



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Laise Orsi Becker

**ESTRUTURA POPULACIONAL E REGENERAÇÃO DO VIMEIRO EXÓTICO
INVASOR *Salix × rubens* EM AMBIENTES RIPÁRIOS NO PARQUE NACIONAL DE
SÃO JOAQUIM**

Florianópolis
2022

Laise Orsi Becker

Estrutura populacional e regeneração do vimeiro exótico invasor *Salix × rubens* em ambientes ripários no Parque Nacional de São Joaquim

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.
Orientadora: Profa. Michele de Sá Dechoum, Dra.
Coorientador: Rafael Barbizan Sühs, Dr.

Florianópolis

2022

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Becker, Laise Orsi

Estrutura populacional e regeneração do vimeiro exótico
invasor *Salix × rubens* em ambientes ripários no Parque
Nacional de São Joaquim / Laise Orsi Becker ;
orientadora, Michele de Sá Dechoum, coorientador, Rafael
Barbizan Sühs, 2022.

38 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós
Graduação em Ecologia, Florianópolis, 2022.

Inclui referências.

1. Ecologia. 2. Invasões biológicas. 3. Áreas ripárias.
4. *Salix*. I. de Sá Dechoum, Michele. II. Barbizan Sühs,
Rafael. III. Universidade Federal de Santa Catarina.
Programa de Pós-Graduação em Ecologia. IV. Título.

Laise Orsi Becker

Estrutura populacional e regeneração do vimeiro exótico invasor *Salix × rubens* em ambientes ripários no Parque Nacional de São Joaquim

O presente trabalho em nível de mestrado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof^a Michele de Sá Dechoum, Dr^a
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Eduardo Luís Hettwer Giehl, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Gerhard Ernst Overbeck, Dr.
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de mestre em Ecologia.

Coordenação do Programa de Pós-Graduação

Prof^a Michele de Sá Dechoum, Dr^a
Orientador(a)

Florianópolis, 2022.

Este trabalho é dedicado à todas as mulheres que se dedicam a fazer ciência, enfrentando todos os percalços, desafiando as estatísticas.

AGRADECIMENTOS

Ninguém cruza a linha de chegada sem carregar tantas pessoas consigo, sem ajuda. Não fui exceção.

Meus sinceros agradecimentos à Michele, pela acolhida nessa jornada desde que demonstrei interesse em fazer a seleção num momento ainda conturbado. Por orientar e guiar os passos acadêmicos sempre respeitando a pessoa por trás do projeto e me fazendo querer e buscar um universo acadêmico mais igualitário.

Ao Rafael, por aceitar a empreitada de me coorientar, pela ajuda ao pensar o projeto e entender a modelagem, quebrar a cabeça com o R, mas também pelas risadas e pensamentos (e encontrar um teto que permitiu as saídas de campo).

Aos meus colegas do LAMEB, por me liberarem para viver a experiência do mestrado e aprender mais.

Àqueles que contribuíram com o projeto: equipe do ICMBio do PNSJ pelo apoio ao estudo; PELD-BISC pelo apoio financeiro à realização do projeto e o empréstimo do carro; Karla e à Mitie por ajudarem no empréstimo de materiais e com o processamento das amostras.

Sou grata pelas contribuições dos professores Nivaldo Peroni, Márcia Marques e Carine Emer durante a SAPECO; à professora Alessandra Fidelis pela avaliação da pré-banca; aos membros da banca: professor Gerhard Ernst Overbeck, Eduardo Luís Hettwer Giehl e Thaísa Sala Michelin.

Às professoras Natália e Bárbara por compartilharem a experiência da docência comigo, me ensinarem sobre um lecionar diferente e serem compreensivas com minha gestação. E aos demais professores do programa que enfrentaram o desafio de trazer um ensino de qualidade num formato novo em tão pouco tempo.

Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia, aos docentes e pós-docs, pelo conhecimento compartilhado, pelo esforço de manterem o curso em tempos de pandemia, pela busca em manter nossa sanidade e (especialmente à Comissão da SAPECO) por toda a sensibilidade e compreensão com uma mestranda gestante/recém-mãe.

Aos meus colegas de mestrado e do LEIMAC que tornaram real o que parecia impossível: concluir o mestrado em meio à pandemia. Depois de tantos anos aguardando para realizar o mestrado, fico triste com a impossibilidade de dividirmos a sala de aula física, o curso de campo, discussões e muito mais, mas grata por tudo que me proporcionaram. Especialmente à Brisa e ao Leo pela ajuda em campo, à Saty pela ajuda com o mapa e à Mari Niero por ter sempre palavras para me colocar para cima.

À Silvia pela sopa quente após o campo, pelas aulas de inglês, pelo compartilhamento de experiências e inspiração.

Às mais que amigas: Raquel por me ajudar a estudar para a seleção e pelo apoio nessa etapa final, sendo minha parceira mesmo com o Atlântico nos separando; Elise, por ser minha amiga, minha terapeuta dos momentos difíceis e dos momentos alegres. Por fazer tudo isso e, ainda por cima, mergulhar nas águas geladas para me ajudar em campo, e ainda fazer lindos registros de tudo.

Também à minha mãe e minha tia-mãe, que sempre acreditam em mim e ajudam com tudo que podem. Minha mãe que reassumiu os cuidados maternos (do meu filho) em muitas ocasiões para que eu pudesse concluir a escrita dessa dissertação.

Ao Guilherme, meu companheiro e esposo, que aceitou viver tudo isso comigo. Carregou a responsabilidade da casa para me aliviar nos momentos difíceis, tirou férias para passar frio fazendo transeção dentro do rio, me abraçou e respirou junto buscando soluções quando eu desacreditava, me ajudou com o inglês, segurou o Oliver e fez nascer essa dissertação.

E ao meu filho Oliver, que dividiu comigo boa parte desse processo da vida de mestrandia, das leituras, da escrita dessa dissertação e que, após o nascimento, me deu forças para que eu pudesse finalizá-la e com quem eu espero poder compartilhar o amor por todas as formas de vida.

A resposta é sempre um trecho do caminho que está atrás de você. Só uma pergunta pode apontar o caminho para frente. (GAARDER, 1996)

RESUMO

Espécies exóticas invasoras são aquelas que introduzidas em um novo ambiente por ação antrópica, reproduzem-se de modo a estabelecer populações viáveis em áreas distantes do local de introdução. As características das espécies (potencial de invasão) e as características do ambiente que as recebe (susceptibilidade à invasão) são fatores determinantes para o sucesso da invasão em escala local. Portanto, a compreensão dos fatores ambientais que aumentam a dispersão e promovem o estabelecimento de regenerantes de espécies de plantas invasoras é essencial para conhecer a dinâmica de invasão, bem como estabelecer prioridades de manejo. No Planalto Sul Catarinense, vimeiros do gênero *Salix* podem ser vistos invadindo áreas ripárias – ambientes altamente suscetíveis a invasões biológicas, por servirem como vetores de propágulos – inclusive em unidades de conservação, como o Parque Nacional de São Joaquim (PNSJ). Neste estudo, o principal objetivo é entender quais fatores ambientais facilitam a dispersão e estabelecimento de regenerantes de *Salix × rubens* em áreas ripárias no PNSJ para propor diretrizes para medidas de controle e monitoramento. Transeções foram utilizadas para amostrar indivíduos de *S. × rubens* em áreas ripárias ao longo de diferentes corpos d’água no interior do PNSJ. Os parâmetros ambientais mensurados nos rios ao longo dessas transeções foram: velocidade da correnteza, largura e profundidade do rio; já nas áreas ripárias foram avaliados os seguintes fatores: número de plantas adultas de *S. × rubens*, cobertura vegetal e do solo nu, cobertura do dossel, declividade, presença de *Salix humboldtiana* e análise física do solo. Para compreensão do efeito dos fatores ambientais sobre o estabelecimento de regenerantes, foram construídos modelos lineares generalizados de efeitos mistos, usando a transeção aninhada ao rio como variáveis de efeito aleatório e como variáveis de efeito fixo: largura do rio, profundidade do rio, velocidade da correnteza do rio, proporção de cobertura do solo por vegetação herbácea, proporção de cobertura do solo por serrapilheira, proporção de cobertura do solo por rocha, proporção de solo exposto, proporção de dossel, declividade e abundância de indivíduos adultos de *S. × rubens*. Foram amostrados 203 indivíduos, dos quais 104 foram considerados regenerantes. O modelo mais parcimonioso teve como variáveis explicativas: a abundância de adultos, profundidade do rio, velocidade da correnteza, proporção de cobertura do solo por vegetação herbácea e proporção de cobertura de dossel. A abundância de regenerantes de *S. × rubens* esteve negativamente correlacionada com a profundidade do rio e a cobertura por vegetação herbácea e positivamente correlacionada com a cobertura de dossel e abundância de adultos. Neste estudo, indicamos que áreas ripárias com menor cobertura de vegetação herbácea e próximas a cursos d’água com menor velocidade de correnteza e menos profundos, na presença de indivíduos adultos próximos às margens, são mais suscetíveis ao estabelecimento de regenerantes de *S. × rubens*, sendo prioritárias para monitoramento e controle de *S. × rubens* na região. As populações encontradas dentro dos limites do Parque parecem estar em fase de estabelecimento, favorecendo ações de controle da espécie exótica invasora na Unidade de Conservação.

Palavras-chave: Invasão Biológica. *Salix*. Áreas ripárias. Propagação vegetativa.

ABSTRACT

Exotic invasive species are those that, once introduced into an ecosystem through anthropic action, reproduce in a way to establish viable populations distant to where they were originally introduced. Species characteristics (invasiveness) and environmental characteristics (invasibility) are determining factors for the success of the invasion in a local scale. Therefore, understanding environmental factors which increase dispersion and promote establishment of the regenerative invasive plant species is essential to comprehend invasion dynamics, as well as establishing management priorities. In Santa Catarina's highlands, willows of the *Salix* genus can be seen invading riparian areas – areas highly susceptible to biological invasions, for they serve as vectors of propagules for many species –, including protected areas, like São Joaquim's National Park (PNSJ). The main goal of this study is to understand which environmental factors help dispersion and establishment of regenerative *Salix × rubens* in riparian areas within the PNSJ to subsidize guidelines for controlling and monitoring said species. Transects were used to sample *S. × rubens* in riparian areas throughout different rivers within the PNSJ. The environmental factors measured throughout these transects were, in the rivers: current's velocity, width and depth of the river; in the riparian areas: number of adult *Salix* plants, vegetation and bare soil cover, canopy cover, slope, presence of *Salix humboldtiana* and physical analysis of the soil. To understand the effect of the environmental factors in the establishment of the regenerants, we built generalized linear mixed models. River nested transection were used as random effect variable and as fixed effect variables: river width, river depth, river current velocity, proportion of land cover by herbaceous vegetation, proportion of land cover by litter, proportion of land cover per rock, proportion of exposed soil, proportion of canopy, slope and abundance of adult individuals of *S. × rubens*. Of the 203 sampled individuals, 104 were considered regenerants. The most parsimonious model had as explicative variables: number of adult *Salix* plants, current's velocity, depth of the river, herbaceous vegetation soil covering, and canopy cover. There is a negative correlation between the abundance of regenerants of *S. × rubens* and the depth of the river and herbaceous vegetation covering and a positive correlation with canopy cover and the number of adult individuals. In this study, we indicate that riparian areas with less herbaceous vegetation covering and close to waterways with slower current speed and shallower rivers, with adult individuals close to the margins, are more susceptible to the establishment of *S. × rubens* regenerants. Therefore, these areas should be prioritized in monitoring and controlling of the *S. × rubens* in the region. The populations within the limits of the Park were in establishment favoring control actions against the invasive exotic species in the Conservation Unit.

Keywords: Biological invasion. *Salix*. Riparian areas. Vegetative propagation.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Localização das 13 transeções de 200 metros amostradas no estudo sobre a árvore exótica invasora *Salix × rubens* realizado no Parque Nacional de São Joaquim (Santa Catarina, sul do Brasil) que está representado no mapa pela área hachurada. As áreas de Campos de Altitude estão representadas em cinza claro e as áreas com Floresta com Araucária estão em cinza escuro. Fonte: Rafael Barbizan Sühs. 18
- Figura 2. a: Regenerantes de *Salix × rubens* estabelecidos no leito do rio dentro dos limites do Parque Nacional de São Joaquim (Santa Catarina, sul do Brasil). b: Indivíduo de *S. × rubens* estabelecido no rio Pelotas dentro dos limites do Parque Nacional de São Joaquim. c: Fragmento de um ramo de *S. × rubens* com raízes e dois ramos jovens. d: Ramo de *S. × rubens* enraizando em contato com o rio..... 20
- Figura 3. A: Esquema da área amostrada no estudo sobre a árvore exótica invasora *Salix × rubens* realizado no Parque Nacional de São Joaquim (Santa Catarina, sul do Brasil). A área amostrada está representada pela área pontilhada compreendendo margem e leito do rio. O triângulo representa o centro da transeção partindo do indivíduo de *Salix* para definição da transeção de 200 m, percorrendo 100 m a jusante do indivíduo e 100 m a montante. B: Transeção de 200 metros com os pontos de coleta de dados ambientais para caracterização das sub-transeções. Triângulo e quadrados: pontos de coleta de dados ambientais, sendo o triângulo o ponto central da transeção. M50-100: sub-transeção de 50 a 100 metros a montante do ponto central. C-M50: sub-transeção de 50 metros a montante do ponto central. J50-100: sub-transeção de 50 a 100 metros a jusante do ponto central. C-J50: sub-transeção de 50 metros a jusante do ponto central..... 21
- Figura 4. Altura e circunferência a altura do solo (PAS) de indivíduos de *Salix × rubens* amostrados no estudo no Parque Nacional de São Joaquim (Santa Catarina, sul do Brasil). Os indivíduos adultos estão representados em triângulos laranja e os regenerantes estão em círculos azul. 24
- Figura 5. Abundância de indivíduos de *S. × rubens* amostrados no estudo no Parque Nacional de São Joaquim conforme seu posicionamento em relação ao leito do rio. Os indivíduos adultos estão representados em laranja e os regenerantes estão em azul. 26
- Figura 6. Resíduos do modelo de menor AICc para avaliar fatores que interferem na abundância de regenerantes estabelecidos de *S. × rubens* em ambientes ripários no Parque Nacional de São Joaquim, Brasil..... 27

Figura 7. Efeitos das variáveis do modelo (GLMM) mais parcimonioso na abundância de regenerantes estabelecidos de *S. × rubens* em ambientes ripários no Parque Nacional de São Joaquim, Brasil. A: Abundância de adultos. B: Proporção de cobertura de dossel. C: Proporção de cobertura de solo por vegetação herbácea. D: Profundidade do rio. E: Velocidade do rio. As áreas sombreadas representam intervalos de confiança de 95%.28

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Indivíduos de <i>S. × rubens</i> amostrados em cada transeção do estudo no Parque Nacional de São Joaquim, Brasil.....	25
Tabela 2. Conjunto de modelos produzidos para avaliar fatores que interferem na abundância de regenerantes estabelecidos de <i>Salix × rubens</i> em ambientes ripários no Parque Nacional de São Joaquim, Brasil.....	27

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	MATERIAIS E MÉTODOS	18
2.1	Sistema de estudo	18
2.2	Delineamento amostral e coleta de dados.....	20
2.3	Análise de dados	22
3	RESULTADOS	24
3.1	Estrutura populacional	24
3.2	Influência de fatores ambientais no estabelecimento de regenerantes	26
4	DISCUSSÃO	29
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	33
6	REFERÊNCIAS.....	34

1 INTRODUÇÃO

O histórico de migrações e ocupações de populações humanas é importante fonte de explicação para a translocação de espécies a partir da sua área de distribuição natural (van Kleunen et al., 2015; Seebens et al., 2017; Yang et al., 2021). Uma vez que a espécie transpõe os limites geográficos de sua distribuição original e é introduzida com assistência humana, ela é considerada uma espécie exótica no local (Richardson et al., 2000; Blackburn et al., 2011). Em escala local, após a introdução, a etapa subsequente do processo de invasão biológica consiste em a espécie ultrapassar barreiras ambientais impostas pelo novo ambiente, tais como condições de clima e de solo e interações bióticas (Blackburn et al., 2011). Superando estas barreiras, o estabelecimento da espécie introduzida ocorre por meio da geração de descendentes, permitindo o estabelecimento da população e a dispersão para além do local de introdução original (Blackburn et al., 2011). Espécies introduzidas estabelecidas no novo ambiente, que se reproduzem de modo consistente e mantêm uma população viável autônoma, dispersando-se e estabelecendo novas populações em áreas distantes do local de introdução original são denominadas espécies exóticas invasoras (Richardson et al., 2000). Para espécies vegetais, considera-se invasora a espécie capaz de dispersar sem ajuda humana por propágulos a distâncias maiores que 100 metros do local de introdução em menos de 50 anos, ou a uma distância maior que seis metros em três anos, para plantas com reprodução vegetativa (Richardson et al., 2000).

Uma das questões mais pertinentes em invasões biológicas refere-se a atributos que tornam algumas plantas mais invasora que outras, conhecido como potencial de invasão. Porém, o potencial de invasão não é igual entre todas as populações de plantas invasoras, mas determinado pelos diferentes atributos biológicos dependendo do local em que a espécie foi introduzida (Rejmánek et al., 2013), dos recursos do ambiente invadido (Natale et al., 2010) e das características dos eventos de introdução, como número e frequência de introduções (pressão de propágulos) (Lockwood et al., 2005). A compreensão dos fatores bióticos e abióticos que limitam ou promovem a germinação de sementes ou estabelecimento de plântulas também é crítico para determinar se e onde a espécie de planta pode vir a se tornar invasora (McAlpine e Jesson 2008).

Ambientes ripários são altamente suscetíveis a invasões biológicas por servirem como corredores ecológicos para muitas espécies e como vetores de propágulos que se depositam às margens de cursos d'água (Richardson et al., 2007). Além disso, agrupamentos humanos

frequentemente se estabelecem próximos a cursos d'água, o que facilita a chegada de propágulos de espécies introduzidas nesses ambientes (Hood e Naiman, 2000; Richardson et al., 2007; Castro-Díez e Alonso, 2017). Ambientes ripários são definidos como a extensão entre as margens de um curso d'água até o limite da área onde a estrutura da comunidade é afetada pelas inundações (Naiman e Décamps, 1997). Esses ambientes são ecótonos entre os ecossistemas aquáticos e terrestres, apresentando diversas funções ecológicas como fornecimento de alimentos, regulação da temperatura da água, provisão de sombra, redução da erosão, filtragem de sedimentos e controle de nutrientes (Naiman e Décamps, 1997; Hood e Naiman, 2000).

Diferentes tipos de impactos negativos podem ser provocados pela invasão por espécies introduzidas em ecossistemas fluviais ou ripários. Alguns exemplos são: alterações na geomorfologia fluvial e regime de fogo, alteração de propriedades da água e do solo, mudanças no regime hídrico e diferentes efeitos sobre outros organismos. (Castro-Díez e Alonso, 2017). Por exemplo, ambientes ripários invadidos por *Tamarix* spp. tiveram redução do nível de água subterrânea, eliminação da vegetação natural e redução dos fluxos de água em canais na América do Norte (Di Tomaso, 1998). Já na Austrália, vimeiros e salgueiros exóticos (*Salix* spp.) geraram impactos físicos e biológicos diretos, como aumento da carga de sedimentos, redução da capacidade do canal e aumento de inundações, alteração no sombreamento e na decomposição de serrapilheira (ARMCANZ, 2000).

No Planalto Sul Catarinense, no Sul do Brasil, região caracterizadas por um mosaico de formações florestais e campestres, espécies do gênero *Salix* são cultivadas para a produção de vime. A espécie mais cultivada na região, o híbrido *Salix* × *rubens*, tem como principal via de estabelecimento a propagação vegetativa de ramos dispersos através da água (Shafroth et al., 1994; Cremer, 2003; Budde et al., 2011, Thomas et al., 2012). A espécie é reconhecida como espécie invasora em ambientes ripários no estado do Colorado nos Estados Unidos da América (Shafroth et al., 1994), na Patagônia Argentina (Budde et al., 2011; Thomas et al., 2015), na Austrália (Greenwood et al., 2004; ARMCANZ, 2000) e no Planalto Sul Catarinense, região de estudo (Sühs et al., 2020). A maioria dos indivíduos na região está localizada em margens de rios (Sühs et al., 2020). Esses indivíduos atuam como fontes de propágulos para a expansão da distribuição do híbrido e para o estabelecimento de novas populações.

As características dos sedimentos e aspectos hidrológicos são alguns dos fatores que afetam o estabelecimento e distribuição de plantas pioneiras de áreas ripárias (Francis e Gurnell, 2006; Osterkamp e Hupp, 2010; Mosner et al., 2011) como as espécies da família Salicaceae.

Indivíduos mais jovens do gênero *Salix* tendem a ser encontrados em densidades maiores próximos ao leito de rios, em áreas mais suscetíveis ao regime de cheias e vazantes já que suas raízes não são capazes de atravessar rapidamente o substrato para alcançar lençóis freáticos mais profundos, mas produzem um número maior de raízes adventícias que podem utilizar a umidade do subsolo (Oliveira e Piedade, 2000; Francis et al., 2006; Gehrig, 2010; Mosner et al., 2011). A presença de adultos, maior luminosidade e baixa competição por espaço (Moggridge e Gurnell, 2009; Newsholme, 1992; Sher et al., 2002) são outros fatores correlacionados a maior proporção de estabelecimento e no crescimento de indivíduos do gênero *Salix*.

A compreensão dos fatores ambientais que dificultam ou facilitam o estabelecimento de propágulos de *S. × rubens*, aliada ao diagnóstico do estágio do processo de invasão local, é fundamental para a definição de áreas prioritárias para monitoramento e controle dentro de unidades de conservação. A erradicação é geralmente muito mais fácil antes que uma espécie introduzida se disperse amplamente, e mesmo que a erradicação não ocorra, a detecção precoce pode levar a ações (Simberloff, 2014), como a implementação de diretrizes para o cultivo comercial que evitem a dispersão da espécie invasora pelos corredores fluviais.

Nesse contexto, os objetivos desse estudo são caracterizar a estrutura populacional do híbrido *S. × rubens* dentro dos limites do Parque Nacional de São Joaquim (sul do Brasil) e verificar quais fatores foram mais relevantes para o estabelecimento de regenerantes em ambientes ripários. A partir dos dados populacionais, buscou-se definir em qual etapa do processo de invasão biológica se encontra *S. × rubens* dentro dos limites do PNSJ, considerando-se as etapas do processo descritas em Blackburn et al. (2011). Partindo-se do pressuposto de que a dispersão da espécie se dá principalmente por propágulos vegetativos dispersos pela água e com base em estudos anteriores, espera-se que ambientes com menor cobertura de dossel, com rios mais estreitos e menos profundos e de correnteza com velocidades menores, assim como margens menos íngremes, com maior proporção de solo exposto, menor proporção de cobertura por vegetação herbácea ou serrapilheira, e que com maior abundância de indivíduos adultos, tenham mais regenerantes estabelecidos.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 SISTEMA DE ESTUDO

O estudo foi realizado no Parque Nacional de São Joaquim (PNSJ - latitude: 28,19 ° S, longitude: 49,53 ° O – Figura 1), no Planalto Sul do Brasil. De acordo com a classificação climática Köppen-Geiger, o clima é mesotérmico úmido sem estação seca definida, com verões frescos, pertencente ao tipo Cfb (Kottek et al., 2006). A temperatura média anual é 14°C, a pluviosidade média anual 1400mm e a umidade relativa do ar 85%, com precipitação distribuída ao longo do ano (Souza, 2004).

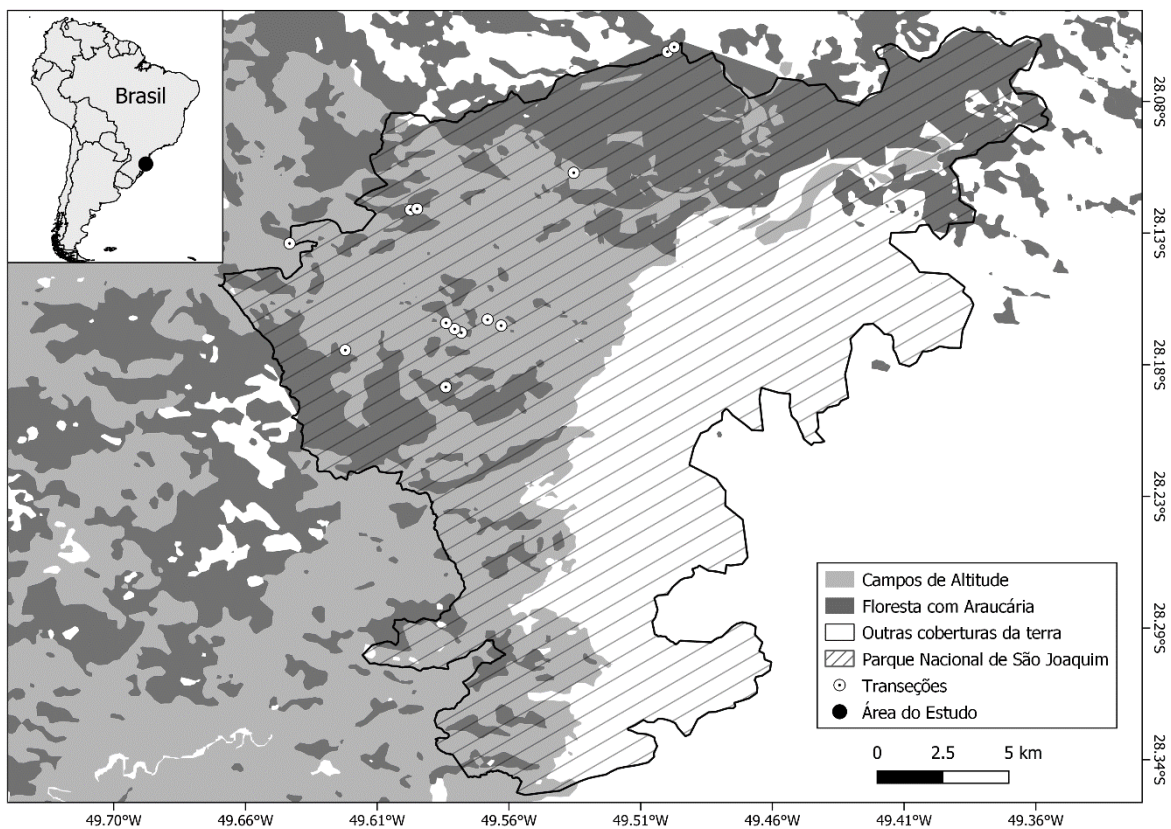


Figura 1. Localização das 13 transeções de 200 metros amostradas no estudo sobre a árvore exótica invasora *Salix × rubens* realizado no Parque Nacional de São Joaquim (Santa Catarina, sul do Brasil) que está representado no mapa pela área hachurada. As áreas de Campos de Altitude estão representadas em cinza claro e as áreas com Floresta com Araucária estão em cinza escuro. Fonte: Rafael Barbizan Sühs.

O Parque tem 49.300 hectares, dos quais 49% já tem situação fundiária regularizada, o que inclui áreas devolutas e propriedades indenizadas (ICMBio, 2022). Dentre as atividades desenvolvidas desde antes da criação do Parque, pode-se destacar a pecuária extensiva e semiextensiva, a exploração seletiva de madeira nativa, silvicultura e outras culturas agrícolas como a da maçã e fumo (Alarcon e Silva, 2007), além do cultivo de diversas espécies de *Salix* para a produção de vime. Os principais tipos de vegetação existentes no Parque incluem Estepe

(campos de altitude), Floresta Ombrófila Mista (floresta com araucária) e Floresta Ombrófila Densa (Alarcon e Silva, 2007; IBGE, 2012). Na região em que o estudo foi realizado (elevação variando entre 1040 a 1430 metros), conhecida como campos de Santa Bárbara, se encontra um mosaico de Floresta Ombrófila Mista, associada a grandes extensões de Estepe e Florestas Nebulares. O Rio Pelotas e o Rio Canoas, principais formadores do Rio Uruguai, são os cursos d'água mais importantes do PNSJ, que abriga inúmeras nascentes e tem importante papel na manutenção do Aquífero Guarani. Os cursos d'água em que foram estabelecidas as transeções deste estudo possuem suas nascentes dentro dos limites do PNSJ.

O gênero *Salix* apresenta distribuição cosmopolita, porém sem espécies nativas na Australásia (Gehrigh, 2004), e apenas com *Salix humboldtiana* como espécie nativa na região de estudo (Marquete et al., 2015). Um dos fatores responsáveis pela ampla distribuição do gênero é a permuta de espécies e híbridos entre os continentes devido ao interesse econômico. Em Santa Catarina a EPAGRI (Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina) incentivou a introdução de diversas espécies de *Salix*, fornecedoras de vime (ramos jovens do vimeiro) para ser utilizado em artesanato (Moura, 2002). A principal espécie do gênero cultivada e utilizada na região de estudo é *Salix × rubens* (Schrank) que, embora tenha boa produtividade, é menos maleável e racha mais facilmente, razão pela qual foi elencada como a última na preferência das espécies atualmente disponíveis para uso dos artesãos em estudo comparativo (Nascimento, 2009).

A espécie *S. × rubens* é um híbrido de origem europeia das espécies *Salix alba* e *Salix fragilis*. Foi introduzido no Planalto Sul Catarinense durante a década de 1930, por meio de imigrantes italianos e alemães. Na Austrália, está na lista de “Weeds of National Significance” e é considerada invasora em ambientes ripários, com impactos reportados sobre a composição e abundância da fauna de artrópodes terrestres (Greenwood et al., 2004) e sobre a comunidade de plantas terrestres e aquáticas pelo sombreamento e modificação das margens dos rios devido às raízes subaquáticas (Cremer, 2003).

Espécies do gênero *Salix* são dioicas, de porte arbustivo-arbóreo, as quais produzem sementes leves que se dispersam pela água ou pelo vento (Moggridge e Gurnell, 2009). Entretanto, a reprodução vegetativa tem sido reportada como a principal via de dispersão e estabelecimento das populações de *S. × rubens* (Shafroth et al., 1994; Cremer, 2003; Budde et al., 2011, Thomas et al., 2012). Em indivíduos de *S. fragilis* e seus híbridos, as gemas dos galhos são frágeis, ventos e inundações podem partir esses galhos possibilitando a dispersão e o estabelecimento deles a jusante (Figura 2 – a,b) devido à capacidade de se reproduzir por

estaquia (Cremer, 2003; Beismann et al., 2000). Esses ramos podem já apresentar raízes se entrarem em contato com a água (Figura 2 – d). Os regenerantes, além de tolerarem condições ambientais mais amplas do que plântulas advindas de reprodução sexuada, geralmente têm taxas de sobrevivência mais altas (Moggridge e Gurnell, 2009; Asaeda et al., 2011). Além dessa plasticidade ambiental, mesmo pequenos fragmentos são capazes de produzir raízes (Figura 2 - c), tornando-os importantes em processos de invasão biológica (Budde et al., 2011).



Figura 2. a: Regenerantes de *Salix x rubens* estabelecidos no leito do rio dentro dos limites do Parque Nacional de São Joaquim (Santa Catarina, sul do Brasil). b: Indivíduo de *S. x rubens* estabelecido no rio Pelotas dentro dos limites do Parque Nacional de São Joaquim. c: Fragmento de um ramo de *S. x rubens* com raízes e dois ramos jovens. d: Ramo de *S. x rubens* enraizando em contato com o rio.

2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL E COLETA DE DADOS

A coleta de dados foi realizada entre 19 e 29 de abril de 2021. Por meio da busca por indivíduos adultos em imagens de satélite, de conversas com os gestores do PNSJ e busca ativa, pretendia-se o estabelecimento de 20 transeções lineares de 200 metros, paralelas a uma das margens de cursos d'água do PNSJ e com distanciamento maior que 100 metros entre as mesmas. Entretanto, apesar da ampla busca, foi possível estabelecer nessas condições apenas 13 transeções lineares cujo centro foi definido pelo indivíduo de *S. x rubens* de maior altura ou por um agrupamento com maior número de indivíduos. A partir do centro, foram percorridos 100 metros a montante e 100 metros a jusante em busca ativa por indivíduos da espécie. A busca foi realizada ao longo da transeção, incluindo-se o leito do corpo d'água e distanciando-

se da margem em quatro metros (área ripária amostrada: 800m^2 + área do leito do curso d'água) (Figura 3-A).

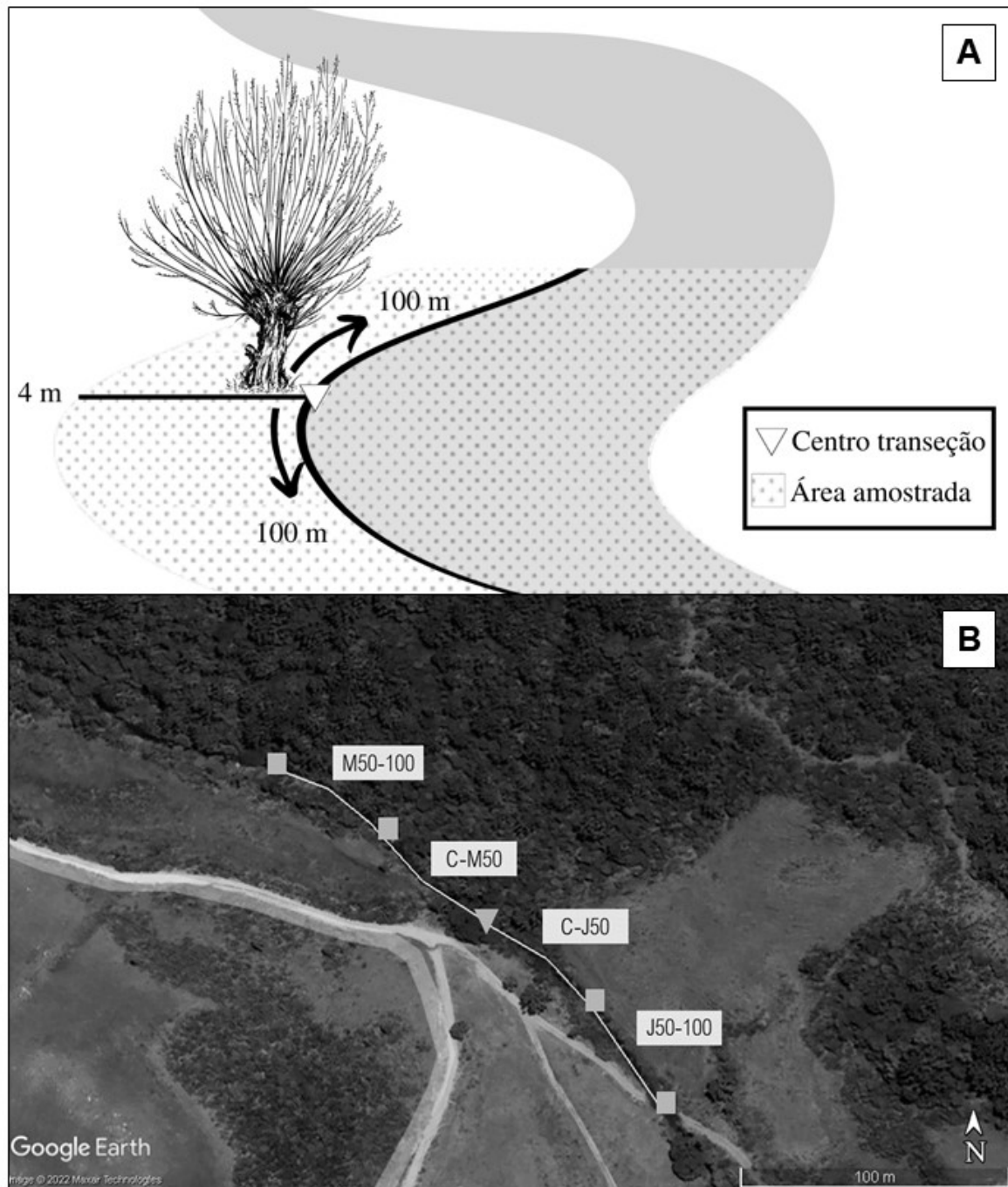


Figura 3. A: Esquema da área amostrada no estudo sobre a árvore exótica invasora *Salix* × *rubens* realizado no Parque Nacional de São Joaquim (Santa Catarina, sul do Brasil). A área amostrada está representada pela área pontilhada compreendendo margem e leito do rio. O triângulo representa o centro da transeção partindo do indivíduo de *Salix* para definição da transeção de 200 m, percorrendo 100 m a jusante do indivíduo e 100 m a montante. B: Transeção de 200 metros com os pontos de coleta de dados ambientais para caracterização das sub-transeções. Triângulo e quadrados: pontos de coleta de dados ambientais, sendo o triângulo o ponto central da transeção. M50-100: sub-transeção de 50 a 100 metros a montante do ponto central. C-M50: sub-transeção de 50 metros a montante do ponto central. J50-100: sub-transeção de 50 a 100 metros a jusante do ponto central. C-J50: sub-transeção de 50 metros a jusante do ponto central.

Foram contabilizados somente os indivíduos fixados por raízes no momento da amostragem. No caso de agrupamentos com distância inferior a 50 centímetros, o agrupamento foi validado como um único indivíduo representado pelo fuste de maior altura e maior perímetro à altura do solo (PAS). Foi aferida o PAS e estimada a altura para cada indivíduo amostrado, além de registrada a posição do indivíduo em relação ao corpo d'água (se no leito ou a que distância estava do leito). A presença de indivíduos da espécie nativa *Salix humboldtiana* também foi avaliada em cada transeção.

A caracterização de variáveis ambientais foi feita a cada 50 m da transeção (Figura 3-B); na sequência, foi calculada a média dos dados das extremidades da subtranseção, gerando-se uma caracterização ambiental para cada subtranseção de 50m (denominadas M50-100, C-M50, C-J50, J50-100). As variáveis ambientais avaliadas relativas ao rio foram: velocidade da correnteza (calculando-se a média de três tentativas do tempo que uma garrafa plástica de 500 ml cheia de ar levava para se deslocar na superfície da água por dois metros), e largura e profundidade do corpo d'água (com auxílio de uma trena). Para a análise de cobertura do solo foi utilizado um quadrado de 1 m², sendo que as proporções de cobertura por rocha, serrapilheira, vegetação herbácea ou solo exposto foram estimadas visualmente. A declividade foi calculada utilizando-se o aplicativo para celular “*Inclinometer*”, posicionando o aparelho perpendicular à margem e no centro da parcela de amostragem de cobertura de solo. A abertura de dossel foi mensurada utilizando o aplicativo *CanopyCapture*, com o celular posicionado no centro da parcela de amostragem, posicionado a 15 centímetros de altura do solo.

A análise física do solo foi realizada através de amostras compostas de solo, com coletas em cinco pontos, até 20 cm de profundidade, excluindo-se a serrapilheira. As amostras foram armazenadas em um recipiente plástico de 500 mililitros, secas em estufa a temperatura de 40 a 60 graus Celsius por 48 horas, e encaminhadas para o Laboratório de Solos da EPAGRI-SC para análise física (proporções de areia, silte e argila de cada amostra).

2.3 ANÁLISE DE DADOS

Os dados de PAS e altura foram utilizados para caracterizar a estrutura populacional. Posteriormente, os indivíduos foram categorizados como regenerantes e adultos para análise sobre os fatores que influenciariam o estabelecimento de regenerantes. Foram considerados como regenerantes todos os indivíduos com PAS inferior ou igual a 10 cm.

Para verificar o efeito dos fatores ambientais sobre o estabelecimento de regenerantes, foram construídos modelos lineares generalizados de efeitos mistos (GLMM) usando a

abundância de regenerantes como variável resposta e a transeção aninhada ao rio como variável de efeito aleatório. Os modelos foram construídos utilizando-se como variáveis de efeito fixo: largura do rio, profundidade do rio, velocidade da correnteza do rio, proporção de cobertura do solo por vegetação herbácea, proporção de cobertura do solo por serrapilheira, proporção de cobertura do solo por rocha, proporção de solo exposto, proporção de dossel, declividade e abundância de indivíduos adultos de *Salix × rubens*. Devido à natureza dos dados, a distribuição escolhida foi a de Poisson.

Foi construído um modelo com todas as variáveis e modelos nos quais o efeito de cada variável foi considerada de forma isolada; também foi construído um modelo nulo. Modelos alternativos com ação conjunta de grupos de variáveis foram elaborados através da simplificação de modelos, considerando-se menor valor de z para eliminar a variável no próximo modelo. A análise foi baseada num total de 18 modelos. A seleção dos modelos foi baseada no Critério de Informação de Akaike corrigido para amostras pequenas (AICc) e a validação foi feita através de análise gráfica dos resíduos (ZUUR et al., 2009). O desempenho do modelo foi avaliado por meio do R^2 marginal e condicional. Todas as análises foram realizadas utilizando o programa R (R Development Core Team, 2020), com os pacotes `glmmTMB` (Magnusson, 2017) para a construção dos modelos, `MuMIn` (Barton, 2020) e `DHARMA` (Hartig, 2021) para seleção e validação dos modelos e `visreg` (Breheny e Burchett, 2017) para visualizar os efeitos dos modelos.

3 RESULTADOS

3.1 ESTRUTURA POPULACIONAL

Foram amostrados 203 indivíduos de *S. × rubens* cuja média de PAS foi $0,82 \pm 1,46$ m (variando entre 0,03 e 8,47 m) e média de altura de $3,43 \pm 3,56$ m (variando de 0,30 a 12 m). Indivíduos regenerantes (PAS menor ou igual a 10 cm) totalizaram 104 indivíduos, nenhum deles tendo altura superior a dois metros (Figura 4). Ainda que sejam observados indivíduos da espécie nativa na região de estudo, nenhum indivíduo de *S. humboldtiana* foi amostrado nas transeções.

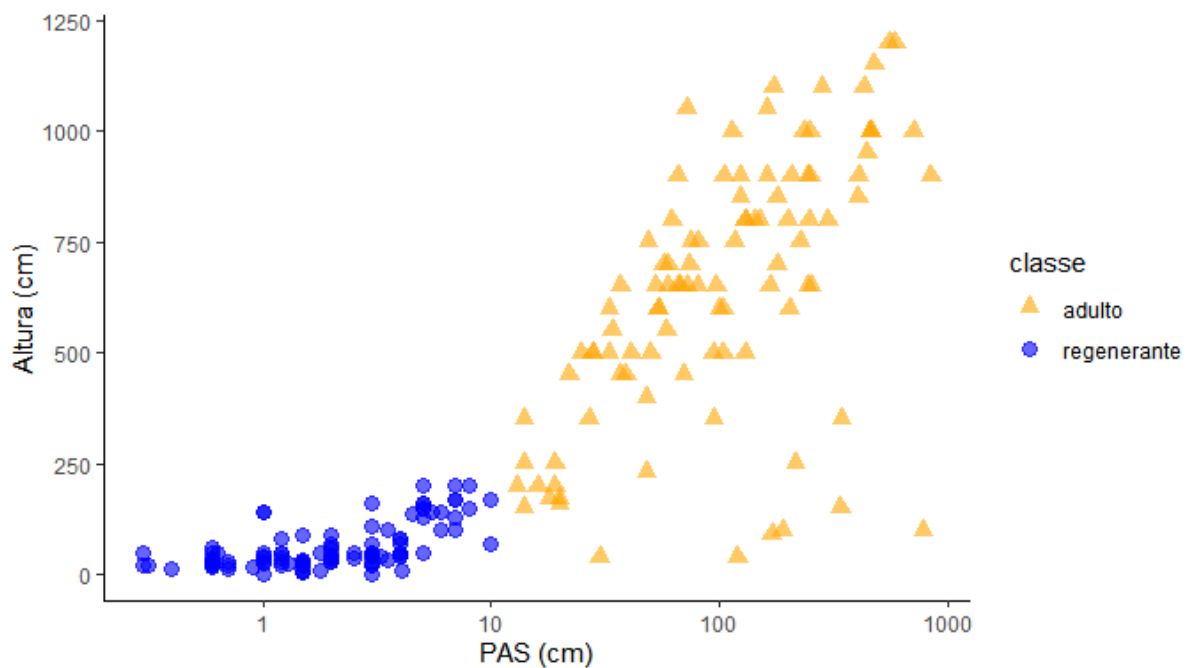


Figura 4. Altura e circunferência a altura do solo (PAS) de indivíduos de *Salix × rubens* amostrados no estudo no Parque Nacional de São Joaquim (Santa Catarina, sul do Brasil). Os indivíduos adultos estão representados em triângulos laranja e os regenerantes estão em círculos azul.

Das 13 transeções realizadas (Tabela 1), três delas continham apenas indivíduos adultos e duas estavam no mesmo rio (Pelotas - indicado pela letra *b*). Os indivíduos presentes no rio “a”, um afluente do rio Pelotas, corresponderam a 37,43% do total de indivíduos amostrados e 48% dos indivíduos regenerantes.

Tabela 1. Indivíduos de *S. × rubens* amostrados em cada transeção do estudo no Parque Nacional de São Joaquim, Brasil

Transeção	Rio	Adultos	Regenerantes	Total de indivíduos
1	a	5	2	7
2	a	6	10	16
3	d	10	1	11
4	f	1	2	3
5	c	13	17	30
6	c	12	7	19
7	e	7	19	26
8	b	3	0	3
9	b	19	0	19
10	b	4	4	8
11	a	15	38	53
12	g	2	0	2
13	g	2	4	6

Os regenerantes foram amostrados principalmente no interior do rio (62,5%) ou na margem, a distâncias de até um metro do leito (29,8%). Já no caso de indivíduos adultos, apenas 13,13% estavam no leito do rio e concentrados principalmente no primeiro metro de distância da margem (40,4%) (Figura 5).

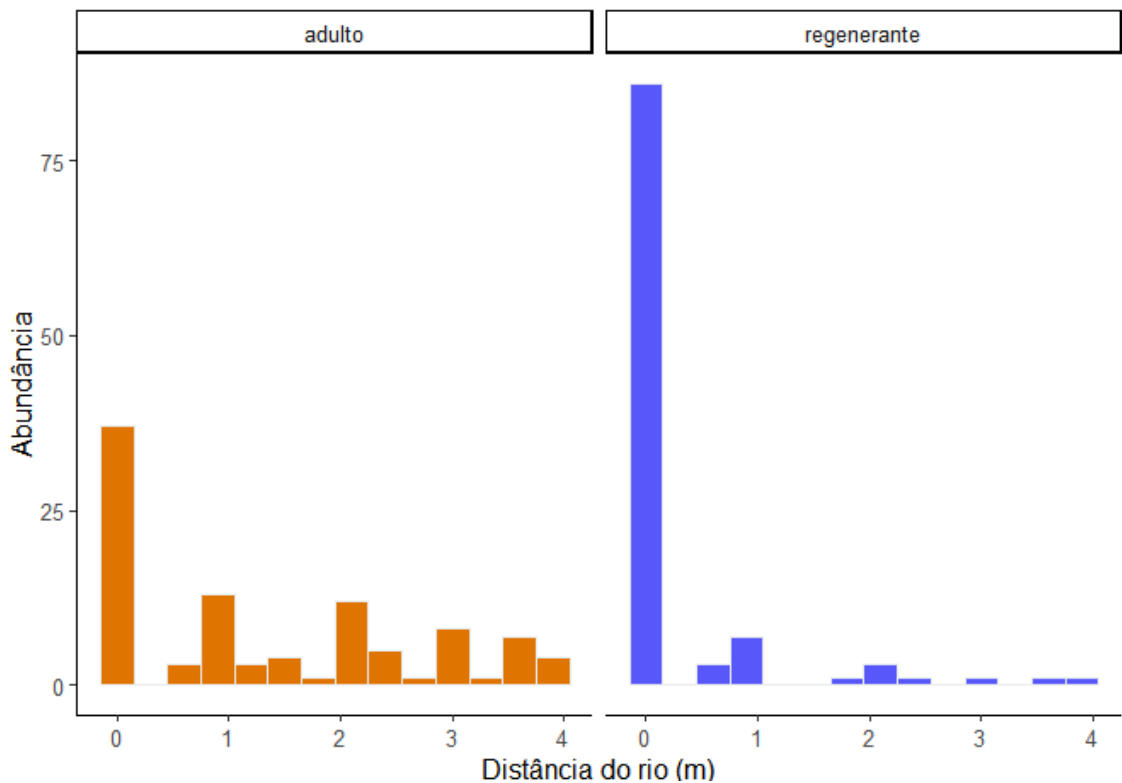


Figura 5. Abundância de indivíduos de *S. x rubens* amostrados no estudo no Parque Nacional de São Joaquim conforme seu posicionamento em relação ao leito do rio. Os indivíduos adultos estão representados em laranja e os regenerantes estão em azul.

3.2 INFLUÊNCIA DE FATORES AMBIENTAIS NO ESTABELECIMENTO DE REGENERANTES

A partir dos 18 modelos elaborados (Tabela 2), o modelo selecionado (que teve o menor valor de AICc) teve como variáveis explicativas: a abundância de adultos, profundidade do rio, velocidade da correnteza, proporção de cobertura do solo por vegetação herbácea e proporção de cobertura de dossel. Os resíduos foram considerados adequados (Figura 6). As variáveis de efeito fixo contribuíram com 46,25% das diferenças nas abundâncias de regenerantes (R^2 marginal), chegando a 95,22% considerando efeitos fixos e aleatórios (R^2 condicional).

Tabela 2. Conjunto de modelos produzidos para avaliar fatores que interferem na abundância de regenerantes estabelecidos de *Salix × rubens* em ambientes ripários no Parque Nacional de São Joaquim, Brasil. Aba = Abundância de adultos; LR = Largura do rio; PR = profundidade do rio; DEC = declividade; DOS = proporção de cobertura de dossel; SE = proporção de solo exposto; SER = proporção de cobertura de solo por serrapilheira; CV = proporção de cobertura de solo por vegetal herbácea; ROC = proporção de cobertura de solo por rocha; VEL = velocidade do rio; df = graus de liberdade; “x” indica presença da variável no modelo em questão.

Modelo	Aba	LR	PR	DEC	DOS	SE	SER	CV	ROC	VEL	VEL ²	Df	AICc	Delta AICc	Weight
Completo	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	X	14	148.5	16.91	0.000
P.1	x	x	x		x	x	x	x	x	x	X	13	143.9	12.27	0.002
P.2	x		x		x	x	x	x	x	x	X	12	139.7	8.07	0.013
P.3	x		x		x		x	x	x	x	X	11	136.1	4.45	0.082
P.4	x		x		x		x	x		x	X	10	135.0	3.4	0.139
P.5	x		x		x			x		x	X	9	131.6	0	0.759
P.6	x		x					x		x	X	8	141.8	10.19	0.005
LR		x										4	201.2	69.53	0.000
DEC				x								4	200.0	68.38	0.000
DOS					x							4	196.8	65.2	0.000
CV								x				4	193.3	61.66	0.000
ROC									x			4	195.7	64.05	0.000
SER							x					4	195.8	64.16	0.000
SE						x						4	188.2	56.55	0.000
VEL										x	X	5	152.9	21.25	0.000
PR			x									4	201.7	70.09	0.000
Aba	x											4	198.2	66.55	0.000
Nulo												3	200.1	68.42	0.00

DHARMA residual diagnostics

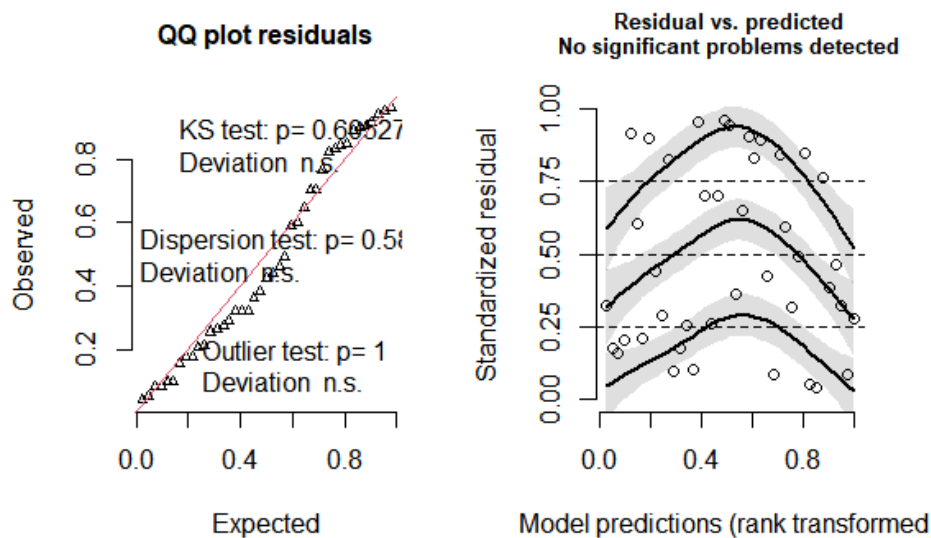


Figura 6. Resíduos do modelo de menor AICc para avaliar fatores que interferem na abundância de regenerantes estabelecidos de *S. × rubens* em ambientes ripários no Parque Nacional de São Joaquim, Brasil.

A abundância de adultos ($Z=3.549$, $P<0.001$, figura 7-A) e a cobertura do dossel ($Z=3.009$, $P<0.01$, figura 7-B) estiveram positivamente relacionadas com a abundância de regenerantes, enquanto a cobertura vegetal, figura 7-D) estiveram correlacionadas negativamente. A abundância de regenerantes mostrou uma relação quadrática positiva para a velocidade da correnteza do rio ($Z=3.438$, $P<0.001$, figura 7-E). A abundância de adultos foi o fator com maior influência, seguida da velocidade da correnteza.

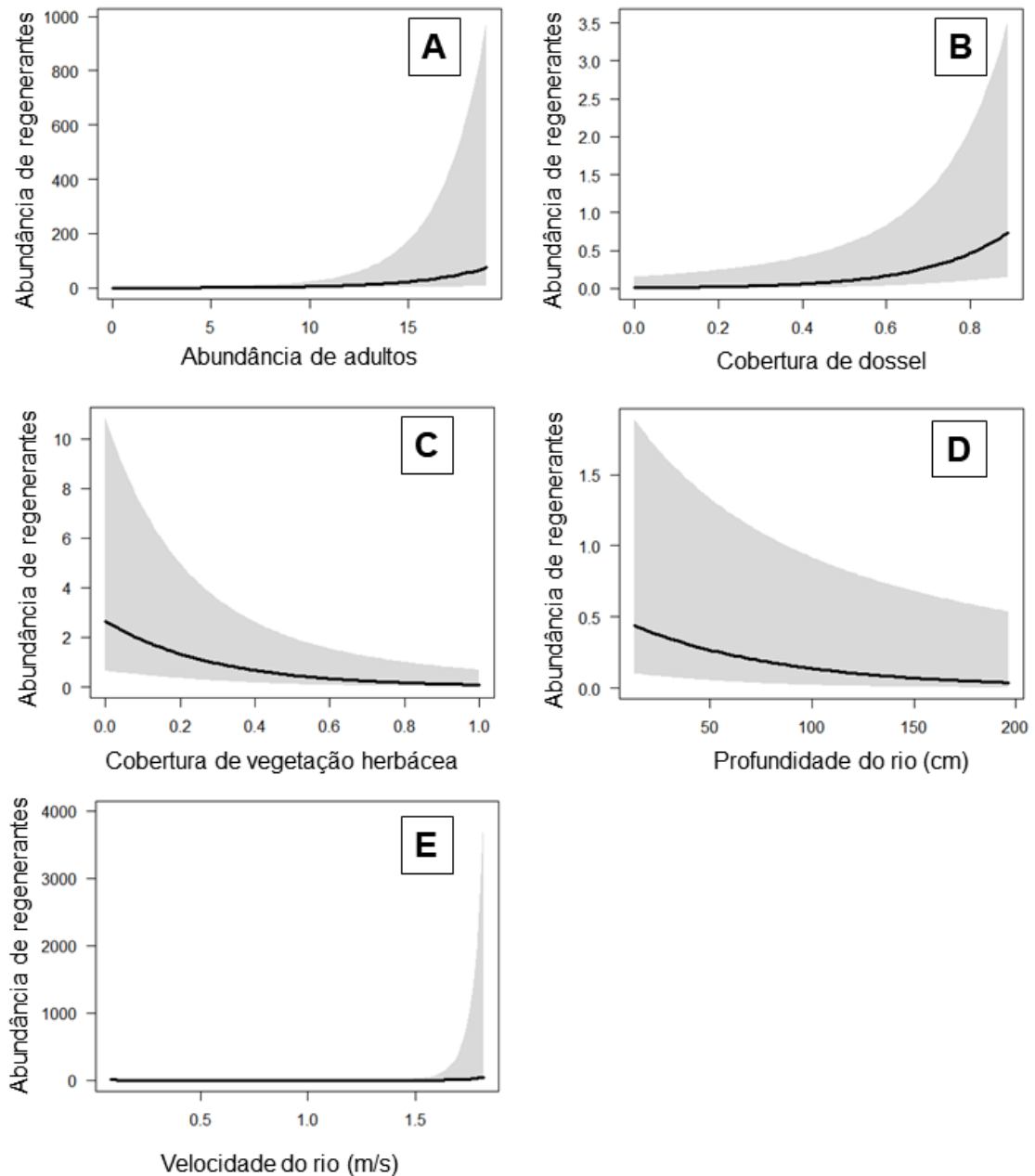


Figura 7. Efeitos das variáveis do modelo (GLMM) mais parcimonioso na abundância de regenerantes estabelecidos de *S. x rubens* em ambientes ripários no Parque Nacional de São Joaquim, Brasil. A: Abundância de adultos. B: Proporção de cobertura de dossel. C: Proporção de cobertura de solo por vegetação herbácea. D: Profundidade do rio. E: Velocidade do rio. As áreas sombreadas representam intervalos de confiança de 95%.

4 DISCUSSÃO

A análise da estrutura populacional de *S. × rubens* no Parque Nacional de São Joaquim indica que cerca de 50% dos indivíduos amostrados são regenerantes, mas estes não estiveram distribuídos em todas as transeções, além de se concentrarem principalmente no leito de um dos rios amostrados. A abundância desses regenerantes foi afetada por fatores ambientais avaliados, sendo positivamente influenciada pela abundância de indivíduos adultos próximos e pela cobertura de dossel e negativamente pela velocidade da correnteza, pela cobertura de vegetação herbácea nas margens e pela profundidade do rio. A relação entre a abundância desses regenerantes estabelecidos e estes fatores ambientais dão subsídios a estratégias de manejo de *S. × rubens* na região, indicando tanto o potencial de invasão da espécie quanto áreas mais suscetíveis à invasão.

A abundância dos regenerantes foi menor em áreas mais afastadas do rio, concentrando-se principalmente no leito do rio ou até um metro da margem. Já os indivíduos considerados adultos se encontravam distribuídos a até quatro metros da margem, indicando capacidade da espécie em crescer em áreas mais distantes. Em estudo de três populações de *Salix martiana* realizado em áreas de várzea da Amazônia Central, indivíduos de maior altura, aparentemente os mais velhos, foram observados em posições mais altas nas planícies inundáveis, enquanto as plantas menores e densidades mais altas foram encontradas em áreas mais suscetíveis ao regime de cheias e vazantes dos rios (Oliveira e Piedade, 2000). Em estudo com quatro espécies de *Salix* no sul da Austrália (Gehrig, 2010), os juvenis também foram encontrados crescendo entre um e dois metros de distância da margem. A exigência hídrica de muitas plantas do gênero *Salix* pode ser um dos motivos do estabelecimento ocorrer na parte baixa das planícies inundáveis, onde as condições de umidade do solo são altas (Francis e Gurnell 2006, Della Mea et al., 2013), aliado a isso, a dispersão dos propágulos vegetativos pelo rio favorece o estabelecimento nesses locais.

A abundância de regenerantes foi positivamente correlacionada com a abundância de adultos. A presença de adultos e áreas vegetadas próximas fornecem matéria orgânica incorporada ao sedimento, além de proteção a distúrbios fluviais que poderiam remover os regenerantes (Moggridge e Gurnell, 2009); entretanto o adensamento de indivíduos mais antigos pode inibir o estabelecimento de propágulos vegetativos distantes do leito ao dificultar o alcance dos lençóis freáticos pelo sistema radicular das plantas mais jovens, restringindo-os, em sua maioria, a margens de rios (Mosner et al., 2011). A presença de adultos também atua sobre abundância dos regenerantes por serem potenciais fontes de novos propágulos. A

dispersão de propágulos vegetativos pela água seria a explicação para o padrão encontrado para *Salix babylonica*, *S. fragilis*, *Salix × crysocoma*, *S. × rubens* no rio Murray na Austrália, com juvenis distanciados a menos de cinco metros das árvores maduras (Gehrig, 2010). Um padrão de estabelecimento semelhante foi encontrado para *S. × rubens* no Colorado, com poucos indivíduos localizados a longas distâncias de adultos (Shafroth et al., 1994). Esse padrão diferenciado entre reprodução sexuada e vegetativa seria justificado pela dispersão diferenciada. As sementes das árvores da família Salicaceae são leves e dispersas pelo vento e pela água, dispersando a distâncias maiores (Shafroth et al., 1994), enquanto os ramos são dispersos principalmente pela água a distâncias menores, por sofrerem maior interferência dos obstáculos e se estabelecerem mais rapidamente. A alta densidade de regenerantes no leito e nas margens dos rios encontradas no PNSJ indica o padrão de distribuição de reprodução vegetativa.

Destacamos que uma maior abundância de regenerantes foi observada em rios com velocidades de correnteza menores e menos profundos. A necessidade desses propágulos serem interrompidos por obstáculos para se fixarem e se estabelecerem, faz com que rios com velocidades de correnteza maiores ou com menor complexidade – como os mais retilíneos, com menos vegetação às margens, menor quantidade de barragens e pedras – tenham menos indivíduos estabelecidos próximos às plantas maduras. Em experimento com fragmentos de *Elodea canadenses* e *Ranunculus peltatus* em riachos na Dinamarca, a velocidade da correnteza, juntamente com a largura do riacho e a cobertura vegetal ripária foram os fatores que melhor explicaram a retenção dos propágulos (Riis e Sand-Jensen, 2006). Velocidades maiores dificultam o estabelecimento e favorecem a erosão, mas favorecem a dispersão de propágulos a longas distâncias e a fragmentação dos ramos. O desenho amostral realizado, entretanto, traz pouca elucidação sobre a suscetibilidade ao estabelecimento desses propágulos quando longas distâncias são consideradas. Um aprofundamento sobre a capacidade da espécie dispersar esses propágulos vegetativos a longas distâncias em velocidades maiores e a viabilidade de seu estabelecimento é importante para compreender tanto o potencial de invasão da espécie quanto a suscetibilidade à invasão de áreas.

A abundância de regenerantes estabelecidos foi negativamente afetada pela cobertura de vegetação herbácea às margens. As árvores da família Salicaceae costumam ser as principais espécies de árvores pioneiras em áreas ripárias em regiões temperadas do hemisfério Norte (Hupp e Osterkamp, 1996; Gurnell, 1997). Como espécies pioneiras, costumam ser favorecidas em ambientes com solo exposto e alta exposição à luz, a vegetação próxima e sua densidade

podem vir a limitar o estabelecimento de regenerantes por influenciar a disponibilidade de luz além da disponibilidade de espaço (Newsholme, 1992 *apud* Gehrig, 2010). Diante desse comportamento da espécie, a maior abundância em dosséis mais fechados contrastou com o esperado, de uma baixa tolerância à sombra em Salicaceae (Karrenberg et al., 2002). Entretanto, os indivíduos ocupavam especialmente o leito dos corpos d'água onde a disponibilidade de luz era possivelmente maior e não aferida neste estudo, que pode vir a ser futuramente avaliada. Porém, a presença de árvores diminui a velocidade da água e o transporte de sedimentos (Liotta, 2001; Riis, 2008; Thomas e Leyer, 2014), que também pode explicar uma abundância maior de regenerantes em ambientes com dossel mais fechado.

Quanto a espécie nativa *S. humboldtiana*, embora tenha ocorrência na região, não foi registrada nas transeções. A espécie apresenta distribuição do Sul do México ao sul da Patagônia, variando em altitude desde 15 metros em Santa Catarina até 2.900 e 3500 metros na Bolívia (Carvalho, 2006). Na Patagônia, *S. humboldtiana* exibiu maior abundância e frequência nos locais em que *S. × rubens* apresentou abundâncias menores e o inverso também ocorreu (Thomas e Leyer, 2014), mas o mecanismo que resulta nessa alternância ainda não foi elucidado. No mesmo estudo foi identificado apenas que o híbrido invasor superou a espécie nativa na reprodução vegetativa, enquanto a espécie nativa produziu um maior número de sementes (Thomas e Leyer, 2014). Sabendo-se que os propágulos vegetativos de *Salix* são menos suscetíveis a impactos mecânicos das cheias, soterramento e estresse hídrico que sementes (Barsoum, 2002; Mosner, 2012), podendo se estabelecer mais facilmente, estudos em áreas de ocorrência mútua dessas espécies que possam elucidar esses mecanismos são importantes.

A região do Planalto Sul Catarinense apresenta populações estabelecidas em adensamento ao longo de rios e planícies inundáveis, muitas das quais distantes de plantações originais (Sühs et al., 2020). Diante do histórico de uso e comércio do vime na região, o padrão de distribuição esperado dentro das fronteiras do PNSJ era semelhante. Entretanto, apesar de se ter encontrado algumas áreas com adensamentos, havia áreas com alguns adultos isolados, e até mesmo ausência de regenerantes. Esse padrão sugere diferenças ambientais entre a área do Parque e dos arredores, pois espécies invasoras do gênero *Salix* tendem a produzir aglomerados monoespecíficos (Walker, 2001; Sühs et al., 2020). O levantamento dos fatores ambientais estudados dentro dos limites do PNSJ nas áreas com adensamentos externas ao Parque pode trazer esclarecimentos sobre essas diferenças e auxiliar na elaboração de diretrizes para o cultivo comercial que evitem a dispersão da espécie invasora pelos rios, como evitar o plantio

ao longo dos cursos d'água e eliminação de árvores de *S. × rubens* que estejam em locais de onde possam se espalhar facilmente (Sühs et al., 2020). O panorama encontrado no PNSJ, no entanto, permite que medidas de erradicação da espécie possam ser consideradas para a unidade de conservação, que consiste na completa retirada da espécie exótica invasora do ambiente, viabilizada já que os rios com populações estabelecidas amostradas possuem suas nascentes dentro dos limites do Parque. O cenário enfrentado na Austrália com salgueiros exóticos invasores deve ser evitado - *S. × rubens* alterou a composição e reduziu abundância da fauna de artrópodes terrestres (Greenwood et al., 2004) e impactou a assembleia de aves (Holland-Clift et al., 2011). Neste mesmo contexto, sabe-se da capacidade das raízes subaquáticas de *Salix* de modificarem rios ao formarem uma densa cobertura que venha a alterar margens e formar ilhas (Cremer, 2003; Read e Barmuta, 1999; Moggridge e Gurnell 2009), levando a alteração de fluxo dos rios (Richardson et al., 2007), como observado em um dos afluentes rio Pelotas amostrado na região de estudo. Sendo assim, ressalta-se a importância de um projeto de erradicação de *S. × rubens* na referida unidade de conservação, considerando-se a baixa ocorrência de regenerantes nas transeções (Simberloff, 2014), o que indica que *S. × rubens* estaria entre a fase de estabelecimento e dispersão, quando são consideradas as etapas do processo de invasão (Blackburn et al., 2011). Todas as transeções contavam com ao menos um indivíduo adulto, cuja origem é desconhecida, porém nem todas contavam com a presença de regenerantes.

Alguns fatores não amostrados nesse estudo como presença de atividade pecuária, composição de espécies herbáceas, cobertura de dossel no leito do rio, distância de dispersão dos propágulos e manejo de indivíduos adultos trariam mais suporte para compreender o padrão de estabelecimento da espécie exótica invasora na região, especialmente fora dos limites do Parque em que há o cultivo comercial.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste estudo, indicamos que áreas ripárias com presença de indivíduos adultos *S. × rubens* próximos às margens e que apresentam menor cobertura de vegetação herbácea próximas a cursos d'água com menor velocidade de correnteza e menor profundidade estiveram correlacionadas com uma maior abundância de regenerantes de *S. × rubens*, espécie exótica invasora, cuja propagação se dá especialmente via reprodução vegetativa de ramos dispersos fluvialmente. Consideramos que áreas com essas características seriam prioritárias para o controle e o monitoramento da espécie exótica invasora. No cenário em que o Parque Nacional de São Joaquim está inserido, em que há a presença de vimeiros em muitos rios da região, os quais nascem ou atravessam a unidade de conservação, as populações encontradas no seu interior são menores que o esperado e parecem estar entre a fase de estabelecimento e dispersão. Diante desse contexto, ações de controle da espécie são favorecidas, viabilizando inclusive a erradicação da espécie dentro dos limites do Parque.

6 REFERÊNCIAS

Agriculture and Resource Management Council of Australia & New Zealand, Australian & New Zealand Environment & Conservation Council and Forestry Ministers (ARMCANZ), 2000. Weeds of national significance: willow (*Salix taxa*, excluding *S. babylonica*, *S. × calodendron* and *S. × reichardtii*) strategic plan. National Weeds Strategy Executive Committee, Launceston, Tasmania, Australia.

Alarcon, G.G., Silva, E.H., 2007. Mapeamento e caracterização da cobertura vegetal e uso do solo do Parque Nacional de São Joaquim–SC. *Revista Discente Expressões Geográficas*. 3, 121-141.

Asaeda, T., Gomes, P.I.A., Sakamoto, K., Rashid, Md. H., 2011. Tree colonization trends on a sediment bar after a major flood. *River Res. Appl.* 27, 976-984. <https://doi.org/10.1002/rra.1372>

Barsoum, N., 2002. Relative contributions of sexual and asexual regeneration strategies in *Populus nigra* and *Salix alba* during the first years of establishment on a braided gravel bed river, in: Stuefer, J.F., Erschbamer, B., Huber, H., Suzuki, J.I. (Eds), *Ecology and Evolutionary Biology of Clonal Plants*. Springer, Dordrecht, pp. 33-57.

Barton, K., 2020. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.43.17. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>

Beismann, H., Wilhelmi, H., Baillères, H., Spatz, H.C., Bogenrieder, A., Speck, T., 2000. Brittleness of twig bases in the genus *Salix*: fracture mechanics and ecological relevance. *J. Exp. Bot.* 51, 617-633. <https://doi.org/10.1093/jexbot/51.344.617>

Blackburn, T.M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J.T., Duncan, R.P., Jarošík, V., Wilson, J.R.U., Richardson, D.M., 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends Ecol. Evol.* 26, 333-339. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>

Breheny, P., Burchett, W., 2017. Visualization of Regression Models Using visreg. *R J.* 9, 56-71.

Budde, K.B., Gallo, L., Marchelli, P., Mosner, E., Liepelt, S., Ziegenhagen, B., Leyer, I., 2011. Wide spread invasion without sexual reproduction? A case study on European willows in Patagonia, Argentina. *Biol. Invasions*. 13, 45-54.

Castro-Díez, P., Alonso, A., 2017. Effects of non-native riparian plants in riparian and fluvial ecosystems: a review for the Iberian Peninsula. *Limnetica*. 36, 525-541. doi: 10.23818/limn.36.19

Carvalho, P.E.R., 2006. Espécies arbóreas brasileiras. Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, Brasília.

Cremer, K.W., 2003. Introduced willows can become invasive pests in Australia. *Biodivers. J.* 4, 17-24. <https://doi.org/10.1080/14888386.2003.9712705>

Della Mea, L. G. W., Rech, T. D., Boff, M. I. C., Nunes, M. Z. 2014. Resposta de três espécies de *Salix* a diferentes tipos de solos e conteúdos de água. *Revista de Ciências Agroveterinárias*, 13(1), 76-79.

Di Tomaso, J.M., 1998. Impact, biology, and ecology of saltcedar (*Tamarix* spp.) in the southwestern United States. *Weed Technol.* 326-336. <https://doi.org/10.1017/S0890037X00043906>

Francis, R.A., Gurnell, A.M., Petts, G.E., Edwards, P.J. 2006. Riparian tree establishment on gravel bars: interactions between plant growth strategy and the physical environment. In: Sambrook-Smith, G., Best, J., Bristow, C., Petts, G.E. (eds). *Braided Rivers: Process, Deposits, Ecology and Management*, Oxford, Blackwell, pp 361–380.

Gehrig, S.L., 2010. The role of hydrology in determining the distribution patterns of invasive willows (*Salix*) and dominant native trees in the lower River Murray (South Australia). Tese de Doutorado. University of Adelaide, Adelaide. <https://hdl.handle.net/2440/61314>

Greenwood, H., O'Dowd, D.J., Lake, P.S., 2004. Willow (*Salix* × *rubens*) invasion of the riparian zone in south-eastern Australia: reduced abundance and altered composition of terrestrial arthropods. *Divers. Distrib.* 10, 485-492. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2004.00104.x>

Gurnell, A.M., 1997. The hydrological and geomorphological significance of forested floodplains. *Global Ecology and Biogeography Letters.* 6, 219 – 229.

Greenwood, H., O'Dowd, D.J., Lake, P.S., 2004. Willow (*Salix* × *rubens*) invasion of the riparian zone in south-eastern Australia: reduced abundance and altered composition of terrestrial arthropods. *Divers. Distrib.* 10, 485-492. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2004.00104.x>

Hartig, F., 2021. DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. R package version 0.4.0. <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>

Holland-Clift, S., O'Dowd D.J., Nally, R.M., 2011. Impacts of an invasive willow (*Salix* × *rubens*) on riparian bird assemblages in south-eastern Australia. *Austral Ecol.* 36, 511-520. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2010.02178.x>

Hood, W.G., Naiman, R.J., 2000. Vulnerability of riparian zones to invasion by exotic vascular plants. *Plant Ecol.* 148, 105-114. <https://doi.org/10.1023/A:1009800327334>

Hupp, C.R., Osterkamp, W.R., 1996. Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. *Geomorphology.* 14, 277 – 295.

IBGE. 2012. Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

ICMBIO. 2022. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade , Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: < <https://www.icmbio.gov.br/parnasaojoaquim>>

- Karrenberg, S.; Edwards, P.J.; Kollmann, J., 2002. The life history of Salicaceae living in the active zone of flood plains. *Freshwater Biology*. 47, 733–748.
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., Rubel, F., 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorol. Zeitschrift*. 15, 259-263. doi: 10.1127/0941-2948/2006/0130
- Lockwood, J.L., Cassey, P., Blackburn, T., 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends Ecol. Evol.* 20, 223-228. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.02.004>
- Magnusson, A., Skaug, H.J., Nielsen, A., Berg, C.W., Kristensen, K., Maechler, M., van Bentham, K.J., Bolker, B.M., Brooks, M.E., 2017. glmmTMB: Generalized Linear Mixed Models using Template Model Builder. R package version 0.1.3. <https://github.com/glmmTMB>
- Marquete, R., Torres, R., Medeiros, E.S., 2015. Salicaceae in Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB14391> (acesso 12/03/2021).
- Moggridge, H.L., Gurnell, A.M., 2009. Controls on the sexual and asexual regeneration of Salicaceae along a highly dynamic, braided river system. *Aquat. Sci.* 71, 305. <https://doi.org/10.1007/s00027-009-9193-3>
- Mosner, E., Schneider, S., Lehmann, B., Leyer, I., 2011. Hydrological prerequisites for optimum habitats of riparian Salix communities—identifying suitable reforestation sites. *Appl. Veg. Sci.* 14, 367-377. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2011.01121.x>
- Mosner, E., 2012. Habitat distribution and population genetics of riparian Salix species in space and time—a restoration framework for softwood forests along the Elbe river.). Tese de Doutorado. Philipps-Universität, Marburg. <https://doi.org/10.17192/z2012.0122>.
- Moura, V.P.G., 2002. Introdução de novas espécies de Salix (Salicaceae) no planalto sul de Santa Catarina, Brasil, 1a ed. Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia - Comunicado Técnico 71 (INFOTECA-E), Brasília.
- Nascimento, M.B., 2009. Aspectos técnicos e sociais para a sustentabilidade da produção e do artesanato do vime. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba. <http://hdl.handle.net/1884/20896>
- Naiman, R.J., Decamps, H., 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28, 621-658. <http://www.jstor.org/stable/2952507>
- Natale, E., Zalba, S.M., Oggero, A., Reinoso, H., 2010. Establishment of *Tamarix ramosissima* under different conditions of salinity and water availability: Implications for its management as an invasive species. *J. Arid Environ.* 74, 1399-1407. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.05.023>
- Newsholme, C., 1992. Willows: the genus Salix. Batsford, London.

Oliveira, A.C., Piedade, M.T.F., 2000. Population structure of *Salix martiana* Willd. (Salicaceae) in whitewater floodplain areas of Central Amazonia, Brazil, in: Lieberei, R., Bianchi, H-K., Boehm, V., Reisdorff, C. (Eds.), Neotropical Ecosystems, Proceedings of the German-Brazilian Workshop, Hamburg, pp. 3-8.

Osterkamp, W.R., Hupp, R., 2010. Fluvial processes and vegetation—glimpses of the past, the present, and perhaps the future. *Geomorphology*. 116, 274-285. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.11.018>

R Core Team, 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>

Read, M.G., Barmuta, L.A., 1999. Comparisons of benthic communities adjacent to riparian native eucalypt and introduced willow vegetation. *Freshw. Biol.* 42, 359-374. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.444474.x>

Rejmánek, M., Richardson, D.M., Pyšek, P., 2013. Plant invasions and invisibility of plant communities, in: Van der Maarel, E., Franklin, J. (Eds), *Vegetation ecology*, 2^a ed. Wiley, New York, pp. 387–424.

Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D., West, C.J., 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Divers. Distrib.* 6, 93-107. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>

Richardson, D.M., Holmes, P.M., Esler, K.J., Galatowitsch, S.M., Stromberg, J.C., Kirkman, S.P., Pyšek, P., Hobbs, R.J., 2007. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Divers. Distrib.* 13, 126-139. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00314.x>

Riis, T. 2008. Dispersal and colonisation of plants in lowland streams: success rates and bottlenecks. *Hydrobiologia*. 596, 341-351.

Riis, T., Sand-Jensen, K., 2006. Dispersal of plant fragments in small streams. *Freshwater Biology*. 51, 274–286.

Seebens, H., Blackburn, T., Dyer, E., Genovesi, P., Hulme, P.E., Jeschke, J.J., Pagad, S., Pyšek, P., Winter, M., Arianoutsou, M., Bacher, S., Blasius, B., Brundu, G., Capinha, C., Celesti-Grapow, L., Dawson, W., Dullinger, S., Fuentes, N., Jäger, H., Kartesz, J., Kenis, M., Kreft, H., Kühn, I., Lenzner, B., Liebhold, A., Mosena, A., Moser, D., Nishino, M., Pearman, D., Pergl, J., Rabitsch, W., Rojas-Sandoval, J., Roques, A., Rorke, S., Rossinelli, S., Roy, H.E., Scalera, R., Schindler, S., Štajerová, K., Tokarska-Guzik, B., van Kleunen, M., Walker, K., Weigelt, P., Yamanaka, T., Essl, F., 2017. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nat. Commun.* 8, 1-9. <https://doi.org/10.1038/ncomms14435>

Shafroth, P.B., Scott, M.L., Friedman, J.M., Laven, R.D., 1994. Establishment, sex structure and breeding system of an exotic riparian willow, *Salix × rubens*. *Am. Midl. Nat.* 132, 159-172. <https://doi.org/10.2307/2426210>

Sher, A.A., Marshall, D.L., Taylor, J.P., 2002. Establishment patterns of native *Populus* and *Salix* in the presence of invasive nonnative *Tamarix*. *Ecological applications*. 12(3), 760-772.

Simberloff, D. 2014. Biological invasions: What's worth fighting and what can be won?. *Ecological Engineering*. 65, 112-121.

Souza, B., 2004. Aspectos fitogeográficos do Parque Nacional de São Joaquim. Monografia. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

Sühs, R.B., De Sá Dechoum, M., Ziller, S.R., 2020. Invasion by a non-native willow (*Salix × rubens*) in Brazilian subtropical highlands. *Perspect. Ecol. Conserv.* 18, 203-209. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.09.001>

Thomas, L.K., Tölle, L., Ziegenhagen, B., Leyer, I., 2012. Are vegetative reproduction capacities the cause of widespread invasion of Eurasian Salicaceae in Patagonian river landscapes? *PloS one*. 7, e50652. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0050652>

Thomas, L.K., Leyer, I., 2014. Age structure, growth performance and composition of native and invasive Salicaceae in Patagonia. *Plant Ecol.* 215, 1047-1056. <https://doi.org/10.1007/s11258-014-0362-7>

Thomas, L.K., Mosner, E., Leyer, I., 2015. River dynamics and invasion: distribution patterns of native and invasive woody vegetation at the Rio Negro, Argentina. *Riparian Ecol. Conserv.* 2, 45-57. <https://doi.org/10.1515/remc-2015-0001>

Van Kleunen, M., Dawson, W., Essl, F., Pergl, J., Winter, M., Weber, E., Kreft, H., Weigelt, P., Kartesz, J., Nishino, M., Antonova, L.A., Barcelona, J.F., Cabezas, F.J., Cárdenas, D., Cárdenas-Toro, J., Castaño, N., Chacón, E., Chatelain, C., Ebel, A.L., Figueiredo, E., Fuentes, N., Groom, Q.J., Henderson, L., Inderjit, Kupriyanov, A., Masciadri, S., Meerman, J., Morozova, O., Moser, D., Nickrent, D.L., Patzelt, A., Pelsler, P.B., Baptiste, M.P., Poopath, M., Schulze, M., Seebens, H., Shu, W., Thomas, J., Velayos, M., Wieringa, J.J., Pyšek, P., 2015. Global exchange and accumulation of non-native plants. *Nature*. 525, 100-103. <https://doi.org/10.1038/nature14910>

Walker, K.F., 2001. A river transformed: The effects of weirs on the River Murray, in: Blanch, S. (Ed.), *The way forward on weirs*. Inland Rivers Network, Sydney, pp. 7-22.

Yang, Q., Weigelt, P., Fristoe, T.S., Zhang, Z., Kreft, H., Stein, A., Seebens, H., Dawson, W., Essl, F., König, C., Lenzner, B., Pergl, J., Pouteau, R., Pyšek, P., Winter, M., Ebel, A.L., Fuentes, N., Giehl, E.L.H., Kartesz, J., Krestov, P., Kukuk, T., Nishino, M., Kupriyanov, A., Villaseñor, J.L., Wieringa, J.J., Zeddarn, A., Zykova, E., van Kleunen, M., 2021. The global loss of floristic uniqueness. *Nat Commun* 12, 7290. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-27603-y>

Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N., Saveliev, A.A., Smith, G.S., 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer, New York. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>