

**Thaise Sutil | Jori Ramos Pereira | Nilzo Ivo Ladwig
Jairo José Zocche | Jader Lima Pereira
Organizadores**

GEOPROCESSAMENTO NA ANÁLISE AMBIENTAL





GEOPROCESSAMENTO NA ANÁLISE AMBIENTAL

2020©Copyright UNESC – Universidade do Extremo Sul Catarinense
Av. Universitária, 1105 – Bairro Universitário – C.P. 3167 – 88806-000 – Criciúma – SC
Fone: +55 (48) 3431-2500 – Fax: +55 (48) 3431-2750

Reitora

Luciane Bisognin Ceretta

Vice-Reitor

Daniel Ribeiro Preve

Conselho Editorial

Dimas de Oliveira Estevam (Presidente)

Angela Cristina Di Palma Back

Cinara Ludvig Gonçalves

Fabiane Ferraz

Marco Antônio da Silva

Merisandra Côrtes de Mattos Garcia

Miguelangelo Gianezini

Nilzo Ivo Ladwig

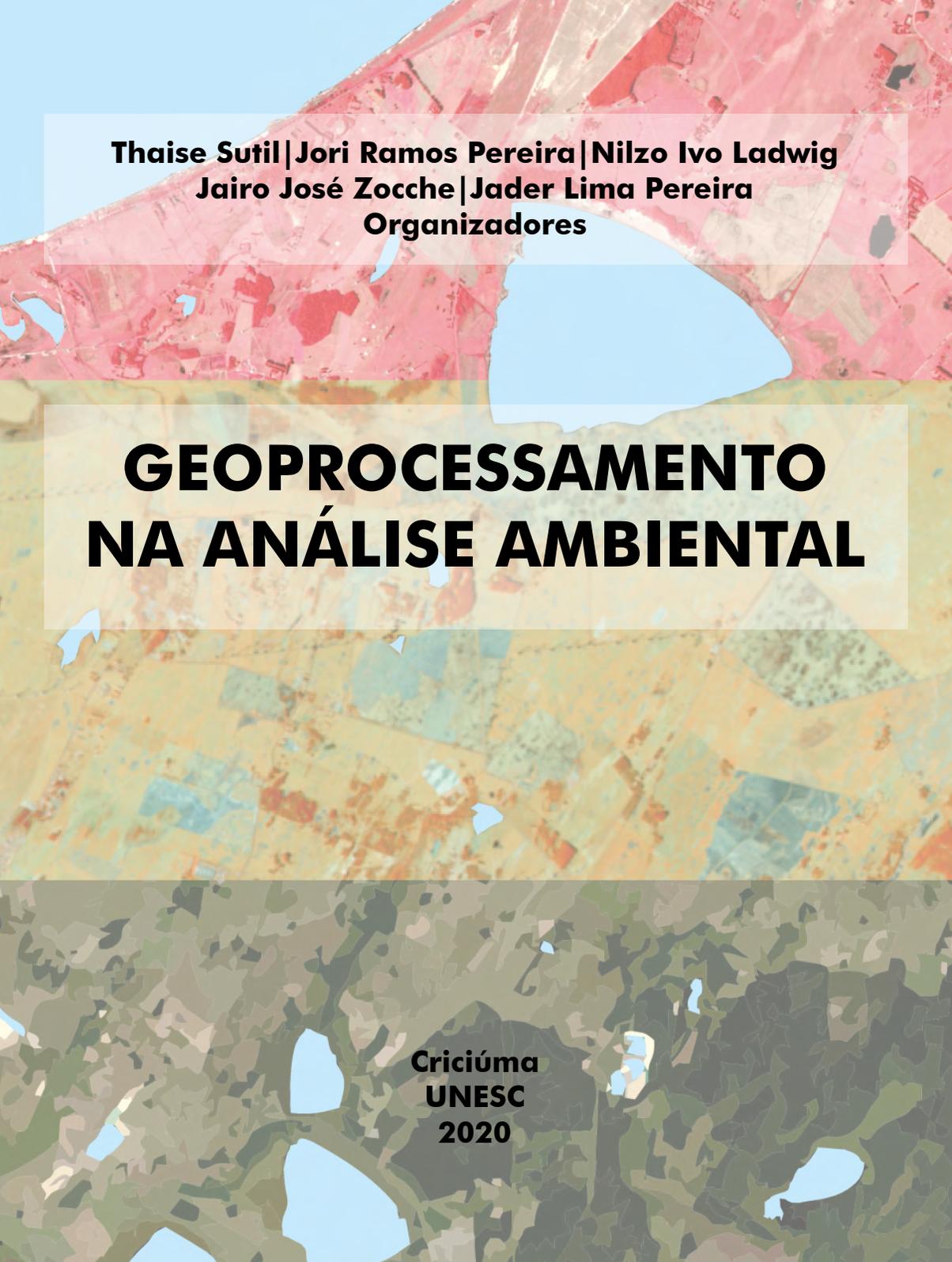
Rafael Rodrigo Muller

Reginaldo de Souza Vieira

Ricardo Luiz de Bittencourt

Richarles Souza de Carvalho

Vilson Menegon Bristot



**Thaise Sutil | Jori Ramos Pereira | Nilzo Ivo Ladwig
Jairo José Zocche | Jader Lima Pereira
Organizadores**

GEOPROCESSAMENTO NA ANÁLISE AMBIENTAL

**Criciúma
UNESC
2020**

Editora da UNESCO

Editor-Chefe: **Dimas de Oliveira Estevam**

Preparação, Revisão Ortográfica e Gramatical: **Margareth Maria Kanarek**

Projeto gráfico, diagramação: **Luiz Augusto Pereira**

Capa: **Thaise Sutil**



As ideias, imagens e demais informações apresentadas nesta obra são de inteira responsabilidade de seus autores e organizadores ou editores.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

G345 Geoprocessamento na análise ambiental [recurso eletrônico] / Nilzo Ivo Ladwig ... [et al.], organizadores. - Criciúma, SC: UNESCO, 2020. 339 p. : il.

Modo de acesso: <<http://www.unesc.net/portal/capa/index/300/5886/>>.

DOI: <http://dx.doi.org/10.18616/geop>

ISBN: 978-65-87458-06-9

1. Análise ambiental. 2. Geoprocessamento. 3. Sistemas de informação geográfica. 4. Mapeamento do solo. 5. Mapeamento geotécnico preliminar. 6. Cadastro territorial multifinalitário. I. Título.

CDD - 22. ed. 526.982

Bibliotecária Elisângela Just Steiner - CRB 14/1576

Biblioteca Central Prof. Eurico Back - UNESCO

Todos os direitos reservados. Nenhuma parte desta obra poderá ser reproduzida, arquivada ou transmitida, por qualquer meio ou forma, sem prévia permissão por escrito da Editora da Unesc.

Prefácio

É com grande satisfação que escrevo o prefácio do livro “Geoprocessamento na Análise Ambiental”. Sinto-me honrado em participar minimamente desta obra, que traz dois temas extremamente importantes à discussão para a comunidade científica e acadêmica, apresentando de modo simples e competente os problemas cotidianos e as novas experiências que se materializam em cenários de soluções engenhosas, apoiadas em recursos (geo)tecnológicos.

Pode parecer entediante mais uma vez apresentar um livro sobre a temática geoprocessamento e questões ambientais, entretanto, as dinâmicas das duas temáticas evidenciadas se tornam extremamente empolgantes e desafiadoras para esse grupo de autores, os quais demandam conhecimento profundo sobre os temas principais e transversos, objetivando soluções e ações estratégicas que visam mitigar causas danosas, realizar diagnósticos, bem como identificar e mapear processos ambientais que interajam com a sociedade, entre tantos outros fatos que ocorrem diariamente nos mais distintos ambientes, sejam eles no meio rural ou urbano.

O livro apresentado se torna inovador, abordando os temas supracitados “nos seus 10 capítulos” e ainda demonstra no campo científico novas possibilidades metodológicas, potencialidades de análises e representações de dados geográficos, inovações em processamentos de dados, assim como apresenta as trajetórias e experiências dos autores, que demonstram nas suas narrativas avanços diários.

Nesse cenário, a obra apresentada se configura em um documento único e atrativo aos que buscam novos conhecimentos. Percebe-se que a amplitude dos dois temas – nas suas distintas abordagens por capítulo – permite possibilidades de conexão transversa de procedimentos, técnicas, recursos (geo)tecnológicos, levantamentos de dados, processamentos e, principalmente, análises específicas e complexas que sugerem soluções pautadas em estudos técnicos e respeitados academicamente.

Tenho certeza de que o leitor ficará empolgado com a leitura e com as propostas metodológicas apresentadas em cada capítulo, pelos distintos estudos de caso. Cada grupo de autor imprime a sua marca e mostra surpreendentemente uma abordagem inovadora e altamente recursiva na solução do problema, arrolada em uma abordagem inteligente da condução do processo que surpreendentemente chega à ótima solução.

Esta produção científica literária marca um momento único na carreira de cada autor e convida o leitor a explorar o conhecimento alcançado em muitos momentos de dúvidas e incertezas, mas principalmente de êxtase e felicidade na superação das dificuldades e no alcance do sucesso pleno.

Tenham todos uma ótima leitura e aproveitem para reproduzir as metodologias com o objetivo precípua de aprimorar a qualidade de vida do ser humano e de preservar o meio ambiente.

Florianópolis, primavera de 2020.

Professor Doutor Francisco Henrique de Oliveira
Professor do Departamento de Geografia da UDESC

Sumário

CAPÍTULO 1

Escolhas conscientes em tecnologias de geoinformação para representação, análise, simulação e proposição para um território: suporte ao Geodesign

Ana Clara Mourão Moura

11

CAPÍTULO 2

Fundamentos e aplicações de radar no estudo de mapeamento de uso do solo e de áreas alagadas

Clóvis Cechim Júnior, Gabriel Henrique de Almeida Pereira, Flávio Deppe e Giovanni Fronza

69

CAPÍTULO 3

Mapeamento da cobertura vegetal na bacia hidrográfica do rio Urussanga, Santa Catarina, Brasil

Beatriz da Silva Kuhnen, Nilzo Ivo Ladwig, Thaise Sutil, Danrlei de Conto, Juliana Debiasi Menegasso, Vanessa dos Santos Dagostim e Carina da Luz

81

CAPÍTULO 4

Geoprocessamento de dados espaciais para a análise de áreas com potencial agrícola no município de Dona Francisca – RS

Roberta Aparecida Fantinel e Ana Caroline Paim Benedetti

105

CAPÍTULO 5

Mapeamento geotécnico preliminar do município de Santo Amaro da Imperatriz/SC

Fabiane Andressa Tasca, Roberto Fabris Goerl, Rafael Augusto dos Reis Higashi, Jakcemara Caprario, Aline Schuck Rech e Alexandra Rodrigues Finotti

138

CAPÍTULO 6

Viabilidade do uso de imagens de RPA's para extração da batimetria em reservatórios de água rasos

Laura Coelho de Andrade, Ítalo de Oliveira Ferreira, Nilcilene das Graças Medeiros e Iann Gomes Rodrigues da Fonseca

164

CAPÍTULO 7

A importância do cadastro territorial na saúde ambiental do município

Micael Etelvino Fernandes Desengrini, Caroline Bernardo Silva, Everton Silva e Norberto Hochheim

179

CAPÍTULO 8

Ferramentas geográficas para análise e mitigação de impactos ambientais causados por infraestruturas viárias de transporte terrestre

Fernanda Zimmermann Teixeira, Larissa Oliveira Gonçalves, Larissa Donida Biasotto, Rodrigo Affonso de Albuquerque Nóbrega e Andreas Kindel

217

CAPÍTULO 9

Vertebrados silvestres atropelados em rodovias do sul de Santa Catarina, Brasil

Jairo José Zocche, Samuel Costa, Polliana Zocche-de-Souza, Ivan Réus Viana, Denise Lidório de Mattia, Cristiane Scussel, Caroline Magagnin Zocche, Jader Lima Pereira e Fernando Carvalho

252

CAPÍTULO 10

Qualidade biótica na Floresta Atlântica: novo sistema de indicadores quantitativos para avaliação e valoração comparativa de biótopos fundamentais

Maria Luiza Porto

290

SOBRE OS AUTORES E ORGANIZADORES

314

ÍNDICE REMISSIVO

337



Capítulo 1

Escolhas Conscientes em Tecnologias de Geoinformação para Representação, Análise, Simulação e Proposição para um Território: Suporte ao Geodesign

DOI: <http://dx.doi.org/10.18616/geop01>

Ana Clara Mourão Moura

VOLTAR AO SUMÁRIO

INTRODUÇÃO

O expressivo desenvolvimento e a difusão das tecnologias de geoinformação tornaram acessíveis ferramentas que respondem a modelos de representação, análise, simulação e proposição de ocorrências e condições territoriais disponíveis aos usuários que precisam trabalhar com a investigação especial. Na verdade, as ferramentas são facilitadoras de processos matemáticos que foram anteriormente pensados como modelos ainda quando estavam sendo executados a muito custo e de modo analógico, mas que hoje são significativamente facilitados pela informática, favorecendo uma das possibilidades mais interessantes na análise espacial, o estudo exploratório. Isso porque é possível realizar muitas simulações e verificar, *vis-à-vis* com a realidade existente e com os objetivos de investigação, os possíveis resultados.

Contudo, para que se possa usar adequadamente esse grande campo de possibilidades, é necessário atuar de modo consciente e sabendo quais modelos estão por trás de cada ferramenta. Preocupa-nos a atuação de usuários que se limitam a escolher uma ferramenta digital apenas porque ela é a disponível, sem investigar se a lógica que a sustenta é adequada para o seu motivo de investigação. Por outro lado, um usuário que domina os passos e as álgebras de cada processo pode ampliar muito a sua forma de atuação, criando, testando e calibrando modelos que respondam por um fenômeno ou processo espacial.

O objetivo do estudo apresentado neste capítulo é discutir os momentos cruciais de decisões em uma análise espacial, usando como exemplo um dos métodos mais clássicos, que é o de análise de multicritérios, uma ferramenta extremamente empregada entre usuários de geoprocessamento, mas na maioria dos casos na forma de caixa-preta, em que o usuário não sabe explicar os resultados ou defender suas escolhas. Pode-se dizer que o usuário atua sem critérios defensáveis e reproduzíveis, ou seja, não sustenta suas decisões. E caso outro pesquisador repita os passos que foram executados, corre o risco de obter uma resposta bem diferente.

Em situações nas quais as tomadas de decisão incidam sobre a vida de muitos, ou em que se espera que o planejador seja um decodificador da vontade coletiva, a clareza de processos é ainda mais importante. Cada escolha leva a resultados diferentes, e é preciso realizar escolhas justificáveis. É necessário, ainda, considerar a modelagem dinâmica, que não resulta em apenas uma resposta, mas que pode ser ajustada dinamicamente a partir de opiniões, e serem obtidas, em tempo real, novas respostas para que se decida pela composição que melhor represente o olhar coletivo, sabendo, claramente, que valores de época e culturais mudam respostas. O pesquisador que mapeia o território precisa estar atento a comportamentos, que quando repetidos conformam uma tendência a partir da qual podemos extrair os valores principais, que por sua vez conformam uma cultura (Figura 1).

Figura 1 - O pesquisador que mapeia o território precisa estar atento aos contextos de trabalho



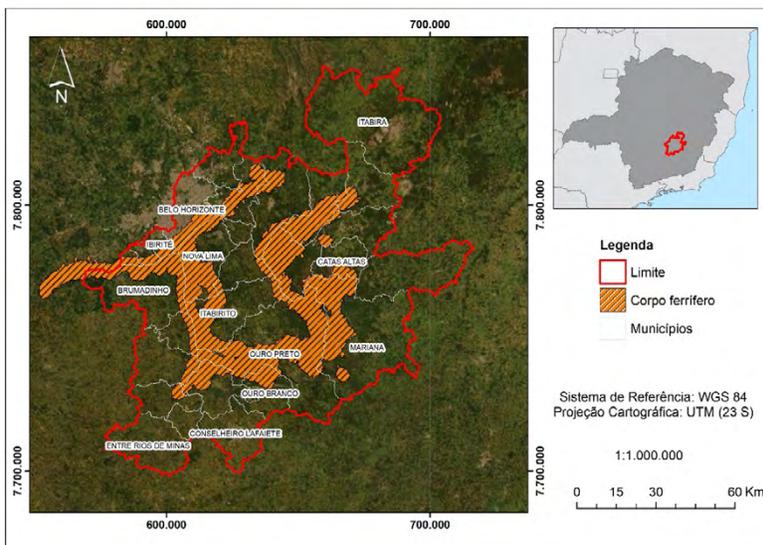
Fonte: Elaborada pela autora (2019).

É necessário lembrar que quem trabalha com geoprocessamento aplica modelos, e que modelos são simplificações da realidade (MOURA, 2003). As simplificações exigem recortes espaciais, temporais, conceituais e metodológicos. Os recortes espaciais exigem cuidados na delimitação da área de estudo em função dos riscos de efeito de bordas: os recortes devem ser pensados a partir de unidades de paisagem e das justificativas de estudo. Como exemplo: sabe-se que o território definido como “Quadrilátero Ferrífero”, em Minas Gerais, explica-se a partir do corpo ferrífero mapeado inicialmente por Dorr, em 1969, que assim o chama pela forma quadrangular delimitada pelas serras, de norte para sul e de oeste para leste: Serra Azul, Rola Moça, Curral e Piedade (flanco norte); Moeda (flanco oeste); Ouro Branco e Outro Preto (flanco sul); Caraça e Gandarela (flanco leste) (DORR, 1969; ROSIÈRE; CHEMALE JUNIOR, 2013; CASAGRANDE, 2018). Contudo,

se o objetivo do trabalho for o de dar suporte a ações administrativas nos municípios, o recorte espacial precisa considerar essa delimitação territorial (Figura 2).

Além disso, cabe verificar a possibilidade de erros de borda nos modelos. Ao fazer o recorte, é preciso avaliar se áreas de fronteiras não serão prejudicadas em processos de interpolação de dados ou mesmo pela presença de usos diferenciados logo após suas linhas de divisa. No caso de interpolação de dados, é necessário utilizar amostras que estejam além das fronteiras. O problema mais clássico de erro de recorte espacial é quando há um elemento geográfico como fronteira e ele é reduzido em área, como é o caso de um rio ou de uma linha de cumeada. Nesse caso, cabe a inclusão do elemento geográfico por inteiro na área de estudo.

Figura 2 - Exemplo em que o recorte territorial foi ajustado para atender aos objetivos da investigação: seleção de limites municipais administrativos daqueles que estão mais envolvidos com a atividade de mineração ou seus desdobramentos no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais



Fonte: Elaborada pelo Laboratório de Geoprocessamento da EA-UFMG (2019).

O recorte temporal está relacionado ao cenário que se deseja estudar. O mais comum é estarmos sujeitos à disponibilidade do dado para decidirmos sobre a escala temporal. Os mapeamentos de uso do solo, atualmente, são muito facilitados pela rica disponibilidade de imagens de satélite e pela possibilidade de escolha da estação e do ano de representação. Mas é fácil compreender que a escolha do período chuvoso ou seco no mapeamento da cobertura vegetal precisa ser norteado pelos motivos de investigação: caracterizar as condições da vegetação em sua melhor ou em sua pior fase? Por outro lado, dados censitários sobre informações socioeconômicas e demográficas são os mais frágeis quanto ao recorte temporal, posto que no Brasil o censo mais detalhado acontece a cada dez anos. A questão se torna bastante complexa quando há dados de diferentes referências temporais para serem integrados. Os anos de 2019 e 2020 serão particularmente problemáticos para isso, pois estaremos usando dados censitários de quase dez anos atrás para serem eventualmente combinados com outros dados mais atuais.

Tanto no recorte espacial como no recorte temporal, é fundamental o acesso aos metadados dos dados escolhidos. Os metadados são os “dados sobre os dados”, indicando a origem do dado, sua escala original, o ano de coleta e de elaboração, o autor e o método empregado para se trabalhar os dados, entre outras informações. Em tempos de uso de dados digitais, isso é muito sério, pois o fato de eles estarem disponíveis em uma plataforma não significa que estejam atualizados ou mesmo que a coleta tenha sido realizada em escala adequada para o uso que se pretende (MOURA, 2005).

No que se refere ao recorte conceitual, a questão se torna ainda mais complexa, pois a justificativa é cultural. O modo como compreendemos o mundo está relacionado ao modo como aprendemos a identificar seus valores, tanto por convívio cidadão como pela escolha dos autores que são nossas referências. O Brasil tem passado por um reducionismo na leitura da realidade, e é assustador ver alunos e pesquisadores que já chegam com a resposta pronta e usam os dados apenas para “comprovar” suas ideias, que são guiadas por escolhas ideológicas. O olhar sobre a realidade muda tam-

bém por viés profissional, pois a interpretação que um economista faz de um território e sua composição é diferente, por exemplo, do olhar de um ambientalista. E os olhares e valores mudam com o tempo. Então a melhor forma de se fazer o recorte conceitual é apresentar claramente a base norteadora e motivadora da investigação. E a melhor forma de se considerar esse recorte quando se trabalha em um estudo de interesse da sociedade é considerar os diferentes olhares como se fossem diferentes cenários.

Como exemplo, podemos citar o estudo que conduzimos, cujo objetivo era apresentar um *ranking* de áreas prioritárias para recebimento de intervenções de requalificação entre as 286 vilas e favelas de Belo Horizonte (MOURA *et al.*, 2009). Desenvolvemos um processo que apresentava uma lista de prioridades de intervenção caso os interesses de fragilidade de infraestrutura fossem os mais importantes; outra lista caso os interesses de risco geotécnico fossem os mais importantes; outra lista caso os interesses de impacto ambiental fossem os mais importantes; e outra lista caso os interesses de fragilidade socioeconômica fossem os mais importantes. Quatro cenários, mais um cenário integrado no qual a hierarquia era justificada pela presença do conjunto de fatores. A nossa decisão por apresentar diferentes cenários se justificou por favorecer que o poder público pudesse fazer suas escolhas em função de uma plataforma ou de um acordo político previamente traçados.

Finalmente, cabe abordar o recorte metodológico, que será o foco principal do presente trabalho. A partir da definição da área de estudo, da projeção temporal que se espera para as análises, do recorte territorial de análise e do posicionamento do orquestrador do estudo sobre seus valores e suas expectativas, são coletados e trabalhados os dados, que devem se transformar em informação para, finalmente, resultarem em conhecimento. Só que os caminhos a serem percorridos são muitos, e há diferentes possibilidades. Por todo o percurso, o pesquisador precisa fazer escolhas metodológicas, que devem ser defensáveis e reproduzíveis. Há muitas formas de se fazer a mesma coisa, há diferentes modelos e ferramentas disponíveis. Mas as escolhas precisam ser conscientes e justificadas. O simples fato de ter à disponibilidade uma ferramenta em um *software* para se aplicar um método

não justifica sua escolha. É preciso traçar um fio condutor metodológico que faça sentido para os objetivos definidos e para os vários recortes realizados.

Diante do exposto, é objetivo deste capítulo percorrer criticamente várias fases de produção de dados, transformação em informação e favorecimento de construção de conhecimento em uma análise territorial, apresentando possibilidades de escolhas e justificativas associadas a cada passo. As discussões vão desde a escolha da área e da identificação de suas características principais até o suporte à criação coletiva de ideias para uma área em processos de planejamento territorial através do Geodesign.

Os passos básicos em análise espacial

Inicialmente, o pesquisador precisa ter clareza dos objetivos de investigação, do recorte espacial e suas características, das condições de borda desse recorte, sobre as dinâmicas territoriais que ali acontecem, sobre eventuais ocorrências espaciais. São as perguntas “O quê?”, “Por quê?”, “Onde?”, “Em qual tempo?” e, finalmente, “Como?”. Por via de regra, apresentamos o seguinte esquema, muito útil na orientação das decisões iniciais (MOURA, 2003):

1. Clara definição de objetivos;
2. Escolha de variáveis que respondem pelas características da área segundo suas especificidades, potencialidades e vulnerabilidades;
3. Aplicação de modelos de transformação dos dados em comportamento das variáveis no território;
4. Escolha dos modelos de integração de variáveis;
5. Comparação de resultados com a realidade observada;
6. Calibração – ajustes e alterações nas etapas anteriores;
7. Validação de resultados;
8. Elaboração de propostas de planejamento e gestão.

Esse esquema, que usamos há mais de 15 anos, ainda é bastante válido. Só que as possibilidades das tecnologias de geoinformação e ampliação da consciência sobre processos participativos e escuta cidadã têm aberto etapas dentro das etapas para que sejam promovidas formas de avaliar questões qualitativas e culturais, de modo que os estudos possam ser representativos de diferentes olhares da sociedade.

Os objetivos, por exemplo, podem ser muitos, em paralelo ou em conexões, quando se pretende incluir as opiniões técnicas, as opiniões administrativas e as opiniões cidadãs. A partir de cada objetivo, as variáveis e suas hierarquias serão definidas. Da mesma forma, serão apresentadas diferentes formas e seus respectivos modelos de integração de variáveis. A verificação ante a realidade também responde a olhares diferentes.

Para ilustração das explicações, apresentaremos alguns estudos de caso para favorecer os raciocínios, sem prejuízo de ampliação dos exemplos para outras realidades e condições.

Clara definição dos objetivos

Muitas vezes, inicia-se um estudo sem se ter a devida clareza do que se quer alcançar. A discussão dos objetivos de investigação exige revisão bibliográfica de conceitos e clareamento do que se espera, de fato, da análise espacial. Cabe ilustrar com um estudo de caso que desenvolvemos, cuja ideia era conduzir um estudo exploratório de caracterização da qualidade ambiental urbana de uma região de Belo Horizonte, a Pampulha, investigando o ponto de vista do usuário que se desloca na paisagem e sente-se acolhido, confortável, beneficiado pela visão agradável, com boas condições de usufruir do território, com vontade de aproveitar a experiência urbana. Começamos por nos perguntar: eu escolho os lugares por onde passo na cidade, tanto a pé como de carro, em função da agradabilidade de cada porção do território? Seria possível identificar as componentes principais que tornam um espaço urbano qualificado?

Realizamos a revisão bibliográfica e encontramos muitas definições e, talvez prematuramente, definimos que nosso objetivo seria voltado aos princípios de “*walkability*” (caminhabilidade), hoje muito em estudo no mundo. Há eixos temáticos em congressos e encontros específicos sobre a temática, movimentando o mundo dos usuários de geoprocessamento acerca da investigação. Chegamos a escrever um primeiro artigo no qual as palavras *walkability* e *mobility* foram palavras-chave (SANTOS; MOURA, 2019). Desenvolvemos todo um estudo para, na etapa de calibração de resultados, perguntarmos-nos sobre o estranhamento das respostas, as quais indicavam como interessantes áreas onde não teríamos vontade de caminhar e como não interessantes áreas para as quais esperávamos bons resultados.

Foi apenas na comparação dos resultados com a realidade para fins de calibração que nos demos conta de que o recorte conceitual estava equivocado, o que indicava a falta de clareza na definição de objetivos. O nosso termo não era “*walkability*”, mas sim algo relacionado à “*urbanity*”, “*liveability*”, “*accessibility capital*”, que poderia estar associado a valores de “*urban vitality*”, “*diversity*”, “*density*”, “*mobility*” e sobre “*right to the city*” (LEFEBVRE, 1968), que por sua vez criava conexões com “*access to urban resources*”, “*social inclusion*” e “*socio-spatial segregation*”.

Congiu, Occhini e Plaisant (2019) ainda nos colocaram os termos “*reachability*” – relacionado à facilidade de acessar bens e serviços –, “*usability*” – relacionado ao direito de acesso, muito associado aos conceitos de Gehl (2011, 2013) sobre dar motivos de condições de as pessoas irem a um lugar –, “*safety*” – associado aos conceitos de topofilia e topofobia (TUAN, 1974) e de imaginabilidade (LYNCH, 1960) –, e, finalmente, “*liveability-sociality*” – que se refere às possibilidades de socialização no espaço público e de interação entre as pessoas. Entendemos que o conceito, conforme colocado pelos autores, era multidisciplinar, multiescalar e multidimensional.

O conceito de “*urban accessibility*” proposto por Litman (2011) nos chamou a atenção, pois o autor defende que é a capacidade de alcançar bens, serviços, atividades e destinos desejados (coletivamente chamados de oportunidades). Por outro lado, essas oportunidades urbanas são mais

amplamente definidas por Castrignanò, Colleoni e Pronello (2012) como presença de atividades para atender a necessidades complexas, associadas à identidade, relação e participação, todos os recursos essenciais para a vida social dos indivíduos segundo seus valores culturais.

Finalmente, entendemos que queríamos trabalhar com a dimensão individual do observador que percorre um território e que faz suas escolhas a partir de qualidades intrínsecas do espaço, mensuráveis por condições físicas e identificáveis por parâmetros presentes no espaço urbano. O que queríamos, de fato, era tratar da questão da qualidade do espaço urbano e da vontade das pessoas de usufruir de suas condições a partir de suas qualidades atrativas. Então, entre todas as palavras, talvez a nossa fosse “*liveability*”, resultante de “*urban quality*”.

Mas o fato é que nos demos conta da falta de clareza na definição do tema quando observamos que o termo que estávamos usando era equivocado (SANTOS; MOURA, 2019). A sorte foi termos escolhido as variáveis de investigação corretamente, pois poderíamos ter nos equivocado nisso também. No segundo artigo, resultante dos desdobramentos e da inclusão de novas análises de processos, passamos a usar o termo “*urban quality*”, mas com o pensamento específico de buscar variáveis e parâmetros indicativos da habitabilidade urbana (BLEČÍČ *et al.*, 2019).

Escolha das variáveis componentes principais

Uma etapa fundamental é a escolha de variáveis que respondem pelas características da área segundo suas especificidades, potencialidades e vulnerabilidades. Sobretudo porque o tempo de coleta ou organização dos dados demanda muito do pesquisador, então cabe escolher aquelas variáveis que são realmente definidoras das condições, dos fenômenos e das ocorrências no território.

Para relatar essa etapa, cito um estudo de caso no qual dei suporte à identificação de áreas com potencial de invasão de faixas de domínio de linha de transmissão de energia elétrica da CEMIG (MOURA *et al.*, 2010).

Como eu não tinha conhecimento sobre o fenômeno invasão de linhas de transmissão, eu não saberia dizer quais seriam as variáveis componentes principais que respondem pelo processo, assim como seus parâmetros, os quais são indicativos de potencial de invasão. Nesse sentido, realizei uma escuta com muitos técnicos que atuavam na temática na empresa, solicitando que me descrevessem as condições em que eles observavam riscos de invasão e que listassem características que pensavam ser indicativos do potencial de invasão. Enviaram-me uma longa lista de termos que eu deveria transformar em variáveis.

O primeiro passo é o ajuste de questões semânticas para verificar se realmente estamos falando sobre a mesma coisa. Os termos que eles usavam eram realmente o que eu havia entendido como variável ou condição territorial? Diante das dúvidas, foi necessário pedir uma pequena descrição do que eles haviam pensado ao me indicarem a variável. Como exemplo, um técnico me sugeriu fazer o mapeamento de “solos”, e como tive dúvida da relação desse quesito com o potencial para a invasão da faixa, posto que não se tratava de uma área rural, pedi a breve descrição da motivação. Ele, então, explicou-me que terrenos íngremes eram de mais difícil invasão, o que me fez entender que ele se referia, de fato, a declividades.

O segundo passo é planejar como atuar no caso em que os dados de uma variável não estão disponíveis ou são de difícil mapeamento. Pode ser citado o caso da variável “renda”, que hoje obtemos agrupada pela renda média do setor censitário, coletada pelo IBGE a cada dez anos. Mas se é necessário o seu uso como algum indicativo de análise e de modo não tão agrupado como o setor censitário, em data de coleta mais adequada, pode-se trabalhar com uma outra variável ou com um conjunto de variáveis (e, nesse caso, ao trabalhar com o arranjo, vamos chamar de “fator”) que respondem indiretamente pelas condições. Pode-se usar um arranjo ou fator composto pelas variáveis dimensão da edificação, estado de conservação e material de acabamento das unidades edificadas para se inferir uma condição de renda. Esse processo é denominado o uso de uma variável de “*proxy*”, ou seja, representante indireta do que se pretende estudar.

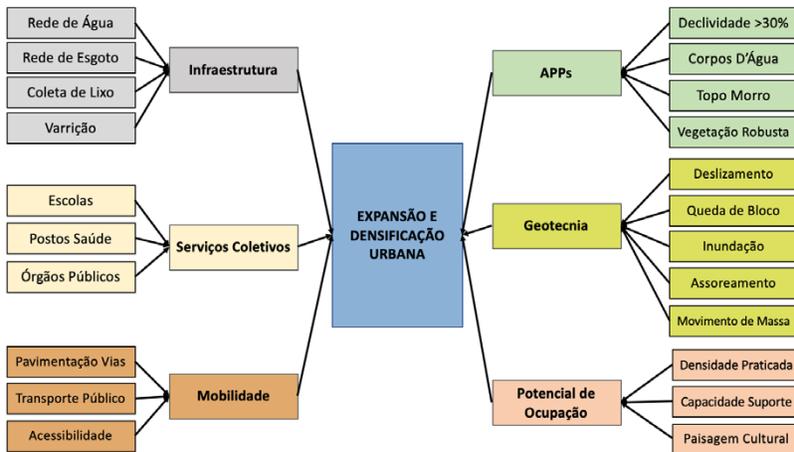
O terceiro passo é verificar os riscos de redundância ou de supervalorização de alguma variável que compõe fatores e que, por esse motivo, aparecerá mais de uma vez nas análises, interferindo mais que as demais nos resultados. Imagine que o objetivo é definir áreas de importância de preservação ambiental e que o pesquisador optou por fazer a integração de mapa de recarga de aquíferos, mapa de risco geológico e mapa de índice de rugosidade do terreno. Caso ele tenha elaborado os mapas parciais, ele sabe como eles foram compostos. Mas caso os mapas já estejam prontos, talvez ele não saiba que para compor cada um deles foi utilizada a variável declividades que, por isso, entrou três vezes no processo de integração de dados. Ela pode, sim, ser identificada como uma variável-chave na análise, o que é denominado variável “*driver*”, mas se deve ter atenção porque resulta que ela será definidora das respostas.

Sobre o número de variáveis a serem escolhidas e integradas, a sugestão é o maior elenco que se conseguir daquelas que tenham relações com o motivo de investigação, mas evitando as mencionadas redundâncias. Isso porque a probabilidade de se obter um resultado ao acaso diminui. Segundo Xavier-da-Silva (2000), quanto maior o número de variáveis e de seus componentes de legenda, maior as possíveis combinações e menor a chance de se chegar a um resultado aleatório. É bastante fácil entender que se eu trabalho, por exemplo, com apenas duas variáveis, qualquer irregularidade relacionada à coleta irregular, à escolha inadequada da variável ou a outro fator interfere de modo impactante no resultado.

Assim, deve-se buscar um número maior, sem exageros que impeçam a execução – os quais podem ser relacionados ao tempo excessivo de organização de dados ou aos estranhos mapas de “pipoca”. Usamos esse termo internamente em nossas pesquisas quando nos deparamos com mapas que são tão pulverizados que não se consegue identificar um arranjo territorial predominante em alguma porção do território. Os mapas resultam em grande profusão de respostas pipocadas, sem gerar agrupamentos territoriais. Em geral, isso é resultado da combinação do excesso de variáveis com a falta de integrações parciais entre elas. O correto seria elaborar uma árvore de

decisões e elaborar arranjos parciais aplicando algoritmos de identificação das combinações principais para depois então compor a integração final a partir dos resultados parciais (Figura 3).

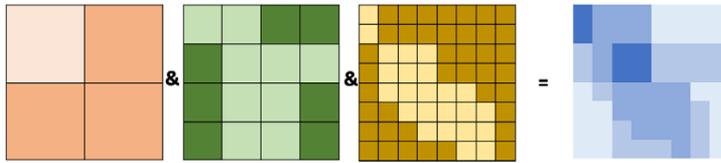
Figura 3 - Exemplo de árvore de decisões



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Outro problema clássico na escolha de variáveis é a dificuldade em virtude da variabilidade da escala de resolução. Observa-se claramente quando o mapa é resultado da integração de variáveis ou de mapas em diferentes escalas, pois o elemento de menor escala de resolução provoca grandes manchas que não se misturam aos outros dados, vencendo a visualização das composições. Infelizmente, é necessário optar pela pior qualidade (a de menor escala e resolução, que apresenta o pior detalhamento da informação) e levar os melhores dados para uma generalização que reduza a pior condição. Ou, eventualmente, anular o emprego dos mapas em escala inadequada e substituí-los por variáveis de *proxy* (Figura 4).

Figura 4 - A dificuldade em se trabalhar com escalas ou resoluções diferentes



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Para que se possa entender o impacto da escala, cabe se lembrar dos termos “acurácia” e “padrão de exatidão”. O menor elemento que o olho humano consegue identificar e que auxilia na hora de separar as ocorrências em um mapa é a dimensão de 0,2mm. Por outro lado, todo mapa tem um erro aceitável, que é de 0,5mm, quando o mapa é padrão A (podendo chegar a 0,8 ou 1,0mm em padrões B e C). Tomando o exemplo de uma variável que foi mensurada e representada na escala de 1:50.000, o olho humano identifica como menor elemento a dimensão de 10 metros na realidade, mas o mapa pode chegar a ter erros de 25 metros. Dependendo dos objetivos da investigação, a escala não é suficiente. O mesmo se pode dizer das resoluções de imagens de satélite, que podem não atender às expectativas de análise (*Landsat pixel* de 28,5 m; *Sentinel* 10 m; entre outras), sendo que há quem defenda que a resolução espacial não deveria considerar apenas o tamanho do *pixel*, mas sim o arranjo de três por três *pixels*, tendo em vista que muitas das classificações dependem da observação do comportamento das regiões.

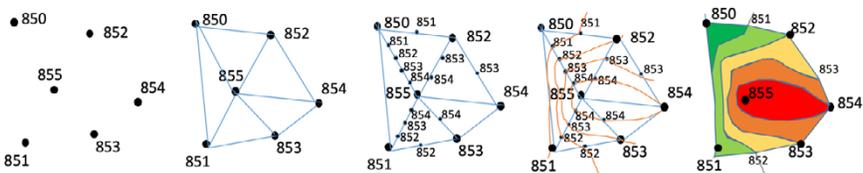
Aplicação de modelos de transformação dos dados em comportamento das variáveis no território

A coleta de dados exige que o trabalho seja feito por unidade territorial de georreferenciamento, seja ela uma rede de referência (regular ou irregular), recortes por unidades amostrais ou por delimitações definidas por decisões administrativas e projetuais. Pode acontecer, por exemplo, que se decida coletar a informação sobre cotas altimétricas a partir de pontos notáveis, o que significa grade ou rede irregular de referência; por uma malha de

pontos regularmente distribuídos e equidistantes; por setores censitários ou unidades administrativas; por elementos territoriais tais como lote, quadra, vias, sendo que as unidades de coleta poderão ser constituídas por pontos, linhas, polígonos ou grades (como exemplo a estrutura *raster*). Contudo, uma coisa é a coleta do dado; outra é a modelagem de sua ação sobre o território.

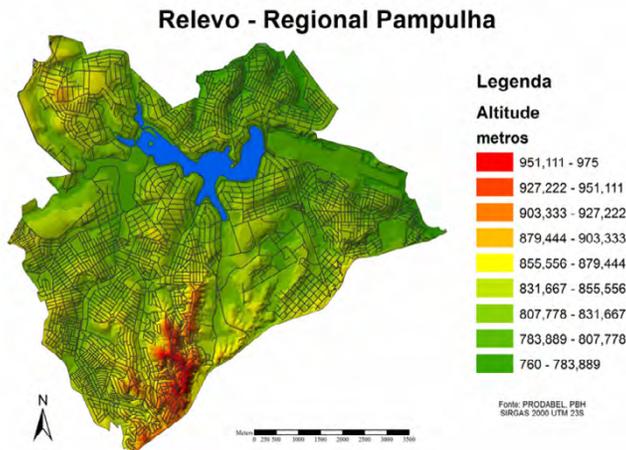
Pontos cotados de altimetria precisam passar por triangulação entre pontos notáveis e interpolações de valores entre si para representarem uma superfície contínua como a topografia. Mas a escolha de como transformar o dado inicial em um processo territorial para se caracterizar como ocorre a distribuição e o arranjo territorial de um fenômeno ou de uma ocorrência muitas vezes exige o conhecimento de um especialista sobre o comportamento da variável e sobre o funcionamento do modelo a ser empregado. Voltando à questão do dado topográfico, ele é produzido normalmente por interpolação de Delauney ou pela criação de isolinhas segundo a equidistância vertical especificada. O mesmo modelo de distribuição espacial poderia ser aplicado para temperatura, mas não poderia ser aplicado, por exemplo, para distribuição de renda. Isso porque os fenômenos temperatura e altimetria são regularmente distribuídos, não sendo possível ir da temperatura 10 para a 12 sem passar pela 11 nem da cota altimétrica 850 para a 852 sem passar pela 851. Mas o mesmo não pode ser dito sobre a renda, pois se em uma unidade domiciliar se vive com três salários mínimos e em outra com cinco, não é possível dizer que entre elas há uma unidade com o valor quatro (Figuras 5 e 6).

Figura 5 - Triangulação para fenômenos de distribuição regular



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura 6 - Resultado da interpolação e da triangulação na representação de relevo da Pampulha, Belo Horizonte



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Uma questão recorrente quando se discute o tratamento do dado coletado e georreferenciado para que ele seja trabalhado na forma de processo territorial, ou seja, na sua distribuição e impacto espacial, é a escolha do modelo de área de influência. Até onde vai o impacto do dado no território? Como o fenômeno se distribui? A resposta para essa decisão é: qual é o seu motivo de investigação? Mais uma vez, a clara definição de objetivos de análise é a chave, seguida da clara compreensão de como funciona o fenômeno.

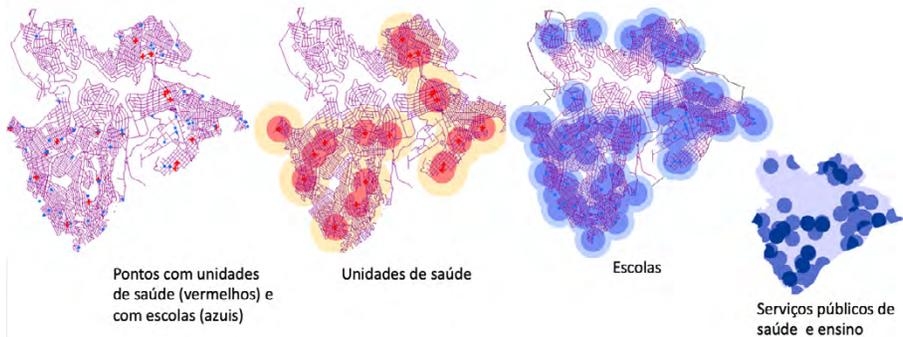
Os estudos de distribuição espacial se baseiam na clássica lei de Waldo Tobler (1970, p. 236), conhecida como a primeira lei da geografia: *“Everything is related to everything else, but near things are more related than distant things”*. A partir disso, é necessário decidir sobre os modelos de dependência espacial, de interpolação ou de regionalização.

Como exemplo, pode-se apresentar o interesse em gerar as atuações ou processos territoriais de distribuição de algumas variáveis, tais como novos projetos aprovados de edificações, área de influência de escolas e de postos de saúde, registros de ocorrências de infrações de códigos de

posturas. Todos esses dados capturados ou registrados por pontos no território, mas cujo objetivo é a análise espacial de impactos ou de atrativos e vulnerabilidades.

Inicialmente, o modo mais clássico de representar a regionalização de pontos é a definição de suas áreas de influência por *buffers* ou faixas regulares definidas a partir de distância fixa da borda do elemento. O princípio é muito utilizado em normativas por ser de fácil compreensão e aplicação. Contudo, ele apresenta limitações quando é construído por superfície isotrópica, pois parte do princípio de que o efeito ou impacto do dado acontece de modo homogêneo em todas as direções, sem consideração de rugosidades ou impedâncias espaciais. No exemplo, apresenta-se a área de influência de serviços públicos de unidades de saúde e escolas a partir de *buffers* na forma de anéis que abraçam o ponto de origem. Inicialmente, são representados os *buffers* de cada serviço, e depois os resultados parciais são integrados para demonstrar onde há apenas um dos serviços, onde há dois dos serviços e onde não há proximidade a algum deles (Figura 7).

Figura 7 - Distribuição de unidades de saúde e de escolas na Regional Pampulha, Belo Horizonte

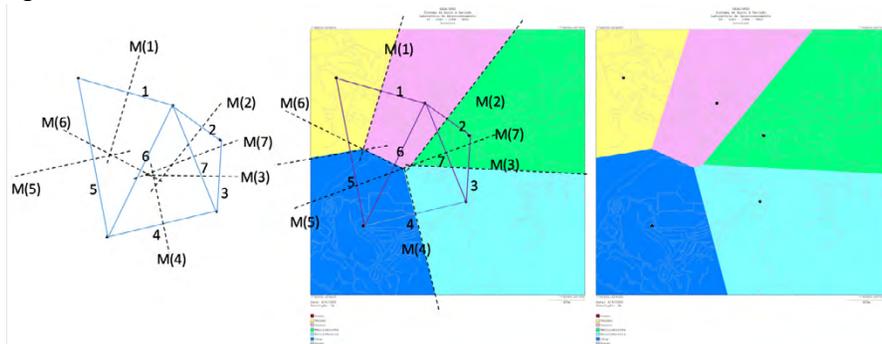


Fonte: Prefeitura de Belo Horizonte (2019).

Para se incluir a condição de alteração da área de influência considerando as condições específicas de cada elemento ou de ocorrência territo-

rial, assim como o impacto das condições do território, podem ser aplicados os modelos baseados em princípios gravitacionais. Eles consideram a força do elemento gerador, o arranjo entre os vários elementos geradores e as condições do meio onde a influência acontece. Entre os modelos gravitais, está o IDW (*Inverse Distance Weighted*), muito conhecido, o qual gera uma superfície da rede de influência dos valores espacialmente distribuídos, cuja origem é o modelo de Thiessen ou de Voronoi. Os polígonos de Thiessen, por sua vez, resultam da distribuição geométrica de cada ponto ou elemento gerador, definidos pelas mediatrizes que passam pelas linhas que conectam os pontos geradores. É um processo geométrico cujo objetivo é a repartição espacial por pontos ou elementos geradores, considerando o arranjo espacial de suas distribuições (Figura 8).

Figura 8 - A partir de pontos geradores é realizada a triangulação, que une todos os pontos entre si, seguida da projeção da mediatriz em cada linha de face de triângulo. M(1) é a mediatriz do segmento 1, M(2) do segmento 2, e daí por diante nos 7 segmentos

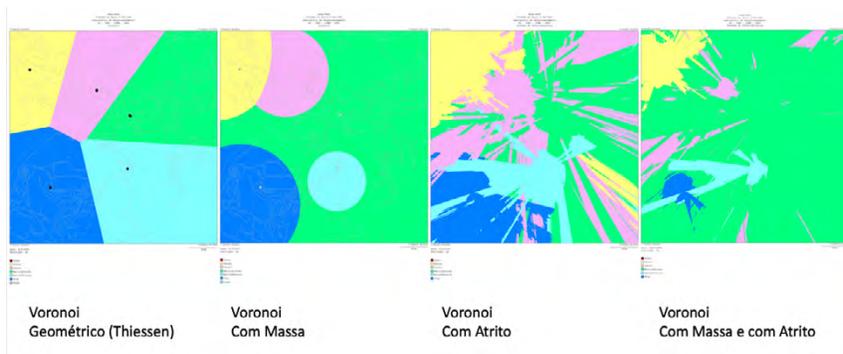


Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Os polígonos de Thiessen, ou de Voronoi geométrico, são muito usados a partir de aplicativos em *softwares* de geoprocessamento, sendo a sua função definir o arranjo espacial de área de influência a partir da rede dos pontos geradores. Mas o modelo se torna realmente robusto quando se amplia a álgebra de geração das formas para considerar outras questões,

tais como a massa e o atrito. Xavier-da-Silva (2001) desenvolveu a lógica e o aplicativo que consideram essa maior complexidade do modelo, aproximando-o melhor da realidade territorial. O autor apresenta, no Sistema de Análise Geo-Ambiental (SAGA-UFRJ), a possibilidade de geração de polígonos considerando a massa de cada ponto gerador (Figura 9 b), o atrito territorial – mas para isso é necessário apresentar uma camada de informações sobre o nível de atrito presente em cada porção do território (Figura 9 c) – e tanto a massa como o atrito simultaneamente (Figura 9 d). Para que o usuário possa comparar os resultados e usar os dados parciais em interpretação exploratória, o aplicativo apresenta também a possibilidade de elaboração do Voronoi através da simples geometria de repartimento da rede de pontos (Figura 9).

Figura 9 - Modelo de Voronoi desenvolvido por Xavier-da-Silva (2001) e disponível no SAGA-UFRJ. Exemplo de área de influência de cinco escolas em Ouro Preto. Fig. a – Voronoi geométrico no qual apenas a rede de pontos geradores resulta no recorte espacial de polígonos. Fig. b – Voronoi com Massa – continua considerando a distribuição espacial da rede, mas a partir de pontos geradores são construídos polígonos proporcionais à dimensão da massa (no caso, número de vagas na escola). Fig. c – Voronoi com Atrito – continua considerando a distribuição espacial da rede, mas, a partir de uma superfície indicadora do atrito existente em cada porção do território, são construídos polígonos que vencem os atritos e desenvolvem-se em áreas onde há menos impedância (no exemplo, a superfície de atrito considerou o uso do solo, as declividades e o tipo de pavimentação das ruas). Fig. d – Voronoi que continua considerando o arranjo da rede de pontos, mas considera também a massa e o atrito

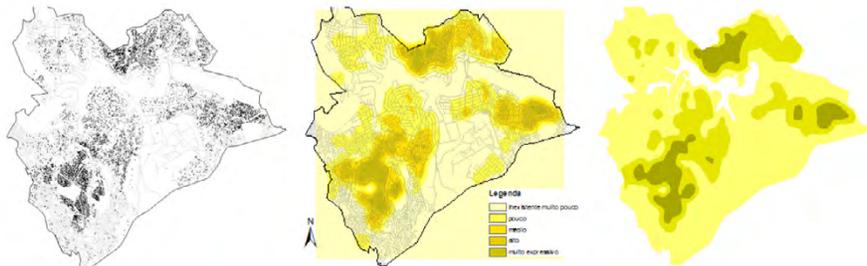


Fonte: Elaborada pela autora com o uso do SAGA-UFRJ (2019).

Observa-se que a aplicação paulatina das condições do modelo favorece a avaliação exploratória, pois toma o exemplo de um ponto (a escola da área em azul claro) que antes tinha muita influência por estar em posição estratégica na rede e mais distante de concorrentes, mas que tem seu impacto significativamente reduzido por possuir menos vagas (capacidade de massa); depois tem sua influência aumentada quando se considera o atrito, pois é de mais fácil acesso para uma região da cidade; mas no arranjo massa e atrito só tem influência garantida em uma parte específica da cidade. Estudos exploratórios como esse favorecem entender o que daria efeito na alteração de uma condição da ocorrência territorial: mudança na posição do ponto? Incremento da massa? Redução do atrito?

Outra forma de tratar o dado registrado por ponto ou linha é a avaliação de sua concentração no território, na forma de modelos de densidade. O algoritmo mais comum é o de densidade de Kernel, que pode apenas mensurar o grau de concentração espacial da ocorrência, como pode também ser aplicado de modo ponderado, no qual um atributo de massa do ponto é considerado, provocando mais impacto no índice de concentração em função da força do ponto (Figuras 10 e 11).

Figura 10 - Kernel baseado em concentração de ocorrências. Concentração de projetos aprovados para novas edificações em Pampulha, Belo Horizonte



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

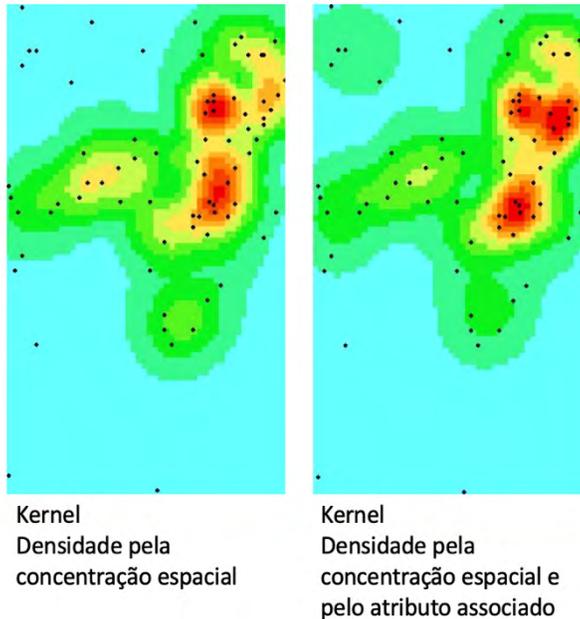
Figura 11 - Kernel baseado em concentração de ocorrências e ponderação segundo a capacidade da via em recebimento de veículos – Pampulha, Belo Horizonte. Mapa de capilaridade (concentração de vias) e de acessibilidade (ponderado pela capacidade de recebimento de carga das vias)



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

A massa na densidade de Kernel ponderada pode ser alguma variável ou um fator, este último entendido como a combinação de variáveis. Supondo que se esteja medindo a concentração de registros de reclamação de infração do código de posturas por uso de som acima do tolerável, a análise pode ser ponderada pelo nível medido de ruído ou por um fator que combine a altura do ruído com o tempo executado e com o nível de inadequação do horário da infração. Dessa forma, os lugares onde o problema foi mais impactante terão o nível de densidade mais destacado. Ou considere que há registros de ocorrência de *leishmaniose* no território, mas que nos atributos está registrado que ela é tegumentar ou visceral. O pesquisador pode e deve dar um peso maior para a visceral, associando um valor numérico aos dados, tendo em vista a sua gravidade (Figura 12).

Figura 12 - Densidade de Kernel calculada apenas segundo a concentração de ocorrências e Densidade de Kernel Ponderada considerando-se também um atributo no ponto definidor da massa, que é indicativa de incremento de importância



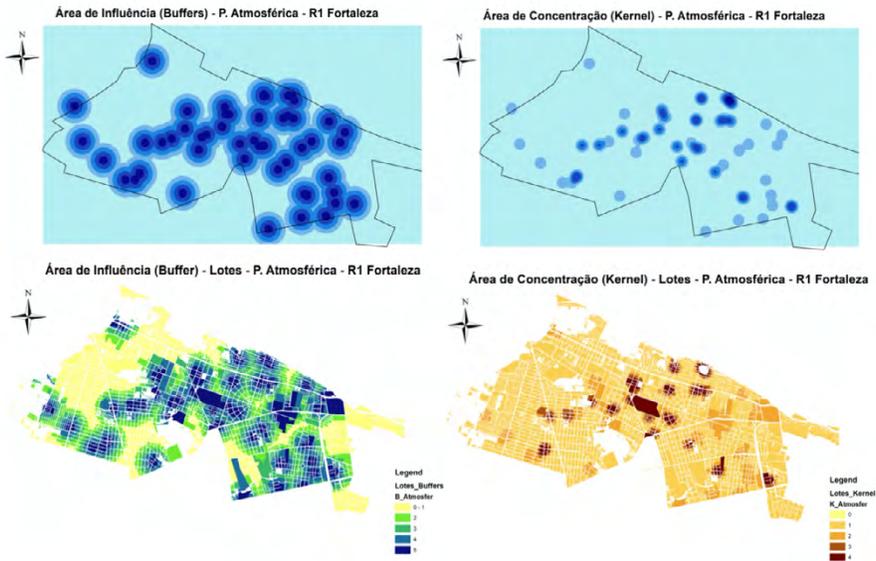
Fonte: Elaborada pela autora (2019).

O modelo de Densidade de Kernel exige a definição de um raio delimitador, o qual deve ser interpretado como área máxima dentro da qual se considera que a presença de ocorrências provoca uma concentração espacial, ou também como raio de influência de cada ocorrência que, uma vez sobreposto a outras, resulta em concentração do fenômeno. Caso o usuário não indique o raio, a maioria dos *softwares* têm capacidade para arbitrar um valor a partir da mensuração da distância média entre os pontos geradores. É interessante que o usuário consiga indicar um raio a partir de algum critério defensável que pode vir de revisão bibliográfica, de conhecimento de especialista ou mesmo de entrevistas realizadas com cidadãos a respeito de suas preferências e hábitos.

Por exemplo: tendo os pontos de atividades comerciais em um território, para o cálculo da densidade de atividades comerciais com o objetivo de verificação de núcleos de aglomeração desse uso urbano, pergunta-se qual seria um raio de cálculo adequado. Caso encontremos alguma bibliografia sobre distância média máxima ideal para que sejam realizadas as atividades de consumo, o valor será usado. Talvez esses valores estejam citados em bibliografia sobre unidades de vizinhança em planejamento urbano, temática muito discutida inicialmente pelo americano Perry (1929) nos anos de 1920, com o intuito de definir unidades autônomas para o atendimento das atividades cotidianas para as quais o cidadão se deslocaria a pé em um tempo médio de cinco minutos, indicando a distância média de 500 metros. Mas também podem ser entrevistadas pessoas para saber o quanto elas estariam dispostas a se deslocar para consumirem em estabelecimentos comerciais. Por consultas realizadas, chegamos também a valores de até 500 metros. Então um estudo de densidade de Kernel teria critérios defensáveis para se definir um raio de cálculo.

O exemplo a seguir foi desenvolvido em parceria com Caroline Câmara, na Prefeitura de Fortaleza, a partir de uma tabela de registros de ocorrência de reclamações sobre infrações no uso do espaço urbano na regional R1 do município. As reclamações foram agrupadas nas tipologias de poluição atmosférica, resíduos sólidos (lixo), poluição sonora por ambiente interno, poluição sonora por som paredão (som em veículo), poluição visual e infrações do código de posturas. A primeira questão discutida foi se o modelo de distribuição espacial adequado seria o *buffer*, definindo um raio de alcance, ou o Kernel, definindo uma aglomeração das ocorrências. Realizada a aplicação de ambos os modelos, observou-se que ambos eram de interesse, cada um para um objetivo. O *buffer* indicava as áreas próximas às ocorrências e que haviam sido impactadas, ao passo que o Kernel indicava a concentração do fenômeno (Figura 13).

Figura 13 - Aplicação de áreas de influência de ocorrências de poluição atmosférica através de *buffers* e de densidade de Kernel na regional R1 de Fortaleza

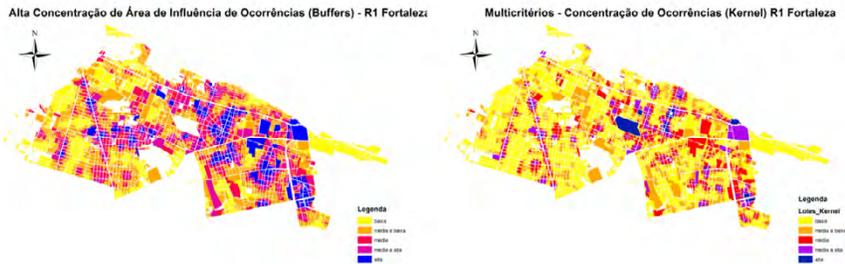


Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Dessa forma, foram calculados os dois modelos para todas as seis variáveis, e depois foi realizada a integração das camadas das variáveis para cada uma das duas abordagens. Tanto para o *buffer* como para o Kernel, foi necessário indicar um raio de investigação para cada variável, relacionado a opiniões de especialistas sobre a área de impacto da ocorrência.

Finalmente, foi realizada a integração das seis variáveis de cada eixo de abordagem (densidade ou proximidade), por Análise de Multicritérios, que é objeto de discussão de um próximo item no desenvolver do texto, quando será apresentada a proposta de integração ponderada e quantitativa (por Pesos de Evidência) ou por comparação pareada e qualitativa (por Análise Combinatória) (Figura 14).

Figura 14 - Integração de variáveis por Análise Multicritérios. Concentração de áreas de influência de ocorrências de infrações urbanas (seis variáveis) por *buffers* e de densidade de ocorrências de infrações urbanas (seis variáveis) por Kernel

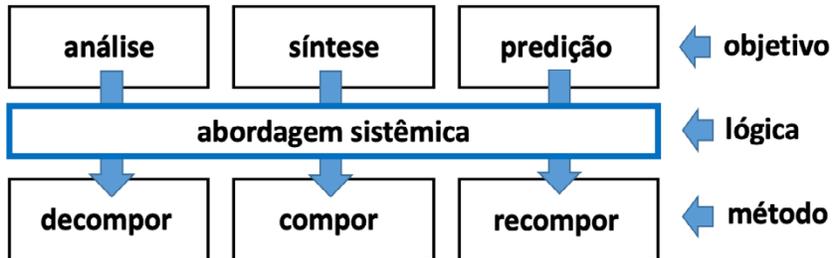


Fonte: Elaborada pela autora e por Caroline Câmara (2019).

A unidade territorial de análise

As representações e os estudos espaciais se baseiam em processos de análises e sínteses com a manipulação de variáveis que respondem pelos fenômenos, ocorrências e características principais do sítio (McHARG, 1969). A investigação analítica requer a decomposição da realidade em suas variáveis principais para a observação detalhada de cada temática (CHORLEY; HAGGETT, 1967). A investigação sintética requer a composição das variáveis em visões interpretativas que respondam por cenários da realidade. O processo de modelagem, dessa forma, passa pelas ações de análises (decompor) e sínteses (compor) para se realizarem previsões ou avaliações sobre um território através de cenários possíveis (recompor). A modelagem de dados espaciais, nesse sentido, segue os princípios da abordagem sistêmica (BERTALANFFY, 1968) (Figura 15).

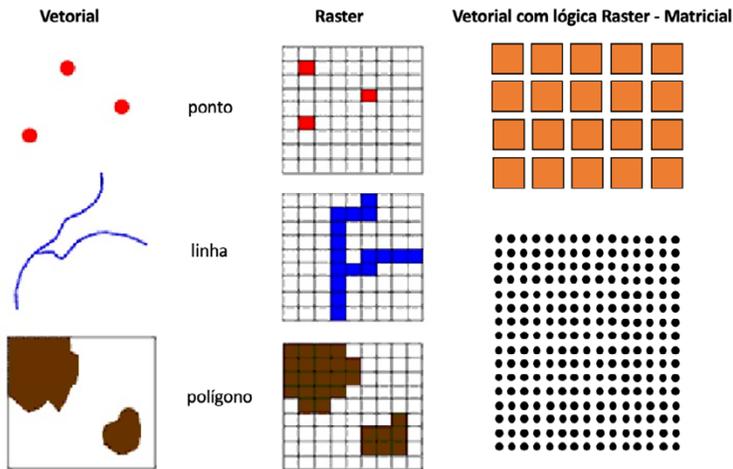
Figura 15 - Abordagem sistêmica nos processos de análise e síntese e interpretação da realidade territorial (lógica)



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Nos processos de decomposição para posterior composição e nos processos analíticos para posterior promoção da síntese, constitui etapa fundamental a definição da unidade territorial de integração dos dados, o que Xavier-da-Silva (2001) denomina UTI - Unidade Territorial de Integração. A primeira decisão que o pesquisador precisará tomar é sobre a associação do dado a pontos, linhas, polígonos ou malha de dados (estrutura matricial), sendo que esta última pode ser compreendida como conjunto regular de dados pontuais ou eventualmente de polígonos regulares, ou mesmo uma estrutura *raster*. O pesquisador deverá decidir também se irá trabalhar em estrutura vetorial ou em estrutura *raster*, ou mesmo por representação vetorial, mas com lógica *raster* (na representação em forma de matriz de pontos ou polígonos regularmente distribuídos) (Figura 16).

Figura 16 - Modos de representação das variáveis: vetorial, *raster* ou em lógica matricial (ainda que sendo vetorial)

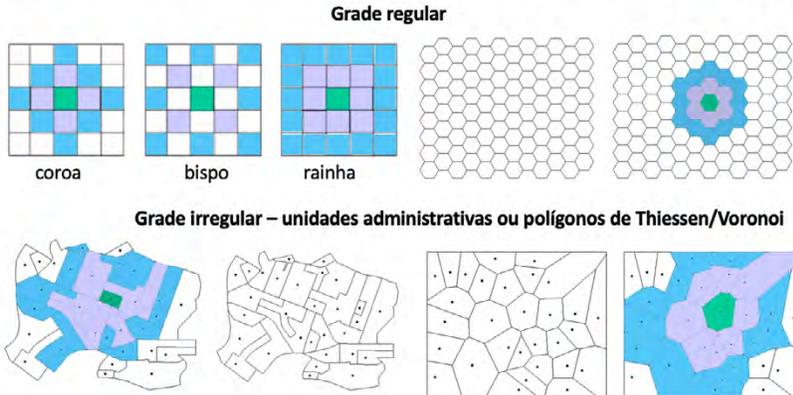


Fonte: Elaborada pela autora (2019).

A unidade territorial de análise é a composição de um mosaico de unidades territoriais às quais os dados serão associados, e as informações serão construídas através de processos de análise e síntese. A sua definição é importante para a composição e a estruturação da coleção de dados, mas também para a saída de resultados, pois será por essas unidades que a informação produzida será obtida. As decisões sobre as unidades estão relacionadas aos objetivos de investigação e ao modo de coleta do dado, o que, por sua vez, indica as possibilidades de espacialização. A criação da malha de recebimento de dados e de produção de informações é chamada de *tessellation*, o que pode ser traduzido como a composição do mosaico territorial. Cabe também definir qual é o conceito de vizinhança para cada mosaico, pois isso irá interferir em modelos que visam avaliar a difusão de ocorrências ou impactos de distribuição por conexões espaciais (Figura 17).

Figura 17 - *Tessalation* (mosaico) de unidades territoriais por malha regular ou irregular

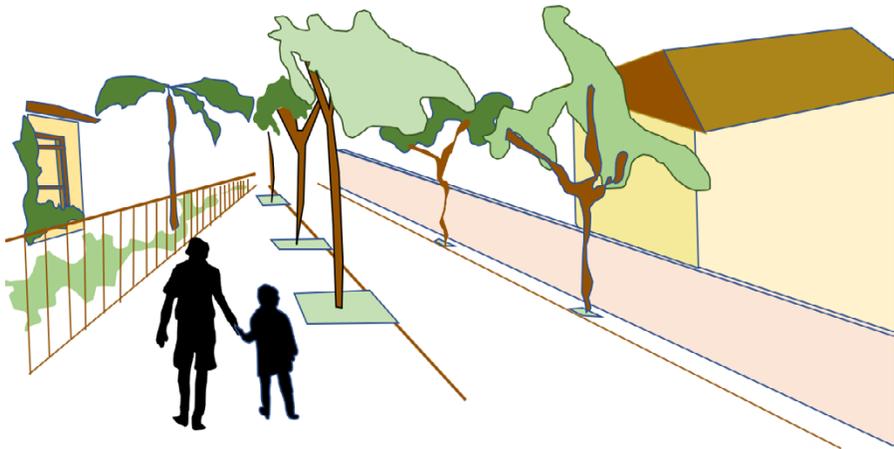
Tessalation (Mosaico) – definição de grade regular ou irregular e das relações de vizinhança de interesse



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Um exemplo interessante para ilustrar a definição da unidade territorial de integração aconteceu em estudo de caso para identificação de lugares com qualidade urbana vinculada aos interesses de caminhabilidade ou de preferências territoriais ao deslocamento no ambiente (SANTOS; MOURA, 2019). O objetivo era avaliar a qualidade do ambiente em termos de aspectos visuais, infraestrutura, sensação de segurança, acesso a serviços e um complexo conjunto de 19 variáveis indicativas de possíveis preferências do usuário por percorrer um território. Mas o usuário percorre o território ao longo da via, que é composta pela caixa de rua e pelo passeio, e visualiza a porção inicial da ocupação do lote. Ele não tem alcance visual do uso interno ao lote. Então a unidade territorial de análise (UTA), também denominada por outros autores UTI (unidade territorial de integração dos dados), deveria considerar esse recorte espacial (Figura 18).

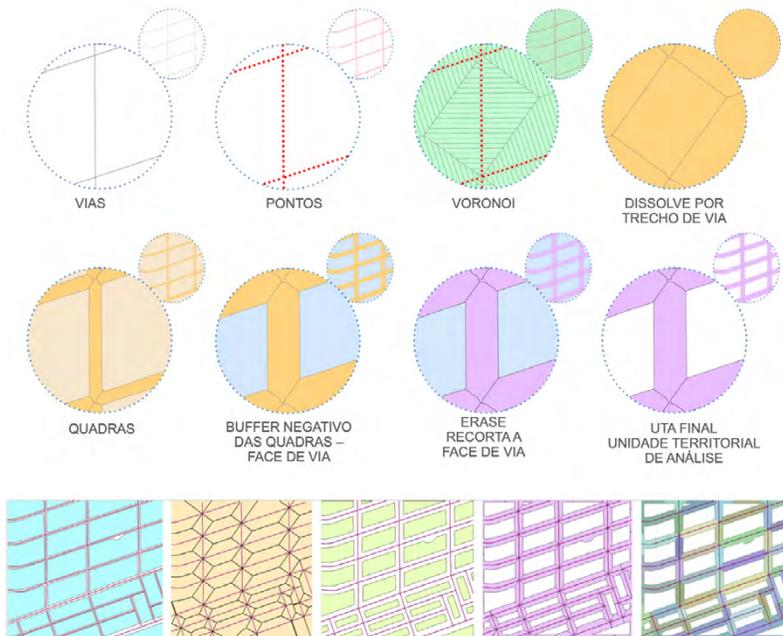
Figura 18 - Campo de visada no deslocamento da via (rua e passeio): composto pela via e pela porção inicial do lote



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Para construir o recorte, o processo passou pelas etapas de trabalhar com os vetores de trechos de vias (linhas centrais das vias interrompidas nas interseções com cada outra via) e de desenho de quadra, os quais foram cedidos pela Prefeitura de Belo Horizonte. As vias foram transformadas em pontos ao longo de seus eixos (um ponto a cada cinco metros) a partir dos quais foram gerados polígonos de Voronoi. Como os polígonos mantêm os atributos do elemento inicial, todos os pontos tinham o código do trecho de via e, por consequência, todos os polígonos de Voronoi tinham o mesmo atributo, o que tornou possível agrupar o conjunto de polígonos por ID de trecho, gerando o Voronoi por trecho. Para definir o recorte do campo de visada na parte frontal do lote, foi desenhado o *buffer* negativo das quadras, deslocando a linha para dentro em 10 metros (o que captura a fachada da edificação, o jardim frontal e o que se vê na parte anterior do lote). Essa linha deslocada foi usada como corte (*erase*) para os polígonos de Voronoi, resultando no polígono que cobre a via e a parte frontal da quadra (Figura 19).

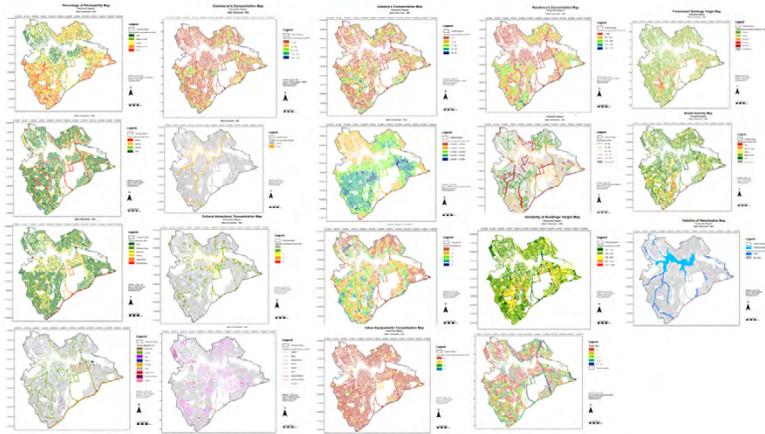
Figura 19 - Composição da UTA – Unidade Territorial de Análise



Fonte: Santos e Moura (2019, p. 150).

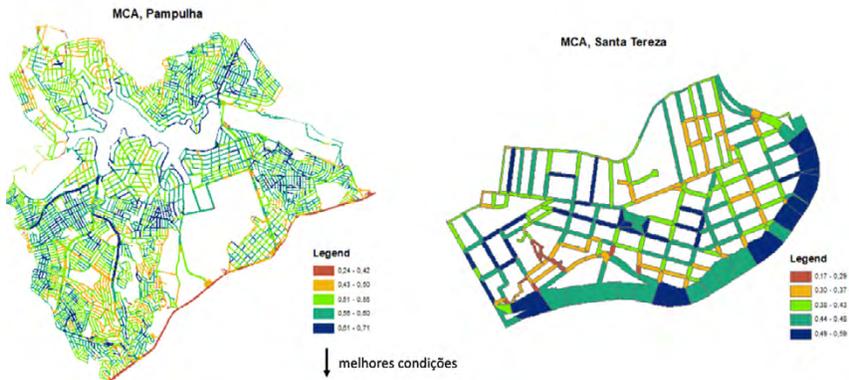
A partir desse recorte territorial que representava os objetivos de investigação, foram elaborados 19 mapas representativos de variáveis de interesse para a qualidade ambiental e paisagística urbana e que poderiam favorecer o interesse em percorrer o trecho. A análise favorece não só a identificação de lugares qualificados segundo cada variável, como também a síntese dos lugares mais qualificados, assim como cria condições de se discutirem parâmetros urbanísticos que podem ser incentivados para a promoção da qualidade ambiental urbana do ponto de vista da percepção, do olhar, das motivações para se percorrer o lugar (Figuras 20 e 21).

Figura 20 - Mapeamento das 19 variáveis no trecho da UTA



Fonte: Santos e Moura (2019, p. 154).

Figura 21 - Síntese das variáveis por MCA \square *Multicriteria Analysis* (Análise de Multicritérios)



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

A figura 21 nos dá a oportunidade de ilustrar problemas de efeito de borda, que aparecem nos recortes da definição da área de análise. Em ambos os estudos de caso, a porção a sul do território apresenta uma condição bem diferente da do interior das áreas. Na Pampulha, é o anel rodoviário,

última via na borda sul da regional e que, certamente, não é indicado para qualquer tipo de caminhabilidade ou fruição territorial, pois é apenas um eixo de trânsito rápido. Por esse motivo, ela obteve valores muito baixos. Em Santa Tereza, é uma larga avenida, a Andradas, que também tem uma tipologia muito diferente daquela do interior do bairro, composta por faixa muito larga e com expressiva cobertura vegetal, que obteve valores altos de paisagem, mas não é representativa das condições internas e da paisagem do lugar. Embora os eixos sul (Anel Rodoviário na Pampulha e Avenida Andradas em Santa Tereza) sejam administrativamente elementos dos recortes (regional e bairro), eles não são representativos das tipologias internas. Então o pesquisador precisa ter essa sensibilidade de recortar a área de trabalho por unidades homogêneas e representativas para os objetivos de investigação, pois os valores ali obtidos podem criar problemas para a análise, como de fato aconteceu.

A normalização das variáveis e seus componentes de legenda

Um processo recorrente nas análises espaciais é a integração de variáveis para a composição de retratos interpretativos, destacando características, vulnerabilidades e potencialidades. O processo de integração de variáveis é denominado Análise de Multicritérios, que pode ser elaborada de diferentes maneiras, dependendo dos objetivos de análise do pesquisador.

A primeira parte dos desafios já foi explicada: realizar o recorte territorial, escolher as variáveis componentes principais e definir a unidade territorial de análise. O passo seguinte é composto pela normalização das variáveis e seus componentes de legenda em dois processos: levar todas as informações para a representação quantitativa com o objetivo de favorecer a álgebra de mapas, e a especificação de valores mínimos e máximos comuns a todos para permitir que dados de diferentes naturezas sejam combinados.

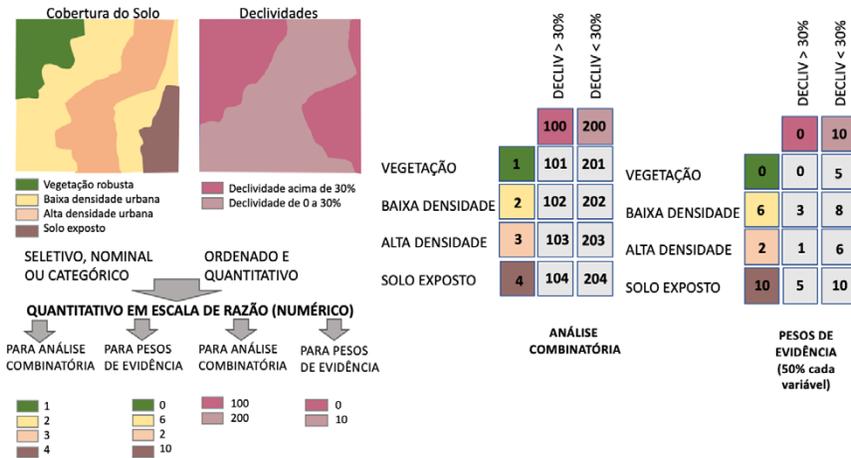
As variáveis, trabalhadas como camadas de informação ou como atributos associados a um elemento espacial (a UTA), podem ser de caráter

qualitativo (denominado seletivo, nominal ou categórico); podem ser ordenadas segundo um *ranking* ou podem ser numéricas. Como exemplo: a variável densidade de ocupação é ordenada (com as legendas baixa, média baixa, média, média a alta e alta); a variável pavimentação da via é seletiva, ou nominal, ou categórica (asfalto, bloquete de concreto, paralelepípedo, pé de moleque, cascalho, terra); a variável proximidade a escolas é numérica (segundo a distância da escola) e a variável volume vegetado também é numérica (apresentando o volume vegetado no campo de visada, ou mesmo a proporção entre volume vegetado e volume edificado). Contudo, todas elas precisam ser transformadas em números para fins de álgebra de mapas.

A transformação em números pode ser para permitir a Análise Combinatória (com a finalidade de apenas identificar combinações possíveis) ou para a aplicação de álgebras como a média ponderada entre camadas na forma de Pesos de Evidência. Na Análise Combinatória, os números *não* têm significado de julgamento (melhor, pior, positivo, negativo), e são escolhidos *apenas* para favorecer a identificação de todas as possíveis combinações entre variáveis. Caberá, depois, ao pesquisador analisar e decidir o que significa cada combinação segundo o seu objetivo de investigação e eventualmente fazer o julgamento a partir da interpretação de arranjos.

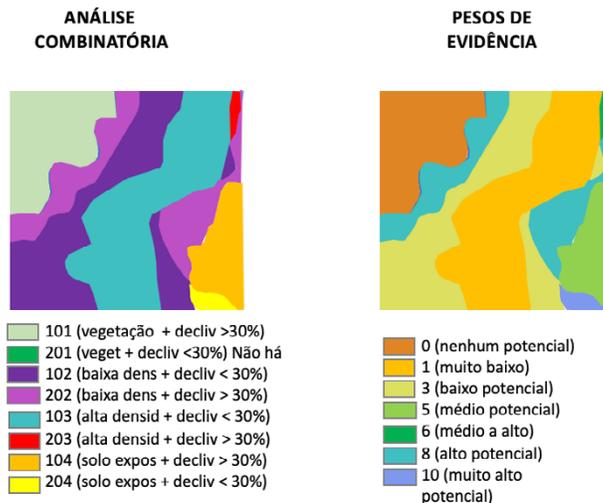
No segundo uso, Pesos de Evidência, os números têm significado relacionado ao grau de pertinência que o componente de legenda tem para a análise (como exemplo, para combinar declividades e cobertura do solo para indicar as áreas mais propícias para o crescimento e a densificação urbana, a declividade adequada recebe nota alta, presença de vegetação recebe nota baixa, e assim por diante) e as variáveis são integradas segundo os pesos que as diferenciam, caso se julgue que há aquelas que são mais importantes que as outras. No exemplo, as variáveis foram integradas tendo pesos iguais (50% cada), mas os componentes de legenda receberam notas de acordo com a adequação para recebimento de novas ocupações urbanas (Figuras 22 e 23).

Figura 22 - Lógica de integração de variáveis



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura 23 - Resultado das integrações de variáveis por Análise Combinatória (identifica os arranjos, as combinações de condições possíveis e as existentes) e por Pesos de Evidência (apresenta um *ranking* classificatório da condição pior para a melhor segundo o motivo de investigação)



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Destaca-se que para as aplicações em Geodesign, na maioria dos casos de produção de Modelos de Avaliação, que indicam as áreas mais adequadas para receberem propostas, as áreas onde já há recursos instalados e as áreas onde é inútil apresentar propostas, o procedimento mais indicado é o método multicritérios por Análise Combinatória. Isso porque ele permite que o pesquisador tome suas decisões sobre o significado das combinações de variáveis de modo mais controlado.

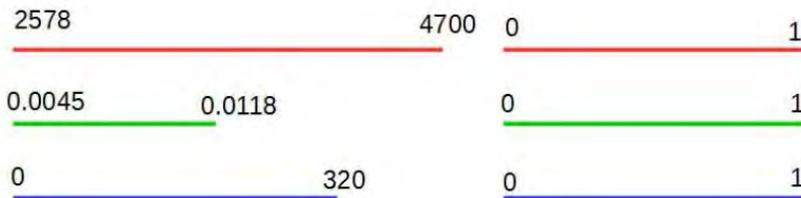
O método de Pesos de Evidência resulta em um *ranking* que camufla as combinações existentes. No exemplo, observe que o valor “5” poderia ter resultado de dois arranjos diferentes: solo exposto e declividade alta, ou vegetação e declividade baixa, e não há como separar as combinações no resultado final. Observe também, no mesmo exemplo, que o *ranking* resultante coloca em condição média de ocupação a área com vegetação apenas pelo fato de a declividade ser adequada. No caso, a Análise Combinatória permite que se defina com mais clareza o significado das combinações entre as variáveis.

Indica-se que a multicritérios por Análise Combinatória (AC) seja usada como decisão sobre “o que” e “onde” fazer a proposta de intervenção territorial, ao passo que a multicritérios por Pesos de Evidência (PE) seja usada para se definir a hierarquia de importância, estabelecendo uma “ordem” de onde atuar primeiro, de onde há mais condições. Então AC seria um resultado seletivo ou nominal, qualitativo sobre “o que” fazer, e a PE um resultado quantitativo hierárquico sobre “o quanto” fazer.

No caso específico da Multicritérios por Pesos de Evidência, ainda sobre normalização, cabe refletir sobre a necessidade de atribuir valores numéricos (pelos motivos explicados de integração de variáveis por álgebra de mapas) dentro de uma escala única. Isso significa que para todas as variáveis haverá um mesmo valor mínimo e um mesmo valor máximo, e os valores intermediários distribuir-se-ão dentro do limite estabelecido (MOURA; JANKOWSKI, 2016). O pesquisador escolhe qual será o recorte de valores mínimos e máximos, que pode ser de 0 a 1, de 0 a 10, de 1 a 5. A decisão não faz diferença no resultado final, uma vez que o resultado é um *ranking* relativo

no qual todos os valores serão levados proporcionalmente para uma escala entre o maior e o menor, sendo o resultado final um *ranking* classificatório indicativo da pior e da melhor condição, e entre elas os valores intermediários (Figura 24).

Figura 24 - Normalização de variáveis para que todas passem a ter o mesmo mínimo e o mesmo máximo, e para que os valores intermediários sejam distribuídos proporcionalmente no intervalo definido



Fonte: Moura e Jankowski (2016, p. 672).

No exemplo da figura, para normalizar a primeira variável: novo valor = [(valor antigo - valor mínimo antigo) * (maior valor nova escala - menor valor nova escala)] / (valor máximo antigo - valor mínimo antigo). No exemplo: $[(x-2578) * (1-0)] / (4700-2578)$. Logo, se eu tenho um ponto no meio da linha vermelha cujo valor é 3500, na nova escala ele será: $[(3500-2578) * 1] / 2122 = 0,434$. Entre 0 e 1, a nova posição do ponto é 0,434. Assim todas as variáveis terão o mesmo início, o mesmo fim, e os valores intermediários proporcionalmente distribuídos. Isso permite que elas sejam combinadas sem distorções.

Escolha dos modelos de integração das variáveis

A esse ponto o pesquisador já recortou sua área, já definiu com clareza os objetivos da análise e selecionou as variáveis principais, já representou essas variáveis segundo a unidade territorial de análise e já fez a normalização para que elas apresentem legendas numéricas e, se a escolha

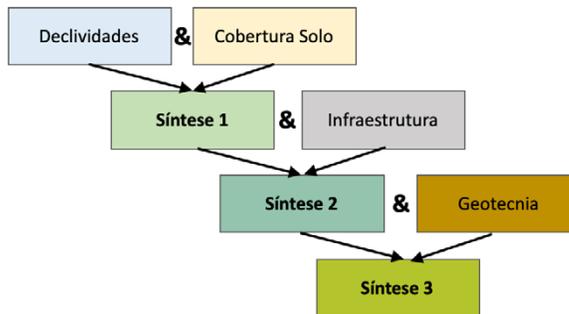
for pela integração por Pesos de Evidência, os valores já foram normalizados dentro de uma escala de máximos e mínimos definidos (MOURA, 2007).

O pesquisador deve ter clara compreensão da diferença entre Análise Combinatória e integração por Pesos de Evidência para tomar a sua decisão. Bonham-Carter (1994) e Xavier-da-Silva (2001) associam os processos de AC a decisões booleanas e de PE à abordagem bayesiana, respectivamente.

A lógica booleana foi inicialmente proposta por Burrough, Mcdonnell e Lloyd (1998) para se comparar ou compor par a par as variáveis e seus arranjos espaciais, identificando se entre elas há relações de *and*, *not*, *or* ou *xor* (avaliadas a partir de operações de união, diferença, intercessão ou exclusão). Assim, para cada composição se define um sim ou não, representado matematicamente por Zero ou Um (0 ou 1). O pesquisador, para compor um conjunto de variáveis, precisa estruturar uma árvore lógica de combinações.

Como exemplo, na figura em que foi estruturada uma Análise Combinatória entre Cobertura do Solo e Declividades a partir das intercessões existentes, o pesquisador poderia definir que a presença de vegetação, independentemente da declividade, é fator de proteção e não de ocupação urbana, e que isso ocorre onde há solo exposto, mesmo com declividade não favorável se há alguma condição de ocupação. Em um próximo passo, poderia ser incluída a variável sobre presença de infraestrutura, e as combinações entre os arranjos anteriores seriam verificadas. Mas o pesquisador poderia continuar definindo que, independentemente das condições de infraestrutura, onde há vegetação não acontecerá ocupação e onde há solo exposto poderá haver, independentemente da infraestrutura, mas dependendo da condição geotécnica, que entraria como mais uma variável na árvore de combinações. E, daí por diante, decidindo os arranjos par a par. O pesquisador precisará usar muitas ferramentas de intercessão, união e exclusão para elaborar suas sínteses (Figura 25).

Figura 25 - Integração de variáveis por lógica booleana e em Análise Combinatória



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Autores como Xavier-da-Silva (2001) indicam que pode ser usado o método de Saaty, denominado AHP (Análise Hierárquica de Pesos) para serem consultadas opiniões ou tomadas decisões na integração par a par das variáveis. O método de Thomas Saaty, chamado “Análise Hierárquica de Pesos”, foi desenvolvido em 1978 na Universidade da Pensilvânia (SAATY, 1980). Ele auxilia na atribuição dos pesos dos planos de informação para determinar a contribuição relativa de cada um. O objetivo é decompor uma situação complexa de modo a facilitar as decisões sobre o que é mais importante. O método propõe a comparação de variáveis par a par e é atribuído um critério de importância relativa entre eles, conforme a escala apresentada no Quadro 1.

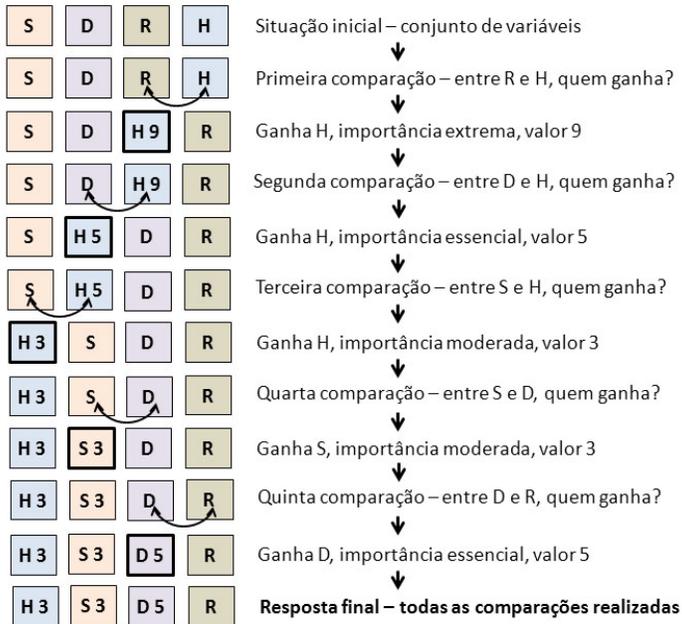
Quadro 1 - Escala de Valores AHP para Comparação Pareada

Intensidade de importância	Definição e Explicação
1	Importância igual - os dois fatores contribuem igualmente para o objetivo
3	Importância moderada - um fator é ligeiramente mais importante que o outro
5	Importância essencial - um fator é claramente mais importante que o outro
7	Importância demonstrada - um fator é fortemente favorecido e sua maior relevância foi demonstrada na prática
9	Importância extrema - a evidência que diferencia os fatores é da maior ordem possível.
2, 4, 6 e 8	Valores intermediários entre julgamentos - possibilidade de compromissos adicionais

Fonte: Adaptado de Saaty (1980).

Tendo como exemplo um conjunto de variáveis indicadas para a multicritérios para a investigação dos lugares adequados para o cultivo da cana, composto por “solos”, “declividades”, “condições hídricas” e “proximidade a estradas”, pede-se ao entrevistado que compare, par a par, a importância das variáveis. As perguntas são do tipo: compare a importância entre “solos” e “declividades” e registra-se a resposta. Depois, entre o que foi considerado mais importante e a próxima variável, até que todas estejam ordenadas. Definidos Solos=S, Declividades=D, Rodovias=R e Recursos Hídricos =H. A lógica é estruturada pelo esquema apresentado na Figura 26.

Figura 26 - Exemplo de comparação hierárquica par a par



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Logo, sendo R o menor valor, e definindo-o como “x”, o conjunto é caracterizado por Hidrografia = 11x, Solos = 8x, Declividades = 5x, Rodovias = x para isso se transformar em pesos 11+8+5+3=25. Então, no exemplo de

Hidrografia, 11/25 significa 44%, no que resulta em Hidrografia 44%, Solos 32%, Declividades 20% e Rodovias 4%. O pesquisador poderia chegar a índices de importância (que favoreceriam que ele aplicasse a integração de variáveis por Pesos de Evidência segundo os valores calculados), ou poderia ir tomando decisões sobre cada integração e sobre o significado de cada arranjo na lógica de Análise Combinatória.

Na integração por Pesos de Evidência, os autores Bonham-Carter (1994) e Xavier-da-Silva (2001) defendem que a abordagem adotada é a bayesiana, pois se apoia na definição da participação de cada variável segundo frações ou porcentagens de sua importância para o conjunto. Para essa lógica, a influência de variável no resultado final depende de sua importância relativa no conjunto composto também por outras variáveis.

O procedimento mais usual para a integração por Pesos de Evidência é a média ponderada, na qual os componentes de legenda recebem notas segundo o grau de pertinência para a investigação, e as variáveis recebem pesos segundo a importância relativa no conjunto de variáveis. A atribuição de notas por componente de legenda já foi aqui discutida. Cabe então abordar a questão da escolha dos pesos relativos das variáveis no conjunto.

A decisão pelos pesos, segundo Bonham-Carter (1994), pode acontecer por processo de *data-driven* ou por *knowledge-driven*. Na primeira, o *data-driven*, é a investigação dos dados que irá indicar a importância relativa das variáveis na composição da integração entre elas. Por procedimentos de mineração de dados (*data-mining*), são avaliados os comportamentos das variáveis em situações comprovadas de resultados positivos e de resultados negativos para se investigar quais variáveis mais interferiram nos resultados, o que permite hierarquizar o papel de cada uma delas na síntese. No segundo processo, o de *knowledge-driven*, o pesquisador pode se basear em bibliografia para indicar a importância relativa de cada variável, arbitrar e justificar em função de seu conhecimento de especialista na temática ou mesmo promover uma escuta de opiniões.

No caso da escuta de opiniões, embora a bibliografia cite mais o método AHP de Saaty, na nossa experiência o método de mais fácil aplicação e compreensão pelos usuários é o Delphi, o qual foi proposto na década de 50 pela indústria militar americana *Research and Development* (RAND), com o objetivo de fazer escutas estruturadas e dividir responsabilidades mediante maximização de consenso de opiniões. O nome vem do Oráculo de Delfos, pois o objetivo é emitir opiniões ou sugestões para a tomada de decisões. Dalkey e Helmer (1963) e Linstone e Turoff (2002) explicam que o procedimento é composto por rodadas de opiniões, em consulta anônima (as pessoas não sabem quem está participando do conjunto), cujos resultados são trabalhados na forma de obtenção de médias e modas, que são mostradas para os participantes os quais têm a chance de fazer ajustes em suas opiniões. Há autores, como Linstone e Turoff (2002), os quais defendem que o número de rodadas deve estar sujeito a obter-se consenso, mas pensamos que três rodadas é o número máximo, pois consenso é algo que praticamente não existe, e acreditamos mais na maximização de consenso.

Em lugar de perguntar para um colaborador qual é a importância relativa de variáveis entre pares, pergunta-se dentro de uma escala, entre um valor mínimo e um valor máximo, como ele atribui a importância daquela variável no conjunto para que se possa realizar uma síntese segundo um objetivo específico de investigação (identificar caracterizações, potencialidades, vulnerabilidades). Uma vez recebidas as sugestões, são calculadas as médias e as modas de todos os valores, as quais são apresentadas ao colaborador, que as compara com os próprios valores e faz ajustes se assim desejar. Por fim, a média final é transformada em valor relativo em 100% (Figuras 27 e 28).

Figura 27 - Método Delphi para a escuta de opiniões em três rodadas: opinião “ média “ revisão “ média “ revisão e média final

variáveis	1ª. Rodada De 0 a 10, qual é a importância da variável?						2ª. Rodada Diante da média, você faz alterações?						3ª. Rodada Diante da nova média, você faz alterações?					
	P1	P2	P3	P4	Pn	Média	P1	P2	P3	P4	Pn	Média	P1	P2	P3	P4	Pn	Média
Cobertura do Solo	8	7	8	9	6	7,6	8	7	8	8	6	7,4	8	7	8	8	7	7,6
Declividades	10	10	7	6	9	8,4	10	10	7	7	9	8,6	9	9	8	7	9	8,4
Infraestrutura	7	7	9	6	5	6,8	7	7	9	7	6	7,2	7	7	8	7	7	7,2
Geotecnia	4	5	9	7	7	6,4	4	5	8	6	6	5,8	5	5	7	6	6	5,8

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura 28 - A partir da média final, conversão dos valores de 0 a 10 para valores relativos

média final		Peso Final (em %)
7,6	$\times 1 = 7,6 * 100 / 29$	26,20
8,4	$\times 2 = 8,4 * 100 / 29$	28,97
7,2	$\times 3 = 7,2 * 100 / 29$	24,83
5,8	$\times 4 = 5,8 * 100 / 29$	20,00
Soma: 29		Soma: 100%

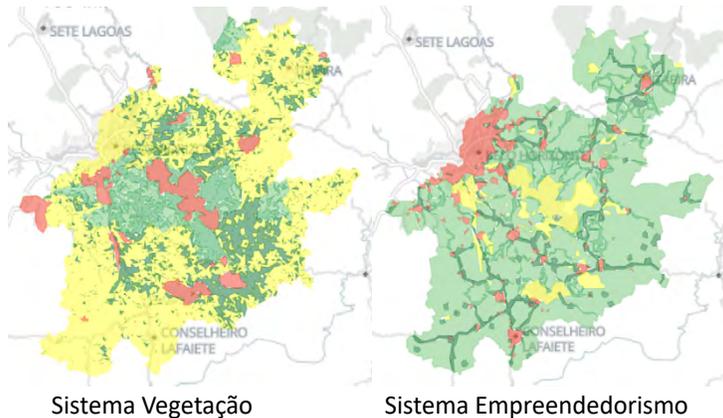
Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Além dos processos de *data-driven* e de *knowledge driven*, Motta, Moura e Ribeiro (2019) propuseram a ampliação do *data-driven* para o *objective-driven*, enquanto Moura, Motta, Santos e Souza (2018) propuseram ampliar do *knowledge-driven* para o *visual-driven*. No *objective-driven* é construído um algoritmo genético que usa a combinação de variáveis e altera seus pesos inúmeras vezes até que se atinja uma função-objetiva esperada (no exemplo, uma condição ótima de distribuição de melhorias), e nesse

momento se observa quais eram os pesos das variáveis. No *visual-driven* o usuário, por cartografia dinâmica, altera valores dos pesos das variáveis e obtém por *if-then* o novo resultado, o que o ajuda a tomar a decisão sobre os pesos a partir dos possíveis cenários obtidos.

No processo de Geodesign, os pesquisadores precisam construir sistemas, que são temáticas principais de investigação sobre as quais querem fazer escutas-cidadãs e promover a cocriação de ideias de políticas e projetos para a área. A legenda dos sistemas é dividida nas classes muito indicado (*feasible*), adequado (*suitable*), possível (*capable*), inapropriado (*inappropriate*) e recurso já existente ou já resolvido (*existing*). Esses sistemas, como o próprio nome diz, são composições de conjuntos de variáveis de interesse para a temática, que podem ser integradas por Análise Combinatória ou por Pesos de Evidência, apresentando, para os usuários, um julgamento prévio ou uma opinião dos condutores do *workshop* sobre os lugares mais indicados para se propor as ideias (Figura 29).

Figura 29 - O sistema “Vegetação” foi construído por Análise Combinatória e o sistema “Empreendedorismo” por Pesos de Evidência. Estudo de caso de Geodesign para o Quadrilátero Ferrífero, ênfase Ambiental



Fonte: Elaborada pela autora (2019) com o uso da plataforma GeodesignHub¹.

1 www.geodesignhub.com.br – plataforma *web-based* criada por Hrishikesh Ballal para suporte ao *workshop* de Geodesign.

OS MODELOS NO GEODESIGN

Geodesign é *design* “com” o território e “para” o território. Ele visa à transformação contextualizada da paisagem, respeitando a natureza e a cultura. O Geodesign pode fornecer um quadro metodológico sistemático para o planejamento regional, urbano e local, visando à integração sustentável das atividades humanas com o meio ambiente natural, respeitando as peculiaridades culturais e possibilitando um processo democrático de tomada de decisão.

Ele é um método de construção coletiva de futuros alternativos para uma paisagem ou território, que pode ser aplicado em qualquer escala, na qual a escuta cidadã é fundamental para a construção de opiniões e para a tomada de decisões. Ele é amplamente baseado em aplicativos de geovisualização, ainda que sejam analógicos. O princípio é informar o participante sobre as características principais do lugar, e para isso é necessário fornecer um conjunto de informações temáticas e suas sínteses em sistemas principais, que serão a base para a cocriação de políticas e projetos.

Autores importantes como Dangermond (2009), Ervin (2011), Flaxman (2010), Miller (2012) já escreveram sobre o tema, apresentando suas contribuições, mas destaca-se o trabalho de Steinitz (2012), que estruturou os procedimentos através de um arcabouço metodológico, um *framework* de trabalho. Esse arcabouço metodológico foi ampliado e difundido no mundo por meio do uso da plataforma *web-based* GeodesignHub, que favorece o desenvolvimento do *workshop* colaborativo (BALLAL; STEINITZ, 2015; BALLAL, 2015).

Steinitz (2012) apresenta uma estrutura de trabalho na forma de um *framework* com seis passos a serem seguidos, compostos por seis modelos. Os percursos nesses seis modelos devem ser feitos três vezes, no que ele denomina três iterações para ajustes e adequações às exigências do estudo de caso (Figura 30).

Figura 30 - O *framework* de Geodesign proposto por Steinitz



Fonte: Adaptada de Steinitz (2012).

Os modelos respondem a perguntas principais do processo de co-criação de futuros alternativos através do Geodesign. A primeira pergunta é sobre como a área de estudo deve ser descrita, o que se responde por meio da identificação de suas variáveis principais. Isso resulta no Modelo de Representação, que é a coleção de dados iniciais sobre a área. No presente texto, corresponde às etapas em que foi discutida a escolha das variáveis principais e de elaboração de seus registros.

A segunda pergunta é sobre como a área opera, e isso é respondido por Modelos de Processo. Significa construir a espacialização dos dados, conformando suas áreas de influência, de concentração, lógicas de distribuição espacial. Esse tema também foi discutido no presente texto sobre a transformação do dado em informação espacial, aplicando modelos de distribuição espacial.

A terceira pergunta resulta em um julgamento, pois exige que se responda se a área de estudo está funcionando bem, o que é feito através de Modelos de Avaliação. Significa construir sistemas identificando potencialidades e vulnerabilidades, o que exige combinação de variáveis e emprego de Análise Multicritérios por Análise Combinatória ou, eventualmente, por Pesos de Evidência. Essa foi a principal discussão do presente texto, pois toda a explicação realizada foi para se chegar à produção de Modelos de Avaliação, resultantes da integração de conjuntos de variáveis segundo as temáticas principais. Na plataforma GeodesignHub, os Modelos de Avaliação constituem os sistemas, e são usados como suporte para a cocriação de ideias para políticas e projetos (Figura 31).

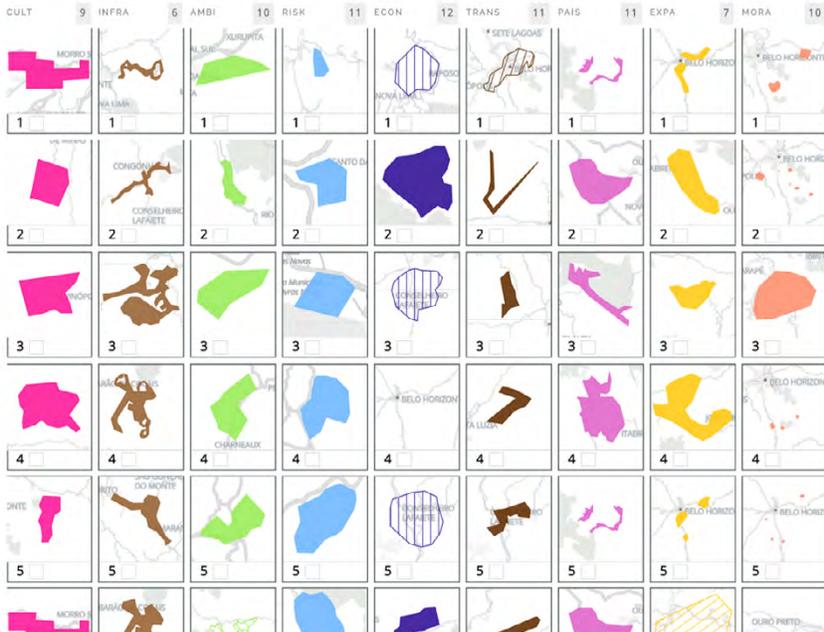
Figura 31 - Exemplo do conjunto de sistemas representativos das temáticas principais de discussão no *workshop* de Geodesign. Estudo de caso Quadrilátero – Interesse Social (Modelos de Avaliação: Cultura, Infraestrutura, Ambiental, Riscos, Economia, Transporte, Expansão Urbana, Moradia)



Fonte: Elaborada pela autora (2019) com o uso da plataforma GeodesignHub.

Uma vez interpretados os sistemas, que apresentam julgamentos sobre áreas indicadas para receberem propostas em função de vulnerabilidades ou de potencialidades, os participantes elaboram desenhos espaciais, chamados diagramas, de políticas e projetos por sistema. O desenho de diagramas compõe o que é denominado Modelo de Mudança, pois é proposta de alteração da área e responde à quarta pergunta: como a área pode ser alterada? (Figura 32).

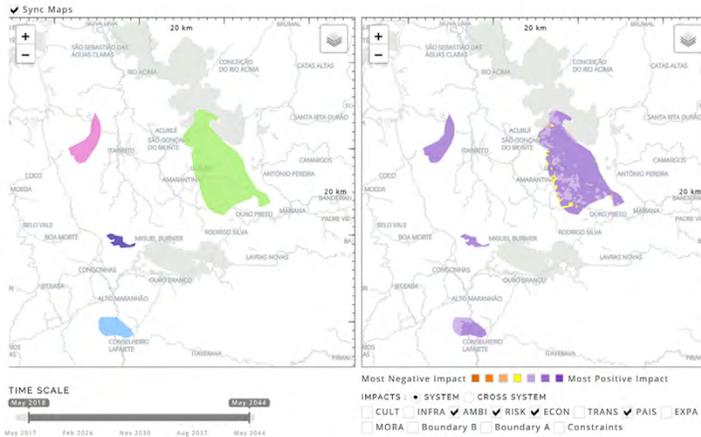
Figura 32 - Diagramas contendo ideias de políticas e projetos por sistema. O participante deve observar os modelos de avaliação por sistema, pois eles servem como um suporte sobre áreas indicadas para receberem propostas de cada temática



Fonte: Elaborada pela autora (2019) com o uso da plataforma GeodesignHub.

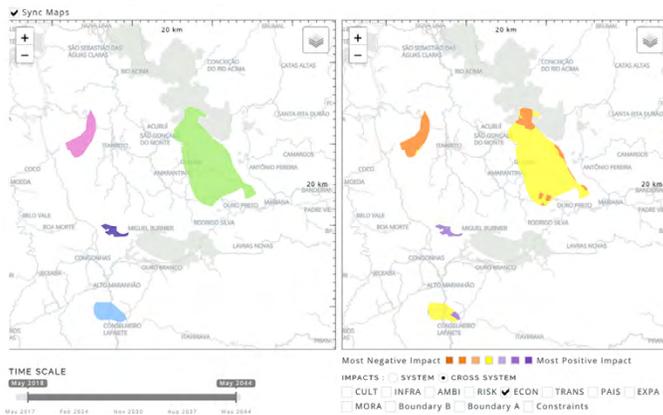
As propostas de mudança no território são avaliadas, e o sistema calcula o impacto dessas ideias. Isso responde à quinta pergunta do *framework*, que é sobre as diferenças que os impactos podem causar, o que se responde através do Modelo de Impacto. O impacto é calculado a partir da comparação da posição de cada ideia (diagrama) sobre o sistema para o qual ele foi proposto para se verificar se ela está em posição adequada para a sua instalação (Figura 33) ou de cada ideia que foi desenhada para um sistema em relação aos demais sistemas, verificando se ela está criando conflitos com outras temáticas (Figuras 34 e 35).

Figura 33 - Avaliação do impacto das ideias por sistema e em relação ao próprio sistema. No exemplo, o *workshop* Quadrilátero – Interesse Social, e avaliam-se os diagramas de propostas de temáticas ambientais, riscos, economia e paisagem, verificando se elas estão localizadas adequadamente em relação às suas próprias temáticas. Impactos positivos: roxos, neutros amarelos e negativos alaranjados



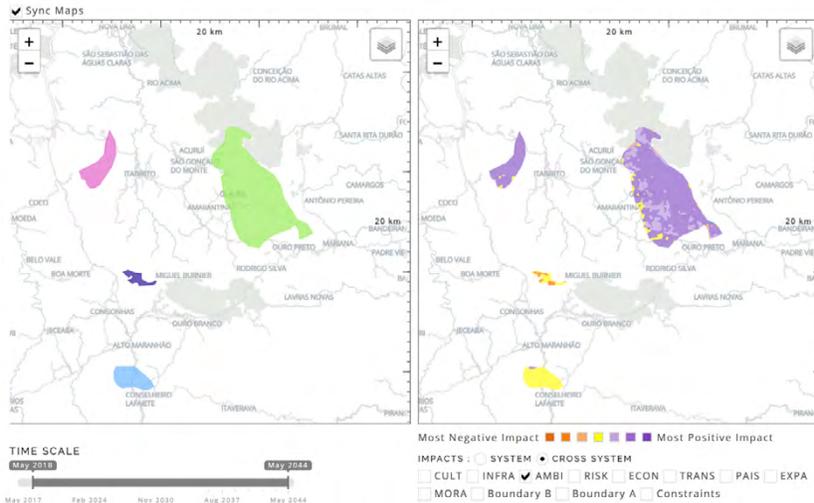
Fonte: Elaborada pela autora (2019) com o uso da plataforma GeodesignHub.

Figura 34 - Avaliação do impacto das ideias por sistema e em relação aos demais sistemas. No exemplo, o *workshop* Quadrilátero – Interesse Social, e avaliam-se os diagramas de propostas de temáticas ambientais, riscos, economia e paisagem, verificando se elas estão criando atritos ou conflitos na temática de economia (apenas a proposta de economia não criou conflito com a própria temática)



Fonte: Elaborada pela autora (2019) com o uso da plataforma GeodesignHub.

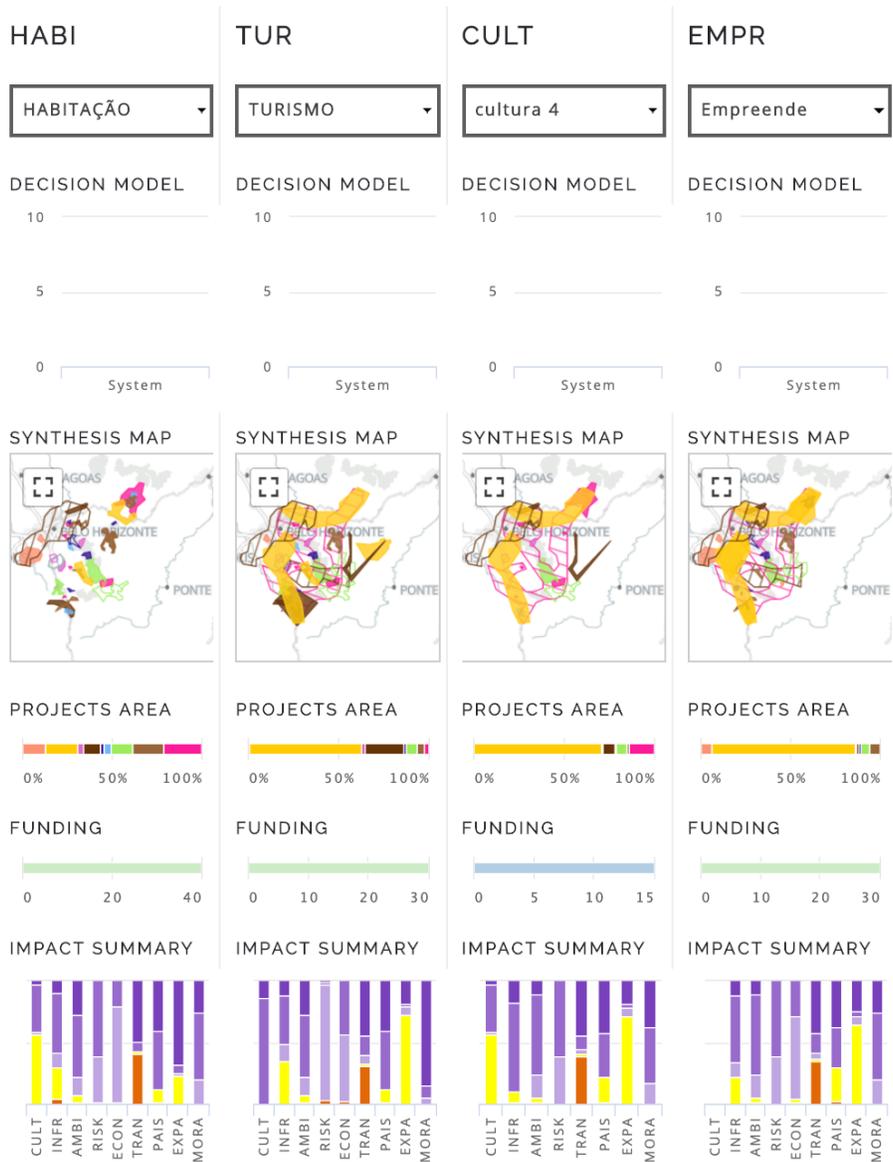
Figura 35 - Avaliação do impacto das ideias por sistema e em relação aos demais sistemas. No exemplo, o *workshop* Quadrilátero – Interesse Social, e avaliam-se os diagramas de propostas de temáticas ambientais, riscos, economia e paisagem, verificando se elas não estão criando atritos com o sistema ambiental. Impactos positivos: roxos, neutros amarelos e negativos alaranjados



Fonte: Elaborada pela autora (2019) com o uso da plataforma GeodesignHub.

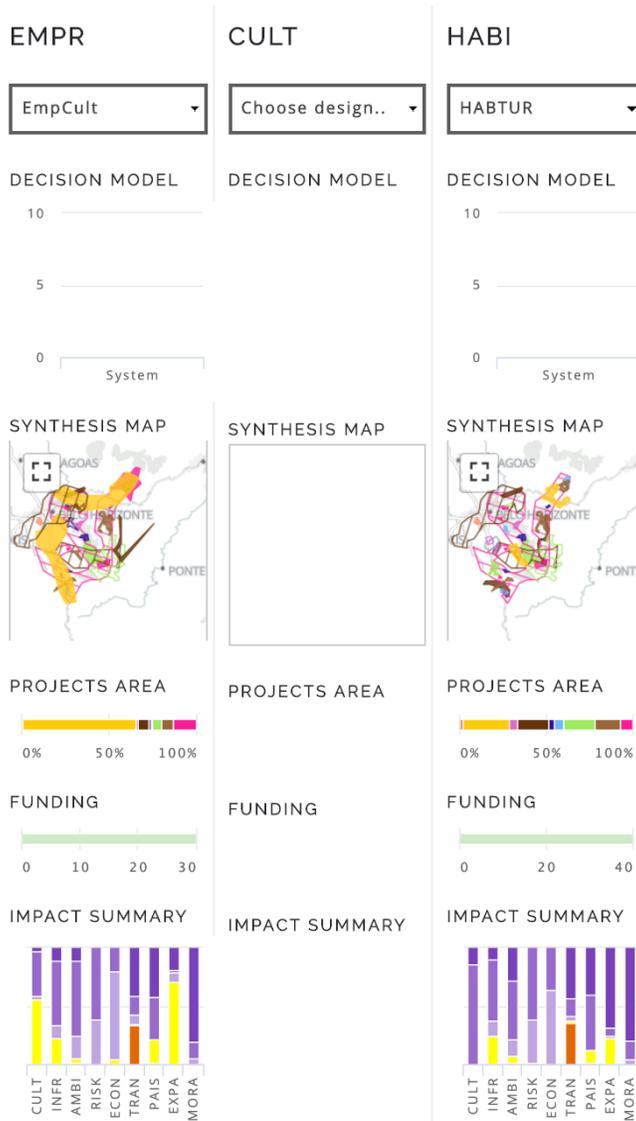
Uma vez criados e avaliados os diagramas, os participantes do *workshop* são organizados em times, que funcionam como grupos representativos de interesses da sociedade. Como exemplo, eles podem ser organizados nos grupos de interesse sobre proteção ambiental, sobre habitação, sobre turismo, sobre cultura, entre outros. Nessa fase, inicia-se o sexto e último modelo para responder à pergunta “Como a área de estudo deve ser alterada?”, o que é respondido com o Modelo de Decisão, o qual é um conjunto de etapas de negociação, nas quais os participantes escolhem, elaboram e ajustam propostas, compondo o que é chamado “design”, que funciona como um plano diretor (Figura 36). As negociações começam com um número de grupos maior, os quais depois são organizados em um número menor (por agrupamento a partir da semelhança de ideias) até se chegar à negociação final (Figuras 37 e 38).

Figura 36 - A composição de propostas na forma de “designs” por grupo



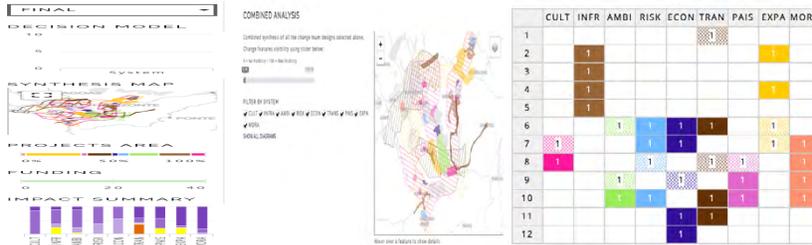
Fonte: Elaborada pela autora (2019) com o uso da plataforma GeodesignHub.

Figura 37 - O rearranjo dos grupos. No exemplo, o *workshop* Quadrilátero – Interesse Social, quando foram unidos empreendedorismo com cultura e habitação com turismo



Fonte: Elaborada pela autora (2019) com o uso da plataforma GeodesignHub.

Figura 38 - O *design* final negociado. No exemplo, o *workshop* Quadrilátero – Interesse Social, quando foram unidos os dois grupos anteriores e trabalhou-se em um único grupo por negociação



Fonte: Elaborada pela autora (2019) com o uso da plataforma GeodesignHub.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Quando acontece um *workshop* de Geodesign, para que ele funcione, há muito trabalho anterior ao encontro presencial com os participantes. O coordenador precisa passar por todas as etapas apresentadas no presente trabalho, as quais dão suporte aos três modelos iniciais: Representação, Processo e Avaliação. Apenas depois de ter deixado esses modelos prontos que se pode marcar o *workshop* presencial, quando então os participantes realizarão a cocriação de ideias e percorrerão os modelos de Mudança, Impacto e Decisão.

Experiências têm sido feitas com o intuito de favorecer que os participantes percorram também as etapas *pré-workshop*. Isso é possível no âmbito acadêmico e técnico quando os participantes conseguem acompanhar toda a complexa trajetória descrita no presente trabalho. É uma oportunidade para o ensino de geoprocessamento, de lógicas conceituais e de modelos matemáticos. Contudo, não faz sentido fazer esse percurso com o cidadão comum, mas ele pode ser consultado sobre suas expectativas e valores a serem considerados na produção dos modelos de Representação, Processos e Avaliação. Temos testado ferramentas *web-based*, que podem receber registros de contribuições voluntárias dos cidadãos na forma de *brainstorming* de ideias. Pode se feito também um *blog* para postagens de

reflexões e informações do ponto de vista do cidadão. Depois as manifestações são decodificadas pelos organizadores, que preparam os dados.

Cabe destacar o risco de se produzir Modelos de Avaliação muito complexos, o que, em geral, acontece no meio acadêmico. Identifica-se que o excesso de detalhamento em geral acontece quando esses modelos não são apenas julgamentos de lugares ótimos para a construção de ideias, mas já são apresentados com caráter propositivo, ou seja: quem elabora o modelo apresenta detalhamentos que atendem à ideia de se colocar um projeto previamente pensado em uma condição e local específicos. É importante entender que os Modelos de Avaliação devem ser os mais básicos possíveis, apenas indicando os lugares aptos a receberem propostas, os não aptos e aqueles onde elas se fazem necessárias porque já existem recursos. A partir daí, os participantes do *workshop* é que irão decidir o que colocar, onde colocar e como colocar ideias. Modelos de Avaliação complexos e com excesso de informação não funcionam como suporte à construção coletiva de ideias.

O presente trabalho colabora com os usuários que queiram estruturar os seus *workshops* de Geodesign e atende também a qualquer usuário de geoprocessamento que precise realizar análises espaciais, pois ele vai no passo a passo de tudo o que se deve pensar e cuidar na realização do estudo.

REFERÊNCIAS

BALLAL, H. **Collaborative planning with digital design synthesis**. 2015. Dissertation (Doctoral) - University College London, London, 2015.

BALLAL, H.; STEINITZ, C. A Workshop in Digital Geodesign Synthesis. In: BUHMANN, E.; ERVIN, S. M.; PIETSCH, M. (eds.). **Peer Reviewed Proceedings of Digital Landscape Architecture at Anhalt University of Applied Sciences**. Berlin: Herbert Wichmann Verlag, 2015.

BERTALANFFY, L. V. **General System Theory**. New York: G. Braziller, 1968. 289 p.

BLEČIĆ, I.; SANTOS, A. G.; MOURA, A. C. M.; TRUNFIO, G. A. Multi-criteria Evaluation vs Perceived Urban Quality: An Exploratory Comparison. *In: MISRA, S.; GERVASI, O.; MURGANTE, B.; STANKOVA, E.; KORKHOV, V.; TORRE, C.; ROCHA, A. M. A. C.; TANIAR, D.; APDUHAN, B. O.; TARANTINO, E. (eds.) Computational Science and Its Applications – ICCSA 2019. **Lecture Notes in Computer Science**, Cham, v. 11621, p. 612-627, 2019. DOI: 10.1007/978-3-030-24302-9_44.*

BONHAM-CARTER, G. F. **Geographic Information Systems for Geoscientists: modelling with GIS**. Ottawa: Pergamon, 1994. 398 p.

BURROUGH, P. A.; MCDONNELL, R. A.; LLOYD, C. D. **Principles of Geographical Information Systems**. 2. ed. Nova York: Oxford University Press, 1998. 333p.

CASAGRANDE, P. B. **O framework geodesign aplicado ao Quadrilátero Ferrífero (Minas Gerais/Brasil): a Geologia como base de planejamento de futuros alternativos para o Quadrilátero Ferrífero**. 2018. 127 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2018.

CASTRIGNANÒ, M.; COLLEONI, M.; PRONELLO, C. **Muoversi in città**. Accessibilità e mobilità nella metropoli contemporanea. Milano: Franco Angeli, 2012.

CHORLEY, R.; HAGGETT, P. **Models in Geography**. London: Methuen, 1967. 816 p.

CONGIU, T.; OCCHINI, E.; PLAISANT, A. Urban accessibility for connective and inclusive living environments. An operational model at support of urban planning and design practice. *In: GARGIULO, C.; ZOPPI, C. **Planning, nature and ecosystem services***. Napoli: FedOA Press, 2019, p. 826.

DALKEY, N.; HELMER, O. An experimental application of the Delphi method to the use of experts. **Management Science**, v. 9, n. 3, 1963.

DANGERMOND, J. GIS: Designing our future. **ArcNews Online**, Summer, 2009. Disponível em: <http://www.esri.com/news/arcnews/summer09articles/>

gis-designing-our-future.html. Acesso em: 27 nov. 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.11606/gtp.v14i1.148381>

DORR, J. V. N. Physiographic, stratigraphic and structural development of Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. *In*: UNITED STATES GOVERNMENT PRINTING OFFICE. **Geological Survey Professional Paper 641-A**. Washington, DC: Departamento Nacional da Produção Mineral of Brazil/Agency for International Development of the United States Department of State, 1969. 110p.

ERVIN, S. **A system for Geodesign**. Keynote, may 2011, p. 158-167. Disponível em: http://www.kolleg.loel.hs-anhalt.de/landschaftsinformatik/fileadmin/user_upload/_temp_/2012/Proceedings/Buhmann_2012_19_Ervin_Keynote_2011.pdf. Acesso em: 27 jan. 2018.

FLAXMAN, M. **Geodesign: Fundamental Principles and Routes Forward**. Talk at GeoDesign Summit 2010. Presentation to the Geodesign Summit, jan. 2010, Redlands, CA. Disponível em: <http://www.geodesignsummit.com/videos/day-one.html>. Acesso em: 27 jan. 2018.

GEHL, J. **Cities for people**. Washington, DC: Island Press, 2013. 288 p.

GEHL, J. **Life between buildings: using public spaces**. Washington, DC: Island Press, 2011. 216 p.

LEFEBVRE, H. **Le Droit à la ville**. Paris: Éditions Anthropos, 1968. 142 p.

LINSTONE, H.; TUROFF, M. **The Delphi Method: Techniques and Applications**. [S.l.]: Turoff and Linstone, 2002.

LITMAN, T. Measuring transportation: traffic, mobility and accessibility. **Institute of Transportation Engineers Journal**, v. 73, n. 10, p. 28-32, 2011.

LYNCH, K. **The image of the city**. Cambridge, MA: MIT Press, 1960. 194 p.

McHARG, I. **Design with nature**. New York, US: American Museum of Natural History, 1969. 197 p.

MILLER, W. R. **Introducing Geodesign: the concept**. Redlands, CA: Esri Press, 2012. 35 p. Disponível em: <https://www.esri.com/library/whitepapers/pdfs/introducing-geodesign.pdf>. Acesso em: 27 nov. 2018.

MOTTA, S. R. F.; MOURA, A. C. M.; RIBEIRO, S. R. Modelagem dinâmica de combinação de variáveis por multicritérios: emprego de modelo paramétrico e algoritmo genético no estudo da área de patrimônio mundial reconhecido pela UNESCO na Pampulha, Brasil. **Gestão e Tecnologia de Projetos**, São Carlos, v. 14, n. 1, p. 142-159, set. 2019.

MOURA, A. C. M. A importância dos metadados no uso das geotecnologias e na difusão da cartografia digital. *In*: SEMINÁRIO NACIONAL SOBRE MAPEAMENTO SISTEMÁTICO, 2., 2005, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte, MG: CREA, 2005. 18 p.

MOURA, A. C. M. **Geoprocessamento na Gestão e Planejamento Urbano**. Rio de Janeiro, RJ: Interciência, 2003. 294p.

MOURA, A. C. M. Reflexões metodológicas como subsídio para estudos ambientais baseados em Análise de Multicritérios. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis, SC: INPE, 2007, p. 2899- 2906.

MOURA, A. C. M.; FREIRE, G. J. M.; SANTANA, S. A. de; OLIVEIRA, R. H. de; FELÍCIO, M. P.; SOARES, A. M. E.; VOLL, V. L. Geoprocessamento no apoio a políticas do Programa Vila em Belo Horizonte - MG: Intervenções em assentamentos urbanos precários. **Revista Brasileira de Cartografia**, [S.l.], v. 61, n. 2, p. 177-188, 2009.

MOURA, A. C. M.; JANKOWSKI, P. L. Contribuições aos estudos de análises de incertezas como complementação às análises multicritérios: "Sensitivity Analysis to Suitability Evaluation". **Revista Brasileira de Cartografia**, [S.l.], v. 68, p. 665- 684, 2016.

MOURA, A. C. M.; MOTTA, S. R. F.; SANTOS, L. S.; SOUZA, G. T. M. Visual-driven como suporte à decisão em Análise de Multicritérios: simulação de pesos

das variáveis na produção de Modelos de Avaliação. **GEOSIG - Geografía y Sistemas de Información Geográfica**, Argentina, v. 11, n. 10, p. 209-235, 2018.

MOURA, A. C. M.; MOURA, C. A.; SANTANA, S. A.; LANNA, L. S.; AZEVEDO, Ú. C.; LOURENCO, P. M. Geoprocessamento nos diagnósticos e prognósticos de áreas de interesse especial na área de influência das linhas de transmissão da CEMIG – estudo de caso da RMBH *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE CARTOGRAFIA, 24., 2010, Aracaju. **Anais...** Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Cartografia, 2010, p. 1570-1578.

PERRY, C. A. **The Neighborhood Unit: A Scheme of Arrangement for the Family-Life Community Regional Plan of New York and Its Environs**. Vol. II. New York: Arno Press, 1929.

PREFEITURA MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE. **Distribuição de unidades de saúde e de escolas na Regional Pampulha, Belo Horizonte**. Belo Horizonte, MG: PMBH, 2019.

ROSIÈRE, C.; CHEMALE JUNIOR, F. Itabiritos e minérios de ferro de alto teor do Quadrilátero Ferrífero: uma visão geral e discussão. **Geonomos**, [S.l.], v. 8, n. 2, p. 27-43, 2013.

SAATY, T. L. **The Analytic Hierarchy Process**. New York, US: McGraw-Hill, 1980. 287 p.

SANTOS, A. G.; MOURA, A. C. M. Mobility: exploratory analysis for territorial preferences. **TeMA - Journal of Land Use, Mobility and Environment**, [S.l.], v. 12, n. 2, p. 147-156, 2019. Doi: <https://doi.org/10.6092/1970-9870/6126>.

STEINITZ, C. **A framework for Geodesign: changing geography by design**. Redlands, CA: ESRI Press, 2012. 224 p.

TOBLER, W. R. A computer model simulation of urban growth in the Detroit region. **Economic Geography**, [S.l.], v. 46, p. 234-240, 1970.

TUAN, Y-F. **Topophilia: A study of Environmental Perception, Attitudes and Values**. Englewood Cliffs, NJ: Prentice Hall, 1974.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS – UFMG. Escola de Arquitetura. Laboratório de Geoprocessamento. **Recorte territorial do Quadrilátero Ferrífero**. Belo Horizonte, MG: UFMG, 2019.

XAVIER-DA-SILVA, J. **Geoprocessamento para análise ambiental**. Rio de Janeiro, RJ: Edição do Autor, 2001.



Capítulo 2

Fundamentos e Aplicações de Radar no Estudo de Mapeamento de Uso do Solo e de Áreas Alagadas

DOI: <http://dx.doi.org/10.18616/geop02>

Clóvis Cechim Júnior

Gabriel Henrique de Almeida Pereira

Flávio Deppe

Giovani Fronza

VOLTAR AO SUMÁRIO

INTRODUÇÃO

As áreas alagadas são ecossistemas específicos caracterizados por elevada biodiversidade, ampla variedade de plantas e animais. São regiões de importância, como fonte, sumidouro e processador de uma grande variedade de materiais químicos, biológicos e genéticos (MITSCH; GOSELINK; WETLANDS, 2015).

O mapeamento e o monitoramento dessas áreas são importantes para estudos de processos hidrológicos, ecológicos, geomorfológicos, biogeoquímicos, avaliação de danos resultantes de desastres naturais e provocados, manejo de recursos hídricos e definição de uso sustentável dessas áreas (NOVO; COSTA, 2009). Também, informações sobre cobertura e uso de solo são essenciais para o planejamento urbano e a quantificação de informações sobre a folhagem e a biomassa. Uma vez que os levantamentos de campo são, normalmente, demorados e custosos, o sensoriamento remoto pode oferecer uma alternativa rápida e eficiente (SURESH *et al.*, 2016).

A presença de água pode ser detectada por meio do sensoriamento remoto, devido ao comportamento espectral característico das áreas inundadas, com alta absorção da radiação em quase todas as faixas do espectro eletromagnético (ANTUNES; ESQUERDO, 2007).

Os dados de radar têm sido utilizados com sucesso para estudo de áreas alagadas e em mapeamentos de uso e cobertura do solo em várias regiões geográficas do planeta. Alguns exemplos são os trabalhos de Novo *et al.* (2002) no Brasil; Rosenqvist *et al.* (2002) na Amazônia; Suresh *et al.* (2016) na Alemanha; Zhou *et al.* (2017) na China; e Abdikan *et al.* (2016) na Turquia.

A partir do uso de imagens de radar é possível obter informações adicionais e características exclusivas da interação com os alvos da superfície terrestre em relação aos sensores ópticos. Em regiões inundáveis e em período chuvoso, é muito comum a presença de nuvens, apresentando assim grandes influências nas imagens óticas devido às condições atmosféricas. O uso de dados de radar se destaca em mapeamentos de cobertura vegetal, na deter-

minação de biomassa vegetal, no monitoramento de desastres naturais, nas mudanças de cobertura terrestre. Porém, seu uso eficiente depende das características do sistema, da vegetação, da amplitude e da extensão da inundação.

Os sistemas de aquisição de dados de radar são sistemas ativos de micro-ondas cujos sensores transmitem pulsos de micro-ondas em direção à superfície terrestre e registram a energia retroespalhada que retorna ao sensor (NOVO; COSTA, 2009).

Além disso, as imagens SAR podem ser utilizadas com diversas finalidades, como, por exemplo, para observar alterações dinâmicas das condições de neve e de gelo (ZHOU; ZHENG, 2017); para o mapeamento e geração de estimativas de área de classes de usos do solo (ZHOU *et al.*, 2017); para o monitoramento da deformação do solo (DEVANTHÉRY *et al.*, 2016); e para mapeamento de inundações usando imagens multitemporais (CLEMENT *et al.*, 2017). Entretanto, pouco desses temas, ou mesmo outros, utilizando imagens SAR têm sido amplamente tratados, principalmente no Brasil.

Com isso, este capítulo tem como objetivo principal introduzir alguns fundamentos e algumas aplicações de SAR no estudo de mapeamento de uso do solo e de áreas alagadas de maneira a demonstrar as potencialidades de tal sensor no monitoramento ambiental.

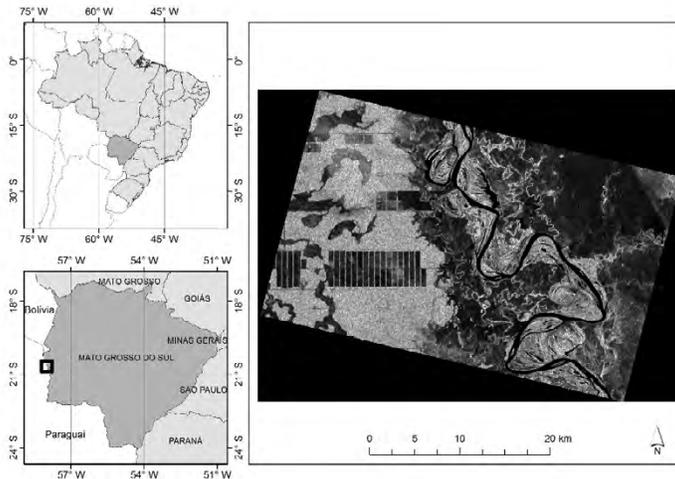
Material e Métodos

O estudo foi realizado adquirindo-se a imagem SAR em um trecho do rio Paraguai, na divisa entre Brasil e Paraguai, contendo parte do Pantanal e da Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai (BAP). A porção brasileira do Pantanal é uma planície aluvial e 65% do seu território se localizam no estado de Mato Grosso do Sul, enquanto 35% estão no estado de Mato Grosso (SILVA; ABDON, 1998).

O Pantanal é alagado pelo rio Paraguai e seus afluentes todos os anos, na época das chuvas, devido à sua baixa altitude (variando de 80 m a 150 m) e também às baixas declividades (ANTUNES; ESQUERDO, 2014). O clima é quente, com estação de seca de maio a setembro e chuvosa de outubro a abril (JUNK *et al.*, 2006).

A Figura 1 evidencia a imagem SAR da área de estudo utilizada neste capítulo. Trata-se da imagem SAR Sentinel 1 do rio Paraguai, ao norte do Distrito de Forte Olimpo, divisa da Bacia do Alto Paraguai, no Pantanal, Brasil, na data de 20 de agosto de 2017.

Figura 1 - Imagem SAR Sentinel 1 do rio Paraguai, ao norte do Distrito de Forte Olimpo, divisa da BAP, Brasil



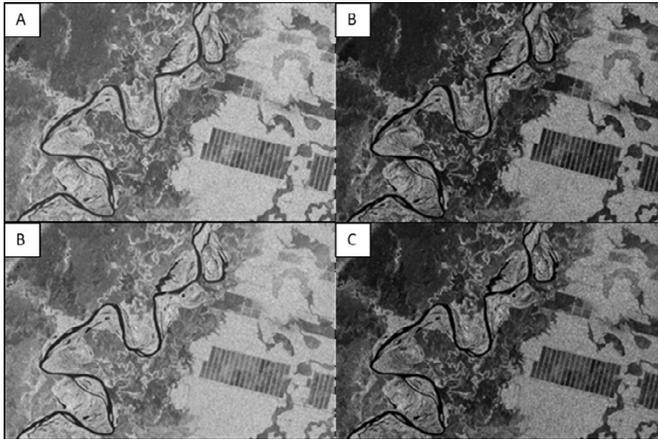
Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

A grandeza radiométrica que representa a medida quantitativa da interação entre a radiação de micro-ondas e a superfície terrestre é o coeficiente de retroespalhamento (σ°), uma grandeza adimensional que ocupa uma ampla gama de valores, o que fez com que esse coeficiente passasse a ser expresso em decibéis (NOVO; COSTA, 2009).

As imagens SAR provenientes do satélite Sentinel-1 possuem resolução espacial de 10 metros e temporal de 12 dias (se considerada a revista de cada satélite independentemente, ou pode-se obter uma resolução temporal de seis dias caso utilizadas as passagens dos satélites Sentinel-1A e Sentinel-1B. Ainda, esse sensor SAR do Sentinel-1 apresenta duas polarizações: Horizontal (H) e Vertical (V) (Figura 2).

É possível gerar algumas combinações de RGB, alternando as polarizações H e V em cada um dos canais e alternando a razão entre elas. A combinação utilizada neste trabalho foi a polarização sigma R-VV, G-VH e B-VV/VH, permitindo assim identificar áreas inundadas em diferentes períodos.

Figura 2 - Imagem SAR banda-C com polarizações H e V: (A) Amplitude-VH; (B) Intensidade-VH; (C) Amplitude-VV; (D) Intensidade-VV



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

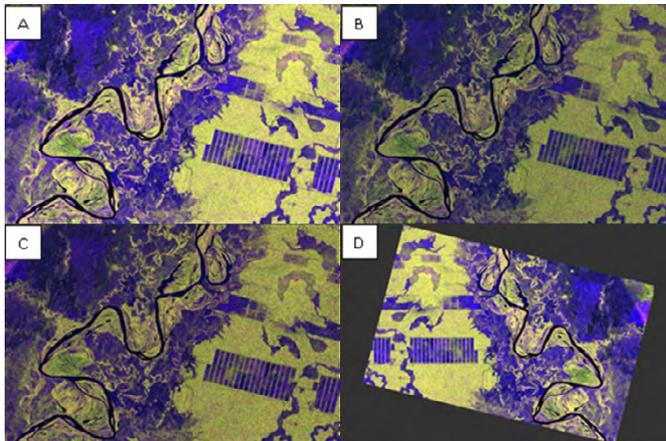
O primeiro procedimento de Processamento Digital de Imagens (PDI) de radar é a correção ou calibração radiométrica. Esse processo se faz necessário devido às distorções radiométricas provenientes da perda do sinal de propagação, do padrão uniforme de radiação da antena, da saturação e do ruído. Qualitativamente, é possível utilizar a imagem sem esse tipo de correção (Figura 3A), porém, para análises quantitativas e/ou comparação de diferentes datas de aquisição de imagens, ou mesmo de diferentes sensores, esse processo de correção geométrica se faz necessário. Isso para que os valores de *pixels* após a correção radiométrica estejam diretamente relacionados com a retrodispersão da imagem (Figura 3B).

O segundo procedimento consiste na remoção de ruído, também conhecido como *Speckle*. Esse procedimento se faz necessário para corrigir

– ou apenas reduzir – esse efeito que corrompe a informação e os valores de *pixels* do terreno. Ele pode ser realizado utilizando-se filtros, porém, toda vez que se fizer uso de um filtro, dependendo de sua dimensão, a resolução espacial também poderá ser reduzida (Figura 3C).

O terceiro procedimento é a correção geométrica, utilizada para corrigir distorções provenientes do intervalo de inclinação, deslocamento contra nadir, relevo e sombra. Nessa etapa, a orientação do satélite é invertida para a orientação correta em função do modelo de elevação digital (Figura 3D).

Figura 3 - Processamento de imagem SAR banda-C: (A) RGB imagem bruta; (B) Correção radiométrica; (C) Remoção de ruído *Speckle*; (D) Correção geométrica



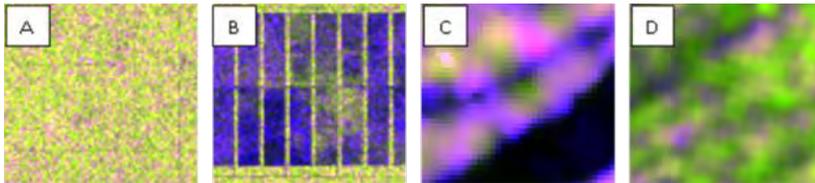
Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Para se analisar um mapeamento de uso do solo ou determinar sua quantificação, faz-se necessário converter os valores de retro dispersão dos *pixels* para que sejam representados em decibéis (dB).

A partir do efeito do dossel sobre o coeficiente de retroespalhamento, é possível identificar diferentes tipos de uso do solo. Amostras de treinamento então podem ser coletadas para uma classificação de uso e cobertura do solo. Neste estudo, fez-se uso da classificação supervisionada como o classificador *Random Forest*.

Mesmo em períodos de seca, cheia ou vazante, é possível visualizar diferentes tipos de textura, como a de uma floresta alta e densa (Figura 4A), a de uma floresta de porte baixo de baixa densidade associada à pastagem e à vegetação rasteira (Figura 4B), a de áreas inundadas de vegetação alagada (Figura 4C) e a de áreas de floresta e vegetação de porte baixo (Figura 4D).

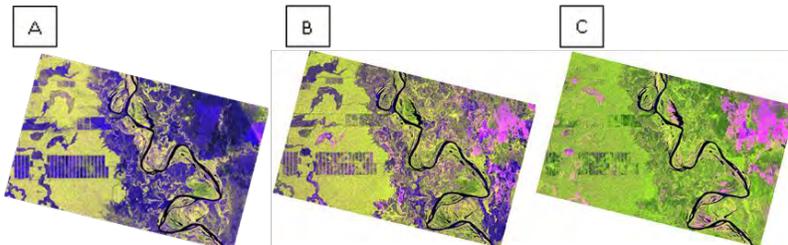
Figura 4 - Efeito do dossel sobre o coeficiente de retroespalhamento. Imagem adquirida em 20 de agosto de 2017: (A) Floresta; (B) Vegetação baixa e rasteira; (C) Vegetação inundada; (D) Vegetação baixa



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Do processamento digital das imagens SAR pode ser gerada uma classificação de áreas inundadas a partir da aquisição de amostras de treinamento. Três períodos distintos (período de seca, de enchente e de cheia, conforme a Figura 5, respectivamente) foram utilizados na classificação supervisionada a *pixel* de uso do solo.

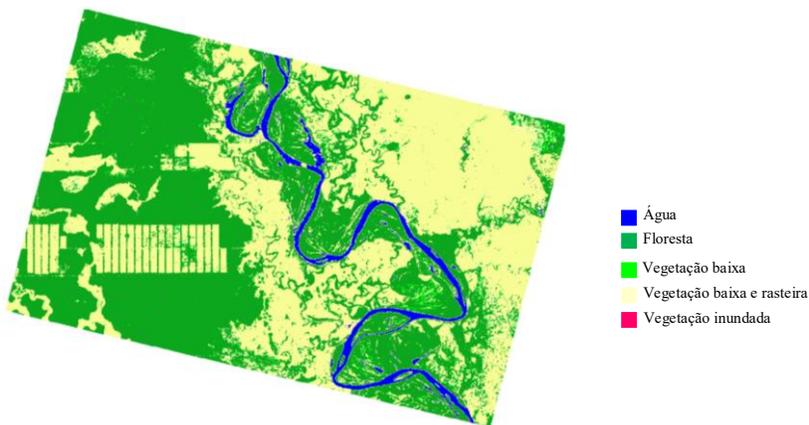
Figura 5 - Composição RGB das imagens SAR para identificação de áreas inundadas, adquiridas em 20 de agosto de 2017, período de seca (A), 16 de novembro de 2017, período de enchente (B); e 03 de janeiro de 2018, período de cheia (C)



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

A primeira imagem classificada apresentada na Figura 6 não evidenciou grandes áreas inundadas na área de estudo, pois se trata de uma imagem adquirida em um período de seca, embora se tenha muita variação no regime pluviométrico na região, mesmo nesse período. A taxa de acerto global da classificação dessa imagem foi de 99,5%.

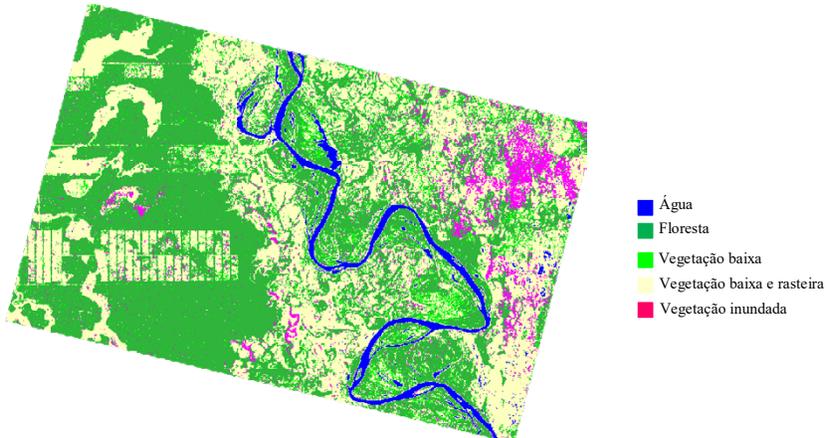
Figura 6 - Classificação de uso e cobertura terrestre de imagem SAR para identificação de áreas inundadas, adquirida em 20 de agosto de 2017 (período de seca)



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

A segunda imagem evidenciou áreas inundadas na área de estudo, pois se trata de uma imagem adquirida em um período de enchente (Figura 7). É possível observar que há presença de áreas de preservação permanente no entorno das margens do rio Paraguai. A taxa de acerto global dessa classificação foi de 99,6%, comparando com amostras de *pixels* aleatórias obtidas na imagem e usadas para gerar a matriz de confusão.

Figura 7 - Classificação de uso e cobertura terrestre de imagem SAR para identificação de áreas inundadas, adquirida em 16 de novembro de 2017 (período de enchente)

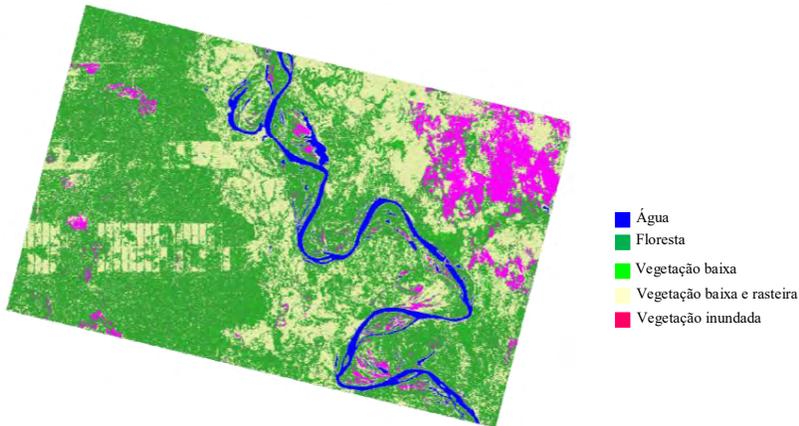


Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

A terceira imagem evidenciou grandes áreas inundadas na área de estudo, pois se trata de uma imagem com data de aquisição em um período de cheia (Figura 8). Nessa classificação, pode ser observado – em relação à imagem anterior do período de enchente – que algumas áreas da classe de vegetação baixa e rasteira passaram por uma transição de sucessão, migrando para a classe de floresta de alta densidade e de porte alto.

Com o uso de amostras de treinamento para avaliar a precisão da classificação, foram obtidos 97,13% de acertos. A taxa de acerto médio nos três períodos de classificação foi de 98,74%. Tais resultados são semelhantes aos obtidos em mapeamento de uso do solo por Abdikan *et al.* (2016), que obtiveram 93,28%, combinando os dois dados de polarização do Sentinel-1 SAR.

Figura 8 - Classificação de uso e cobertura terrestre de imagem SAR para identificação de áreas inundadas, adquirida em 01 de março de 2018 (período de cheia)



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso de técnicas de processamento digital de imagens SAR – interpretação, análise visual e classificação supervisionada das imagens – permitiu o mapeamento de áreas inundadas em três períodos distintos para a área de estudo, a qual abrange a região do Pantanal e a Bacia do rio Paraguai.

Por mais que a utilização de imagens SAR ainda seja pouco disseminada, sobretudo no Brasil, esse processo pode ser de grande utilidade, uma vez que tal sensor pode suprir a escassez de dados em áreas de vazio cartográfico, de constante cobertura de nuvens, como em áreas da Amazônia, ou mesmo durante épocas com grande cobertura de nuvens devido ao período de chuvas e cheias, como no caso do Pantanal.

Ressalta-se, ainda, que o conhecimento e o acompanhamento constante da dinâmica temporal, principalmente de áreas alagáveis, são imprescindíveis para o monitoramento de desastres ambientais em bacias hidrográficas, uma vez que servem de subsídios para a tomada de decisão quanto à gestão ambiental.

REFERÊNCIAS

ABDIKAN, S.; SANLI, F. B.; USTUNER, M.; CALÒ, F. Land cover mapping using Sentinel-1 SAR data. **Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, Prague, v. XLI-B7, p. 757-761, 2016.

ANTUNES, J. F. G.; ESQUERDO, J. C. D. M. Classificação subpixel de séries temporais de dados MODIS para a quantificação de áreas inundadas do Pantanal. *In*: SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIAS NO PANTANAL, 5., 2014, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande, MG: EMBRAPA, 2014, p. 325-335.

ANTUNES, J. F. G.; ESQUERDO, J. C. D. M. Geração automática de produtos derivados de imagens AVHRR-NOAA para monitoramento de áreas inundáveis do Pantanal. **Revista Brasileira de Cartografia**, [S.l.], v. 59, n. 1, p. 115-122, 2007.

CLEMENT, M. A.; KILSBY, C. G.; MOORE, P. Multi-temporal synthetic aperture radar mapping using change detection. **Journal of Flood Risk Management**, [S.l.], p. 2-17, 2017.

DEVANTHÉRY, N.; CROSETTO, M.; CUEVAS-GONZÁLES, M.; MONSERRAT, O.; BARRA, A.; CRIPPA, B. Deformation monitoring using persistent scatterer interferometry and Sentinel-1 SAR data. **Science Direct**, [S.l.], v. 100, p. 1121-1126, 2016.

JUNK, W. J.; CUNHA, C. N.; WANTZEN, K. M.; PETERMANN, P.; STRUSSMANN, C.; MARQUES, M. I.; ADIS, J. Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. **Aquatic Sciences**, [S.l.], v. 68, n. 3, p. 278-309, 2006.

MITSCH, W. J.; GOSELINK, J. G. **Wetlands**. 5. ed. New Jersey: John Wiley and Sons, 2015. 721 p.

NOVO, E. L. M; COSTA, M. P. F. Fundamentos e aplicações de radar no estudo de áreas alagáveis. *In*: SOUZA, R. B. **Oceanografia por Satélites**. 2. ed. São Paulo, SP: Oficina de Textos, 2009. 382 p.

NOVO, E. L. M.; COSTA, M. P. F.; MANTOVANI, J. E.; LIMA, I. B. T. Relationship between macrophyte stand variables and Radar backscatter at L and C band – Tucuruí reservoir – Brazil. **International Journal of Remote Sensing**, [S.l.], v. 23, n. 7, p. 1241-1260, 2002.

ROSENQVIST, A.; FORSBERG, B. R.; PIMENTEL, T.; RAUSTE, Y. A.; RICHEY, J. E. The use of spaceborne radar data to model inundation patterns and trace gas emissions in the central Amazon floodplain. **International Journal of Remote Sensing**, [S.l.], v. 23, n. 7, p. 1303-1328, 2002.

SILVA, J. S. V.; ABDON, M. M. Delimitação do Pantanal brasileiro e suas sub-regiões. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 33, Num. Esp., p. 1703-1711, 1998.

SURESH, G.; GEHRKE, R.; WIATR, T.; HOVENBITZER, M. Synthetic aperture radar (SAR) based classifiers for land applications in Germany. Remote Sensing and Spatial Information Sciences. *In*: Congress of the International Society for Photogrammetry and Remote Sensing, 23., 2016, Prague. **Anais...** Prague, Czech Republic: ISPRS, p. 12-19, 2016.

ZHOU, C.; ZHENG, L. Mapping radar glacier zones and dry snow line in the Antarctic Peninsula Using Sentinel-1 Images. **Remote Sensing**, [S.l.], v. 9, p. 2-19, 2017.

ZHOU, T.; PAN, J.; ZHANG, P.; WEI, S.; HAN, T. Mapping winter wheat with multi-temporal SAR and optical images in an urban agricultural region. **Sensors**, [S.l.], v. 17, p. 1-16, 2017.

Capítulo 3

Mapeamento da Cobertura Vegetal na Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga, Santa Catarina, Brasil

DOI: <http://dx.doi.org/10.18616/geop03>

Beatriz da Silva Kuhnen

Nilzo Ivo Ladwig

Thaise Sutil

Danrlei de Conto

Juliana Debiasi Menegasso

Vanessa dos Santos Dagostim

Carina da Luz

VOLTAR AO SUMÁRIO

INTRODUÇÃO

Estudos utilizando-se os índices de vegetação e imagens de satélite de média resolução de séries temporais são desenvolvidos com diferentes objetivos. O maior desafio na análise e interpretação da produtividade da vegetação é a diferenciação entre o clima e a mudança induzida pelo homem (WESSELS; VAN DEN BERGH; SCHOLE, 2012). Assim, compreender os padrões, as tendências e a taxa de variação da vegetação é essencial para que se possa compreender os efeitos humanos nos ecossistemas e apoiar as práticas de gestão dos recursos naturais (PONZONI, 2010).

Ponzoni (2010) argumenta que estudos envolvendo a vegetação e as técnicas de sensoriamento remoto se baseiam na “aparência” que a cobertura vegetal assume sobre o Sensoriamento Remoto (SR). Dessa maneira, as imagens de satélite podem ser utilizadas para monitoramento e determinação da densidade vegetacional.

Segundo Accioly *et al.* (2002), a utilização de dados espectrais, na avaliação de parâmetros estruturais da vegetação, constitui-se em um dos mais respeitáveis potenciais do sensoriamento remoto dos ecossistemas naturais.

A vegetação é de extrema importância para a manutenção da biodiversidade e proteção dos solos, pois, além de realizar a fotossíntese, produz oxigênio e celulose e atua na proteção do solo pela capacidade de interceptar as chuvas, diminuindo a incidência sobre os solos e interrompendo o carregamento de mais sedimentos, minimizando assim o efeito da erosão. Nesse sentido, a vegetação trabalha como protetora dos recursos naturais, e sua densidade e distribuição determinam as condições de conservação do ambiente (GOMES, 2011).

Os índices vegetacionais consistem em operações matemáticas que utilizam faixas de refletância específicas, permitindo determinar a densidade e a cobertura vegetal (CRUZ; SOUZA; JESUS, 2011). O uso de índices de vegetação – como o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) e

o Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (SAVI) – auxilia na aquisição de parâmetros estruturais biofísicos de vegetação (BORATTO; GOMIDE, 2013). Tanto o NDVI como o SAVI apresentam cálculos embasados como uma razão entre a refletividade medida nas regiões do vermelho (RED) e infravermelho próximo (NIR) do espectro eletromagnético, sendo essas duas bandas espectrais selecionadas por apresentarem mais absorção da clorofila pela folhagem da vegetação verde e pela densidade dessa vegetação na superfície (BORGES, 2010).

Conforme o Instituto Nacional do Semiárido – INSA (s.d.), o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) permite mapear a vegetação, medir a quantidade e as condições vegetacionais de um determinado local, que traduz essas informações por um indicador numérico, o qual varia de -1,0 a 1,0. Quanto mais próximo de 1,0, maior a densidade da cobertura vegetal, ou seja, ela se apresenta em seu estágio denso, úmida e bem desenvolvida.

Segundo Novas *et al.* (2008), o NDVI é um indicador das condições de vegetação, alterando de acordo com a umidade e densidade. Conforme Huete (1988), o Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (SAVI) é uma alteração provinda do NDVI, a qual procura amenizar os efeitos de variação do tipo e da densidade da vegetação.

Dessa maneira, o SAVI faz parte de um grupo de índices de vegetação que medem ou aproximam a extensão entre o *pixel* e a linha do solo, removendo o efeito dos solos claros ou escuros e minimizando os efeitos do *background* dos solos, sendo um índice que leva em consideração os efeitos do solo exposto nas imagens analisadas (NOVAS *et al.*, 2008). Assim como o NDVI, o SAVI é um indicador da dimensão e da condição da vegetação verde, entretanto, faz parte de um grupo de índices considerados híbridos, pois utiliza um fator de ajuste para amenizar o efeito da presença de solo em meio à vegetação (PRATES, 2014).

Os valores obtidos na classificação SAVI variam de negativo a positivo (-1,5 a 1,5), sendo que para as áreas com algum tipo de vegetação o valor

é positivo e para as áreas sem vegetação, corpos d'água e nuvens o valor é negativo. O SAVI é um índice espectral que pode ser refinado ou calibrado de modo que a variação do resíduo do solo seja efetivamente normalizada, suavizando a influência do solo nas estimativas desse índice de vegetação (PRATES, 2014). Ele busca amenizar a influência da resposta espectral do solo em índices de vegetação por meio da inclusão de um fator de ajuste (L), que varia conforme o grau de densidade presente na área de estudo (BRAZ; ÁGUAS; GARCIA, 2015). De acordo com Huete (1988), os valores bons para o L são $L = 1$ (para baixas densidades de vegetação), $L = 0,5$ (para médias densidades de vegetação) e $L = 0,25$ (para altas densidades de vegetação). Em geral, o fator $L = 0,5$ é mais o utilizado, pois agrupa maior variação de vegetação arbustiva.

Dessa forma, estudar os índices da cobertura vegetal constitui-se em uma ferramenta essencial para a análise ambiental, a compreensão dos processos hidrológicos, a gestão e o planejamento de recursos naturais e os diagnósticos da dinâmica no ambiente.

Sendo assim, este trabalho tem como objetivo analisar o índice de cobertura vegetal na bacia hidrográfica do rio Urussanga por meio de imagens orbitais de séries temporais usando técnicas de processamento digital.

Conforme Santos Junior (2011), o Brasil apresenta uma vasta rede hidrográfica devido ao seu amplo território e aos climas úmidos, e graças a isso muitas bacias hidrográficas são navegáveis e outras apresentam potencial hidrelétrico. Geralmente, as grandes bacias hidrográficas apresentam o formato de uma pera ou de um leque, e as pequenas variam muito de formato, dependendo de muitos fatores, mas principalmente da estrutura geológica do terreno (LIMA; LIMA, 1960).

As características principais da bacia estão relacionadas à área de drenagem, ao comprimento do rio principal, à declividade do rio e à declividade da bacia. Em geral, os rios apresentam um trecho superior, cuja declividade não é muito grande, seguido por um trecho médio de grande declivida-

de, sendo que no seu trecho inferior a declividade é pequena, tendendo o rio a meandrar (TUCCI; MENDES 2006).

Nas bacias hidrográficas existem entradas e saídas de água. A precipitação (chuva) e o fluxo de água subterrânea são as entradas. As saídas ocorrem pela evaporação, pela transpiração das plantas e animais e pelo escoamento das águas superficiais (rios e córregos) e subterrâneas. Uma bacia hidrográfica evidencia a hierarquização dos rios, ou seja, a organização natural por ordem de menor volume para os mais caudalosos, que vai das partes mais altas para as mais baixas. As bacias podem ser classificadas de acordo com sua importância, como principais (as que abrigam os rios de maior porte), secundárias e terciárias; segundo sua localização, como litorâneas ou interiores. (SANTOS JUNIOR, 2011, p. 68-69).

De fato, as bacias hidrográficas são áreas da superfície terrestre delimitadas pelos pontos mais elevados do relevo, onde a água proveniente das chuvas escorre para os pontos mais baixos, formando um curso de água (rio) ou lago. Todavia, ao definir a bacia hidrográfica como delimitação territorial para a gestão das águas, respeita-se a divisão espacial que a própria natureza criou (SANTOS JUNIOR, 2011).

De acordo com Crósta (1992), o processamento digital de imagens (PDI) é uma técnica de identificação, extração e realce das informações realizada por meio computacional, que auxilia nas dificuldades encontradas pelo analista humano.

A grande quantidade de dados relacionados às imagens de satélite, seguidos da complexidade dos cálculos, requer recursos computacionais com capacidades para o armazenamento e tratamento das informações do SR (FIGUEIREDO, 2005). O PDI é utilizado para melhorar a aparência visual das feições estruturais, fornecer auxílio para as interpretações dos analis-

tas e gerar arquivos que possam ser submetidos a outros processamentos (INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2003).

As técnicas de processamento digital de imagens possibilitam analisar várias regiões do espectro eletromagnético, permitindo a integração de vários dados. A aquisição das informações espectrais registradas pelos sistemas nas distintas partes do espectro eletromagnético, voltado à identificação e discriminação dos alvos de interesse, depende especialmente da qualidade e representação dos dados contidos nas imagens (FIGUEIREDO, 2005).

O objetivo principal do PDI é remover as barreiras ligadas ao sistema visual humano, facilitando a extração de informações a partir das imagens. O vasto volume de dados coletados por satélites que observam os recursos naturais da terra em conjunto com o desenvolvimento da informática tem estimulado o aparecimento de muitas técnicas de processamento de imagens digitais (RICHARDS, 1995; SCHOWENGERDT, 1997 *apud* AVARENGA *et al.*, 2005).

O processamento de imagens é desenvolvido por algoritmos que disponibilizam a aplicação de uma ampla variedade de técnicas de processamento. Os algoritmos tratam matematicamente a imagem como um dado inteiramente relacionado ao processo físico que o criou (ALMEIDA; MENESES, 2012). Atualmente, diversos especialistas têm se empenhado para desenvolver sensores e algoritmos de processamento digital e visual de imagens para extrair informações biofísicas da vegetação a partir do sensoriamento remoto (JENSEN, 2009).

De acordo com Figueiredo (2005), as imagens recebidas dos satélites, por ainda serem imagens brutas, apresentam erros radiométricos, esporádicos e distorções geométricas. Se essas imperfeições não forem corrigidas, poderão afetar os resultados e os produtos esperados.

As imagens recém-obtidas pelo sensor necessitam de ajustes para que se torne possível a extração de dados com maior eficiência (ESEQUEF; ALBUQUERQUE, 2003). Segundo Figueiredo (2005), o pré-processamento é definido como a etapa inicial do tratamento digital de imagens e tem a finali-

dade de aprimorar a sua qualidade. Os três principais tipos de pré-processamento utilizados são: a) Correção Radiométrica – procura diminuir os erros radiométricos e esporádicos provindos dos desajustes da calibração dos detectores e da transmissão dos dados; b) Correção Atmosférica – a intensidade é inerente ao comprimento de onda, afetando de modo distinto cada uma das bandas espectrais; e c) Correção Geométrica – está relacionada às distorções geométricas em torno dos eixos do sistema cartesiano (x, y, z). As oscilações em volta dos três eixos acarretam desalinhamentos no processo de varredura da superfície terrestre realizada pelo sensor.

Existem outros fatores relacionados às distorções geométricas das imagens, sendo eles: a variação da altitude do satélite afeta a escala da imagem; a variação da velocidade do satélite provoca uma superposição ou afastamento de varreduras consecutivas; o movimento de rotação da Terra provoca deslocamentos laterais graduais das linhas ao longo da imagem; imperfeições do mecanismo de varredura do sensor.

As técnicas de realce das imagens digitais são realizadas para melhorar a qualidade visual das imagens. Um dos tipos de realce mais utilizado é a ampliação do contraste – aos níveis de cinza com valores mais baixos são atribuídos valores mais próximos de zero (tonalidades mais escuras) e aos mais altos, valores mais próximos de 255 (tonalidades mais claras) (MOREIRA, 2005).

De acordo com Figueiredo (2005), o realce de imagem consiste em modificar, através de operações algébricas, os valores digitais da imagem para evidenciar as suas informações espectrais e melhorar a sua qualidade. Geralmente, são utilizadas as técnicas de ampliação de contraste e composição colorida no realce.

As inúmeras aplicações do SR possibilitam o estudo em diversas áreas, tais como: agricultura, recursos hídricos, geologia, estudo de solos e florestas. O uso de imagens de satélite pode ser vinculado à avaliação, ao monitoramento e ao mapeamento eficiente de diversas áreas (ANDRADE, 2011).

Entre as diversas tecnologias do SR, que podem ser utilizadas para a estimativa, destaca-se o índice de vegetação baseado no comportamento espectral da vegetação, a qual, em bom desenvolvimento, absorve a radiação da faixa do visível e reflete a radiação do infravermelho. Nesse sentido, a intensa absorção da radiação à faixa do visível chega enfraquecida ao satélite, enquanto a radiação da faixa infravermelho chega fortemente refletida. A diferença de intensidades é captada pelo sistema sensor e registrada na imagem digital. Por meio de operações matemáticas simples, obtém-se um valor numérico, denominado índice de vegetação (FIGUEIREDO, 2005).

A álgebra de mapas é composta por um conjunto de variáveis, expressões e funções, que permitem a obtenção de novos resultados (OLAYA, 2011). O conceito de “Álgebra de Mapas” foi criado por Tomlin (1990 *apud* CAMERA; DAVIS; MONTEIRO, 2001) para realizar a análise de dados espaciais em geoprocessamento e obter novos dados através de operações matemáticas. Esse termo se baseia em funções algébricas e estatísticas tradicionais, e seu conceito pode ser compreendido como uma expansão da álgebra clássica e como um conjunto de operadores cujas variáveis manuseadas são campos geográficos (BERRY, 1993).

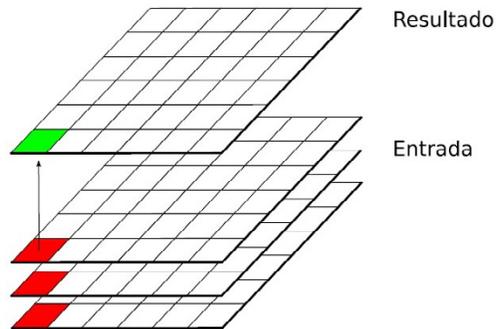
Olaya (2011) explica que a álgebra de mapas, de modo geral, refere-se ao desenvolvimento de mapas por meio de algoritmos e formulações. Em se tratando de mapas temáticos já existentes, podemos extrair informações que evidenciam resultados quantitativos e qualitativos ou simplesmente subsidiam a geração de um novo mapa.

A álgebra de mapas envolve uma linguagem especializada que compõe operações tanto no sentido matemático quanto no sentido cartográfico e espacial. As operações resultam em grades numéricas e imagens que derivam das operações aritméticas, funções matemáticas, estatísticas e muitas outras aplicações da natureza quantitativa. A principal diferença entre imagens e grades numéricas é que a primeira envolve apenas valores numéricos inteiros e a segunda armazena números reais em geral (CAMERA; DAVIS; MONTEIRO, 2001).

Segundo Olaya (2011), as funções são o principal elemento da álgebra de mapas. Existem quatro tipos principais de funções que podem ser definidas e agrupadas por células de informação, conforme figuras 1, 2, 3 e 4, que seguem:

Função local: analisa os valores de uma célula específica em uma série de camadas para obter o valor resultante. É a única função que atribui valores a uma célula com base nos valores que essa mesma célula apresenta para cada uma das camadas de entrada.

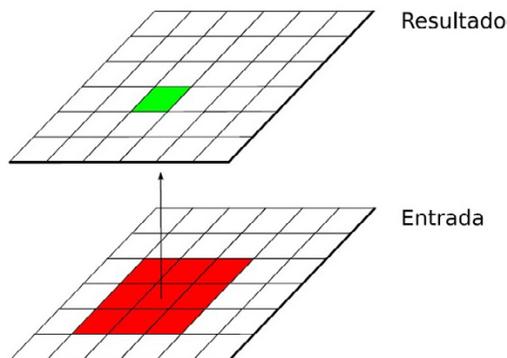
Figura 1 - Representação da função local



Fonte: Olaya (2011, n.p.).

Função focal: analisa os valores em uma célula e aqueles ao seu redor para obter o valor resultante.

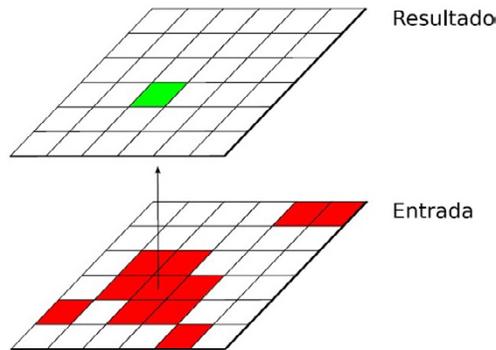
Figura 2 - Representação da função focal



Fonte: Olaya (2011, n.p.).

Função zonal ou regional: analisa os valores de todas as células associadas à mesma classe para obter o valor resultante.

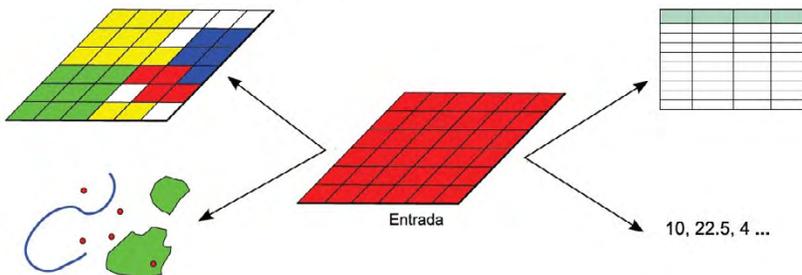
Figura 3 - Representação da função zonal ou regional



Fonte: Olaya (2011, n.p.).

Função global: o valor resultante da função é obtido a partir de todas as células da camada.

Figura 4 - Representação da função global



Fonte: Olaya (2011, n.p.).

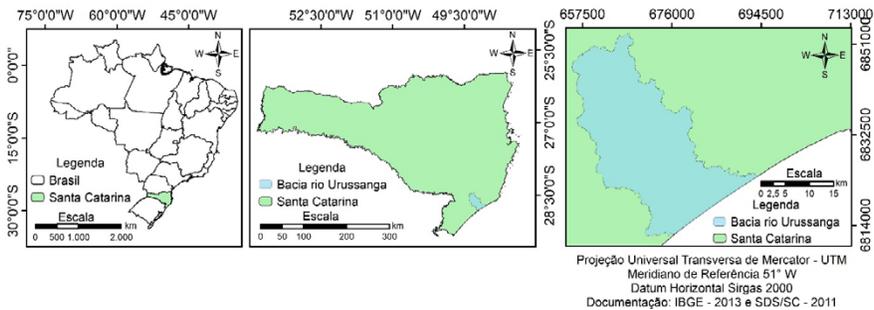
Como todo o processamento de dados está baseado na localização dos objetos, vale salientar que as análises espaciais envolvem não somente a posição geográfica, como absorvem também a localização dentro de um contexto espacial (TOMLIN, 1990 *apud* SOARES FILHO, 2000).

A combinação de distintas funções e variadas abordagens resulta em um enorme conjunto de operações baseadas em álgebra de mapas, e esse conjunto é o que dá pleno poder para analisar dados geométricos em formato *raster* (OLAYA, 2011).

Área de Estudo

A Figura 5 mostra a localização da bacia hidrográfica do rio Urussanga, que possui uma área de 679,75 km², situada no estado de Santa Catarina, e abrange parte do território dos municípios de Balneário Rincão, Cocal do Sul, Criciúma, Içara, Jaguaruna, Morro da Fumaça, Pedras Grandes, Sangão, Treze de Maio e Urussanga.

Figura 5 - Localização da área de estudo



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

O mapeamento da cobertura vegetal foi efetuado a partir de imagens de satélite do sistema *Landsat* disponibilizadas gratuitamente pelo INPE. O período de obtenção das imagens corresponde a uma avaliação das mudanças ocorridas no espaço em 35 anos na bacia hidrográfica. A Tabela 1 apresenta as informações referentes às imagens utilizadas no PDI.

Tabela 1 - Características das imagens utilizadas no processamento digital de imagens

Datas	Satélite	Sensor	Bandas	Comprimento de onda	Resolução Espacial	Resolução Radiométrica
08/09/1981	Landsat 2	RBV e MSS	5 e 6	0,60 – 0,70 µm 0,70 – 0,80 µm	80 m	6 e 8 bits
09/08/1999	Landsat 7	ETM+	3 e 4	0,63 – 0,69 µm 0,76 – 0,90 µm	30 m	11 bits
30/07/2016	Landsat 8	OLI	4 e 5	0,64 – 0,67 µm 0,85 – 0,88 µm	30 m	16 bits

Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

As imagens utilizadas foram reprojctadas para o *Datum Sirgas 2000* – fuso 22S. O arquivo vetorial do limite da bacia hidrográfica foi disponibilizado pela Secretaria de Estado do Desenvolvimento Sustentável (SDS). A imagem do sensor RBV e MSS foi processada com seis *bits*, e as imagens do sensor ETM+ e OLI foram reescaloadas para uma resolução radiométrica de oito *bits*.

Para avaliar os índices vegetacionais, utilizaram-se os índices de NDVI e SAVI. O processamento das imagens foi realizado com o auxílio do *software ArcGis 10.3.1*, função *Map Algebra*. O NDVI é obtido por meio da razão entre a diferença das refletividades das bandas do infravermelho próximo e do vermelho e pela soma de ambas, expressas na Equação 1:

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED}$$

Em que:

NIR = refletância para a banda do infravermelho próximo

RED = refletância para a banda do vermelho

O SAVI é determinado pela Equação 2, sendo utilizada a constante L igual a 0,5:

$$SAVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED + L} \times 1 + L$$

Em que:

NIR = reflectância para a banda do infravermelho próximo

RED = reflectância para a banda do vermelho

L = fator de ajuste do índice

Com as imagens dos índices NDVI e SAVI geradas, foi efetuado o fatiamento em classes de intervalo menores para as classes mais representativas, e o intervalo maior para as classes menos representativas (Tabela 2). Nessa etapa, foi usado o módulo *Reclass* e feita a edição final e o cálculo das áreas das classes dos índices de vegetação usando o módulo *Area* no *software ArcGis 10.3.1*. A partir disso, realizou-se a elaboração do *layout* e a finalização dos mapas temáticos.

Tabela 2 - Intervalo das classes temáticas

NDVI	SAVI
-1,0 – 0,2	-1,5 – 0,3
0,21 – 0,4	0,31 – 0,5
0,41 – 0,6	0,51 – 0,7
0,61 – 1,0	0,71 – 1,5

Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

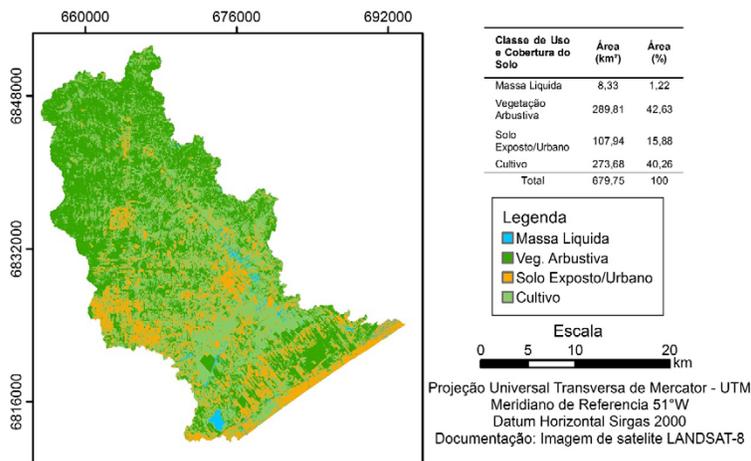
Para análise e discussão dos resultados do índice NDVI e do SAVI, utilizou-se um mapa de uso e cobertura do solo elaborado com uma imagem do satélite *Landsat 8*, sensor OLI, resolução espacial de 30 metros, datado de 30/07/2016. Ele foi elaborado utilizando-se o método de classificação digital de imagens denominado ARTMAP-Fuzzy, disponível no *software Idrisi*, versão Selva. O conceito de conjunto Fuzzy foi introduzido por Lotfi A. Zadeh, dando respeitáveis subsídios à lógica e à inteligência artificial. Na lógica Fuzzy, os elementos podem assumir graus de pertinência entre os valores zero e um (CARPENTER *et al.*, 1992).

As classes definidas para o mapa de uso e cobertura do solo foram: massa líquida; vegetação arbustiva (que inclui todos os estágios de vegetação secundária e as áreas de reflorestamento); solo exposto/urbano e cultivo.

Usou-se o Índice Kappa para avaliar a acurácia temática por ser mais sensível às variações de erros de omissão e inclusão (COHEN, 1960). O Índice Kappa (IK) foi calculado, inicialmente, para a bacia hidrográfica, incluindo todas as classes mapeadas, e, posteriormente, apenas para a classe vegetação arbustiva, que é o foco deste trabalho, apresentando 0,92, o qual é considerado um índice excelente.

Os resultados que serão apresentados compreendem o mapa de uso e cobertura do solo referente ao ano de 2016 e os mapas dos índices vegetacionais dos métodos NDVI e SAVI dos anos de 1981, 1999 e 2016. A Figura 6, a qual representa o mapa de uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Urussanga, destaca que 42,63% fazem parte da classe de vegetação arbustiva.

Figura 6 - Mapa de uso e cobertura do solo com base na imagem do ano de 2016



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

De acordo com Tucci e Mendes (2006), a vegetação tem um papel importante no balanço de energia e no fluxo de volumes hídricos. Vale salientar que parte do índice de precipitação é retida pela vegetação e que quanto maior é a superfície de folhagem, maior é a retenção da água durante a precipitação. Esse volume retido evapora quando há capacidade de evapotranspiração. Quando esse volume retido pelas plantas é totalmente evaporado, elas passam a perder umidade para o ambiente por meio da evapotranspiração, a qual pode originar estresse hídrico.

Portanto, analisar a densidade da cobertura vegetal, assim como sua espacialidade, torna-se importante para estudos voltados à degradação ambiental, à gestão e ao planejamento dos recursos naturais, à compreensão dos processos hidrológicos, entre outras finalidades (MELO, 2008).

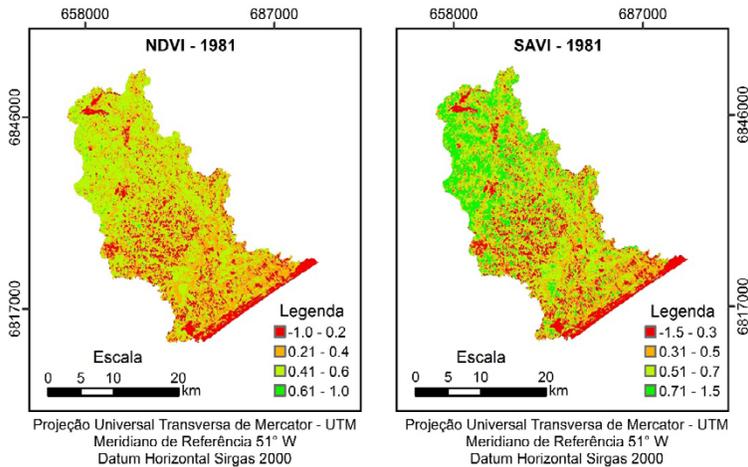
Outra classe de uso e cobertura do solo que apresenta índices expressivos é o cultivo que ocupa 40,26% da área da bacia. Somando-se essas duas classes de vegetação arbustiva e de cultivo, chega-se a 82,89% do total da área de estudo.

Considerando que a imagem utilizada na classificação digital para obter o uso e a cobertura do solo é de julho de 2016, mês em que a área destinada ao cultivo de arroz irrigado está em estágio de pousio ou de preparo para semeadura, isso aumentou a área da classe solo exposto/urbano nos espaços que possuem baixa declividade.

Devido ao início da semeadura do arroz irrigado na região sul do estado de Santa Catarina, que se dá em meados do mês de julho, observa-se que a classe massa líquida a qual ocupa 1,22% de área, expressa valores que poderiam ser da classe cultivo e/ou solo exposto/urbano.

Os mapas dos índices vegetacionais são apresentados nas Figuras 7, 8 e 9, e os resultados quantificados são exibidos nas Tabelas 3, 4 e 5.

Figura 7 - Mapa temático dos índices vegetacionais do ano de 1981



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

As imagens processadas cobrem um período de 35 anos de transformação da paisagem. Nesse contexto, a análise comparativa dos índices vegetacionais nos dois métodos permitiu constatar diferenças nos valores no período analisado.

No ano de 1981 (Figura 4), o índice NDVI, no intervalo de 0,21 até 1,0, apresentou um índice de 85,25%, e no SAVI o intervalo de 0,31 até 1,5 resultou no valor de 84,71%, que revela pouca diferença nas características biológicas da vegetação a qual se concentra nas áreas a montante do curso médio do rio Urussanga.

Tabela 3 - Índices vegetacionais de 1981

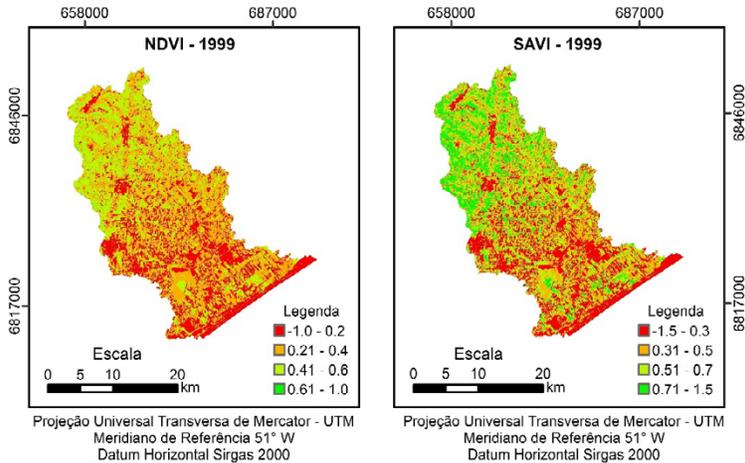
NDVI 1981			SAVI 1981		
Classes	Área (km ²)	Área (%)	Classes	Área (km ²)	Área (%)
-1,0 - 0,2	100,33	14,76	-1,5 - 0,3	103,90	15,29
0,21 - 0,4	320,00	47,08	0,31 - 0,5	184,50	27,14
0,41 - 0,6	254,20	37,40	0,51 - 0,7	268,70	39,53
0,61 - 1,0	5,22	0,77	0,71 - 1,5	122,65	18,04
Total	679,75	100	Total	679,75	100

Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Se for feita uma análise geomorfológica da bacia hidrográfica, os maiores índices de vegetação se concentram nas áreas de maior altitude, pois são áreas que por suas características apresentam classes de declividade elevada, dificultando o aproveitamento agrícola.

Em relação ao intervalo de -1,0 até 0,2 do NDVI e ao intervalo de -1,5 até 0,3 do SAVI, temos, respectivamente, índices de 14,76% e 15,29% de área, que caracteriza as áreas com o solo exposto ou com pouca vegetação (baixa densidade vegetacional). A Figura 5 apresenta os mapas das imagens processadas referente ao ano de 1999.

Figura 8 - Mapa temático dos índices vegetacionais do ano de 1999



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

O método do NDVI apresentou no intervalo de 0,21 até 1,0 um índice de 73,325%, já o método SAVI expressou um intervalo 0,31 até 1,5, que resultou no valor de 73,04%, ou seja, em um panorama geral, temos uma redução de 11% de área da classe vegetação arbustiva quando comparado ao mapa temático de 1981.

Tabela 4 - Índices vegetacionais de 1999

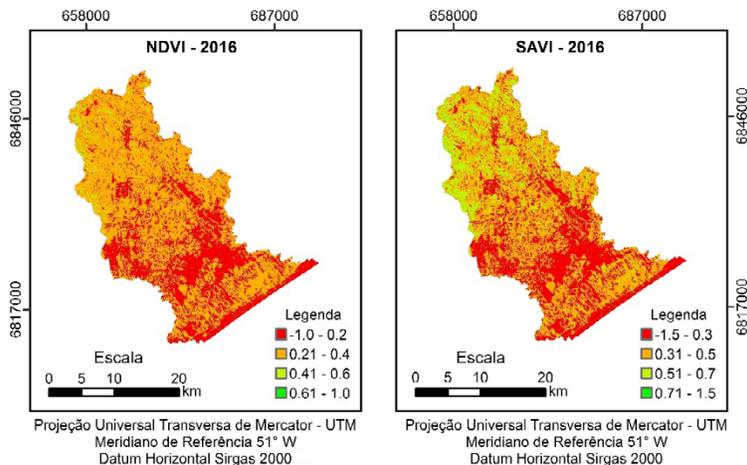
NDVI 1999			SAVI 1999		
Classes	Área (km ²)	Área (%)	Classes	Área (km ²)	Área (%)
-1,0 – 0,2	179,82	26,45	-1,5 – 0,3	183,24	26,96
0,21 – 0,4	298,85	43,96	0,31 – 0,5	181,93	26,76
0,41 – 0,6	199,41	29,34	0,51 – 0,7	214,80	31,60
0,61 – 1,0	1,67	0,25	0,71 – 1,5	99,78	14,68
Total	679,75	100	Total	679,75	100

Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

No intervalo de -1,0 até 0,2 do NDVI, e no SAVI com intervalo de -1,5 até 0,3, temos, respectivamente, índices de 26,45% e 26,96% de área, o que caracteriza um aumento das áreas de solos expostos e com baixa densidade vegetal.

Isso ocorreu devido à substituição da classe vegetação arbustiva por atividades econômicas voltadas para a agricultura e o crescimento urbano no período de 1981 a 1999. Dessa maneira, é perceptível o crescimento das áreas agricultáveis em direção a jusante do curso médio do rio Urussanga e nos locais com baixa declividade. A Figura 6 mostra os mapas temáticos das imagens processadas no ano de 2016.

Figura 6: Mapa temático dos índices vegetacionais do ano de 2016



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

O NDVI apresenta no intervalo de 0,21 até 1,0 um índice de 65,68%, já o SAVI, no intervalo de 0,31 até 1,5, resultou em um índice de 65,67%, que revela uma diferença de 20% nas características biológicas da vegetação em relação ao mapa de 1981.

Tabela 5 - Índices vegetacionais de 2016

NDVI 2016			SAVI 2016		
Classes	Área (km ²)	Área (%)	Classes	Área (km ²)	Área (%)
-1,0 – 0,2	233,30	34,32	-1,5 – 0,3	233,35	34,33
0,21 – 0,4	429,25	63,15	0,31 – 0,5	347,09	51,06
0,41 – 0,6	17,20	2,53	0,51 – 0,7	98,82	14,54
0,61 – 1,0	0,00	0,00	0,71 – 1,5	0,49	0,07
Total	679,75	100	Total	679,82	100

Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

No intervalo de 0,61 até 1,0 do NDVI e no intervalo de 0,71 até 1,5 do SAVI, observa-se que o índice NDVI não reconheceu a assinatura espectral da vegetação, ou seja, o SAVI foi o índice que apresentou um maior coeficiente de determinação da cobertura da bacia pelo fato de utilizar na sua formulação o fator de ajuste que tenta minimizar os efeitos do *background*, enquanto que o NDVI é mais sensível aos efeitos dos parâmetros relacionados à estrutura do dossel.

Buscando compreender a dinâmica da paisagem, os resultados da variação da cobertura vegetal e, sem dúvida, dos padrões de uso da terra entre os anos de 1981 e 2016 são claramente consideráveis. É perceptível, na análise dos mapas, a constatação da perda de vegetação arbustiva na bacia hidrográfica do rio Urussanga. De fato, houve significativas reduções de áreas em função da expansão das ocupações evidentemente representadas pelo aumento de áreas desmatadas e urbanizadas.

De um modo geral, os índices vegetacionais a partir de imagens de sensoriamento remoto constituem um conhecimento de valor inestimável por sua diversidade de técnicas e métodos, já que dispõem de diferentes produtos de visualização espacial e de procedimentos de manipulação que possibilitam direcionar distintas pesquisas. O mapeamento de uso e cobertu-

ra do solo e da vegetação natural pode subsidiar ações que visam ao estabelecimento de práticas de desenvolvimento sustentável e à implementação de políticas de conservação e uso sustentável da biodiversidade.

Olaya (2011) destaca que o desenvolvimento e a análise de mapas temáticos já existentes podem ser usados para extrair informações que evidenciem resultados quantitativos e qualitativos ou simplesmente subsidiem a geração de um novo mapa que possa servir para outros estudos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O geoprocessamento de imagens é fundamental para a realização de estudos e análises de índices de cobertura vegetal, pois possibilita em ambiente computacional a realização de todo o tratamento inicial dos dados, métodos de classificação e comparação dos resultados. A utilização das técnicas de processamento digital de imagens possibilitou a identificação e a representação das alterações na cobertura vegetal na bacia hidrográfica do rio Urussanga no período de 1981 a 2016.

A combinação de distintas funções e variadas abordagens resultou em um conjunto de operações baseadas em álgebra de mapas, e esse conjunto é o que dá pleno poder para analisar dados geométricos em formato *raster* (OLAYA, 2011). Na avaliação do desempenho, os dois Índices de Vegetação (NDVI e SAVI) mostraram-se apropriados para a avaliação dos tipos de cobertura vegetais presentes na bacia hidrográfica do rio Urussanga, considerando-se os meses que compreendem o período de inverno.

Nesse contexto, destaca-se a importância dos mapas temáticos de vegetação, que demonstram a localização, a extensão e a distribuição dos índices vegetacionais. A transformação da paisagem ocorrida no espaço do baixo curso do rio Urussanga revela a redução da área de vegetação de restinga em detrimento da área de reflorestamento. O processo de urbanização e o avanço das áreas agrícolas suprimiram ainda mais as áreas com vegetação secundária.

Tanto o NDVI quanto o SAVI apresentaram resultados satisfatórios em relação à representação da dinâmica da vegetação na bacia hidrográfica estudada. Esses índices apresentam similaridades em seus resultados, porém o SAVI, ao minimizar o efeito da reflectância do solo, apresenta resultados mais confiáveis. Dessa forma, os dois métodos podem ser usados para estudos futuros, uma vez que quando comparados tendem a apresentar resultados próximos.

Para dar continuidade ao estudo, sugere-se que sejam pesquisados outros métodos de classificação, usadas imagens orbitais de sistema sensor com características de resolução diferentes do sistema *Landsat*, assim como definidas séries multitemporais que possam contemplar os meses de dezembro, janeiro e fevereiro, quando o estágio de desenvolvimento do cultivo do arroz irrigado tem seu ápice.

REFERÊNCIAS

ACCIOLY, L. J. O.; PACHÊCO, A.; COSTA, T. C. C.; LOPES, O. F.; OLIVEIRA, M. A. J. Relações empíricas entre a estrutura da vegetação e dados do sensor TM/LANDSAT. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [S.l.], v. 6, n. 3, p. 492-498, 2002.

ALMEIDA, T.; MENESES, P. R. (orgs.). **Introdução ao processamento digital de imagens de Sensoriamento Remoto**. Brasília: CNPq, 2012. 266 p.

ANDRADE, S. F. Sensoriamento remoto e algumas aplicações. **Caderno de Estudos Geoambientais – CADEGEO**, Rio de Janeiro, v. 02, n. 01, 2011. p.13-26.

AVARENGA, B. S.; D'ARCO, E.; MOREIRA, M. A.; RUDORFF, B. F. T. Avaliação de técnicas de processamento digital de imagens para a estimativa de áreas de arroz irrigado: um estudo de caso no município de Santa Vitória do Palmar/RS. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia: INPE, 2005, p. 3961-3966.

BERRY, J. K.; Catographic Modeling: The Analytical Capabilities of GIS. *In: GOODCHILD, M.; PARKS, B. O., STEYAERT, L. T. Environmental Modeling with GIS*. Oxford: Oxford University Press, 1993, p. 58-74.

BORATTO, I. M. P; GOMIDE, R. L. Aplicação dos índices de vegetação NDVI, SAVI e IAF na caracterização da cobertura vegetativa da região Norte de Minas Gerais. *In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16., 2013, Foz de Iguaçu. Anais... Foz do Iguaçu: INPE, 2013, p. 7346-7352.*

BORGES, L. A. **Estimativa de NDVI no estado de Minas Gerais utilizando imagens de satélites CBERS_2B/CCD e MSG/SEVIRI**. 2010. 60 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais, 2010.

BRAZ, A. D.; ÁGUAS, T. A.; GARCIA, P. H. M. Análise de índices de vegetação NDVI e SAVI e índice de Área foliar (IAF) para a comparação da cobertura Vegetal na bacia hidrográfica do córrego Ribeirãozinho, município de Selvíria, MS. **Revista Percurso NEMO**, Maringá, v. 7, n. 2, p. 05-22, 2015.

CAMERA, G.; DAVIS, C.; MONTEIRO, A. M. V. (Eds.). **Introdução à ciência da geoinformação**. São José dos Campos: INPE, 2001. 344 p.

CARPENTER, G. A.; GROSSBERG, S.; MARKUZON, N.; REYNOLDS, J. H.; ROSEN, D. B. Fuzzy ARTMAP: A Neural Network Architecture for Incremental Supervised Learning of Analog Multidimensional Maps. *Neural Networks. IEEE Transactions on Computers*, [S.l.], v. 3, p. 698-713, 1992.

COHEN, J. A Coeficient of Agreement for Nominal Scales. **Educational and Psychological Measurement**, [S.l.], v. XX, n. 1, 1960.

CRÓSTA, A. P. **Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto**. Campinas, SP: IG/UNICAMP, 1992. 170 p.

CRUZ, M. A. S.; SOUZA, A. M. B.; JESUS, J. S. Avaliação da cobertura vegetal por meio dos Índices de Vegetação SR, NDVI, SAVI e EVI na bacia do rio Japarutuba-Mirim em Sergipe. *In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14., 2011, Curitiba. Anais... São José dos Campos: INPE, 2011, p. 1357-1365.*

ESEQUEF, I. A.; ALBUQUERQUE, M. P. **Processamento Digital de Imagens**. Campos dos Goytacazes, RJ: Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro/Centro Brasileiro de Pesquisas Físicas, 2003. 12 p.

FIGUEIREDO, D. **Conceitos básicos de Sensoriamento Remoto**. [S.l.]: Companhia Nacional de Abastecimento, 2005. 30 p. Disponível em: http://www.conab.gov.br/conabweb/download/SIGABRASIL/manuais/conceitos_sm.pdf. Acesso em: 4 ago. 2016.

GOMES, D. D. M. **Geoprocessamento Aplicado à Análise da Vulnerabilidade à Erosão na Bacia Hidrográfica do rio Jaibas – Ceará**. 2011. 138 f. Dissertação (Mestrado em Geologia) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

HUETE, A. R. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sens. Environ*, [S.l.], v. 25, 1988, p. 053-070.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **Processamento Digital de Imagens**. São José dos Campos: INPE, 2003. Disponível em: http://www.dpi.inpe.br/spring/usuario/dpi_com.htm. Acesso em: 4 ago. 2016.

INSTITUTO NACIONAL DO SEMIÁRIDO - INSA. **Índice de vegetação por diferença normalizada**. Sem data de publicação. Disponível em: <http://www.insa.gov.br/ndvi/#.wchrbfqrlui>. Acesso em: 4 ago. 2016.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestre**. Tradução de José Carlos Neves Epiphanyo. São José dos Campos, SP: Parêntese Editora, 2009. 598 p.

LIMA, B. M.; LIMA, L. C. Diagnóstico Físico-Ambiental da Bacia Hidrográfica do Córrego São Pedro: Um exercício acadêmico de Gestão dos Recursos Hídricos. *In: Measurement.*, [S.l.], v. XX, n. 1, p. 37-46, 1960.

MELO, E. T. **Diagnóstico Físico Conservacionista da Microbacia Hidrográfica do Riacho dos Cavalos, Crateús/CE**. 2008. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do Sensoriamento Remoto e metodologias de Aplicação**. 3. ed. Viçosa, MG: UFV, 2005. 320 p.

NOVAS, M. F. B.; CRUZ, P. P. N. da; SILVA, R.; DI PACE, F. T. Análise da variação dos índices de vegetação estimados por sensoriamento remoto em dois períodos ao sul da bacia do rio Traipu-AL. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA DA GEOINFORMAÇÃO, 2., 2008, Recife. **Anais...** Recife: UFPE, 2008.

OLAYA, V. **Sistemas de Información Geográfica**. Versión 1.0. Rev. 24 de marzo de 2011. 915 p. Disponível em: http://volaya.github.io/libro-sig/chapters/Algebra_de_mapas.html. Acesso em: 8 ago. 2016.

PONZONI, F. J. Comportamento espectral da vegetação. *In*: MENESES, P. R.; PRAKASAM C. Land use and land cover change detection through remote sensing approach: A case study of Kodaikanaltaluk, Tamilnadu. **International Journal of Geomatics and Geosciences**, [S.l.], v. 1, n. 2, 2010.

PRATES, I. Utilização de imagens LANDSAT-8 para caracterização da cobertura vegetal. **Revista Mundogeo**, 10 jun. 2014 [on-line]. Disponível em: <http://mundogeo.com/blog/2014/06/10/processamento-digital-de-imagens-landsat-8-para-obtencao-dos-indices-de-vegetacao-ndvi-e-savi-visando-a-caracterizacao-da-cobertura-vegetal-no-municipio-de-nova-lima-mg/>. Acesso em: 8 ago. 2016.

RICHARDS, J. A. **Remote sensing digital image analysis: an introduction**. 2. ed. Berlin: Springer Verlang, 1995. 340 p.

SANTOS JUNIOR, E. (Org.). **Bacia Hidrográfica: Desafios da gestão de recursos hídricos e do saneamento básico no município de Cuiabá, MT**. Cuiabá: Gingo Empreendimentos Imobiliários Ltda, 2011. 128 p.

SOARES FILHO, B. S. S. **Modelagem de dados espaciais**. Minas Gerais: Universidade Federal de Minas Gerais/Departamento de Cartografia/Centro de Sensoriamento Remoto, 2000. 15 p.

TUCCI, C. E. M.; MENDES, C. A. **Avaliação Ambiental Integrada de Bacia Hidrográfica**. Brasília: Instituto do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 2006. 302 p.

WESSELS, K. J.; VAN DEN BERGH, F.; SCHOLES, R. J. Limit to detectability of land degradation by trend analysis of vegetation index data. **Remote Sensing of Environment**, [S.l.], v. 125, p. 10-22, 2012.



Capítulo 4

Geoprocessamento de Dados Espaciais para a Análise de Áreas com Potencial Agrícola no Município de Dona Francisca – RS

DOI: <http://dx.doi.org/10.18616/geop04>

Roberta Aparecida Fantinel

Ana Caroline Paim Benedetti

VOLTAR AO SUMÁRIO

INTRODUÇÃO

O desenvolvimento da informática permitiu que os dados, que eram guardados em documentos e em mapas de papel, passassem a ser armazenados e representados em ambientes computacionais, surgindo, assim, o desenvolvimento da tecnologia de processamento de dados geográficos denominado Geoprocessamento (CÂMARA; DAVIS; MONTEIRO, 2001).

O geoprocessamento como ferramenta de avaliação e planejamento vem sofrendo incremento, tanto no meio público como no setor privado, abrangendo desde a identificação de locais próprios à implantação de diferentes empreendimentos, análise de suscetibilidade a inundações (PRINA, 2015) deslizamentos (GUERRA, 2011), avaliação de impactos ambientais, conflito de utilização de território, criação de cenários prospectivos, zoneamentos territoriais para diferentes finalidades (MEIRELLES; CÂMARA; ALEIDA, 2007), análises de viabilidade ou planejamento agrícola (ASSAD; SANO, 1998). Jensen (2009), Lillesand e Kiefer (2000) destacam que a utilização do geoprocessamento para o mapeamento de ambientes terrestres é uma das aplicações mais antigas, sendo utilizada como subsídio para diversos estudos, como os de monitoramento e de estimativas.

O geoprocessamento consiste em uma ferramenta eficaz na precisão, confiabilidade e velocidade na geração de dados relativos à avaliação ambiental, permitindo a modelagem da realidade ambiental e tornando viável a manipulação de grande volume de dados, o seu tratamento e a disponibilização rápida de um universo de informações (SILVA; ZAIDAN, 2010).

Desse modo, Veiga e Silva (2004, p. 189) ressaltam que,

O geoprocessamento muda a forma de coletar, utilizar e disseminar a informação, possibilitando o acompanhamento, monitoria do desenvolvimento ou da implantação dos planos de desenvolvimento, por meios diversos, desde imagens de satélite até mapas interativos que permitem medir a espacialização da extensão dos efei-

tos das políticas e ações de desenvolvimento do espaço em questão em tempo real.

Ainda de acordo com Veiga e Silva (2004, p. 188), o geoprocessamento possibilita a “[...] espacialização da informação, maior acessibilidade, precisão e velocidade na obtenção e no processamento de dados necessários às análises”.

Para Piroli (2010), o geoprocessamento pode ser entendido também como um ramo da ciência que estuda o processamento de informações georreferenciadas, em que são utilizados aplicativos, equipamentos (computadores e periféricos), dados de diversas fontes e profissionais especializados.

As atividades que envolvem o geoprocessamento de dados são desenvolvidas por sistemas específicos, identificados como Sistemas de Informação Geográfica (SIG) ou *Geographic Information System (GIS)*. O SIG configura-se como *softwares* capazes de agrupar e vincular objetos gráficos a estruturas de um banco de dados, permitindo a realização de inúmeras análises espaciais e geoambientais. Os SIG's possibilitam coletar, armazenar, recuperar, transformar e visualizar dados sobre um mundo real para um objetivo específico, permitindo diversas associações entre as componentes de localização espacial e atributos geográficos (BURROUGH; MCDONNELL; LLOYD, 1998).

Rosa (2011) ressalta que o SIG é um conjunto de ferramentas computacionais, composto de equipamentos e programas que permitem a análise envolvendo dados espaciais e não espaciais sobre o espaço. As principais aplicações dos SIG para Câmara e Medeiros (1998) são a produção de mapas com base em análise espacial de fenômenos e como um banco de dados geográficos com funções de armazenamento e recuperação da informação espacial.

De acordo com Moreira (2003), o SIG é capaz de representar graficamente informações de natureza espacial; as informações gráficas sob a forma de vetores (pontos, linhas e polígonos) e/ou imagens digitais (matri-

zes de *pixels*); informações com base em critérios alfanuméricos; realizar operações de aritmética de polígonos, como união, interseção e diferença, bem como gerar polígonos paralelos (*buffers*) ao redor de elementos ponto, linha e polígono; limitar o acesso e controlar a entrada de dados por meio de um modelo de dados anteriormente construído; oferecer recursos para a visualização dos dados geográficos na tela do computador, utilizando uma variedade de cores; interagir com o usuário através de uma interface gráfica; recuperar as informações geográficas de forma rápida; possibilitar a importação e a exportação de dados; oferecer recursos para a composição de saídas e a geração de resultados sob a forma de mapas, gráficos e tabelas; oferecer recursos para o desenvolvimento de aplicativos específicos, de acordo com a necessidade do usuário.

Os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e o geoprocessamento podem fornecer diversas informações sobre o uso e a cobertura da terra, identificar as regiões com potencial equilíbrio ou desequilíbrio ambiental, auxiliando, assim, na tomada de decisão quanto às estratégias de planejamento e gestão de recursos naturais. Além disso, os SIG constituem uma eficiente forma de armazenamento e atualização dos dados ambientais a serem trabalhados, além de propiciar a análise de situações reais ou hipotéticas. Eles permitem a substituição direta de qualquer dado registrado e podem agregar os dados previamente cartografados, dados estatísticos e dados teledetectados, tornando-se possível avaliar situações ambientais naturais e socioeconômicas do ambiente (SILVA, 2007).

As técnicas de geoprocessamento empregadas para as análises em um SIG permitem, por exemplo, a definição do potencial de determinada área para uma ou mais atividades e a combinação desse potencial com outras características dessas áreas para maior refinamento do estudo (VEIGA; SILVA, 2004).

Os produtos vinculados às geotecnologias são essenciais para obter e atualizar continuamente os registros de uso e cobertura do solo, uma vez que tornam possível obter mapas temáticos e a quantificação de áreas, como, por exemplo, florestas (nativas e exóticas), campo (vegetação nativa

composta de gramíneas), água (compreendem açudes, barragens, canais fluviais e, em alguns casos, áreas cobertas com água para o cultivo do arroz), solo exposto (áreas com atividades agrícolas e em pousio), bem como outras formas de utilização que auxiliam no planejamento ambiental.

Dessa forma, o planejamento ambiental é fundamental, pois o uso indiscriminado do solo, sem manejo e planejamento correto, para Soares *et al.* (2010) e Campos *et al.* (2013), torna-o improdutivo, em curto espaço de tempo, com prejuízos irrecuperáveis e sérios danos ao meio ambiente e às populações que dependem diretamente do cultivo dessas terras. O planejamento do uso e do manejo das terras, conforme Pedron *et al.* (2006), é uma prática indispensável para a sustentabilidade da agricultura e a conservação da natureza.

Silveira *et al.* (2015) ressaltam que conhecer as áreas de uso de uma determinada região é essencial, pois possibilita o manejo adequado, além de identificar possíveis problemas acarretados por meio das ações antrópicas sobre essas regiões, tendo relação direta com a conservação e a exploração sustentável dos recursos naturais. Além disso, os mapas de potencialidades agrícolas, quando cruzados e sobrepostos com mapas de uso e cobertura da terra, tipologias de solo, geologia, geomorfologia e declividade, permitem determinar áreas com diferentes níveis de adequação de uso.

Nesse sentido, é possível planejar e manejar o uso das terras, o que é importante no cenário agrícola atual, que busca maior competitividade bem como a conservação dos recursos naturais (SILVA *et al.*, 2008).

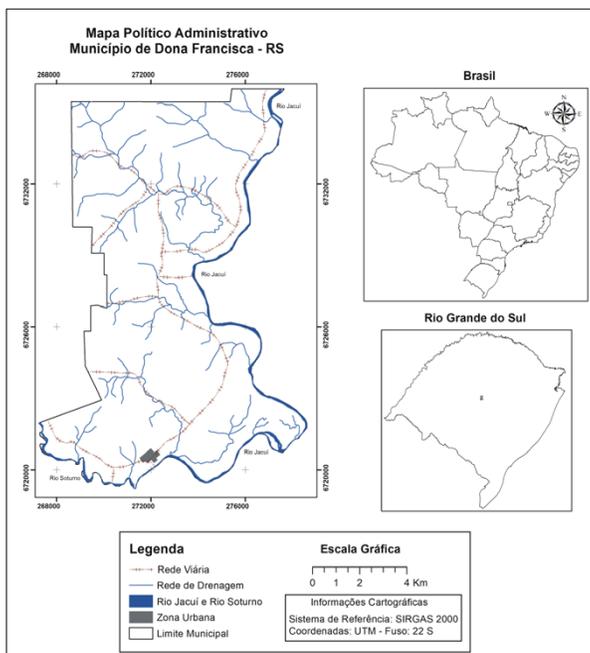
Partindo desse pressuposto, o ambiente SIG torna-se uma ferramenta fundamental para auxiliar na análise de áreas potenciais para as atividades agrícolas, sendo um sistema realístico, semiautomático e não subjetivo. A partir do exposto, o presente trabalho tem como objetivo delimitar por meio de mapeamento áreas com diferentes potencialidades para a prática das atividades agrícolas no município de Dona Francisca, localizado no centro do estado do Rio Grande do Sul.

Caracterização da Área de Estudo

O município de Dona Francisca pertence à região da Quarta Colônia de Imigração Italiana, situada geograficamente na Depressão Central do estado do Rio Grande do Sul. Limita-se, ao Norte, com Nova Palma; ao Sul, com Restinga Seca; a Oeste, com Faxinal do Soturno; e, a Leste, com Agudo. Está localizado às margens do rio Jacuí, tendo como coordenadas de referência 29° 36' 41" de latitude Sul e 53° 21' 03" de longitude Oeste (Figura 1).

Além da sede, o município possui oito comunidades (Linha Grande, Linha Soturno, Linha do Moinho, Linha Ávila, Linha Dambros, Formoso, Sanga Funda, Trombudo) e quatro vilas (Conjunto Habitacional Gentil Tessele, Vila Mostardeiro, Núcleo Habitacional Recanto e Vila Corsan) (LAGO; FARENZENA, 2008).

Figura 1 - Localização do município de Dona Francisca no estado do Rio Grande do Sul



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Característica Socioeconômica e Aspectos Fisiográficos

Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia Estatística (IBGE, 2010), o município tem como área territorial 114,346 Km² e uma população residente de 3.401 habitantes, sendo que a maior parte da população reside na zona urbana, onde vivem 2.146 pessoas, e o restante, 1.255 habitantes, vive na zona rural.

De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região do estudo é do tipo climático Cfa, subtropical úmido, com temperatura média anual de 22°C e a temperatura média do mês mais frio varia entre -3° C e 18° C. A precipitação média anual do município é de aproximadamente 1.722 mm, sendo que os meses mais quentes são os de dezembro, janeiro e fevereiro, enquanto os mais frios são junho, julho e agosto (ALVARES *et al.*, 2013).

Conforme o Plano Municipal de Saneamento Básico de Dona Francisca (PREFEITURA MUNICIPAL DE DONA FRANCISCA, 2011), os ecossistemas predominantes no município são: Floresta Estacional Decidual, banha-dos, várzeas e florestas de galeria da Depressão Central.

As Florestas Estacionais Deciduais, para Espírito-Santo *et al.* (2006), são tipicamente decíduas, com perda das folhas superior a 50% na estação seca do ano, cujos índices de deciduidade da floresta podem variar. As florestas de galeria se encontram em rios e córregos de pequeno porte formados por corredores fechados sobre o curso de água; além disso, esse ecossistema pode se conectar a capões-de-mato localizados a meia encosta de colinas ou morrotes vulcânicos (ALVES, 2012).

O ecossistema designado banhados corresponde a áreas alagadas e vegetadas permanente ou temporariamente, possuindo terras cultiváveis. Para Paiva, Paiva e Gastaldini (1998), essas áreas apresentam topografia quase plana, o que não exige práticas especiais para o controle da erosão, permitindo o cultivo intensivo. Os solos de várzeas são formados por planícies de rios, lagoas e lagunas e em função da heterogeneidade do material de origem e dos diferentes graus de hidromorfismo, apresentam grande variação nas características morfológicas, físicas, químicas e mineralógicas (PINTO; LAUS NETO; PAULETTO, 2004; AGROLINK..., s.d.).

O relevo do município é caracterizado pela Depressão Central que é formada por acúmulos de sedimentos recentes, resultantes da ação dos rios Jacuí e Soturno, e pelo relevo acidentado que faz parte da Serra Geral, formado por sucessivos derrames basálticos (LAGO; FARENZENA, 2008).

Conforme destaca Favera (2006), o município de Dona Francisca possui uma rede hidrográfica bem distribuída, constituída essencialmente pelos rios Jacuí e Soturno, tendo como principais fins a irrigação, o fornecimento de energia e o abastecimento de água.

O sistema fundiário do município é baseado nas pequenas propriedades rurais. Em áreas de encostas, os produtos agrícolas mais cultivados são o fumo, o milho e o feijão, sendo utilizada a mão de obra familiar e técnicas mais rudimentares. Nas áreas planas, ou seja, nas várzeas ao longo das margens do rio Jacuí, as técnicas de produção agrícolas são mais modernas, utilizando máquinas e equipamentos mais avançados e sofisticados, sendo geralmente executadas por chefes de famílias e alguns empregados e diaristas (VENDRUSCULO, 2010). Nessas áreas, a cultura agrícola predominante é o arroz irrigado, apresentando a maior área plantada e, conseqüentemente, a maior produção em toneladas.

A principal base econômica do município é o arroz irrigado. Essa cultura é voltada ao mercado interno, sendo de grande importância para a economia local, contribuindo também para a arrecadação municipal (FAVERA, 2006). O milho é o segundo em área plantada, sendo utilizado em grande parte pelos próprios agricultores nas propriedades para a pecuária, sendo comercializados apenas os excedentes da produção. O fumo constitui a terceira cultura agrícola em área plantada, porém a segunda em valor comercial. É um produto de grande importância para o município, uma vez que é totalmente voltado para o mercado, gerando grande parte da renda do agricultor. O feijão é cultivado em áreas reduzidas, sendo utilizada a maior parte de sua produção para o consumo próprio (MAZIERO, 2005; IBGE, 2015).

Com relação às atividades no ramo da pecuária, Groff (2016, p. 38) relata que se encontram em “[...] pequenas propriedades rurais, que

possuem como característica o trabalho familiar camponês com uma boa produtividade”.

Elaboração dos Mapas Temáticos

A avaliação geoambiental compreendeu a análise integrada de diferentes mapas temáticos, a fim de subsidiar a obtenção de informações sobre a identificação de áreas com potencial agrícola no município de Dona Francisca, RS.

Os mapas confeccionados se referem às seguintes variáveis: clino-grafia (declividade percentual do solo), geologia, geomorfologia, tipologias de solo (pedologia) e classes de uso e cobertura da terra. Para a elaboração desses mapas temáticos foi criado um banco de dados geográficos no aplicativo *SPRING* versão 5.2.7 (Sistema de Processamento de Informações Georreferenciadas) desenvolvido e disponibilizado gratuitamente pelo INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) (CAMARA *et al.*, 1996). Como referencial cartográfico, adotou-se o sistema de projeção *Universal Transversa de Mercator* (UTM) e o *Datum* SIRGAS/2000 (Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas).

O mapa clinográfico foi elaborado com base na imagem referente a um Modelo Digital de Elevação (MDE) *Geotiff* do radar *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM). A carta topográfica SH-22-Y-A em escala 1.250.000 foi adquirida gratuitamente do site do Centro de Sensoriamento Remoto do Serviço Geológico dos Estados Unidos (UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY, 2017). O MDE, segundo Florenzano (2008), pode ser gerado a partir de medidas de campo com GPS em modo diferencial, cartas topográficas ou sensoriamento remoto.

Para a geração do mapa clinográfico, foram utilizados dados altimétricos em forma de grade, representada por uma estrutura do tipo vetorial, que caracteriza a superfície do terreno através de um conjunto de faces triangulares interligadas, permitindo, assim, o cálculo das declividades a partir de interpolação espacial. Após, foi realizado o fatiamento da grade de declivida-

des gerada em intervalos determinados conforme a definição das classes de capacidade de uso da terra, adaptados de Ross (1994) e Salomão (1999): 0 a 3% (planas); 3 a 8% (suave ondulado); 8 a 20% (ondulado); 20 a 45% (forte ondulado) e >45% (montanhoso).

As imagens para o mapeamento de uso e cobertura da terra foram obtidas do sensor *Operational Land Imager (OLI)* do satélite *Landsat 8* e adquiridas gratuitamente na página do site do *States Geological Survey* (2017), referentes ao dia 20 de novembro de 2017.

No processo de classificação de dados digitais, os elementos presentes na superfície terrestre são conhecidos como classes temáticas. Para esse mapeamento, foram estabelecidas cinco classes temáticas a serem identificadas visualmente na imagem para a execução da classificação digital supervisionada, sendo elas: “Lâmina d’água” – compreende açudes, barragens e canais fluviais, podendo aparecer também, em alguns casos, áreas cobertas com água para o cultivo do arroz; “Campo” – vegetação nativa composta de gramíneas; “Solo exposto” – áreas de terra preparadas para o cultivo ou em pousio, áreas de voçorocas e ravinas provocadas por processos erosivos e ainda afloramento de rochas; e “Floresta” – formações florísticas nativas em estágio inicial, médio e/ou avançado de regeneração de porte arbóreo, nas quais as florestas nativas são as de ocorrência natural, localizadas geralmente nas áreas de encosta, fragmentos e ao longo da rede de drenagem. Também foram consideradas nessa mesma classe as florestas plantadas.

Para a identificação dos alvos naturais e a obtenção das amostras para a fase de treinamento da classificação supervisionada, foram elaboradas as seguintes composições coloridas *RGB (Red, Green e Blue)*, a partir das bandas espectrais, conforme a DGI (INPE, 2017): Bandas 1, 2 e 3: imagens em “cor natural”, com boa penetração na água, realçando as correntes, a turbidez e os sedimentos. A vegetação aparece na tonalidade esverdeada, enquanto o solo exposto aparece na tonalidade bege. Bandas 3, 4 e 5: definem melhor os limites entre o solo e a água; demonstram as diferenças na vegetação (plantada ou nativa) que aparece em tonalidades de vermelho. Bandas 4, 5 e 6:

mostram mais claramente os limites entre o solo e a água, com a vegetação mais discriminada, aparecendo em tonalidades de verde e rosa.

A classificação digital foi feita por meio do algoritmo *MAXVER* (Máxima Verossimilhança), o qual permitiu ao operador identificar e fornecer ao sistema etapas de treinamento (coletas) das amostras representativas para cada classe. A classificação supervisionada detectou tipos específicos de cobertura da terra já conhecidas (EASTMAN, 1998).

O mapeamento da geologia e da geomorfologia foi elaborado a partir dos arquivos vetoriais fornecidos no formato *shapefile* pelo CPRM (2017b) e IBGE (2011), na escala de 1:750.000 e 1:250.000, respectivamente.

O mapa das tipologias do solo foi elaborado pela aquisição dos arquivos vetoriais, também no formato *shapefile*, disponibilizados pela Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias em escala 1:5.000.000 (EMBRAPA, 2012). Posteriormente, foram importados no banco de dados e selecionados os polígonos referentes à área de abrangência do estudo. Os mapas da tipologia do solo, geologia e geomorfologia foram confeccionados no *software* QGIS versão 2.14.3.

Análise de Áreas Favoráveis à Produção Agrícola

Para a análise de identificação das áreas com potencial agrícola, utilizou-se a metodologia desenvolvida por Silva (2001), a qual se baseia na avaliação ambiental pela estrutura lógica da média ponderada para avaliações multiclassificadoras de uma situação ambiental. A formulação básica de uma média ponderada pode ser admitida como (SILVA, 2001):

$$A_{ij} = \sum_n (P_{ij(k)} \times N_{ij(k)})$$

Em que:

A_{ij}= possibilidade de ocorrência do evento analisado no elemento (*pixel*) *i,j* da matriz (mapa) resultante;

P(k)= peso (percentual) da contribuição do parâmetro “k”, em relação aos demais, para a ocorrência do evento analisado;

N(k)= nota, segundo o(s) avaliador(es), dentro da escala de “0 a 10”, da ocorrência do evento analisado, na presença da classe encontrada na linha i, coluna j do mapa k;

n= número de parâmetros (mapas) utilizados.

Na avaliação ambiental pela média ponderada, assumiram-se as seguintes proposições, conforme Silva (2001): Aij demonstra a possibilidade resultante do produto da formulação ambiental, numa escala de 0 a 10, para a ocorrência de um evento e/ou entidade ambiental que seja causado, em princípio, pela atuação convergente dos parâmetros ambientais nela considerados; os dados envolvidos na avaliação podem ser lançados em uma escala ordinal que varie entre “0 e 10” ou entre “0 e 100” para que seja gerada uma amplitude de variação suficiente a permitir maior percepção da variabilidade das estimativas; a normalização dos pesos, restritos entre os valores “0 e 1”, deriva na definição do valor do peso atribuído a um mapa como o valor máximo que quaisquer classes daquele mapa podem assumir.

Tal metodologia foi implementada no *software* Vista SAGA (Sistema de Análise Geoambiental), na versão 2007, disponibilizado pelo Laboratório de Geoprocessamento da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ, 2017). Após realizada a confecção dos mapas temáticos no *software* SPRING e QGIS, eles foram exportados no formato matricial para posterior importação e rasterização no Vista SAGA, com o objetivo de converter o arquivo para um formato próprio do aplicativo.

O *software* Vista SAGA contempla alguns módulos para análise ambiental, entre eles a “Assinatura Ambiental”, que permite a identificação da ocorrência conjunta de variáveis planimétricas; e a “Avaliação Ambiental”, que admite fazer estimativas sobre possíveis alterações ambientais, fornecendo como resultados mapas e relatórios para a tomada de decisão (MARINO, 2005; SILVA, 2001).

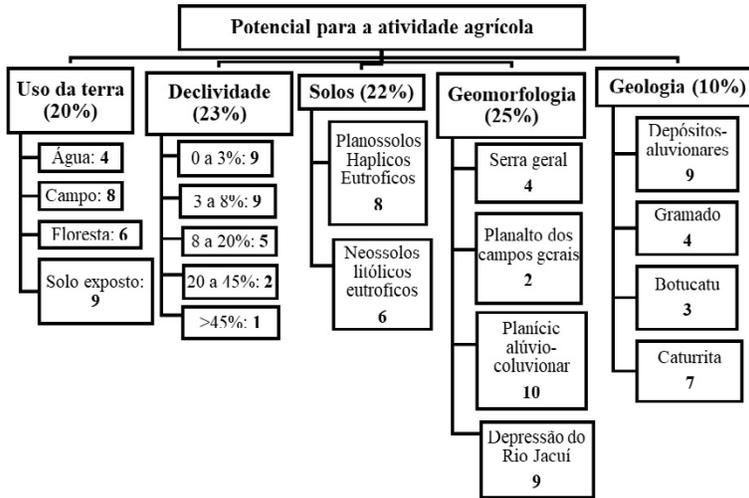
No módulo “Avaliação Ambiental”, foram realizadas as análises ambientais para a identificação de áreas com maior e menor potencialidade para a implantação de culturas agrícolas no município de Dona Francisca, RS. Nas análises, foram integrados os diferentes mapas temáticos descritos anteriormente e sobre cada um deles aplicou-se um processo decisório hierárquico para a obtenção de consenso na atribuição de diferentes pesos e notas conforme julgamento da influência de determinada característica sobre o fenômeno investigado.

A atribuição de pesos, segundo Silva (1999), deve responder à relação do conjunto de cartogramas digitais selecionados, levando em consideração a importância relativa, em pontos percentuais, do tipo de característica ambiental contido em cada cartograma digital para a ocorrência da alteração ambiental.

A ferramenta da “Avaliação Ambiental”, de acordo com Marques (2011), é utilizada para o processo de superposição de mapas, no qual são atribuídos pesos e também notas para cada tipo de legenda, conforme sua menor ou maior importância na avaliação de riscos e potenciais ambientais.

Dessa forma, o método da “Avaliação Ambiental” foi utilizado para a obtenção da hierarquia das variáveis por meio de pesos que totalizaram 100%, e para a definição do grau de importância dos planos de informação (ou variáveis) foram atribuídas as notas na escala ordinal de 1 a 10 para as classes que os compõem. Nessa escala de 1 a 10, foram categorizados de baixíssimo até altíssimo potencial para a análise das potencialidades das atividades agrícolas, respectivamente. A Figura 2 apresenta os pesos dos mapas temáticos e as notas atribuídas para as respectivas classes temáticas.

Figura 2 - Pesos atribuídos aos parâmetros avaliados e as respectivas notas para as classes temáticas para a avaliação do potencial para as atividades agrícolas no município de Dona Francisca, Rio Grande do Sul



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

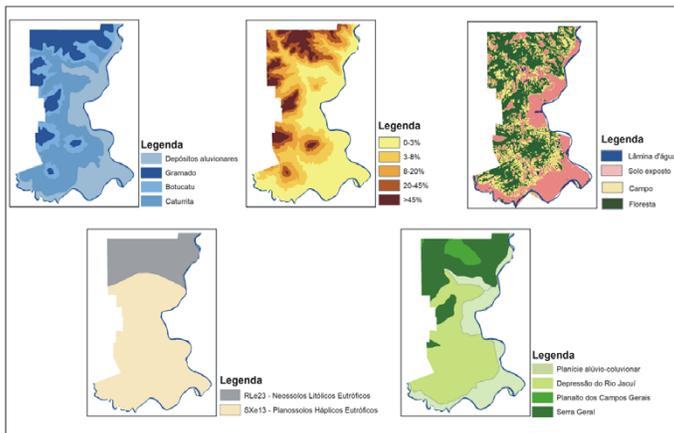
O método de avaliação ambiental permitiu atribuir pesos aos mapas temáticos envolvidos na análise (Figura 3) e as notas a cada parâmetro (classe) pertinente ao respectivo mapa. Como resultado, foram obtidas as ponderações de cada critério que variaram de 1 a 10, apresentadas na Tabela 1, sendo que quanto maior o peso atribuído, maior a potencialidade representativa ao ambiente do critério, e quanto menor o peso, menor a potencialidade. A valoração das notas foi atribuída pelos analistas proporcionando a identificação de áreas de diferentes potenciais para a atividade agrícola, de acordo com a nota atribuída às classes do mapa resultante. Destaca-se que as notas são agrupadas de modo a descrever de forma qualitativa a avaliação potencial.

Tabela 1 - Notas atribuídas ao potencial agrícola no município de Dona Francisca – RS

Notas	Potencial
0, 1 e 2	Baixíssimo
3 e 4	Baixo
5 e 6	Médio
7 e 8	Alto
9 e 10	Altíssimo

Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Figura 3 - Representações temáticas do município de Dona Francisca, RS, utilizadas para a análise ambiental, sendo (a) uso e cobertura da terra; (b) declividade percentual; (c) tipologias de solos; (d) geomorfologia (e) geologia



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Para a avaliação da potencialidade das atividades agrícolas no município, foram levados em consideração os seguintes fatores: antrópico, declividade, solo, geomorfologia e geologia.

Fator Antrópico (Uso da terra – peso 20%): as classes que apresentaram nesse parâmetro maior importância na análise da potencialidade para as atividades agrícolas foram: “Solo exposto” (nota 9), “Campo” (nota 8), “Floresta” (nota 6) e “Lâmina d’água” (nota 4).

Conforme observado no mapeamento temático de uso e cobertura da terra, a classe “Floresta” encontra-se mais ao norte do município, o qual corresponde à Serra Geral e ao Planalto. A maior parte da classe “Campo” está situada na região central, mais precisamente na Depressão do rio Jacuí. As áreas de campo geralmente ocorrem em faixas de transição entre as menores declividades usadas como lavoura e as maiores como, por exemplo, floresta.

A classe “Solo Exposto” está associada às lavouras e à redução da cobertura vegetal quando estão em fase de pós-colheita ou em áreas em pousio. Cabe ressaltar que a maior parte do “Solo Exposto” está situada nas áreas de menor declividade plana de 0-3% e próximas ao rio Jacuí. Essa área tem como grande potencial agrícola o cultivo orizícola irrigado. Poelking (2007) destaca em seu estudo no município de Itaara, RS, também na região central do Estado, que as áreas de agricultura ocupam preferencialmente os locais de menores declividades (0 a 13%) e diminuem gradativamente conforme aumentam os níveis de declividade.

Referente às áreas de declividade mediana de 3 a 8% (suave ondulado), 8 a 20% (ondulado) e 20 a 45% (forte ondulado), nelas se encontram as culturas de milho, feijão e fumo (Figura 3). Nos locais de maior declividade (>45%) e nas margens do rio Jacuí permanecem os remanescentes florestais.

O município de Dona Francisca tem como principal base econômica a agricultura, destacando-se principalmente nas culturas de fumo, milho e feijão nas encostas e do arroz irrigado nas áreas planas ou várzeas ao longo da margem do rio Jacuí. O arroz irrigado é o principal produto agrícola do município, apresentando maior área plantada, com 2.350 ha, seguido do milho, com 750 ha, do fumo, com 460 há, e do feijão, que ocupa uma menor área plantada, 50 ha (IBGE, 2015).

Figura 4 - Principais culturas agrícolas no município de Dona Francisca: (a) arroz irrigado, (b) milho, (c) fumo



Fonte: Acervo das Autoras (2019).

A classe “Lâmina d’água” é de grande importância para a identificação de áreas potenciais para a ocorrência das atividades agrícolas, pois o município de Dona Francisca possui uma farta rede hidrográfica, constituída essencialmente de rios perenes e pelo rio Jacuí, que, segundo o Projeto Radam Brasil (1986, p. 347), é o “[...] principal rio que atravessa a Depressão Central, comanda uma drenagem do tipo subdendrítico”. Cabe ainda destacar que o rio Jacuí é responsável pelo abastecimento de grande parte da água potável consumida no município, bem como é utilizado para o cultivo do arroz irrigado.

Fator declividade (peso 23%): as classes clinográficas com maior potencialidade para atividades agrícolas foram: 0 a 3% e 3 a 8%, ambas com nota nove (9); 8 a 20%, com nota cinco (5); 20 a 45%, com nota dois (2); e >45%, com nota 1, pois não foi considerada apta para o desenvolvimento de atividades devido à morfologia do declive. A declividade do solo pode alterar as propriedades físicas e o teor da matéria orgânica, as condições de drenagem, textura, rochiosidade, pedregosidade e profundidade efetiva do perfil do solo (RAMALHO FILHO; BEEK, 1994).

A declividade predominante na área de estudo foi entre 0 a 3%. Esse intervalo corresponde a áreas caracterizadas por um relevo mais plano, tendo um altíssimo potencial para as atividades agrícolas como o cultivo do arroz, bem como para o condicionamento de matéria orgânica. As áreas com

declividade de 3 a 8% e 8 a 20% possuem alto e médio potencial, sendo utilizadas principalmente para a cultura de fumo, milho e feijão. Os resultados do estudo de Campos *et al.* (2013) permitiram inferir que as classes de declive de 0 a 12%, classificadas como relevo plano a suave ondulado, são terras propícias para exploração com culturas anuais, com uso da mecanização (LEPSCH *et al.*, 1991).

As áreas compreendidas entre 20 e 45% foram consideradas de baixo potencial para as atividades agrícolas, pois os processos erosivos e de deslizamentos são muito significativos nessas declividades. As declividades menos expressivas na área de estudo estão acima de 45%, representadas pelas áreas de maior inclinação.

Inúmeros fatores constituem a formação do solo, tais como o material de origem, a topografia, o clima e os microrganismos, que, no decorrer do tempo, atuam na sua formação. Cada solo tem as suas peculiaridades, diferenciando-se uns dos outros conforme as suas propriedades e características físicas, químicas, biológicas e morfológicas do material de origem.

Fator solo (peso 22%): os pesos atribuídos para os Planossolos Háplicos Eutróficos e Neossolos Litólicos Eutróficos foram 8 e 6, respectivamente.

O solo do tipo “Planossolo Háplico Eutrófico” predomina no município de Dona Francisca e apresenta altíssimo potencial para o desenvolvimento da agricultura. Já são presenciadas nesse tipo de solo atividades agrícolas ligadas ao cultivo do arroz.

Mattos *et al.* (2013) destacam que os solos “Planossolos Háplicos Eutróficos” ocupam uma grande área no agroecossistema de terras baixas no estado do Rio Grande do Sul, onde predomina o cultivo de arroz irrigado.

De acordo com a Embrapa (2006) e Streck *et al.* (2008), são solos mal drenados encontrados em áreas de várzeas, com relevo plano a suave ondulado, onde as condições ambientais e do próprio solo favorecem a vigência periódica anual de excesso de água, mesmo que de curta duração.

Esse solo geralmente é apto para o cultivo do arroz irrigado, com sistema de drenagem eficiente (STRECK *et al.*, 2008).

O solo “Neossolo Litólico Eutrófico” teve uma pequena representatividade ao norte do município, onde se encontram as maiores declividades (20 a 45% e >45%) e a classe “floresta”. Esse tipo de solo normalmente está associado aos afloramentos de rochas e pedregosidade, conforme definido pelo SiBCS (EMBRAPA, 2006). São solos rasos com pouca profundidade efetiva para o desenvolvimento das raízes e para o armazenamento de água. Têm formação muito recente, desenvolvida a partir de inúmeros tipos de rochas (STRECK *et al.*, 2008).

Streck *et al.* (2008) ressaltam que o “Neossolo Litólico Eutrófico”, por ser um solo de ocorrência em regiões de relevo forte, ondulado e montanhoso, apresenta fortes restrições para culturas anuais, sendo assim mantido sob preservação ambiental permanente. Os “Neossolos Litólicos Eutróficos” possuem alta suscetibilidade à erosão hídrica, por isso se recomenda que áreas com declividade superior a 30% sejam conservadas com vegetação natural (STRECK *et al.*, 2008).

Os processos geomorfológicos, de acordo com Ross (1990), têm grande importância, tanto pelo fato de constituírem o substrato físico onde se desenvolvem as atividades humanas, como por responderem muitas vezes de forma agressiva às alterações provocadas por tais atividades.

Fatores geomorfológicos (peso 25%): as unidades geomorfológicas que mais influenciaram como altíssimo e alto potencial agrícola foram a “Planície alúvio-coluvionar” (nota 10) e “Depressão do rio Jacuí” (nota 9). “Serra Geral” (nota 4) e “Planalto dos campos gerais” (nota 2) influenciaram como baixo e baixíssimo potencial agrícola, respectivamente.

Os relevos de “Planície alúvio-coluvionar” e “Depressão do rio Jacuí” destacaram-se por apresentar altíssimo potencial para as atividades agrícolas, com áreas planas próximas ao rio Jacuí e rochas sedimentares de origem fluvial. A “Planície alúvio-coluvionar” e a “Depressão do rio Jacuí”, no município de Dona Francisca, correspondem às margens planas do rio, de 0 a

3% e 3 a 8% de declividade, onde ocorrem processos de acumulação fluvial. A Depressão rio Jacuí “[...] caracteriza-se por não apresentar grandes variações altimétricas, com relevo composto por formas alongadas de topo convexo, regionalmente chamadas de coxilhas” (BORSATTO *et al.*, 2015, p. 4).

Referente à unidade “Serra Geral” ou Rebordo do Planalto, de acordo com Müller Filho (1970), marca a passagem das terras baixas da Depressão para as terras altas do Planalto e caracteriza-se por morros e morrotes isolados e vales encaixados. A cultura do fumo ocorre principalmente nas áreas menos declivosas da “Serra Geral”.

A “Serra Geral”, de acordo com Lemos (2014), está vinculada às regiões onde o substrato é composto por rochas vulcânicas básicas e é propícia para o desenvolvimento e preservação florestal. As formas de relevo para Luerce (2013) são bastante abruptas, com vales encaixados bem aprofundados, e a declividade é maior que 25%.

O “Planalto dos campos gerais” destaca-se na região norte do município de Dona Francisca, onde a classe “Floresta” está bem preservada. Estudos realizados por Borsatto *et al.* (2015) no município de Igrejinha, RS, demonstram que o “Planalto dos campos gerais” se encontra pouco conservado, ocupando uma pequena área na parte oeste e noroeste do município, a qual é composta por um terreno elevado com topos relativamente planos. O “Planalto dos campos gerais” caracteriza-se por apresentar a morfologia planar e estar localizado em declividades inferiores a 25% (LUERCE, 2013). De acordo com o Projeto Radam Brasil (1986), o “Planalto dos campos gerais” predomina sobre as formações vulcânicas ácidas, sendo marcado por colinas onduladas separadas por vales alargados estabelecidos por sucessivas etapas de dissecação (Figura 5).

Figura 5 - Aspectos do relevo do município de Dona Francisca, RS



Fonte: Arquivo pessoal de Alves (2016).

Fator geologia (peso 10%): a formação “Botucatu” (nota 3) e as fácies “Gramado” (nota 4) se encontram na porção centro-norte do município e afloram nas porções mais elevadas.

No município de Dona Francisca, a formação “Botucatu” encontra-se nas declividades de 8 a 20% e 20 a 45%, cuja maior parte de uso e cobertura da terra é representada pela classe “Floresta”. A formação “Botucatu” é formada por arenitos róseos a vermelhos, de granulação média a fina, localmente silicificados, quartzosos, bem selecionados, com grãos arredondados, de origem eólica, depositados em ambiente desértico (SANFORD; LANGE, 1960).

Para Soares, Soares e Holz (2008), a formação “Botucatu” é representada por arenito bimodal (fino a médio), castanho e creme avermelhado, composto por quartzo e subordinadamente por feldspato e opaco, com estratificações cruzadas de grande porte. A formação “Botucatu” caracteriza-se, segundo Lemos (2014), como um pacote sedimentar de idade juro-cretácea constituído por arenitos finos a grossos, grãos bem arredondados e com alta esfericidade, dispostos em *sets* e/ou *cosets* de estratificação cruzada de gran-

de porte. Para CPRM (2017a), o ambiente continental nesse período envolve depósitos desérticos e depósitos de dunas eólicas.

Na área de estudo, as fácies “Gramado” encontram-se na porção norte e noroeste, onde estão situadas as maiores declividades, de 20 a 45% e >45%. Elas são um conjunto de derrames com espessura máxima de 300 metros, que representam as primeiras manifestações vulcânicas sobre os sedimentos arenosos do deserto Botucatu (CPRM, 2017c).

Estudos realizados no município de Igrejinha, RS, por Borsatto *et al.* (2015) destacaram que os derrames vulcânicos das fácies Gramado ocorrem na base da formação Serra Geral, com espessura média de até 450 metros.

A camada “Depósito-aluvionares” (nota 9) foi considerada de altíssimo potencial para o desenvolvimento de atividades agrícolas do município. Essa unidade se encontra principalmente na declividade de 0 a 3% e ao longo da margem do rio Jacuí, áreas essas consideradas como sendo de várzeas do município de Dona Francisca.

Os solos da várzea, segundo Silva *et al.* (2008), originam-se nas planícies de inundação aluvionares. Essa formação engloba os sedimentos depositados pelos cursos d’água originados a partir de intemperismo, erosão das rochas pela ação da água e da decomposição da matéria orgânica advinda muitas vezes das enchentes ou da palhada do arroz deixada nas lavouras após a sua colheita. O cultivo do arroz nos “Depósito-aluvionares” é a principal característica de uso dessa unidade (SCHIRMER; ROBAINA; TRENTIN, 2013).

Os “Depósito-aluvionares” no município de Igrejinha, conforme Borsatto *et al.* (2015), englobam os sedimentos depositados pelos cursos d’água, os quais correm preenchendo calhas de rios e suas planícies de inundação ao longo dos vales de toda a área do município.

Para a formação “Caturrita”, considerou-se a nota 7, ou seja, alto potencial para a agricultura, o qual está presente em boa parte do município, com usos vinculados às atividades agrícolas. A formação “Caturrita” corresponde ao conjunto de camadas predominantemente arenosas que ocorrem

entre o Membro Alemoa e a Formação Botucatu (NORONHA; BRESSANI; MIZUSAKI, 2009). É o topo da sequência Triássica, constituída principalmente por arenitos depositados por sistemas fluviais de canais isolados a meandrantes (GIARDIN; FACCINI, 2004).

Dessa forma, por meio dos fatores levados em consideração (antrópico, geologia, geomorfologia, declividade e tipologias de solo) para a área do estudo, notou-se que as áreas de altíssimo potencial para as atividades agrícolas destacam-se em áreas planas, na região sul-sudeste, e algumas áreas na região leste, com a produção do arroz irrigado (Figura 6). As áreas planas onde se destacam o cultivo do arroz são capazes de suportar a racionalidade da agricultura moderna (uso de máquinas e insumos agrícolas) (GUIMARÃES, 2011).

Figura 6 - Cultivo do arroz irrigado na região sul-sudeste, Dona Francisca, RS

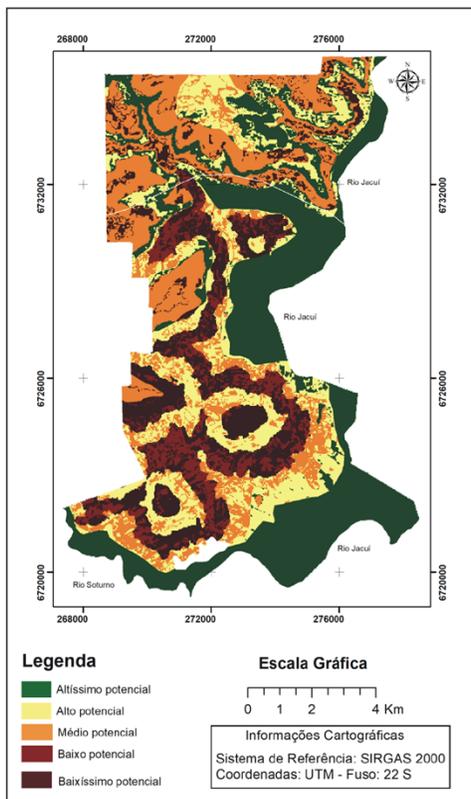


Fonte: Arquivo pessoal de Alves (2016).

Quanto às áreas de alto potencial e de médio potencial, encontram-se região central, oeste-sudoeste, norte e no centro-sul. São áreas impróprias para o cultivo do arroz e para a agricultura mecanizada, pois apresentam declividades mais elevadas e solos rasos. No entanto, destacam-se pelo cultivo de fumo, milho e feijão. Segundo Favera (2006), nessas áreas o milho é plantado logo após a colheita do fumo, aproveitando os mesmos “camaleões ou vergas” utilizados no cultivo do fumo. Cabe destacar que a produção de fumo é uma alternativa rentável para as pequenas proprieda-

des do município, principalmente por ser cultivado em área de solos rasos e encostas com declividade acentuada. Referente às áreas de baixo e baixíssimo potencial agrícola, ocorrem em topos de morros e na região norte do município (Figura 7). Nessas áreas com declividades altas, a vegetação nativa se mantém mais preservada no município de Dona Francisca. De acordo com o Código Florestal (Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012) é necessário preservar a vegetação nativa nos topos de morro e nas encostas (BRASIL, 2012).

Figura 7 - Análise ambiental para identificação de áreas potenciais para a realização da atividade agrícola no município de Dona Francisca, RS



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A elaboração e a avaliação dos mapas temáticos e a realização da análise ambiental contribuíram para averiguar as áreas com potencialidades agrícolas no município de Dona Francisca, RS. Cabe salientar a importância dos SIG, uma vez que se configuram como uma ferramenta técnica essencial para a determinação e a delimitação dessas áreas com potencialidade para o desenvolvimento de atividades agrícolas, além de produtoras de informações oportunas e geradoras de conhecimento.

As áreas consideradas de altíssimo, alto e médio potencial para as atividades agrícolas mostraram diferenças significativas quanto à cultura agrícola. As áreas mais planas (várzeas) se destacaram pela essência do desenvolvimento econômico do município, o cultivo orizícola irrigado, enquanto para as áreas intermediárias e mais íngremes se destacaram o cultivo do fumo, milho e feijão.

A maior parte do município possui áreas com potencialidade para fins de atividades agrícolas, no entanto, é fundamental ressaltar a importância do manejo correto dessas áreas a fim de evitar processos erosivos que venham acarretar na perda de solo e na baixa produtividade das culturas agrícolas, ou seja, compreender que cada área possui uma determinada aptidão ou capacidade agrícola.

REFERÊNCIAS

AGROLINK o portal do conteúdo agropecuário. **Culturas**. Sem data de publicação. Disponível em: https://www.agrolink.com.br/culturas/arroz/informacoes/solo_361564.html. Acesso em: 27 nov. 2017.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Berlin, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ALVES, F. da S. **Fitogeografia da Região do Jarau – Quaraí/RS**. 2012. 103 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2012.

ALVES, L. F. **Arquivo Pessoal de Fotografias**. Dona Francisca, RS, 2016.

ASSAD, E. D.; SANO, E. E. **Sistema de Informações Geográficas**. Aplicações na agricultura. 2. ed. rev. e ampl. Brasília: Embrapa. 1998.

BORSATTO, S.; DANI, N.; RIBEIRO, R.; LISBOA, N. A.; BRESSANI, L. A. Mapeamento geológico do município de Igrejinha para uso geotécnico. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA E AMBIENTAL, 15., 2015, Bento Gonçalves. **Anais...** Bento Gonçalves, RS: ABGE, 2015.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 28 de maio de 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm. Acesso em: 22 nov. 2017.

BURROUGH, P. A.; MCDONNELL, R. A.; LLOYD, C. D. **Principles of Geographical Information Systems**. 2. ed. Nova York: Oxford University Press, 1998. 333 p.

CÂMARA, G.; DAVIS, C.; MONTEIRO, A. M. V. **Introdução à ciência da geoinformação**. São José dos Campos, INPE, 2001. 345 p.

CÂMARA, G.; MEDEIROS, J. S. Princípios básicos em geoprocessamento. *In*: ASSAD, E. D.; SANO, E. E. **Sistema de informações geográficas**: aplicações na agricultura. Brasília, DF: Embrapa/SPI/CPAC, 1998, p. 3-11.

CAMARA, G.; SOUZA, R. C. M.; FREITAS, U. M.; GARRIDO, J. SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. **Computers & Graphics**, Amsterdam, v. 20, n. 3, p. 395-403, 1996.

CAMPOS, S.; PISSARRA, T. C. T.; MASHIKI, M. Y.; MILESKI, M. M.; SIERVO, M.; SILVEIRA, G. R. P. Adequação das terras da bacia do Rio Capivara, Botucatu, SP, Brasil, visando sua sustentabilidade ambiental. **UNOPAR Científica Ciências Exatas e Tecnológicas**, Londrina, v. 12, p. 79-86, 2013.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS – CPRM. Serviço Geológico do Brasil. **Dados, informações e produtos do Serviço Geológico do Brasil**. 2017a. Disponível em: <http://geobank.cprm.gov.br>>. Acesso em: 10 nov. 2017.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS – CPRM. Serviço Geológico do Brasil. **Gestão Territorial**: Aparados. 2017b. Disponível em: http://www.cprm.gov.br/publique/media/gestao_territorial/geoparques/Aparados/ap_geol_pag07.htm/. Acesso em: 10 nov. 2017.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS – CPRM. Serviço Geológico do Brasil. **Formação Botucatu**. 2017c. Disponível em: http://www.cprm.gov.br/Aparados/ap_geol_pag04.htm. Acesso em: 10 nov. 2017.

EASTMAN, J. R. **Manual do Usuário**. Idrisi for Windows 2.0. Porto Alegre: Centro de Recursos Idrisi, 1998.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2. ed. Brasília, DF: EMBRAPA, 2006. 306 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Mapa de solos do Brasil 2011**. Publicado em 04 de junho de 2012 [on-line]. Disponível em: <http://sosgisbr.com/2012/06/04/mapa-de-solos-do-brasil-2011-embropa/>. Acesso em: 12 nov. 2017.

ESPÍRITO-SANTO, M. M.; FAGUNDES, M.; NUNES, Y. R. F.; FERNANDES, G. W.; AZOFEIFA, G. A. S. QUESADA, M. Bases para a conservação e uso sustentável das florestas estacionais decíduais brasileiras: a necessidade de estudos multidisciplinares. **Revista Unimontes Científica**, [S.l.], v. 8, n. 1, p. 13-18, 2006.

FAVERA, A. D. **O cenário produtivo e a representatividade dos rios Jacuí e Soturno para o município de Dona Francisca – RS.** 2006. 127 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2006.

FLORENZANO, T. G. **Introdução à geomorfologia.** Geomorfologia: conceitos e tecnologias atuais. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 320 p.

GIARDIN, A.; FACCINI, U. Complexidade hidroestratigráfica e estrutural do Sistema Aquífero Guarani: abordagem metodológica aplicada ao exemplo da área de Santa Maria-RS, Brasil. **Águas Subterrâneas**, [S.l.], v. 18, n. 1, p. 39-54, 2004.

GROFF, A. **A desterritorialização das escolas no campo do município de Dona Francisca/RS.** 2016. 179 f. Dissertação (Mestrado em Geografia e Geociências) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2016.

GUERRA, A. J. T. Encostas urbanas. *In*: GUERRA, A. J. T. **Geomorfologia Urbana.** Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2011, p. 13-42.

GUIMARÃES, G. M. **Racionalidades identitárias na produção e comercialização de alimentos coloniais na Quarta Colônia – RS.** 2011. 208 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Rural) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Censo Agropecuário 2006.** Publicado em 2011. Disponível em: <http://www.cidades.ibge.gov.br>. Acesso em: 22 dez. 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Rio Grande do Sul: Dona Francisca.** Publicado em 2015. Disponível em: <http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=430670&search=rio-grande-do-suldona-francisca>. Acesso em: 22 dez. 2017.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. Divisão de Geração de Imagens. **Geração de Imagens.** 2017. Disponível em: http://www.dgi.inpe.br/siteDgi/ATUS_LandSat.php. Acesso em: 10 nov. 2017.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres.** Tradução de José Carlos Neves Epiphânio. São José dos Campos, SP: Parêntese, 2009. 598 p.

LAGO, R. B.; FARENZENA, D. Contrastes socioeconômicos do conjunto habitacional Gentil Tessele e área central da cidade de Dona Francisca, RS. **Disciplinarum Scientia**, Santa Maria, v. 9, n. 1, p. 17-34, 2008. [Série: Ciências Humanas]

LEMOS, A. C. C. **Análise geológico-geomorfológica da Bacia Hidrográfica do Rio Paranhana/RS para o reconhecimento de ambientes vulneráveis.** 2014. 102 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2014.

LEPSCH, J. F.; BELLINAZZI JUNIOR, R.; BERTOLINI, D.; ESPÍNDOLA, C. R. **Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso.** Campinas: Sociedade Brasileira da Ciência do Solo, 1991.

LILLESAND, T. M.; KIEFER, R. W. **Remote Sensing and Image Interpretation.** 2. ed. New York. John Wiley & Sons, 2000. 721 p.

LUERCE, T. D. Mapeamento geomorfológico a partir de dados SRTM: bacia hidrográfica do rio dos Sinos, RS. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16., 2013, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu, PR: INPE, 2013.

MARINO, T. B. **Vista Saga 2005: Sistema de Análise GeoAmbiental.** 2005. 72 f. Monografia (Graduação em Ciência da Computação) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ, 2005.

MARQUES, J. A. P. **Estudo de metodologia de avaliação de risco a escoamento de terra em área urbana: o caso do município de Juiz de Fora – MG.** 2011. 146 f. Dissertação (Mestrado em Ambiente Construído) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Minas Gerais, 2011.

MATTOS, M.; MARTINS, J. D. S.; CUNHA, N. G. da.; FACCIO, M. Persistência do inseticida imidacloprido em planossolo háplico eutrófico cultivado em arroz irrigado por inundação (1). *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO*, 34. 2013, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2013.

MAZIERO, L. **Levantamento da vulnerabilidade dos recursos hídricos subterrâneos no município de Dona Francisca-RS**. 2005. 115 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2005.

MEIRELLES, M. S. P.; CÂMARA, G.; DE ALEIDA, C. M. (Eds.). **Geomática: modelos e aplicações ambientais**. [S.l.]: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. 593 p.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do Sensoriamento Remoto e Metodologias de Aplicação**. 2. ed. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2003. 307 p.

MÜLLER FILHO, I. L. **Notas para o estudo da geomorfologia do Rio Grande do Sul, Brasil**. Publicação Especial n.1. Santa Maria, RS: UFSM/Departamento de Geociências, 1970.

NORONHA, F.; BRESSANI, L.; MIZUSAKI, A. Mapeamento geotécnico da área urbana de Santa Cruz do Sul (RS, Brasil). *In: SEMINÁRIO DE ENGENHARIA GEOTÉCNICA DO RIO GRANDE DO SUL*, 5., 2009, Pelotas. **Anais...** Pelotas, RS: ABMS, 2009. 12 p.

PAIVA, J. B. D. de.; PAIVA, E. M. C. D. de.; GASTALDINI, M. do C. C. **Avaliação quantitativa das disponibilidades e demandas de água da bacia hidrográfica do Rio Ibicuí**. Relatório do Cenário Atual. Santa Maria, RS: UFSM/DHS/CTUFSM, 1998.

PEDRON, F. de A.; POELKING, E. L.; DALMOLIN, R. S. D.; AZEVEDO, A. C. de; KLANT, E. A aptidão de uso da terra como base para o planejamento da utilização dos recursos naturais no município de São João do Polêsine – RS. **Ciência Rural**, [S.l.], v. 36, n.1, p. 105-112, 2006.

PINTO, L. F. S.; LAUS NETO, J. A.; PAULETTO, A. E. Solos de várzea do Sul do Brasil cultivados com arroz irrigado. *In*: GOMES, A. S.; MAGALHÃES JUNIOR, A. M. de (Orgs.). **Arroz irrigado no Sul do Brasil**. Brasília, DF: Embrapa Informações Tecnológicas, 2004. 899 p.

PIROLI, E. L. **Introdução ao geoprocessamento**. Ourinhos: Unesp/Campus Experimental de Ourinhos, 2010. 46 p.

POELKING, E. L. **Aptidão, evolução e conflitos de uso das terras no município de Itaara, RS**. 2007. 67 f. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2007.

PREFEITURA MUNICIPAL DE DONA FRANCISCA. **Plano Municipal de Saneamento Básico de Dona Francisca**. Dona Francisca, RS: PMDF, 2011. Disponível em: http://www.donafrancisca.rs.gov.br/_arquivos/27a90292653be0ab00fdb43962f2bd22.pdf. Acesso em: 10 nov. 2017.

PRINA, B. Z. **Geotecnologias aplicadas no mapeamento das áreas de inundação do perímetro urbano de Jaguari/RS**. 2015. 128 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2015.

PROJETO RADAM BRASIL. **Folha SH. 22 Porto Alegre e parte das folhas SH. 21 Uruguaiana e SI. 22 Lagoa Mirim**. Rio de Janeiro, RJ: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1986. 796 p.

RAMALHO FILHO, A.; BEEK, K. J. **Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras**. 3. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1994. 65 p.

ROSA, R. Análise espacial em Geografia. **Revista da ANPEGE**, [S.l.], v. 7, n. especial, p. 275-289, 2011.

ROSS, J. L. S. Análise Empírica da Fragilidade dos Ambientes Naturais e Antropizados. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, n. 8, 1994.

ROSS, J. L. S. **Geomorfologia: Ambiente e Planejamento**. São Paulo: Contexto, 1990.

SALOMÃO, F. X. T. Controle e prevenção dos processos erosivos. *In*: GUERRA, A. J. T.; SILVA A. S.; BOTELHO, R. G. M. (Orgs.) **Erosão e conservação dos solos: conceitos temas e aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1999.

SANFORD, R. M; LANGE, F. W. Basin study approach for oil evaluation of Paraná miogeosyncline of south Brasil. **American Association of Petroleum Geologists**, [S.l.], v. 44, n. 8, p. 1316-1370, 1960.

SCHIRMER, J. S.; ROBAINA, L. E. de S.; TRENTIN, R. Unidades geomorfológicas em municípios da Quarta Colônia do Rio Grande do Sul. **Geografia Ensino & Pesquisa**, [S.l.], v. 17, n. 2, p. 199-212, 2013.

SILVA, F. M. da; SOUZA, Z. M. de; FIGUEIREDO, C. A. P. de; VIEIRA, L. H. de S.; OLIVEIRA, E. de. Variabilidade espacial de atributos químicos e produtividade da cultura do café em duas safras agrícolas. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 32, n.1, p. 231-241, 2008.

SILVA, J. X da. **Geoprocessamento para análise ambiental**. Rio de Janeiro: J. Xavier da Silva, 2001. 228 p.

SILVA, J. X da. **SGi's: Uma Proposta Metodológica**. Rio de Janeiro: Lageop, 1999. [Apostila do Curso de Especialização em Geoprocessamento, Mídia CD-ROM]

SILVA, J. X da; ZAIDAN, R. T. **Geoprocessamento & análise ambiental: aplicações**. 4. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010.

SILVA, L. P. **Modelagem e Geoprocessamento na Identificação de Áreas com Risco de Inundação e Erosão na Bacia do Rio Cuiá**. 2007. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2007.

SILVEIRA, G. R. P.; CAMPOS, S.; GONÇALVES, A. K.; BARROS, Z. X.; POLLO, R. A. Geoprocessamento aplicado na espacialização da capacidade de uso do solo em uma área de importância agrícola. **Energia na Agricultura**, [S.l.], v. 30, n. 4, p. 363-371, 2015.

SOARES, A. P.; SOARES, P. C.; HOLZ, M. Heterogeneidades hidroestratigráficas no Sistema Aquífero Guarani. **Revista Brasileira de Geociências**, [S.l.], v. 38, n. 4, p. 598-617, 2008.

SOARES, M. C. E.; CAMPOS, S.; CAVASINI, R.; GRANATO, M.; MASHIKI, M.Y.; RUGGIERO, J. Delimitação e caracterização de áreas de preservação permanente por meio de SIG. *In*: CONGRESSO ITEANO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 2., 2010, Botucatu. **Anais...** Botucatu: Instituição Toledo de Ensino, 2010.

STRECK, E. V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R. S. D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P. C.; SCHNEIDER, P.; GIASSON, E.; PINTO, L. F. S. **Solos do Rio Grande do Sul**. 2. ed. rev. e ampl. Porto Alegre: Emater/RS, 2008, p. 222.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY - USGS. United States Geological Survey Remote Sensing Center. **Earth explorer**. 2017. Disponível em: <http://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso em: 8 nov. 2017.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO – UFRJ. Laboratório de Geoprocessamento. **Vicon Saga**. 2017. Disponível em: <http://www.viconsaga.com.br/lageop/>. Acesso em: 22 dez. 2017.

VEIGA, T. C.; SILVA, J. X. da. Geoprocessamento aplicado à identificação de áreas potenciais para atividades turísticas: o caso do município de Macaé – RJ. *In*: XAVIER-DA SILVA, J.; ZAIDANR. T. (Orgs.). **Geoprocessamento e análise ambiental: aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2004.

VENDRUSCOLO, C. E. **As relações do espaço urbano do município de Dona Francisca, RS com a região da Quarta Colônia**. 2010. 166 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.



Capítulo 5

Mapeamento Geotécnico Preliminar do Município de Santo Amaro da Imperatriz/SC

DOI: <http://dx.doi.org/10.18616/geop05>

Fabiane Andressa Tasca

Roberto Fabris Goerl

Rafael Augusto dos Reis Higashi

Jakcemara Caprario

Aline Schuck Rech

Alexandra Rodrigues Finotti

VOLTAR AO SUMÁRIO

INTRODUÇÃO

O crescimento das cidades no Brasil tem se intensificado nas últimas décadas, e o País já concentra 84,4% da sua população nas áreas urbanas (IBGE, 2011). São mais de 160 milhões de pessoas que compartilham os sistemas de serviços públicos urbanos e geram pressão e sobrecarga no ambiente, com efeito mais intenso nas modificações do uso e da ocupação do solo. Os impactos decorrentes dessa intensa urbanização contribuem para o aumento da vulnerabilidade das comunidades quanto à ocorrência de desastres, o que demanda medidas corretivas e de planejamento territorial na gestão das áreas urbanas como um todo.

Para ordenar e controlar o uso do solo e garantir o direito a cidades sustentáveis, o Estatuto da Cidade (Lei Federal nº 10.257/2001) exige que municípios com mais de 20 mil habitantes elaborem o seu plano diretor. Contudo, muitas das experiências de elaboração desse instrumento têm desconsiderado os aspectos do meio físico, em particular os de natureza geotécnica (RODRIGUES; OSWALDO FILHO, 2009). A maioria desses planos aborda apenas aspectos arquitetônicos, sem considerar os efeitos ambientais (CRUZ; TUCCI, 2008), tais como a redução de áreas verdes, a redução da infiltração pluvial, a poluição do ar, a poluição sonora, entre outros, reduzindo, assim, a capacidade de resiliência do meio ambiente. Dessa forma, é comum que os municípios se desenvolvam de forma desordenada, sem nenhuma estratégia de crescimento e planejamento urbanístico, até alcançar o número de habitantes exigido legalmente para então elaborar seu plano diretor (SALGUEIRO *et al.*, 2012). Assim, a gestão da qualidade do ambiente em áreas urbanas, que é dependente da intervenção da administração em nível local, é prejudicada.

Rolnik e Pinheiro (2004) observam que os pequenos municípios, isto é, aqueles que possuem até 20 mil habitantes, embora possam não sofrer na mesma escala os problemas urbanos dos grandes centros e não sejam obrigados por força de lei a elaborar seus planos diretores, também sofrem com a falta de definição de diretrizes e instrumentos para orientação de seu desenvolvimento. Assim, esses municípios não devem abrir mão de construir um

referencial elaborado pela sociedade civil e entidades públicas para que possam exercer o controle sobre o uso e a ocupação do solo. Dentre os instrumentos existentes, o mapeamento geotécnico pode fornecer informações essenciais ao planejamento urbano e à implantação de políticas públicas para a conscientização da população sobre a ocupação da terra. Esse instrumento constitui um importante subsídio às mais variadas aplicações, tais como o planejamento do uso e da ocupação do solo urbano, estudos ambientais (destinação de resíduos e escolha de áreas de preservação), projetos de prospecção do subsolo, soluções técnicas em anteprojetos de obras civis (escolha do tipo de estrutura de fundações, viabilidade de cortes e escavações, condições de drenagem dos terrenos), prospecção de jazidas de material para a construção civil e infraestrutura viária, contribuindo para a obtenção de um plano urbano e regional de forma econômica (BURKERT BASTOS; DIAS; VALENTE, 1998; MENDES, 2001).

O uso de um Sistema de Informações Geográficas (SIG) associado ao mapeamento geotécnico é crescente e permite várias aplicações na elaboração de mapas temáticos (SBROGLIA; HIGASHI, 2013). Também permite determinar para cada tipo de unidade geotécnica os indicativos de erodibilidade, permeabilidade, índices de consistência, características físicas, etc., os quais, devidamente sintetizados e interpretados, fornecem possíveis respostas às ações antrópicas sobre o meio físico (BUENO, 2000; CARAMÉZ; HIGASHI, 2011). A união de informações de SIG e mapeamento geotécnico se torna um trabalho multi e interdisciplinar, envolvendo geologia, pedologia, engenharia civil, arquitetura e urbanismo, climatologia e outros (MAFRA JÚNIOR, 2007), com grande importância na ordenação do território e no planejamento urbano, possibilitando a interpretação e avaliação de suas potencialidades e fragilidades. Com base nessas informações, os gestores podem ser mais precisos ao direcionarem a expansão urbana para áreas adequadas e seguras.

No Brasil, o mapeamento geotécnico teve início em 1907, com o primeiro documento de geologia aplicada às obras de engenharia. Desde então, novas metodologias nacionais foram desenvolvidas na tentativa de mapear, compreender e mensurar o comportamento geomecânico dos solos (HIGASHI, 2002). Dentre elas, destacam-se as metodologias do Instituto de Geologia

da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), do Instituto de Pesquisas Tecnológicas de São Paulo (IPT) e da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP) de Rio Claro, bem como a metodologia proposta por Zuquette (EESC-USP) e a desenvolvida por Davison Dias (UFRGS).

A proposta deste trabalho é fornecer informações integradas de SIG e mapeamento geotécnico para o desenvolvimento de diretrizes ao planejamento urbano em um município de pequeno porte, o qual possui demanda por instrumentos de planejamento territorial e urbano. O município selecionado para este estudo de caso é Santo Amaro da Imperatriz, localizado no estado de Santa Catarina. Foi realizada a avaliação das aptidões para a ocupação de cada unidade geotécnica, bem como uma análise da expansão urbana em um período de dez anos. Todos os *softwares* e imagens utilizados nesta pesquisa durante a análise são gratuitos, o que possibilita que essa metodologia possa ser aplicada por outros municípios os quais enfrentam a mesma problemática, direcionando a ocupação urbana de forma correta e mais segura.

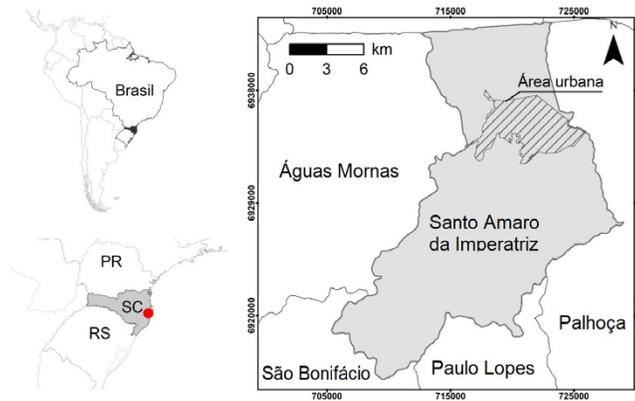
Área de Estudo

A cidade de Santo Amaro da Imperatriz (Figura 1) está situada na mesorregião da Grande Florianópolis, no estado de Santa Catarina, na região sul do Brasil. Sua população era de aproximadamente 19.823 habitantes em 2010, e sua área total é de 344,05km². Tem como municípios limítrofes Paulo Lopes, Palhoça, Águas Mornas, São Pedro de Alcântara, São Bonifácio e São José.

Mais da metade (63%) do território de Santo Amaro da Imperatriz constitui área de preservação integral, formada pelo Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, uma das maiores unidades de conservação do estado catarinense. Grande parte de sua cobertura vegetal agrega toda a diversidade biológica correspondente à Mata Atlântica, apresentando cinco dos 11 principais tipos de *habitat* florísticos apontados para a América Latina e Caribe, além de abrigar um número expressivo de espécies raras e endêmicas (OLIVEIRA, 2005). Oliveira (2005) destaca que os principais conflitos ambientais na gestão do parque se referem à especulação imobiliária, às atividades econômicas, às atribuições e

competências institucionais e às restrições ao uso de propriedade, atividades essas que poderiam ser regidas por um Plano Diretor.

Figura 1 - Localização do município de Santo Amaro da Imperatriz



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Santo Amaro da Imperatriz não possui oficialmente um plano diretor, sendo a matéria da ocupação urbana regulamentada pelas Leis Municipais nº 890/91 (Lei Ordinária) e nº 891/91 (Código de Obras), legislações já ultrapassadas e que deveriam ser revistas a cada dez anos. Embora no ano de 2010 o município ainda não possuísse 20 mil habitantes, ele já se enquadrava nas demais exigências para a elaboração desse instrumento (Municípios integrantes de regiões metropolitanas e aglomerações urbanas e integrantes de áreas de especial interesse turístico). A estimativa é que o município tenha alcançado 22.609 habitantes no ano de 2017.

Em 2011, foi firmado um Termo de Ajustamento de Conduta (TAC) entre o Ministério Público do Estado de Santa Catarina e os gestores do município, o qual impôs a obrigação de elaboração e conclusão do Plano Diretor até janeiro de 2012, atendendo às diretrizes do Estatuto das Cidades (FORTKAMP; PASSIG, 2013). O projeto do Plano Diretor, o qual foi muito criticado pela população, foi encaminhado pelo Prefeito à Câmara de Vereadores, que o rejeitou

por unanimidade. Em fevereiro de 2014, a Prefeitura retomou a sua elaboração, sendo o documento enviado para nova votação em dezembro do mesmo ano (BROERING; PINHEIRO, 2015). No entanto, até o momento da realização e conclusão deste estudo, referido projeto ainda não tinha sido votado.

É possível notar que a população de Santo Amaro da Imperatriz vem crescendo e que inexistente um instrumento atualizado para ordenar e planejar seu crescimento urbano. Essa problemática é preocupante, haja vista a sua proximidade com o Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, aliada ao fato de que a cidade abriga o principal manancial de água, o qual abastece a população urbana dos municípios de Santo Amaro da Imperatriz, Palhoça, São José, Biguaçu e Florianópolis (aproximadamente 700.000 habitantes).

Mapeamento Geotécnico Preliminar

Para o mapeamento geotécnico preliminar, foi utilizada a metodologia de Davison Dias (1995, 2001), cujas pesquisas permitiram o desenvolvimento de uma metodologia de mapeamento geotécnico para os solos tropicais denominada Mapeamento Geotécnico de Grandes Áreas. É o método usualmente empregado no sul do Brasil, o qual se destina ao mapeamento de grandes áreas em regiões tropicais e subtropicais, permitindo prever o comportamento do solo, relacionando-o com a sua gênese.

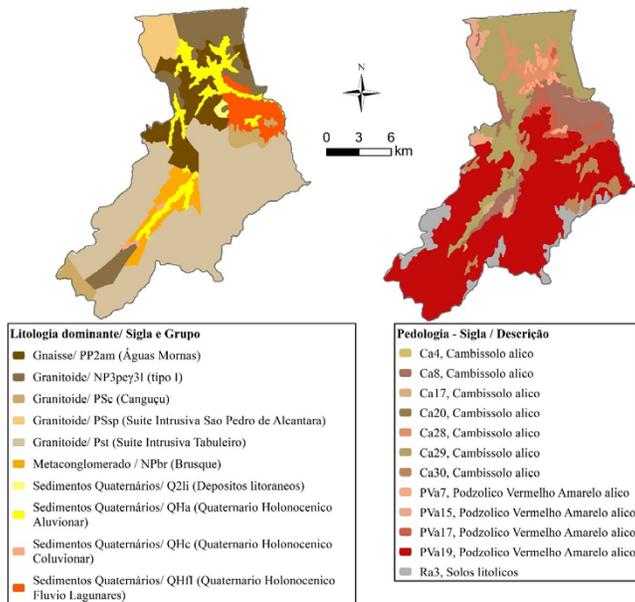
A metodologia se baseou na formulação de um mapa temático geotécnico originado do cruzamento de mapas litológico e pedológico, resultando na construção de unidades geotécnicas (polígonos) com estimativas de comportamentos geomecânicos semelhantes (HIGASHI, 2006). O mapa litológico foi elaborado a partir de interpretações do mapa geológico, representando o tipo de rocha predominante. As unidades geotécnicas são as zonas de ocorrência de solo com perfis de origem e características físicas e morfológicas semelhantes, as quais apresentam um comportamento geotécnico similar ante o uso e a ocupação do solo (XAVIER, 2010).

Cada unidade geotécnica foi então identificada pela simbologia “ABCxyz”, em que as letras maiúsculas correspondem à classificação pedológica

do horizonte superficial (horizontes A e B), e as letras minúsculas representam a geologia da rocha dominante, caracterizada pelos horizontes C (Saprolítico), RA (rocha alterada) e R (rocha sã) (DAVISON DIAS, 1995). Nas características obtidas pelos levantamentos pedológicos, foram ignoradas as características de fertilidade húmico (h), álico (a), eutrófico (e) ou distrófico (d) pertencentes ao horizonte A.

Em ambiente SIG, foram inseridos os mapas pedológico e geológico, ambos preexistentes e em escala 1:100.000, que é a melhor escala disponível para a área de estudo. Foram utilizados os dados pedológicos e geológicos do Projeto Gerenciamento Costeiro (GERCO), terceira fase em 2003, obtido na sede do IBGE, em Florianópolis, SC. O mapa se encontra em meio digital, em forma de arquivo de desenho *Microstation* (*.dgn) para uso restritamente acadêmico. Em seguida, foi elaborado um mapa litológico a partir das interpretações do mapa geológico (Figura 2).

Figura 2 - Representação da litologia e da pedologia de Santo Amaro da Imperatriz



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Na área geológica, observou-se a predominância da Suíte Intrusiva do Tabuleiro, caracterizada pela presença natural de granitos e granitoides do tamanho de “stocks” (pequenos corpos intrusivos), originando os maciços graníticos (IBGE, 2003). Quanto à pedologia, as treze unidades presentes pertencem a três classes distintas, sendo uma classificada como Cambissolo diferenciado em Álico (Ca4, Ca8, Ca17, Ca20, Ca28, Ca29 e Ca30), Podzólico Vermelho Amarelo Álico (PV7, 15, PV17, PV19) e Solos Litólicos (Ra). As classes de solos seguem a nomenclatura antiga do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 1998), pois a metodologia de Davison Dias se aplica melhor a essa classificação. Nas siglas, a letra maiúscula representa os tipos de solo, enquanto a letra minúscula representa as características de fertilidade; o número representa as informações referentes à textura e ao relevo.

A superposição dos mapas de litologia e pedologia foi realizada no Quantum GIS (QGIS), um *software* de uso gratuito. Em seguida, nomearam-se as feições geradas conforme a classificação de Davison Dias (2001), apresentada nos quadros 1 e 2.

Quadro 1- Simbologia simplificada das classes pedológicas

Sigla	Classificação	Sigla	Classificação
A	Aluviais	P	Podzóis indiscriminados
AQ	Areiais Quartzosa	PB	Podzólico Bruno-Acinzentado
B	Brunizem	PE	Podzólico Vermelho-Escuro
BV	Brunizem Vértico	PL	Planossolo
C	Cambissolo	PLV	Planossolo Vértico
CB	Cambissolo Bruno	PLP	Planossolo Plíntico
GH	Glei	PT	Plintossolo
HO	Solo Orgânico	PV	Podzólico Vermelho-Amarelo
LA	Latossolo Amarelo	R	Litólico
LB	Latossolo Bruno	TR	Terra Roxa Estruturada
LBC	Latossolo Bruno Câmbico	TB	Terra Bruna-Estruturada
LBR	Latossolo Bruno-Roxo	TBR	Terra Bruna-Roxa
LE	Latossolo Vermelho-Escuro	TBV	Terra Bruna Podzólica
LR	Latossolo Roxo	V	Vertissolo
LV	Latossolo Vermelho-Amarelo		

Fonte: Davison Dias (2001, p. 19).

Quadro 2 - Simbologia simplificada das classes litológicas

Sigla	Classificação	Sigla	Classificação
a	Arenito	g	Granito
ag	Argilito	gl	Granulito
na	Andesito	gn	Gnaisse
ar	Ardósia	gd	Granitoide
b	Basalto	ma	Mármore
br	Brecha	p	Pelito
c	Conglomerado	q	Quartzito
ca	Calcáreo	r	Riolito
cm	Complexo metamórfico*	si	Sienito
cr	Carvão	s	Siltito
d	Diorito	sq	Sedimentos quaternários
da	Dacito	st	Sedimentos terciários
f	Folhelho	x	Xisto

Nota: *Complexo formado por várias rochas metamórficas de difícil individualização.
Fonte: Davison Dias (2001, p. 19).

Após essas etapas, realizou-se o processo de generalização espacial, o qual visa a retirada de tortuosidades, ou seja, as reentrâncias de uma unidade em outra (ORVEDAL; EDWARDS, 1942). As pequenas unidades devem ser absorvidas pelas maiores e para orientar esse processo foi utilizado um mapa de declividade. O método de Davison Dias (1995) preconiza que nas unidades geotécnicas situadas em relevo ondulado devem ser separados os locais onde o relevo é fortemente ondulado (20-45°), ondulado (8-20°) e suavemente ondulado (3-8°). As variações do relevo e da geologia servem como indicadores das unidades geotécnicas, auxiliando, assim, na definição dos limites entre elas.

Para gerar a declividade, foi utilizado um Modelo Digital de Elevação (DEM) com resolução de 12,5 m, disponibilizado pelo *Alaska Satellite Facility*, obtido pelo sensor *Phased Array type L-band Synthetic Aperture Radar* (PALSAR), a bordo do *Advanced Land Observing Satellite* (ALOS). Para a área de estudo, foram utilizados os dados constantes na Tabela 1.

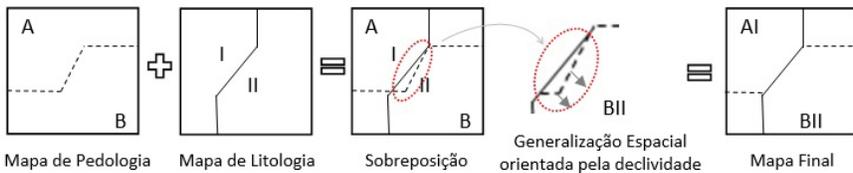
Tabela 1 - Dados utilizados no mapeamento

Mapa/Informação	Escala/Resolução	Fonte
Pedologia	1:100.000	IBGE (2003)
Geologia	1:100.000	IBGE (2003)
DEM	12,5m	ASF (2018)

Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Esses procedimentos compõem os estudos preliminares do mapeamento geotécnico, sem a realização de uma análise aprofundada da área de estudo, tais como sondagens e tradagens do solo. Isso é especialmente importante, considerando-se a realidade brasileira, na qual 50% dos municípios não possuem Plano Diretor e muitos, em especial os de pequeno porte, enfrentam dificuldades técnicas e financeiras para a gestão e o planejamento territorial (TASCA, 2016). A Figura 3 representa todas as etapas realizadas para a estimativa das unidades geotécnicas.

Figura 3 - Representação das etapas envolvidas para gerar um mapa geotécnico preliminar



Fonte: Adaptada de Zuquette e Gandolfi (2004).

Em uma segunda etapa, o mapeamento geotécnico preliminar foi comparado à ocupação atual da terra. Essa etapa teve por objetivo avaliar se a ocupação atual está em conformidade com as potencialidades de cada unidade geotécnica. O mapa de uso da Terra foi elaborado por meio da plataforma *on-line Google Earth Engine (GEE)*, utilizando o sensor OLI, resolução de 30m do satélite *Landsat 8* coletada em 28/04/2017. Foi realizada a composição colorida (bandas 4-3-2) e posteriormente a classificação supervisionada da imagem por meio do algoritmo *Random Forest*. Nesse tipo de classificação, o usuário dispõe de informações que permitem a identificação de uma classe de interesse, ou seja, o usuário identifica uma área representativa de cada classe (amostras de treinamento) e orienta a classificação a ser feita pelo algoritmo.

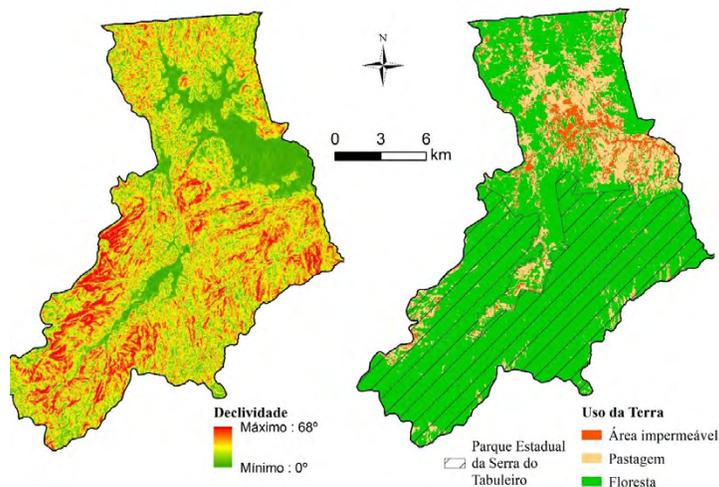
Foram informados 31 pontos para cada classe de uso de interesse (floresta, pastagem e área urbana). Optou-se por coletar essas amostras de

treinamento dentro do limite de Santo Amaro da Imperatriz e nos municípios adjacentes, apesar de a cena abranger uma área consideravelmente maior. Ressalta-se que as imagens disponibilizadas no GEE já estavam ortorretificadas e com os valores de refletância referentes ao Topo da Atmosfera (TOA).

A declividade da área de estudo varia de 0 a 64°, demonstrando a presença de um relevo plano (principalmente na área urbana) a montanhoso. De modo geral, observam-se áreas urbanizadas nos locais em que a declividade é menor e, com o aumento dela, observa-se a maior presença de florestas, com destaque para o Parque Estadual da Serra do Tabuleiro (Figura 4). A área impermeável corresponde a somente 4,4% da área territorial, enquanto pastagem e florestas representam 16,9% e 78,7%, respectivamente.

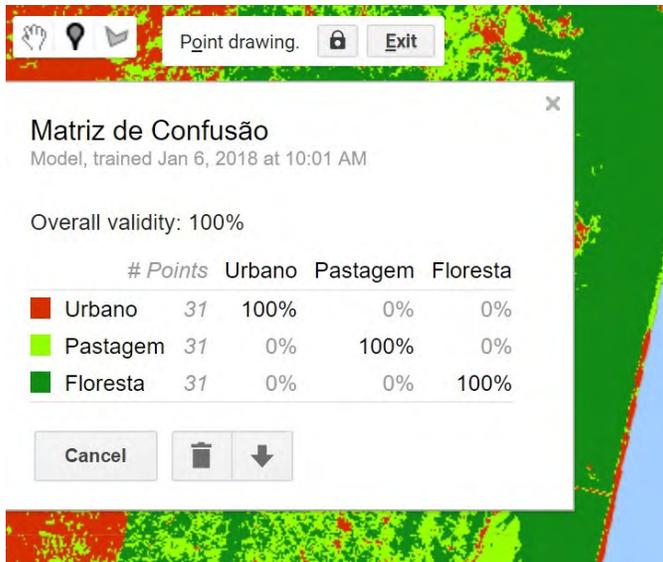
A qualidade da classificação foi analisada por meio de uma matriz de confusão do próprio GEE, possibilitando avaliar o desempenho do algoritmo supervisionado. Essa classificação obteve média de 100% de acurácia (Figura 5), ou seja, não apresentou erros na classificação quando comparadas as amostras de treinamento.

Figura 4 - Declividade e Uso da Terra de Santo Amaro da Imperatriz



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Figura 5 - Matriz de Confusão gerada para a classificação supervisionada



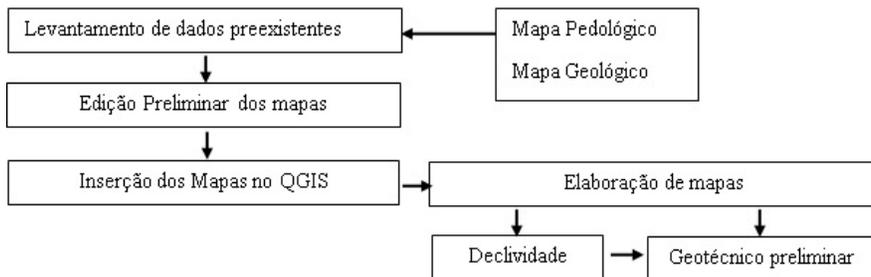
Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Estimativa de Expansão Urbana

A estimativa da expansão urbana foi realizada por meio da interpretação de imagens de satélite de diferentes épocas: 2000 e 2010. A escolha desse período levou em consideração os anos em que foram realizadas as pesquisas de Censo Populacional, possibilitando comparar a mancha urbana com o crescimento da população. Os mapas de uso da Terra foram elaborados de forma análoga à anterior por meio da plataforma *on-line Google Earth Engine*. Foram utilizadas duas imagens *Landsat 5*, datadas de 31 de maio de 2000 e 27 de maio de 2010. Em ambas as imagens, foi realizada uma composição colorida com as bandas 3-2-1 e mapeadas as seguintes classes: área urbana (impermeável), pastagem, floresta e corpos d'água, utilizando, por sua vez, o classificador *Random Forest*. A análise das áreas incrementais impermeáveis para o último ano foi realizada por meio do geoprocessamento das imagens de 2010 e 2000, mediante a diferença dessas áreas entre os dois mapas.

A análise de expansão urbana foi realizada somente para a área urbana do município, haja vista que boa parte do território (63%) constitui área de preservação integral, não sendo permitida a urbanização. A delimitação urbana utilizada foi aquela que o IBGE utiliza nas pesquisas de Censo Populacional. Por fim, a metodologia da pesquisa é apresentada na Figura 6.

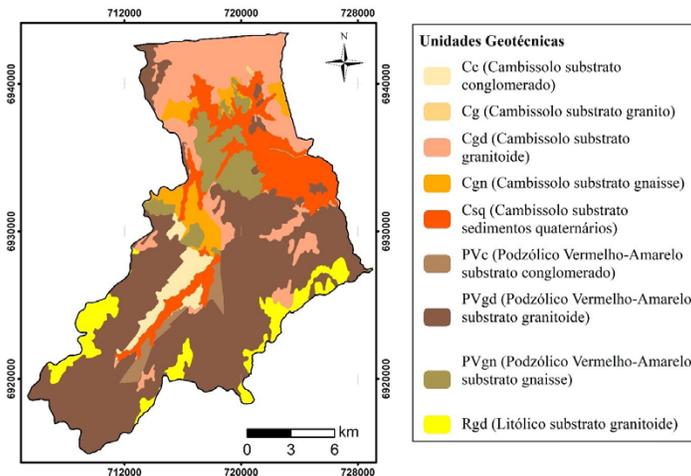
Figura 6 - Metodologia para a elaboração do mapeamento geotécnico preliminar



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

O mapa geotécnico preliminar é apresentado na Figura 7. Inicialmente, o cruzamento dos mapas litológico e pedológico resultou em 105 polígonos, cujas nomenclaturas foram embasadas pelo método citado. O processo de generalização espacial reduziu 29 polígonos, os quais foram absorvidos pelos polígonos maiores, resultando em 76 polígonos referentes a nove unidades geotécnicas. Contudo, a simples sobreposição dos mapas pode gerar inconsistências, como a criação da unidade Podzólico Vermelho-Amarelo de substrato Sedimentos Quaternários (PVsq). A unidade pedológica, caracterizada como residual e de granulometria mais grosseira, tem sua pedogênese associada às formações graníticas (CARAMEZ, 2011) e nenhum Podzólico se apresenta sobre esse substrato (MAFRA JUNIOR, 2007). Essa unidade foi corrigida juntamente com os demais polígonos menores por meio do processo de generalização espacial, bem como pelo uso da declividade.

Figura 7 - Mapa Geotécnico Preliminar de Santo Amaro da Imperatriz



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

A Tabela 2 apresenta as unidades geotécnicas geradas para a área de estudo e a representatividade dessas unidades dentro da área do município. A unidade PVgd (Podzólico Vermelho-Amarelo substrato granitoide) representa quase a metade (47,2%) do território de Santo Amaro da Imperatriz, ocupando a região que abriga o Parque do Tabuleiro. Dada a representatividade das florestas e das áreas de preservação em todo o território, esse é o uso predominante em todas unidades geotécnicas.

Tabela 2 - Resultado do mapeamento geotécnico preliminar

Unidade Geotécnica	% da Área	Origem do Solo	Relevo predominante	Uso da terra predominante
Cambissolo substrato conglomerado (Cc)	3,4	Residual	Forte ondulado	Florestas (93,8%)
Cambissolo substrato granito (Cg)	0,1	Residual	Ondulado	Florestas (99,2%)
Cambissolo substrato granitoide (Cgd)	16,2	Residual	Montanhoso	Florestas (80,4%)
Cambissolo substrato gnaisse (Cgn)	4,5	Residual	Forte ondulado	Florestas (81,4%)
Cambissolo substrato sedimentos quaternários (Csq)	13,2	Sedimentar	Plano - Ondulado	Florestas (83,3%)
Podzólico Vermelho-Amarelo Álico substrato conglomerado (PVc)	1,9	Residual	Ondulado	Florestas (95,8%)
Podzólico Vermelho-Amarelo Álico substrato granitoide (PVgd)	47,2	Residual	Montanhoso	Florestas (75,7%)
Podzólico Vermelho-Amarelo Álico substrato gnaisse (PVgn)	6,6	Residual	Ondulado - Forte Ondulado	Florestas (89,6%)
Litólico substrato granitoide (Rgd)	6,9	Residual	Ondulado - escarpado	Florestas (69,0%)

Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

A descrição das unidades geotécnicas foi realizada de acordo com os trabalhos apresentados por Duarte (1999), Maфра Junior (2007), Guesser (2013) e Sbroglia (2015).

Cambissolo substrato conglomerado (Cc)

São solos caracterizados por apresentarem granulometria bem distribuída e alta plasticidade, compostos por seixos de areia grossa agrupados por um agente cimentante químico. Cc são encontrados, em sua maioria, em terrenos onde o relevo varia de ondulado a fortemente ondulado, sendo originados por depósitos fluviais de águas muito agitadas.

Cambissolo substrato granito (Cg)

A presença dominante dos granitos nessa unidade acarreta perfis de solos normalmente menos espessos e com melhor comportamento ante a

muitas propriedades geotécnicas. São solos caracterizados por apresentarem variação de horizontes A-B-C modesta, mas visível a olho nu. Os horizontes A e B apresentam espessuras inferiores a 50 cm, sendo o horizonte B pouco desenvolvido (câmbico). O horizonte C apresenta estrutura de granito, no entanto seu comportamento hidráulico e mecânico é de solo e não de rocha. Devido a camada de solo mais espessa ser a do horizonte C, o comportamento geotécnico da unidade Cg é herdado predominantemente pela rocha de origem, isto é, rochas com elevada quantidade de quartzo, pouco intemperizadas e em matriz areno-siltosa, o que promove a ocorrência frequente de movimentos de massas.

Cambissolo substrato granitoide (Cgd)

São solos caracterizados por apresentarem uma sequência composta pelos horizontes A, B incipiente e C, sendo o horizonte B constituído por rochas pouco intemperizadas. Os Cgd representam a transição entre os solos Litólicos e Podzólicos, sendo encontrados próximo a topos de morros e relevo acidentado, o que impede a formação de camadas espessas.

Cambissolo substrato gnaiss (Cgn)

São solos considerados espessos devido à presença de um substrato muito fraturado. Constituído por solo residual, o perfil apresenta horizonte C profundo, horizonte B incipiente e horizonte A com no máximo 30 cm, sem lençol freático próximo à superfície. Os Cgn apresentam saturação de bases variável com argila de baixa atividade e textura variando entre argilosa e muito argilosa. Geralmente, são encontrados em áreas de relevo fortemente ondulado, característica que, associada à constituição da rocha, muito erodível e facilmente intemperizável, favorece a movimentação de massa.

Cambissolo substrato sedimentos quaternários (Csq)

São solos com características geotécnicas variáveis e dependentes da constituição mineralógica e textural do material de origem. Os Csq são

formados a partir de solos coluvionares, podendo apresentar mudanças abruptas de resistência e instabilidade devido à presença e matações. Para os solos desse grupo em análise, situados em zonas de baixa declividade, em muitos casos, em pés de morros, a possibilidade mais sensata é de eles terem sido fruto de escorregamentos antigos de solos residuais sobre solos sedimentares. Grande parte da mancha urbana situa-se sobre solos dessa unidade, já que ocupa predominantemente zonas baixas.

Podzólico Vermelho-Amarelo Álico substrato conglomerado (PVC)

São solos com horizonte A moderado, textura média/argilosa e relevo ondulado. Apresentam horizonte B textural, e a espessura total dos horizontes A e B pode ser considerada pequena. Em específico para a localidade em estudo, o horizonte C se apresenta bastante desenvolvido, atingindo espessuras superiores a 20m, seguido de horizonte RA.

No que tange ao uso e à ocupação dos solos, algumas encostas constituídas por essa unidade podem ser consideradas instáveis e de erodibilidade de alta a moderada, uma vez que os parâmetros de resistência, tanto a coesão quanto o ângulo de atrito, apresentam valores baixos quando comparados aos demais solos residuais da localidade.

Caso essa unidade seja ocupada, os taludes de corte devem ser avaliados pontualmente (caso a caso) de forma global e local e deve ser analisada a melhor intervenção a ser implantada (estrutura de contenção) caso seja necessário o corte dos taludes. Além disso, com a ocupação, deve-se prever a redução dos processos erosivos por intermédio de técnicas de proteção superficial dos solos ou a simples conservação da cobertura vegetal (horizonte A).

Podzólico Vermelho-Amarelo Álico substrato granitoide (PVgd)

São solos com grande variação de características, formados em sua maioria pelos horizontes A, B, BC, C, RA (rocha alterada) e R (rocha). Os horizontes A e B são pouco espessos, apresentando um gradiente textural, sendo o horizonte A rico em matéria orgânica, que lhe confere coloração escura, e o horizonte B argiloso, com coloração variando de vermelho a amarelo. O horizonte BC é mais claro e apresenta menor plasticidade e coesão do que o horizonte B. Já o horizonte C apresenta composição mineral e textura do granito, guardando a estrutura da rocha mãe e conferindo maior resistência ao solo. Devido ao comportamento geotécnico variável, os PVgd são considerados muito erodíveis e de fácil escavação, sendo geralmente encontrados a meia encosta.

Podzólico Vermelho-Amarelo Álico substrato gnaisse (PVgn)

São solos espessos que apresentam substrato rochoso muito fraturado. Contudo, o horizonte B é pouco desenvolvido, sendo sobreposto por um horizonte A com aproximadamente 30 cm de espessura. O gnaisse consiste em uma rocha muito erodível e de fácil intemperização, havendo formação de espessos mantos de alteração, os quais estão associados às elevadas declividades das encostas, uma vez que essa unidade geotécnica apresenta relevo forte ondulado a escarpado, tornando-a suscetível a movimentos de massa.

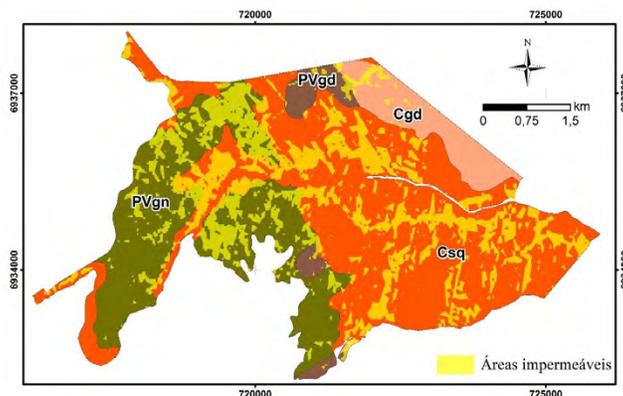
Litólico substrato granitoide (Rgd)

São solos jovens, pouco evoluídos e caracterizados por não apresentarem horizonte B. Os solos Rgd são formados pelos horizontes A, C e R, sendo algumas vezes encontrado apenas o horizonte A diretamente sobre a rocha, atingindo no máximo 50 cm de espessura. São encontrados em topos de morros e encostas, desenvolvendo-se em relevo ondulado até escarpado.

Ocorrem, em geral, associados a afloramentos rochosos, indicando possíveis locais de exploração de pedreiras. Os materiais rochosos explorados desses solos são comumente empregados na construção civil.

Para a área urbana, foi estimada a presença de quatro unidades geotécnicas (Figura 8), Csq, PVgn, Cgd e PVgd, ocupando 59,5%, 29,3%, 7,4% e 3,8% do território urbano, respectivamente. Observou-se que a maior parte das áreas impermeáveis está situada na unidade Csq, áreas de relevo plano (declividades entre 0 e 3%) e estáveis. Contudo, observam-se vazios urbanos nas demais unidades geotécnicas, os quais constituem áreas disponíveis à expansão urbana. Assim, deve-se atentar para as restrições associadas à estabilidade de encostas. Os solos pertencentes às unidades de solos residuais, tais como os PVgn, Cgd e PVgd, podem romper em episódios de chuvas intensas, sobretudo se o uso e a ocupação forem feitos de maneira inadequada. Cortes muito íngremes, fossas com sumidouro próximas das faces dos taludes, telhados sem calhas, dentre outros fatores, podem fragilizar esses tipos de unidades de solos, fazendo com que fiquem suscetíveis aos movimentos de massa. Além disso, nessas unidades também podem ocorrer erosões, e os sedimentos carreados superficialmente podem alterar gradativamente a geometria dos taludes, provocando rupturas locais, típicas dessas unidades.

Figura 8 - Geotecnia da área urbana x impermeabilização

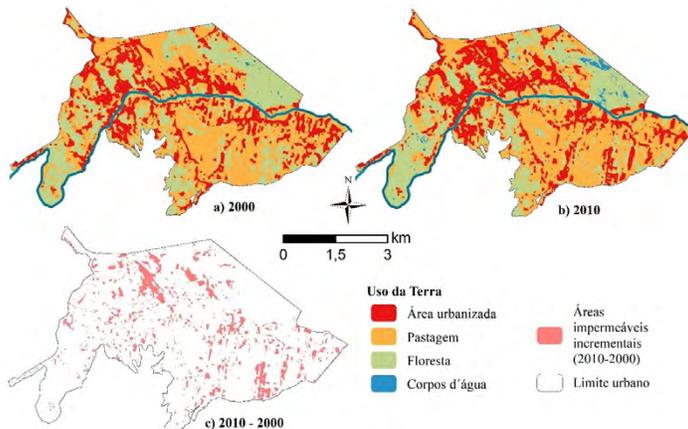


Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

A figura 9 apresenta o uso da terra nos anos 2000 e 2010, bem como a expansão da área urbanizada nesse período. O resultado da interpretação das imagens de satélite mostra que, em 2000, aproximadamente 6,28 km² da área urbana encontrava-se impermeabilizada, ao passo que, no ano de 2010, esse valor subiu para aproximadamente 6,61km², o que equivale a um aumento de apenas 5% (0,33km²). Esse pequeno aumento pode ser justificado pelo fato de, no mesmo período, a população urbana do município de Santo Amaro da Imperatriz ter crescido 19%, conforme dados dos dois últimos censos realizados pelo IBGE (2000 e 2010).

De modo geral, observaram-se pequenos aumentos de área impermeável, sendo que os pequenos polígonos podem se referir ao solo exposto fortemente compactado. Na parte superior da área urbana (Figura 9c), destacam-se loteamentos que foram construídos no período de 2000-2010, os quais estão situados em áreas de relevo plano e estáveis (Csq). Contudo, a análise das figuras 8 e 9c permitem observar um aumento da impermeabilização na unidade geotécnica PVgn, na qual se deve ter precaução em virtude da suscetibilidade à erosão, sobretudo em locais com declividades mais elevadas e onde há a presença de solos granulares, isto é, menos coesivos e menos argilosos.

Figura 9 - Análise do uso da terra em diferentes anos: a) Ano 2000, b) Ano 2010, c) Área impermeável incremental no período 2000-2010



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

No presente estudo, foi realizado o mapeamento geotécnico preliminar do município de Santo Amaro da Imperatriz. Foram estimadas nove unidades geotécnicas, sendo que as maiores são Podzólico Vermelho-Amarelo Álico de substrato granitoide (PVgd), Cambissolo de substrato granitoide (Cgd) e Cambissolo de substrato sedimentos quaternários (Csq), representando juntas 77% do território municipal. O uso da terra predominante em todas as unidades é o florestal, haja vista que 63% da área da cidade constituem área de preservação. A ocupação urbana ocorre nas áreas planas, principalmente na unidade Csq, constituindo locais aptos à urbanização. Contudo, foram observados vazios urbanos nas demais unidades geotécnicas, os quais constituem áreas disponíveis à expansão urbana e que podem apresentar suscetibilidade aos movimentos de massa.

O mapeamento geotécnico do município de Santo Amaro da Imperatriz muito embora tenha sido apresentado de maneira preliminar, demonstrou ser uma excelente ferramenta para a análise geotécnica de grandes áreas a partir dos grupos geotécnicos concebidos. Mesmo sem a existência de um Plano Diretor, é possível observar que esse método pode auxiliar na identificação preliminar das potencialidades de uso e ocupação de todo território. Dessa forma, os gestores municipais podem direcionar a expansão urbana para áreas adequadas e seguras do ponto de vista geotécnico, de forma a minimizar os efeitos negativos da ação antrópica sobre o meio físico natural.

REFERÊNCIAS

ALASKA SATELLITE FACILITY - ASF. **Modelo Digital de Elevação**. Sem data de publicação. Disponível em: <https://www.asf.alaska.edu/>. Acesso em: 06 jan. 2018.

BRASIL. Lei no 10.257, de 10 de julho de 2001. Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 11 de julho de 2001. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/LEIS_2001/L10257.htm. Acesso em: 03 jan. 2018.

BROERING, Neide Lara; PINHEIRO, Daniel Moraes. Dinâmica de atuação em rede entre associações de moradores do município de Santo Amaro da Imperatriz. *In*: CONFERENCIA REGIONAL DE LA SOCIEDAD INTERNACIONAL DE INVESTIGACIÓN PARA EL TERCER SECTOR (ISTR) PARA AMÉRICA LATINA Y EL CARIBE, 10., 2015, San Juan y Ponce. **Anais...** San Juan y Ponce, Puerto Rico: ISTR, 2015.

BUENO, Liane da Silva. **Estudo em áreas de ocupação urbana com fatores de risco: o caso do Bairro Córrego Grande, Florianópolis, SC.** 2000. 74 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2000.

BURKERT BASTOS, Cezar Augusto; DIAS, Regina Davison.; VALENTE, Antônio Luís Schifino. **Mapa Geotécnico de Solos: Atlas Ambiental de Porto Alegre.** Porto Alegre: Ed. da UFRGS, 1998, p. 45-46.

CARAMEZ, Manolo Lima; HIGASHI, Rafael Augusto dos Reis. Utilização de técnicas de geoprocessamento através de um SIG para a estimativa de características mecânicas dos solos do município de Florianópolis. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15., 2011, Curitiba. **Anais...** Curitiba: Inpe, 2011, p. 1-8.

CRUZ, Marcus; TUCCI, Carlos. Avaliação dos Cenários de Planejamento na Drenagem Urbana. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [S.l.], v. 13, n. 3, p. 59-71, 2008.

DAVISON DIAS, Regina. Proposta de Metodologia de Definição de Carta Geotécnica Básica em Regiões Tropicais e Subtropicais. **Revista do Instituto Geológico**, volume especial, p. 51-55, 1995.

DAVISON DIAS, Regina. Proposta de uma metodologia de estudos geotécnicos para implantação de rodovias, estradas rurais e vicinais em solos brasileiros. *In: REUNIÃO ANUAL DE PAVIMENTAÇÃO*, 33. 2001, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis, SC: ABPv, 2001, v. 1, p. 13-25.

DUARTE, Sandra Buzini. **Utilização de Sistema de Informações Geográficas na análise do meio físico e do uso do solo na Lagoa da Conceição, Florianópolis.** 1999. 114 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1999.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** Rio de Janeiro: Embrapa, 1998. 396 p.

FORTKAMP, Cristiane; PASSIG, Leonice. Percepções sobre a utilização dos rios e a formulação do plano gestor do município de Santo Amaro da Imperatriz/SC: Entraves sociojurídicos e ambientais na organização do espaço. *In: ENCONTRO DE GEÓGRAFOS DA AMÉRICA LATINA*, 14., 2013, Lima. **Anais...** Lima, Peru: CGP/UGI, 2013.

GUESSER, Luiz Henrique. **Elaboração do mapa geotécnico preliminar e mapa de áreas suscetíveis a movimentos de massa do município de Antônio Carlos-SC.** 2013. 142 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

HIGASHI, Rafael Reis. **Utilização de um SIG no desenvolvimento de um banco de dados geotécnicos do norte do estado do Rio Grande do Sul.** 2002. 143 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

HIGASHI, Rafael Reis. **Metodologia de uso e ocupação dos solos de cidades costeiras brasileiras através de SIG com base no Comportamento Geotécnico e Ambiental.** 2006. 485 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Divisão de Geociências do Sul. **Projeto Gerenciamento Costeiro (GERCO): 3ª fase**. Rio de Janeiro: IBGE, 2003.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Sinopse Censo Demográfico 2010**. Rio de Janeiro: IBGE, 2011. 261 p.

MAFRA JÚNIOR, Celso da Silva. **Elaboração do mapa preliminar de unidades geotécnicas do município de Brusque associado a um banco de dados geotécnico em ambiente de SIG**. 2007. 115 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

MENDES, Rodolfo. **Mapeamento geotécnico da área central urbana de São José do Rio Preto (SP) na escala 1:10.000 como subsídio ao planejamento urbano**. 2001. 283 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2001.

OLIVEIRA, Ivone Adelina de. **Gestão de conflitos em parques: estudo de caso do entorno nordeste do parque estadual da serra do tabuleiro, Praia da Pinheira, SC**. 2005. 271 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

ORVEDAL, Arnold Clifford; EDWARDS, Max. General Principles of Technical Grouping of Soils 1. **Soil Science Society of America Journal**, [S.l.], v. 6, n. C, p. 386-391, 1942.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SANTO AMARO DA IMPERATRIZ. Lei nº 890, de 06 de dezembro de 1991, do Município de Santo Amaro da Imperatriz. Redefine objetivos e diretrizes de atuação para o desenvolvimento municipal ditadas pelo plano físico-territorial do município. **Diário Oficial**. Santo Amaro da Imperatriz, 06 de dezembro de 1991. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a/sc/s/santo-amaro-da-imperatriz/lei-ordinaria/1991/89/890/lei-ordinaria-n-890-1991-redifine-objetivos-e-diretrizes-de-atuacao-para-o-desenvolvimento-municipal-ditadas-pelo-plano-fisico-territorial-do-municipio>. Acesso em: 03 jan. 2018.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SANTO AMARO DA IMPERATRIZ. Lei nº 891, de 06 de dezembro de 1991, do Município de Santo Amaro da Imperatriz. Dispõe sobre obras e edificações no município de Santo Amaro da Imperatriz. **Diário Oficial**. Santo Amaro da Imperatriz, 06 de dezembro de 1991. Disponível em: [https://leismunicipais.com.br/a/sc/s/santo-amaro-da-imperatriz/lei-ordinaria/1991/89/891/lei-ordinaria-n-891-1991-dispoe-sobre-obras-e-edificacoes-no-municipio-de-santo-amaro-da-imperatriz#:~:text=DISP%C3%95E%20SOBRE%20OBRAS%20E%20EDIFICA%C3%87%C3%95ES%20NO%20MUNIC%C3%8DPIO%20DE%20SANTO%20AMARO%20DA%20IMPERATRIZ.&text=Cap%C3%ADtulo%20%C3%9Anico-,Art.,geral%2C%20para%20o%20seu%20territ%C3%B3rio](https://leismunicipais.com.br/a/sc/s/santo-amaro-da-imperatriz/lei-ordinaria/1991/89/891/lei-ordinaria-n-891-1991-dispoe-sobre-obras-e-edificacoes-no-municipio-de-santo-amaro-da-imperatriz#:~:text=DISP%C3%95E%20SOBRE%20OBRAS%20E%20EDIFICA%C3%87%C3%95ES%20NO%20MUNIC%C3%8DPIO%20DE%20SANTO%20AMARO%20DA%20IMPERATRIZ.&text=Cap%C3%ADtulo%20%C3%9Anico-,Art.,geral%2C%20para%20o%20seu%20territ%C3%B3rio.). Acesso em: 03 jan. 2018.

RODRIGUES, Valéria; OSWALDO FILHO, Augusto. Mapeamento Geotécnico como base para o planejamento urbano e ambiental: município de Jaú (SP). **Revista Brasileira de Geociências**, [S.l.], v. 39, n. 1, p. 1-15, mar. 2009.

ROLNIK, Raquel; PINHEIRO, Otilie. **Plano diretor participativo**. Guia para a elaboração pelos municípios e cidadãos. Brasília: CONFEA/Ministério das Cidades, 2004. 158 p.

SALGUEIRO, Marluce; NUNES, Marcia; RODRIGUES, Hermânio; PEREIRA, Sheila. Plano Diretor e suas Vantagens de Implantação nos Municípios com Menos de 20.000 Habitantes. *In*: CONGRESSO VIRTUAL BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO, 9., 2012 [on-line]. **Anais...** [S.l.]: Convibra, 2012. Disponível em: http://www.convibra.com.br/upload/paper/2012/38/2012_38_5254.pdf. Acesso em: 03 jan. 2018.

SBROGLIA, Regiane Mara. **Mapeamento geotécnico e das áreas suscetíveis a deslizamentos na microbacia do Ribeirão Baú, Ilhota/SC**. 2015. 187 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

SBROGLIA, Regiane Mara; HIGASHI, Rafael Augusto dos Reis. Mapeamento geotécnico preliminar de áreas suscetíveis a movimentos de massa na

microbacia do Ribeirão Baú, Ilhota/SC. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16., 2013, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: Inpe, 2013, p. 9300-9307.

TASCA, Fabiane Andressa. **Simulação de uma taxa de drenagem urbana para municípios de pequeno porte.** 2016. 153 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

XAVIER, Sinval Cantarelli. **O mapeamento geotécnico por meio de geoprocessamento como instrumento de auxílio ao planejamento do uso e ocupação do solo em cidades costeiras: estudo de caso para Pelotas (RS).** 2010. 261 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Oceânica) - Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2010.

ZUQUETTE, Lázaro Valentim; GANDOLFI, Nilson. **Cartografia geotécnica.** São Paulo: Oficina de Textos, 2004. 190 p.



Capítulo 6

Viabilidade do Uso de Imagens de RPA'S para Extração da Batimetria em Reservatórios de Água Rasos

DOI: <http://dx.doi.org/10.18616/geop06>

Laura Coelho de Andrade

Ítalo de Oliveira Ferreira

Nilcilene das Graças Medeiros

Iann Gomes Rodrigues da Fonseca

VOLTAR AO SUMÁRIO

INTRODUÇÃO

A água é responsável por economias regionais e nacionais que dependem da disponibilidade adequada desse recurso para a geração de energia, a irrigação, o abastecimento público e a produção de alimentos (TUNDISI, 2008).

Bhatia e Bhatia (2006) afirmam que uma das formas mais relevantes de desenvolvimento social e econômico é por meio de uma gestão mais eficiente dos recursos hídricos. Dentro desse contexto, é necessário o conhecimento do relevo submerso, assim como de informações específicas do reservatório a ser estudado, como a profundidade, a área e o volume.

O levantamento batimétrico é uma técnica antiga que fornece as profundidades dos corpos aquáticos. Atualmente, esse procedimento é utilizado empregando ecobatímetros monofeixe ou multifeixe para a coleta da profundidade e sistemas GNSS (*Global Navigation Satellite System*) para o posicionamento planimétrico (FERREIRA; RODRIGUES; SANTOS, 2015). Todavia, segundo a *International Hydrographic Organization – IHO* (2005), tradicionalmente, a embarcação era posicionada utilizando-se relações geométricas simples por meio de proporções tomadas a partir de um ponto de apoio em terra, e a batimetria era realizada de forma direta por varas de sondar e fios de prumo.

Em seguimento ao crescente progresso da tecnologia, surgiram, nos últimos anos, sistemas de sondagem autônomos e não tripulados, como USV (*Unmanned Surface Vehicle*), ASC (*Autonomous Surface Craft*) e ASV (*Autonomous Surface Vehicle*), os quais são úteis tanto para barragens de rejeitos e reservatórios como para áreas com baixa profundidade ou locais que oferecem perigo para a navegação superficial (ZHAO; YAN; JIN, 2011; GIORDANO *et al.*, 2015; FERREIRA; NETO; MONTEIRO, 2016).

Por meio do avanço tecnológico também é possível estimar a batimetria através do sensoriamento remoto, com a utilização dos sensores orbitais. Essa estimativa é concebida por meio da aplicação de índices como

o Índice de Diferença Normalizada da Água (*Normalized Difference Water Index – NDWI*), o qual faz uso do sinal refletido nas regiões do infravermelho próximo e do verde visível para destacar a presença de tais feições ao mesmo tempo que subtrai a influência do solo e da vegetação (MCFEETERS, 1996; XU, 2007).

Tal como verificado nos produtos advindos de levantamentos batimétricos, a resultante da batimetria estimada por resposta espectral é uma malha de pontos que não representa o relevo de forma fidedigna e que utiliza a geoestatística para estimar valores não amostrados.

A ponderação nos métodos geoestatísticos (sobretudo a krigagem) é atribuída a amostras distintas, nas quais os pesos são definidos por meio de uma análise espacial, provendo estimativas com variância mínima e sem viés (VIEIRA, 2000).

Hiran, Assine e Silva (2008) utilizaram o sensor ASTER para a estimativa da batimetria em um trecho no rio Paraguai e alcançaram resultados promissores na ordem de 0,36m para o desvio padrão da amostra após a utilização da geoestatística. Ferreira, Neto e Monteiro (2016) utilizaram uma imagem do satélite RapidEYE com cinco metros de resolução espacial e conseguiram também obter resultados satisfatórios na ordem de 0,769 para o RMS (*Root Mean Square*).

Com o surgimento de sensores aéreos RPA's (*Remotely Pilot Aircrafts*), estudos relacionados com essa área também podem ser realizados, sobretudo, no âmbito de levantamentos hidrográficos. Assim, espera-se que com a aquisição de imagens com melhores resoluções espaciais em relação aos sensores orbitais resultados promissores possam ser obtidos, inclusive a custos relativamente menores. Aliado a essa plataforma, o uso de câmeras infravermelho para a aquisição de imagens sobre a superfície abre um leque de possibilidades em termos de análise do comportamento espectral dos alvos, bem como na geração de índices, que na maioria dos casos envolve esse intervalo espectral.

Com o uso de imagens obtidas por RPA's é possível estabelecer uma correlação entre a resposta espectral e a profundidade por meio de uma equação logarítmica, a qual produz cartas batimétricas com base em valores espectrais representativos de áreas submersas da imagem. No entanto, fatores como sedimentos em suspensão, turbidez da água, características do fundo, sombra de vegetação, profundidade, entre outros, alteram a resposta espectral dos corpos d'água e podem influenciar nos resultados.

No presente estudo, foi utilizada uma metodologia alternativa para o alcance de profundidades, com o intuito de suprir a dificuldade nos levantamentos batimétricos em regiões mais rasas. Essa metodologia é baseada na integração de imagens de RPA's e de dados batimétricos obtidos com ecobatímetro de feixe único e posicionamento da embarcação com o GPS Diferencial (DGPS).

Área de Estudo

A área de estudo escolhida foi um dos principais reservatórios situado na Universidade Federal de Viçosa (UFV), no município de Viçosa, zona da mata de Minas Gerais. Tal reservatório está compreendido entre as latitudes $20^{\circ}45'25''$ e $20^{\circ}45'40''$ Sul e longitudes $42^{\circ}52'15''$ e $42^{\circ}52'30''$ Oeste, como pode ser observado na Figura 1.

Figura 1 - Localização da área de estudo

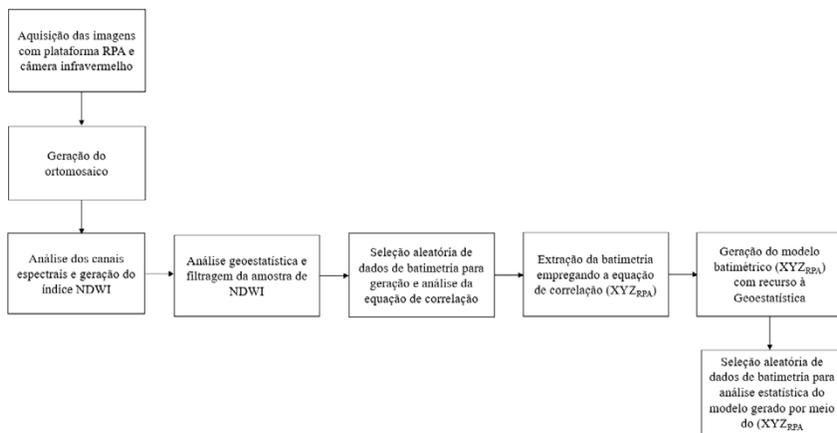


Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Salienta-se que a área de estudo possui uma profundidade máxima aproximada de 3,5 metros e plantas aquáticas bem distribuídas por toda a área. O voo cobriu todo o local de estudo e durou em torno de seis minutos, a uma altura de 60 metros, para obter a sobreposição adequada. Foram efetuados disparos em um intervalo de dois segundos, cujo tamanho do *pixel* encontrado foi de 2,7cm.

A metodologia pode ser melhor descrita por meio do fluxograma apresentado na Figura 2.

Figura 2 - Fluxograma da metodologia



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

No presente trabalho, foram utilizadas imagens aéreas obtidas por um drone multirrotor com uso de uma câmera infravermelho Mapir – Survey 3. O primeiro passo foi executar o processamento das imagens, depois, possibilitar a geração do ortomosaico no *software* Agisoft (AGISOFT, 2014).

Posteriormente, sabendo-se que a correção geométrica se trata da extração de erros sistemáticos resultantes da distorção presente na imagem, foram utilizados sete pontos de controle situados em torno da área de estudo, coletados através do sistema GNSS Trimble R10, permitindo, assim,

a equivalência entre as coordenadas da imagem referentes aos *pixels* e as coordenadas de um sistema de projeção cartográfica (MENESES; ALMEIDA, 2012). Empregou-se o sistema geodésico SIRGAS2000 e a projeção cartográfica UTM, zona 23s, referenciada em tal sistema.

O sensor utilizado no estudo possui três canais espectrais, sendo eles o verde, o vermelho e o infravermelho próximo (NIR), a partir do intervalo espectral de 520nm a 850nm. Dessa forma, para uma análise adequada do ortomosaico gerado, foi necessária uma verificação a fim de que se efetuasse a correta correlação dessas bandas para uma análise do comportamento espectral dos alvos no *software* ArcGis 10.1 (ESRI, 2012).

A determinação da batimetria por meio do uso de RPA's se fundamenta principalmente na lei de Beer's, a qual menciona que, devido ao espalhamento e à absorção, a luz que penetra na coluna d'água é atenuada pela profundidade (GAO, 2009). Muitos autores como Lyzenga (1978), Benny e Dawson (1983) e Philpot (1989) já usavam essa técnica décadas atrás para o cálculo da batimetria através do sensoriamento remoto orbital.

Um dos índices mais utilizado para a estimação da batimetria é o NDWI (*Normalized Difference Water Index*), proposto inicialmente por McFeeters (1996) com o intuito de delinear locais de águas abertas, permitindo realçar o contraste entre a cobertura vegetal e a água (mediante a utilização infravermelho próximo), além de maximizar a reflectância da água (através do comprimento de onda verde) de tal forma que possibilite a determinação do limiar entre a água e a vegetação terrestre (MCFEETERS, 1996). A geração do índice NDWI é derivada por meio da seguinte equação:

$$NDWI = \frac{\rho(G) - \rho(NIR)}{\rho(G) + \rho(NIR)} \quad (1)$$

Sendo $\rho(G)$ o intervalo espectral correspondente à luz verde do espectro visível (520-590 nm) e $\rho(NIR)$ o intervalo espectral correspondente à região do infravermelho próximo (760- 850 nm).

Para uma melhor conformação dos dados gerados pelo índice NDWI, foi realizada uma análise geoestatística com o recurso da krigagem simples no *software* ArcGis 10.1 (2012), uma vez que essa técnica fornece valores com variância mínima e sem viés (FERREIRA; RODRIGUES; SANTOS, 2013). Além disso, de acordo com Landin (2006), para a verificação de uma possível correlação espacial dos *pixels*, é necessária uma correta modelagem do semivariograma experimental (o qual descreve a variação espacial na Geoestatística). Goovaerst (1997) mostrou que o ajuste correto dessa ferramenta por meio dos dados de imagens orbitais possibilita o dimensionamento dos valores existentes ao comportamento regional a partir da interpolação de valores não amostrados. Por conseguinte, considerou-se viável aplicar esse procedimento nos dados obtidos pelo sensor presente no RPA, uma vez que os elementos que não apresentaram correlação espacial direta com o leito do reservatório foram reduzidos, como, por exemplo, a vegetação e os sedimentos em suspensão.

O levantamento batimétrico seguiu as orientações propostas pela IHO (2008), utilizando-se de um ecobatímetro monofeixe equipado com um transdutor de dupla frequência (33/210 kHz), sendo utilizada somente a frequência alta neste estudo, uma vez que ela não penetra nos sedimentos não consolidados (NETO, 2000). Para a obtenção das coordenadas geodésicas, foi utilizado um par de receptores RTK (*Real Time Kinematic*). Após a coleta, o processamento dos dados foi executado segundo Ferreira, Rodrigues e Santos (2015) através do *software* Hypack 2012.

Posteriormente, foi efetuada uma seleção aleatória de 360 pontos dos dados batimétricos para a geração da equação de correlação entre a batimetria gerada por procedimento convencional e os valores obtidos com o índice NDWI (XYZRPA). Assim, utilizando o *software* Excel, foi estimada a batimetria da lagoa em questão por meio da equação de correlação encontrada.

Tendo em vista a criação do MDP (Modelo Digital de Profundidade), foi empregada novamente a ferramenta da Geoestatística para interpolação pelo método da krigagem, por meio do qual foi escolhido o modelo simples para a modelagem do semivariograma, a validação do modelo, a interpo-

lação dos dados e a predição da incerteza, uma vez que nesse modelo de krigagem assume-se que a função média do processo é conhecida (CARMO; RODRIGUES; SANTOS, 2015).

Para a avaliação da qualidade da batimetria estimada, foram selecionados de forma aleatória pontos da amostra, a qual foi obtida pelo levantamento com ecobatímetro para uma análise estatística do modelo gerado, aplicando-se a técnica da Incerteza Robusta (Φ_{Robst}) proposta por Ferreira *et al.* (2019). Tal método é resistente a *outliers* e independente da distribuição de probabilidades da amostra, uma vez que se adere como estimador a mediana (Q2) para o efeito sistemático. Para contabilizar o efeito aleatório, utilizou-se o NMAD (*Normalized Median Absolute Deviation*), que significa Desvio Absoluto da Mediana Normalizado (MOOD; GRAYBILL; BOES, 1974; HÖHLE; HÖHLE, 2009), descrito na equação 2 abaixo.

$$\Phi_{\text{Robst}} = \sqrt{(Q2)^2 + (\text{NMAD})^2} \quad (2)$$

Sendo Q2 o valor da mediana e o NMAD correspondente a $1,4826 \cdot \text{mediana}\{|x_i - Q2|\}$, em que x_i corresponde a discrepância \hat{I} .

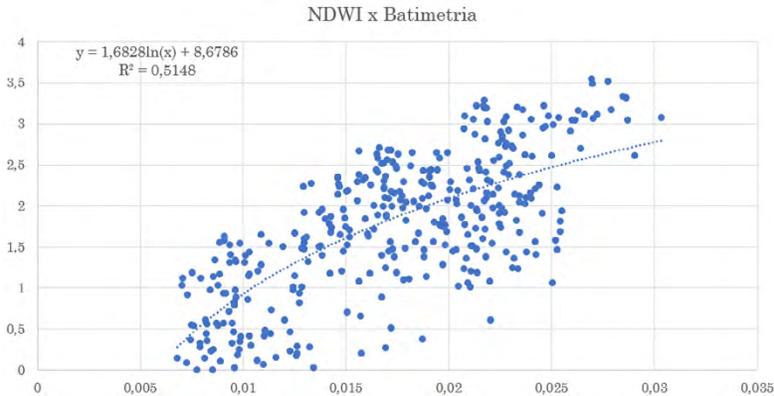
Para o cálculo do volume útil de um reservatório, é necessário o conhecimento do volume compreendido entre os níveis d'água mínimo operacional e máximo operacional, considerando as perdas por evaporação e por infiltração no solo (LOPES; SANTOS, 2002).

Neste estudo, a estimativa do volume foi estabelecida através da utilização dos dados XYZ_{RPA} , possibilitando, dessa maneira, uma comparação do volume estimado com o volume obtido pela batimetria por método convencional.

A partir dos valores digitais interpolados e correlacionados com a batimetria do reservatório, foi possível extrair a equação de correlação necessária para a estimativa da batimetria com o índice NDWI. A Figura 3

mostra o modelo de regressão encontrado, assim como a melhor equação de ajuste ao modelo e o coeficiente de determinação (R^2), o qual demonstra que 51% da variação podem ser explicados pelo modelo proposto.

Figura 3 - Comportamento dos valores digitais do NDWI em relação à variação de profundidade



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Os dados de profundidade foram obtidos utilizando-se a equação 3, que para cada pixel alcançou um valor de profundidade, o qual foi relacionado à sua coordenada planimétrica, fornecendo um arquivo XYZ_{RPA}.

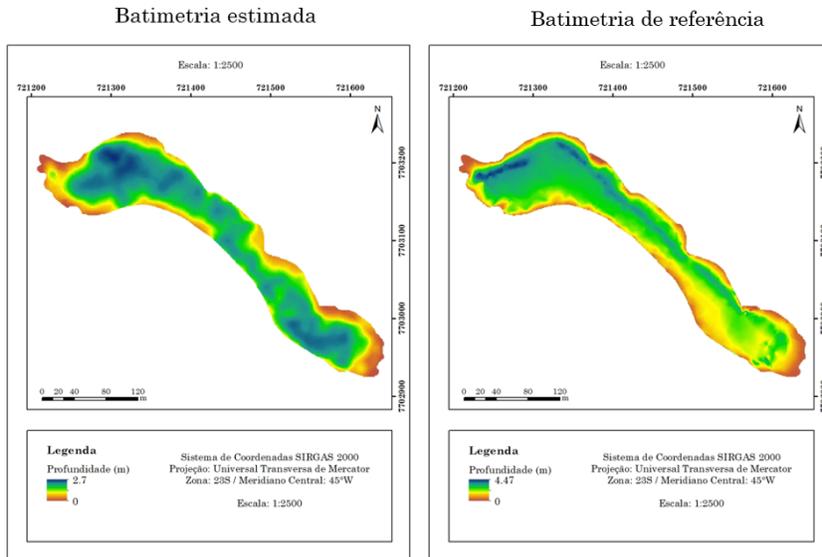
$$Z = 1,6828 \ln \left(\frac{DN(g) - DN(nir)}{DN(g) + DN(nir)} \right) + 8,6786 \quad (3)$$

Sabendo-se que Z representa a profundidade extraída da imagem, estabeleceu-se DN (g), valor do *pixel* referente à luz verde, e DN (nir), valor do pixel do infravermelho próximo.

Seguindo a metodologia proposta, efetuou-se a modelagem geoestatística com base na krigagem simples (SANTOS, 2010), obtendo-se o Modelo Digital de Profundidade (MDP) com melhores estimativas para esse conjunto de dados. Vale ressaltar que para se obter uma ótima interpolação

é necessário, *a priori*, uma modelagem adequada do semivariograma. A seguir, apresenta-se o modelo digital de profundidade obtido pela batimetria estimada e pela batimetria de referência (Figura 4).

Figura 4 - Comparação entre Modelos Digitais de Profundidade



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Para a análise do modelo gerado, foi utilizado o estimador da Incerteza Robusta, com o objetivo de avaliar a qualidade da estimação da batimetria, processando-se 75 pontos adquiridos de forma aleatória. Em um primeiro momento, foi efetuada uma análise exploratória das discrepâncias encontradas, apresentada na Tabela 1.

Tabela 1 - Análise exploratória das discrepâncias entre a batimetria estimada e a de referência

Análise Exploratória	
Média (m)	0,597
Erro padrão (m)	0,057
Mediana (m)	0,437
Desvio padrão (m)	0,494
Variância da amostra (m)	0,244
Coefficiente de Curtose(m)	-0,694
Coefficiente de Assimetria(m)	0,622
Mínimo(m)	0,014
Máximo(m)	1,833

Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

O coeficiente de assimetria mensura o desvio da distribuição das discrepâncias em relação a uma distribuição simétrica; já o de curtose avalia o grau de achatamento da distribuição, o que indica, respectivamente, uma distribuição basicamente assimétrica e platicúrtica.

Assim, por conseguinte, foram obtidos os seguintes valores mostrados na Tabela 2 para os parâmetros Q2, NMAD e Φ_{Robst} .

Tabela 2 - Valores dos parâmetros para o cálculo da Incerteza Robusta

Q2 (m)	NMAD (m)	Φ_{Robst} (m)
0,436	0,648	0,815

Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Baseando-se na análise descritiva dos dados e no teste *Shapiro-Wilk*, considera-se presumível dizer que os dados em questão seguem uma distribuição normal, assim a Q2 e o NMAD são equivalentes, respectivamente, à média e ao desvio padrão, e, conseqüentemente, a Incerteza Robusta também é equivalente ao RMSE isento de *outliers*. Posto isso, pode-se afirmar que os dados obtidos por RPA (XYZ_{RPA}) possuem uma incerteza vertical

de 80cm, que pode ser explicada pela elevada quantidade de sedimentos e plantas aquáticas presentes no local, indicando, conseqüentemente, que o nível de poluição está fora dos limites desejados.

Outro agravante é o fato de a área de estudo possuir vegetação densa próxima às margens, implicando na geração de sombras sobre a região mapeada e, por conseguinte, na implementação de *pixels* incompatíveis com os valores reais.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O levantamento batimétrico convencional compõe-se da técnica mais precisa e de grande abrangência para a caracterização detalhada do relevo submerso. Projetos que demandam um elevado grau de exatidão, com dados mais detalhados, devem ser realizados com grande controle de campo, usando essa metodologia descrita.

A utilização de RPA's se apresenta como um procedimento de baixo custo e com um menor tempo de execução para a determinação da batimetria. Todavia, essa ferramenta deve ser realizada com cautela, uma vez que ainda se necessita de mais testes em diferentes áreas ou em reservatórios com outras características a fim de validar sua aplicabilidade. O teste com outros modelos de sensores também possibilitará um melhor ajuste ao procedimento citado.

Assim, conclui-se que a metodologia é válida para regiões rasas, sobretudo para estudos preliminares e de cunho ambiental em locais que não possuem um elevado índice de deposição de sedimentos ou de plantas aquáticas.

REFERÊNCIAS

AGISOFT, L. L. C. **Agisoft Photoscan Pro**. [S.l.:s.n.], 2014.

BENNY, A. H; DAWSON, G. J. Satellite imagery as an aid to bathymetric charting in the Red Sea. **The Cartographic Journal**, [S.l.], v. 20, n. 1, p. 5-16, 1983.

BHATIA, R.; BATHIA, M. Water and poverty alleviation: the role of investments and policy interventions. In: ROGERS, P. P.; LLAMAS, M. R.; CORTINA, L. M. (eds.). **Water crisis: myth or reality?** London: Fundación Marcelino Botín, Taylor & Francis, 2006, p. 197-220.

CARMO, E. J.; RODRIGUES, D. D.; SANTOS, G. R. dos. Avaliação dos interpoladores Krigagem e Topo to Raster para geração de modelos digitais de elevação a partir de um "as built". **Boletim de Ciências Geodésicas**, Curitiba, v. 21, n. 4, p. 674-690, 2015.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE - ESRI. **ArcGIS Desktop: Release 10.1**. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute, 2012.

FERREIRA, I. O.; EMILIANO, P. C.; SANTOS, A. de P. dos; MEDEIROS, N. das G.; OLIVEIRA, J. C. de. Proposição de um Estimador Pontual para Incerteza Vertical de Levantamentos Hidrográficos. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 71, n. 1, p. 1-30, 29 mar. 2019.

FERREIRA, I. O.; NETO, A. A.; MONTEIRO, C. S. O uso de embarcações não tripuladas em levantamentos batimétricos. **Revista Brasileira de Cartografia**, Rio de Janeiro, v. 68, n. 10, p. 1885-1903, 2016.

FERREIRA, I. O.; RODRIGUES, D. D.; SANTOS, G. R. **Coleta, processamento e análise de dados batimétricos**. Vol. 1. 1. ed. Saarbrücken: Novas Edições Acadêmicas, 2015. 100 p.

FERREIRA, I. O.; RODRIGUES, D. D.; SANTOS, G. R. Estudo Sobre a Utilização Adequada da Krigagem na Representação Computacional de Superfícies Batimétricas. **Revista Brasileira de Cartografia [On-line]**, Rio de Janeiro, n. 65/5, p. 831-842, set./out. 2013.

GAO, J. Bathymetric mapping by means of remote sensing: methods, accuracy and limitations. **Progress in Physical Geography**, [S.l.], v. 33, n. 1, p. 103-116, 2009.

GIORDANO, F.; MATTEI, G.; PARENTE, C.; PELUSO, F.; SANTAMARIA, R. Integrating Sensors into a Marine Drone for Bathymetric 3D Surveys in Shallow Waters. **Sensors**, [S.l.], v. 16, n. 1, p. 41, 2015.

GOOVAERTS, P. **Geostatistics for Natural Resources Evaluation**. New York, Oxford: Oxford University Press, 1997. 496 p.

HIRAN, Z. A. N. I.; ASSINE, M. L.; SILVA, A. Batimetria fluvial estimada com dados orbitais: estudo de caso no Alto Curso do rio Paraguai com o sensor ASTER. **Geociências**, São Paulo, v. 27, n. 4, p. 555-565, 2008.

HÖHLE, J.; HÖHLE, M. Accuracy assessment of digital elevation models by means of robust statistical methods. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, [S.l.], v. 64, n. 4, p. 398-406, 2009.

INTERNATIONAL HYDROGRAPHIC ORGANIZATION - IHO. **Manual on Hydrography**. Mônaco: International Hydrographic Bureau, 2005. 540 p.

INTERNATIONAL HYDROGRAPHIC ORGANIZATION - IHO. **S-44: IHO Standards for Hydrographic Surveys**. Special Publication n. 44. 5. ed. Mônaco: International Hydrographic Bureau, 2008. 36 p.

LANDIN, P. M. B. Sobre geoestatística e mapas. **Terra e Didática**, Campinas, SP, v. 2, p. 19-33, 2006.

LOPES, J. E. G.; SANTOS, R. C. P. **Capacidade de reservatórios**. São Paulo: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2002. 64 p.

LYZENGA, D. R. Passive remote sensing techniques for mapping water depth and bottom features. **Applied Optics**, [S.l.], v. 17, n. 3, p. 379-383, 1978.

MCFEETERS, S. K. The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. **International Journal of Remote Sensing**, [S.l.], v. 17, n. 7, p. 1425-1432, 1996.

MENESES, P.; ALMEIDA, T. **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto**. Vol. 1. 1. ed. Brasília: UnB/CNPq, 2012. 266 p.

MOOD, A. M.; GRAYBILL, F. A.; BOES, D. C. **Introduction to the Theory of Statistics**. London: McGraw-Hill International, 1974. 577 p.

NETO, A. A. Uso da sísmica de reflexão de alta resolução e da sonografia na exploração mineral submarina. **Brazilian Journal of Geophysics**, [S.l.], v. 18, n. 3, p. 241-256, 2000.

PHILPOT, W. D. Bathymetric mapping with passive multispectral imagery. **Applied Optics**, [S.l.], v. 28, n. 8, p. 1569-1578, 1989.

SANTOS, G. R. **Hierarquização geométrica dos preditores geoestatísticos**. 2010. 200 f. Tese (Doutorado em Estatística e Experimentação Agropecuária) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, 2010.

TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos Avançados**, [S.l.], v. 22, n. 63, p. 7-16, 2008.

VIEIRA, S. R. Geoestatística em estudos de variabilidade espacial do solo. *In*: NOVAES, R. F.; ALVAREZ V. V. H.; SCHAEFER, C. E G. R. **Tópicos em ciências do solo**. Vol. 1. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000, p. 2-54.

XU, H. Extraction of Urban Built-up Land Features from Landsat Imagery Using a Thematicoriented Index Combination Technique. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, [S.l.], v. 73, n. 12, p. 1381-1391, 2007.

ZHAO, J.; YAN, W.; JIN, X. Brief review of autonomous surface crafts. **ICIC Express Letters**, [S.l.], v. 5, n. 12, p. 4381-4386, 2011.



Capítulo 7

A Importância do Cadastro Territorial na Saúde Ambiental do Município

DOI: <http://dx.doi.org/10.18616/geop07>

Micael Etelvino Fernandes Desengrini

Caroline Bernardo Silva

Everton Silva

Norberto Hochheim

VOLTAR AO SUMÁRIO

INTRODUÇÃO

O presente trabalho é voltado para a análise do território do município de Florianópolis, SC, com as ferramentas de geotecnologia aplicadas ao ambiente. Dentro desse aspecto, o prisma principal da pesquisa se volta para a população flutuante na cidade de Florianópolis e sua influência nos índices de salubridade ambiental.

O estudo pretende demonstrar as vulnerabilidades com relação à situação de saneamento municipal e a seus reflexos devido à alta população flutuante¹ existente na cidade. Amado (2016) elenca que o titular do serviço público tem que zelar pela implementação do plano de saneamento. No caso de Florianópolis (SC), o documento legal que regula as diretrizes de saneamento é fornecido pelo plano municipal de saneamento básico (PMSB).

Com o desenvolvimento de ferramentas de geoprocessamento, os municípios têm uma grande ferramenta de gestão territorial que, juntamente com o Cadastro Territorial Multifinalitário (CTM), conforme defende Silva (2006), pode formar novas ferramentas de gestão do território, inclusive com temas relacionados ao saneamento básico.

Santos (1999) relata as questões de mudança do território e sua dificuldade na gestão territorial. Entretanto, com o conhecimento comparativo e o levantamento adequado dos mapas, é possível conhecer os pontos sensíveis da cidade, servindo como ferramentas de gestão territorial.

O trabalho demonstra a necessidade de aprimoramento do cadastro territorial, visando melhorar a gestão do território ante os índices de saneamento delicados e a consequência de ter uma alta população flutuante na área de estudo escolhida – o município de Florianópolis (SC).

1 População flutuante: população sazonal presente por um período de curta duração.

Cadastro Territorial Multifinalitário e Saneamento

Para adentrar o tema de cadastro, deve-se entender o município e sua finalidade, que é o agrupamento de pessoas visando ao interesse comum e pacífico de convivência. Ensina Meirelles (2013) sobre as funções caracterizantes que, de certa maneira, a estruturação local tem finalidade ampla a qual engloba aspectos essenciais para o desenvolvimento com responsabilidade. Dentre esses prismas, destacam-se os seguintes:

Do ponto de vista sociológico, município brasileiro, como qualquer outro, é o agrupamento de pessoas de um mesmo território, com interesses comuns e afetividades recíprocas, que se reúnem em sociedade para a satisfação de necessidades individuais e desempenho de atribuições coletivas de peculiar interesse local. (MEIRELLES, 2013, p. 127-128).

A Constituição Federal de 1988 consagrou a política urbana como um dever do gestor de garantir a função social e o bem-estar dos habitantes do município. Um dos princípios formadores da política urbana é garantir a qualidade de vida à população, inclusive qualidade sanitária e ambiental. Corretamente, veio instrumentalizar as relações urbanas com a obrigatoriedade da instituição do plano diretor para alguns municípios e a finalidade de ordenar o território em suas necessidades básicas e de manutenção para a qualidade de vida e a garantia do bem-estar de seus habitantes.

Art. 182. A política de desenvolvimento urbano, executada pelo Poder Público municipal, conforme diretrizes gerais fixadas em lei, tem por objetivo ordenar o pleno desenvolvimento das funções sociais da cidade e garantir o bem-estar de seus habitantes.

§ 1º O plano diretor, aprovado pela Câmara Municipal, obrigatório para cidades com mais de vinte mil habitantes, é o instrumento básico da política de desenvolvimento e de expansão urbana. (BRASIL, 1988, n.p.).

O município é um agrupamento de pessoas buscando a mesma finalidade e interesses comuns, por isso, torna-se necessário um regramento cadastral organizado, além do plano diretor, visando diminuir ou minimizar as desigualdades. Assim, o cadastro territorial multifinalitário é a ferramenta fundamental para a gestão territorial (ERBA; OLIVEIRA; LIMA JUNIOR, 2005). Trata-se de objetividade com relação aos temas e anseios sociais, ambientais, econômicos e jurídicos. Logo, deve ser implantado em bases sólidas e transparentes, com atualizações sistemáticas necessárias para a manutenção da organização do território.

Erba e Loch (2007) afirmam que, no âmbito da administração municipal, com o levantamento cadastral, a prefeitura se beneficia com as informações produzidas e armazenadas no cadastro, utilizando informações de suas secretarias e obras e sobre o saneamento. Segundo Silva (2006), além das finalidades cadastrais, há um rol de serviços a serem executados pelo CTM, chamados produtos cadastrais, como o cadastro de infraestrutura e serviços urbanos, o cadastro da malha viária e o cadastro das redes de serviços (elétrica, d'água, telefonia, gás, esgoto).

Assim, em bases sólidas, entende Silva (2006) que o Cadastro Técnico Multifinalitário tem importância para as relações sociais, inclusive para o saneamento.

O atendimento a demandas básicas dos cidadãos, como pavimentação, saneamento e iluminação pública, por exemplo, são condições mínimas para promover o bem-estar das pessoas nas diferentes regiões da cidade. Enfim, para todas essas e demais responsabilidades do Poder Público, a existência de dados que retratem com fidelidade a realidade e o ambiente construído do espaço urbano é entendida como vital. O cadastro técnico, por definição, é o repositório desses dados. É o inventário completo de todas as propriedades existentes no perímetro urbano, contendo as características dos imóveis e a representação gráfica ou espacial dos mesmos, e em consonância com o registro de imóveis. (SILVA, 2006, p. 176).

O cadastro é o inventário territorial oficial e sistemático do município. Com a edição da Portaria nº 511², de 7 de dezembro de 2009, foram balizadas as diretrizes para a implementação do Cadastro Territorial Multifinalitário. Entretanto, mesmo sendo um avanço na gestão do território municipal, essa portaria normativa editada não possui vinculação obrigatória aos municípios brasileiros.

O cadastro pode apresentar três finalidades básicas, desde a sua elaboração até a sua implementação definitiva. São elas: jurídica, técnica e econômica.

Do ponto de vista jurídico, os municípios receberam da Constituição Federal de 1988, artigo nº 18, poderes administrativos, financeiros e políticos para o exercício de governo e de administração própria. Pode-se concluir que quando respeitada a legislação federal os gestores podem administrar dentro de sua jurisdição o seu território e os seus cadastros.

A autonomia é concedida ao ente municipal, que deve manter os dados cadastrais para fins de lançamento de impostos e taxas municipais – IPTU³, ITBI⁴, ISS⁵, Contribuição de melhoria e ITR⁶, atualizados. Entretanto, nem todo planejamento municipal se resume à arrecadação de impostos. Também há de se considerar o cadastro como instrumento de planejamento de políticas públicas.

Assim, há uma base jurídica para o começo da elaboração por parte do ente público, com base na integração desses e de outros dados públicos, do Cadastro Territorial Multifinalitário. Por ser multifinalitário, serve para além dos interesses tributários ou jurídicos, ou seja, ele pode criar uma ferramenta de controle ou um subproduto de fiscalização para a melhoria da gestão, inclusive dos índices sanitários nos municípios.

2 Portaria Ministerial nº 511, de 07 de dezembro de 2009, que institui Diretrizes para a Criação, Instituição e Atualização do Cadastro Territorial Multifinalitário (CTM) nos Municípios Brasileiros, publicada no DOU de 08 de dezembro de 2009.

3 IPTU: Imposto Predial e Territorial Urbano.

4 ITBI: Imposto de Transmissão de Bens Imóveis.

5 ISS: Imposto Sobre Serviços.

6 ITR: Imposto sobre a Propriedade Territorial Rural.

Com relação ao ponto técnico, que é o estruturante do cadastro, ele consiste na coleta, no armazenamento e no registro das informações que o cadastro precisa conter. O cadastro técnico também é o levantamento do cadastro físico. O cadastro territorial multifinalitário é a ferramenta, inclusive, para a elaboração do plano diretor, dando maior amplitude aos recursos e às características levantadas no município. É a informatização de um banco de dados público, de maneira gráfica e organizado em um sistema cartográfico (PEREIRA; LOCH, 2008).

Esse é um dos pontos essenciais do cadastro, o retorno econômico que ele produz, o qual depende principalmente das informações atualizadas no sistema municipal. O que ainda falta é a real integração do cadastro, ou seja, a mentalidade cadastral dos gestores públicos municipais e a integração cadastral com os setores públicos Federais, Estaduais e Municipais.

Segundo o Projeto de Lei Federal nº 3.876/2015⁷, atualmente aguardando apreciação na Comissão de Finanças e Tributação (CFT) da Câmara dos Deputados, o cadastro possui como princípio a integração cadastral de dados visando atender ao “Sistema Nacional de Política Urbana”.

Art. 25. A existência do Cadastro Territorial Multifinalitário instrumentaliza a construção do “Sistema Nacional de Política Urbana”, por meio de quatro vertentes: planejamento territorial; habitação; saneamento ambiental; trânsito, transporte e mobilidade urbana, com controle e participação social. (BRASIL, 2015, p. 6).

Para um melhor aproveitamento dos recursos públicos, o cadastro multifinalitário municipal deve fazer ligação com as políticas de saneamento básico. Isso visando a uma integração e a uma melhor alocação de recursos para o desenvolvimento local. Sobre a política de saneamento básico no País,

7 Criação, Cadastro Territorial (CT), norma, elaboração, regulamentação, Cadastro Territorial Multifinalitário (CTM), dados, registro de imóveis, gestão, avaliação, imóvel.

ao estabelecer na Lei nº 11.445/2007 o conceito de saneamento em diretrizes nacionais, o legislador almejou o seguinte:

Art. 3o - Para fins do disposto nesta Lei, considera-se:

I - saneamento básico: conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais de:

a) abastecimento de água potável: constituído pelas atividades, infraestruturas e instalações necessárias ao abastecimento público de água potável, desde a captação até as ligações prediais e respectivos instrumentos de medição;

b) esgotamento sanitário: constituído pelas atividades, infraestruturas e instalações operacionais de coleta, transporte, tratamento e disposição final adequados dos esgotos sanitários, desde as ligações prediais até o seu lançamento final no meio ambiente;

c) limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos: conjunto de atividades, infraestruturas e instalações operacionais de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destino final do lixo doméstico e do lixo originário da varrição e limpeza de logradouros e vias públicas;

d) drenagem e manejo das águas pluviais, limpeza e fiscalização preventiva das respectivas redes urbanas: conjunto de atividades, infraestruturas e instalações operacionais de drenagem urbana de águas pluviais, de transporte, detenção ou retenção para o amortecimento de vazões de cheias, tratamento e disposição final das águas pluviais drenadas nas áreas urbanas; [...] (BRASIL, 2007, n.p.).

No contexto legislativo de saneamento, a Lei nº 11.445/2007 instituiu o Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico. Amado (2016) explica que nos termos do art. 21, XX⁸ da atual Constituição Federal

8 “Art. 21. Compete à União: XX – instituir diretrizes para o desenvolvimento urbano, inclusive habitação, saneamento básico e transportes urbanos; [...]” (BRASIL, 2007, n.p.).

de 1988, foi estabelecida a competência material da União de instituir diretrizes para o desenvolvimento urbano, sendo inclusive de saneamento básico, habitação e de transporte urbano.

Ainda sobre o prisma legal, os serviços públicos de saneamento básico devem ser prestados diretamente pela administração pública ou então ser delegados aos particulares por intermédio de contrato administrativo, de forma que o prestador de serviço terá sua organização, regulação, fiscalização e prestação, assim como definiu o artigo 241⁹ da Constituição Federal de 1988 (AMADO, 2016).

Amado (2016) explica a titularidade do serviço público sobre saneamento, informando que é dever do titular (entes políticos) formular a sua política pública de saneamento básico, devendo seguir as seguintes premissas:

- a) Elaborar o plano;
- b) definir se a prestação será direta ou delegada;
- c) criar instrumentos para garantir o mínimo essencial à saúde pública;
- d) fixar os direitos e deveres dos usuários e mecanismos de controle social.
- e) estabelecer sistema de informações sobre serviços, articulando com o sistema nacional de informações em saneamento;
- f) intervir e retomar a operação dos serviços delegados, por indicação da entidade reguladora, nos casos e condições previstos em leis e nos documentos contratuais. (AMADO, 2016, p. 935).

No município de Florianópolis (SC), a Lei nº 7.474, de 19 de novembro de 2007, é o marco legal para a legalização do plano municipal de saneamento. Levando em conta as diretrizes e os conceitos estabelecidos na

9 “Art. 241. A União, os Estados, o Distrito Federal e os Municípios disciplinarão por meio de lei os consórcios públicos e os convênios de cooperação entre os entes federados, autorizando a gestão associada de serviços públicos, bem como a transferência total ou parcial de encargos, serviços, pessoal e bens essenciais à continuidade dos serviços transferidos (Redação dada pela Emenda Constitucional nº 19, de 1998) (BRASIL, 2007, n.p.).

política nacional ditada pela Lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007, deve alcançar os princípios balizados na norma geral, autorizando ainda convênio¹⁰ com a Casan.

De acordo com o Decreto Federal nº 7.217/2010¹¹, a regulamentação do PMSB é um requisito prévio para que o município ou o prestador do serviço público tenha acesso aos recursos públicos visando à aplicação em ações de saneamento ambiental. Portanto, com o plano, é um instrumento público de relação social e de políticas de saneamento condicionado ao recebimento de recursos públicos. Há que se realizar a publicidade de suas informações ao Cadastro Territorial Multifinalitário.

No “Termo de Referência para a Elaboração de Planos Municipais de Saneamento Básico”, desenvolvido pela Funasa, ligada ao Ministério do Meio Ambiente, exemplifica-se de modo claro o funcionamento do sistema de informações, mostrando como deve funcionar o armazenamento do plano municipal de saneamento.

Deverá ser concebido e desenvolvido pelo município desde o início do processo de elaboração do PMSB para que ele possa ser alimentado periodicamente com

10 “Art. 19 - Até que haja completa adaptação dos serviços à Lei nº 11.445 de 2007, fica autorizada a utilização do Regulamento dos Serviços de Água e Esgoto Sanitário atualmente utilizado no Município pela CASAN” (PREFEITURA MUNICIPAL DE FLORIANÓPOLIS, 2007, n.p.).

11 “Art. 26. A elaboração e a revisão dos planos de saneamento básico deverão efetivar-se, de forma a garantir a ampla participação das comunidades, dos movimentos e das entidades da sociedade civil, por meio de procedimento que, no mínimo, deverá prever fases de: I - divulgação, em conjunto com os estudos que os fundamentarem; II - recebimento de sugestões e críticas por meio de consulta ou audiência pública; e III - quando previsto na legislação do titular, análise e opinião por órgão colegiado criado nos termos do art. 47 da Lei nº 11.445, de 2007. § 1º A divulgação das propostas dos planos de saneamento básico e dos estudos que as fundamentarem dar-se-á por meio da disponibilização integral de seu teor a todos os interessados, inclusive por meio da rede mundial de computadores – internet – e por audiência pública. § 2º - Após 31 de dezembro de 2019, a existência de plano de saneamento básico, elaborado pelo titular dos serviços, será condição para o acesso aos recursos orçamentários da União ou aos recursos de financiamentos geridos ou administrados por órgão ou entidade da administração pública federal, quando destinados a serviços de saneamento básico. (Redação dada pelo Decreto nº 9.254, de 2017)” (BRASIL, 2010, n.p.).

as informações coletadas ao longo do seu desenvolvimento. Cabe ressaltar que o sistema proposto deve estar articulado com o Sistema Nacional de Informações em Saneamento – SINISA, criado pelo art. 53 da Lei nº 11.445/2007. (BRASIL,2012a, p. 23).

Entretanto, não se tem tal ferramenta com a devida capacidade de fazer a ligação com as relações cadastrais e de base, logo o plano vigente no município de Florianópolis carece de uma reformulação e de uma integração cadastral e multifinalitária para atender aos interesses da população, prevenindo a necessidade de investimentos e possibilitando uma melhor gestão do território.

A falta de ligação entre o plano municipal de saneamento da cidade com as ferramentas de geotecnologias é bem visível, deixando de lado o contexto da análise crítica e especializada do território para impor uma mudança nos paradigmas principalmente com o tema saneamento.

Diagnóstico de Saneamento

A Lei nº 13.517/2005 do estado de Santa Catarina traz seu conceito de Salubridade Ambiental. Em seu art. 2º, II, assim a define:

Salubridade Ambiental: qualidade das condições em que vivem populações urbanas e rurais no que diz respeito à sua capacidade de inibir, prevenir ou impedir a ocorrência de doenças veiculadas pelo meio ambiente, bem como de favorecer o pleno gozo da saúde e o bem-estar. (SANTA CATARINA, 2005, p. 1).

Ainda cabe citar o conceito de saneamento presente no “Termo de Referência para Elaboração de Planos Municipais de Saneamento Básico” da Fundação Nacional de Saúde (Funasa):

É o conjunto de ações socioeconômicas que têm por objetivo alcançar níveis de Salubridade Ambiental, por meio de abastecimento de água potável, coleta e disposição sanitária de resíduos sólidos, líquidos e gasosos, promoção da disciplina sanitária de uso do solo, drenagem urbana, controle de doenças transmissíveis e demais serviços e obras especializadas, com a finalidade de proteger e melhorar as condições de vida urbana e rural. (BRASIL, 2012a, p. 14).

Cada vez se torna mais importante conhecer o território e estabelecer a sua conexão com ferramentas de gestão territorial. Atualmente, busca-se implantar no município de Florianópolis o portal de geoprocessamento, com mapas temáticos das mais diferentes áreas de interesse da gestão local, inclusive os ligados ao saneamento.

Nota-se na imagem sobre saneamento (Figura 1) fornecida pelo município em caráter público que não há menção ou indicação por ponto claro e preciso do resíduo de esgoto, o qual é despejado diretamente no oceano (lat. -27,582946 e long. -48,545465). Também não há indicação no mapa da existência de despejo irregular de esgoto que ocorre em plena Avenida Beira Mar Norte (Avenida Jornalista Rubens de Arruda Ramos).

Figura 1 - Geoprocessamento Temático Saneamento – Ortofoto (2016) 1:000



Fonte: Portal de Geoprocessamento da Prefeitura Municipal de Florianópolis/SC (2018, n.p.).

Atualmente, busca-se integrar a cidade com ferramentas de leitura, como é o caso do geoprocessamento aplicado à função urbanística. Sobre o aperfeiçoamento das ferramentas de Sistema de Informações Geográficas (SIG), entende Farina (2006, p. 3) que,

O aperfeiçoamento crescente dos SIG e a automação dos procedimentos administrativos permitem estabelecer o processo de urbanização, com instrumentos cada vez mais sofisticados, que facilitam a tomada de decisões sobre operações urbanísticas com um elevado grau de complexidade. Aliado a esse processo de modernização, é preciso, ainda, transcender o planejamento setorial das cidades, que tem impedido a obtenção de uma visão global de suas problemáticas e a formulação de um modelo integrado para seu desenvolvimento futuro.

Entretanto, é preciso aliar a construção cadastral às novas tecnologias, dentre elas os sistemas de informações geográficas de fácil e livre acesso. Há muitas opções de *softwares* livres como, por exemplo, o QGIS . O uso de informações espacializadas e de geotecnologias é uma tendência das administrações municipais.

Conhecer o território e suas características é essencial e ao mesmo tempo um desafio, tendo em vista as dificuldades econômicas e políticas no ordenamento territorial e os muitos desafios na regulamentação do território. Santos (1999, p. 12) descreve uma visão crítica do ordenamento territorial atual:

Porque uma ciência política que não se funde no funcionamento e na dinâmica do território pode, dificilmente, oferecer uma contribuição empírica à solução dos problemas nacionais. O conteúdo do território mudou, fundamentalmente, com a globalização, seja o conteúdo demográfico, o econômico, o fiscal, o financeiro, o político. O conteúdo de cada fração do território muda rapidamente.

Está faltando no município uma integração entre cadastro, saneamento básico e os índices de salubridade ambiental e a disponibilização pública das informações a eles relacionadas. A comunicação dos cadastros, dos dados de população flutuante e dos índices de saneamento deve ser integrada para uma gestão mais eficiente do território na questão de saneamento e saúde básica.

Aravéchia Júnior (2010) entende que o Índice de Salubridade Ambiental (ISA) é o marco indicador que, de certa maneira, quantifica a situação de salubridade de uma localidade, como também busca aferir as ações e o comportamento do saneamento ambiental de uma localidade ou município, apontando carências e criando alternativas para a sua melhoria.

O ISA é calculado utilizando-se quatro parâmetros básicos:

- a) Abastecimento de água: considera a cobertura por serviços de abastecimento de água, o risco de salinização dos mananciais, casos de diarreia e densidade demográfica;
- b) Esgotamento sanitário: considera a cobertura dos serviços de esgoto sanitário, áreas de mananciais sujeitas a risco de contaminação, áreas com atividade de maricultura e extrativismo, risco de contaminação de unidades de conservação, casos de diarreia e densidade demográfica;
- c) Drenagem urbana: considera as condições dos canais de macrodrenagem, pontos críticos no sistema de macrodrenagem, risco de inundação para drenagem urbana e densidade urbana; e
- d) Limpeza urbana: considera a cobertura por serviços de coleta convencional de resíduos sólidos, cobertura por serviços de coleta seletiva de resíduos sólidos, distância percorrida por caminhões de coleta de resíduos e densidade demográfica.

Sendo dado por:

$$ISA = (I_{ab}) * 0,10 + (I_{es}) * 0,50 + (I_{rs}) * 0,20 + (I_{dr}) * 0,20$$

Em que:

ISA = Índice de Salubridade Ambiental;

I_{ab} = Índice de abastecimento de água;

I_{es} = Índice de esgotamento sanitário;

I_{rs} = Índice de resíduos sólidos; e

I_{dr} = Índice de drenagem urbana.

Os coeficientes são adotados de acordo com a experiência municipal e profissional na área de saneamento, de forma que a soma dos coeficientes

multiplicados dos índices acordem no cenário ideal para o ISA, ou seja, ISA igual a 1, mas o maior peso é no índice de esgotamento sanitário, sendo considerado o de maior influência no impacto ambiental.

Com o ISA representando espacialmente a unidade territorial escolhida, pode-se realizar um estudo das áreas mais críticas ambientalmente e estimar crescimentos populacionais para a futura injeção de investimento. Entretanto, isso só é possível se existir integração nas informações.

Assim, o cadastro territorial multifinalitário pode ajudar a diagnosticar as questões de saneamento propostas no plano e funcionar como ferramenta de decisão administrativa para manejar recursos e ferramentas na prevenção e solução das questões ligadas ao saneamento e à flutuação de pessoas na cidade (população flutuante¹²).

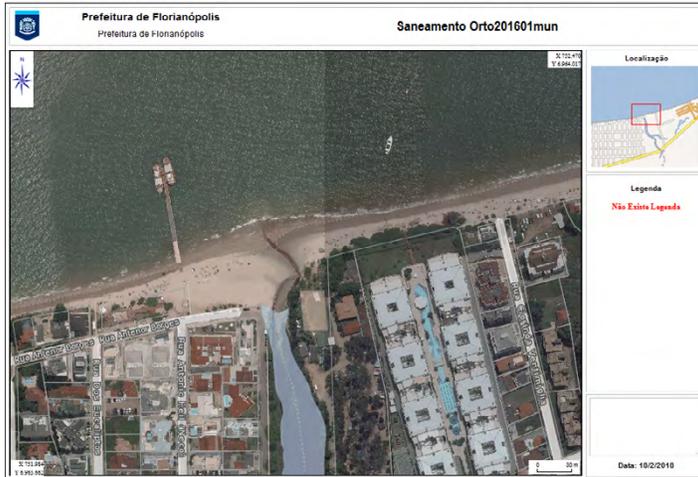
Farina (2006) relata que a integração dos setores da prefeitura municipal permite a atualização automática de base das informações espaciais, reduzindo os custos financeiros e o tempo, devendo os dados de entrada serem feitos por intermédio de SIG para uma atualização mais ágil.

Nesse mesmo sentido, o autor reforça a importância da conscientização ambiental promovida pela Agenda 21, documento que incentiva o planejamento sustentável resultante da Rio-92¹³, no qual, dentre as temáticas, está o saneamento ambiental. No município de Florianópolis, há problemas ligados à falta de saneamento que podem ser solucionados através do manejo de recursos públicos e do cadastro territorial, ou seja, integrando as ferramentas de gestão. Um exemplo típico se encontra em Canasvieiras, cujo esgoto é jogado diretamente em pequenos arroios, os quais têm como destino o mar, prejudicando o veraneio das pessoas, como pode ser visto nas Figuras 2 e 3. Logo, o Cadastro Territorial Multifinalitário poderia apontar esse problema, espacializar a cidade e conectar as secretarias da gestão municipal, visando a uma verdadeira força tarefa para solucionar ou minimizar os danos ambientais decorrentes da população flutuante e dos efeitos da falta de saneamento.

12 População flutuante: população sazonal presente por um período de curta duração.

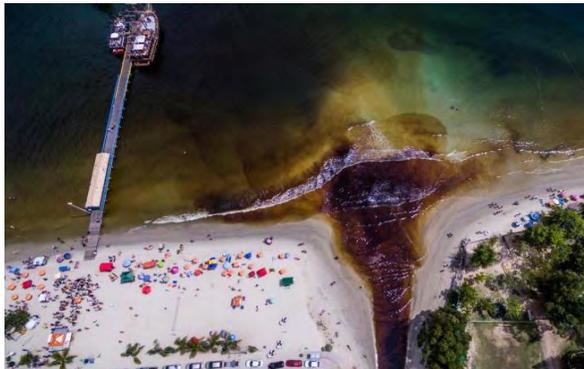
13 Rio-92: A Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento.

Figura 2 - Esgoto em Canasvieiras



Fonte: Portal de Geoprocessamento da Prefeitura Municipal de Florianópolis/SC (2018, n.p.).

Figura 3 - Poluição no bairro de Canasvieiras, em Florianópolis, SC, em 20/01/2018 - 15h11min



Fonte: NSC Total (2018, capa). Créditos de Diogenes Pandini.

A Constituição Federal de 1988, em seu art. 196, deixa clara essa premissa de saúde, que “[...] é um direito de todos e dever do Estado, garantida mediante políticas sociais e econômicas que visem à redução do risco

de doenças e de outros agravos e ao acesso universal e igualitário às ações e serviços para a sua promoção, proteção e recuperação” (BRASIL, 1988, n.p.).

Ocorre que estamos diante da falta de transparência com relação aos pontos críticos com necessidade de melhora no saneamento no município de Florianópolis, bem como da falta de integração cadastral, a qual pode ajudar na análise desses pontos para que o município possa melhorar sua infraestrutura de forma precisa.

Em seus estudos sobre impactos na saúde e no Sistema Único de Saúde decorrentes de agravos relacionados a um saneamento ambiental inadequado, a Funasa (BRASIL, 2004, p. 17) define saneamento ambiental como sendo:

[...] o conjunto de ações socioeconômicas que têm por objetivo alcançar níveis de salubridade ambiental, por meio do abastecimento de água potável, coleta e disposição sanitária de resíduos sólidos, líquidos e gasosos, promoção da disciplina sanitária do uso do solo, drenagem urbana, controle de doenças transmissíveis e demais serviços e obras especializadas, com a finalidade de proteger e melhorar as condições de vida urbana e rural.

Para a análise de como a saúde ambiental do município está afetada e o reforço da importância da gestão e atualização cadastral, foi realizado um estudo sobre as políticas que influenciaram na estruturação do município para que assim se pudesse ter mais conhecimento de seu histórico e o entendimento de sua atual gestão. Em seguida, foram utilizados dados de saneamentos obtidos do Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico – PMISB (PREFEITURA MUNICIPAL DE FLORIANÓPOLIS, 2011).

Foram colocados em planilha os dados referentes à população fluante de 2017 por distrito administrativo, porcentagem da população atendida por coleta de esgoto em 2010 por Unidade Territorial de Planejamento (UTP) e índice de salubridade ambiental por UTP. Os dados foram levantados

para o PMISB (PREFEITURA MUNICIPAL DE FLORIANÓPOLIS, 2011) através de órgãos colaboradores, como CASAN¹⁴, PMF¹⁵, IPUF¹⁶, entre outros.

Vale destacar que referidos dados para a elaboração e o levantamento da população flutuante no município de Florianópolis tiveram como principal fonte a coleta de lixo domiciliar. Por meio desse levantamento preliminar foi possível descobrir aonde circula a população flutuante (PREFEITURA MUNICIPAL DE FLORIANÓPOLIS, 2011).

Com os dados organizados, foram elaborados mapas temáticos com o auxílio do programa de geoprocessamento QGIS para uma análise espacial. Em todos os mapas, foi utilizada a escala vermelha, baseando-se nas UTPs. Assim, esses mapas foram analisados individualmente e coletivamente e associados com as políticas de planejamento do município.

Os mapas da cartografia possuem elementos selecionados em um determinado espaço geográfico, utilizando simbologia e projeção cartográfica. Segundo Nogueira (2009), eles são veículos de transmissão de conhecimento. Assim sendo, as pesquisas, juntamente com os resultados comparativos, levaram à crítica na gestão local, facilitada com a leitura da cartografia temática.

As visualizações dos mapas demonstraram onde se situam os problemas sanitários do município. Indo mais além, eles apresentaram detalhadamente onde está localizada a população flutuante e qual a estrutura urbanística que a espera no local de estadia. Conseqüentemente, o mapeamento mostrou a realidade sanitária ambiental, que deveria contar com mais atenção do poder público e com um manejo mais eficiente de seus recursos. Isso poderia ficar mais transparente e ser mais aplicado com a instituição do Cadastro Territorial Multifinalitário direcionado à questão sanitária.

Cabe destacar, ainda, que esses dados não foram bem aproveitados pela estrutura do planejamento municipal, que poderia cruzar ou realizar a

14 CASAN: Companhia Catarinense de Águas e Saneamento.

15 PMF - Prefeitura Municipal de Florianópolis.

16 IPUF - Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis.

comparação com os diversos cenários possíveis, visando a uma melhor formatação na solução de problemas do território.

Destaca-se, conforme afirma Oliveira (1991), que o planejamento territorial não deve formar uma atividade esporádica que venha a calhar apenas em algum período de uma gestão governamental. Ele deve ocorrer de maneira continuada e permanente para que resulte em benefícios, bons serviços e modificações no contexto da cidade.

Área de Estudo

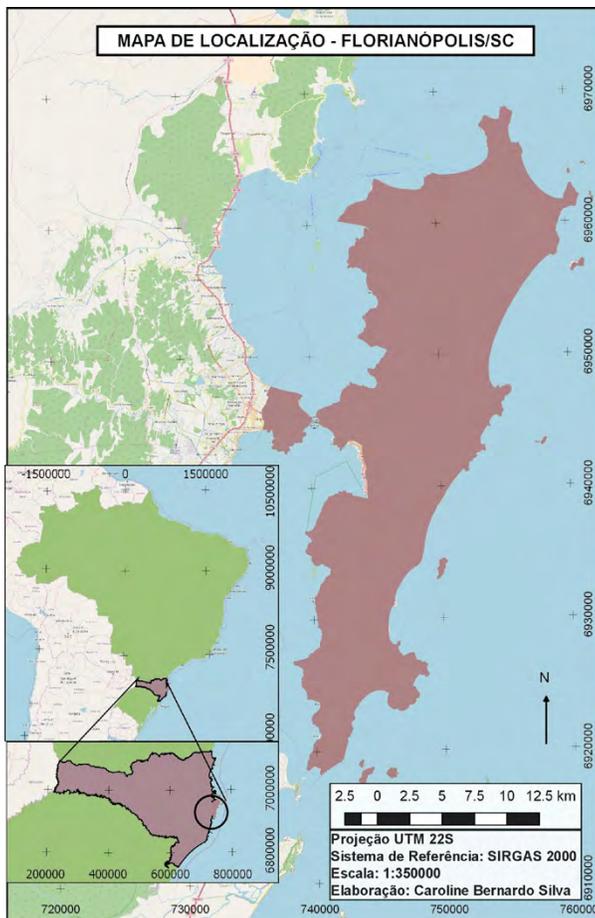
A área de estudo escolhida foi o município de Florianópolis, capital do estado de Santa Catarina, que possui 88% de seu território situado em uma ilha, abrangendo uma área de 675,408 km² (IBGE, 2016), com forte dependência de diversos municípios da área metropolitana, os quais estão situados na área continental. O chamado “núcleo metropolitano” de Florianópolis é integrado pelos municípios de Florianópolis, São José, Palhoça e Biguaçu.

A capital é conhecida por seu alto poder aquisitivo e por desenvolver atividades turísticas, apresentando um dos maiores IDH¹⁷ do País, com valor de 0,847 (IBGE, 2010), além de apresentar zonas de alta valoração que ficam próximas das orlas, com grande flutuação da população devido à sua sazonalidade, representando um desafio para o planejamento e a gestão do município.

O município de Florianópolis, capital do estado de Santa Catarina, está localizado conforme o demonstrado na Figura 4:

17 Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) é uma medida resumida do progresso a longo prazo em três dimensões básicas do desenvolvimento humano: renda, educação e saúde (PNUD, 2017).

Figura 4 - Mapa de localização de Florianópolis/SC



Fonte: Acervo pessoal dos autores (2018).

Políticas de Planejamento e Estruturação

A relação do município com o continente se estreitou com a construção da ponte Hercílio Luz, em 1926, a qual facilitou o acesso à Ilha, alavancando, aos poucos, o transporte rodoviário no local (SUGAI, 2002), além de repercutir na expansão urbana do distrito Estreito, que pertencia a São José na época.

Entre o período de 1930-1940 e 1940-1950, Florianópolis passou a ter um crescimento da população na faixa de 1,31% e 5,58%, respectivamente, mostrando um significativo aumento que começou a demandar investimentos na estruturação do município.

Em 1952, foi aprovado o primeiro plano diretor de Florianópolis (Lei nº 79, 1951), que tinha como objetivo incentivar um adensamento da área urbana em torno de um eixo chamado Tronco Principal, que daria fluxo ao desenvolvimento da cidade (RIZZO, 1993).

Com a instalação da Universidade Federal de Santa Catarina no bairro Trindade em 1960, foi alterada a dinâmica imobiliária, sendo escoados investimentos ao local do futuro campus, abrindo uma nova frente para o capital imobiliário. Assim, as regiões de Agronômica e Trindade passaram a ter um maior fluxo e desenvolvimento.

Essa política fortalecia a região central da Ilha e o fluxo centro-continente, que eram as principais zonas de desenvolvimento do município, onde se concentravam os principais serviços públicos e comércios, além de dar início ao desmembramento das grandes glebas situadas no norte da península, com planos de ocupação e acessibilidade a essa área e a criação da avenida Beira Mar Norte (SUGAI, 2002).

De 1969 até 1970, foi elaborado o Plano de Desenvolvimento Integrado, que abordava a estrutura urbana de 21 municípios. O plano priorizou duas áreas de expansão urbana, uma ao longo da BR-101, entre São José, Palhoça e Biguaçu, e outra na costa leste de Florianópolis, impulsionando as áreas no sudeste da Ilha, como o Campeche (SUGAI, 2002). Também foi previsto o aterro da Baía Sul e o Túnel do Morro do Penhasco para dar continuidade à nova ponte (Ilha-Continente) e para a edificação de um centro administrativo-institucional-financeiro.

Durante os anos de 1970, junto com o “milagre brasileiro” ocorreu o boom imobiliário e o aumento da população urbana, gerando um crescimento demográfico em Florianópolis.

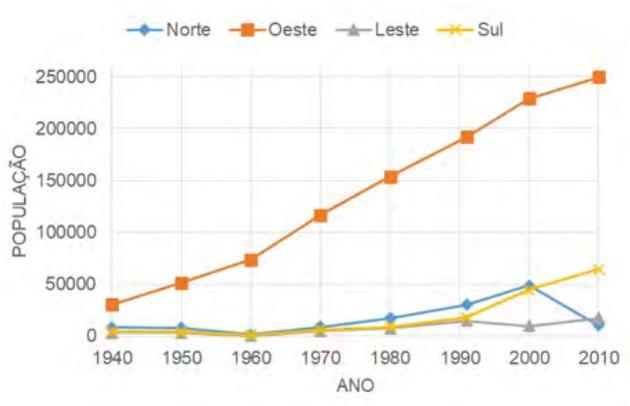
Com a construção da SC-401, de 1972 até 1974, estrada que conecta o centro com o norte da Ilha, essa expansão começou a ocorrer longitudinalmente, no sentido norte, implicando também no aumento de veranistas na região norte da Ilha, principalmente nas praias dos Ingleses e Canasvieiras. Até então, esses veranistas iam no máximo até Santo Antônio e Sambaqui (JESUS; BASTOS, 2015).

Os Planos Integrados ainda vigentes priorizavam o desenvolvimento no sentido norte da Ilha e o plano que alterava o processo de expansão para as áreas do sudeste da Ilha.

Em 1976, foi aprovado o segundo plano diretor (Lei no 1440/1976), que apesar de apoiado no Plano Integrado, acelerou o fluxo do crescimento no sentido da nova rodovia, a SC-401. Assim, os bairros Agrônômica e Trindade, situados a nordeste-leste da área urbana central, tornaram-se passagem para aqueles balneários e logo um eixo natural de expansão urbana.

Apesar disso, as obras de infraestrutura locais nos bairros não acompanharam essa geração de fluxo populacional, que sofreu um grande aumento na década de 1980, conforme pode ser verificado na Figura 5. De acordo com Jesus e Bastos (2015), a diminuição da população em alguns distritos se deve à criação de novos bairros e à sua reestruturação.

Figura 5 - Crescimento da população por setor *versus* ano (Florianópolis/SC)



Fonte: Dados Demográficos IBGE (2010).

No entanto, a localização diferenciada dos investimentos públicos, que privilegiava a Ilha em detrimento do Continente, fortaleceu a segregação espacial com o desenvolvimento do turismo e o crescente interesse do capital imobiliário pelas áreas dos balneários situados na metade norte da Ilha (SUGAI, 2004). As famílias de baixa renda se fixaram nos morros das áreas centrais da Ilha e nos municípios vizinhos. Deve-se considerar que no interior da Ilha e nos balneários as longas distâncias e a falta de acessibilidade, infraestrutura e transporte coletivo fortaleceram essa tendência. Esse processo de periferização foi facilitado pela inexistência de regulamentação de desmembramentos e loteamentos até 1979.

Com a intenção de regular o ordenamento da cidade, em 1977, surgiu o IPUF¹⁸, que aplicou o Plano Diretor dos Balneários (Lei no 2193/1985) nos anos de 1980, com o intuito de regular o uso, a ocupação e o parcelamento do solo nos balneários; definir as áreas urbanas requeridas para o desenvolvimento turístico; e preservar as zonas históricas e a cultura tradicional.

Esse plano foi aplicado nas chamadas Áreas Especiais de Interesse Turístico: Canasvieiras, Cachoeira do Bom Jesus, Ingleses do Rio Vermelho, Santo Antônio de Lisboa, Rationes, Lagoa da Conceição, Ribeirão da Ilha e Pântano do Sul (LIMA, 2007).

De acordo com SUGAI (2002), a localização dos interesses imobiliários na década de 1980 pode ser observada pelos loteamentos aprovados, dos quais 41,7% localizavam-se ao longo da via de contorno norte e 22,2% nos balneários ao norte da Ilha.

No início dos anos de 1990, mais da metade desses loteamentos estavam localizados no norte da Ilha. Além disso, diversos empreendimentos no setor privado foram efetivados nesses bairros, como áreas comerciais, sedes de clubes, escolas privadas, bares e restaurante, entre outros, que contribuíram para a expansão, a densificação e a valorização imobiliária nessas localizações.

Grandes empreendimentos imobiliários voltados para as camadas de alta renda começaram a se consolidar, tais como Jurerê Internacional, o loteamento da praia Brava e os condomínios na Avenida das Gaivotas, no bairro dos Ingleses do Rio Vermelho. Assim, com o desencadeamento desses novos polos, nos anos de 1980 para 1990, o valor da terra começou a crescer e seu ordenamento urbano passou a sofrer influência direta de processos políticos, históricos e econômicos (JESUS; BASTOS, 2015).

Em 1997, houve a aprovação do novo Plano Diretor (Lei no 001/1997), que utilizou como forma de administração o estabelecimento de zoneamentos e de leis de uso e ocupação do solo, divididos em quatro tipos de áreas, a saber: Áreas de Uso Urbano; Áreas de Execução de Serviços Públicos; Áreas de Uso Não Urbano; e Áreas Especiais. A partir delas, foi criado um microzoneamento subdividindo cada uma das quatro áreas em dezenas de outras, sob nova classificação. Cada uma das áreas apresentando finalidade específica, como habitação, comércio, administração pública e etc. e características próprias como, por exemplo, número de pavimentos permitidos, índice de aproveitamento, taxa máxima de ocupação e densidade média de habitantes.

Com o crescimento das camadas da população com alto poder aquisitivo, geraram-se novas demandas e investimentos do poder público e do setor privado, em especial do capital imobiliário (SUGAI, 2004). Para atender a essas necessidades, surgiu um novo nicho, formado por empreendimentos de luxo e condomínios horizontais fechados.

Nos anos 2000, de acordo com o Censo do IBGE (2010), o município passou a apresentar um alto poder aquisitivo, considerado o maior Rendimento Médio do Brasil – 10,7 salários mínimos – dentre os responsáveis pelos domicílios e o segundo maior Rendimento Mediano – 5,6 salários mínimos.

Assim, a Lei no 001/1997 foi sofrendo diversas alterações ao longo dos anos, havendo mudanças de zoneamento conforme crescia a população de alta renda, estimulando padrões semelhantes, o que pode ter causado pressões sociais.

Com o intuito de obedecer ao Estatuto da Cidade (Lei no 10.257/2001), a CEPA¹⁹ foi contratada, em 2006, para a elaboração de um novo Plano Diretor, resultando, por fim, na Lei Complementar no 482/2014. Com a instituição dessa lei, foram criadas as ZEIS²⁰, sendo elas áreas ocupadas por assentamentos habitacionais populares onde são aplicadas normas específicas para a regularização fundiária, urbanização e edificação, as quais se superpõem às normas gerais do Plano Diretor. Diversas críticas foram feitas a esse Plano Diretor de 2014, justamente por não ter sido respeitada a participação popular, mostrando a influência das decisões políticas no planejamento do município.

Em 2016, foi iniciado o anteprojeto de um novo Plano Diretor, com minutas elaboradas a partir de audiências públicas e de oficinas promovidas, sendo o material analisado pelos técnicos do Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Florianópolis (IPUF), da Fundação Municipal de Meio Ambiente de Florianópolis (Floram), da Secretaria Municipal de Habitação e Saneamento Ambiental e da Procuradoria Geral do Município. Considerou-se importante a avaliação de questões como a incorporação do conselho distrital para ampliar a participação popular nos debates da cidade e a demarcação de áreas para a constituição de reservas de terras para a ampliação da rede de serviços públicos.

Entre as disposições preliminares, consta o acréscimo das definições da Política Nacional de Mobilidade Urbana (Lei no 12.587/2012), que reanalisaria as questões de mobilidade urbana, acessibilidade e sistemas de transportes, bem como as relacionadas às políticas de qualificação dos espaços e equipamentos públicos e de recuperação das Baías e fortalecimento do uso do mar. Espera-se que esse plano tenha um carácter mais social, pensando no bem comum e na distribuição de infraestrutura, respeitando o Estatuto das Cidades.

Assim, todas essas políticas de planejamento e aplicação de recursos públicos influenciaram a estrutura urbana de Florianópolis, SC. Diante desse contexto, serão apresentados os dados cadastrais referentes à saúde ambien-

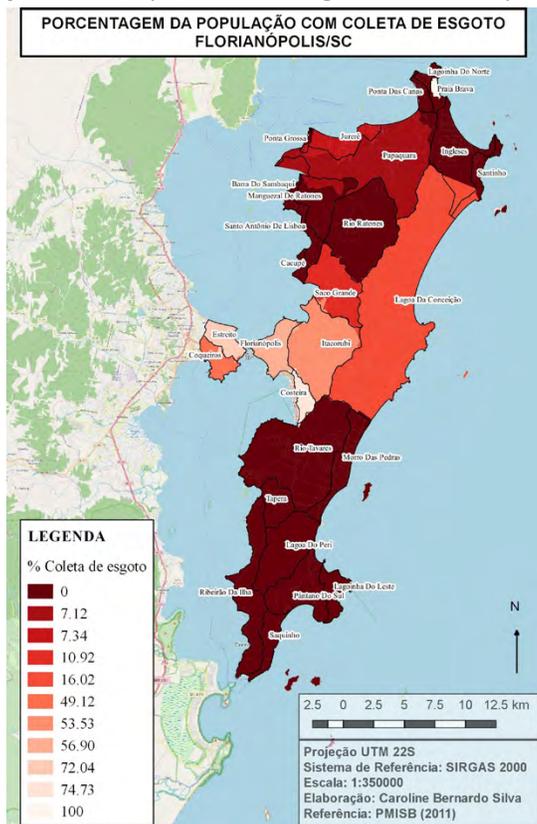
19 Centro de Estudos e Planejamento Ambiental.

20 Zona Especial de Interesse Social.

Pode-se notar pelo mapa que a maior concentração de população flutuante se encontra no norte da Ilha, principalmente nos bairros Jurerê, Canasvieiras e Ingleses do Rio Vermelho.

Em seguida, foram processados os dados referentes à porcentagem da população residente mais flutuante em 2010, que foi atendida por coleta de esgoto sanitário, o que gerou a Figura 7.

Figura 7 - População atendida por coleta de esgoto em Florianópolis/SC



Fonte: Acervo pessoal dos autores (2018).

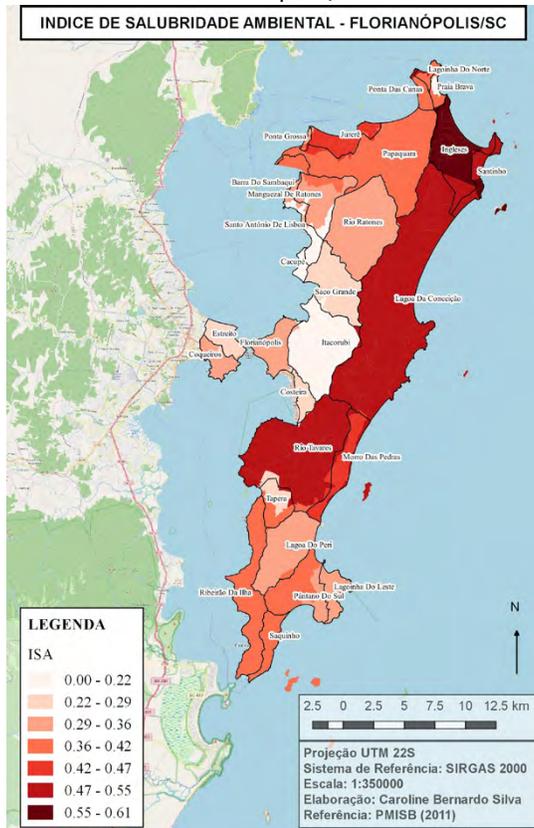
Observando o mapa, vemos que a maioria da população não tem atendimento por coleta de esgoto, sendo as regiões norte e sul as mais prejudicadas. Mesmo em áreas mais estruturadas, como Centro, Agronômica e bairros continentais, somente 60% delas são atendidas.

Em áreas como as localizadas no sul da Ilha foram apresentadas baixas porcentagens de coleta de esgoto, mas isso é um reflexo do uso do sistema de fossa e sumidouro nas edificações pelo fato de a região possuir por grande período anual uma baixa densidade e urbanização. Contudo, esse cenário vem sofrendo mudanças devido à instalação de empreendimentos maiores e mais estruturados, provocando o aumento da carga de efluentes.

A porcentagem também é reduzida devido à existência de muitas áreas rurais dentro do município, as quais não são atendidas pela coleta de esgoto. Bairros como Jurerê, que possuem uma ETE própria, não foram/são contabilizados pelo atendimento.

Após a análise da população atendida pela coleta de esgoto, foram espacializados os dados envolvendo o Índice de Insalubridade Ambiental – ISA (PREFEITURA MUNICIPAL DE FLORIANÓPOLIS, 2011), baseado no abastecimento de água, esgotamento sanitário, drenagem urbana e limpeza urbana (Figura 8).

Figura 8 - Mapeamento do ISA de Florianópolis/SC



Fonte: Acervo pessoal dos autores (2018).

Sabe-se que quanto maior o índice, maior a urgência de intervenção e aplicação de recursos na região, pois a falta de infraestrutura, a densidade populacional e as características sanitárias refletem no índice. Esse reflexo pode ser observado pelo alto ISA em áreas de balneário no norte da Ilha, como Ingleses e São João do Rio Vermelho, e no sul da Ilha. Também é possível notar que mais da metade do território do município apresenta um ISA com valores altos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Tendo em vista que o município de Florianópolis vem crescendo com uma política diversificada impulsionada pelos seus diversos atrativos turísticos e desenvolvendo-se com alta variação de população fixa e flutuante, a infraestrutura é algo essencial, que deve acompanhar esse crescente. A falta de premissas públicas de gestão e de acompanhamento apurado das deficiências sanitárias causa problemas à saúde ambiental do município.

Também por razões de ordem prática, nota-se uma falta de compasso cadastral em relação às informações de infraestrutura, demonstrado pelos mapas temáticos gerados, sendo que o município tem a obrigação de promover a manutenção através da elaboração do plano de saneamento, assim como a sua fiscalização e zelo. Deve, ainda, realizar revisões periódicas na sua estrutura, bem como promover ações para minimizar os pontos de falta de condições sanitárias identificadas. Além disso, os dados obtidos na pesquisa devem ser de caráter público, logo, devem estar disponíveis para a população por razões sociais, permitindo o desenvolvimento de estudos e pesquisas.

Ao relacionar os três mapas apresentados, podemos notar que as áreas com maior população flutuante também são as com menor porcentagem de atendimento de coleta de esgoto e as que apresentam os maiores ISA. Conclui-se que essas áreas apresentam mais possibilidade de instabilidade sanitária, mais impacto ambiental e carência em aplicação de recursos em infraestrutura.

A região sul – Campeche, Morro das Pedras e Rio Tavares –, apesar de apresentar uma população flutuante relativamente baixa, sete vezes menor que a do norte, não possui coleta de esgoto e faz uso do sistema de esgoto fossa séptica, que é uma medida utilizada em locais de baixa densidade de urbanização e em áreas afastadas do centro urbano. Mas está apresentando um ISA alto, pois se tratam de bairros que estão passando por um crescimento demográfico, implantação de grandes residências e obras públicas,

que estão gerando mais carga de efluentes, apresentando problemas em drenagem pluvial e esgotos irregulares, possivelmente incompatíveis com a necessidade local.

No norte da Ilha, temos uma população flutuante muito maior se comparada com a das demais regiões do território. E mesmo com bairros como Jurerê, que possui sua própria Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), no geral, o norte da Ilha ainda possui pouco ou nenhum atendimento pela coleta de esgoto em alguns pontos, além de apresentar problemas de drenagem pluvial e pontos das praias com problemas de balneabilidade. Isso acaba refletindo no alto ISA, principalmente no bairro Ingleses do Rio Vermelho, indicando a necessidade de intervenções.

Assim, o estudo indica que para a área em questão quanto maior o ISA, maior será a população flutuante, necessitando de mais infraestrutura sanitária, que deve ser aplicada na área variável apresentada pela pesquisa. Logo, tendo um cadastro público de qualidade e integrado entre Casan, Comcap e Prefeitura de Florianópolis, com atualizações constantes, ele poderia ajudar no direcionamento e prever os recursos públicos futuros necessários às áreas mais afetadas.

Essas intervenções deveriam ser previstas pelo Plano Municipal de Saneamento, que foi realizado em 2011, mas não sofreu atualização. Por causa disso, o município está apresentando problemas de balneabilidade nas praias do norte da Ilha e grandes alagamentos no sul da Ilha.

Além disso, é necessária uma integração cadastral mais eficiente em termos cadastrais, visto que há uma desorganização no compartilhamento de informações para o gerenciamento do território, sendo essencial uma conversa e a integração entre os órgãos públicos. Essa desorganização e falta de integração tem gerado uma alta instabilidade sanitária justamente nas áreas de concentração da alta população flutuante do município.

Com isso, mostra-se que é importante a implantação do cadastro territorial multifinalitário atualizado, com o devido cadastro para estudos e levantamentos de fatores sociais, econômicos e de saneamento, aliado ao

levantamento constante de informações como uma espécie de ferramenta de solução ou de minimização dos impactos ocasionados pela falta de saneamento. Deve-se estudar alternativas para a solução desses impactos, com o auxílio de ferramentas de geotecnologia voltadas à análise ambiental.

REFERÊNCIAS

AMADO, F. **Direito ambiental esquematizado**. 7. ed. Rio de Janeiro: Editora Método, 2016. 1006 p.

ARAVÉCHIA JÚNIOR, J. C. **Indicador de Salubridade Ambiental (ISA) para a região Centro-Oeste: um estudo de caso no Estado de Goiás**. 2010. 134 f. Dissertação (Mestrado em Planejamento e Gestão Ambiental) - Universidade Católica de Brasília, Brasília, 2010. Disponível em: http://www.bdtd.ucb.br/tede/tde_busca/arquivo.php?codArquivo=1301. Acesso em: 02 jan. 2018.

BRASIL. [Constituição (1988)]. **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF, 1988. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Constituicao/Constituicao.htm. Acesso em: 20 maio 2016.

BRASIL. Decreto no 7.217, de 21 de junho de 2010. Regulamenta a Lei no 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 22 de junho de 2010.

BRASIL. Decreto no 9.254, de 29 de dezembro de 2017. Altera o Decreto nº 7.217, de 21 de junho de 2010, que regulamenta a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. **Diário Oficial da União**. Seção 1, edição extra – D. Brasília, DF, 29 de dezembro de 2017, p. 1.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de saneamento**. 3. ed. rev. Brasília: Funasa, 2004, p. 17.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 08 de janeiro de 2007.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.666, de 21 de junho de 1993, e 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; e revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 08 de janeiro de 2007.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.666, de 21 de junho de 1993, e 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; e revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 08 de janeiro de 2007.

BRASIL. Lei nº 12.587, de 03 de janeiro de 2012. Institui as diretrizes da Política Nacional de Mobilidade Urbana; revoga dispositivos dos Decretos-Leis nºs 3.326, de 3 de junho de 1941, e 5.405, de 13 de abril de 1943, da Consolidação das Leis do Trabalho (CLT), aprovada pelo Decreto-Lei nº 5.452, de 1º de maio de 1943, e das Leis nºs 5.917, de 10 de setembro de 1973, e 6.261, de 14 de novembro de 1975; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 04 de janeiro de 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12587.htm#:~:text=1%C2%BA%20A%20Pol%C3%ADtica%20Nacional%20de,o%20inciso%20XX%20do%20art.&text=182%20da%20Constitui%C3%A7%C3%A3o%20Federal%2C%20objetivando,cargas%20no%20territ%C3%B3rio%20do%20Munic%C3%ADpio. Acesso em: 28 fev. 2017.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Manual de Saneamento**. Brasília, DF: FUNASA, 2012b. 362 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Termos de Referência para Elaboração de Planos Municipais de Saneamento Básico**. Brasília, DF: FUNASA, 2012a. 68 p.

BRASIL. Portaria MCid nº 511, de 07 de dezembro de 2009. Diretrizes para a criação, instituição e atualização do Cadastro Territorial Multifinalitário (CTM) nos municípios brasileiros. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 08 de dezembro de 2009.

BRASIL. **Projeto de Lei nº 3876, de 09 de dezembro de 2015**. Estabelece normas para elaboração do cadastro territorial dos municípios e dá outras providências. Brasília, DF, 09 de dezembro de 2015. Disponível em: <http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=2058449>.

ERBA, D. A.; LOCH, C. **Cadastro Técnico Multifinalitário: rural e urbano**. Cambridge, Ma: Lincon Institute of Land Policy, 2007.

ERBA, D. A.; OLIVEIRA, F. L. de; LIMA JUNIOR, P. de N. (orgs.). **Cadastro Multifinalitário como instrumento da política fiscal e urbana**. Rio de Janeiro: [s.n.], 2005.

FARINA, C. F. Abordagem Sobre as Técnicas de Geoprocessamento Aplicadas ao Processamento e Gestão Urbana. **Cadernos do Ebape**, Rio de Janeiro, v. 4, n. 4, p. 1-13, dez. 2006. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1679-39512006000400007&lng=pt&nrm=iso. Acesso em: 28 fev. 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Censo 2010: Cidades**. Brasília, DF: IBGE, 2010. Disponível em: <http://ibge.gov.br>. Acesso em: 28 fev. 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Cidades: Florianópolis**. Brasília, DF: IBGE, 2016. Disponível em: <http://cidades.ibge.gov.br>. Acesso em: 28 fev. 2017.

JESUS, G. V. de; BASTOS, J. M. As políticas de planejamento e a valoração da terra: caso de Florianópolis. **Revista PerCursos**, Florianópolis, v. 16, n. 30, p. 185-202, jan./abr. 2015.

LIMA, D. **Ilha de Santa Catarina**: desenvolvimento urbano e meio ambiente. Florianópolis, SC: Letras Contemporâneas, 2007.

MEIRELLES, H. L. **Direito Municipal Brasileiro**. 17. ed. São Paulo: Ed. Malheiros, 2013, p. 127-128.

NOGUEIRA, E. R. **Cartografia**: representação, comunicação e visualização de dados espaciais. 3. ed. Florianópolis, SC: UFSC, 2009.

NSC TOTAL. **Poluição de rio que deságua em Canasvieiras preocupa moradores e turistas**. Publicado em 20 de janeiro de 2018. Foto da Capa. Créditos de Diorgenes Pandini. Disponível em: <https://www.nsctotal.com.br/noticias/copia-de-poluicao-de-rio-que-desagua-em-canasvieiras-preocupa-moradores-e-turistas>. Acesso em: 20 fev. 2018.

OLIVEIRA, D. S. **Planejamento Municipal**. 3. ed. Rio de Janeiro: IBAM, 1991.

PEREIRA, C. C.; LOCH, C. A importância do Cadastro Técnico Multifinalitário na elaboração de planos diretores. *In*: SEMINÁRIO INTERNACIONAL DA LARES, 8., 2008, São Paulo. **Anais...** São Paulo: EP/USP, 2008, p. 1-10. Disponível em: <http://lares.org.br/2008/img/Artigo042-Pereira.pdf>. Acesso em: 21 maio 2016.

PREFEITURA MUNICIPAL DE FLORIANÓPOLIS. Lei Complementar no 001, de 03 de outubro de 1997. Dispõe sobre o zoneamento, o uso e a ocupação do solo no distrito sede de Florianópolis, e dá outras providências. **Diário Oficial**. Florianópolis, SC, 03 de outubro de 1997. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a/sc/f/florianopolis/lei-complementar/1997/0/1/lei-complementar-n-1-1997-dispoe-sobre-o-zoneamento-o-uso-e-a-ocupacao-do-solo-no-distrito-sede-de-florianopolis-e-da-outras-providencias>. Acesso em: 28 fev. 2017.

PREFEITURA MUNICIPAL DE FLORIANÓPOLIS. Lei Complementar no 482, de 17 de janeiro de 2014. Institui o Plano Diretor de Urbanismo do Município de Florianópolis que dispõe sobre a Política de Desenvolvimento Urbano, o Plano de Uso e Ocupação, os Instrumentos Urbanísticos e o Sistema de Gestão. **Diário Oficial**. Florianópolis, SC, 17 de janeiro de 2014. Disponível em: http://www.pmf.sc.gov.br/arquivos/arquivos/pdf/04_02_2014_12.01.39.ae8afdb369c91e13ca6efcc14b25e055.pdf. Acesso em: 02 jan. 2018.

PREFEITURA MUNICIPAL DE FLORIANÓPOLIS. Lei no 1.440, de 31 de maio de 1976. Altera o plano urbano da cidade e dá outras providências. **Diário Oficial**. Florianópolis, SC, 31 de maio de 1976. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a/sc/f/florianopolis/lei-ordinaria/1976/144/1440/lei-ordinaria-n-1440-1976-altera-o-plano-urbano-da-cidade-e-da-outras-providencias>. Acesso em: 28 fev. 2017.

PREFEITURA MUNICIPAL DE FLORIANÓPOLIS. Lei no 2.193, de 03 de janeiro de 1985. dispõe sobre o zoneamento o uso e a ocupação do solo nos balneários da Ilha de Santa Catarina declarando-os área especial de interesse turístico e dá outras providências. **Diário Oficial**. Florianópolis, SC, 03 de janeiro de 1985. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a/sc/f/florianopolis/lei-ordinaria/1985/219/2193/lei-ordinaria-n-2193-1985-dispoe-sobre-o-zoneamento-o-uso-e-a-ocupacao-do-solo-nos-balnearios-da-ilha-de-santa-catarina-declarando-os-area-especial-de-interesse-turistico-e-da-outras-providencias>. Acesso em: 28 fev. 2017.

PREFEITURA MUNICIPAL DE FLORIANÓPOLIS. Lei nº 7.474, de 19 de novembro de 2007. Dispõe sobre a política municipal de saneamento ambiental, cria o conselho municipal de saneamento, autoriza convênio com a Casan e dá outras providências. **Diário Oficial**. Florianópolis, SC, 19 de novembro de 2007.

PREFEITURA MUNICIPAL DE FLORIANÓPOLIS. Lei no 79, 1951. Autoriza Contratação para Elaboração de Plano Diretor. **Diário Oficial**. Florianópolis, SC, 1951. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a/sc/f/florianopolis/>

lei-ordinaria/1951/7/79/lei-ordinaria-n-79-1951-autoriza-contratacao-para-elaboracao-de-plano-diretor. Acesso em: 28 fev. 2017.

PREFEITURA MUNICIPAL DE FLORIANÓPOLIS. Secretaria Municipal de Habitação e Saneamento Ambiental. **Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico – PMISB**. Florianópolis, SC: MPB Engenharia, 2011. 299 p.

PREFEITURA MUNICIPAL DE FLORIANÓPOLIS. **Site institucional e Portal de geoprocessamento**. 2018. Disponível em: <http://geo.pmf.sc.gov.br>. Acesso em: 04 jan. 2018.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO – PNUD. **Desenvolvimento Humano e IDH**. Atualizado em 2017. Disponível em: <http://www.br.undp.org/content/brazil/pt/home/idh0.html>. Acesso em 20 fev. 2018.

RIZZO, P. M. B. **Do urbanismo ao planejamento urbano: utopia e ideologia - caso de Florianópolis 1950 a 1990**. 1993. 132 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 1993.

SANTA CATARINA. Lei no 13.517, de 04 de outubro de 2005. Dispõe sobre a Política Estadual de Saneamento e estabelece outras providências. **Diário Oficial**. Florianópolis, SC, 04 de outubro de 2005.

SANTA CATARINA. Lei nº 13.517, de 04 de outubro de 2005. Dispõe sobre a Política Estadual de Saneamento e estabelece outras providências. **Diário Oficial**. Florianópolis, SC, 04 de outubro de 2005. Disponível em: http://leis.alesc.sc.gov.br/html/2005/13517_2005_Lei.html#:~:text=LEI%20N%C2%BA%2013.517%2C%20de%2004%20de%20outubro%20de%202005&text=Disp%C3%B5e%20sobre%20a%20Pol%C3%ADtica%20Estadual%20de%20Saneamento%20e%20estabelece%20outras%20provid%C3%A2ncias.&text=Art.&text=IV%20%2D%20promover%20a%20organiza%C3%A7%C3%A3o%2C%20o,no%20Estado%20de%20Santa%20Catarina. Acesso em: 26 mar. 2018.

SANTOS, M. O Dinheiro e o Território. **GEOgraphia**, [S.l.], Ano 1, n. 1, p. 7-13, 1999. Disponível em: <https://periodicos.uff.br/geographia/article/view/13360/8560>. Acesso em: 28 fev. 2018.

SILVA, E. da. **Cadastro Técnico Multifinalitário**: base fundamental para avaliação em massa de imóveis. 2006. 201 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

SUGAI, M. I. **Ações do poder público na produção da segregação espacial urbana**. Florianópolis, SC: UFSC, 2004.

SUGAI, M. I. **Segregação silenciosa**: Investimentos públicos e distribuição sócio-espacial na área conurbada de Florianópolis. 2002. 259 f. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

Capítulo 8

Ferramentas Geográficas para Análise e Mitigação de Impactos Ambientais Causados por Infraestruturas Viárias de Transporte Terrestre

DOI: <http://dx.doi.org/10.18616/geop08>

Fernanda Zimmermann Teixeira

Larissa Oliveira Gonçalves

Larissa Donida Biasotto

Rodrigo Affonso de Albuquerque Nóbrega

Andreas Kindel

VOLTAR AO SUMÁRIO

INTRODUÇÃO

Economia e transporte são pastas indissociáveis em qualquer gestão do governo (NOBREGA; STICH, 2012). Por consequência, as infraestruturas de transporte são fundamentais para o desenvolvimento econômico e social de uma região. O advento das obras de arte em engenharia de transporte e das estradas carroçáveis para impulsionar de forma estratégica a ocupação do solo data do Império Romano, todavia foi após o surgimento das ferrovias no século XIX que as infraestruturas de transporte terrestre ocuparam posição de destaque no cenário econômico (NOBREGA *et al.*, 2011). Há décadas, autores como Gauthier (1970), Lewis (1991), Fleming e Hayuth (1994) têm investigado a alta correlação existente entre o sistema de transportes e o desenvolvimento econômico regional. As pesquisas têm comprovado que o alinhamento estratégico dessas áreas está vinculado ao uso e à ocupação do solo (HARVEY, 2005).

Uma das principais características comuns aos países desenvolvidos é a alta densidade e a eficiência de seus sistemas de transporte terrestre, sejam eles em escala urbana ou macrorregional. Assim, o apelo econômico justifica a forte pressão para o aumento da rede tanto rodoviária quanto ferroviária nos países em desenvolvimento (LAURANCE *et al.*, 2015), que veem essa expansão como um caminho para a melhora da economia. Grandes investimentos têm sido feitos em infraestruturas de transporte em todo o mundo, especialmente em países em desenvolvimento e em regiões tropicais (LAURANCE; BALMFORD, 2013).

No Brasil, em diferentes épocas, houve mobilizações em prol da construção de malhas de infraestrutura de transporte terrestre que pudessem promover a interiorização da população e a conexão de diferentes regiões. O sistema rodoviário se transformou na principal rede de transporte terrestre já a partir da década de 1920, com a consolidação do modelo rodoviário na transição das décadas de 1930-40 a partir da criação do Departamento Nacional de Estradas e Rodagem (PEREIRA; LESSA, 2011). A malha ferroviária

brasileira, que na década de 1940 possuía pouco mais de 35.000 km, iniciou um ciclo de falta de investimento e descontinuidade, ao passo que a malha rodoviária começou a ser construída, impulsionada pela política estratégica do governo que começava a receber as indústrias montadoras de carros e caminhões (FERREIRA JÚNIOR, 2016). Atualmente, a malha ferroviária brasileira possui cerca de 30 mil km de extensão e transporta em torno de 500 milhões de toneladas úteis de carga a cada ano. A malha rodoviária possui em torno de 1,6 milhão de km de extensão, uma frota de mais de 85 milhões de veículos (DENATRAN, 2014) e é responsável por aproximadamente 60% do transporte de carga e 96% do transporte de passageiros (CIA, 2013).

As estimativas lançadas em 2010 pelo Plano Nacional de Logística e Transporte (PNLT) e reforçadas em 2012 pelo Plano de Investimento em Logística previam a expansão de 10.000 km de ferrovias e obras de melhoramentos e duplicações em rodovias, seguindo diretrizes para a política setorial de transporte, como a concessão de vias para o setor privado (BRASIL, 2012). Embora o momento econômico tenha freado o ritmo dos investimentos, a demanda pela reestruturação viária se faz presente e os planos latentes aguardam a oportunidade para serem iniciados.

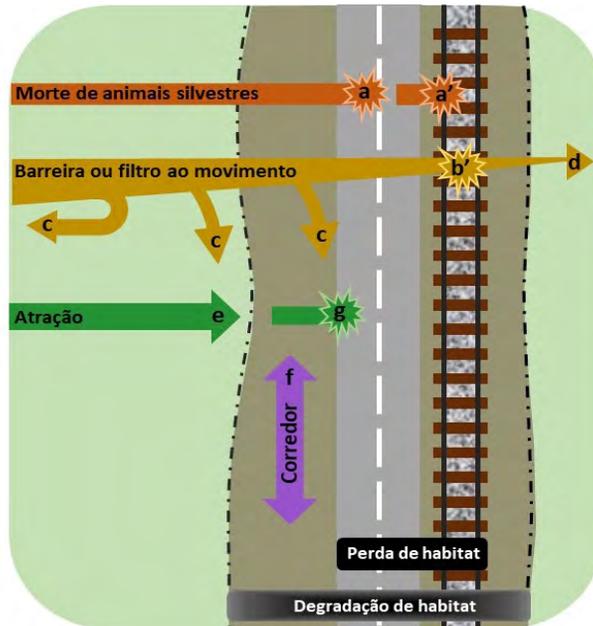
Embora o protagonismo das infraestruturas de transporte justifique o apelo do desenvolvimento econômico, a sua interação com o meio ambiente é ainda um assunto em voga e que tem despertado crescente interesse na comunidade científica e entre os tomadores de decisão. Em contrapartida ao apelo econômico e desenvolvimentista, a implantação das infraestruturas de transporte tem sido o mecanismo primário responsável pela fragmentação do *habitat* e de ecossistemas regionais. Segundo Saunders *et al.* (2002), estradas de ferro e de rodagem modificam ou substituem padrões preexistentes de cobertura do solo, como áreas alagadas, campos naturais e florestas, por sua vez alterando a estrutura e a função da paisagem natural.

Nota-se, com isso, que as decisões tomadas em transportes são, em geral, complexas, as quais não podem ser tratadas como disciplinas independentes, seja para estudos logísticos de origem e destino, seja para estudos de acessibilidade ou para questões ambientais. As intervenções físi-

cas resultantes de um projeto viário geram reflexos no contexto geográfico, da mesma forma que as intervenções no espaço físico, ou simplesmente na legislação ou na política que rege o território, geram reflexos no sistema de transportes (NOBREGA *et al.*, 2012). A literatura internacional (BEIMBORN; PUENTES, 2003; CAMPOS; ELMIRO; NOBREGA, 2014; WEINGROFF, 2001; NOBREGA *et al.*, 2012; STICH *et al.* 2011) aponta o crescente protagonismo das considerações ambientais e sociais na aprovação, no direcionamento e na execução dos projetos estruturantes de transporte.

Infraestruturas lineares são responsáveis por uma série de impactos ambientais tanto em ambientes terrestres como aquáticos (Figura 1). No que se refere ao meio biótico, essas estruturas modificam a paisagem e seu entorno e podem atuar como barreiras aos movimentos dos organismos, gerando perda e fragmentação de *habitat* (BORDA-DE-ÁGUA *et al.*, 2017; FORMAN *et al.*, 2003; VAN DER REE; SMITH; GRILO, 2015). O tráfego em infraestruturas de transporte também é responsável por impactos adicionais, incrementando o efeito de barreira, diminuindo a qualidade dos *habitat* adjacentes em função do ruído e da contaminação química e, mais notadamente, matando diretamente milhões de animais silvestres.

Figura 1- Impactos de rodovias e ferrovias na fauna silvestre, perda de *habitat* causada pela instalação das infraestruturas e degradação do *habitat* adjacente. Ao tentarem cruzar, muitos animais podem morrer por colisões com veículos ou trens (a, a') ou, ainda, por ficarem presos entre os trilhos (b'). Já o efeito de barreira ou filtro ocorre porque a presença da rodovia e da ferrovia impede que os animais cruzem ou diminuam seu acesso ao outro lado (c), e alguns animais morrem ao tentarem cruzar, isso faz com que apenas alguns indivíduos consigam atravessar com sucesso (d). A estrada e suas cercanias também podem ser um atrator (e) para a fauna, e a vegetação adjacente ou a própria estrada pode atuar como corredor (f), tanto para espécies nativas como invasoras, eventualmente resultando em um mecanismo adicional de fatalidades (g).



Fonte: Adaptada de Van der Ree, Smith e Grilo (2015).

A construção de novas estradas, embora possa ser benéfica para aspectos sociais e econômicos, pode ser extremamente prejudicial em outros, como para o aspecto ambiental (LAURANCE *et al.*, 2015). Há estudos que sustentam que é mais interessante econômica e ambientalmente aumentar a eficiência da malha de transporte e da produção em áreas já ocupadas do

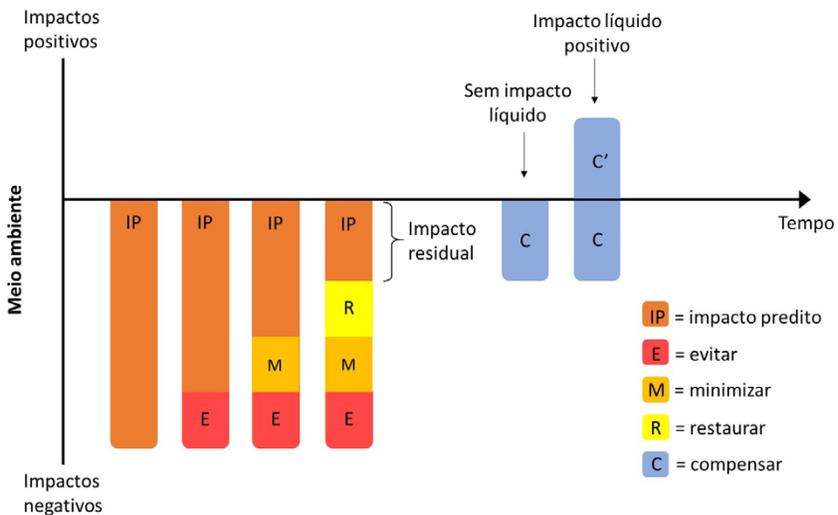
que expandir as fronteiras agrícolas para áreas não ocupadas intensamente para esse fim (LAURANCE *et al.*, 2015).

Do ponto de vista ambiental, boa parte da malha viária foi projetada e construída em um período em que não havia uma forte preocupação com a preservação do meio ambiente. Grande parte das malhas rodoviárias e ferroviárias brasileiras foi construída antes da exigência de licenciamento ambiental, portanto, não seguiu a avaliação ambiental de seus impactos nem dispôs de medidas de mitigação planejadas e implantadas. Entretanto, atualmente, a questão ambiental é intrínseca ao setor de transportes, e o não atendimento aos critérios ambientais limita ou impede o projeto ou a operação de uma rodovia ou ferrovia. Um exemplo disso é o Programa Federal de Rodovias Ambientalmente Sustentáveis (PROFAS), Portaria Interministerial nº 288, de 16 de julho de 2013 (BRASIL, 2013), o qual tem o objetivo de regularizar todas as rodovias federais que não possuem licença ambiental, implementando medidas de mitigação e adequando aos critérios vigentes em torno de 55.000 km de rodovias em um prazo de 20 anos.

Tanto no contexto de expansão da malha viária quanto de regularização da malha existente, é fundamental avaliar os impactos ambientais e planejar medidas sob a perspectiva da hierarquia da mitigação (CEQ, 2000) (Figura 2). Segundo essa abordagem, evitar impactos é a primeira medida que deveria ser considerada no planejamento de qualquer empreendimento (delimitação espacial ou temporal cuidadosa dos elementos de infraestrutura, priorizando locais mais distantes de áreas importantes para a conservação da biodiversidade ou de risco para a degradação de serviços ecossistêmicos), seguida da minimização (medidas tomadas para reduzir a duração, intensidade e/ou extensão dos impactos que não podem ser completamente evitados), restauração (reabilitação de áreas degradadas ou restauração dos ecossistemas durante a instalação e ao longo da operação da infraestrutura, quando os impactos não podem ser completamente evitados e/ou minimizados) e compensação dos danos ambientais (compensar os impactos residuais adversos que não podem ser evitados, minimizados e/ou restaurados) (VILLARROYA; BARROS; KIESECKER, 2014).

Embora a compensação procure garantir que os impactos ambientais inevitáveis sejam moderados por ganhos ambientais (GIBBONS; LINDENMAYER, 2007), um grande problema dessa abordagem é que ela pode fornecer a impressão equivocada de que todos os impactos podem ser compensados (KIESECKER *et al.*, 2010). Por exemplo, Villarroya, Barros e Kiesecker (2014) mostraram que enquanto alguns países avançam no detalhamento das políticas ambientais de compensação na América Latina, muitos parecem não ter requisitos fortes em relação ao evitamento dos impactos. É preciso reconhecer que quando se opta por compensar antes de evitar impactos, segue-se um procedimento inverso à lógica de busca do menor impacto.

Figura 2 - Hierarquia a ser seguida na tomada de decisão da mitigação de impactos. Primeiro devem ser tomadas as medidas possíveis para evitar os impactos, depois as medidas para minimizar os impactos, para então investir em restaurar locais impactados e só por fim focar na compensação dos impactos que não puderam ser evitados, minimizados ou restaurados. Cada uma dessas quatro etapas de mitigação deve ser vista como etapa posterior quando os esforços da anterior se esgotarem



Fonte: Adaptada de Kiesecker *et al.* (2009).

A avaliação de impactos de rodovias e ferrovias normalmente é restrita espacial e temporalmente, focando em impactos locais de segmentos de estrada em um período curto de tempo (TEIXEIRA *et al.*, 2016). É imprescindível que tenhamos ferramentas que ajudem a identificar os locais onde haverá maior impacto ambiental, tanto para orientar a construção de um empreendimento quanto para minimizar os impactos de um empreendimento já construído. Diferentes ferramentas de geoprocessamento podem ser utilizadas nesses contextos. Embora nos últimos anos a preocupação com a identificação e mitigação dos impactos de rodovias e ferrovias tenha aumentado (BORDA-DE-ÁGUA *et al.*, 2017; VAN DER REE; SMITH; GRILLO, 2015), o desenvolvimento e a aplicação do geoprocessamento no contexto do licenciamento desses empreendimentos são ainda incipientes. A espacialização da avaliação de impactos utilizando ferramentas de geoprocessamento é uma abordagem fundamental para qualificar a aplicação de recursos em empreendimentos de transporte e evitar que uma grande quantidade de recursos seja desperdiçada e a credibilidade da mitigação seja ameaçada.

Os efeitos de redes viárias em nível de paisagem têm sido negligenciados em avaliações de impacto ambiental em todo o mundo (JAEGER, 2015). Ainda, há uma lacuna de conhecimento sobre os limiares de efeitos cumulativos da perda e fragmentação de *habitat* na viabilidade das populações (JAEGER, 2015). Esses impactos raramente são espacializados e considerados na definição de traçado. Métodos de análise espacial para planejamento de traçado otimizam a definição de corredores de transporte ao considerarem múltiplas camadas de variáveis, podendo incorporar diferentes impactos ambientais especializados em diversas camadas (NOBREGA *et al.*, 2012).

Ferramentas de geoprocessamento também podem ser aplicadas para a definição da localização de medidas para minimização de impactos pontualmente após a definição do traçado ou mesmo após a construção da via. A mortalidade e a perda de conectividade cumulativas em toda a rede viária têm o potencial de afetar a persistência de populações tanto em escalas locais quanto regionais (TEIXEIRA *et al.*, 2016). A indicação e a implementação de medidas mitigadoras têm sido uma estratégia cada vez mais

popular em empreendimentos viários. Estruturas como passagens de fauna, redutores de velocidade e cercas têm sido instaladas tanto em novas estradas como em estradas já consolidadas (BORDA-DE-ÁGUA *et al.*, 2017; VAN DER REE; SMITH; GRILO, 2015), o que amplia a necessidade de qualificação do planejamento dessas medidas, visando ao aumento da sua efetividade. Diferentes abordagens têm sido usadas para qualificar o planejamento da mitigação como, por exemplo, a geração de informações para decidir onde as medidas devem ser implementadas. A existência de agregações ou *hotspots* de atropelamentos (COELHO *et al.*, 2012; RAMP *et al.*, 2005) e a identificação de locais onde os animais cruzam a estrada através do monitoramento do seu movimento (GRILO *et al.*, 2012; NEUMANN *et al.*, 2012) são usados para determinar locais onde a mitigação é mais necessária. Alternativamente, a identificação de conexões da paisagem ou de corredores ecológicos obtidos a partir de modelos de conectividade podem ser usados como indicadores de locais com maiores taxas de travessias (CLEVINGER; WIERZCHOWSKI, 2006). Adicionalmente, atributos da paisagem e da estrada associados aos atropelamentos podem ser usados para prever áreas com maior mortalidade ou travessias em estradas onde a informação sobre a mortalidade não está disponível (GUNSON *et al.*, 2009).

Neste capítulo, temos como objetivo apresentar e discutir ferramentas analíticas espaciais que possam ser aplicadas para a avaliação dos impactos ambientais de rodovias e ferrovias e o planejamento das ações de mitigação. Organizamos a sequência de métodos segundo sua aplicabilidade no contexto da hierarquia da mitigação, identificando quais abordagens são úteis para evitar e minimizar impactos ou restaurar propriedades das paisagens impactadas. Na Tabela 1, apresentamos uma síntese das abordagens propostas, indicando seus objetivos, decisões de manejo decorrentes, informações necessárias para a sua aplicação e exemplos de estudos que as utilizaram.

Tabela 1 - Síntese das abordagens propostas para cada contexto da hierarquia de mitigação de impactos (evitar, minimizar, restaurar e compensar)

Objetivos de Mitigação	Decisões Disponíveis	Abordagens	Dados Básicos Necessários	Exemplos
Evitar impactos	(Re)definição de corredor ou rota de rodovias ou ferrovias.	Análise multicritério	Camadas descritoras dos potenciais impactos; atribuição de pesos a cada critério (camada) para diferentes cenários de compromissos ambientais.	(NOBREGA <i>et al.</i> , 2012; KARLSON <i>et al.</i> , 2016; STICH <i>et al.</i> 2011)
Minimizar impactos	Identificação de locais prioritários para implantação de ações e/ou estruturas de minimização da mortalidade de fauna em rodovias ou ferrovias a serem construídas ou já implantadas.	Modelos preditivos	Mapas de atributos da paisagem (uso e cobertura do solo), mapas de probabilidade de ocorrência das espécies ou grupos de espécies-alvo e mapas de distribuição de atributos das estradas e tráfego.	(BOYLE; LITZGUS; LESBARRÈRES, 2017; JAARSMA <i>et al.</i> , 2007; VISINTIN; VAN DER REE; MCCARTHY, 2016)
	Identificação de locais prioritários para implantação ou qualificação de ações e/ou estruturas de minimização da mortalidade de em rodovias ou ferrovias já implantadas.	Análise de <i>Hotspots</i>	Distribuição das fatalidades (carcaças), atributos das estradas como a distribuição de estruturas já implantadas com potencial uso pela fauna para travessias seguras e topografia.	(COELHO <i>et al.</i> , 2012; GOMES <i>et al.</i> , 2009; PÉRIQUET <i>et al.</i> , 2018)
Recuperar impactos	Implantação de ações e/ou estruturas para recuperar a conectividade da paisagem.	Análise de conectividade da paisagem	Mapas de cobertura e uso do solo, rede viária e outros elementos da paisagem de relevância para facilitar ou restringir a conectividade funcional.	(GURRUTXAGA; LOZANO; DEL BARRIO, 2010)

Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Abordagens para Evitar Impactos de Rodovias e Ferrovias

Nas últimas décadas, a combinação de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) com a avaliação multicritério tem sido aplicada como uma abordagem para avaliar a adequação de uma área para receber diferentes infraestruturas viárias e, conseqüentemente, selecionar locais ideais para a instalação desses empreendimentos (BARBER *et al.*, 2014; NÓBREGA, 2009; NOBREGA *et al.*, 2012; SOUZA; ARAUJO; NÓBREGA, 2014; STICH *et al.* 2011). Em geral, o planejamento de rodovias e ferrovias envolve soluções de decisões críticas e um processo complexo pelo envolvimento de diferentes setores (técnicos, socioeconômicos e ambientais). A análise multicritério tem como objetivo proporcionar a solução de conflitos entre as variáveis, os cenários e as opiniões divergentes entre atores envolvidos no processo de tomada de decisão de um projeto como, por exemplo, viabilizar a otimização

de recursos disponíveis e ao mesmo tempo minimizar os impactos ambientais (NÓBREGA, 2009).

O uso de multicamadas pode ser aplicado nas diferentes etapas da hierarquia de mitigação, evidenciando áreas potenciais e prioritárias para serem mitigadas, assim como medidas mitigatórias de passagem de fauna, restauração e compensação de *habitat* (CORLATTI; HACKLÄNDER; FREY-ROOS, 2009; VAN DER REE *et al.*, 2007; VILLARROYA; PERSSON; PUIG, 2014). No entanto, segundo Karlson *et al.* (2016), do ponto de vista da biodiversidade, os principais efeitos negativos estão relacionados a questões de localização da rodovia ou da ferrovia, e, no contexto do evitamento, a análise multicritério permite que impactos que já tenham sido preditos possam ser espacializados e incorporados na escolha do melhor traçado.

A instalação de um empreendimento não depende apenas de sua viabilidade técnica, mas também da capacidade do ambiente para receber as estruturas e mantê-las juntamente com a conservação de seus atributos ecológicos. Para definir essa capacidade, critérios relevantes para a instalação de cada tipo de infraestrutura são estabelecidos, podendo ser classificados, por exemplo, em critérios de atração, repulsão e exclusão do empreendimento (ARANEO *et al.*, 2014). Cada critério reconhecido é representado espacialmente por variáveis ambientais que refletem os elementos contidos em cada um, entre eles os impactos ambientais (por exemplo, o impacto de remoção da vegetação poderá ser representado em um mapa de cobertura do solo) (Figura 3A).

Por meio da análise multicritério é possível atribuir pesos específicos para a ponderação de cada uma das variáveis, permitindo a combinação das diferentes camadas em uma só superfície (EASTMAN, 1999; GENELETTI, 2010) (Figura 3B). A ponderação das variáveis tem como base a inserção de uma escala de preferência ou impacto, positivo ou negativo, para cada variável (CAMPOS; ELMIRO; NOBREGA, 2014), pois envolvem diferentes graus de prioridade a depender do critério e do ponto de vista do especialista de cada área. Para cada variável espacializada, um mapa em formato *raster* é gerado, constituindo um mapa de atrito e, a partir disso, as informações contidas em

cada mapa são combinadas em uma única superfície de custo (EASTMAN, 1999) (Figura 3B).

A partir da superfície de custo, pode-se gerar como produto corredores principais, nos quais um gradiente de valores (*pixels*) mostra as áreas mais ou menos adequadas da paisagem para a instalação de um empreendimento (Figura 3C). A modelagem de corredores envolve uma escala geográfica maior e permite que os tomadores de decisão possam avaliar mais de uma possibilidade para a definição do traçado do empreendimento na paisagem. Com essa abordagem, Stich *et al.* (2011) e Nobrega *et al.* (2012) encontraram corredores principais para a instalação de uma rodovia ligando o Canadá ao México; já Araujo *et al.* (2015) propuseram corredores para a construção de uma ferrovia no Brasil.

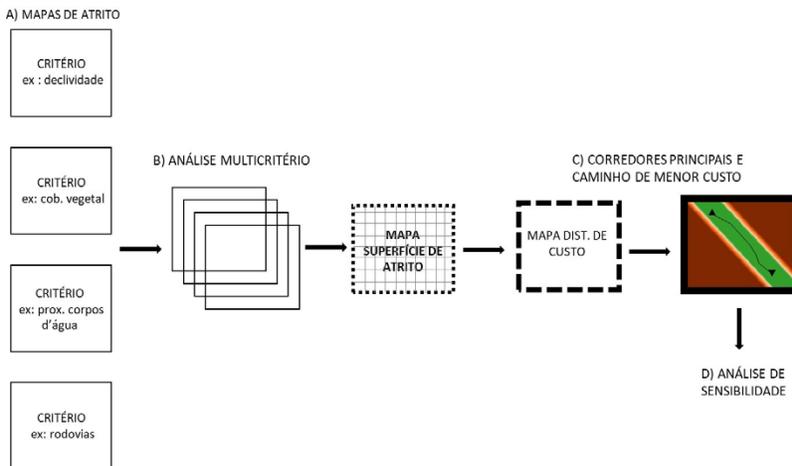
A partir da superfície de atrito, também se podem obter rotas específicas e trajetos de menor custo para os empreendimentos (Figura 3C). A análise do caminho de menor custo (*Least Cost Path Analysis*) permite encontrar a rota “mais econômica” (esse custo não precisa ser expresso em valor monetário, podendo ser representado pela vulnerabilidade ambiental) para ligar dois locais em uma superfície de custo (COLLISCHONN; PILAR, 2000). Para definir o caminho de menor custo sobre uma superfície com diferentes regiões de resistências ao movimento, podem ser aplicados algoritmos que combinam duas superfícies separadas, uma representando o ponto de origem e a outra a distância de custo. Com base nisso, a linha de menor custo é rastreada pelas células vizinhas de cada *pixel* com menor valor até o ponto de destino (COLLISCHONN; PILAR, 2000). Atualmente, existem várias aplicações recentes desse método envolvendo empreendimentos viários (ATKINSON *et al.*, 2005; EFFAT; HASSAN, 2013) e outras estruturas lineares (BAGLI; GENELETTI; ORSI, 2011).

A avaliação dos impactos ambientais se baseia em juízos de valor e, portanto, envolve subjetividade na definição dos pesos dos critérios representados. Segundo Effat e Hassan (2013), nas alternativas locais dos projetos, muitas vezes estão representadas apenas as alternativas de maior interesse dos proponentes. Para avaliar a consistência dos corredores ou

caminhos gerados, uma análise de sensibilidade deverá ser realizada para se apurar quão sensíveis são os resultados aos pesos empregados para os diferentes critérios (GENELETTI, 2003).

Um dos desafios da análise multicritério é incorporar camadas que descrevam o conjunto dos impactos decorrentes da implantação ou expansão de rodovias e ferrovias, ilustrados na Figura 1. Em geral, apenas a potencial perda de *habitat* é espacialmente estimada (KARLSON; MÖRTBERG, 2015). Contudo, existem sugestões de abordagens para espacializar o efeito barreira ou filtro e a degradação dos *habitat* (HELLDIN *et al.*, 2013). Com base na incorporação dos impactos na fase de planejamento dos empreendimentos, Karlson *et al.* (2016) desenvolveram métodos para o planejamento de um corredor ferroviário também na Suécia, onde o *design* e a localização do corredor foram baseados em critérios ecológicos de quantidade de *habitat* e de conectividade. Com exceção desse estudo, desconhecemos outros trabalhos que tenham utilizado essas abordagens ou similares para gerar camadas distintas da perda de *habitat* em estudos multicritério de infraestruturas viárias.

Figura 3 - Representação esquemática dos passos metodológicos para obtenção de corredores principais e de trajetos de menor custo ambiental de empreendimentos viários



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Abordagens para Minimizar Impactos de Rodovias e Ferrovias

Nesta seção, apresentamos uma abordagem para prever locais onde haverá maior risco de atropelamento de fauna, mesmo antes de um empreendimento ser construído, quando os dados de atropelamentos não estão disponíveis ou são inexistentes. Diferentes estudos com diversos grupos taxonômicos já mostraram inúmeras características tanto das estradas quanto da paisagem que estão diretamente relacionadas às colisões de veículos com a fauna e que podem ser incorporadas nos modelos de predição (GUNSON; MOUNTRAKIS; QUACKENBUSH, 2011). No contexto da hierarquia da mitigação, a abordagem preditiva aqui apresentada pode ser utilizada para minimizar o impacto de atropelamento de fauna.

Para um animal ser atropelado em um determinado trecho da via, existe a necessidade de ocorrência de dois processos sequenciais: primeiro ele precisa ocorrer naquela área e tentar cruzar a estrada ou ferrovia naquele trecho e, então, ser abalroado por um veículo. Assim, o risco de atropelamento é tanto dependente da configuração da paisagem e da ocorrência e do movimento dos animais (GRILO *et al.*, 2011; GURRUTXAGA; SAURA, 2013; LEWIS *et al.*, 2011; THURFJELL *et al.*, 2015) quanto da probabilidade de colisão (JAARSMA; VAN LANGEVELDE; BOTMA, 2006). Modelando conjuntamente a probabilidade de ocorrência de um animal (que pode definir a probabilidade de travessia) e a letalidade da estrada (probabilidade de colisão), podemos então prever os locais com maior ocorrência de atropelamentos.

Os atropelamentos podem acontecer principalmente em segmentos de estradas mais bem conectados (GRILO *et al.*, 2011), portanto, mapas de conectividade de *habitat* são uma alternativa para avaliarmos as probabilidades de travessia dos animais em estradas (JAARSMA *et al.*, 2007; PATRICK *et al.*, 2012; SANTOS *et al.*, 2013). Esses mapas podem ser construídos a partir de diferentes informações (mapas de distribuição potencial das espécies, mapas de adequabilidade de *habitat*, dados de movimentos dos organismos ou a opinião de especialistas) e através de diferentes ferramentas como a

teoria dos circuitos (LEONARD *et al.*, 2017) e corredores de menor custo (MCRAE; KAVANAGH, 2011), por exemplo.

Entretanto, nem sempre áreas com maior número de travessias ou maior conectividade são áreas com agregações de atropelamentos (BOYLE; LITZGUS; LESBARRÈRES, 2017; NEUMANN *et al.*, 2012). Em função disso, para complementar os modelos de previsão de atropelamentos, é preciso considerar a letalidade da estrada além da probabilidade de travessia. Há algumas sugestões na literatura para calcular a probabilidade de um animal ser morto ao cruzar uma estrada (HELSE; BUCHWALD, 2001; JAARSMA; VAN LANGEVELDE; BOTMA, 2006; VAN LANGEVELDE; JAARSMA, 2004). Essa probabilidade pode ser calculada utilizando-se diferentes atributos dos animais, como o tamanho corporal e a sua velocidade de travessia, além das características das estradas, como volume de tráfego, velocidade e largura dos veículos e largura da estrada. A equação abaixo é a mais usada na literatura:

$$1 - \exp(-N \cdot (a/v))$$

Em que: “N” é o volume de tráfego em metros por minuto, “a” é a zona de morte em metros (largura dos veículos e comprimento do animal) e “v” é a velocidade do animal em metros por minuto.

A zona de morte deve ser multiplicada pelo número de faixas que a estrada apresenta ou pode ser também substituída pela largura da estrada se essa informação estiver disponível. Essa abordagem já foi aplicada para modelar a probabilidade de colisão para répteis (BEAUDRY; DEMAYNADIER; HUNTER, 2010; IOSIF; POPESCU, 2013; LITVAITIS; TASH, 2008; MEEK, 2009) e mamíferos (LITVAITIS; TASH, 2008; LITVAITIS *et al.*, 2015). O tamanho e a velocidade dos animais podem ser obtidos através de bancos de dados publicados como o PanTHERIA para mamíferos (JONES *et al.*, 2009). A velocidade dos animais é uma variável difícil de ser acessada, sendo o uso de percentis da velocidade máxima já registrada para a espécie uma alternativa (JAARSMA; VAN LANGEVELDE; BOTMA, 2006; VAN LANGEVELDE; JAARSMA, 2004).

Lembrando sempre que diferentes espécies apresentarão comportamentos distintos ao interagirem com a estrada (JACOBSON *et al.*, 2016). O volume de tráfego é possível de ser modelado a partir de características relacionadas às populações humanas, como densidade populacional e distância das cidades mais próximas (VISINTIN; VAN DER REE; MCCARTHY, 2016).

Já há trabalhos que integraram a abordagem da paisagem com o risco de atropelamento baseado na equação mencionada acima (JAARSMA *et al.*, 2007; PATRICK *et al.*, 2012). Eles utilizaram o tráfego de veículos como a principal variável da estrada e modelos de simulação de movimentos dos animais para modelar o risco de atropelamento para anfíbios e répteis (PATRICK *et al.*, 2012) e para texugos (JAARSMA *et al.*, 2007).

Embora seja uma abordagem promissora, ainda são necessários trabalhos que validem essas previsões, como o que foi feito por Visintin, Van der Ree e Mccarthy (2016). Esses autores utilizaram a probabilidade de ocorrência das espécies (proveniente de um modelo de distribuição potencial da espécie), o volume modelado de tráfego e a velocidade modelada dos veículos para predizerem os atropelamentos de espécies de mamíferos australianas em uma escala de rede de estradas (VISINTIN; VAN DER REE; MCCARTHY, 2016, 2017), concluindo que os modelos tiveram um bom poder de previsão do atropelamento desses animais. Além de trabalhos com rodovias, modelos preditivos de colisão em ferrovias também foram validados e a velocidade dos trens e a ocorrência das espécies foram variáveis importantes para a previsão de atropelamentos de cangurus no sudeste da Austrália (VISINTIN *et al.*, 2018).

Hotspots de fatalidades podem ser definidos como áreas de alto risco para colisões entre veículos e animais em rodovias e ferrovias devido à presença de agregações de atropelamentos (GUNSON; TEIXEIRA, 2015). Ainda, especialmente em ferrovias, muitos animais podem morrer presos entre os trilhos sem a necessidade de colisão com o trem (BUDZIK; BUDZIK, 2014). Vários métodos foram usados para descrever os padrões espaciais de fatalidades e localizar *hotspots* (GUNSON; TEIXEIRA, 2015). Como a mortalidade tem efeitos importantes sobre a persistência das populações (JACKSON;

FAHRIG, 2011), é lógico que *hotspots* de fatalidades sejam uma das ferramentas preferidas para guiar onde os recursos para mitigação serão investidos ao longo de uma estrada (TAYLOR; GOLDINGAY, 2010). Entretanto, em algumas situações, os *hotspots* de fatalidades podem não ser bons indicadores dos locais onde a mitigação é mais necessária como, por exemplo, em situações em que a mortalidade do passado determinou o declínio das populações e são poucas as fatalidades por colisão que ocorrem atualmente (TEIXEIRA *et al.*, 2017) ou em situações de tráfego tão intenso que os indivíduos evitam a via.

Análises espaciais para explorar *hotspots* de atropelamento devem ser realizadas em duas etapas. A primeira delas deve ser testar a hipótese de completa aleatorização dos eventos (*complete spatial randomness*, CSR) e a segunda deve ser a identificação de onde os *hotspots* estão localizados (CLEVINGER; CHRUSZCZ; GUNSON, 2003; COELHO; KINDEL; COELHO, 2008). Primeiro testar a aleatoriedade dos dados evita que *hotspots* sejam identificados em vias em que as colisões ocorrem segundo uma distribuição de probabilidades uniforme, mas para isso é preciso que a amostragem seja suficiente (o número de carcaças não pode ser muito baixo). Com base nos resultados obtidos no teste da hipótese CSR, caso ela seja refutada, a posterior identificação da localização dos *hotspots* pode ser feita (GUNSON; TEIXEIRA, 2015).

Explorar diferentes escalas é importante quando se testa a presença de agregações nos dados de fatalidades, uma vez que isso pode indicar em quais escalas as fatalidades são agregadas ou dispersas e informar quais escalas utilizar para localizar os *hotspots*. O teste K de Ripley, o método mais utilizado para testar a ocorrência de agregações, tem a vantagem de responder a essa questão explorando uma amplitude de escalas espaciais (RIPLEY, 1981). Testar a agregação dos dados em diferentes escalas pode ajudar o pesquisador a tomar decisões embasadas sobre os parâmetros utilizados nas análises para identificar a localização de *hotspots*. A maioria das análises utiliza parâmetros que devem ser definidos pelo usuário, como o tamanho de banda e de célula no caso da análise de densidade de Kernel, o tamanho do *buffer* nas funções de densidade e o tamanho do círculo e do trecho da

estrada no caso da análise de Identificação de *Hotspot*. Os parâmetros escolhidos em cada uma dessas análises influenciam os resultados obtidos, e se o pesquisador não estiver preocupado com essas decisões, poderá obter resultados que não fazem sentido (LEVINE, 2007).

Um exemplo desses dois passos de análise são os testes disponíveis no *software* Siriema (COELHO *et al.*, 2014). A análise K de Ripley, também conhecida como função K de redes, é um método baseado em distâncias, usado para avaliar a não aleatoriedade de eventos em distribuições espaciais ao longo de múltiplas escalas (CRESSIE, 1993; LEVINE, 2007; RIPLEY, 1981). Essa função conta o número de atropelamentos dentro de círculos de raios crescentes centrados em cada um dos eventos, identificando se os eventos são significativamente agrupados ou dispersos (OKABE; SUGIHARA, 2012).

A análise de Identificação de *Hotspot* compara o padrão espacial observado com aleatorizações dos dados considerando uma distribuição de probabilidades uniforme para determinar a significância estatística dos *hotspots*. Nessa análise, a estrada é dividida em trechos de mesmo comprimento, um círculo é centrado em cada trecho e os eventos de atropelamento dentro desse círculo são contados. A soma é multiplicada por um fator de correção que considera o comprimento de estrada dentro do círculo em cada posição, resultando em um valor de intensidade de agregação para cada trecho. Para avaliar a significância dessa intensidade, intervalos de confiança são gerados com base em simulações de Monte Carlo dos eventos de atropelamento (COELHO *et al.*, 2014).

A avaliação da relação da paisagem com características de movimento das espécies pode nos ajudar a entender melhor o porquê da concentração das fatalidades de animais silvestres em trechos das rodovias e ferrovias (GRILLO *et al.*, 2011). A variação espacial na mortalidade pode ser um resultado da abundância local da espécie, do volume de tráfego local e/ou de fatores que aumentam a probabilidade de colisão, como a velocidade dos veículos (COELHO *et al.*, 2012). Atributos da paisagem circundante podem ter um papel importante nessa explicação, uma vez que estão relacionados a maior ou menor ocorrência e abundância de uma espécie no entorno da

estrada. Já os atributos da própria estrada definem a letalidade de um trecho e são importantes variáveis preditoras.

Diversos modelos explicativos de atropelamentos já foram apresentados na literatura (GUNSON *et al.*, 2009) e o conhecimento sobre quais variáveis estão mais relacionadas às fatalidades pode indicar alguns fatores que podem ser manejados (como a iluminação artificial, velocidade da via, etc.). Uma abordagem alternativa seria a extrapolação desses modelos para prever a ocorrência de *hotspots* de atropelamento em outras regiões, podendo inclusive definir a implementação de medidas mitigadoras em função dos atributos do entorno. Porém, para isso, é fundamental o desenvolvimento de estudos testando a validade da extrapolação desses modelos no tempo e no espaço.

Abordagens para Recuperar a Conectividade

Recentemente, identificou-se que a densidade de rodovias é tão alta ao redor do mundo que a maioria dos fragmentos sem rodovias possui área menor do que 100 ha e apenas 7% dos fragmentos possuem áreas maiores do que 10.000 ha (IBISCH *et al.*, 2016). No atual cenário mundial, onde a dispersão é um dos principais mecanismos de adaptação das espécies às mudanças climáticas, a conectividade na paisagem se torna um elemento ainda mais importante (HELLER; ZAVALETA, 2009; VOS *et al.*, 2008), e a recuperação da conectividade das paisagens transpostas por estradas pode ter um papel fundamental nesse processo. É necessário avaliar e indicar áreas prioritárias para desfragmentação dessas paisagens muito fragmentadas, nas quais possam ser implementadas ações de restauração da conectividade para aumentar a permeabilidade da paisagem (GURRUTXAGA; SAURA, 2013), possibilitando que a fauna cruze as estradas, diminuindo a mortalidade por atropelamento e conectando populações.

Programas regionais ou nacionais de desfragmentação de estradas já vêm sendo implementados há alguns anos em alguns países, como a Holanda (VAN DER GRIFT, 2005) e a Suíça (TROCMÉ, 2006). O Programa

Multianual de Desfragmentação da Holanda (<http://www.mjpo.nl/english/>) foi aprovado pelo parlamento em 2005 com a meta de aumentar a conectividade das paisagens interceptadas pela malha viária e reduzir a mortalidade em áreas-problema identificadas através da análise da influência da rede viária existente na viabilidade populacional de 10 espécies focais (VAN DER GRIFT, 2005). A Suíça desenvolveu um mapeamento dos pontos em que a rede viária intercepta importantes corredores ecológicos para espécies florestais mapeados com base em dados de entrevistas e de áreas usadas para caça e usando um modelo de permeabilidade da paisagem (TROCMÉ, 2006). Esse programa teve como objetivo aplicar esforços para restaurar a conectividade nos pontos mapeados e identificar áreas para a compensação dos impactos da infraestrutura viária na conectividade em áreas com maior potencial de conservação (TROCMÉ, 2006). Um dos métodos possíveis para identificar os pontos onde a conectividade precisa ser restaurada se baseia na teoria de grafos, que utiliza uma estrutura matemática para modelar a relação entre uma série de objetos. Para isso, as manchas de *habitat* são consideradas nos que são conectados por arcos (URBAN; KEITT, 2001). Gurrutxaga e Saura (2013) utilizaram essa abordagem e criaram arcos conectando áreas florestais protegidas através de caminhos de menor custo que, no caso estudado, equivalem a caminhos de menor resistência da paisagem ao movimento de mamíferos florestais. Esses grafos foram construídos sem considerar o efeito de barreira ou filtro imposto pelas estradas, e os locais em que os arcos dos grafos cruzaram estradas foram definidos como áreas prioritárias para desfragmentação da paisagem (GURRUTXAGA; SAURA, 2013).

Embora no exemplo acima a teoria de grafos tenha sido aplicada no contexto de restauração da conectividade em escalas regionais ou nacionais, a mesma abordagem pode ser utilizada na fase de planejamento do traçado de novas estradas para escolher corredores ou rotas que comprometam menos a conectividade da paisagem (VASAS *et al.*, 2009). Nesse caso, o objetivo seria evitar o impacto da fragmentação, podendo ser identificado um gradiente de importância dos arcos para a conectividade regional e essa informação ser incorporada como uma camada na análise de multicritérios.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Difícilmente alguém discordará de que as decisões de manejo, em qualquer contexto, deveriam ser orientadas pelas melhores evidências disponíveis, obtidas a partir das melhores abordagens científicas. Contudo, são abundantes os exemplos em que as recomendações têm origem na experiência, tradição ou especulações (PULLIN; KNIGHT, 2001). Neste capítulo, discutimos um conjunto de análises espaciais as quais julgamos que possam contribuir para a ruptura desse hábito, especificamente no contexto do licenciamento de infraestruturas viárias de transporte terrestre.

O conjunto de abordagens apresentadas não é exaustivo, ou seja, não abrange o espectro completo de impactos potenciais dessas infraestruturas. Nossa intenção foi, através dos exemplos escolhidos, apresentar um conjunto complementar de abordagens que desse suporte a decisões que precisam ser tomadas nas várias fases da implantação desses empreendimentos, do planejamento de novas vias à regularização ambiental de estradas já implantadas, e nos vários níveis de intervenção ao longo da hierarquia de mitigação de impactos.

Embora a maioria dessas abordagens já tenha sido proposta há mais de uma década, são raras as Avaliações de Impacto Ambiental, seja no âmbito do licenciamento de projetos individuais, seja no âmbito do planejamento estratégico da expansão da rede viária, em que mais de uma delas tenha sido aplicada. Mesmo quando aplicadas, é comum restringirem-se a um ou poucos impactos (ex. a análise multicritério em geral só considera perda de *habitat*) ou adotarem métodos pouco robustos (ex. análise de *hotspots* de fatalidades sem avaliar a sensibilidade de escolha da escala ou significância do padrão encontrado). Nossa expectativa é que este capítulo contribua para promover a adoção de abordagens analíticas de suporte à decisão cada vez mais robustas, focadas nos potenciais impactos dessas infraestruturas para que tenhamos estradas apenas onde elas são justificadas (LAURANCE, 2015) e que produzam os menores níveis de impacto possível.

REFERÊNCIAS

ARANEO, R.; MARTIRANO, L.; CELOZZI, S.; VERGINE, C. Low-environmental impact routing of overhead power lines for the connection of renewable energy plants to the Italian HV grid. *In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON ENVIRONMENT AND ELECTRICAL ENGINEERING*, 14., 2014, Krakow. **Anais...** Krakow, Poland: IEEE, 2014, p. 386-391.

ARAUJO, F. R. N. de; ALMEIDA, J. W. L.; SENA, Í. S. de; NÓBREGA, R. A. de A. Modelagem de corredores ótimos para instalação de empreendimentos ferroviários com o software livre Dinâmica EGO a partir de produtos gratuitos de sensoriamento remoto. *In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO*, 17., 2015, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa, PB: INPE, 2015, p. 3549–3556.

ATKINSON, D. M.; DEADMAN, P.; DUDYCHA, D.; TRAYNOR, S. Multi-criteria evaluation and least cost path analysis for an arctic all-weather road. **Applied Geography**, [s.l.], v. 25, n. 4, p. 287–307, 2005. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0143622805000378>. Acesso em: 28 fev. 2018.

BAGLI, S.; GENELETTI, D.; ORSI, F. Routing of power lines through least-cost path analysis and multicriteria evaluation to minimise environmental impacts. **Environmental Impact Assessment Review**, [s.l.], v. 31, n. 3, p. 234–239, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2010.10.003>. Acesso em: 28 fev. 2018.

BARBER, C. P.; COCHRANE, M. A.; SOUZA JUNIOR, C. M.; LAURENCE, W. F. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 177, p. 203–209, 2014. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S000632071400264X>. Acesso em: 28 fev. 2018.

BEAUDRY, F.; DEMAYNADIER, P. G.; HUNTER, M. L. Identifying Hot Moments in Road-Mortality Risk for Freshwater Turtles. **Journal of Wildlife Management**,

[s.l.], v. 74, n. 1, p. 152–159, 2010. Disponível em: <http://www.bioone.org/doi/abs/10.2193/2008-370>. Acesso em: 28 fev. 2018.

BEIMBORN, E.; PUENTES, R. Highways and Transit: Leveling the Playing Field in Federal Transportation Policy. *In: THE BROOKINGS INSTITUTION SERIES ON TRANSPORTATION REFORM. **Transportation Reforms Series***. Washington, D.C.: The Brookings Institution, 2003, p. 1-20.

BORDA-DE-ÁGUA, L.; BARRIENTOS, R.; BEJA, P.; PEREIRA, H. M. (eds.). **Railway ecology**. [S.l.]: Springer, 2017.

BOYLE, S. P.; LITZGUS, J. D.; LESBARRÈRES, D. Comparison of road surveys and circuit theory to predict hotspot locations for implementing road-effect mitigation. **Biodiversity and Conservation**, [s.l.], n. 26, p. 3445–3463, 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e Ministério dos Transportes. Portaria Interministerial MMA/MT nº 288, de 16 de julho de 2013. Institui o Programa de Rodovias Federais Ambientalmente Sustentáveis – PROFAS, para fins de regularização ambiental das rodovias federais. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 17 de julho de 2013. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2013/p_mma_mt_288_2013_institui_programaderodoviasfederais_ambientalmente_sustent%C3%A1veis_profas.pdf. Acesso em: 28 fev. 2018.

BRASIL. Ministério dos Transportes. Secretaria de Política Nacional de Transportes. **Projeto de Reavaliação de Estimativas e Metas do PNLT**. Brasília, DF: MT, 2012.

BUDZIK, K. A.; BUDZIK, K. M. A preliminary report of amphibian mortality patterns on railways. **Acta Herpetologica**, [s.l.], v. 9, n. 1, p. 103–107, 2014. Disponível em: <http://www.fupress.net/index.php/ah/article/view/12914>. Acesso em: 28 fev. 2018.

CAMPOS, P. B. R.; ELMIRO, M. A. T.; NOBREGA, R. A. de A. A utilização da modelagem ambiental para sistematização do conhecimento tácito: Identificação de corredores preferenciais para linhas de transmissão de

energia elétrica. **Boletim de Ciências Geodesicas**, [s.l.], v. 20, n. 4, p. 765–783, 2014.

CENTRAL INTELLIGENCE AGENCY - CIA. **The world fact book**. Canadá: Central Intelligence Agency, 2013.

CLEVENGER, A. P.; CHRUSZCZ, B.; GUNSON, K. E. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 109, n. 1, p. 15–26, 2003. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320702001271>. Acesso em: 28 fev. 2018.

CLEVENGER, A. P.; WIERZCHOWSKI, J. Maintaining and restoring connectivity in landscapes fragmented by roads. *In*: CROOKS, K. R.; SANJAYAN, M. (eds.). **Connectivity Conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006, p. 502–535.

COELHO, A. V. P.; COELHO, I. P.; TEIXEIRA, F. Z.; KINDEL, A. **Siriema**: road mortality software. Porto Alegre, RS: UFRGS, 2014.

COELHO, I. P.; KINDEL, A.; COELHO, A. V. P. Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. **European Journal of Wildlife Research**, [s.l.], v. 54, n. 4, p. 689–699, 2008.

COELHO, I. P.; TEIXEIRA, F. Z.; COLOMBO, P.; COELHO, A. V. P.; KINDEL, A. Anuran road-kills neighboring a peri-urban reserve in the Atlantic Forest, Brazil. **Journal of Environmental Management**, [s.l.], v. 112, p. 17-26, 2012.

COLLISCHONN, W.; PILAR, J. V. A direction dependent least-cost-path algorithm for roads and canals. **International Journal of Geographical Information Science**, [s.l.], v. 14, n. 4, p. 397-406, 2000. Disponível em: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/13658810050024304>. Acesso em: 28 fev. 2018.

CORLATTI, L.; HACKLÄNDER, K.; FREY-ROOS, F. Ability of Wildlife Overpasses to Provide Connectivity and Prevent Genetic Isolation. **Conservation**

Biology, [s.l.], v. 23, n. 3, p. 548-556, 2009. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1523-1739.2008.01162.x>. Acesso em: 28 fev. 2018.

COUNCIL ON ENVIRONMENTAL QUALITY - CEQ. **Protection of the environment (under the National Environmental Policy Act)**. Washington, D.C., USA: [s.n.], 2000.

CRESSIE, N. A. C. **Statistics for spatial data**. [S.l.] : Wiley, 1993.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE TRÂNSITO - DENATRAN. **Malha Ferroviária Brasileira**. [S.l.]: Denatran, 2014.

EASTMAN, R. Multi-criteria evaluation and GIS. *In*: LONGLEY, P.; GOODCHILD, M. F.; MAQUIRE, D. J.; RHIND, D. (Eds.). **Geographical Information Systems**. Vol. 2. Canada: Wiley, 1999, p. 493-502.

EFFAT, H. A.; HASSAN, O. A. Designing and evaluation of three alternatives highway routes using the Analytical Hierarchy Process and the least-cost path analysis, application in Sinai Peninsula, Egypt. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science**, [s.l.], v. 16, n. 2, p. 141–151, 2013. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1110982313000264>. Acesso em: 28 fev. 2018.

FERREIRA JÚNIOR, J. I. **Modelagem de dados geográficos para a definição do corredor do rodovial da Região Metropolitana de Belo Horizonte: o caso da Alça Sul**. 2016. 147 f. Dissertação (Mestrado em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016. Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.ufmg.br/dspace/handle/1843/IGCM-AAYPFA>. Acesso em: 1 mar. 2018.

FLEMING, D. K.; HAYUTH, Y. Spatial characteristics of transportation hubs: Centrality and intermediacy. **Journal of Geography**, [s.l.], v. 1, n. 2, p. 3-14, 1994.

FORMAN, R. T. T.; SPERLING, D.; BISSONETTE, J. A.; CLEVENGER, A. P.; CUTSHALL, C. D.; DALE, V. H.; FAHRIG, L.; FRANCE, R.; GOLDMAN, C. R.;

HEANUE, K.; JONES, J. A.; SWANSON, F. J.; TURRENTINE, T.; WINTER, T. C. **Road Ecology: Science and Solutions**. Washington, DC: Island Press, 2003. 504 p.

GAUTHIER, H. L. Geography, transportation and regional development. **Economic Geography**, [s.l.], v. 4, n. 46, p. 612-619, 1970.

GENELETTI, D. Biodiversity Impact Assessment of roads: an approach based on ecosystem rarity. **Environmental Impact Assessment Review**, [s.l.], v. 23, n. 3, p. 343-365, 2003. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0195925502000999>. Acesso em: 28 fev. 2018.

GENELETTI, D. Combining stakeholder analysis and spatial multicriteria evaluation to select and rank inert landfill sites. **Waste Management**, [s.l.], v. 30, n. 2, p. 328-337, 2010. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19853431>. Acesso em: 28 fev. 2018.

GIBBONS, P.; LINDENMAYER, D. B. Offsets for land clearing: No net loss or the tail wagging the dog? **Ecological Management & Restoration**, [s.l.], v. 8, n. 1, p. 26-31, 2007.

GOMES, L.; GRILO, C.; SILVA, C.; MIRA, A. Identification methods and deterministic factors of owl roadkill hotspot locations in Mediterranean landscapes. **Ecological Research**, [s.l.], v. 24, n. 2, p. 355-370, 2009.

GRILO, C.; ASCENSÃO, F.; SANTOS-REIS, M.; BISSONETTE, J. A. Do well-connected landscapes promote road-related mortality? **European Journal of Wildlife Research**, [s.l.], v. 57, n. 4, p. 707-716, 2011.

GRILO, C.; SOUSA, J.; ASCENSÃO, F.; MATOS, H.; LEITÃO, I.; PINHEIRO, P.; COSTA, M.; BERNARDO, J.; RETO, D.; LOURENÇO, R.; SANTOS-REIS, M.; REVILLA, E. Individual Spatial Responses towards Roads: Implications for Mortality Risk. **PLoS ONE**, [s.l.], v. 7, n. 9, p. 1-11, 2012.

GUNSON, K. E.; CLEVENGER, A. P.; FORD, A. T.; BISSONETTE, J. A.; HARDY, A. A Comparison of Data Sets Varying in Spatial Accuracy Used to Predict the Occurrence of Wildlife-Vehicle Collisions. **Environmental Management**, [s.l.],

v. 44, n. 2, p. 268-277, 2009. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s00267-009-9303-y>. Acesso em: 28 fev. 2018.

GUNSON, K. E.; MOUNTRAKIS, G.; QUACKENBUSH, L. J. Spatial wildlife-vehicle collision models: A review of current work and its application to transportation mitigation projects. **Journal of Environmental Management**, [s.l.], v. 92, n. 4, p. 1074-1082, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.027>. Acesso em: 28 fev. 2018.

GUNSON, K. E.; TEIXEIRA, F. Z. Road – Wildlife Mitigation Planning Can Be Improved By Identifying the Patterns and Processes Associated With Wildlife-Vehicle Collisions. **Handbook of Road Ecology**, [s.l.], p. 101-109, 2015.

GURRUTXAGA, M.; LOZANO, P. J.; DEL BARRIO, G. Assessing Highway Permeability for the Restoration of Landscape Connectivity between Protected Areas in the Basque Country, Northern Spain. **Landscape Research**, [s.l.], v. 35, n. 5, p. 529-550, 2010.

GURRUTXAGA, M.; SAURA, S. Prioritizing highway defragmentation locations for restoring landscape connectivity. **Environmental Conservation**, [s.l.], v. 41, n. 2, p. 1-8, 2013.

HARVEY, D. A geografia da acumulação capitalista: uma reconstrução da teoria marxista. In: HARVEY, D. (Ed.). **A produção capitalista do espaço**. São Paulo: Annablume, 2005, p. 49-73.

HELLDIN, J. O.; COLLINDER, P.; BENGTSSON, D.; KARLBERG, Å.; ASKLING, J. Assessment of traffic noise impact in important bird sites in Sweden – a practical method for the regional scale. **Oecologia Australis**, [s.l.], v. 17, n. 1, p. 48-62, 2013.

HELLER, N. E.; ZAVALETA, E. S. Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 142, n. 1, p. 14-32, 2009. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S000632070800387X>. Acesso em: 28 fev. 2018.

HELIS, T.; BUCHWALD, E. The effect of road kills on amphibian populations. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 99, p. 331-340, 2001.

IBISCH, P. L.; HOFFMANN, M. T.; KREFT, S.; PE'ER, G.; KATI, V.; BIBER-FREUDENBERGER, L.; DELLA SALA, D. A.; VALE, M. M.; HOBSON, P. R.; SELVA, N. A global map of roadless areas and their conservation status. **Science**, [s.l.], v. 354, n. 6318, p. 1423-1427, 2016.

IOSIF, R.; POPESCU, V. D. Modeling road mortality hotspots of Eastern Hermann's tortoise in Romania. **Amphibia-Reptilia**, [s.l.], v. 3, p. 1-10, 2013.

JAARSMA, C. F.; VAN LANGEVELDE, F.; BAVECO, J. M.; EUPEN, M. V.; ARISZ, J. Model for rural transportation planning considering simulating mobility and traffic kills in the badger *Meles meles*. **Ecological Informatics**, [s.l.], v. 2, n. 2, p. 73-82, 2007.

JAARSMA, C. F.; VAN LANGEVELDE, F.; BOTMA, H. Flattened fauna and mitigation: Traffic victims related to road, traffic, vehicle, and species characteristics. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, [s.l.], v. 11, n. 4, p. 264-276, 2006.

JACKSON, N. D.; FAHRIG, L. Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 144, n. 12, p. 3143-3148, 2011. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320711003557>. Acesso em: 25 fev. 2018.

JACOBSON, S. L.; BLISS-KETCHUM, L. L.; RIVERA, C. E. de; SMITH, W. P.; PETERS, D. P. C. A behavior- based framework for assessing barrier effects to wildlife from vehicle traffic volume. **Ecosphere**, [s.l.], v. 7, p. 1-15, apr. 2016.

JAEGER, J. A. G. Improving Environmental Impact Assessment and Road Planning at the Landscape Scale. **Handbook of Road Ecology**, [s.l.], p. 32-42, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1002/9781118568170.ch5>. Acesso em: 25 fev. 2018.

JONES, K. E.; BIELBY, J.; CARDILLO, M.; FRITZ, S. A.; O'DELL, J.; ORME, C. D. L.; SAFI, K.; SECHREST, W.; BOAKES, E. H.; CARBONE, C.; CONNOLLY, C.; CUTTS, M.

J.; FOSTER, J. K.; GRENYER, R.; HABIB, M.; PLASTER, C. A.; PRICE, S. A.; RIGBY, E. A.; RIST, J.; TEACHER, A.; BININDA-EMONDS, O. R. P.; GITTLEMAN, J. L.; MACE, G. M.; PURVIS, P. PanTHERIA : a species-level database of life history, ecology, and geography of extant and recently extinct mammals. **Ecology**, [s.l.], v. 90, n. 9, p. 2648, 2009.

KARLSON, M.; KARLSSON, C. S. J.; MÖRTBERG, U.; OLOFSSON, B.; BALFORS, B. Design and evaluation of railway corridors based on spatial ecological and geological criteria. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, [s.l.], v. 46, p. 207-228, 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1361920915301000>. Acesso em: 28 fev. 2018.b.;

KARLSON, M.; MÖRTBERG, U. A spatial ecological assessment of fragmentation and disturbance effects of the Swedish road network. **Landscape and Urban Planning**, [s.l.], v. 134, p. 53-65, 2015. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169204614002412>. Acesso em: 28 fev. 2018.

KIESECKER, J. M.; COPELANDI, H.; POCEWICS, A.; NIBBELINK, N.; MCKENNEY, B.; DAHLKE, J.; HOLLORAN, M.; STROUD, D. A Framework for Implementing Biodiversity Offsets: Selecting Sites and Determining Scale. **BioScience**, [s.l.], v. 59, n. 1, p. 77-84, 2009. Disponível em: <https://academic.oup.com/bioscience/article-lookup/doi/10.1525/bio.2009.59.1.11>. Acesso em: 28 fev. 2018.

KIESECKER, J. M.; COPELANDI, H.; POCEWICS, A.; MCKENNEY, B. Development by design: blending landscape-level planning with the mitigation hierarchy. **Frontiers in Ecology and the Environment**, [s.l.], v. 8, n. 5, p. 261-266, 2010. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1890/090005>. Acesso em: 28 fev. 2018.

LAURANCE, W. F. Bad Roads, Good Roads. **Handbook of Road Ecology**, [s.l.], p. 10-15, 2015.

LAURANCE, W. F.; BALMFORD, A. Land use: A global map for road building. **Nature**, [s.l.], v. 495, n. 7441, p. 308-309, 2013.

LAURANCE, W. F.; PELETIER-JELLEMA, A.; GEENEN, B.; KOSTER, H.; VERWEIJ, P.; VAN DIJCK, P.; LOVEJOY, T. E.; SCHLEICHER, J.; VAN KUIJK, M. Reducing the global environmental impacts of rapid infrastructure expansion. **Current biology**, [s.l.], v. 25, n. 7, p. R259-62, 2015. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960982215002195>. Acesso em: 28 fev. 2018.

LEONARD, P. B.; DUFFY, E. B.; BALDWIN, R. F.; MCRAE, B. Gflow: Software for Modelling Circuit Theory-Based Connectivity At Any Scale. **Methods in Ecology and Evolution**, [s.l.], v. 8, n. 4, p. 519-526, 2017.

LEVINE, N. CrimeStat III: A Spatial Statistics Program for the Analysis of Crime Incident Locations. *In*: THE NATIONAL INSTITUTE OF JUSTICE; NED LEVINE & ASSOCIATES. **CrimeStat**. Houston, TX; Washington, DC: [s.n.], 2007.

LEWIS, D. Primer on transportation, productivity and economic development. *In*: NATIONAL COOPERATIVE HIGHWAY RESEARCH PROGRAM. **Report 342**. Washington, DC: NCHRP, 1991.

LEWIS, J. S.; Identifying habitat characteristics to predict highway crossing areas for black bears within a human-modified landscape. **Landscape and Urban Planning**, [s.l.], v. 101, n. 2, p. 99-107, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.01.008>. Acesso em: 28 fev. 2018.

LITVAITIS, J. ; REED, G. C.; CARROLL, R.; LITVAITIS, M. K. Bobcats (*Lynx rufus*) as a Model Organism to Investigate the Effects of Roads on Wide-Ranging Carnivores. **Environmental Management**, [s.l.], v. 55, n. 6, p. 1366-1376, 2015.

LITVAITIS, J.; TASH, J. P. An Approach Toward Understanding Wildlife-Vehicle Collisions. **Environmental Management**, [s.l.], v. 42, n. 4, p. 688-697, 2008. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s00267-008-9108-4>. Acesso em: 28 fev. 2018.

MCRAE, B. H.; KAVANAGH, D. M. **Linkage Mapper Connectivity Analysis Software**. Seattle, WA: The Nature Conservancy, 2011. Disponível em: <http://www.circuitscape.org/linkagemapper>. Acesso em: 28 fev. 2018.

MEEK, R. Patterns of reptile road-kills in the Vendée region of western France of western France. **Herpetological Journal**, [s.l.], v. 19, p. 135-142, 2009.

NEUMANN, W.; ERICSSON, G.; DETTKI, H.; BUNNEFELD, N.; KEULER, N. S.; HELMERS, D. P.; RADELOFF, V. C. Difference in spatiotemporal patterns of wildlife road-crossings and wildlife-vehicle collisions. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 145, n. 1, p. 70-78, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2011.10.011>. Acesso em: 28 fev. 2018.

NOBREGA, R. A. A.; O'HARA, T; SADASIVUNI, R.; STICH, B. Assessing Environmental-Impacted Features of EIA Study in Corridor Planning Based on GIS and Remote Sensing Technologies. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS GEODÉSICAS E TECNOLOGIAS DA GEOINFORMAÇÃO, 4., 2012, Recife. **Anais...** Recife: UFPE, 2012, p. 1-8.

NÓBREGA, R. A. A. Understanding Spatial-Criteria decision making: An analytical demonstration of AHP-based MCDM and how it is used in GIS. *In*: NATIONAL CONSORTIUM FOR REMOTE SENSING IN TRANSPORTATION (NCRST). **Annual Workshop**. Memphis: NCRST/Geosystems Research Institute, 2009.

NOBREGA, R. A. A.; STICH, B. Towards the Long Term Recovery in Mississippi: Understanding the Impact of Transportation System for Economic Resilience. **Journal of Leadership and Management**, [s.l.], v. 12, n. 4, p. 21-35, 2012.

NOBREGA, R. A. A.; STICH, B.; MIAO, D.; HOLLAND, J. A GIS-oriented method to investigate regional economic impacts caused by disruptions in transportation networks. *In*: CONGRESSO DE PESQUISA E ENSINO EM TRANSPORTES, ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE PESQUISA E ENSINO EM TRANSPORTES, 25., 2011, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte, MG: ANPET, 2011.

OKABE, A.; SUGIHARA, K. **Spatial Analysis along Networks**. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd, 2012. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1002/9781119967101>. Acesso em: 28 fev. 2018.

PATRICK, D. A.; GIBBS, J. P.; POPESCU, V. D.; NELSON, D. A. Multi-scale habitat-resistance models for predicting road mortality “hotspots” for turtles and amphibians. **Herpetological Conservation and Biology**, [s.l.], v. 7, n. 3, p. 407-426, 2012.

PEREIRA, L. A. G.; LESSA, S. N. O processo de planejamento e desenvolvimento do transporte rodoviário no Brasil. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 12, n. 40, p. 26-45, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14393/rcg.v12i40.16414.g9175>. Acesso em: 28 fev. 2018.

PÉRIQUET, S.; ROXBURGH, L.; ROUX, A. L.; COLLINSON, W. J. Testing the Value of Citizen Science for Roadkill Studies: A Case Study from South Africa. **Frontiers in Ecology and Evolution**, [s.l.], v. 6, p. 15, 2018. Disponível em: <http://journal.frontiersin.org/article/10.3389/fevo.2018.00015/full>. Acesso em: 28 fev. 2018.

PULLIN, A. S.; KNIGHT, T. M. Effectiveness in Conservation Practice: Pointers from Medicine and Public Health. **Conservation Biology**, [s.l.], v. 15, n. 1, p. 50-54, 2001. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1523-1739.2001.99499.x>. Acesso em: 28 fev. 2018.

RAMP, D.; CALDWELL, J.; EDWARDS, K. A.; WARTON, D.; XROFT, D. B. Modelling of wildlife fatality hotspots along the Snowy Mountain Highway in New South Wales, Australia. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 126, n. 4, p. 474-490, 2005. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320705002806>. Acesso em: 28 fev. 2018.

RIPLEY, B. D. **Spatial Statistics**. New York: John Wiley & Sons, 1981.

SANTOS, S. M.; LOURENÇO, R.; MIRA, A., BEJA, P. Relative Effects of Road Risk , Habitat Suitability , and Connectivity on Wildlife Roadkills: The Case of Tawny Owls (*Strix aluco*). **PLoS One**, [s.l.], v. 8, n. 11, p. e79967, 2013.

SAUNDERS, S. C.; MISLIVETS, M. R.; CHEN, J.; CLELAND, D. T. Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the Northern Great Lakes Region, USA. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 103, p. 209-225, 2002.

SOUZA, I. N. de P.; ARAUJO, F. R. N. de; NÓBREGA, R. A. de A. Modelagem de Dados Geográficos para Otimização do Estudo de um Corredor Ferroviário entre Paracatu-MG e Ipatinga-MG. In: CONGRESSO DE PESQUISA E ENSINO EM TRANSPORTS, 27., 2014, Belém. **Anais...** Belém, PA: ANPET, 2014, p. 1-12, 2014. Disponível em: <http://www.anpet.org.br/xxviiiianpet/anais/documents/AC197.pdf>. Acesso em: 28 fev. 2018.

STICH, B.; HOLLAND, J. H.; NOBREGA, R. A. A.; O'HARA, C. Using multi-criteria decision making to highlight stakeholders' values in the corridor planning process. **Journal of Transport and Land Use**, [s.l.], v. 4, n. 3, p. 105-118, 2011a. Disponível em: <https://www.jtlu.org/index.php/jtlu/article/view/171>. Acesso em: 28 fev. 2018.

TAYLOR, B. D.; GOLDINGAY, R. L. Roads and wildlife: Impacts, mitigation and implications for wildlife management in Australia. **Wildlife Research**, [s.l.], v. 37, n. 4, p. 320-331, 2010.

TEIXEIRA, F. Z.; COELHO, I. P.; LAUXEN, M.; ESPERANDIO, I. B.; HARTZ, S. M.; KINDEL, A. The need to improve and integrate science and environmental licensing to mitigate wildlife mortality on roads in Brazil. **Tropical Conservation Science**, [s.l.], v. 9, n. 1, p. 34-42, 2016.

TEIXEIRA, F. Z.; KINDEL, A.; HARTZ, S. M.; MITCHELL, S.; FAHRIG, L. When road-kill hotspots do not indicate the best sites for road-kill mitigation. **Journal of Applied Ecology**, [s.l.], v. 54, n. 5, p. 1544-1551, 2017.

THURFJELL, H.; SPONG, G.; OLSSON, M.; ERICSSON, G. Landscape and Urban Planning Avoidance of high traffic levels results in lower risk of wild boar-vehicle accidents. **Landscape and Urban Planning**, [s.l.], v. 133, p. 98-104, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.09.015>. Acesso em: 28 fev. 2018.

TROCMÉ, M. The Swiss defragmentation program—reconnecting wildlife corridors between the Alps and Jura: an overview. *In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON ECOLOGY AND TRANSPORTATION*, 2006, San Diego. **Anais...** San Diego, California: ICOET, 2005.

URBAN, D.; KEITT, T. Landscape Connectivity: A Graph-Theoretic Perspective. **Ecology**, [s.l.], v. 82, n. 5, p. 1205-1218, 2001. Disponível em: [http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[1205:LCAGTP\]2.0.CO;2/abstract](http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/0012-9658(2001)082[1205:LCAGTP]2.0.CO;2/abstract). Acesso em: 28 fev. 2018.

VAN DER GRIFT, E. A. Defragmentation in the Netherlands: A Success Story? **Gaia**, [s.l.], v. 14, n. 2, p. 144–147, 2005.

VAN DER REE, R.; SMITH, D. J.; GRILO, C. **Handbook of Road Ecology**. [S.l.]: Wiley-Blackwell, 2015.

VAN DER REE, R.; VAN DER GRIFT, E. A.; GULLE, N.; HOLLAND, K.; MATA, C.; SUAREZ, F. Overcoming the Barrier Effect of Roads-How Effective Are Mitigation Strategies? An international review of the use and effectiveness of underpasses and overpasses designed to increase the permeability of roads for wildlife. *In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON ECOLOGY AND TRANSPORTATION, CENTER FOR TRANSPORTATION AND THE ENVIRONMENT*, 2007, North Carolina. **Anais...** North Carolina: North Carolina State University, 2007, p. 423-431. Disponível em: <https://escholarship.org/uc/item/66j8095x>. Acesso em: 28 fev. 2018.

VAN LANGEVELDE, F.; JAARSMA, C. F. Using traffic flow theory to model traffic mortality in mammals. **Landscape Ecology**, [s.l.], v. 19, p. 895-907, 2004.

VASAS, V.; MAGURA, T.; JORDÁN, F.; TÓTHMÉRÉSZ, B. Graph theory in action: Evaluating planned highway tracks based on connectivity measures. **Landscape Ecology**, [s.l.], v. 24, n. 5, p. 581-586, 2009.

VILLARROYA, A.; BARROS, A. C.; KIESECKER, J. Policy Development for Environmental Licensing and Biodiversity Offsets in Latin America. **PloS One**, [s.l.], v. 9, n. 9, p. e107144, 2014.

VILLARROYA, A.; PERSSON, J.; PUIG, J. Ecological compensation: From general guidance and expertise to specific proposals for road developments. **Environmental Impact Assessment Review**, [s.l.], v. 45, p. 54-62, 2014. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S019592551300111X>. Acesso em: 28 fev. 2018.

VISINTIN, C.; GOLDING, G.; VAN DER REE, R.; MCCARTHY, M. A. Managing the timing and speed of vehicles reduces wildlife-transport collision risk. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, [s.l.], v. 59, p. 86-95, 2018.

VISINTIN, C.; VAN DER REE, R.; MCCARTHY, M. A. A simple framework for a complex problem? Predicting wildlife-vehicle collisions. **Ecology and Evolution**, [s.l.], p. 1-13, 2016.

VISINTIN, C.; VAN DER REE, R.; MCCARTHY, M. A. Consistent patterns of vehicle collision risk for six mammal species. **Journal of Environmental Management**, [s.l.], v. 201, p. 397-406, 2017.

VOS, C. C.; BERRY, P.; OPDAM, P.; BAVECO, H.; NIJHOF, B.; O'HANLEY, J.; BELL, C.; KUIPERS, H. Adapting landscapes to climate change: examples of climate-proof ecosystem networks and priority adaptation zones. **Journal of Applied Ecology**, [s.l.], v. 45, n. 6, p. 1722–1731, 2008. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2664.2008.01569.x>. Acesso em: 28 fev. 2018.

WEINGROFF, R. Creating a landmark: The intermodal surface transportation act of 1991. **Public Roads**, [s.l.], v. 65, n. 3, p. 7-48, 2001.



Capítulo 9

Vertebrados Silvestres Atropelados em Rodovias do Sul de Santa Catarina, Brasil

DOI: <http://dx.doi.org/10.18616/geop09>

Jairo José Zocche

Samuel Costa

Polliana Zocche-de-Souza

Ivan Réus Viana

Denise Lidório de Mattia

Cristiane Scussel

Caroline Magagnin Zocche

Jader Lima Pereira

Fernando Carvalho

VOLTAR AO SUMÁRIO

INTRODUÇÃO

As mudanças na paisagem, naturais ou antrópicas, podem ocasionar a perda de *habitat* (FAHRIG, 2003; JACKSON; FAHRIG, 2013), que por consequência pode resultar na fragmentação da matriz paisagística (METZGER, 2013). Fragmentação e perda de *habitat* produzem heterogeneidade na paisagem, característica dependente da escala de análise e do modelo biológico que está sendo analisado (FORMAM, 1995; LANG; BLASCHKE, 2009; MORAES *et al.*, 2015; FAHRIG, 2017).

Embora a fragmentação de *habitat* seja frequentemente associada à perda e à descontinuidade de *habitat*, a fragmentação *per se* não implica diretamente na perda de *habitat* (MCGARIGAL; CUSHMAN, 2002). A fragmentação, com a perda de *habitat*, ocorre quando há a conversão de uma extensa área de *habitat* contínuo em um número maior de manchas de tamanhos menores, as quais se tornam cada vez mais isoladas entre si pela presença de uma matriz de *habitat* diferente do original (FAHRIG, 2003; JACKSON; FAHRIG, 2013; MORAES *et al.*, 2015; SACCO *et al.*, 2015).

Dentre os fatores antrópicos, a construção e a operação de rodovias representam uma das principais causas da fragmentação da paisagem com a perda de *habitat* (LAURANCE *et al.*, 2009; CROOKS *et al.*, 2017), pois resultam na fragmentação da matriz pela remoção da cobertura vegetal original, geram efeito de borda, funcionam como corredor de dispersão de espécies exóticas e alteram a estrutura e a função dos ecossistemas (FORMAN; DEBLINGER, 2000; TROMBULAK; FRISSELL, 2000; FORMAN *et al.*, 2003; HAWBAKER; RADELOFF, 2004; SEILER; HELLDIN, 2006; LAURANCE *et al.*, 2009; ROSA; BAGER, 2013; BAGER *et al.*, 2016; ASCENSÃO *et al.*, 2017; CROOKS *et al.*, 2017).

Os animais silvestres, que estão inseridos nesses ambientes modificados, interagem com as rodovias e isso pode resultar em redução da abundância populacional, com a morte dos indivíduos por atropelamentos, o que é reconhecidamente uma das principais ameaças à biodiversidade; alteração

comportamental causada pelo efeito filtro/barreira, o que leva à diminuição na acessibilidade a novos *habitat* e; a redução no fluxo gênico entre os fragmentos (KUIKEN, 1988; TROMBULAK; FRISSELL, 2000; FAHRIG; RYTWINSKI, 2009; LAURANCE *et al.*, 2009; JACKSON; FAHRIG, 2011; ROSA; BAGER, 2013; BAGER *et al.*, 2016; ASCENSÃO *et al.*, 2017; CROOKS *et al.*, 2017).

As colisões com veículos são, na atualidade, uma das maiores causas de mortalidade de vertebrados (TROMBULAK; FRISSELL, 2000), superando, inclusive, os números de animais mortos pela caça ilegal (SEILER; HELLDIN, 2006). Esse panorama tem impactos diretos sobre a conservação da biodiversidade, principalmente em países em rápido desenvolvimento (SEILER; HELLDIN, 2006; BAGER *et al.*, 2015), como, por exemplo, o Brasil (BAGER *et al.*, 2015). Em outras regiões do mundo, esse padrão se repete e, mesmo que as estimativas sejam ainda imprecisas, os números anuais de atropelamentos de animais silvestres são alarmantes: 159 mil mamíferos e 653 mil pássaros na Holanda (VAN DER ZANDE *et al.*, 1980); 5,5 milhões de serpentes, lagartos, tartarugas e anfíbios na Austrália (BENNETT, 1991); 7 milhões de pássaros na Bulgária; 200 mil mamíferos de médio e grande porte na Suécia; e 365 milhões de vertebrados nos Estados Unidos (SEILER; HELLDIN, 2006).

Os efeitos das rodovias sobre a paisagem de seu entorno só podem ser reconhecidos em sua totalidade décadas após a sua implantação (FINDLAY; BOURDAGES, 2000) e, ainda, se forem desenvolvidos estudos de longa duração (FORMAN; ALEXANDER, 1998). A crescente preocupação com o impacto das rodovias sobre a fauna silvestre fez surgir uma nova ciência, a Ecologia de Estradas, termo cunhado por Richard Forman, o qual se refere à ciência que investiga o impacto das rodovias nos componentes, nos processos e na estrutura dos ecossistemas (FORMAN; ALEXANDER, 1998). Essa nova ciência inclui áreas como Ecologia, Geografia, Engenharia e Planejamento Urbano (FORMAN *et al.*, 2003).

Estudos sobre ecologia de estradas destacam, principalmente, os efeitos negativos das estruturas viárias sobre a fauna silvestre (LAURANCE *et al.*, 2009). No entanto, os vertebrados silvestres também podem responder de forma positiva ou neutra à presença de rodovias em seu *habitat* (JAEGER

et al., 2005; ROSA; BAGER, 2013; RUIZ-CAPILLAS *et al.*, 2013; RYTWINSKI; FAHRIG, 2013). Espécies que apresentam respostas positivas são classificadas em três grupos: as que são atraídas devido à disponibilidade de recursos, mas que evitam a proximidade com veículos; as que evitam a estrada propriamente dita, mas não a sua borda; e as que se beneficiam com a redução na abundância do principal predador em função da presença da malha viária (FAHRIG; RYTWINSKI, 2009).

Estudos relacionados ao impacto das rodovias sobre biodiversidade têm aumentado nas últimas décadas (SANTOS *et al.*, 2017). No Brasil, dados sobre atropelamentos de vertebrados silvestres podem ser considerados recentes (GLISTA *et al.*, 2009; BAGER; FONTOURA, 2012), têm pouco destaque entre as questões que envolvem as ameaças à biodiversidade faunística (GLISTA *et al.*, 2009), mas estão em franco crescimento nas duas últimas décadas, como pode ser observado em Grilo *et al.* (2018).

Segundo dados do Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes – DNIT (BRASIL, 2014), circulam por ano nas rodovias e estradas do Brasil 17,9 milhões de automóveis, 3,1 milhões de veículos comerciais leves, 1,17 milhões de caminhões e 258 mil ônibus. Ainda segundo a mesma fonte, mais de 60% do transporte de cargas é realizado por rodovias, a malha viária nacional possui pouco mais de 1,7 milhões de km, dos quais apenas 221.820 km (aproximadamente 12,9%) são pavimentados, 1.363,74 km (79,5%) não são pavimentados e o restante 128.904 km (7,5%) são estradas planejadas. Desse total, 119.936 km (7%) são de estradas federais, 255.040 km (14,8%) são de estradas estaduais e 1.339.260 km (78,11%) são de estradas municipais. Santa Catarina, por sua vez, possui 7.194 km de rodovias, das quais 3.800 km são pavimentados, 1.272 km não estão pavimentados e 2.121 km são de rodovias planejadas.

Nessa malha viária, segundo dados disponibilizados pelo CBEE (2017), 475 milhões de animais silvestres podem estar morrendo por ano. Essa estimativa é alta e certamente é agravada em rodovias com grande fluxo e naquelas que cruzam áreas com alta diversidade e abundância de animais (VIEIRA, 1996). Quando as rodovias atravessam ou contornam Unidades de

Conservação, o problema se torna ainda mais grave, uma vez que em muitas dessas áreas existem espécies ameaçadas de extinção (RODRIGUES *et al.*, 2002).

Em face às questões acima apresentadas, este estudo teve por objetivos: 1 – inventariar as espécies de vertebrados silvestres atropeladas em duas rodovias no sul de Santa Catarina; 2 – avaliar o *status* de conservação das espécies de vertebrados silvestres atropeladas em duas rodovias no sul de Santa Catarina; 3 – Avaliar a taxa de atropelamentos de vertebrados silvestres em duas rodovias no sul de Santa Catarina; 4 – analisar se a distribuição dos atropelamentos (total, por grupos e por espécie) apresenta segregação estacional; e 5 – analisar a relação da paisagem do entorno na ocorrência e na intensidade de agregações de atropelamentos em duas rodovias no sul de Santa Catarina.

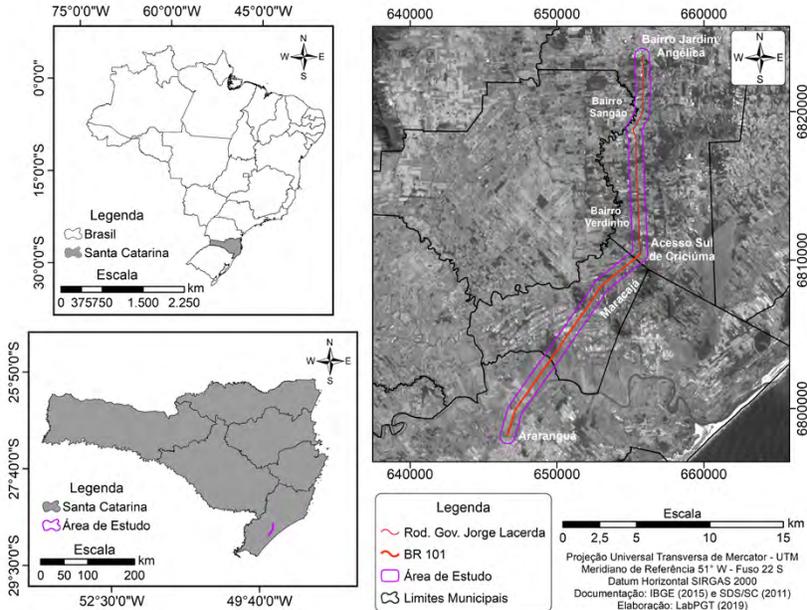
Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em 30 km de rodovias, sendo metade do percurso pertencente à Rodovia Federal BR 101, localizado entre os municípios de Araranguá e Maracajá (Km 411 a 396), e os demais 15 km pertencentes à Rodovia Governador Jorge Lacerda, localizados entre o acesso sul do município de Criciúma, a partir da BR 101 e do bairro Jardim Angélica, na cidade de Criciúma, sul de Santa Catarina (Figura 1). Nos trechos estudados, as duas rodovias eram, à época da coleta de dados, constituídas de pista simples de rodagem de mão dupla e com a presença de acostamentos.

O clima regional, segundo a classificação climática de Köppen, é do tipo Cfa, subtropical úmido, sem estação seca definida e com verões quentes (ALVARES *et al.*, 2014). As temperaturas médias variam de 17,0 a 19,3 oC, e a precipitação pluviométrica de 1.220 a 1.660 mm anuais (ALVARES *et al.*, 2014). A cobertura vegetal é representada por remanescentes da Floresta Ombrófila Densa Submontana e das Terras Baixas (IBGE, 2012). A paisagem é constituída por formações secundárias da Floresta Ombrófila Densa, por áreas agrícolas, pastagens, plantações de *Pinus spp.*, *Eucalyptus spp.* e *Musa*

paradisiaca L., áreas de extração de argila, antigos depósitos de rejeitos de carvão, além de aglomerados urbanos.

Figura 1 - Localização da área de estudo com destaque aos trechos das rodovias estudadas



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Delineamento Amostral

As amostragens foram realizadas entre janeiro e dezembro de 2003. O trecho total de 30 km foi monitorado diariamente no início da tarde, cinco vezes por semana, resultando em 7.470 km, percorridos em 249 dias. O levantamento de dados foi realizado com veículo automotor, percorrendo-se as rodovias com velocidade máxima de 40 km/h, sempre por dois observadores. Qualquer vestígio que pudesse indicar ocorrência de carcaças de vertebrados foi vistoriado. Quando encontrada uma carcaça, foram obtidos os seguintes dados: fotografia da carcaça; coordenadas geográficas de locali-

zação, obtidas por meio de sistema de posicionamento global (GPS) de mão, DATUM-WGS 84 e precisão de 10 m; e identificação da espécie. Carcaças que apresentavam melhor estado de conservação foram coletadas e adicionadas à coleção do Museu de Zoologia Professora Morgana Cirimbelli Gaidzinski para servir de material testemunho. As demais foram removidas da pista e ou do acostamento para evitar a reamostragem. As carcaças de animais domésticos foram apenas removidas, não sendo contabilizadas.

Os espécimes foram identificados com o auxílio de guias de campo de anuros (IZECKSOHN; CARVALHO-E-SILVA, 2001; LOEBMANN, 2005; DEIQUES *et al.*, 2007), lagartos e serpentes (FREITAS, 2003; FREITAS; SANTOS-SILVA, 2006; DEIQUES *et al.*, 2007), aves (SICK, 1997; DE LA PEÑA; RUMBOLL, 1998) e mamíferos (EMMONS; FEER, 1997; CANEVARI; VACCARO, 2007). A nomenclatura taxonômica seguiu Paglia *et al.* (2012) para mamíferos, exceto para o gênero *Leopardus*, que seguiu Nascimento e Feijó (2017); Piacentini *et al.* (2015) para aves; Segala *et al.* (2016) para anuros; e Costa e Bernelis (2018) para lagartos e serpentes.

O *status* de conservação das espécies seguiu as listas das espécies ameaçadas de extinção da *International Union for Conservation of Nature – The IUCN Red List of Threatened Species* (IUCN, 2019) –, em nível mundial; do Ministério do Meio Ambiente do Brasil (BRASIL, 2014), em nível nacional; e do Conselho Estadual do Meio Ambiente (SANTA CATARINA, 2011), em nível estadual.

Mapeamento de Cobertura e Uso da Terra no Entorno das Rodovias

A paisagem do entorno das rodovias estudadas foi analisada a partir da classificação das formas de cobertura e uso da terra, com base em imagens fotogramétricas com resolução espacial de 1,0 m, datadas do ano de 2006 e ortorretificadas. Sobre a carta imagem ortorretificada foi lançado o trajeto das duas rodovias estudadas, a partir do qual foi definido o *buffer*

de 0,5 km de cada lado das rodovias para fins de classificação da cobertura e do uso da terra.

O mapeamento da cobertura e do uso da terra com uso do *software ArcGis*, versão 10.3.1 (ESRI, 2010), deu-se a partir dos seguintes passos: 1 – interpretação visual, vetorização manual em tela de computador e individualização dos polígonos de manchas homogêneas, com base em elementos de reconhecimento como tonalidade/cor, textura, tamanho, forma, sombra e localização (FLORENZANO, 2002); 2 – classificação e atribuição de identificador (ID) às formas de cobertura e uso da terra; 3 – extração de dados numéricos sobre a área total ocupada pelo polígono formado pelo *buffer* de 0,5 km no entorno das duas rodovias e pelas classes de cobertura e uso da terra identificadas; 4 – produção de mapa temático de cobertura e uso da terra ao longo das rodovias estudadas. Foi adotada a mesma nomenclatura proposta por Zocche *et al.* (2012), modificada e adaptada à realidade do presente estudo para a denominação das classes de cobertura e uso da terra (Quadro 1).

Quadro 1 – Denominação das classes e descrição das formas de cobertura e uso da terra que as compõem, adotadas para o mapeamento da área de *buffer* de 0,5 km em cada margem dos trechos estudados da BR 101 e da Rodovia Governador Jorge Lacerda, no sul de Santa Catarina, Brasil, entre janeiro e dezembro de 2003

Classes de Cobertura e Uso	Composição
Antrópico	Construções civis em áreas rurais, núcleos urbanos, estradas pavimentadas, não pavimentadas e acessos.
Áreas Alteradas	Áreas degradadas por atividades de exploração mineral (mineração de carvão, argila e rocha basáltica).
Agroecossistemas	Cultivos agrícolas anuais, incluindo as culturas irrigadas (arroz) e os cultivos de sequeiro (milho, fumo, feijão, etc.).
Monoculturas	Plantios de <i>Eucalyptus</i> spp., <i>Pinus</i> spp. e cultivos de <i>Musa paradisiaca</i> .
Vegetação Herbácea	Campo antrópico, vegetação ruderal e áreas de cultivo abandonadas.
Vegetação Arbórea	Cobertura florestal secundária em diversos estágios de regeneração (incluindo desde o estrato arbustivo até o arbóreo).
Corpos d'água	Massas d'água, naturais e artificiais.

Fonte: Adaptado de Zocche *et al.* (2012).

Análise dos Dados

Cada um dos 12 meses foi considerado uma amostra, sendo que as amostragens diárias realizadas no mesmo mês foram agrupadas. Foram determinadas as taxas de atropelamento total (TAT) e por grupo (anuros, lagartos e serpentes, aves e mamíferos), as quais foram calculadas dividindo-se o número de atropelamentos de cada respectivo grupo, pelo total de quilômetros amostrados (PRADA, 2004).

Para analisar se a distribuição dos atropelamentos (total, por grupos e por espécie) apresentou segregação estacional, foi utilizado o teste de Rayleigh (Z), com nível de significância de 0,05, calculado pelo *software* Oriana, versão 4.3 (KOVACH, 2011). Para determinar se o número de atropelamentos total e dos respectivos grupos difere entre as estações do ano, foi utilizado o teste de Qui-quadrado (χ^2) para proporções iguais esperadas. Esse teste foi realizado no *software* PAST (HAMMER *et al.*, 2001), adotando-se 0,05 como nível de significância. Nesta análise, os meses de janeiro, fevereiro e março foram considerados como pertencentes à estação do verão; abril, maio e junho, ao outono; julho, agosto e setembro, ao inverno; e outubro, novembro e dezembro, à primavera.

A ocorrência de agregações espaciais de atropelamentos foi avaliada pelo teste 2D *Ripley K-Statistics* (análise K de Ripley) no programa Siriema V. 2.0 (COELHO *et al.*, 2014), utilizando-se a função L(r) para avaliar a intensidade de agregação em diferentes escalas. Para essa análise, foi determinado o raio inicial de 100 metros, incremento de raio de 500 metros, limite de confiança de 95% e mil simulações (CARVALHO, 2014). A análise espacial dos atropelamentos foi realizada considerando-se Araranguá como sendo o início e Criciúma como sendo o ponto final do trecho monitorado.

A identificação dos trechos das rodovias com maior quantidade de atropelamentos de vertebrados silvestres (*hotspots*) foi avaliada pelo Teste *2D HotSpot Identification*, utilizando-se a função $N_{events} - N_{simulated}$ para a identificação dos locais nas rodovias onde ocorre agregação de atropelamentos maior do que a esperada ao acaso (COELHO *et al.*, 2014).

As análises da influência das estações do ano no número total de atropelamentos, no número de atropelamentos por grupo e por espécie; da existência de estacionalidade nos atropelamentos; da ocorrência de agregações de atropelamentos e dos locais com maior quantidade de atropelamentos (*hotspots*) foram executadas apenas para os grupos e para as espécies com 10 ou mais espécimes atropelados: vertebrados silvestres, mamíferos, aves, *Didelphis albiventris* e *Cerdocyon thous*.

A relação entre a intensidade das agregações de atropelamentos de vertebrados silvestres com a paisagem foi avaliada por meio da análise da distribuição dos atropelamentos e da representatividade das diferentes classes de cobertura e uso da terra na área de *buffer* mapeada ao longo das rodovias estudadas.

Ao longo do estudo, foram registrados 139 vertebrados silvestres atropelados, assim distribuídos: 87 (62,59%) mamíferos, 41 (29,50%) aves, nove (6,47%) lagartos e serpentes, e dois (1,44%) anuros (Tabela 2). Esse total representa 31 espécies, 24 famílias e 15 ordens de quatro classes. O grupo das aves foi o mais rico ($n = 16$ spp.), seguido pelos mamíferos ($n = 12$ spp.), lagartos e serpentes ($n = 02$ spp.) e anuros ($n = 01$ sp.). A taxa de atropelamentos total (TAT) registrada foi de 0,019 animais/km/ano, com os mamíferos e aves sendo os grupos mais atropelados (Tabela 1).

Tabela 1 - Distribuição mensal do número de vertebrados silvestres atropelados nos trechos estudados da BR 101 e da Rodovia Governador Jorge Lacerda, no sul de Santa Catarina, Brasil, entre janeiro e dezembro de 2003. Em que: % = percentual sobre o total de registros; TA = taxa de atropelamentos/km/ano; e TAT = taxa de atropelamento total/km/ano

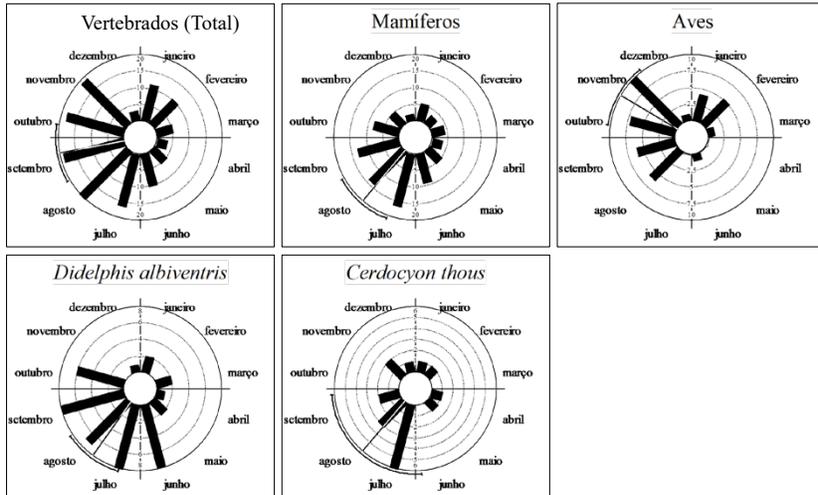
Taxa	Número de Registros/Estações do Ano/Mês												Total	%	TA		
	Verão			Outono			Inverno			Primavera							
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D					
ANUROS																	
Bufonidae																	
<i>Rhinella icterica</i> (Spix, 1824)				1										1	2	1,4	4
Subtotal				1										1	2	1,4	0,00
Subtotal da classe/estação				1		0		0						1			
LAGARTOS E SERPENTES																	
SQUAMATA																	
Teiidae																	
<i>Salvator merianae</i> (Duméril e Bibron, 1839)				1	1									2	3	7	5,0
Dipsadidae																	
<i>Philodryas patagoniensis</i> (Girard, 1858)				1										1	2	1,4	4
Subtotal				2	1									3	3	9	6,4
Subtotal da classe/estação				3		0		0						6			0,00
AVES																	
TINAMIFORMES																	
Tinamidae																	
<i>Nothura maculosa</i> (Temminck, 1815)														1	1	0,7	2
GRUIFORMES																	
Rallidae																	
<i>Pardirallus nigricans</i> (Vicillot, 1819)														1	1	0,7	2
<i>Gallinula galeata</i> (Lichtenstein, 1818)														1	1	1,4	4
CHARADRIIFORMES																	
Charadriidae																	
<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)					1									1	2	1,4	4
COLUMBIFORMES																	
Columbidae																	
<i>Columbina picui</i> (Temminck, 1813)														1	1	0,7	2
CUCULIFORMES																	
Cuculidae																	
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)				1										1	2	1,4	4

Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

As espécies com maior número de atropelamentos foram *D. albiventris* (n = 45), *C. thous* (n = 18), *C. ani* (n = 08), *S. merianae* (n = 07), *G. cuja* (n = 06), *P. cancrivorus* e *G. guira* (n = 05 cada), as quais totalizam 67,63% dos atropelamentos. Dentre as espécies registradas, *L. guttulus* (n = 3 registros) e *L. wiedii* (n = 1 registro) encontram-se ameaçadas (Tabela 2).

Houve diferença no número total de atropelamentos quando comparadas as estações do ano ($\chi^2 = 23,565$; $p < 0,001$). O inverno foi à estação em que se registrou o maior número de atropelamentos de vertebrados silvestres (n = 55), seguido da primavera (n = 40), do verão (n = 25) e do outono (n = 18). Em termos de variação mensal no número de atropelamentos, para todas as análises foi observada a segregação temporal (vertebrados: $Z = 15,09$ e $p < 0,001$; mamíferos: $Z = 13,94$ e $p < 0,001$; e aves $Z = 11,27$ e $p < 0,001$). O maior número de vertebrados (total) atropelados ocorreu de agosto a novembro, com a média ficando próxima a setembro. Para os mamíferos, o maior número de animais atropelados foi observado entre julho e setembro e a média ficou próxima a setembro. Para as aves, o pico de atropelamento ocorreu entre agosto e novembro, cuja média se estabeleceu próxima a novembro. *D. albiventris* teve os atropelamentos concentrados de junho a outubro, com média próxima a agosto ($Z = 12,76$; $P < 0,001$), enquanto que *C. thous* de julho a setembro, também com média próxima a agosto ($Z = 2,85$; $P < 0,05$) (Figura 2).

Figura 2 - Diagrama circular de distribuição mensal de atropelamentos de vertebrados (total), mamíferos, aves silvestres, *D. albiventris* e *C. thous* nos trechos estudados da BR 101 e da Rodovia Governador Jorge Lacerda, no sul de Santa Catarina, Brasil, entre janeiro e dezembro de 2003

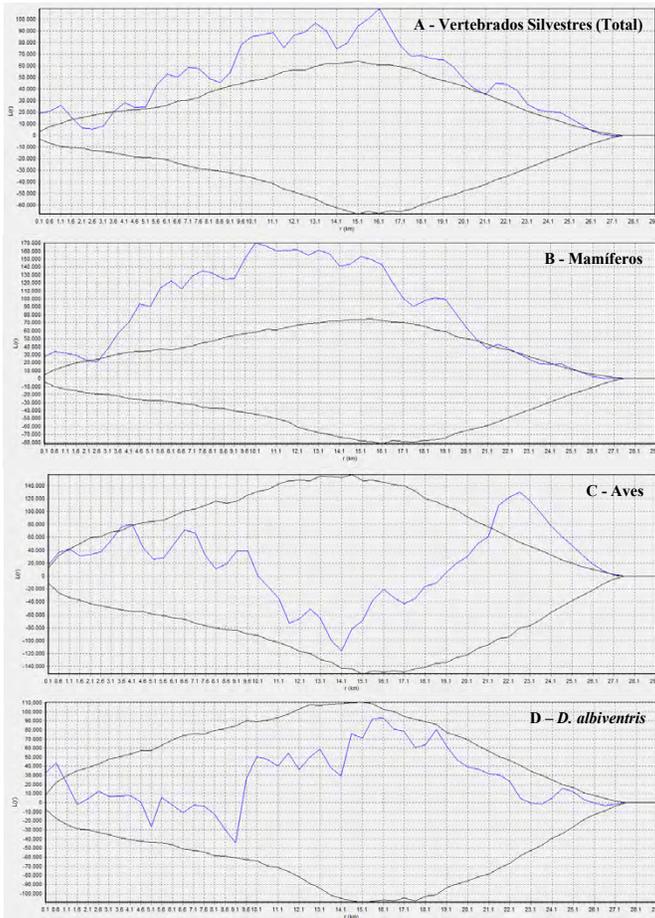


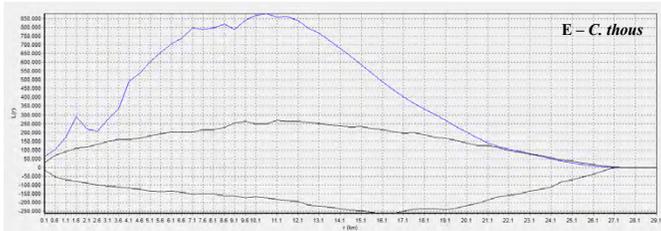
Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Foram encontradas agregações espaciais de atropelamentos para vertebrados silvestres (total), mamíferos, aves, *D. albiventris* e *C. thous* (Figuras 3A-E). Foram identificados 18 *hotspots* de atropelamentos de vertebrados silvestres (total) (Figura 4A), dentre os quais os três com maior grau de intensidade ocorreram, respectivamente, entre os quilômetros 6,50 e 7,00; 3,25 e 3,50; e 16,50 e 16,75. Para os mamíferos, foram registrados 12 *hotspots* (Figura 4B), cuja ocorrência dos três com maior grau de intensidade se deu, respectivamente, entre os quilômetros 6,75 e 7,0; 16,50 e 16,75; e 10,2 e 10,50. Para as aves, foram registrados oito *hotspots* (Figura 4C), dentre os quais os três com maior grau de intensidade ocorreram, respectivamente, entre os quilômetros 6,75 e 7,0; 24,0 e 24,25; e 15,50 e 16,0. Em relação a *D. albiventris*, seis *hotspots* de atropelamentos foram evidenciados (Figura 4D), sendo os mais representativos localizados, respectivamente, entre os quilômetros 16,50 e 16,75; 6,70 e 7,00; e 10,75 e 11,00. Para *C. thous* (Figura 4E)

foram observados oito *hotspots*, dentre os quais os três que se destacaram com as maiores intensidades ocorreram, respectivamente, entre os quilômetros 10,50 e 10,75; 6,75 e 7,00; e 3,50 e 3,75.

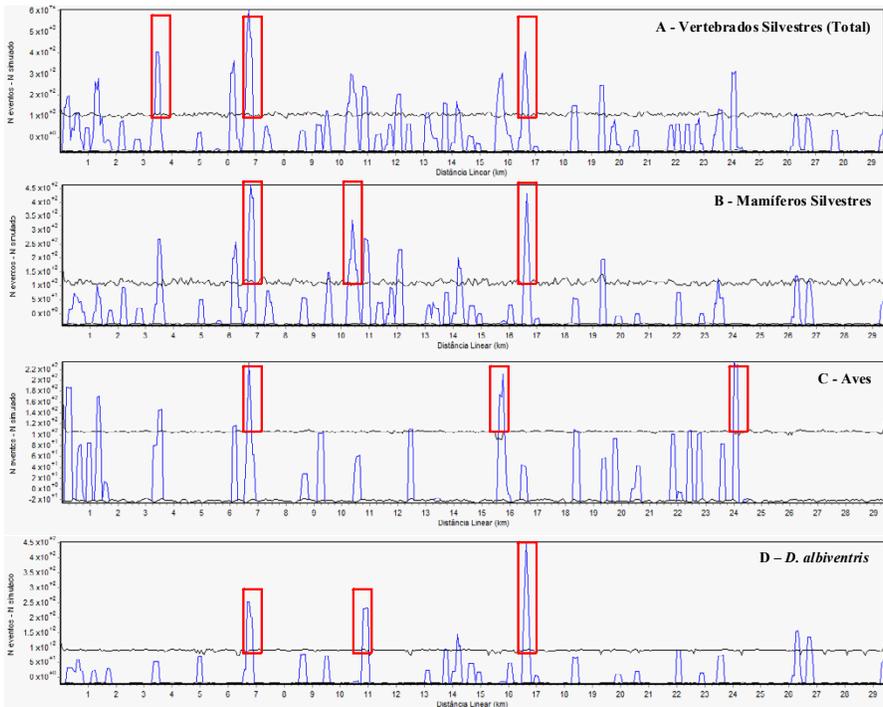
Figuras 3A-E - Agregações de atropelamentos de vertebrados silvestres (total), mamíferos, aves, *D. albiventris* e *C. thous*, de acordo com os raios de análise, ao longo dos trechos estudados da BR 101 e da Rodovia Governador Jorge Lacerda, no sul de Santa Catarina, Brasil, entre janeiro e dezembro de 2003. Valores de $L(r)$ (linha azul) acima do limite superior, ou abaixo do limite inferior de confiança (linhas pretas) indicam escalas com ocorrência de agregação dos atropelamentos.

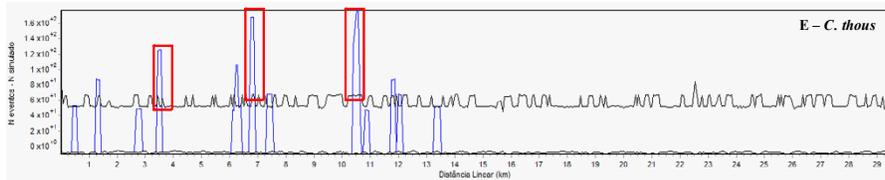




Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Figuras 4A-E - Localização das agregações de atropelamentos de vertebrados silvestres ao longo dos trechos estudados da BR 101 e da Rodovia Governador Jorge Lacerda, no sul de Santa Catarina, Brasil, entre janeiro e dezembro de 2003. Valores de $N_{\text{events}} - N_{\text{simulated}}$ (linha azul) que se encontram acima do limite superior de confiança (linha preta) indicam os locais de ocorrência de *hotspots*. Em destaque (retângulos vermelhos) se encontram os três *hotspots* com maior grau de intensidade de cada grupo ou espécie analisada

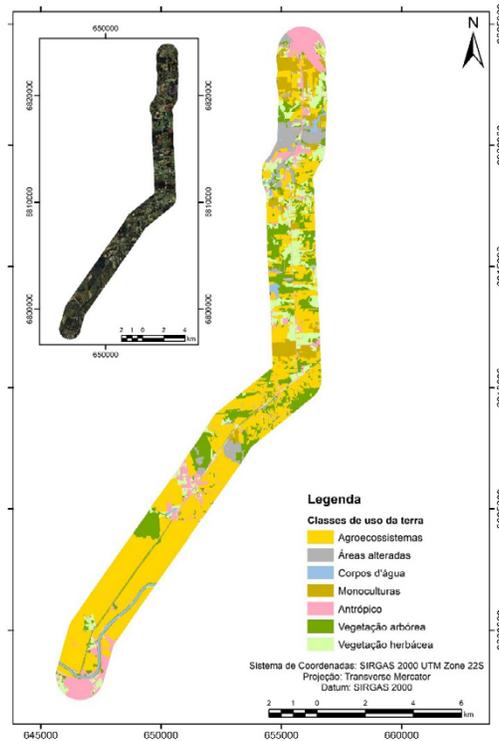




Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

No que se refere à cobertura e ao uso da terra, a classe Agroecossistemas ocupa 46,52% da paisagem mapeada, seguida pelas classes Vegetação Arbórea (16,92%), Vegetação Herbácea (11,92%) e Antrópico (11,50%). As três demais classes evidenciaram baixos percentuais de representatividade, variando de 2,04 a 5,97% (Figura 5 e Tabela 2). A classe Antrópico está distribuída em três manchas principais: duas na porção sudoeste da área estudada (representadas pelas cidades de Araranguá e Maracajá) e a terceira na porção norte, representada pela grande Criciúma (Figura 5).

Figura 5 - Mapa de cobertura do uso da terra na área de *buffer* de 0,5 km ao longo dos trechos estudados da BR 101 e da Rodovia Governador Jorge Lacerda, no sul de Santa Catarina, Brasil, entre janeiro e dezembro de 2003



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

A classe Agroecossistemas se distribui por toda a área mapeada e fragmenta a classe Vegetação Arbórea em quatro grandes blocos (Figura 5). Os dois primeiros estão localizados na porção sudoeste da área, a oeste da BR 101; o terceiro, um conjunto de pequenos fragmentos florestais, está localizado no centro da área mapeada, em ambos os lados da BR 101, e o quarto bloco, também representado por pequenas manchas de vegetação florestal, está localizado no centro-norte da área e distribui-se em ambos os lados da Rodovia Governador Jorge Lacerda.

Tabela 2 – Classes de cobertura e uso da terra, área ocupada em ha e percentuais de contribuição de cada classe em relação à área total mapeada ao longo dos trechos estudados da BR 101 e da Rodovia Governador Jorge Lacerda, no sul de Santa Catarina, Brasil

Classes de Uso e Cobertura da Terra	Área ocupada em ha	Contribuição %
1 – Antrópico	708,91	11,50
2 – Áreas Alteradas	316,56	5,13
3 – Agroecossistemas	2.869,17	46,52
4 – Monoculturas	368,11	5,97
5 – Vegetação Herbácea	735,44	11,92
6 – Vegetação Arbórea	1.043,47	16,92
7 – Corpos d’água	126,02	2,04
Totais	6.167,67	100

Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

A análise conjunta da distribuição espacial dos três *hotspots* com maior grau de intensidade de cada grupo e espécie avaliada e da distribuição das classes de cobertura e uso da terra na paisagem permite a identificação conjunta da ocorrência de cinco *hotspots* de atropelamentos com maior intensidade, os quais ocorreram entre os quilômetros 3,00 e 4,00; 6,50 e 7,00; 10,00 e 11,00; 15,00 e 17,00; 24,00 e 24,50 (Figuras 4A-E). Os dois primeiros trechos, de aproximadamente 0,5 km cada, estão localizados, respectivamente, próximo à cidade de Araranguá (onde foram registrados seis atropelamentos de cinco espécies) e em frente ao Parque Ecológico de Maracajá (onde foram registrados 19 atropelamentos de nove espécies). O terceiro, um trecho de 1,0 km, está situado entre o acesso principal e o acesso norte de Maracajá (onde foram registrados 17 atropelamentos de nove espécies). O quarto, um trecho de 2,0 km, está localizado entre o acesso sul a Criciúma e o bairro Verdinho, na Rodovia Governador Jorge Lacerda (onde foram registrados seis atropelamentos de quatro espécies). E o quinto, um trecho de 0,25 k, está localizado entre a rótula de acesso e a área central do Bairro Sangão, Criciúma, também na Rodovia Governador Jorge Lacerda (onde foram registrados oito atropelamentos de sete espécies, das quais seis pertencem às aves).

A riqueza, o número de atropelamentos e a taxa de atropelamentos de animais/km/ano registrados neste estudo foram inferiores a outros realizados no sul do Brasil (p. ex.: DORNELES *et al.*, 2012; TEIXEIRA; KINDEL, 2012; SILVA *et al.*, 2013; DE MATTIA, 2016), ainda que o esforço amostral tenha sido menor que o despendido no presente estudo, exceto para Dorneles *et al.* (2012). Tais diferenças se justificam porque a composição da fauna vítima de atropelamentos varia mesmo quando analisada dentro da mesma região geográfica. Isso decorre de fatores ligados à ecologia dos organismos atropelados, às características das rodovias (largura, presença de curvas, tipo de pavimento, número de pistas, presença e tipo de divisórias entre as pistas), à velocidade e ao fluxo de veículos e à estrutura da paisagem do entorno das rodovias consideradas (JAEGER; FAHRIG, 2004; JAEGER *et al.*, 2005; SANTOS *et al.*, 2011; FARMER; BROOKS, 2012; FREITAS, 2012; SANTOS *et al.*, 2015). Anfíbios, serpentes e lagartos tendem a ser particularmente suscetíveis em rodovias com duas pistas e com intensidade de tráfego de baixa a moderada. Médios e grandes mamíferos são especialmente suscetíveis em rodovias com duas pistas e de alta velocidade, enquanto que com aves e pequenos mamíferos isso ocorre em rodovias duplicadas e de alta velocidade (FORMAN; ALEXANDER, 1998).

Em termos de abundância, mamíferos e aves representaram os grupos com os maiores números de animais atropelados quando comparados a serpentes, lagartos e anuros. Aves foi o grupo mais diverso, enquanto que os mamíferos correspondem àquele com maior abundância, padrão semelhante ao observado em estudos realizados na região sul do Brasil (ROSA; MAUHS, 2004; DORNELES *et al.*, 2012; SILVA *et al.*, 2013; DE MATTIA, 2016). A maior riqueza de aves atropeladas neste estudo reflete a composição da paisagem do entorno das rodovias estudadas, assim como as características das espécies registradas, as quais se mostraram tolerantes aos efeitos da fragmentação dos *habitat*, são generalistas, sinantrópicas, apresentam voo baixo e lento e ocorrem frequentemente nas margens de rodovias com vegetação herbáceo-arbustiva (SICK, 1997).

Dentre as sete espécies mais atropeladas em nosso estudo, quatro pertencem aos mamíferos (*D. albiventris*, *C. thous*, *G. cuja* e *P. cancrivorus*), duas pertencem às aves (*C. ani* e *G. guira*) e uma aos lagartos (*S. merianae*). Grilo *et al.* (2018) publicaram um *data paper* sobre atropelamentos de animais silvestres em rodovias brasileiras, e nossos dados corroboram as hipóteses elencadas por eles. Os autores destacam que em 26 estudos publicados em periódicos, teses e relatórios revisados por pares e em 45 comunicações pessoais de atropelamentos foram relatados 21.512 registros, 83% dos quais foram identificados ao nível da espécie (n = 450 espécies). As espécies com maior número de registros foram: *D. albiventris* (n = 1.549), *Volatinia jacarina* (Linnaeus, 1766) (n = 1.238), *C. thous* (n = 1.135), *Helicops infrataeniatus* (Jan, 1865) (n = 802) e *R. icterica* (n = 692).

Didelphis albiventris, a espécie com maior percentual de registros neste estudo (32,37%), apresenta atividade noturna e crepuscular, dieta onívora e ocorre em diversos *habitat*, incluindo os antrópicos (SILVA, 1994; ROSSI *et al.*, 2006; CANEVARI; VACCARO, 2007). Em relação ao gênero *Didelphis*, Cherem *et al.* (2007) assinalam que em Santa Catarina ocorrem duas espécies: *D. albiventris*, que se distribui por toda a parte continental do Estado, e *D. aurita*, aparentemente restrita à faixa litorânea e a algumas ilhas. Ambas foram registradas no presente estudo, entretanto, *D. albiventris* com número muito maior quando comparado com *D. aurita*. Espécies de *Didelphis* estiveram entre as mais amostradas em 26 estudos sobre atropelamentos realizados no Brasil (GRILLO *et al.*, 2018). *Didelphis aurita* foi registrada com maior frequência em trabalhos realizados na região norte (PEREIRA *et al.*, 2006; TURCI; BERNARDE, 2009; GUMIER-COSTA; SPERBER, 2009), enquanto que *D. albiventris* nas regiões central (RODRIGUES *et al.*, 2002; CASELLA *et al.*, 2006), sudeste (PRADA, 2004) e sul do País (ROSA; MAUHS, 2004; CHEREM *et al.*, 2007; DELAZERI *et al.*, 2011; DE MATTIA, 2016; GRILLO *et al.*, 2018).

Cerdocyon thous, espécie crepuscular e noturna, possui grande plasticidade alimentar e ocupa diversos *habitat* (SILVA, 1994; CANEVARI; VACCARO, 2007), inclusive áreas degradadas e próximo de habitações humanas (LOPES *et al.*, 2015). Foi a segunda espécie com maior número de

atropelamentos. Também está entre as espécies mais atropeladas em Santa Catarina, conforme registraram Cherem *et al.* (2007) e De Mattia (2016), assim como em outros estudos de várias regiões do Brasil (VIEIRA, 1996; RODRIGUES *et al.*, 2002; GRILLO *et al.*, 2018) e da América do Sul (PINOWSKI, 2005). Por incluir carniça em sua dieta (CHEIDA *et al.*, 2006), torna-se um dos mamíferos com grande índice de atropelamentos (RODRIGUES *et al.*, 2002; OLIVEIRA; SILVA, 2012).

Galictis cuja apresenta tanto hábitos noturnos quanto diurnos, de dieta basicamente carnívora, alimenta-se de pequenos vertebrados, como roedores, serpentes e lagartos, especialmente lagartixas, anuros, aves e ovos (CANEVARI; VACCARO, 2007; CHEIDA *et al.*, 2006; LOPES *et al.*, 2015). Vive em ambientes variados, preferencialmente abertos, próximos à água, inclusive em áreas rurais e urbanas (CANEVARI; VACCARO, 2007). Foi a quinta espécie mais atropelada neste estudo, a segunda entre as registradas por Rosa e Mauhs (2004), a nona nos estudos de Cherem *et al.* (2007), a terceira entre os vertebrados e a segunda entre os mamíferos no estudo de De Mattia (2016).

Procyon cancrivorus, juntamente com *G. guira*, ocupa a sexta posição entre os taxa mais atropelados neste estudo. Habita ambientes variados sempre próximos à água, onde busca alimentos (CANEVARI; VACCARO, 2007). Apresenta hábitos crepusculares e noturnos, com dieta variada, incluindo caranguejos, rãs, caracóis, peixes e, em menor proporção, insetos, pequenas aves, frutos e sementes (SILVA, 1994; CANEVARI; VACCARO, 2007). No presente estudo, foi a quarta espécie com maior número de atropelamentos entre os mamíferos e a terceira na região do planalto catarinense, conforme Cherem *et al.* (2007), mas foi registrada apenas três vezes nos estudos de De Mattia (2016), no sul de Santa Catarina. Ocorreu também com elevados números nos estudos de Vieira (1996), na região central e sudeste do Brasil, sendo menos comum nos estudos de Rosa e Mauhs (2004), na região sul, e de Prada (2004), na região sudeste do País. Casella *et al.* (2006) verificaram uma forte tendência de atropelamentos de *P. cancrivorus* próximo a cursos d'água e a áreas naturais (fragmentos florestais) em função da dependência

por água, por *habitat* ribeirinhos e por fragmentos florestais como corredores, fatos também observados neste estudo.

Crotophaga ani e *G. guira* (terceira e sexta espécies mais atropeladas, respectivamente) são espécies onívoras, alimentam-se de insetos e pequenos vertebrados, complementando sua dieta com frutos (SICK, 1997). Apresentam voo baixo e pouco potente e costumam ocorrer em áreas antropizadas, como campos, lavouras abandonadas e ambientes abertos (SICK, 1997; DE LA PEÑA; RUMBOLL, 1998) ao longo de rodovias (BELTON; DUNNING, 1993; ROSA; MAUHS, 2004), tornando-se as aves mais atropeladas (ROSA; MAUHS, 2004), assim como mais comuns ao longo de estradas (SICK, 1997; DE LA PEÑA; RUMBOLL, 1998).

Salvator merianae tem hábitos diurnos, habita matas, campos, capões e ambientes antrópicos (PÉRES JUNIOR, 2003). Apresenta dieta variada, incluindo desde invertebrados (insetos, larvas, minhocas), pequenos vertebrados (mamíferos e aves), frutos e ovos (KIEFER; SAZIMA, 2002; PÉRES JUNIOR, 2003; DEIQUES *et al.*, 2007). Predador ativo de ninhos, motivo pelo qual é sistematicamente perseguido em áreas rurais (KIEFER; SAZIMA, 2002). Figura como a quarta espécie mais atropelada neste estudo (n = sete) e em De Mattia (2016) (n = 31). Rosa e Mauhs (2004) registraram frequência de 23,8% de atropelamentos de *S. merianae* e média de 0,4 animais mortos diariamente em seus estudos, destacando-se como a segunda mais atropelada, com nove registros. A espécie apresenta atividade sazonal e unimodal (VAN-SLUYS; ROCHA, 1999), sendo mais ativa nos meses de novembro e dezembro (WINCK *et al.*, 2011).

Apesar de a maioria dos atropelamentos de animais silvestres ser acidental, principalmente devido ao excesso de velocidade, alguns podem ser propositais. Muitos dos atropelamentos de serpentes e de lagartos são de caráter intencional, inclusive com casos de motoristas que direcionam o veículo ao acostamento para atingirem o animal, fato presenciado neste estudo. Isso se deve ao fato de as pessoas, em geral, agirem por ignorância, medo e por não gostarem desses animais. Fatos semelhantes ocorrem com animais

de caça consumidos por humanos, como tatus, lebres, veados e perdizes, entre outros (RODRIGUES *et al.*, 2002).

A frequência dos atropelamentos de vertebrados silvestres pode ser influenciada por variações sazonais, sendo que a magnitude dessa variação depende do táxon. Trabalhos em regiões de clima temperado mostram que os atropelamentos podem se concentrar na primavera (ERRITZOE *et al.*, 2003; SMITH; DODD, 2003), no verão (CLEVENGER *et al.*, 2003) e no outono (SMITH; DODD, 2003). Em locais com esse regime climático, as taxas de atropelamento de serpentes, lagartos e tartarugas são comumente mais altas em estações mais quentes, que correspondem ao período de maior atividade desses animais (BONNET *et al.*, 1999). Para aves, é difícil identificar um padrão em relação à variação sazonal, e isso ocorre provavelmente devido à grande diversidade desse grupo e à necessidade de um maior esforço de amostragem quando comparado aos demais grupos, o que nem sempre é realizado (BAGER; ROSA, 2011). Anuros, por sua vez, costumam ter atropelamentos concentrados em grandes eventos de deslocamentos, que, assim como alguns lagartos e serpentes os realizam para reprodução ou dispersão de juvenis (MAZEROLLE, 2004). Médios e grandes mamíferos não costumam apresentar variações sazonais em ambientes subtropicais (CARO *et al.*, 2000; COELHO *et al.*, 2008).

Os atropelamentos de *D. albiventris* foram registrados durante todo o ano, com maior incidência no final do outono, durante todo o inverno e início da primavera, enquanto que de *C. thous*, embora também tenham sido registrados durante todo o ano, evidenciou-se maior frequência no inverno (julho e agosto), estação em que a disponibilidade de alimentos de origem vegetal tende a diminuir na região estudada. Os atropelamentos das duas espécies estiveram em sua maioria associados aos ambientes com maior grau de antropização, sempre próximo a habitações humanas e frequentemente após eventos de chuvas. A observação, ainda que não testada, de relação entre a ocorrência de precipitação e de atropelamentos dessas duas espécies corrobora os resultados obtidos por estudos similares ao presente, que

apontam correlação positiva entre precipitação e atropelamentos (FORMAN; ALEXANDER, 1998; PINOWSKI, 2005; SMITH; DODD, 2003; DE MATTIA, 2016).

A relação entre as características da paisagem e os atropelamentos de vertebrados silvestres já vem sendo discutida no Brasil há algum tempo, mas ainda é pouco explorada na literatura (FREITAS, 2012). Vários estudos discutem essa relação (ver, por exemplo: FORMAN; ALEXANDER, 1998; CLEVINGER *et al.*, 2003; FORMAN *et al.*, 2003; CARVALHO; MIRA, 2011; TEIXEIRA *et al.*, 2013a, 2013b; CARVALHO, 2014; FREITAS *et al.*, 2014; SANTOS *et al.*, 2015; ASCENSÃO *et al.*, 2017) e têm mostrado padrões de concentração de atropelamentos em trechos de rodovias que apresentam determinadas características, especialmente associadas à cobertura vegetal e à presença de recursos hídricos. Em estudos realizados em áreas de Mata Atlântica, Dornelles e Schlickman (2011) e Coelho *et al.* (2008) comprovaram a não aleatoriedade dos atropelamentos de fauna.

Entender como os padrões espaciais de atropelamentos estão ligados à estrutura da paisagem do entorno de rodovias é crucial, por exemplo, na implementação de medidas de mitigação (SANTOS *et al.*, 2017; ASCENSÃO *et al.*, 2017). Os atropelamentos ocorrem porque a rodovia corta o *habitat* de determinado táxon, interferindo assim na sua rota de deslocamento natural (como nos períodos de migração e de reprodução), e a disponibilidade de alimentos no decorrer das rodovias serve como atrativo para a fauna (FORMAN; ALEXANDER, 1998; CLEVINGER *et al.*, 2003). Clevinger *et al.* (2003) destacam que a existência ou não de agregação de atropelamentos, isto é, agrupamento ou dispersão entre os diferentes grupos/espécies de animais pode estar refletindo as respostas deles/as às variações/pressões ocorrentes no seu *habitat*, as quais podem facilitar ou bloquear o movimento dos animais silvestres através das estradas.

Estudos realizados no Brasil sobre atropelamentos de animais silvestres têm identificado a ocorrência de agregações de atropelamentos ao longo de rodovias, com diferentes graus de intensidades, associados a variações na paisagem (COELHO *et al.*, 2008; TEIXEIRA *et al.*, 2013a, 2013b; CARVALHO, 2014; SANTOS *et al.*, 2017). Em relação à estrutura da paisagem

neste estudo, foi verificado que houve maior ocorrência de atropelamentos em locais das rodovias cujas margens eram cobertas em ambos os lados por vegetação arbórea, perfazendo o total de 17,7% dos casos. Fragmentos da Floresta Ombrófila Densa às margens das rodovias estiveram relacionados ao total de 13,5% dos atropelamentos registrados, e as formações secundárias associadas a corpos d'água ao total de 5,5%. Em locais de transição onde havia a presença nos dois lados das rodovias de vegetação herbáceo-arbustiva (pastagens) associada a áreas de culturas de sequeiro ocorreram 46,1% dos atropelamentos, e em locais onde havia nos dois lados da BR 101 culturas de arroz irrigado, ocorreram 6,9%. Em áreas urbanizadas próximas a Araranguá, Maracajá e Criciúma, houve 10,3% dos registros.

Há muitos aspectos no desenho paisagístico das estradas que afetam as taxas de atropelamento. Bordas e aterros, por exemplo, mantêm corredores secundários de fauna, como as faixas estreitas de vegetação marginal. Esses corredores, devido aos recursos oferecidos (alimento e abrigo), atraem várias espécies para junto das rodovias (FORMAN; ALEXANDER, 1998; DONALDSON; BENNETT, 2004), aumentando os riscos de atropelamentos. Nas rodovias estudadas, os corredores de fauna, ou corredores de estrada, estão representados por estreita faixa de vegetação marginal, que ocupava, à época do estudo, a faixa de seu domínio e estava composta por árvores de grande porte como *Eucalyptus* spp., *Pinus* spp. e *Eugenia jambolana* Lam. utilizadas na arborização das rodovias, além das formações secundárias, que variavam desde a vegetação herbácea até arbórea, as quais integravam a matriz antrópica predominantemente agrícola, circunvizinha das rodovias.

Os atropelamentos ocorreram ao longo de todo o trecho estudado, no entanto, foram mais concentrados às manchas da vegetação arbórea, caracterizando a ocorrência de *hotspots* com maior grau de intensidade. Duas grandes manchas florestais se encontram localizadas no sudoeste da área estudada, representadas pelo Parque Ecológico de Maracajá e pelo morro São Pedro, ambas no município de Maracajá. Também se observam dois grandes blocos de manchas florestais, um localizado no extremo norte do município de Maracajá (no morro do Espigão da Toca, no centro-sul da área

estudada) e outro no centro-norte, representado pelo mosaico de manchas florestais do conjunto de elevações que compõem o Morro Estevão e Morro Albino, já no município de Criciúma. Em razão dos números de ocorrências e das espécies atropeladas nesses locais, supomos que as rodovias estudadas estejam cortando o *habitat* dessas espécies e interferindo na sua rota natural de deslocamentos. O Parque Ecológico de Maracajá abriga o maior remanescente florestal contínuo de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas da área estudada (108 ha). Em Espigão da Toca, na extensão de dois quilômetros, a BR 101 corta uma elevação suave que interliga a pequena cordilheira de morros, cuja cobertura vegetal está representada por fragmentos da Floresta Ombrófila Densa Submontana, conectados por formações florestais secundárias. Ambos os locais abrigam fauna mais exigente quanto à conservação do *habitat*. No Parque Ecológico de Maracajá, foram registrados atropelamentos de duas espécies (*L. guttulus* e *L. wiedii*) citadas como ameaçadas na Lista das Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção (BRASIL, 2014; IUCN, 2019), além da única espécie de grande porte observada neste estudo (*H. hydrochaeris*). Em Espigão da Toca, foi registrada a presença de *D. aurita* e *T. tetradactyla*, que embora não estejam ameaçadas de extinção, são pouco observadas na região e em função do grau de fragmentação das formações florestais podem estar sob estresse ambiental.

O registro de animais de ocorrência rara e, sobretudo, sob ameaça na região é de grande valor, visto que representa importante informação para o conhecimento da fauna regional, bem como para a definição de estratégias e prioridades para a conservação da biodiversidade. Ao mesmo tempo, o atropelamento de espécies ameaçadas de extinção é preocupante, haja vista o somatório de estresses aos quais estão submetidas, além dos atropelamentos, como a fragmentação e a perda dos *habitat*, a caça e a exposição a contaminantes químicos advindos das atividades antrópicas, assim como da exposição causada pelas rodovias. Esses fatos são ainda mais preocupantes na área estudada, pois, além de todos os aspectos discutidos sobre o impacto das rodovias sobre a fauna de vertebrados silvestres, a vegetação marginal dessas rodovias está atuando como corredor de conexão entre re-

manescentes florestais, acentuando o risco de atropelamento de espécies mais vulneráveis.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este é o primeiro estudo realizado em Santa Catarina, que relaciona a estrutura da paisagem dos corredores de estrada com a ocorrência de atropelamentos de animais silvestres, possibilitando a avaliação tanto da frequência quanto da organização espaço-temporal desse fenômeno. Reveste-se de importância, sobretudo, pelo fato de a duplicação da BR 101, no sul de Santa Catarina e nordeste do Rio Grande do Sul, ter sido iniciada logo após o término dos levantamentos de dados deste trabalho.

Os registros dos atropelamentos e a relação deles com a qualidade do ambiente permitiu avaliar o *status* de conservação regional, identificar as áreas de risco para a vida selvagem e fornecer bases para o desenvolvimento de trabalhos futuros de manejo silvestre ao longo dos trechos da BR 101 e da Rodovia Governador Jorge Lacerda. O estudo deve continuar, sobretudo, para avaliar o impacto da duplicação da BR 101, com o objetivo de propor a instalação de mecanismos de proteção, contenção e de condução da fauna.

A compreensão das principais causas dos atropelamentos de animais silvestres é, portanto, crucial para melhorar a coexistência entre as atividades humanas de deslocamento e transporte de bens de consumo e as populações de animais. Diante de um cenário de crescimento contínuo do sistema viário, os resultados aqui obtidos vêm contribuir para a geração de diretrizes básicas para o estabelecimento de políticas públicas e programas de proteção à biodiversidade e mitigação de impactos ambientais advindos da instalação e operação de rodovias.

REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, [s.l.], v. 22, n. 6, p. 711-728, 2014.
- ASCENSÃO, F. *et al.* Spatial patterns of road mortality of medium and large mammals in Mato Grosso do Sul, Brazil. **Wildlife Research**, [s.l.], v. 44, n. 2, p. 135-146, 2017.
- BAGER, A. *et al.* Os caminhos da conservação da biodiversidade brasileira frente aos impactos da infraestrutura viária. **Biodiversidade Brasileira**, [s.l.], v. 6, n.1, p. 75-86, 2016.
- BAGER, A. *et al.* The influence of economics, politics, and environment on road ecology in South America. *In*: VAN DER REE, R. *et al.* (Eds.). **Handbook of road ecology**. Chichester: John Wiley & Sons, 2015, p. 407-413.
- BAGER, A.; FONTOURA, V. Ecologia de estradas no Brasil: Contexto histórico e perspectivas futuras. *In*: BAGER, A. **Ecologia de Estradas, tendências e perspectivas**. Lavras, MG: UFLA, 2012, p. 13-34.
- BAGER, A.; ROSA, C. A. Influence of sampling effort on the estimated richness of road-killed vertebrate wildlife. **Environmental Management**, [s.l.], v. 10, n. 4, p. 149-154, 2011.
- BELTON, W.; DUNNING, J. **Aves silvestres do Rio Grande do Sul**. 3. ed. Porto Alegre: Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, 1993. 174 p.
- BENNETT, A. F. Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. *In*: SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. (Eds.). **Nature Conservation 2: The role of corridors**. Chipping Norton: Surrey Beatty & Sons, 1991, p. 99-117.
- BONNET, X. *et al.* The dangers of leaving home: dispersal and mortality in snakes. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 89, p. 39-50, 1999.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Portaria MMA no 444, de 17 de dezembro de 2014. Lista nacional oficial de espécies da fauna ameaçadas de extinção. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF: 18 de dezembro de 2014. Seção 1, p. 121.

BRASIL. Ministério dos Transportes, Portos e Aviação Civil. **Transporte Rodoviário**. 2014. Disponível em: <http://www.transportes.gov.br/transporte-rodoviario-relevancia.html>. Acesso em: 27 dez. 2015.

CANEVARI, M.; VACCARO, O. **Guia de mamíferos del sur de América del Sur**. 1. ed. Buenos Aires: L.O.L.A, 2007. 424 p.

CARO, T. M. *et al.* Frequency of medium-sized mammal road kills in an agricultural landscape in California. **American Midland Naturalist**, [s.l.], v. 144, p. 362-369, 2000.

CARVALHO, C. F. **Atropelamento de vertebrados, hotspots de atropelamentos e parâmetros associados, BR-050, trecho Uberlândia-Uberaba**. 2014. 86 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2014.

CARVALHO, F.; MIRA, A. Comparing annual vertebrate road kills over two time periods, 9 years apart: a case study in Mediterranean farmland. **European Journal of Wildlife Research**, [s.l.], n. 57, p. 157-174, 2011.

CASELLA, J. *et al.* Uso de sensoriamento remoto e análise espacial na interpretação de atropelamentos de fauna entre Campo Grande e Aquidauana, MS. *In*: SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIAS NO PANTANAL, 1., 2006, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: Embrapa Informática Agropecuária/INPE, 2006, p. 321-326.

CENTRO BRASILEIRO DE ESTUDOS EM ECOLOGIA DE ESTRADAS - CBEE. **Apresentação**. Atualizado em 2017. Disponível em: <http://cbee.ufla.br/portal/index.php>. Acesso em: 04 abr. 2019.

CHEIDA, C. C. *et al.* Ordem Carnívora. *In*: REIS, N. R. *et al.* (Eds.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina: Editora da Universidade Estadual de Londrina, 2006, p. 231-276.

CHEREM, J. J. *et al.* Mamíferos de médio e grande porte atropelados em rodovias do Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. **Biotemas**, [s.l.], v. 20, n. 2, p. 81-96, 2007.

CLEVENGER, A. P. *et al.* Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 109, p. 15-26, 2003.

COELHO, A. V. P. *et al.* **Siriema**: road mortality software. Manual do usuário v 2.0. Porto Alegre: NERF/UFRGS, 2014. Disponível em: www.ufrgs.br/siriema. Acesso em: 03 mar. 2019.

COELHO, I. P. *et al.* Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. **European Journal of Wildlife Research**, [s.l.], v. 54, p. 689- 699, 2008.

COSTA, H. C.; BERNÉLIS, R. S. Répteis do Brasil e suas Unidades Federativas: Lista de espécies. **Herpetologia Brasileira SBH**, [s.l.], v. 7, n. 1, p. 11-57, 2018.

CROOKS, K. R. *et al.* Quantification of habitat fragmentation reveals extinction risk in terrestrial mammals. **Proceedings of the National Academy of Sciences of United States of America**, [s.l.], v. 114, p. 7635-7640, 2017.

DE LA PEÑA, M. R.; RUMBOLL, M. **Birds of southern South America and Antarctica**. London: Harper Collins Publishers, 1998. 304 p.

DE MATTIA, D. L. **Atropelamentos de vertebrados silvestres em rodovias de Extremo Sul e do Planalto Sul Catarinense**. 2016. 111 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2016.

DEIQUES, C. H. *et al.* **Guia ilustrado:** Anfíbios e répteis do Parque Nacional de Aparados da Serra Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Brasil. Pelotas: USEB, 2007. 120 p.

DELAZERI, N. R. *et al.* Monitoramento dos atropelamentos de anfíbios, répteis, aves e mamíferos nas rodovias ERS-030, ERS-389 e ERS-786, sul do Brasil. *In: ROAD ECOLOGY BRASIL, 2., 2011, Lavras do Sul. Anais...* Lavras do Sul, MG: UFLA, 2011, p. 191-192.

DONALDSON, A.; BENNETT, A. Ecological effects of roads: Implications for the internal fragmentation of Australian parks and reserves. **Parks Victoria Technical Series**, [s.l.], n. 12, p. 1-66, 2004.

DORNELLES, S. S. *et al.* Mortalidade de vertebrados na rodovia BR-101, no sul do Brasil. *In: BAGER, A. Ecologia de Estradas: tendências e pesquisas.* Lavras: UFLA, 2012, p. 179-192.

DORNELLES, S. S.; SCHLICKMAN, S. Avaliação da mortalidade de vertebrados na rodovia SC-413, norte de Santa Catarina. *In: ROAD ECOLOGY BRASIL, 2., 2011, Lavras do Sul. Anais...* Lavras do Sul, MG: UFLA, 2011, p. 171-172.

EMMONS, L. H.; FEER, F. **Neotropical rainforest mammals: a field guide.** 2. ed. Chicago, Illinois, USA: University of Chicago Press, 1997. 396 p.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE - ESRI. **ArcGIS Desktop.** Ver. 10.3.1. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute, 2010.

ERRITZOE, J. *et al.* Bird casualties on European road: a review. **Acta Ornithologica**, [s.l.], v. 38, n. 2, p. 77-93, 2003.

FAHRIG, L. Ecological Responses to Habitat Fragmentation per se. **Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics**, [s.l.], v. 48, p. 1-23, 2017.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, [s.l.], v. 34, p. 487-515, 2003.

FAHRIG, L.; RYTWINSKI, T. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. **Ecology and Society**, [s.l.], v. 14, n. 1, p. 1-20, 2009.

FARMER, G. R.; BROOKS, R. J. Integrated risk factors for vertebrate roadkill in Southern Ontario. **Management and Conservation**, [s.l.], v. 76, n. 6, p. 1215-1224, 2012.

FINDLAY, C. S.; BOURDAGES, J. Response time of wetland biodiversity to road construction on adjacent lands. **Conservation Biology**, [s.l.], v. 14, p. 86-94, 2000.

FLORENZANO, T. G. **Imagens de satélite para estudos ambientais**. São Paulo: Oficina de Textos, 2002. 97 p.

FORMAN, R. T. T. *et al.* **Road ecology: science and solutions**. Washington, D.C.: Island Press, 2003. 481 p.

FORMAN, R. T. T. **Land mosaics: The ecology of landscapes and regions**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. 656 p.

FORMAN, R. T. T.; ALEXANDER, L. E. Roads and their major ecological effects. **Annual Review of Ecology and Systematics**, [s.l.], v. 29, p. 207-231, 1998.

FORMAN, R. T. T.; DEBLINGER, R. D. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. **Conservation Biology**, [s.l.], v. 1, n. 14, p. 36-46, 2000.

FREITAS, C. H. *et al.* Road-kills of the giant anteater in south-eastern Brazil: 10 years monitoring spatial and temporal determinants. **Wildlife Research**, [s.l.], v. 41, n. 8, p. 673-680, 2014.

FREITAS, L. E. **A influência dos padrões de paisagem no atropelamento de fauna: o caso da BR-040**. 2012. 351 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

FREITAS, M. A. de. **Serpentes brasileiras**. Bahia: Lauro de Freitas, 2003. 160 p.

FREITAS, M. A. de.; SANTOS-SILVA, T. F. **Guia ilustrado: Animais venenosos e peçonhentos no Brasil.** Pelotas: USEB, 2006. 156 p.

GLISTA, D. J. *et al.* A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. **Landscape and Urban Planning**, [s.l.], v. 91, n. 1, p. 1-7, 2009.

GRILO, C. C. *et al.* Brazil road-kill: a data set of wildlife terrestrial vertebrate road-kills. **Ecology**, [s.l.], v. 99, p. 2625-2625, 2018.

GUMIER-COSTA, F.; SPERBER, C. F. Roadkills of vertebrates in Carajás National Forest, Pará, Brazil. **Acta Amazônica**, [s.l.], v. 39, n. 2, p. 459-466, 2009.

HAMMER, O. *et al.* PAST: Paleontological Statistic software package for education and data analysis. **Paleontologia Eletrônica**, [s.l.], v. 4, n. 1, p. 1-9, 2001.

HAWBAKER, T. J.; RADELOFF, V. C. Roads and landscape pattern in Northern Wisconsin based on a comparison of four road data sources. **Conservation Biology**, [s.l.], v. 18, p. 1233-1244, 2004.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira.** 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 271 p.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE - IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species.** Version 2019-1. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Acesso 21 mar. 2019.

IZECKSOHN, E.; CARVALHO-E-SILVA, S. P. de. **Anfíbios do município do Rio de Janeiro.** Rio de Janeiro: Editora UFRJ, 2001. 148 p.

JACKSON, H. B.; FAHRIG, L. **Habitat loss and fragmentation.** **Encyclopedia of Biodiversity**, [s.l.], v. 4, p. 50-58, 2013.

JACKSON, N. D.; FAHRIG, L. Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 144, p. 3143-3148, 2011.

JAEGER, J. A. G. *et al.* Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. **Ecological Modeling**, [s.l.], v. 185, p. 329-348, 2005.

JAEGER, J. A. G.; FAHRIG, L. Under what conditions do fences reduce the effects of roads on population persistence? **Conservation Biology**, [s.l.], v. 18, p. 1651-657, 2004.

KIEFER, M. C.; SAZIMA, I. Diet of juvenile tegu lizard *Tupinambis merianae* (Teiidae) in southeastern Brazil. **Amphibia-Reptilia**, [s.l.], v. 23, p. 105-108, 2002.

KOVACH, W. L. **Oriana**: Circular Statistics for Windows. Ver. 4. Pentraeth, Wales, U.K.: Kovach Computing Services, 2011.

KUIKEN, M. Consideration of environmental and landscape factors in highway planning in valued landscapes: An Australian survey. **Journal of Environmental Management**, [s.l.], v. 6, p. 191-201, 1988.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da paisagem com SIG**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. 424 p.

LAURANCE, W. F. *et al.* Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution**, [s.l.], v. 24, n. 12, p. 659-669, 2009.

LOEBMANN, D. **Guia ilustrado**: Os anfíbios da região costeira do extremo sul do Brasil. Pelotas: USEB, 2005. 76 p.

LOPES, W.A. *et al.* **Mamíferos não voadores do Pantanal e entorno**. Campo Grande: Natureza em Foco, 2015. 224 p.

MAZEROLLE, M. J. Amphibian road mortality in response to nightly variations in traffic intensity. **Herpetologica**, [s.l.], v. 60, n. 1, p. 45-53, 2004.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. **Ecological Application**, [s.l.], v. 12, n. 2, p. 335-345, 2002.

METZGER, J. P. **Perda e fragmentação de habitat e biodiversidade.** 2013. Disponível em: http://web01.ib.usp.br/bie314/2013/aula3_Fragmentacao_2013.pdf. Acesso em: 08 abr. 2019.

MORAES, M. E. B. *et al.* Análise métrica da paisagem na bacia do rio Água Preta do Mocambo, Uruçuca, sul da Bahia. **Revista Eletrônica do PRODEMA**, [s.l.], v. 9, n. 1, p. 62-72, 2015.

NASCIMENTO, F. O. do; FEIJÓ, A. Taxonomic revision of the tigrina *Leopardus tigrinus* (Schreber, 1775) species group (Carnivora, Felidae). **Papéis Avulsos de Zoologia**, [s.l.], v. 57, n. 19, p. 231-264, 2017.

OLIVEIRA, D. S.; SILVA, V. M. Vertebrados silvestres atropelados na BR 158, RS, Brasil. **Biotemas**, [s.l.], v. 25, n. 4, p. 229-235, 2012.

PAGLIA, A. P. *et al.* Lista anotada dos mamíferos do Brasil. 2. ed. **Occasional Papers in Conservation Biology**, [s.l.], v. 6, p. 1-76, 2012.

PEREIRA, G. F. P. A. *et al.* Dois anos de monitoramento dos atropelamentos de mamíferos na rodovia PA-458, Bragança, Pará. **Museu de Biologia Emílio Goeldi, Ciências Naturais**, Belém, [s.l.], v. 1, n. 3, p. 77-83, 2006.

PÉRES JUNIOR, A. K. **Sistemática e conservação do gênero Tupinambis (Squamata, Teiidae).** 2003. 192 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2003.

PIACENTINI, V. Q. *et al.* Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee / Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. **Revista Brasileira de Ornitologia**, [s.l.], v. 23, p. 91-298, 2015.

PINOWSKI, J. Roadkills of vertebrates in Venezuela. **Revista Brasileira de Zoologia**, [s.l.], v. 22, n. 1, p. 191-196, 2005.

PRADA, C. S. **Atropelamento de vertebrados silvestres em uma região fragmentada do nordeste do estado de São Paulo: quantificação do impacto**

e análise de fatores envolvidos. 2004. 147 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas e da Saúde) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.

RODRIGUES, F. H. G. *et al.* Impacto de rodovias sobre a fauna da Estação Ecológica de Águas Emendadas, DF. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO*, 3., 2002, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: Rede Nacional Pró Unidades de Conservação Ambiental, 2002, p. 585-593.

ROSA, A. O.; MAUHS, J. Atropelamento de animais silvestres na rodovia RS-040. **Caderno de Pesquisa Série Biologia**, [s.l.], v. 16, n. 1, p. 35-42, 2004.

ROSA, C. A.; BAGER, A. Review of the factors underlying the mechanisms and effects of roads on vertebrates. **Oecologia Australis**, [s.l.], v. 17, p. 6-19, 2013.

ROSSI, R. V. *et al.* Ordem Didelphimorphia. *In: REIS, N. R. et al. (Eds.). Mamíferos do Brasil*. Londrina: Editora da Universidade Estadual de Londrina, 2006, p. 27-66.

RUIZ-CAPILLAS P. *et al.* Road verges are refuges for small mammal populations in extensively managed Mediterranean landscapes. **Biology Conservation**, [s.l.], v. 158, p. 223-229, 2013.

RYTWINSKI, T.; FAHRIG, L. Why are some animal populations unaffected or positively affected by roads? **Oecologia**, [s.l.], v. 173, p. 1143-1156, 2013.

SACCO, A.G. *et al.* Perda de diversidade taxonômica e funcional de aves em área urbana no sul do Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, [s.l.], v. 105, n. 3, p. 276-287, 2015.

SANTA CATARINA. Conselho Estadual do Meio Ambiente de Santa Catarina. Resolução CONSEMA nº 002, de 06 de dezembro de 2011. Reconhece a Lista Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção no Estado de Santa Catarina e dá outras providências. **Diário Oficial**, nº 19.237. Florianópolis, SC, 20 dez. 2011, p. 2-8.

SANTOS, R. A. L. *et al.* Assessing the consistency of hotspot and hot-moment patterns of wildlife road mortality over time. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [s.l.], v. 15, p. 56-60, 2017.

SANTOS, S. M. *et al.* How long do the dead survive on the road? Carcass persistence probability and implications for road-kill monitoring surveys. **PLoS ONE**, [s.l.], v. 6, p. e25383, 2011.

SANTOS, S. M. *et al.* Sampling effects on the identification of roadkill hotspots: Implications for survey design. **Journal of Environmental Management**, [s.l.], v. 162, p. 87-95, 2015.

SEGALA, M. V. *et al.* Brazilian Amphibians: List of species. **Herpetologia Brasileira**, [s.l.], v. 5, n. 2, p. 1-13, 2016.

SEILER, A.; HELLDIN, J. O. Mortality in wildlife due to transportation. *In*: DAVENPORT, J.; DAVENPORT, J. L. (Eds.). **The ecology of transportation managing mobility for the environment**. Netherlands: Springer, 2006, p. 165-189.

SICK, H. **Ornitologia brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. 912 p.

SILVA, D. E. *et al.* Monitoramento de vertebrados atropelados em dois trechos de rodovias na região central do Rio Grande do Sul – Brasil. **Revista de Ciências Ambientais**, [s.l.], v. 7, n. 1, p. 27-36, 2013.

SILVA, F. **Mamíferos Silvestres – Rio Grande do Sul**. 2. ed. Porto Alegre: Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, 1994. 246 p.

SMITH, L. L.; DODD, C. K. Wildlife mortality on U.S. highway 441 across Paynes Prairie, Alachua County, Florida. **Florida Scientist**, [s.l.], v. 66, n. 2, p. 128-140, 2003.

TEIXEIRA, F. Z. *et al.* Are road-kill hotspots coincident among different vertebrate groups? **Oecologia Australis**, [s.l.], v. 17, p. 36-47, 2013a.

TEIXEIRA, F. Z. *et al.* Vertebrate road mortality estimates: Effects of sampling methods and carcass removal. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 57, n. 157, p. 317-323, 2013b.

TEIXEIRA, F. Z.; KINDEL, A. Atropelamentos de animais silvestres na rota do sol: como minimizar esse conflito e salvar vidas? *In*: PRINTES, R. C. (Org.) **Gestão ambiental e negociação de conflitos em unidades de conservação do nordeste do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: CORAG, 2012, p. 75-94.

TROMBULAK, S. C.; FRISSELL, C. A. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. **Conservation Biology**, [s.l.], v. 14, p. 18-30, 2000.

TURCI, L. C. B.; BERNARDE, P. S. Vertebrados atropelados na Rodovia Estadual 383 em Rondônia, Brasil. **Biotemas**, [s.l.], v. 22, n. 1, p. 121-127, 2009.

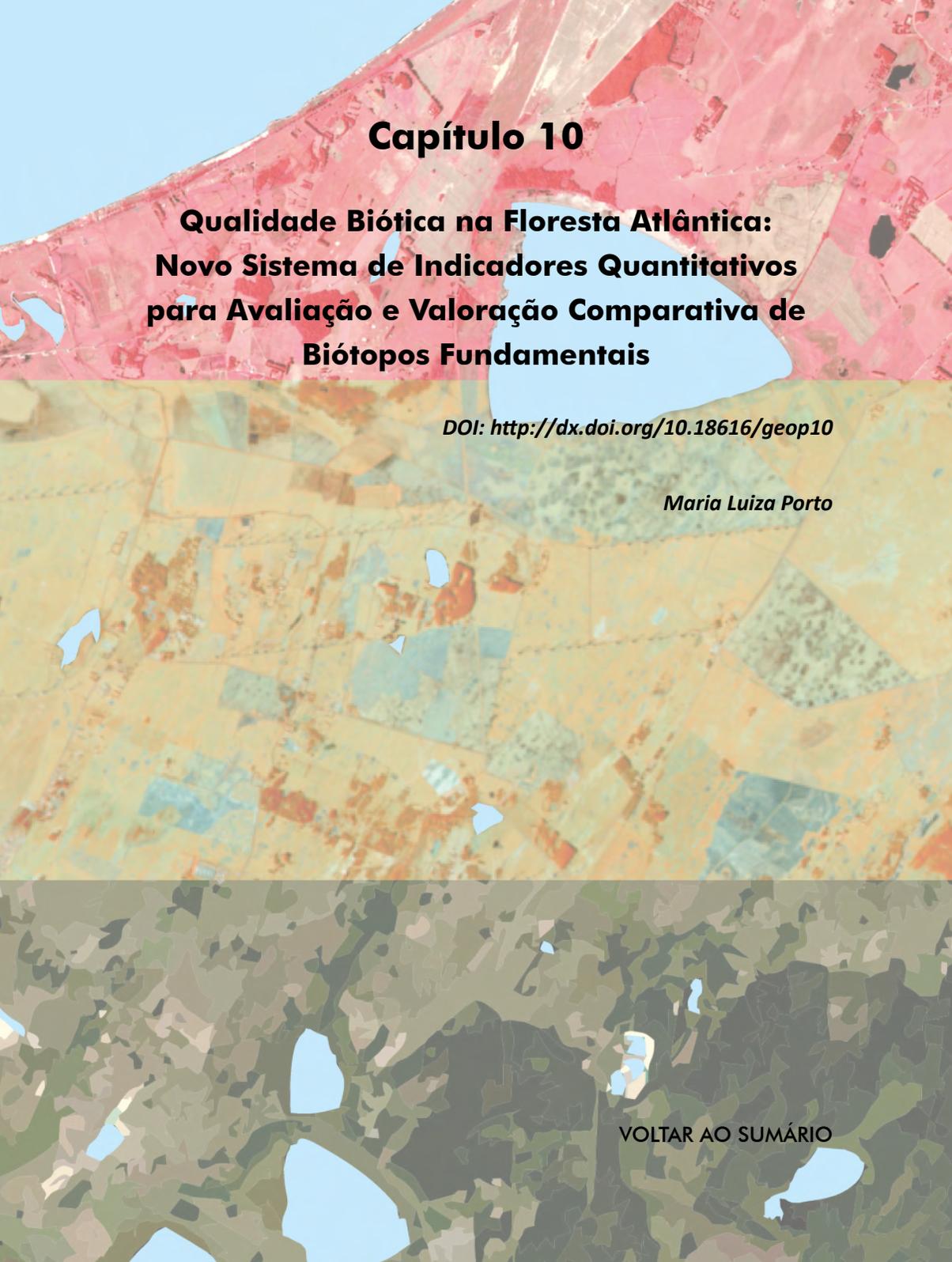
VAN DER ZANDE, A. N. *et al.* The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat: evidence of a long distance effect. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 18, p. 299-321, 1980.

VAN-SLUYS, M.; ROCHA, C. F. D. Tupinambis merianae (Common Tegu) activity. **Herpetologica Review**, [s.l.], v. 30, n. 1, p. 42-43, 1999.

VIEIRA, E. M. Highway mortality of mammals in Central Brazil. **Ciência Cultura - Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science**, [s.l.], v. 48, n. 4, p. 270-272, 1996.

WINCK, G. R. *et al.* Tupinambis merianae (Black and White Tegu). Nest construction behavior. **Herpetological Review**, [s.l.], v. 42, n. 4, p. 609-609, 2011.

ZOCHE, J. J. *et al.* Ecologia de Paisagem: bases teórico-metodológicas para o gerenciamento territorial. *In*: OOSTEBEEK, L. *et al.* (Org.). **Arqueologia Ibero-Americana e arte rupestre**. 32. ed. Braga, Portugal: Candeias Artes Gráficas, 2012, p. 17-28.



Capítulo 10

Qualidade Biótica na Floresta Atlântica: Novo Sistema de Indicadores Quantitativos para Avaliação e Valoração Comparativa de Biótopos Fundamentais

DOI: <http://dx.doi.org/10.18616/geop10>

Maria Luiza Porto

VOLTAR AO SUMÁRIO

INTRODUÇÃO

Regiões e ou sociedades com economia em rápido crescimento, mais cedo ou mais tarde, enfrentam um conflito básico: a agricultura, a urbanização e a industrialização resultam em rápidas mudanças de paisagem até o ponto de consumirem paisagens historicamente valiosas. Depois de um tempo, as mesmas sociedades pedem paisagens multifuncionais ecológica e socialmente saudáveis e atraentes. É necessário um planejamento e gerenciamento sustentável da paisagem, empregando instrumentos transparentes adequados para a tomada de decisões por consenso.

O sul do Brasil é um bom exemplo para um conflito tão inerente: agricultura, agronegócios, indústria e urbanização se encontram com a Floresta Atlântica nativa (MENEGAT *et al.*, 1998; ADELMANN *et al.*, 2011), resultando em uma paisagem altamente fragmentada. Nessa situação, torna-se urgente um melhor planejamento e gerenciamento dessa paisagem.

O principal objetivo do presente capítulo é contribuir para o desenvolvimento de uma ferramenta para a avaliação e valoração comparativa, fácil e transparente, da paisagem altamente fragmentada na região da Mata Atlântica no sul do Brasil.

Até agora, é notória a falta de uma definição não ambígua e geral, aceita para “paisagem” (TURNER; GARDNER; O’NEILL, 2001; BASTIAN; STEINHARDT, 2010). A definição empregada depende muito de seus antecedentes, de experiência ou de seu domínio de pesquisa, respectivamente. Na América do Norte, Forman e Godron (1986) definiram muito pragmaticamente a paisagem como uma área de terra heterogênea composta por um conjunto de ecossistemas os quais se repetem em forma semelhante ao todo. A ecologia de paisagem europeia entende a paisagem como um sistema com subsistemas abióticos, bióticos e humanos interativos (STEINHARDT; BLUMENSTEIN; BARSCH, 2012). Com seu interesse em modelar recursos paisagísticos, Haase *et al.* (1991), ainda mais fundamentados, expressam-se que a paisagem é uma secção da superfície da terra que é pré-formada pelas con-

dições naturais e mais ou menos formada e influenciada pelo cultivo e uso da terra. O escopo dessa definição é ainda mais reduzido na visão estrutural (KLINK *et al.*, 2010), sendo a paisagem um mosaico das menores unidades homogêneas de relevância ecológica paisagística, com propriedades ambientais bióticas e abióticas – os ecótopos. Deve-se notar que nas ciências biológicas o ecótopo é sinônimo de “biótopo” como espaço vital de uma biocenose com propriedades homogêneas do local. Os “topos” que ocorrem em locais diferentes de uma paisagem manifestam atributos semelhantes que podem ser tipificados (LESER; KLINK, 1988; MOSIMANN, 1990). Finalmente, no contexto do mapeamento de biótopos, o Landesanstalt für Umweltschutz (2001) define o biótopo como uma unidade de paisagem delimitada por biótopos adjacentes segundo as características vegetais tipológicas ou ecológicas. Aqui, aproveitar-se-á essa visão na avaliação de dados de sensoriamento remoto de nossa região de investigação, com vistas a pré-selecionar e identificar os biótopos relevantes.

Assim, empregando uma combinação de visão estrutural e de mapeamento, a modelagem da qualidade biótica de uma paisagem terá que considerar as seguintes etapas: (i) identificar os biótopos que constituem a paisagem, (ii) tipificar os biótopos e assim identificar os biótopos genéricos da paisagem, (iii) definir quantitativamente a qualidade biótica de cada biótopo genérico e, finalmente, (iv) desenvolver um modelo que integre de forma transparente as qualidades bióticas dos biótopos da paisagem em uma medida da qualidade biótica do mosaico da paisagem. Assim, os objetivos específicos deste trabalho são realizar as etapas do processo (i a iii) para a Floresta Atlântica no sul do Brasil e comparar e compreender as qualidades (bióticas) dos seus constituintes tipos de biótopos.

São necessárias três etapas para identificar, valorizar, proteger e desenvolver qualidades de paisagem: análise de paisagem, diagnóstico de paisagem e projeção de paisagem (STEINHARDT; BLUMENSTEIN; BARSCH, 2012). Em geral, isso implica uma análise do complexo ecológico da paisagem que consome muito tempo e mão de obra (BASTIAN; STEINHARDT, 2010). Na ecologia da paisagem aplicada, o esforço é comumente limitado

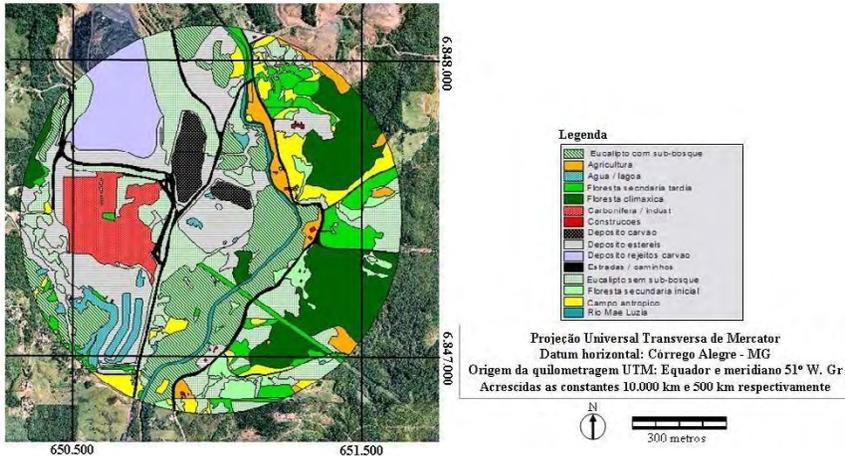
à chamada análise diferencial geoecológica. Trata-se dos complexos parciais mais relevantes para a ecologia de paisagem, como estrutura geológica, geomorfológica, solo, água, clima e bios/vegetação. Nesse contexto, vale a pena mencionar que Neef, Schmidt e Lauckner (1961) destacam o regime de umidade do solo, o tipo de solo e a vegetação como características ecológicas principais e integrativas da paisagem. Ainda mais, a vegetação por si só é considerada um “superbioindicador” (NEEF; SCHMIDT; LAUCKNER, 1961; BASTIAN, 1994) devido à dependência da vegetação para com outros geocomponentes mais estáveis. De fato, as propriedades estruturais da vegetação se correlacionaram com mais de 70% das propriedades de outros geocomponentes (KOSTROWICKI, 1976). O presente trabalho explica essas descobertas e desenvolve um esquema quantitativo prático para a definição da qualidade biótica dos tipos de biótopos, possibilitando a obtenção de sua valoração em números absolutos (índices), encontrados para a região da Mata Atlântica no sul do Brasil.

Área de Investigação

Para os estudos de campo, foi escolhida uma área próxima da cidade de Treviso, estado de Santa Catarina, no sul do Brasil. Em parte, a área é coberta por remanescentes heterogêneos de vegetação original (floresta costeira atlântica úmida). Alguma parte dessa área é usada para agricultura (gado, plantações de frutas). Além disso, exibe grandes depósitos de resíduos de minas de carvão e áreas reflorestadas com eucalipto.

Escolheu-se uma área de amostra circular com um raio de 1 km. As ortofotos aéreas ajudaram a gerar um mapa de uso e cobertura da terra da área de amostra por meio do *software ArcView.3.2*. A figura 1 mostra o mosaico de manchas encontrado na paisagem teste, juntamente com uma classificação de cada mancha de acordo com o seu uso. Tal como está implícito na introdução, a investigação abrange a dimensão topológica, levando em consideração a sazonalidade da biota em uma microescala de paisagem.

Figura 1 - Mapa de uso e cobertura da terra na área teste de abrangência da Floresta Atlântica



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Dados “Bios”

Em cada biótopo, foram realizados levantamentos fitossociológicos (MULLER-DAMBOIS; ELLENBERG, 1974; BRAUN-BLANQUET, 1964; PORTO *et al.*, 2008). Para as formações florestais, utilizou-se o método do quadrante centrado em um ponto Cottan e Curtis (1956) ao longo de uma transecção de 50 m. Para as demais formações vegetais, utilizou-se o método de amostragem de pontos com agulhas (LEVY; MADEN, 1933). O levantamento da mesofauna do solo (fauna epigeica) foi realizado com armadilhas de Barber (1931), distribuídas em vinte parcelas na transecção projetada para o levantamento da flora.

Indicadores / Índices

O anexo 1 resume esquematicamente os indicadores utilizados na concepção do valor “bios” estimado para pequenas unidades de manejo da paisagem – pequenos biótopos, aqui considerados biótopos genéricos. Os valores estimados para os biótopos foram gerados pelo cálculo dos parâmetros

fitossociológicos para as comunidades vegetais e de cálculos de densidade relativa para as taxocenoses da fauna. Em resumo, a figura constante no Anexo 1 relaciona os indicadores envolvidos na concepção do modelo Índice da Qualidade Biótica dos Biótopos (IBQB). Com base nos dados fitossociológicos calculados para a flora, gerou-se o índice valor de importância – IVI (CURTIS; MACINTOSH, 1951) para as diferentes espécies arbóreas que compunham as comunidades de plantas nos diferentes biótopos genéricos – dados coletados na primavera de 2009. Para as espécies de comunidades herbáceas, substituiu-se o valor da área basal da espécie pelo seu valor de abundância relativa. A densidade relativa de espécies exóticas também foi calculada para as comunidades de plantas de cada biótopo. Para a fauna epigeica, calculou-se a densidade relativa dos grupos (ao nível taxonômico de ordem) que compõem as taxocenoses (assembleia, comunidades) e a densidade relativa da ordem Araneae, também na primavera de 2009. O índice de diversidade de espécies PIE (HURLBERT, 1971) foi calculado para a fauna e para a flora de cada biótopo. Para a fauna epigeica, por motivos de praticidade de aplicação do modelo aqui proposto, adaptou-se esse índice para o nível de ordem da Classe Insecta e não para as espécies, como é adotado para a flora.

Modelo de Índice de Qualidade Biótica de Biótopos – IBQB

Dado um conjunto de biótopos ngb : $GB = \{GB_i, i = 1, 2, \dots, ngb\}$ (1), cujas qualidades bióticas devem ser comparadas quantitativamente entre si e cada uma delas apresenta uma resiliência natural.

O modelo a ser formulado nesta seção funciona em uma escala comumente chamada de microescala em ecologia de paisagem (BASTIAN; STEINHARDT, 2010). Embora se possa escolher suficientemente, de modo que a estrutura ainda domine a pesquisa (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2006), o nível hierárquico com o qual se focaliza é o das comunidades de plantas e as taxocenoses da fauna. De agora em diante, assume-se que o biótopo GB_j seja composto por indivíduos N_j distribuídos sobre espécies de S_j . Por questões

de simplicidade, por enquanto, todos os biótopos em GB são considerados como tendo a mesma área e forma. A biota representativa, isto é, a flora e a fauna relevantes de cada biótopo em GB, foi previamente quantificada em testes de campo, por exemplo, pelo respectivo número de espécies ou ordens, bem como pelas abundâncias predominantes.

Geralmente, a qualidade biótica IBQB (*i*) de qualquer biótopo GB_{*i*} em GB é assumida como sendo descrita por:

$$\text{IBQB} (i) = \frac{1}{2} * (\text{IBQBflor} (i) + \text{IBQBfaun} (i)), i = 1, \dots, \text{ngb}. (2)$$

Aqui IBQBflor (*i*) indica a qualidade biótica da flora do biótopo *i* e IBQBfaun (*i*) a qualidade biótica de sua fauna. Na equação 2, as contribuições da fauna e da flora, respectivamente, adicionam-se uma à outra em vez de se multiplicarem. Essa composição matemática permite especialmente avaliar os estágios iniciais de renaturalização, em que a flora do biótopo, por exemplo, já se regenerou até certo ponto, enquanto a sua fauna ainda não apresentou vestígios claros de existência.

No próximo passo, o modelo de indicadores assume a qualidade biótica de um biótopo a ser determinado pelo grau de naturalidade e diversidade de sua flora e fauna, respectivamente (MACHADO, 2004; FERRARI *et al.*, 2008; WRBKA *et al.*, 2008; SCHINDLER; POIRAZIDIS; WRBKA, 2009), portanto:

$$\text{IBQBflor} (i) = \text{INTflor} (i) * \text{DIVflor} (i), i = 1, \dots, \text{ngb}, (3a) \text{ e}$$

$$\text{IBQBfaun} (i) = \text{INTfaun} (i) * \text{DIVfaun} (i), i = 1, \dots, \text{ngb}. (3b)$$

Aqui INTflor (*i*) e INTfaun (*i*) são os índices que quantificam a naturalidade da flora e fauna dos biótopos, respectivamente. DIVflor (*i*) e DIVfaun (*i*) são índices que refletem a diversidade da flora e fauna dos biótopos, respectivamente. À dependência dessas quantidades na densidade das espé-

cies, a abundância será desenvolvida a seguir. A equação 3a é derivada por raciocínio matemático: a naturalidade de um biótopo cujas espécies florais foram plantadas (exóticas) é zero por definição, isto é, a qualidade biótica do biótopo em nossa compreensão é igual a zero. No entanto, ainda pode exibir uma diversidade não insignificante, isto é, $DIV > 0$. Um bom exemplo para isso são os solos construídos pelo homem, onde para fins de restauração foram plantadas diferentes espécies de ervas. A equação 3a explica esse cenário. A estrutura da equação 3b segue a da equação 3a. Na sequência, foram modelados os índices de naturalidade e as diversidades para a flora e para a fauna, respectivamente, no RHS das equações 3. Para aplicações práticas e para questões de consistência, aqui ressaltamos que é importante escolher comunidades de indicadores para a flora, bem como para a fauna, que está espacialmente muito correlacionada. Em outras palavras, a partir da perspectiva da extensão espacial, o biótopo e o *habitat* são idênticos. Tendo feito isso, o índice de naturalidade, $INTflor(j)$, associado à flora de um dado biótopo j , é definido por:

$$INTflor(j) = \frac{1}{2} * ((1 - IVI(j) / IVI_{max}) + (1 - DR_{exot}(j) / DR_{maxexot})), (4)$$

O índice $IVI(j)$ representa o valor da importância das espécies i mais importantes do biótopo j (COTTAM; CURTIS, 1956). É definido como:

$$IVI(j) = \max \{(DR_i + FR_i + ABR_i)\} i \in G_{bj}, (5)$$

Em que todas as espécies i do biótopo j são contabilizadas. DR_i é a densidade relativa das espécies i nesse biótopo, FR_i é a frequência relativa com a qual as espécies i foram amostradas, e ABR_i é a área basal relativa com a qual a espécie i cobre o biótopo j . Aqui adotamos essa relação para a Mata Atlântica no sul do Brasil. IVI_{max} é o valor máximo do índice de importância encontrado nos biótopos de GB, i.e.:

$$IVI_{\max} = \max IVI (j) \quad (6)$$

$$j = 1 \dots ngb$$

DR_{exot} (*j*) denota a maior densidade relativa de qualquer espécie exótica encontrada no biótopo *j*. DR_{maxexot} é a maior densidade relativa de todas as espécies exóticas encontradas em qualquer biótopo de GB, isto é,

$$DR_{\maxexot} = \max DR (j) \quad (7)$$

$$j = 1 \dots ngb$$

IVI e DR caracterizam a estrutura e composição da comunidade vegetal de um biótopo. Finalmente, o fator 0,5 na equação 4 assegura que INT_{flor} varia apenas entre 0 e 1.

A equação 4 reflete os seguintes fatos: (a) o índice de naturalidade é uma função de redução monótona de IVI e DR; (b) o valor de IVI das espécies mais importantes e a densidade relativa das espécies exóticas dominantes, DR_{exot}, são independentes um do outro; (c) mesmo que a contribuição de IVI para INT_{flor} fosse zero, a contribuição de DR_{exot} ainda poderia tornar INT_{flor} maior que zero, ou o contrário: se o DR_{exot} contribuiu com zero para o INT_{flor}, a contribuição IVI ainda pode causar INT_{flor} ser maior que zero, como por exemplo em biótopos naturais.

A diversidade da flora do biótopo *j*, DIV_{flor} (*j*), na equação 3 é modelada por meio da probabilidade de encontro interespecífico (HURLBERT, 1971), isto é:

$$S_j$$

$$DIV_{flor} (j) = PIE (j) = (N_j / (N_j - 1)) (1 - \sum (p_{ij})^2) \quad (8)$$

$$i = 1$$

Em que:

$$p_{ij} = n_{ij} / N_j. \quad (9)$$

Aqui, n_{ij} representa o número de indivíduos das espécies i no biótopo j . Escolhemos o índice PIE para descrever o impacto da diversidade sobre o valor biótico de um biótopo por três razões (GOTELLI, 2008). Primeira: na diferença com outros índices de diversidade, o PIE permite interpretar as mudanças na diversidade de maneira direta e probabilística. Segunda: na diferença para muitos outros índices de diversidade, PIE não é sensível ao tamanho da amostra. Na terceira PIE é normalizado para 1.

O *design* do índice de qualidade biótica de um biótopo devido à fauna do biótopo, IBQfaun, segue uma faixa semelhante à derivada do IBQflor: Índice de naturalidade da fauna do biótopo j é:

$$\text{INTfaun}(j) = \frac{1}{2} * ((1 - \text{DR}(j) / \text{DRmax}) + (1 - \text{DRspider}(j) / \text{DRmaxspider})) \quad (10)$$

$\text{DR}(j)$ é a maior densidade relativa da fauna epigéica de um biótopo específico j e DRmax seu valor máximo em todos os biótopos de GB. $\text{DRspider}(j)$ é a densidade relativa das aranhas no biótopo j . DRmaxspider é a densidade relativa máxima de aranhas em todos os biótopos do GB. Os argumentos utilizados para derivar a equação 10 são semelhantes aos que nos levaram à equação 4. Somente aqui o papel das exóticas na equação 4 – sua presença e a estrutura de sua comunidade reduziram a naturalidade da flora – é adotado para a taxocenose Aranae (MARTIN, 1991; PEARCE; VERNIER, 2006; SCOTT; GEOFF; SELDEN, 2006). Aqui dois fatos são dignos de nota: (i) para a fauna epigeica, escolheu-se o grupo das aranhas como indicador para adotar o papel das espécies exóticas da flora. Sob o ponto de vista da extensão espacial do *habitat* e do biótopo, os biótopos são equivalentes ao *habitat*, considerando um enfoque espacial. (ii) Os dados sobre as aranhas devem ser coletados em um período em que as plantas e as aranhas tenham se desenvolvido suficientemente de forma que os dados sejam representativos e significativos.

Antes de multiplicar a equação 10 pela diversidade, PIEfaun produz o índice de qualidade biótica de um biótopo devido à sua fauna, conforme definido pela equação 3b. PIEfaun é calculado a partir da equação 8. Embora

aqui p_i deva ser interpretado como sendo a probabilidade de ocorrência do grupo i da taxocenose da fauna.

Conclui-se esta seção ao dizer que as densidades relativas necessárias nas equações 4 e 10, o índice de importância da fauna IVI usado na equação 5, as probabilidades da equação 9 e os análogos para a fauna epigeica são deduzidos dos dados de campo coletados. Os resultados numéricos inserem as equações 3 e eventualmente geram o índice de qualidade biótica conforme a equação 2. Na próxima seção, relata-se a constatação de cinco biótopos fundamentais na paisagem da área de Floresta Atlântica original no sul do Brasil.

Caracterização Biótica de Biótopos

Os estudos de campo provaram que cada mancha da figura 1 é uma área de condições ambientais homogêneas que proporcionam um espaço de vida para uma comunidade específica de plantas e organismos vivos. Assim, além disso, usaremos biótopo e mancha como sinônimos. Encontra-se: sob o ponto de vista biótico, qualquer mancha na área de teste poderia ser associada a um dos cinco biótopos fundamentais. Eles exibem a cobertura nativa em diferentes estágios sucessionais de desenvolvimento da vegetação: floresta clímax (GB1), floresta secundária tardia (GB2), floresta secundária inicial (GB3), plantação de eucaliptos com regeneração de sub-bosque florestal (GB4) e campos antropogênicos (GB5). Em um biótopo de tipo floresta clímax, GB1, geralmente encontra-se *Alchornea triplinervia*, *Mangolia* sp. e *Euterpe edulis* entre outras espécies de árvores características na região sul do Brasil.

A análise fitossociológica mostra que *Alchornea triplinervia* é a espécie com maior densidade relativa, maior frequência de ocorrência e maior área basal nesse biótopo. De acordo com a equação 5, ela a espécie mais importante da comunidade florestal clímax. De fato, $IVI = 35,4$. A tabela 1a demonstra que a densidade relativa de *Alchornea triplinervia* é a menor densidade relativa encontrada para as espécies mais importantes nos cinco tipos de biótopos fundamentais. Isso embasa a percepção de uma distribuição relativamente homogênea de espécies florestais no GB1. Na fauna desse

biótopo, a ordem Diptera é a mais importante da comunidade, com DR de densidade relativa de quase 46%, seguida da ordem Collembola, com DR = 28,7%, e da ordem Coleoptera, com DR = 10,5%. A tabela 1b mostra que a ordem Diptera de GB1 exibe a maior densidade relativa encontrada para a ordem mais importante em qualquer tipo de biótopo. Esse achado é bastante diferente do que encontramos para a flora do biótopo tipo GB1. Os tipos de biótopos GB2 e GB3 são moldados por comunidades de plantas em diferentes estágios sucessionais de regeneração da Floresta Atlântica original. Mais precisamente, GB2 é do tipo floresta secundária tardia, GB3 representa uma floresta secundária inicial. As espécies arbóreas mais importantes em GB2 são *Tibouchina* sp., com um IVI de 78,8, seguida pela espécie arbórea *Vernonia* sp. (IVI = 64,9). Em GB3, *Tibouchina* sp. bem como *Vernonia* sp. adotam valores IVI de 113,3 e 87,3, respectivamente, ambos superiores aos valores correspondentes em GB2. Essa tendência sugere GB3 estar em um estado de floresta secundária inicial; este estado de sucessão ecológica geralmente é caracterizado por dominância de uma ou poucas espécies.

Tabela 1 – Em 1a) resumo dos parâmetros fitossociológicos de cada espécie de angiosperma mais importante para cada comunidade dos cinco biótopos fundamentais GB1 a GB5. Em 1b) Parâmetros correspondentes para as ordens mais importantes da fauna epigeica. Para GB5, N é o número de toques, segundo método de pontos com agulhas, para a obtenção de dados nos campos antrópicos

Parâmetros	1a) FLORA/BIOTOPOS				
	GB1 Floresta clímax	GB2 Floresta secundaria tardia	GB3 Floresta secundaria inicial	GB4 Eucalipto com sub- bosque nativo	GB5 Campos antropogênicos
N	4	9	9	7	10
Ni	6	14	13	26	214
FR (%)	11,11	30,00	33,33	24,14	12,99
DR (%)	15,00	35,00	32,50	35,14	49,42
ABR	9,28	13,83	47,51	-	-
PIE	0,96	0,96	0,74	0,84	0,72

Parâmetros	1b) FAUNA/BIOTOPOS				
	GB1	GB2	GB3	GB4	GB5
	Floresta clímax	Floresta secundaria tardia	Floresta secundaria inicial	Eucalipto com sub- bosque nativo	Campos antropogênicos
N	5	5	4	5	5
Ni	425	576	373	373	256
FR (%)	10,42	10,42	10,26	10,20	10,87
DR (%)	45,85	42,64	35,29	41,82	30,48
PIE	0,69	0,71	0,69	0,71	0,79

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Embora a tendência para a flora não encontre correspondente continuação na fauna: Collembola, Diptera e Coleoptera são as ordens da classe Insecta mais importantes encontradas na fauna de GB2 e GB3. Os valores para DR em GB2 são 42,6%, 30,7% e 9,1%, respectivamente. Para GB3, os valores correspondentes são 35,3%, 32,9% e 17%, respectivamente. Sem entrar em uma discussão detalhada, aqui mencionamos apenas que as ordens indicadoras da fauna epigeica são altamente móveis, e o tempo que leva para responder a perturbações externas é extremamente curto quando comparado com o da flora. Especialmente para pequenos biótopos, isso implica também em flutuações maiores de densidade e alta sensibilidade a não homogeneidades, em função do efeito de borda nas manchas (biótopos) em uma paisagem. GB4 representa uma floresta plantada com eucalipto; as árvores dessa espécie alcançam uma altura considerável. Elas coexistem com o crescimento superficial de espécies arbóreas, arbustos e algumas ervas da matriz da paisagem original (Floresta Atlântica) fragmentada em função desse tipo de uso da terra. As espécies arbóreas nativas de sub-bosque puderam se desenvolver porque os eucaliptos foram plantados com distâncias suficientemente grandes entre eles. As espécies de sub-bosques atingiram um estado avançado na sucessão em espécies florestais e exibindo no estrato herbáceo, quase que exclusivamente, a espécie herbácea de *Panicum* sp. Essa é a espé-

cie mais importante da comunidade de plantas na sucessão secundária desse sub-bosque, com um valor de 111,8 de IVI. A composição da fauna do GB4 é semelhante à dos GB2 e GB3. Aqui, DR foi encontrado em 41,8%, 30,2% e 13,1%, para Collembola, Diptera e Coleoptera, respectivamente.

GB5 deve sua denominação como pastagem/campo pelo domínio do estrato herbáceo com *Axonopus obtusifolius*, destacando-se como a espécie mais importante da comunidade (IVI = 114). Essa situação é representativa para as áreas abertas de pastagens no sul do Brasil. Esse tipo de pastagem antropogênica surgiu no decurso da fragmentação da matriz florestal da área para a criação de gado leiteiro, encontrando-se nessas áreas, isoladamente, pequenos núcleos de espécies arbóreas nativas e espécies exóticas que coexistem uns com os outros. A fauna é caracterizada pelas ordens Hymenoptera (DR = 30,5%), Collembola (DR = 26,2%) e Diptera (DR = 19,3%).

Resta para ser adicionado: a composição das ordens da fauna que encontramos nos cinco biótopos fundamentais é muito semelhante descoberta por Moço *et al.* (2005), que estudaram remanescentes florestais e outros tipos de uso da terra em áreas cuja matriz florestal é de Floresta Atlântica. Baldissera, Rodrigues e Hartz (2012) sugerem que existe um gradiente de diversidade de *Web-Spiders* em área de fragmentação da Floresta Atlântica, das áreas mais perturbadas até as áreas de manchas menos perturbadas. Por outro lado, a composição florística de nossos cinco biótopos fundamentais encontra sua correspondência em inúmeros trabalhos botânicos feitos na região sul do Brasil e especialmente nos resultados de Klein (1979) em florestas no estado de Santa Catarina.

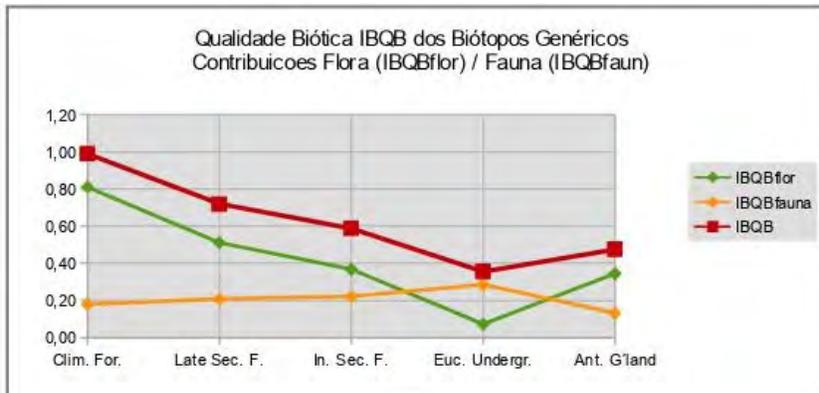
Qualidade Biótica dos Biótopos

A curva (■) na Figuras 2, 3, 4, 5 e 6 mostra os resultados calculados a partir da equação 2 para a qualidade biótica geral de cada um dos cinco biótopos fundamentais GB i , $i = 1 \dots 5$, reunidos na Mata Atlântica no sul do Brasil. A curva (◇) e (▲) da figura 2 demonstram o valor biótico da flora e da fauna, de forma respectiva, como cada biótopo contribui para um valor

biótico geral. Observamos dois extremos: a floresta clímax e a área com eucalipto. O valor biótico geral IBQB do primeiro é o máximo. É principalmente impulsionado pela sua flora. De fato, a flora representa quase 82% do valor biótico geral do biótopo da floresta clímax. Em contrapartida, o valor biótico geral do biótopo tipo eucalipto é, no mínimo, 36% do valor da floresta clímax. Embora 80% do seu valor biótico real seja devido ao valor biótico de sua fauna e apenas 20% são devidos à sua flora.

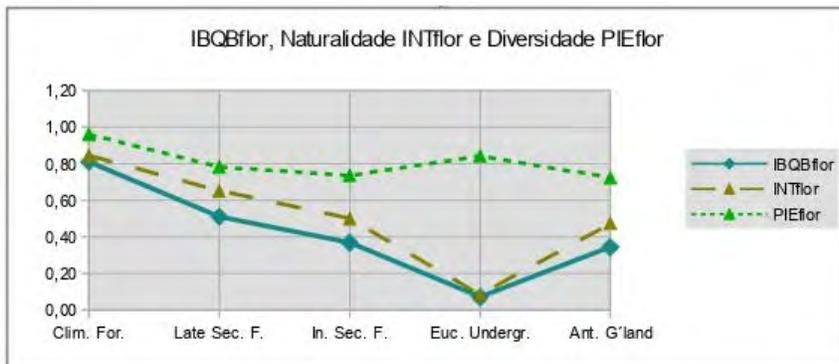
De agora em diante, o enfoque será analisar essas descobertas com o objetivo de revelar suas causas. Ao fazê-lo, demonstra-se a consistência e o poder do modelo e como ele permite que seu usuário compreenda um número de valor abstrato a partir de informações em subjacente microescala do biótopo (análise de cima para baixo).

Figura 2 - Contribuição da flora e da fauna para a qualidade biótica dos biótopos do tipo floresta clímax, floresta secundária tardia, floresta secundária inicial, eucaliptos com sub-bosque e campos



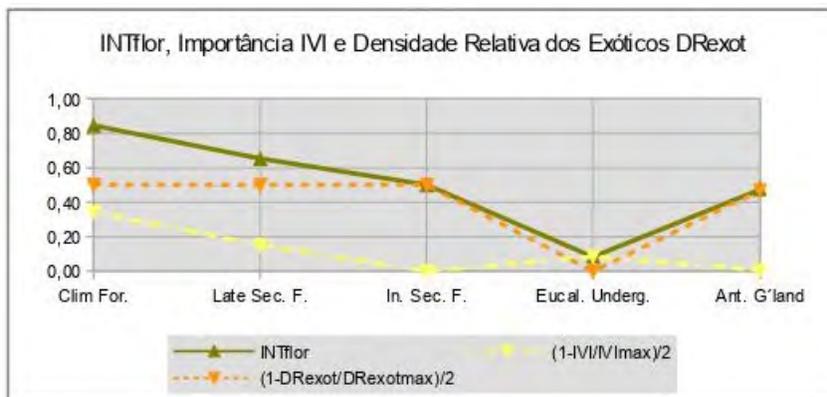
Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura 3 - Índice de qualidade biótica dos biótopos do tipo flora, IBQBflor, conforme a diversidade e naturalidade da flora, INTflor, PIEflor



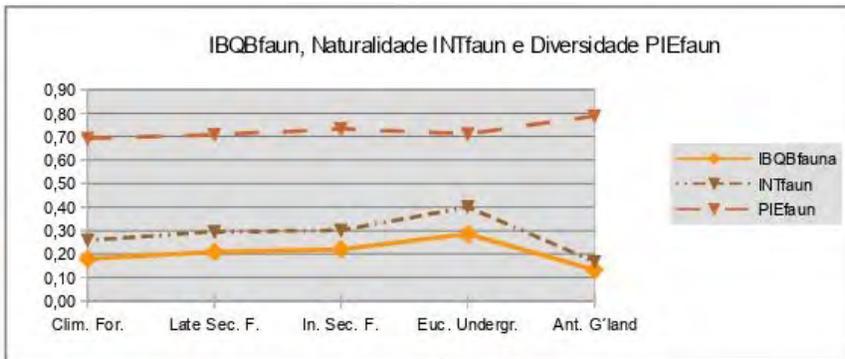
Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura 4 - Parâmetros fitossociológicos (índice de importância, IVI e densidade relativa de espécies exóticas, DRexot e sua relação com o índice de naturalidade da flora, INTflor, para os cinco biótopos fundamentais



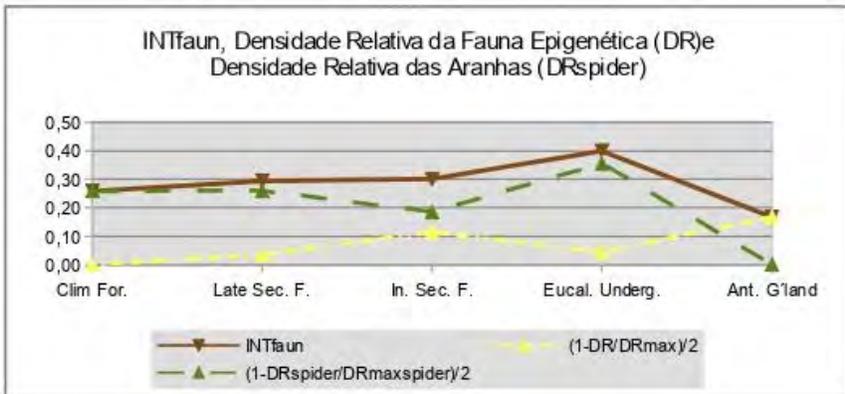
Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura 5 - IBQBfaun para os cinco biótopos fundamentais, juntamente com as contribuições correspondentes de INTfaun (naturalidade da fauna) e PIEfaun (diversidade da fauna)



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura 6 - Naturalidade da fauna, INTfaun, para os cinco biótopos fundamentais. É também a sua dependência da densidade relativa da fauna epigeica, bem como da densidade relativa das aranhas (exóticas) prevalentes nos biótopos considerados



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Compreender o alto valor biótico da floresta Clímax

O próximo nível de compreensão precisa destacar o motivo do valor biótico componente floral, IBQBflor, da floresta clímax, sendo este o

máximo. A figura 3 mostra os resultados para IBQBflor calculado por meio da equação 3a. A mensagem: tanto a naturalidade quanto a diversidade da flora do biótopo clímax são os maiores dos cinco biótopos. Surpreendentemente, a medida da diversidade, PIE, para a flora assume um valor de 96%, um valor próximo de 100%, que codificaria um arranjo de espécies florais com a máxima diversidade. De fato, uma análise mais detalhada dos dados fitossociológicos subjacentes mostra: contamos 40 indivíduos de árvores no biótopo. A comunidade correspondente era composta por 24 espécies distintas. Tudo isso dando origem a uma heterogeneidade muito fraca da distribuição das espécies. Ao mesmo tempo, a naturalidade da flora desse biótopo, INTflor (GB1), equivale a 84% do máximo possível. A razão pela qual isso ocorre é retratada na figura 4, que reflete a maior resolução da equação 4. Em primeiro lugar, não existem plantas exóticas no nosso biótopo de floresta clímax, ou seja, DRexot (GB1) = 0 e, portanto, $\frac{1}{2} * (1 - DRexot (GBj) / DRmaxexot) = 0,5$ na equação 4. Em segundo lugar, IVI (GBj), $j = 1, \dots, 5$, é mínimo para $j = 1$. Isso implica uma distribuição mais ou menos homogênea de várias espécies no biótopo do clímax com algumas espécies que dominam pouco sobre as outras. Isso está em conformidade com o que se espera de um ecossistema natural estável e funcional.

Compreender o baixo valor biótico de “Eucalipto com sub-bosque de vegetação nativa”

Diferentemente do que se acabou de testemunhar no tipo de biótopo de floresta clímax, o valor biótico da flora do biótopo do tipo “eucalipto com vegetação de sub-bosque” é mínimo (Figura 3). Isso ocorre porque sua flora está longe de ser natural, ou seja, o modelo calcula um pequeno valor para INTflor desse biótopo (Figura 4). Mesmo o valor para a diversidade da flora sendo 84%, o segundo valor maior de todos os biótopos, não pode compensar a baixa naturalidade desse biótopo. A figura 4 apresenta os argumentos de por que sua naturalidade é tão pequena: o biótopo exibe a maior densidade de exóticos de todos os biótopos fundamentais, de modo que

$(1 - DR_{\text{exot}}(GB4) / DR_{\text{maxexot}}) = 0$, na equação 4. Por outro lado, o domínio de uma planta torna $(1 - IVI(GB4) / IVI_{\text{max}}) \ll 1$, na equação 4. No total, isso faz com que o índice de naturalidade para a flora, INT_{flor} (equação 4), seja aproximadamente 0,08. Isso deve ser comparado com um valor de 0,84 calculado para a naturalidade da flora no biótopo clímax.

Nesse ponto, salienta-se que, em uma visão mais geral, acabou-se de demonstrar que a diversidade (relativamente) alta de um ecossistema não implica necessariamente em um alto valor (biótico). Considera-se essa constatação especialmente importante, tendo em vista o paradigma comum de avaliar o valor ambiental de áreas exclusivamente com base na (bio) diversidade.

Como já foi dito anteriormente, a qualidade do biótopo de plantações de eucalipto com sub-bosque nativo deve-se, principalmente, à qualidade da sua fauna. A propósito, essa contribuição é máxima se comparada aos outros biótopos (Figura 2). A razão é que nesse biótopo a fauna natural combina com a diversidade da fauna, comparável em magnitude com a de outros biótopos (Figura 5). Numericamente, PIE_{faun} varia entre o valor mínimo de $PIE_{\text{faun}}(GB1) = 69\%$ e o máximo de $PIE_{\text{faun}}(GB5) = 79\%$ com PIE_{faun} , assumindo um valor de 71% para o biótopo de eucalipto. A figura 6 revela a razão pela qual a naturalidade dessa fauna é a maior de todos os biótopos da fauna: uma pequena densidade relativa de aranhas impulsiona a naturalidade da fauna. Por outro lado, a magnitude da densidade relativa da fauna epigeica, DR , faz com que o valor da naturalidade da fauna seja pouco acentuado.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho inicia o desenvolvimento de uma ferramenta matemática para a avaliação comparativa quantitativa da qualidade biótica de partes importantes de uma paisagem terrestre ou de diferentes paisagens terrestres, respectivamente, na região da Floresta Atlântica no sul do Brasil.

No final, visa avaliar, valorar e orientar o planejamento e/ou gerenciamento de conservação, desenvolvimento agrícola e urbano. O modelo adotou as linhas de pensamento da escola da Europa Central da Ecologia da Paisagem. Assim, especialmente, colocou grande ênfase em quantificar em um primeiro passo o valor biótico das unidades de manejo da paisagem, os biótopos. O modelo funciona em uma microescala espaço-temporal e emprega indicadores para a naturalidade e diversidade da fauna e flora dos biótopos. Em geral, os indicadores são calculados a partir dos resultados de estudos experimentais de campo sobre a flora e a fauna dos biótopos. O modelo foi aplicado ao cálculo da qualidade biótica de cinco biótopos fundamentais predominantes em uma paisagem altamente fragmentada incorporada em uma matriz de Floresta Atlântica Submontana – nativa no sul do Brasil. Os cálculos do modelo atestaram o maior valor biótico geral para o biótopo do tipo clímax. Em ordem decrescente de qualidade geral biótica, o modelo estabeleceu a seguinte lista de sucessão: floresta clímax, floresta secundária tardia, floresta secundária inicial, “campo antrópico”, plantações de eucalipto.

O modelo demonstrou o impacto conjunto da naturalidade e da diversidade na qualidade biótica de um biótopo. Especialmente mostrou o elevado valor biótico do biótopo da floresta clímax demonstrando ser a flora arbórea de angiospermas a responsável em mais de 80% pela qualidade do biótopo. Para o biótopo tipo eucalipto, o modelo demonstrou que a qualidade dele é determinada essencialmente pela fauna do biótopo. Ainda, mais importante, demonstrou que o grau elevado de diversidade de um biótopo não implica automaticamente alta qualidade biótica. Essa descoberta desafia o paradigma comum de escolher exclusivamente a (bio)diversidade como o indicador de valor biótico.

No total, a concepção e os resultados práticos sobre a Floresta Atlântica no sul do Brasil provaram que o modelo é uma ferramenta excelente e fácil de usar para avaliar e valorar a qualidade biótica dos biótopos de uma paisagem. Assim, abre-se a possibilidade da generalização para avaliar e valorar a qualidade biótica das paisagens, que serão objeto de futuras publicações.

REFERÊNCIAS

- ADELMANN, W. M.; OVERBECK, G.; ZELHUBER, A.; MÜLLER, S. C.; FORNECK, E. D.; DROESLER, M.; PFADENHAUER, J. J.; PILLAR, V. P.; PORTO, M. L. Supporting the Ecosystem Approach within urban development planning of Porto Alegre, Brazil. *In*: PAULSCH, A.; PAULSCH, C. (eds.). **Übereinkommen über die Biologische Vielfalt (CBD): ein Einstieg für Wissenschaftler**. Regensburg: Institut für Biodiversität Netzwerk, 2011, p.113-133.
- BALDISSERA, R.; RODRIGUES, E. N. L.; HARTZ, S. M. Metacomposition of Web-Spiders in a fragmented Neotropical Forest: relative importance of environmental and spatial effects. **PloS ONE**, [s.l.], v. 7, n. 10, p. e48099, 2012.
- BARBER, H.S. Traps for cave-inhabiting insects. **J. Elisha Mitchell Sci. Soc.**, [s.l.], v. 46, p. 259-266, 1931.
- BASTIAN, O. Ökologische Raumgliederungen als Grundlage landschaftsbezogener Untersuchungen und Planungen. **Hercynia**, [s.l.], v. 29, p. 101-129, 1994.
- BASTIAN, O.; STEINHARDT, U. (eds.) **Development and Perspectives of Landscape Ecology**. Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 2010.
- BRAUN-BLANQUET, J. **Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde**. Wien: Springer, 1964.
- CURTIS, J. T.; MACINTOSH, R. P. An upland forest continuum in the prairie-forest border region Wisconsin. **Ecology**, [s.l.], v. 32, p. 476-496, 1951.
- COTTAM, G.; CURTIS, J. T. The use of distance measures in phytosociological sampling. **Ecology**, [s.l.], v. 37, p. 451-460, 1956.
- FERRARI, C.; PEZZI, G.; DIANI, L.; CORAZZA, M. Evaluation of Landscape Quality with Vegetation Naturalness Maps: An Index and Some Inferences. **Appl. Veg. Sci.**, [s.l.], v. 11, p. 243-250, 2008.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. New York: Wiley and Sons, 1986.

GOTELLI, N. J. **A Primer of Ecology**. 4. ed. Massachusetes: Palgrave Macmillan, Sinauer Associates, 2008.

GUREVITCH, J.; SCHEINER, S. M.; FOX, G. A. **The Ecology of Plants**. 2. ed. Massachusetts: Sinauer Associates, 2006.

HAASE, G.; BARSCH, H.; HUBRICH, H.; MANNSELD, K.; SCHMITT, R. **Naturraum erkundung und Landnutzung: geochorologische Verfahren zur Analyse, Kartierung und Bewertung von Raumstrukturen (Beiträge zur Geographie)**. Vol. 34. Berlim: Akademie Verlag, 1991.

HURLBERT, S. H. The non-concept of species diversity. A critique and alternative parameters. **Ecology**, [s.l.], v. 52, p. 577-586, 1971.

KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia**, [s.l.], v. 31, p. 9-164, 1979.

KLINK H.-J.; POTSCHIN, M.; TRESS, B.; VOLK, M. G.; STEINHARDT, U. Landscape and landscape ecology. In: BASTIAN, O.; STEINHARDT, U. (Eds.). **Development and Perspectives of Landscape Ecology**. Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic Publishers, p. 1-47, 2010.

KOSTROWICKI, A. S. A system-based approach to research concerning the geographical environment. **Geographia Polonica**, [s.l.], v. 33, p. 27-37, 1976.

LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ - LUBW. **Arten, Biotope, Landschaft: Schlüssel zum Erfassen, Beschreiben, Bewerten**. 3. Aufl. Karlsruhe: Grube & Speck, 2001.

LESER, H.; KLINK, H. J. **Handbuch und Kartieranleitung Geoökologische Karte 1:25.000 (KA GÖK 25)**. Band 228. [S.l.]: Zentralausschuss für Deutsche Landeskunde, 1988.

LEVY, E. B.; MADDEN, E. A. The point method of pasture analysis. **New Zeland Journal of Agriculture**, [s.l.], v. 46, p. 267-269, 1933.

MACHADO, A. An index of naturalness. **J. Nat. Conserv.**, [s.l.], v. 12, p. 95-110, 2004.

MARTIN, D. Zur Autökologie der Spinnen (Arachnida: Araneae) I. Charakteristik der Habitatausstattung und Präferenzverhalten epigäischer Spinnenarten. **Arachnol. Mitt.**, [s.l.], v. 1, p. 5-26, 1991.

MENEGAT, R.; PORTO, M. L.; CARRARO, C. C.; FERNANDES, L. D. **Atlas Ambiental de Porto Alegre**. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 1998.

MOÇO, M. K. S.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; CORREIA, E. F. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região norte fluminense. **R. Bras. Ci. Solo.**, [s.l.], v. 29, p. 555-564, 2005.

MOSIMANN, T. **Ökotope als elementare Prozesseinheiten der Landschaft**. Konzept zur prozessorientierten Klassifikation von Geosystemen. Geosynthesis. Band 1. Hanover: Geographisches Institut der Universität Hanover, 1990.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1974.

NEEF, E.; SCHMIDT, G.; LAUCKNER, M. **Landschaftsökologische Untersuchungen an verschiedenen Physiotopen in Nordwestsachsen**. Berlin: Akademie-Verlag, 1961.

PEARCE, J. L.; VERNIER, L. A. The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management. A review. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 6, n. 4, p. 780-793, 2006.

PORTO, M. L.; ASSUNÇÃO, A. F.; GIRARDI-DEIRO, A. M.; BORTOLOTTI, J. S.; FORNECK, E. D.; FRIZZO, T. C. E.; OLIVEIRA, M. L. A.; PFADENHAUER, J. J.; WILDI, O.; TERMIGNONI, R. R., ZOCCH, J. J. **Comunidades Vegetais e Fitossociologia: Fundamentos para Avaliação e Manejo de Ecossistemas**. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2008.

Sobre os Autores e Organizadores

PREFÁCIO

Francisco Henrique de Oliveira

Graduou-se em Engenharia Cartográfica pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP) em 1993. Obteve o doutorado em Engenharia de Produção pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) em 2002. Em 2012, como bolsista do CNPq, realizou no primeiro semestre seu pós-doutorado na RWTH (*Aachen University* – Instituto de Geodésia), na Alemanha, e no segundo semestre do mesmo ano continuou seu pós-doc na UNI (*University of Northern Iowa* – Departamento de Geografia), EUA, tendo como foco a temática do Cadastro Territorial Multifinalitário. Atualmente, é professor associado da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), professor colaborador da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e professor convidado do *Lincoln Institute of Land Policy*, Boston, USA. Tem experiência na área de Geociências, com ênfase em Cadastro Territorial Multifinalitário, atuando, principalmente, nos seguintes temas: geoprocessamento, cartografia, cartografia cadastral, cadastro técnico multifinalitário e cartografia temática.

ORGANIZADORES

Nilzo Ivo Ladwig

Doutor em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Atualmente, é professor e pesquisador vinculado ao Programa de Pós-Graduação (Mestrado e Doutorado) em Ciências Ambientais (PPGCA) da Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC). Tem experiência na área de Engenharia de Agrimensura, com ênfase em Fotogrametria e Sensoriamento Remoto, Sistema de Informação Geográfica, Planejamento

VOLTAR AO SUMÁRIO

e Gestão Territorial, atuando, principalmente, nos seguintes temas: desenvolvimento regional sustentável, cadastro técnico multifinalitário e planejamento sustentável em turismo. Líder do grupo de pesquisa em Planejamento e Gestão Territorial, Coordenador do Laboratório de Planejamento e Gestão Territorial (LabPGT) e orientador de projetos de pesquisa de discentes de doutorado, mestrado e iniciação científica.

E-mail: ladwig@unesc.net

Thaise Sutil

Doutoranda no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais na Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC), vinculada ao Laboratório de Planejamento e Gestão Territorial (LabPGT). Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade do Extremo Sul Catarinense – UNESC (2018). Graduada em Engenharia de Bioprocessos e Biotecnologia pela Universidade Estadual do Rio Grande do Sul – UERGS (2015). Tem experiência com uso de Sistemas Geográficos de Informação, Geoprocessamento, Geovisualização e Geodesign. Vem atuando com a temática das Áreas Protegidas, com ênfase nas Áreas de Proteção Ambiental (APA), Diagnósticos Socioambientais, Zoneamento e Processos Participativos.

E-mail: thaise.sutil@gmail.com

Jori Ramos Pereira

Possui graduação em Engenharia de Agrimensura pela Universidade do Extremo Sul Catarinense (2013), mestrado em Ciências Ambientais pela Universidade do Extremo Sul Catarinense (2016), doutorado em andamento em Ciências Ambientais pela Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC). Atualmente, é professor e coordenador do Centro de Engenharia e Geoprocessamento da UNESC.

E-mail: jori@unesc.net

Jairo José Zocche

Graduado em Ciências, Habilitação em Biologia, pela Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC/1984); mestre em Ecologia pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia (1992) e doutor em Ciências pelo Programa de Pós-Graduação em Botânica (2002), ambos pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS); e Pós-Doutor em Biologia da Conservação de *Cinclodes pabsti* Sick, 1969 (Furnariidae), pelo Departamento de Zoologia da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP/2011). Atualmente, é Professor do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e do Curso de Ciências Biológicas da UNESC. Coordena o Laboratório de Ecologia de Paisagem e de Vertebrados da UNESC, onde desenvolve estudos em: Ecologia de Paisagem e de Vertebrados (ênfase em herpetologia, ornitologia e mastozoologia); Ecologia e manejo de ecossistemas alterados (ênfase em metais pesados no solo, plantas e animais em áreas de mineração de carvão); e Ecologia de Estradas.

E-mail: jjz@unesc.net

Jader Lima Pereira

Graduado em Ciências Biológicas pela Universidade do Extremo Sul Catarinense (2006) e mestre em Biologia de Fungos, Algas e Plantas pela Universidade Federal de Santa Catarina (2009). Tem experiência na área de Botânica, com ênfase em Ecologia Vegetal, atuando principalmente nos seguintes temas: recuperação de áreas degradadas, mineração de carvão, florística, fitossociologia, ecologia da paisagem, geoprocessamento e serviços ecossistêmicos.

E-mail: jaderlimapereira@gmail.com

CAPÍTULO 1

Escolhas Conscientes em Tecnologias de Geoinformação para Representação, Análise, Simulação e Proposição para um Território: Suporte ao Geodesign

Ana Clara Mourão Moura

Graduada em Arquitetura e Urbanismo pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG); Especialização em Planejamento Territorial e Urbano pela PUC-MG e pela Universidade de Bolonha-Itália; Mestre em Geografia pela UFMG e Doutora em Geografia pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Atualmente, é professora da UFMG, Departamento de Urbanismo, e coordena o Laboratório de Geoprocessamento da Escola de Arquitetura. Tem experiência em Planejamento Urbano e Geociências, com ênfase em análise espacial, Sistemas de Informação Geográfica, Visualização Cartográfica, Diagnóstico Ambiental Urbano, gestão do Patrimônio Cultural e Paisagístico. Atua, principalmente, nos seguintes temas: SIG, Paisagem, Patrimônio Cultural, Análise Ambiental e Análise Urbana. Coordenadora do grupo de pesquisa CNPq: “Geoprocessamento na gestão da paisagem urbana e análise do meio ambiente”. Foi condecorada com a Medalha de Mérito Cartográfica pela Sociedade Brasileira de Cartografia e nomeada como uma das cinco personalidades da Década em Geoprocessamento (MundoGeo).

E-mail: anaclara@ufmg.br

CAPÍTULO 2

Fundamentos e Aplicações de Radar no Estudo de Mapeamento de Uso do Solo e de Áreas Alagadas

Clóvis Cechim Júnior

Licenciado em Engenharia Ambiental pelo Centro Universitário Dinâmica das Cataratas (UDC), Especialista em Gestão Ambiental em

Municípios pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Mestre em Engenharia Agrícola na área de concentração “Sistemas biológicos e agroindustriais” e na linha de pesquisa em Agricultura de precisão, geoprocessamento e estatística espacial pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE). Atualmente, é pesquisador e colaborador do Sistema Meteorológico do Paraná (SIMEPAR), área de Integração Tecnológica.

E-mail: juniorcechim@hotmail.com

Gabriel Henrique de Almeida Pereira

É formado em Engenharia Ambiental (UFPR) e Tecnologia em Química Ambiental (UTFPR), com mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental (UFPR) e doutorado em Ciências Geodésias (UFPR). Tem como principal área de atuação o monitoramento ambiental através de Sistemas de Informação Geográfica e Sensoriamento Remoto, com especial foco no desenvolvimento e na otimização de ferramentas computacionais para tal monitoramento. Atualmente, é pesquisador e colaborador do Sistema Meteorológico do Paraná (SIMEPAR), área de Integração Tecnológica.

E-mail: pereira-gha@hotmail.com

Flávio Deppe

Formado em Engenharia Florestal (UFSM), com Especialização em interpretação de imagens orbitais e suborbitais (UFSM). Diploma em *Remote Sensing* (Imperial College, UK), M.Sc. in *Remote Sensing* (University College London, UK), Ph.D. in *Remote Sensing* (Cranfield University, UK). Possui como principal área de atuação o monitoramento ambiental e a caracterização físico-territorial através da utilização de tecnologias de Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informação Geográfica, incluindo a concepção e coordenação de projetos e gestão de equipes técnicas. Tem como especial foco a integração de tecnologias e soluções para o monitoramento ambiental utilizando imagens com diferentes resoluções espaciais e temporais. Atualmente,

é Pesquisador III e Coordenador de Projetos do Sistema Meteorológico do Paraná (SIMEPAR), área de Integração Tecnológica.

E-mail: deppe@simepar.br

Giovani Fronza

Formado em Engenharia da Computação pela Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Técnico em Geomática pelo Colégio Técnico Industrial Prof. Mário Alquati (CTI-FURG), com aperfeiçoamento em Geotecnologias (ênfase em SIG) pela Universidade Federal do Paraná (UFPR), Mestre em Ciências Geodésicas pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Possui 10 anos de experiência profissional na modelagem e implantação de Sistemas e Servidores de mapas para *web* e bancos de dados espaciais, desenvolvendo SIG e Infraestrutura de Dados Espaciais. Atualmente, é pesquisador técnico-científico no Sistema Meteorológico do Paraná (SIMEPAR), onde atua em diversos projetos na área de monitoramento ambiental.

E-mail: gfronza.simepar@gmail.com

CAPÍTULO 3

Mapeamento da Cobertura Vegetal na Bacia Hidrográfica do Rio Urussanga, Santa Catarina, Brasil

Beatriz da Silva Kuhnen

Graduada em Engenharia de Agrimensura pela Universidade do Extremo Sul Catarinense (2017), Mestranda em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Santa Catarina (2020). Atualmente, é Especialista Fundiária. Tem experiência em Regularização Fundiária no Setor Energético, relacionada a Linhas de Transmissão, Hidrelétricas, Parques Eólicos e Solares;

Decreto de Utilidade Pública; Fotogrametria; Sensoriamento Remoto; Perfilamento a Laser; Batimetria e Sistema de Informação Geográfica.

E-mail: beatrizskuhnen@gmail.com.

Nilzo Ivo Ladwig

Doutor em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Atualmente, é professor e pesquisador vinculado ao Programa de Pós-Graduação (Mestrado e Doutorado) em Ciências Ambientais (PPGCA) da Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC). Tem experiência na área de Engenharia de Agrimensura, com ênfase em Fotogrametria e Sensoriamento Remoto, Sistema de Informação Geográfica, Planejamento e Gestão Territorial, atuando, principalmente, nos seguintes temas: desenvolvimento regional sustentável, cadastro técnico multifinalitário e planejamento sustentável em turismo. Líder do grupo de pesquisa em Planejamento e Gestão Territorial, Coordenador do Laboratório de Planejamento e Gestão Territorial (LabPGT) e orientador de projetos de pesquisa de discentes de doutorado, mestrado e iniciação científica.

E-mail: ladwig@unesc.net

Thaise Sutil

Doutoranda no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais na Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC), vinculada ao Laboratório de Planejamento e Gestão Territorial (LabPGT). Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade do Extremo Sul Catarinense – UNESC (2018). Graduada em Engenharia de Bioprocessos e Biotecnologia pela Universidade Estadual do Rio Grande do Sul – UERGS (2015). Tem experiência com uso de Sistemas Geográficos de Informação, Geoprocessamento, Geovisualização e Geodesign. Vem atuando com a temática das Áreas Protegidas, com ênfase nas Áreas de Proteção Ambiental (APA), Diagnósticos Socioambientais, Zoneamento e Processos Participativos.

E-mail: thaise.sutil@gmail.com

Danrlei de Conto

Atualmente, é mestrando no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UNESC), vinculado ao Laboratório de Planejamento e Gestão Territorial (LabPGT). Possui graduação em Engenharia de Agrimensura pela Universidade do Extremo Sul Catarinense (2019). Tem experiência no uso de sistemas geográficos de informação, geoprocessamento, fotogrametria e sensoriamento remoto voltados ao monitoramento e planejamento territorial.

E-mail: danrleideconto@hotmail.com

Juliana Debiasi Menegasso

Doutoranda em Ciências Ambientais no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais pela Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC). Mestra em Ciências Ambientais (2018) pelo Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (UNESC). Licenciada em Geografia pela UNESC (2004), especialista em Educação pela Fundação Educacional Barriga Verde – Febave (2005). Atualmente, é professora de Geografia na rede pública estadual de Santa Catarina, na Escola de Educação Básica Costa Carneiro, e na rede privada de ensino, na Escola Barriga Verde. É bolsista no Laboratório de Planejamento e Gestão Territorial (LabPGT) da UNESC e membro do Plano Municipal da Mata Atlântica (PMMA) em Orleans, SC.

E-mail: julianaorleans@gmail.com

Vanessa dos Santos Dagostim

Graduada em Engenharia de Agrimensura pela Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC) e Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC). Tem experiência na área de Engenharia de Agrimensura, com ênfase em Geoprocessamento, Cartografia, Sensoriamento Remoto, Planejamento Urbano e Gestão

Territorial e atualmente atua como membro pesquisador do Grupo de Pesquisa em Planejamento e Gestão Territorial.

E-mail: vanessa.dagostim@hotmail.com.

Carina da Luz

Possui graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Luterana do Brasil (ULBRA), especialização em Diversidade e Conservação da Fauna (2012) pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), especialização em Gestão e Educação Ambiental pelo Centro Universitário Leonardo da Vinci – UNIASSELVI (2015) bem como em Didática e Metodologia do Ensino de Ciências Biológicas. Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Extremo Sul Catarinense (PPGCA/UNESC). Atualmente, atua como Professora de Ciências, Química e Física na escola municipal Professora Iracema Vizzotto. É pesquisadora bolsista do Laboratório de Planejamento e Gestão Territorial (LabPGT) da Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC).

E-mail: luz.carina@gmail.com

CAPÍTULO 4

Geoprocessamento de Dados Espaciais para a Análise de Áreas com Potencial Agrícola no Município de Dona Francisca – RS

Roberta Aparecida Fantinel

Técnica Agrícola com Habilitação em Jardinagem pelo Colégio Politécnico da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM); bacharela em Engenharia Florestal pela Universidade Federal do Pampa (UNIPAMPA); licenciada pelo Programa Especial de Graduação de Formação de Professores para a Educação Profissional pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM);

Especialista em Geomática pelo Colégio Politécnico da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM); Mestre em Engenharia Florestal pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal (PPGEF) da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Atualmente, é doutoranda em Engenharia Florestal do PPGEF da UFSM.

E-mail: fantinel.ar@gmail.com

Ana Caroline Paim Benedetti

Engenheira Florestal pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Mestre e Doutora em Manejo Florestal pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Atualmente, é professora do Curso Superior de Tecnologia em Geoprocessamento e do Curso de Especialização em Geomática do Colégio Politécnico da UFSM. Coordena projetos de pesquisa que envolvem o uso de técnicas de Geoprocessamento, Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas para a análise ambiental no estado do Rio Grande do Sul.

E-mail: anacaroline@politecnico.ufsm.br

CAPÍTULO 5

Mapeamento Geotécnico Preliminar do Município de Santo Amaro da Imperatriz/SC

Fabiane Andressa Tasca

Possui graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e mestrado em Engenharia Ambiental pela mesma universidade. Atualmente, é doutoranda em Engenharia Ambiental pela UFSC, estudando a revitalização de rios junto no Laboratório de Águas Pluviais Urbanas e Técnicas Compensatórias. Tem

experiência em financiamento da drenagem urbana, avaliação de impactos ambientais, estudos ambientais e perícia ambiental.

E-mail: fabitasca@gmail.com

Roberto Fabris Goerl

Possui graduação em Geografia pela Universidade Federal de Santa Catarina (2005), mestrado em Geografia pela Universidade Federal de Santa Catarina (2010) e doutorado em Geografia pela Universidade Federal do Paraná (2014). Tem experiência na área de Geografia Física, atuando, principalmente, nos seguintes temas: desastres naturais, inundações, escoamentos (*debris flow*), hidrogeomorfologia, risco, perigo, vulnerabilidade, cartografia de risco, modelagem de evolução da paisagem e monitoramento de processos hidrogeomorfológicos. Desde 2017, é professor de Cartografia da Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Geociências. Também já atuou como professor de Topografia e Elementos de Geodesia na Universidade Federal de Santa Catarina – campus de Curitiba (2015 a 2017).

E-mail: roberto.f.goerl@ufsc.br

Rafael Augusto dos Reis Higashi

Doutor em Engenharia Civil. Atualmente, é professor Associado na UFSC. Atuante na graduação e no Programa de Pós-Graduação em Gestão Territorial e Transportes (PPGTG) e no Programa de Pós-Graduação em Desastres Naturais (PPGDN). Possui experiência na área de geotecnia, atuando, principalmente, nos temas de mapeamento geotécnico, Mapeamento de áreas suscetíveis a movimentos de massa, estabilização de encostas e uso de Sistemas de Informações Geográficas.

E-mail: rrhigashi@gmail.com

Jakcemara Caprario

Bacharel em Engenharia Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), mestre em Engenharia Ambiental com ênfase em Hidrologia e Hidráulica Aplicada pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Atualmente, é doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e membro pesquisador do Laboratório de Águas Pluviais Urbanas e Técnicas Compensatórias (LAUTEC) da UFSC. Tem experiência em Engenharia Sanitária e Ambiental tanto na área tecnológica quanto na gestão ambiental. Na área tecnológica, atua em recursos hídricos, especialmente drenagem urbana e estruturas compensatórias, contaminação de águas subterrâneas, hidrosedimentologia, mapeamento de alagamentos e inundações urbanas e modelagem de mudanças climática. Na área de gestão ambiental, atua em avaliação de risco e suscetibilidade ambiental aplicada à contaminação de águas subterrâneas e na aplicação de ferramentas de geoprocessamento, modelagem e monitoramento de impactos ambientais.

E-mail: jakcemara@gmail.com

Aline Schuck Rech

Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade Oeste de Santa Catarina (UNOESC), mestre em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) e doutoranda em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Atualmente, é professora dos cursos de Engenharia Ambiental e Sanitária e Engenharia Civil da Universidade do Contestado (UNC) e professora do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade do Alto Vale do Rio do Peixe (UNIARP). Pesquisadora do Grupo de Pesquisa em Engenharia, Desenvolvimento e Qualidade Ambiental (GEDEQ) na Universidade do Contestado (UNC) e membro pesquisadora do Laboratório de Águas Pluviais Urbanas e Técnicas Compensatórias (LAUTEC) na Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

E-mails: aline.schuck@unc.br; aline.schuck@uniarp.edu.br

Alexandra Rodrigues Finotti

Graduada em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Goiás (UFG), mestre em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e doutora em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (IPH/UFRGS). Atualmente, é professora Associada da Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). É coordenadora do Laboratório de Águas Pluviais Urbanas e Técnicas Compensatórias (LAUTEC) da UFSC. Atua e pesquisa na área de recursos hídricos, especialmente em manejo de águas pluviais urbanas e gestão da drenagem urbana.

E-mail: alexandra.finotti@ufsc.br

CAPÍTULO 6

Viabilidade do Uso de Imagens de RPA'S para Extração da Batimetria em Reservatórios de Água Rasos

Laura Coelho de Andrade

Graduanda em Engenharia de Agrimensura e Cartográfica pela Universidade Federal de Viçosa. Atualmente, participa do Grupo de Estudo e Pesquisa em Levantamentos Hidrográficos (GEPLH) e é bolsista de Iniciação Científica do CNPQ na área de Levantamentos Hidrográficos pela UFV.

E-mail: laura.andrade@ufv.br,

Ítalo de Oliveira Ferreira

Professor Adjunto do departamento de Engenharia Civil, setor de Engenharia de Agrimensura e Cartográfica da Universidade Federal de Viçosa e membro permanente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, área de concentração em Informações Espaciais (PGEC/UFV – mestrado e doutorado). Possui graduação em Engenharia de Agrimensura e Cartográfica pela Universidade Federal de Viçosa (2011), mestrado em Engenharia Civil, área de concentração em Informações Espaciais (Geodésia), pela Universidade

Federal de Viçosa (2013) e doutorado em Engenharia Civil, área de concentração em Informações Espaciais (Geodésia), pela Universidade Federal de Viçosa (2018). Possui experiência na área de Geociências, com ênfase em Engenharia de Agrimensura e Cartográfica, atuando, principalmente, nos seguintes temas: Levantamentos Hidrográficos, Topográficos, Geodésicos e Perfilamentos a Laser, Ajustamento de Observações, Geoestatística e Controle de Qualidade. É líder do Grupo de Estudo e Pesquisa em Levantamentos Hidrográficos (GEPLH/UFV) e pesquisador do Grupo de Estudo e Pesquisa em Ciências Geodésicas (GEPciG/UFV), ambos do CNPq. Desde 2019, é vice-presidente da Comissão Técnico-Científica de Hidrografia da Sociedade Brasileira de Cartografia, Geodésia, Fotogrametria e Sensoriamento Remoto e Editor Associado da Revista Brasileira de Cartografia.

E-mail: italo.oliveira@ufv.br

Nilcilene das Graças Medeiros

Possui graduação em Engenharia Cartográfica pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (2000), mestrado em Ciências Cartográficas pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (2003) e doutorado em Ciências Cartográficas pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (2007). Atualmente, é professora Associada da Universidade Federal de Viçosa. Tem experiência na área de Geociências, com ênfase em Sensoriamento Remoto, Fotogrametria e Processamento de Imagens, atuando, principalmente, nos seguintes temas: Orientação Exterior de Imagens, Segmentação Morfológica, Imagens Orbitais.

E-mail: nilcilene.medeiros@ufv.br

Iann Gomes Rodrigues da Fonseca

Mestre em Informações Espaciais pelo Programa de Pós-Graduação do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Viçosa (PPG/DEC/UFV). Graduado (2016) em Engenharia de Agrimensura e Cartográfica pela Universidade Federal de Viçosa. Atuação em áreas como:

Cadastro Técnico Multifinalitário (CTM), Cartografia, Sistema de Informação Geográfica, Geoprocessamento, Geodésia e Levantamentos Hidrográficos. Atuou, em 2014, no CTM do município de Guanhães, Minas Gerais; em 2015, na elaboração da base cartográfica do município de Viçosa para o Plano Diretor; e em 2015-2017 no CTM do município de Barão de Cocais, Minas Gerais. Atualmente, realiza estudos na área de levantamentos hidrográficos.

E-mail: ianngrf@gmail.com

CAPÍTULO 7

A Importância do Cadastro Territorial na Saúde Ambiental do Município

Micael Etelvino Fernandes Desengrini

Possui graduação em Direito pelo Centro Universitário Ritter dos Reis (2010). Atualmente, é advogado no estado de Santa Catarina. Foi aluno na modalidade especial do Programa de Pós-Graduação em Direito da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), foi membro da Comissão de Relações Internacionais da OAB/SC, tem experiência na área de Direito, atuando, principalmente, nos seguintes temas: Direito Constitucional, Direito Tributário, Direito Administrativo, Direito Empresarial, Direito do Trabalho. Possui Pós-Graduação em Direito do Trabalho pela Associação dos Magistrados do Trabalho da 12ª Região. Mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Transportes e Gestão Territorial (UFSC).

E-mail: micajur@gmail.com

Caroline Bernardo Silva

Engenheira Civil formada pela Universidade Federal de Santa Catarina, mestre em Engenharia de Transportes e Gestão Territorial pelo Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Santa Catarina, com foco em gestão territorial, no tema análise de variáveis de cir-

cunvizinhança na avaliação de imóveis. Atualmente, atua como engenheira responsável técnica pela empresa Avalisc Engenharia de Avaliações, na área de avaliações de imóveis, perícias judiciais e projetos técnicos.

E-mail: carolinebernardosilva@gmail.com.br

Everton Silva

Graduado em Engenharia de Agrimensura pela União das Faculdades de Criciúma, mestre em Cadastro Técnico Multifinalitário e doutor em Engenharia de Produção pela Universidade Federal de Santa Catarina. Coordenou trabalhos de levantamentos cadastrais e avaliação em massa de imóveis para fins fiscais em diversos municípios brasileiros. Professor da Universidade Federal de Santa Catarina pelo Departamento de Geociências e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Transportes e Gestão Territorial, onde atua na linha de pesquisa Cadastro Territorial Multifinalitário. Professor associado do *Lincoln Institute of Land Policy*, com o qual colabora por meio de cursos a distância e presenciais. Membro da Rede Acadêmica de Cadastro Multifinalitário (RACAM).

E-mail: everton.silva@ufsc.br

Norberto Hochheim

Professor Titular do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Mestre em Engenharia de Produção e Sistemas (UFSC), área de concentração Engenharia Econômica. Doutor pela *Université de Nancy I* (França), com tese desenvolvida na área de Engenharia de Produção. Ministra/ministrou várias disciplinas em cursos de graduação, formação continuada, especialização, mestrado e doutorado, entre as quais: Análise de Investimentos Imobiliários, Planejamento Econômico e Financeiro, Engenharia de Avaliações, Elaboração de Plantas de Valores Genéricos, Tópicos Avançados em Engenharia de Avaliações, Avaliação de

Empreendimentos, Fundamentos de Cadastro Técnico Multifinalitário e Gestão Territorial. Coordenador do Grupo Engenharia de Avaliações e Perícias.

E-mail: hochheim@gmail.com

CAPÍTULO 8

Ferramentas Geográficas para Análise e Mitigação de Impactos Ambientais Causados por Infraestruturas Viárias de Transporte Terrestre

Fernanda Zimmermann Teixeira

Possui Licenciatura e Bacharelado em Ciências Biológicas pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul e mestrado e doutorado pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UFRGS. Fez Pós-doutorado no Programa de Pós-Graduação em Ensino em Ciências, Ambiente e Sociedade (UERJ), em 2015, e no *Geomatics and Landscape Ecology Laboratory* na *Carleton University*, Canadá, em 2016, e no Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais na Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) entre 2017 e 2019. Atualmente, é pós-doutoranda PNPD/CAPES no Programa de Pós-Graduação em Ecologia na Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), atuando no Núcleo de Ecologia de Rodovias e Ferrovias (NERF-UFRGS). Participa do Grupo de Pesquisa *Transportation Research and Environmental Modelling* (TREM/UFMG) e da Rede Brasileira de Especialistas em Ecologia de Transportes (REET-Brasil).

E-mail: fernandazteixeira@gmail.com

Larissa Oliveira Gonçalves

Licenciada e bacharel em Ciências Biológicas, mestre e doutora em Ecologia pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Participa

como pesquisadora colaboradora do Núcleo de Ecologia de Rodovias e Ferrovias (NERF/UFRGS).

E-mail: larissa.oligon@gmail.com

Larissa Donida Biasotto

Bióloga, graduada em Ciências Biológicas pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Mestre em Ecologia e doutoranda no Programa de Pós-Graduação em Ecologia (UFRGS). Durante os últimos seis anos de sua carreira acadêmica, estudou os impactos ambientais causados por linhas de transmissão de energia elétrica. Seu doutorado tem foco no desenvolvimento de instrumentos que visem antecipar os impactos causados por linhas de energia, promovendo o uso de práticas de pesquisa para qualificar os procedimentos de licenciamento ambiental dessas estruturas. Também participa de projetos na área de conservação da biodiversidade que envolvem outras infraestruturas lineares como integrante do Núcleo de Ecologia de Rodovias e Ferrovias (NERF) da UFRGS.

E-mail: larissabiasotto@hotmail.com

Rodrigo Affonso de Albuquerque Nóbrega

Engenheiro Cartógrafo pela Universidade Estadual Paulista (UNESP, 1996); mestre e doutor em Engenharia de Transportes pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (EPUSP, 2002 e 2007) e Pós-Doutorado pelo *Geosystems Research Institute* da *Mississippi State University* (GRI/MSU, 2009). Possui 23 anos de experiência em geoprocessamento nos setores privado e acadêmico. No Brasil, atuou entre 1997 e 2008 na iniciativa privada como engenheiro de projetos, como coordenador operacional de linha de produção em mapeamento ostensivo e aerofotogrametria e também como consultor e professor em geotecnologias. Nos Estados Unidos, atuou entre 2008 e 2012 como Pesquisador Associado e como Professor Pesquisador, onde desenvolveu e compilou modelos de decisão por múltiplos critérios acoplados a sistemas de informação geográfica direcionados ao planejam-

to de transportes. Reside atualmente em Belo Horizonte, MG, onde atua como Professor Adjunto pelo Departamento de Cartografia do Instituto de Geociências (IGC) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), onde coordena o grupo de pesquisas *Transportation Research & Environmental Modelling* (TREM).

E-mail: raanobrega@ufmg.br

Andreas Kinde

Biólogo, mestre em Ecologia e doutor em Botânica pela UFRGS. Professor Titular do Departamento de Ecologia da UFRGS. Coordena o Núcleo de Ecologia de Rodovias e Ferrovias (NERF/UFRGS).

E-mail: andreaskindel@gmail.com

CAPÍTULO 9

Vertebrados Silvestres Atropelados em Rodovias do Sul de Santa Catarina, Brasil

Jairo José Zocche

Graduado em Ciências, Habilitação em Biologia, pela Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC/1984); mestre em Ecologia pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia (1992) e doutor em Ciências pelo Programa de Pós-Graduação em Botânica (2002), ambos pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS); e Pós-Doutor em Biologia da Conservação de *Cinclodes pabsti* Sick, 1969 (Furnariidae), pelo Departamento de Zoologia da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP/2011). Atualmente, é Professor do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e do Curso de Ciências Biológicas da UNESC. Coordena o Laboratório de Ecologia de Paisagem e de Vertebrados da UNESC, onde desenvolve estudos em: Ecologia de Paisagem e de Vertebrados (ênfase em herpetologia, ornitologia e mastozoologia); Ecologia e manejo de ecossistemas

alterados (ênfase em metais pesados no solo, plantas e animais em áreas de mineração de carvão); e Ecologia de Estradas.

E-mail: jjz@unesc.net

Samuel Costa

Possui graduação em Ciências Biológicas (2004) e mestrado em Ciências Ambientais (2007) pela Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC). Tem experiência em Ensino de Ciências da Natureza, atuando nos seguintes temas: formação docente, metodologias para o ensino de ciências, etnoconhecimento no ensino de ciências (etnoastronomia, etnobotânica e etnozoologia) e Educação Ambiental.

E-mail: samuel.costa@ifsc.edu.br

Polliana Zocche-de-Souza

É graduada em Ciências Biológicas pela UNESC (Universidade do Extremo Sul Catarinense), com mestrado em Ecologia pela UFSC (Universidade Federal de Santa Catarina) e doutorado em Ecologia pela UNICAMP (Universidade Estadual de Campinas). Tem interesse pela conexão entre ecologia da mente e ecologia do mundo e promove atividades coletivas nesse âmbito. É caseira na comunidade de transformação pessoal e coletiva Olugar.org. Faz parte da equipe focalizadora da Revista Bodisatva, plataforma de conteúdo sobre budismo e transformação de mundo e é facilitadora do Trabalho Que Reconecta, metodologia que inspira as pessoas a atuarem em benefício da vida na Terra.

E-mail: pzocches@gmail.com

Ivan Réus Viana

Graduado em Ciências Biológicas, bacharelado e mestrado em Ciências Ambientais pela Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC). MBA em Gestão e Políticas Públicas Municipais pela UNIASSELVI. Diretor

Superintendente da Fundação Municipal do Meio Ambiente de Içara no ano de 2018. Atualmente, é pesquisador colaborador do Laboratório de Ecologia de Paisagens da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). Desenvolve pesquisas que envolvem a estrutura da paisagem e os fatores determinantes que possibilitam a ocorrência das espécies. Suas principais pesquisas se concentram em Ecologia de Paisagens, Biologia da Conservação, Invasões Biológicas, Ecologia Animal.

E-mail: ivan_reus@hotmail.com

Denise Lidório de Mattia

Graduada em Ciências Biológicas, especialista em Manejo de Recursos Naturais e mestra em Ciências Ambientais pela Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC). Atualmente, trabalha na empresa Carbonífera Metropolitana, atuando na área de gestão ambiental e monitoramentos ambientais. Desenvolve estudos nas áreas de Ecologia de Paisagem, Ecologia de Vertebrados e Ecologia de Estradas.

E-mail: de_mattia@hotmail.com

Cristiane Scussel

Possui graduação em Ciências Biológicas (Licenciatura pela Universidade do Extremo Sul Catarinense – 2010); especialização em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais pela Universidade do Extremo Sul Catarinense (2012) e mestrado em Ciências Ambientais pela Universidade do Extremo Sul Catarinense (2017). Atua como professora da Secretaria de Educação do estado de Santa Catarina e como Bióloga, realizando projetos para licenciamento ambiental. Tem experiência na área de Biologia Geral, com ênfase em Botânica e Ecologia Aplicada.

E-mail: cris._scussel@hotmail.com

Caroline Magagnin Zocche

Graduada em Ciências Biológicas (bacharelado pela Universidade do Extremo Sul Catarinense, UNESC, 2013), mestre em Ciências Ambientais pela Universidade do Extremo Sul Catarinense, UNESC (2020). Atualmente, é Bióloga Profissional Liberal, atuando em Assessoria e Licenciamento Ambiental, e cursa Ciências Biológicas (licenciatura na modalidade Educação a Distância) na Universidade Cruzeiro do Sul.

E-mail: zocchecaroline@gmail.com

Jader Lima Pereira

Graduado em Ciências Biológicas pela Universidade do Extremo Sul Catarinense (2006) e mestre em Biologia de Fungos, Algas e Plantas pela Universidade Federal de Santa Catarina (2009). Tem experiência na área de Botânica, com ênfase em Ecologia Vegetal, atuando principalmente nos seguintes temas: recuperação de áreas degradadas, mineração de carvão, florística, fitossociologia, ecologia da paisagem, geoprocessamento e serviços ecossistêmicos.

E-mail: jaderlimapereira@gmail.com

Fernando Carvalho

Doutor em Zoologia pela Universidade Federal do Paraná (2015). Mestre em Biologia Animal pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (2011). Graduado em Ciências Biológicas/Bacharelado pela Universidade do Extremo Sul Catarinense (2007). Atualmente, é professor permanente do Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Extremo Sul Catarinense (PPG-CA). Também integra o corpo docente titular do Curso de Ciências Biológicas da Universidade do Extremo Sul Catarinense, ministrando as disciplinas de Zoologia de Vertebrados, Práticas em Campo de Zoologia, Manejo de Animais Silvestres e Estágio Obrigatório. É o coordenador do Laboratório de Zoologia e Ecologia de Vertebrados da UNESC.

Desenvolve estudos com enfoque em Ecologia e Biologia de Vertebrados em ambientes naturais e antrópicos, com ênfase nos grupos de morcegos e mamíferos terrestres de médio e grande porte. Possui também experiência como consultor ambiental, atuando em Estudos de Impacto Ambiental (EIA), Estudos de Impacto Ambiental Simplificado (EAS) e monitoramento ambiental, sempre com trabalhos relacionados aos grupos de mamíferos de médio, grande porte e morcegos.

E-mail: f.carvalho@unescc.net

CAPÍTULO 10

Qualidade Biótica na Floresta Atlântica: Novo Sistema de Indicadores Quantitativos para Avaliação e Valoração Comparativa de Biótopos Fundamentais

Maria Luiza Porto

Possui graduação em História Natural pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (1969), mestrado em Botânica pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul, finalizado em 1973, doutorado em Ecologia Vegetal pela *Universität Ulm*, Alemanha (1981) e pós-doutorado em Metodologias de Avaliação Ambiental pela Universidade Técnica de Munique (1987). Até 2003, foi professora e pesquisadora na Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e até 2014 foi professora colaboradora aposentada nessa mesma Universidade. Tem experiência na área de Ecologia, com ênfase em Ecologia de Paisagem, atuando, principalmente, nos seguintes temas: zoneamento ambiental, comunidades vegetais, fitorremediação-metals pesados, vegetação, conservação e flora e restauração de áreas degradadas. Recentemente, MBA em Perícia, Auditoria e Gestão Ambiental

E-mail: jaegerporto@yahoo.com.br

Índice remissivo

A

Análise Espacial: 12, 17, 18, 27, 107, 135, 166, 196, 224, 260, 280, 317

Áreas Alagadas: 69, 70, 71, 111, 219, 317

Atropelamento: 225, 230, 231, 232, 233, 234, 235, 253, 254, 255, 256, 260, 261, 262, 263, 264, 265, 266, 269, 270, 271, 272, 273, 274, 275, 276, 277, 278, 280, 281, 282, 283, 286, 287, 289

B

Bacia Hidrográfica: 71, 81, 84, 85, 91, 92, 94, 97, 99, 100, 101, 102, 103, 104, 133, 134, 319

Batimetria: 164, 165, 166, 169, 170, 171, 173, 174, 175, 177, 319, 325

Biótopos: 290, 292, 293, 294, 295, 296, 297, 298, 299, 300, 301, 302, 303, 304, 305, 306, 307 (3x), 308 (3x), 309 (5x) 335

C

Cadastro Territorial: 179, 180, 182, 183, 184, 187, 193, 196, 209, 212, 314, 327, 328

Cobertura e Uso da Terra: 258, 259, 261 269

Cobertura Vegetal: 15, 42, 70, 81, 82, 83, 84, 91, 95, 99, 100, 102, 104, 120, 141, 154, 169, 253, 256, 275, 277, 319

Conectividade: 224, 225, 226, 229, 230, 231, 235, 236

D

Dados Espaciais: 35, 88, 104, 105, 107, 213, 319, 322

E

Expansão Urbana: 56, 140, 141, 149, 150, 156, 158, 181, 198, 199, 200

VOLTAR AO SUMÁRIO

F

Ferrovias: 218, 219, 221, 224, 225, 226, 229 230 232, 234, 330

Floresta Atlântica: 290, 291, 292, 294, 300, 301, 302, 303, 308, 309, 335

G

Geodesign: 17, 45, 53, 54, 55, 56, 62, 63, 64, 65, 66, 67, 315, 316, 320

Geoinformação: 12, 18, 102, 104, 130, 247, 316

Geoprocessamento: 12, 13, 14, 19, 28, 62, 63, 66, 67, 68, 88, 100, 103, 105, 106, 107, 108, 116, 130, 135, 136, 137, 149, 159, 163, 180, 189, 190, 194, 196, 212, 215, 224, 314, 315, 316, 317), 320, 321, 322, 323, 324, 327, 331, 334

I

IBQB: 295, 296, 304, 305, 306, 307

Impactos Ambientais: 106, 217, 220, 222, 223, 224, 225, 227

Infraestruturas Viárias: 217, 226, 229, 237, 329

M

Mapeamento Geotécnico: 134, 138, 140, 141, 143, 147, 150, 152, 158, 161, 162, 163, 323, 324

N

NDVI: 82, 83, 92, 93, 94, 96, 97, 98, 99, 100, 101, 102, 103, 104

NDWI: 166, 169, 170, 171, 172, 177

P

Paisagem: 13, 18, 42, 54, 58, 59, 96, 99, 100, 219, 220, 224, 225, 226, 228, 230, 232, 234, 235, 236, 253, 254, 256, 258, 261, 267, 269, 270, 275, 278, 283, 285, 286, 219, 291, 292, 293, 294, 295, 300, 302, 308, 309, 316, 317, 323, 332, 333, 334, 336

Planejamento: 17, 33, 54, 64, 66, 70, 84, 95, 106, 108, 109, 134, 135, 139, 140, 141, 147, 159, 161, 162, 163, 183, 184, 190, 193, 195, 196, 197, 198, 201, 203, 204, 210, 213, 215, 222, 224, 225, 226, 229, 236, 237, 248, 254, 291, 309, 314, 315, 317, 320, 321, 322, 329, 331

Planejamento Territorial: 17, 139, 141, 147, 184, 197, 317, 320

Potencial Agrícola: 105, 113, 115, 120, 123, 128, 322

R

Radar: 69, 70, 71, 73, 79, 80, 113, 146, 317

Reservatórios de Água Rasos: 164, 325

Rodovias: 49, 50, 160, 219, 221, 222, 224, 225, 226, 229, 230, 232, 234, 235, 239, 252, 253, 254, 255, 256, 257, 258, 259, 260, 261, 270, 271, 273, 275, 276, 277, 278, 282, 281, 287, 288, 330, 331

RPA's: 164, 166, 167, 169, 175, 325

S

Saneamento: 104, 111, 135, 180, 182, 184, 185, 186, 187, 188, 189, 190, 191, 192, 193, 195, 196, 203, 208, 209, 210, 211, 212, 214, 215, 325

Saúde Ambiental: 179, 195, 208, 327

SAVI: 83, 84, 92, 93, 94, 96, 97, 98, 99, 100, 101, 102, 103, 104

Sentinel-1: 72, 77, 79, 80

U

Uso do Solo: 15, 29, 69, 71, 74, 75, 77, 136, 139, 160, 189, 195, 226, 317

V

Vertebrados Silvestres: 252, 254, 255, 256, 260, 261, 262, 263, 264, 265, 266, 274, 275, 277, 286, 331