do Centro-Oeste, Departamento de Agronomia. Rua Presidente Zacarias, 875 - 85015-430 - Guarapuava, PR.

⁴Professor Associado. UFPR - Universidade Federal do Paraná, Laboratório de Inventário Florestal. Av. Lothário Meissner, 900 - 80210170 - Curitiba, PR.

⁵Chefe de departamento Socioambiental. Instituto Ambiental do Paraná. Rua Engenheiros Rebouças, 1206 - Rebouças - 80215100 - Curitiba, PR.

INTRODUÇÃO

A invasão de ambientes naturais por espécies exóticas é reconhecida como uma das principais causas de degradação dos ecossistemas e da biodiversidade em âmbito global (MACK et al., 2000; THEOHARIDES; DUKES, 2007). A expansão das atividades econômicas, globalização e mudanças climáticas são consideradas como aceleradores do movimento internacional e estabelecimento de organismos exóticos, possibilitando que esses ultrapassem as barreiras geográficas a eles naturalmente impostas (KELLER et al., 2011; ROQUES, 2012).

Plantas invasoras podem exercer forte efeito nos ecossistemas, alterando a vegetação dominante, as características do solo, ciclos biogeoquímicos, padrões de herbivoria e regimes de distúrbios (MACK et al., 2000; COHEN, 2002). Além disso, espécies invasoras são geralmente melhores competidoras que as espécies nativas, o que acarreta alterações em nível de comunidade ao longo do tempo, podendo levar a um rompimento nos padrões de funcionamento e estrutura dos ecossistemas (SANDERS et al., 2003; STRAYER et al., 2006).

Originário da China e introduzido no Brasil para fins ornamentais, *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton, conhecido como alfeneiro, passou a espécie invasora, ocupando além dos ambientes urbanos e da Floresta Ombrófila Mista Aluvial, a Floresta Ombrófila Mista Montana e a Floresta Estacional Semidecidual Submontana (BIONDI; PEDROSA-MACEDO, 2008). O êxito de sua rápida distribuição nesses ambientes se dá pela grande produção de frutos dessa espécie, com maturação sincronizada, que são atrativos a diferentes espécies de pássaros, facilitando ainda mais o processo de sua dispersão (MOLTALDO, 1993).

O sucesso no controle e manejo de espécies invasoras depende muito da capacidade de se prever a amplitude geográfica/ambiental do potencial de ocupação de tais espécies e identificação dos fatores que favorecem a sua dispersão (SHARMA et al., 2005). Nesse contexto, os modelos de distribuição de espécies (MDE) são considerados como importantes ferramentas para prever sua distribuição potencial e avanço em locais onde foram introduzidas ou em áreas ainda não atingidas, com base em parâmetros ambientais (SOBERÓN; NAKAMURA, 2009) e ainda, estabelecer o risco de invasões em escalas biogeográficas (JIMÉNEZ-VALVERDE et al., 2011; VÁCLAVÍK; MEENTEMEYER, 2012).

Os MDE relacionam dados da distribuição de espécies, como presença/ausência, a características ambientais (ELITH; LEATHWICK, 2009). Uma vez que as observações da ocorrência da espécie e das variáveis ambientais explicativas devem ser obtidas ao longo de um gradiente ambiental, visando identificar a amplitude de distribuição da espécie, a maioria dessas observações apresenta autocorrelação espacial (LENNON, 2000). Por sua vez, a autocorrelação espacial é um padrão no qual cada observação está relacionada às demais pela distância geográfica entre elas (LEGENDRE; FORTIN, 1989) e a presença de tal padrão nos resíduos de um modelo viola a suposição de independência e igualdade na distribuição dos erros, podendo levar a seleção de variáveis de pouca importância e a uma má estimativa dos parâmetros do modelo (DORMANN, 2007). Sendo assim, a modelagem da distribuição de espécies deve considerar a autocorrelação espacial para o melhor desempenho dos MDE (AUGUSTIN et al., 1996; HE et al., 2003; GRIFFITH, 2004; SANDERSON et al., 2005; HUGHES et al., 2011).

O objetivo do presente trabalho foi avaliar a dinâmica demográfica e de crescimento da espécie invasora *L. lucidum*, bem como desenvolver modelos de distribuição capazes de prever a ocorrência da espécie em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista Aluvial, Guarapuava, PR, levando também em consideração a sua dependência espacial.

MATERIAL E MÉTODOS

Caracterização da área de estudo

A área de estudo compreende um fragmento de 11,5 ha de Floresta Ombrófila Mista Aluvial, localizado no município de Guarapuava, PR, nas dependências da Universidade Estadual do Centro Oeste – UNICENTRO. O remanescente florestal situa-se a uma altitude média de 1000 m, sob clima mesotérmico úmido com verões amenos, tipo Cfb, conforme Köppen. A precipitação média anual na região é de 1968 mm.ano⁻¹ (CAVIGLIONE et al., 2000). As classes de solos na região variam de solos mais profundos e estruturados, como os Latossolos, Bruno, àqueles hidromórficos de influência aluvial (EMBRAPA, 2006), nas proximidades do rio Cascavelzinho.

Amostragem da vegetação e do solo

Com o objetivo de avaliar a composição florística e dinâmica do fragmento, no ano de

2007 foram instaladas 6 unidades amostrais de 500 m² cada, distribuídas aleatoriamente sobre a área do fragmento. Todas as unidades foram subdivididas em 5 subunidades de 10 x 10 m (100 m²) para a estimativa dos parâmetros fitossociológicos da vegetação.

Em cada unidade amostral, todas as árvores com diâmetro à altura do peito (DAP ≥ 5 cm) foram medidas e identificadas. Em 2011 foram remeidas, bem como contabilizado árvores mortas e ingressos, esses últimos constituídos pelos indivíduos que atingiram o diâmetro mínimo de inclusão (DAP ≥ 5 cm) no intervalo entre as medições. O incremento periódico anual das espécies foi obtido considerando os indivíduos presentes na primeira avaliação que permaneceram vivos até a última avaliação.

Para analisar a distribuição de *L. lucidum* na área em estudo, foram instaladas ao longo de um gradiente altitudinal, com inclinação máxima de 5%, três transecções, denominadas A, B e C, com largura padrão de 10 m e comprimento de 150, 130 e 140 m, respectivamente, conforme distância até a borda da floresta. Todas as transecções foram divididas em subunidades de 10 x 10 m. Em cada subunidade foram realizadas três coletas de solo na profundidade de 0-20 cm com trado holandês. As amostras foram homogeneizadas, formando uma amostra composta por subunidade e então submetidas à análise laboratorial para determinação do pH (em CaCl₂), Matéria Orgânica, Fósforo (P - solução de Mehlich), Potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Alumínio (Al), Hidrogênio e Alumínio (H+Al) e análise granulométrica (método da pipeta), conforme metodologia da EMBRAPA (1997).

Em cada subunidade foram efetuadas cinco avaliações da resistência à penetração (RP), visando avaliar a compactação do solo, na profundidade de 0-60 cm, com a utilização de Medidor Eletrônico de Compactação do Solo (PenetroLOG 1020, Falker). Os cinco pontos foram distribuídos aleatoriamente nas subunidades e medidas da resistência à penetração foram tomadas com resolução de 5 cm em cada ponto (12 medidas por ponto). Calculou-se a média aritmética das medições de 5-60 cm para cada ponto e a partir das médias dos 5 pontos de cada subunidade obteve-se a média da resistência à penetração por subunidade.

Ajuste do modelo autologístico

O ajuste de um modelo de distribuição de espécies implica em conhecer a curva de resposta

da espécie em análise, que representa a probabilidade de sua presença "p(x)" ao longo de um gradiente ecológico "x" (COUDUN; GÉGOUT, 2006). Modelos de regressão podem ser aplicados para descrever a resposta de uma espécie em função de variáveis ambientais (preditoras). Porém, quando tais modelos são baseados no método dos mínimos quadrados (MMQ), esses são teoricamente válidos apenas quando a variável resposta é normalmente distribuída e a homoscedasticidade confirmada.

Como alternativa às limitações impostas aos modelos de regressão baseados no MMQ, têm-se os Modelos Lineares Generalizados (MLG), que constituem um grupo de modelos de regressão mais flexíveis, permitindo diferentes distribuições à variável resposta e admitindo a heteroscedasticidade (GUISAN; ZIMMERMANN, 2000). Considerando o caráter binário (0/1) da variável resposta analisada (presença ou ausência de *L. lucidum*), a forma apropriada de MLG é a regressão logística (CHEN et al., 2006), em que a probabilidade de ocorrência da espécie é obtida conforme a expressão 1.

$$p(x) = \frac{e^{(\beta_0 - \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 \dots - \beta_K X_K)}}{1 + e^{(\beta_0 - \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 \dots - \beta_K X_K)}} \quad (1)$$

Em que:

β_0 a β_k = Parâmetros do modelo;

X_1 a X_k = Variáveis independentes.

Visando considerar a provável dependência espacial dos dados no presente trabalho, adicionou-se ao modelo de regressão logística um termo complementar (Autocovariante - AC) para representar a influência das observações circundantes. Para o cálculo da AC, os valores da variável resposta foram dispostos em um grid com base nas transecções e uma área de influência de 40 m foi determinada, considerando-se as duas unidades amostrais adjacentes e subjacentes para cada unidade de 10 x 10 m. A AC foi calculada como a média do número de unidades ocupadas pela espécie dentro da área de influência, dividida pelo inverso das distâncias ponderadas entre as células, conforme proposto por Augustin et al. (1996), indicado na expressão 2.

$$AC = \frac{\sum_{j=1}^{kj} w_{ij} y_j}{\sum_{j=1}^{ki} w_{ij}} \quad (2)$$

Em que:

$w = 1/h_{ij}$, onde h_{ij} é a distância euclidiana entre as unidades i e j ;

y = valor da variável resposta na unidade y (0 ou 1).

Ajustou-se inicialmente o modelo de regressão logística tradicional pelo método da máxima verossimilhança (MMV), considerando-se 10 atributos edáficos como variáveis independentes. Para os ajustes, utilizou-se o software Statgraphics, efetuando-se o procedimento Backward de seleção de variáveis. O modelo final foi composto pelas variáveis que proporcionaram melhoria significativa nos ajustes ($p < 0,05$, com base no teste de razão de semelhança).

Após o ajuste inicial, adequou-se o modelo novamente, incluindo apenas as variáveis significativas identificadas no primeiro ajuste com a adição da variável AC. O desempenho dos diferentes modelos foi comparado com base na porcentagem dos desvios explicada e capacidade de predição. Informações adicionais, como p-valor e razão de chances foram utilizadas para avaliar a significância das variáveis independentes.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Dinâmica demográfica e do crescimento de *L. lucidum*

No período de 2007 e 2011, em que foram avaliados os aspectos florísticos e dinâmicos do remanescente florestal, foram encontradas 44 espécies arbóreas, distribuídas em 27 famílias e 37 gêneros. Informações adicionais sobre a florística e estrutura deste remanescente florestal podem ser observadas no trabalho de Rodrigues (2012).

Das espécies que compunham a comunidade florestal em 2007, *Sebastiania commersoniana* foi a que apresentou o maior Valor de Importância (22,20%), seguida por *Matayba elaeagnoides* (11,05%), *Prunus myrtifolia* (7,25%), *Ilex theezans* (4,34%) e *Ocotea pulchella* (4,00%). Juntas, essas cinco espécies correspondiam em 2007 a 48,86% do VI da comunidade arbórea. Em 2011, *Sebastiania commersoniana* permaneceu como a espécie com o maior percentual de importância, com 22,72%, seguida por *Matayba elaeagnoides* (11,87%), *Prunus myrtifolia* (7,04%), *Ilex theezans* (4,32%) e *L. lucidum* (4,01%), que passou da 12ª à quinta posição em quatro anos.

O rápido avanço de *L. lucidum* em relação ao VI, que sintetiza os parâmetros de dominância, densidade e frequência, indica a crescente participação da espécie na comunidade avaliada. Tal avanço se deve ao rápido crescimento da espécie, bem como ao ingresso de indivíduos.

Em relação às espécies que apresentaram indivíduos ingressos ao longo do período de quatro anos (Tabela 1), observa-se que, em termos

absolutos, *L. lucidum* apresentou o maior número de novos indivíduos, com 63,3 ind.ha⁻¹, juntamente com *Sebastiania commersoniana*, espécie mais abundante na comunidade. Adicionalmente, *L. lucidum* apresentou a maior porcentagem de indivíduos ingressos, que representaram 106,66% de acréscimo em relação ao número existente em 2007. Por outro lado, a mortalidade da espécie foi de apenas 3,3 ind.ha⁻¹.

Quanto ao incremento diamétrico médio das principais espécies da comunidade arbórea (Tabela 2), *L. lucidum* apresentou o segundo maior incremento no período, igual a 0,88 cm.ano⁻¹, valor muito próximo ao de *Araucaria angustifolia*, espécie que apresentou o maior valor para esse parâmetro. Entretanto, em termos percentuais, *L. lucidum* apresentou o maior aumento no período, representado por um crescimento de 34,6% no diâmetro médio dos indivíduos da espécie.

A presença de *L. lucidum* na composição da comunidade arbórea na Floresta Ombrófila Mista Aluvial também foi constatada por Graff Neto (2011). O autor observou que as espécies exóticas *L. lucidum* e *Hovenia dulcis* foram as que apresentaram os maiores incrementos em diâmetro, variando de 0,955 cm.ano⁻¹ a 2,02 cm.ano⁻¹ e 0,499 cm.ano⁻¹ a 1,108 cm.ano⁻¹, respectivamente. *L. lucidum* é amplamente reconhecida como uma espécie de rápido crescimento (GURVICH et al., 2005; HOYOS et al., 2010; MADDOX et al. 2010), e estudos relatam também as altas taxas de ingresso dessa espécie (ARAGÓN; GROOM, 2003). Tais resultados de crescimento e ingresso, associados à baixa mortalidade, indicam boa adaptação da espécie às condições locais, sendo pouco afetada pela competição com as espécies nativas.

Modelagem da distribuição espacial de *L. lucidum*

Considerando as 10 variáveis destinadas à predição da ocorrência de *L. lucidum* na área de estudo, apenas a Resistência à Penetração – RP – (indicativo do grau de compactação do solo) foi adicionada ao modelo pelo método Backward de seleção. Sendo assim, o Modelo I apresentou-se conforme a expressão 3.

$$p(x) = \frac{e^{(\beta_0 + \beta_1 RP)}}{1 + e^{(\beta_0 + \beta_1 RP)}} \quad (3)$$

Onde:

$p(x)$ = probabilidade de ocorrência da espécie

RP = Resistência do solo à penetração (Mpa)

β_0 e β_1 = Parâmetros do modelo

Tabela 1. Espécies que apresentaram indivíduos ingressos no período de 2007 a 2011 em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista Aluvial.

Table 1. Species which presented individuals recruited in the 2007-2011 period in an Alluvia Araucaria Forest patch.

Espécie	N.ha ⁻¹ 2007	N.ha ⁻¹ 2011	Ingresso Ind.ha ⁻¹ 2011	Mortalidade Ind.ha ⁻¹ 2011
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	933,3	920,0	63,3	76,7
<i>Ligustrum lucidum</i> W.T. Aiton	50,0	110,0	63,3	3,3
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	153,3	150,0	23,3	26,7
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	70,0	73,3	23,3	20,0
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	336,7	340,0	20,0	16,7
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	83,3	93,3	13,3	3,3
<i>Ilex theezans</i> Mart. Ex Reissek	106,7	93,3	6,7	20,0
<i>Myrci aarborescens</i> O. Berg	16,7	20,0	6,7	3,3
<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	46,7	43,3	3,3	6,7
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	16,7	20,0	3,3	0,0
<i>Rollinia rugulosa</i> Schltdl.	6,7	6,7	3,3	3,3
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	0,0	3,3	3,3	0,0
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	0,0	3,3	3,3	0,0
Outras	783,3	653,4	-	120,0
Total	2603,3	2530,0	236,6	300,0

Onde: N.ha⁻¹: Número de indivíduos por hectare; Ind.ha⁻¹: Indivíduos por hectare

Tabela 2. Incremento diamétrico médio das principais espécies em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista Aluvial.

Table 2. Mean diametric increment of the main species in an Alluvia Araucaria Forest patch.

Espécie	DAP (cm) 2007	DAP (cm) 2011	IPA (cm.ano ⁻¹)	%
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	34,0	37,5	0,89	10,5
<i>Ligustrum lucidum</i> W.T. Aiton	10,2	13,7	0,88	34,6
<i>Clethra scabra</i> Pers.	13,9	16,8	0,73	20,9
<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees & C. Martius ex Nees) Kosterm.	6,2	8,3	0,52	33,3
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	9,9	11,9	0,51	20,4
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> Mart. ex O. Berg	8,7	10,5	0,46	21,3
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	8,1	9,9	0,44	21,6
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	21,9	23,6	0,42	7,6
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	10,5	11,9	0,36	13,7
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	7,9	9,2	0,33	16,9
Média (Floresta)	11,4	12,3	0,24	9,0

Onde: DAP: diâmetro à altura do peito (1,30 m); IPA: Incremento Periódico Anual

Adicionou-se ao Modelo I a variável AC (Indicativo da dependência espacial da espécie), resultando no Modelo II, conforme expressão 4.

$$p(x) = \frac{e^{(\beta_0 - \beta_1 RP + \beta_2 AC)}}{(1 + e^{(\beta_0 - \beta_1 RP + \beta_2 AC)})} \quad (4)$$

Onde:

p (x) = probabilidade de ocorrência da espécie

RP = Resistência do solo à penetração (Mpa)

AC = Autocovariância espacial da espécie

β_0 , β_1 e β_2 = Parâmetros do modelo

Os parâmetros estimados com suas respectivas estatísticas oriundas do teste da razão de verossimilhança estão apresentados na tabela 3. Em ambos os modelos, os parâmetros que apresentaram valores de X² superiores ao tabelado (3,84), para a probabilidade de 95% com um grau de liberdade foram significantes e neles mantidos.

Com a adição da variável AC, a contribuição da variável RP ao Modelo II foi reduzida, como indicado pelos maiores valores de X² e de p-valor, quando comparados com o Modelo I, embora tenha permanecido significativa. Semelhantemente, observa-se na tabela 4 que a razão de chances (*odds ratio*) dada pela variável RP no Modelo I foi mais significativa que no Modelo II, considerando que nesse último o intervalo de confiança inclui o número 1. Entretanto, cabe a ressalva de que esta medida de associação para RP em ambos os modelos não foi adequada, visto que seus valores foram muito próximos a 1. A razão de chances corresponde ao inverso do logaritmo natural dos parâmetros e representa proporcionalmente a alteração na variável resposta à medida que a variável independente é acrescida em uma unidade.

Tabela 3. Parâmetros da equação autológica com suas respectivas estatísticas obtidas pelo teste da razão de verossimilhança, considerando a distribuição X^2 a 95% de probabilidade e com 1 grau de liberdade.

Table 3. Parameters of the logistic equation with its respective statistics obtained by the likelihood ratio test, taking into account the distribution of X^2 at 95% of probability and 1 degree of freedom.

Modelo	Variável	Parâmetros	Erro padrão	Intervalo de confiança (95%)		X^2	GL	p-valor
				Limite inferior	Limite Superior			
I	Constante	β_0 2,6173	1,3044	-0,0191	5,2537	-	-	-
	RP	β_1 -0,0049	0,0019	-0,0088	-0,0011	8,9544	1	0,0028
II	Constante	β_0 0,8426	1,6528	-2,5005	4,1856	-	-	-
	RP	β_1 -0,0045	0,0023	-0,0092	0,0002	4,9702	1	0,0258
	AC	β_2 3,6124	1,2616	1,0606	6,1643	10,6130	1	0,0011

Onde: X^2 = valor do teste Qui-quadrado; GL = Graus de liberdade.

Tabela 4. Razão de chances (*odds ratio*) para as variáveis significativas aos modelos com seus respectivos intervalos de confiança.

Table 4. Odds ratio for the significant variables to the models with their respective confidence intervals.

Modelo	Parâmetro	Razão de chances (<i>odds ratio</i>)	Intervalo de confiança (95%)	
			Limite inferior	Limite superior
I	RP	0,995	0,9913	0,9989
II	RP	0,9955	0,9908	1,0002
	AC	37,056	2,8881	475,459

A razão de chances para AC apresentou um alto valor (37,056), que pode ser explicado em função da pequena amplitude de variação desse preditor (0-1). Embora o intervalo de confiança para AE não inclua o número 1, a sua grande amplitude desqualifica inferências sobre o efeito da variável na ocorrência da espécie com base nessa medida de associação (GRIMES; SCHULZ, 2008; LAING; RANKIN, 2011).

Nas comparações entre os modelos com base em sua capacidade explicativa dos desvios (Tabela 5), observa-se que o Modelo II, com a inclusão da variável de dependência espacial, apresentou o melhor desempenho, sendo capaz de explicar 36,58% dos desvios, enquanto a capacidade explicativa do Modelo I foi de 16,74%. Quando considerada a porcentagem ajustada em função do número de parâmetros, a capacidade explicativa do Modelo II foi de 25,37%, contra apenas 9,26% do Modelo I.

Usando os Modelos para estimar a ocorrência de *L. lucidum* ao longo das transecções, observou-se que o ponto de corte (*cutoff*) de 0,35 maximizou a porcentagem de acertos em ambos os casos. O Modelo I foi capaz de prever corretamente 64,29% das respostas verdadeiras e 78,57% das respostas falsas, representando 73,81% do total de respostas corretas. Já o Modelo II apresentou a maior porcentagem de acertos totais, predizendo corretamente 85,71% dos resultados, tanto verdadeiros, quanto falsos.

Apesar dos resultados satisfatórios apresentados pelo Modelo II, as previsões falsas, que representaram 14,29%, foram consideradas. De acordo com Fielding e Bell (1997), a origem dos erros de predição se deve especialmente a erros "algorítmicos" e "bióticos". A primeira categoria refere-se a deficiências na coleta de dados e ao processo de modelagem, enquanto a segunda categoria deve-se a processos ecológicos desco-

Tabela 5. Análise dos desvios para os modelos pelo teste do Qui-quadrado da razão de verossimilhança.

Table 5. Analysis of the deviations for the models by the Chi-squared test of the likelihood ratio.

Modelo	Estatísticas do ajuste			
	Fonte de desvio	Desvio	GL	p-Valor
I	Modelo	8,95442	1	0,0028
	Resíduo	44,5128	40	0,2875
	Total	53,4672	41	
	Porcentagem do desvio explicado			16,74
	Porcentagem ajustada			9,26
		Fonte de desvio	Desvio	GL
II	Modelo	19,5674	2	0,0001
	Resíduo	33,8998	39	0,7014
	Total	53,4672	41	
	Porcentagem do desvio explicado			36,60
	Porcentagem ajustada			25,38

nhecidos, processos sem dados acessíveis ou a outros fatores impossíveis de serem rastreados, sendo que esse tipo de erro é o maior responsável por falsos positivos.

Dessa forma, a espécie pode não ocorrer em locais onde a predição foi positiva em razão de deficiências na dispersão ou a fatores ligados à competição e predação. Por outro lado, os falsos negativos podem estar associados à seleção de variáveis inapropriadas, especialmente ligadas à falta de variáveis preditoras importantes (PEPLER-LISBACH; SCHRODER, 2004). Entretanto, como a porcentagem de erros apresentada pelo Modelo II foi baixa e igualmente distribuída entre falsos positivos e falsos negativos, não há razão para desqualificar a sua capacidade preditiva, tanto em função de erros algorítmicos quanto de erros bióticos.

Conforme o conjunto de estatísticas apresentadas, o Modelo II mostrou-se superior em relação ao ajuste aos dados e capacidade preditiva da variável resposta. Tais resultados indicam a importância em se considerar a dependência espacial na modelagem da distribuição de *L. lucidum* na área de estudo, vista a substancial melhoria ao Modelo II.

A inclusão de variáveis que representam a dependência espacial é considerada como um recurso importante em modelos que predizem a ocorrência de espécies, pois melhoram satisfatoriamente o seu desempenho (AUSTIN, 2002; AUSTIN, 2007; CRASE et al., 2012). Outros autores também trabalhando com modelos autológicos obtiveram resultados satisfatórios no estudo da distribuição de animais e plantas (AUGUSTIN et al., 1996; HE et al., 2003; GRIFFITH, 2004; SANDERSON et al., 2005; HUGHES et al., 2011 entre outros).

Em relação à probabilidade de ocorrência de *L. lucidum* em função das variáveis preditoras (Figura 1), observa-se que a RP correlacionou-se inversamente à ocorrência de *L. lucidum*, com alta probabilidade de presença da espécie em solos com baixa RP (entre 100 e 200 MPa) e probabilidade quase nula em solos com maior RP (a partir dos 1200 MPa). Por outro lado, a ocorrência de indivíduos de *L. lucidum* em um raio de 40 m aumentou diretamente a probabilidade de presença da espécie.

Considerando-se a relação inversa existente entre a ocorrência da espécie com a RP, observa-se diferença no padrão de ocupação da espécie ao longo da área de estudo, visto que essa variável apresenta tendência crescente no sentido rio-bor-

dadura no remanescente florestal, como pode ser observado na Figura 2. Sendo assim, o padrão de ocupação da espécie tende a seguir o sentido ascendente ao longo do gradiente topográfico.

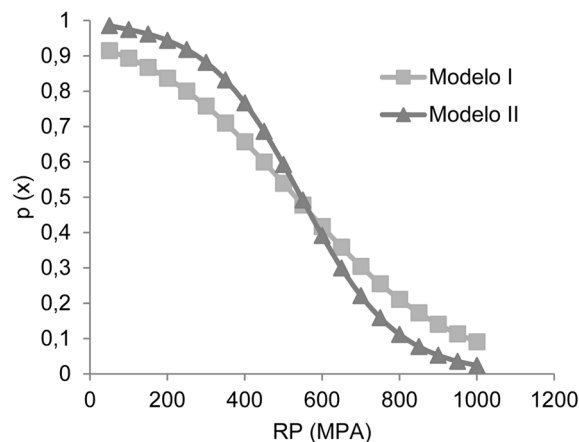


Figura 1. Probabilidade de ocorrência de *L. lucidum* em função da RP (Modelo I) e da RP e AE (Modelo II).

Figure 1. Probability of occurrence of *L. lucidum* as a function of RP (Model I) and RP plus AE (Model II).

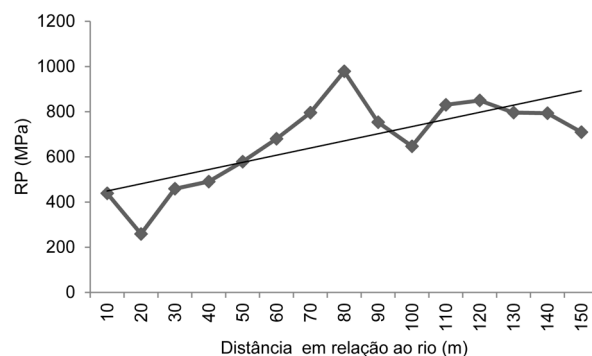


Figura 2. Representação gráfica da resistência à penetração (RP) média ao longo das transecções, partindo do rio até a borda da floresta, em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Aluvial.

Figure 2. Graphical representation of the mean resistance to penetration (RP) along transections, from the river to the forest edge, in an Alluvial Araucaria Forest patch.

Conforme Hoyos et al. (2010), *L. lucidum* apresenta duas principais formas de invasão. A primeira compreende a colonização de áreas ocupadas por florestas nativas, dada a sua capacidade de tolerância à sombra. Uma vez que os indivíduos se estabelecem e passam a ocupar o dossel, a regeneração das espécies nativas é prejudicada pela baixa incidência luminosa no sub-bosque, provocada pela densa cobertura dada pela espécie invasora. Entretanto, a regeneração dessa espécie não é afetada pela densidade de indivíduos adultos ocupando o dossel, visto que suas sementes são capazes de germinar em uma ampla gama de ambientes, bem como suas

plântulas são capazes de sobreviver sob diferentes condições (TECCO et al., 2007).

Considerando a composição florística e características estruturais do remanescente florestal avaliado, discutidas previamente, esse pode ser classificado como floresta secundária. Segundo Aragón e Groom (2003), nessa condição, a eficácia da colonização de *L. lucidum* é maior, especialmente em função de seu desenvolvimento em diferentes condições de disponibilidade luminosa. Porém, segundo os autores, a espécie apresenta restrições na colonização de ambientes nos primeiros estágios de sucessão, em habitats abertos, apresentando maior sucesso em áreas com alguma cobertura de copa, uma vez que seus principais dispersores (aves) empoleiram-se em áreas florestais e a germinação da espécie é favorecida nessas condições. Não há estudos sobre o potencial invasivo de *L. lucidum* em áreas primárias, porém, conforme Aguirre-Acosta et al. (2014) a espécie pode prosperar em florestas nativas relativamente não perturbadas.

Os padrões de invasão citados para a espécie parecem ser recorrentes na área de estudo, em que a partir do rio, em solos com baixa RP e sob o dossel predominantemente ocupado por *S. commersoniana*, *L. lucidum* encontra ambiente favorável ao seu desenvolvimento e dispersão, possibilitando o avanço da espécie para o interior do remanescente florestal. À medida que os indivíduos atingem a maturidade, passam a frutificar intensamente e em função de sua dispersão ornitócorica, a espécie rapidamente se espalha pelo ambiente (GURVICH et al. 2005; TECCO et al. 2006).

Entretanto, como apontado pelos resultados deste trabalho, solos com maiores RP, dentro da amplitude avaliada, podem ser limitantes ao amplo desenvolvimento de *L. lucidum*, apesar de não comprometer o desenvolvimento das espécies nativas.

CONCLUSÕES

- A espécie *L. lucidum* demonstra adaptação à área de estudo, com crescimento superior à maioria das espécies nativas, elevadas taxas de ingresso e baixas taxas de mortalidade.
- A presença da espécie se dá preferencialmente em solos com baixa resistência à penetração, reduzindo-se a probabilidade de sua ocorrência à medida que a compactação do solo aumenta.
- O modelo autológico, contendo as variáveis resistência à penetração e autocovariância, apre-

sentou o melhor desempenho quando comparado ao modelo logístico tradicional, indicando dependência espacial da espécie, que deve ser considerada na modelagem de sua distribuição.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIRRE-ACOSTA, N.; KOWALJOW, E.; AGUILAR, R. Reproductive performance of the invasive tree *Ligustrum lucidum* in a subtropical dry forest: does habitat fragmentation boost or limit invasion? **Biological Invasions**, v. 16, n. 7, p. 1397-1410, 2014.

ARAGÓN, R.; GROOM, M. Invasion by *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in NW Argentina: early stage characteristics in different habitat types. **Revista de Biología Tropical**, v. 51, n. 1, p. 59-70, 2003.

AUGUSTIN, N. H.; MUGGLESTONE, M. A.; BUCKLAND, S. T. An autologistic model for the spatial distribution of wildlife. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 33, n. 2, p. 339-347, 1996.

AUSTIN, M. P. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modeling. **Ecological Modelling**, v. 157, p. 101-118, 2002.

AUSTIN, M. P. Species distribution models and ecological theory: a critical assessment and some possible new approaches. **Ecological Modelling**, Kidlington, v. 200, n. 1-2, p. 1-19, 2007.

BIONDI, D.; PEDROSA-MACEDO, J. H. Plantas invasoras encontradas na área urbana de Curitiba (PR). **Floresta**, Curitiba, v.38, n. 1, p. 130-144, 2008.

CAVIGLIONE, J. H.; KIIHL, L. R. B.; CARAMORI, P. H.; OLIVEIRA, D. **Cartas climáticas do Paraná**. Londrina: IAPAR, 2000. 1CD.

CHEN, H.; CHEN, L.; ALBRIGHT, T. P.; GUO, Q. Improved logistic regression approach to predict the potential distribution on invasive species using information theory and frequency statistics. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON DATA MINING, 6, 2006, Hong Kong, **Proceedings...** Hong Kong: IEEE, 2006, p. 873-877.

COHEN, A. N. Success factors in the establishment of human-dispersed organisms. In: Bullock, J. M.; Kenward, R. E.; Hails, R. S. (Eds.), **Dispersal Ecology**. Oxford: Blackwell Science Ltd, 2002, p. 374-394.

- COUDUN, C.; GÉGOUT, J. C. The derivation of species response curves with Gaussian logistic regression is sensitive to sampling intensity and curve characteristics. **Ecological Modelling**, Kidlington, v. 199, n. 2, p. 164-175, 2006.
- CRASE, B.; LIEDLOFF, A. C.; WINTLE, B. A. A new method for dealing with residual spatial autocorrelation in species distribution models. **Ecography**, v. 35, n. 10, p. 879-888, 2012.
- DORMANN, C. F. Effects of incorporating spatial autocorrelation into the analysis of species distribution data. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, n. 2, p. 129-138, 2007.
- ELITH, J.; LEATHWICK, J. R. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 40, p. 677-697, 2009.
- EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, 1997. 212 p.
- EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema Brasileiro de Classificação do Solo**. 2.ed., Rio de Janeiro, 2006. 306 p.
- FIELDING, A. H.; BELL, J. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. **Environmental Conservation**, Laussane, v. 24, n. 1, p. 38-49, 1997.
- GRAFF NETO, J. **Crescimento, recrutamento e mortalidade no período de 2001-2012 de uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial, Município de Araucária, Paraná**. 2011. 118 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.
- GRIFFITH, D. A. A spatial filtering specification for the autologistic model. **Environment and Planning**, London, v. 36, p. 1791-1811, 2004.
- GRIMES, D. A.; SCHULZ, K. F. Making sense of odds and odds ratios. **Obstetrics and Gynecology**, v. 111, n. 2, p. 423-426, 2008.
- GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N. E. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological Modelling**, Kidlington, v. 135, n. 2-3, p. 147-186, 2000.
- GURVICH, D. E.; TECCO, P. A.; SANDRA, D. Plant invasions in undisturbed ecosystems: the triggering attribute approach. **Journal of Vegetation Science**, v. 16, n. 6, p. 723-728, 2005.
- HE, F.; ZHOU, J.; ZHU, H. Autologistic regression model for the distribution of vegetation. **Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics**, v. 8, n. 2, p. 205-222, 2003.
- HOYOS, L. E.; GAVIER-PIZARRO, G. I.; KUEMMERLE, T.; BUCHER, E. H.; RADELOFF, V. C.; TECCO, P. A. Invasion of glossy privet (*Ligustrum lucidum*) and native forest loss in the Sierras Chicas of Córdoba, Argentina. **Biological Invasions**, v. 12, n. 9, p. 3261-3275, 2010.
- HUGHES, J.; HARAN, M.; CARAGEA, P. C. Autologistic models for binary data on a lattice. **Environmetrics**, v. 22, n. 7, p. 857-871, 2011.
- JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; PETERSON, A. T.; SOBERÓN, J.; OVERTON, J. M.; ARAGÓN, P.; LOBO, J. M. Use of niche models in invasive species risk assessments. **Biological Invasions**, v. 13, n. 12, p. 2785-2797, 2011.
- KELLER, R. R.; GEIST, J.; JESCHKE, J. M.; KUHN, I. Invasive species in Europe: ecology, status, and policy. **Environmental Sciences Europe**, v. 23, n. 23, p. 1-17, 2011.
- LAING, C. M.; RANKIN, J. A. Odds ratios and confidence intervals: a review for the pediatric oncology clinician. **Journal of Pediatric Oncology Nursing**, v. 28, n. 6, p. 363-367, 2011.
- LEGENDRE, P.; FORTIN, M. J. Spatial pattern and ecological analysis. **Vegetatio**, Amsterdam, v. 80, n. 2, p. 107-138, 1989.
- LENNON, J. J. Red-shifts and red herrings in geographical ecology. **Ecography**, Copenhagen, v. 23, n. 1, p. 101-113, 2000.
- MACK, R. N.; SIMBERLOFF, D.; LONSDALE, W. M.; EVANS, H.; CLOUT, M. BAZZAZ, F. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences and control. **Issues in Ecology**, n. 5, p. 1-20, 2000.
- MADDOX, V.; BYRD JR., J.; SERVISS, B. Identification and control of invasive privets (*Ligustrum* spp.) in the Middle Southern United States. **Invasive Plant Science and Management**, v. 3, n. 4, p. 482-488, 2010.

- MOLTALDO, N. H. Dispersión por aves y éxito reproductivo de dos especies de *Ligustrum* (Oleaceae) en un relicto de la selva subtropical Argentina. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 66, p. 75-85, 1993.
- PEPPLER-LISBACH, C.; SCHRODER, B. Predicting the species composition of *Nardus stricta* communities by logistic regression modeling. **Journal of Vegetation Science**, v. 15, n. 5, p. 623-634, 2004.
- RODRIGUES, A. L. **Dinâmica e correlações ambientais em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista Aluvial em Guarapuava, PR**. 121 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Estadual do Centro Oeste, Irati, 2012.
- ROQUES, A. Invasive species. **Integrative zoology**, v. 7, n. 3, p. 227-227, 2012.
- SANDERS, N. J.; GOTELLI, N. J.; HELLER, N. E.; GORDON, D. M. Community disassembly by an invasive species. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, Washington, v. 100, n. 5, p. 2474-2477, 2003.
- SANDERSON, R. A.; EYRE, M. D.; RUSHTON, S. P. Distribution of selected macroinvertebrates in a mosaic of temporary and permanent freshwater ponds as explained by autologistic models. **Ecography**, Copenhagen, v. 28, n. 3, p. 355-362, 2005.
- SHARMA, G. P.; RAGHUBANSHI, A. S.; SINGH, J. S. Lantana invasion: an overview. **Weed Biology and Management**, v. 5, n. 4, p. 157-165, 2005.
- SOBERÓN, J.; NAKAMURA, M. Niches and distributional areas: Concepts, methods and assumptions. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, v. 106, Supplement 2, p. 19644-19650, 2009.
- STRAYER, D. L.; EVINER, V. T.; JESCHKE, J. M. PACE, M. L. Understanding the long-term effects of species invasions. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 21, n. 11, p. 645-651, 2006.
- TECCO, P. A.; DÍAZ, S.; GURVICH, D. E. PÉREZ-HARGUINDENGUY, N.; CABIDO, M.; BERTONE, G. A. Experimental evidence of positive association between exotic woody species: facilitation by *Pyracantha angustifolia* on *Ligustrum lucidum* sapling survival. **Applied Vegetation Science**, v. 10, p. 211-218, 2007.
- TECCO, P. A.; GURVICH, D. E. DÍAZ, S.; PÉREZ-HARGUINDENGUY, N.; CABIDO, M. Positive interaction between invasive plants: the influence of *Pyracantha angustifolia* on the recruitment of native and exotic woody species. **Austral Ecology**, v. 31, n. 3, p. 293-300, 2006.
- THEOHARIDES, K. A.; DUKES, J. S. Plant invasion across space and time: factors affecting nonindigenous species success during four stages of invasion. **New Phytologist**, Oxford, v. 176, n. 2, p. 256-273, 2007.
- VÁCLAVÍK, T.; MEENTEMEYER, R. K. Equilibrium or not? Modelling potential distribution of invasive species in different stages of invasion. **Diversity and Distributions**, Matieland, v. 18, n. 1, p. 73-83, 2012.

Recebido em 04/09/2014
Aceito para publicação em 08/04/2015