

**UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS - UNISINOS
UNIDADE ACADÊMICA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA
NÍVEL MESTRADO**

Guilherme Taboada Conrado

**EFEITOS DA URBANIZAÇÃO E DO CLIMA NA PRODUTIVIDADE PRIMÁRIA DE
FLORESTAS URBANAS NO SUL E SUDESTE DO BRASIL**

**São Leopoldo
2020**

Guilherme Taboada Conrado

EFEITOS DA URBANIZAÇÃO E DO CLIMA NA PRODUTIVIDADE PRIMÁRIA DE
FLORESTAS URBANAS NO SUL E SUDESTE DO BRASIL

Dissertação apresentada como requisito
parcial para obtenção do título de Mestre
em Biologia, pelo Programa de Pós-
Graduação em Biologia da Universidade
do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS

Orientador: Prof. Dr. Juliano Morales de Oliveira
Coorientador: Prof. Dr. Maurício Roberto Veronez

São Leopoldo
2020

C754e Conrado, Guilherme Taboada
Efeitos da urbanização e do clima na produtividade primária
de florestas urbanas no sul e sudeste do Brasil / Guilherme
Taboada Conrado. – 2020.

49 f. : il. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade do Vale do Rio dos
Sinos, Programa de Pós-Graduação em Biologia, 2020.

“Orientador: Prof. Dr. Juliano Morales de Oliveira

Coorientador: Prof. Dr. Mauricio Roberto Veronez.”

1. Produtividade primária (Biologia). 2. NDVI. 3. Clima.
4. Florestas urbanas. 5. Urbanização. I. Título.

CDU 573

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
(Bibliotecária: Amanda Schuster – CRB 10/2517)

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, ao meu orientador Professor Dr. Juliano Morales de Oliveira, grande mestre e amigo, por todos os ensinamentos, reflexões e dedicação ao longo desses anos de trabalho e convivência. Aproveito para agradecer a excelente oportunidade de trabalhar no Laboratório de Ecologia Vegetal (LEV – UNISINOS), período fundamental para o meu crescimento profissional e acadêmico, além da confiança e liberdade que sempre tive para desenvolver a nossa pesquisa.

À financiadora desse trabalho: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES), garantindo o desenvolvimento desse trabalho através de bolsa conferida pelo sistema CAPES/ PROSUC.

Ao meu coorientador Professor Dr. Maurício Veronez, disponibilizando o apoio do Laboratório de Geomensura e do Laboratório de Visualização Avançada e Geoinformática – VIZLAB/Unisinos. Quero agradecer de forma mais que especial ao técnico desses laboratórios, o colega e amigo Diego Brum, que sem o seu apoio na classificação das imagens de satélite esse trabalho não aconteceria.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia Vegetal pela parceria, discussões e dicas essenciais na construção desse estudo.

Aos meus pais Marcelo e Eliana, minhas avós Lourdes e Geny, meus irmãos Eduardo e Maria e minha sobrinha Pietra, pelos valores que me ensinam diariamente, amor que dedicam e por construírem toda a base necessária para que eu executasse e concluísse mais esse período de formação acadêmica na vida.

Por fim, agradeço ao Universo, à natureza e todas as suas manifestações e à minha Mãe Iemanjá, Rainha do Mar, pelo dom da vida, da justiça e do amor. *Axé!*

RESUMO

Cidades são sistemas sociais e ecológicos que se caracterizam pela elevada densidade de humanos, exercendo dominância na estrutura e funcionamento dos ecossistemas seminaturais e naturais. Os ecossistemas urbanos interagem significativamente com processos ecológicos regionais e globais, o que torna importante conhecer a respeito do processo de urbanização da paisagem e sua relação o ambiente. A urbanização da paisagem é o processo no qual os ecossistemas urbanos tornam-se a matriz da paisagem, passando por fases de expansão e consolidação e tem acarretado significativa degradação dos ecossistemas de suporte nas regiões e nos locais em que se inserem, afetando negativamente a eficiência dos serviços ambientais. É urgente desenvolver e aplicar modelos de urbanização conciliados com a conservação e a manutenção funcional dos ecossistemas de suporte e para tanto é importante conhecer sobre sua dinâmica e funcionamento. Neste sentido, destacam-se estudos sobre florestas urbanas que são as manchas florestais das paisagens urbanizadas, originadas de ecossistemas naturais e que prestam benefícios às populações humanas locais, promovendo diversos serviços ecossistêmicos. A produtividade primária é uma função ecossistêmica amplamente estudada em contextos de paisagens naturais e seminaturais, e recentemente também em paisagens urbanas onde é, geralmente, negativamente correlacionada. Além disso, a produtividade pode sofrer influências diretas e indiretas de características geográficas, vegetacionais e climáticas de uma determinada região. Diante desse cenário, ainda se faz necessário estudos que avaliem concomitantemente efeitos da urbanização e das mudanças climáticas na produtividade de florestas urbanas. Dessa forma, o presente estudo pretende descrever (1) os padrões de expansão e consolidação das paisagens urbanas e (2) de produtividade primária de suas florestas, em nove paisagens urbanas nessa região (duas cidades e sete conurbações) entre as décadas de 1980 e de 2010, bem como (3) testar possíveis

mecanismos causais da variação na produtividade dessas florestas urbanas, relacionados a fatores de urbanização, climáticos, vegetacionais e geográficos. Se as florestas urbanas da região sul e sudeste do Brasil seguirem padrões observados em outros lugares do mundo, a produtividade primária é afetada temporalmente pelo processo de urbanização e pelas variações climáticas. Através de imagens dos satélites Landsat 5 e Landsat 8, florestas de nove regiões urbanizadas dessa região foram avaliadas quanto às mudanças no uso e cobertura do solo (urbanização, vegetação e água), variações climáticas e NDVI (*proxy* de produtividade) desde 1980. O NDVI médio das florestas urbanas foi calculado para cada uma das décadas analisadas. Modelos de caminhos foram elaborados para determinar quais descritores geográficos, climáticos, vegetais e urbanos afetam a produtividade primária dessas florestas ao longo do tempo. Os resultados do NDVI apontaram uma redução de 35% na produtividade primária das florestas urbanas das cidades do sul e sudeste do Brasil. A partir do teste de Análise de Caminhos, se observou que a altitude ($\beta = - 0,71$) e a continentalidade ($\beta = 0,47$) influenciaram de forma indireta a produtividade através do aumento da temperatura ($\beta = - 0,47$), a urbanização ($\beta = - 0,39$), o que corrobora com estudos de diversas regiões. Se as previsões de expansão urbana, perda de vegetação e mudanças climáticas para o sul e sudeste do Brasil se confirmarem, podemos esperar que as florestas fiquem menos produtivas, podendo sofrer com alterações profundas no ciclo de carbono, nos serviços ecossistêmicos e na própria qualidade de vida da população.

Palavras-chave: produtividade primária, NDVI, clima, florestas urbanas, expansão urbana, urbanização, cidades

ABSTRACT

Cities are social and ecological systems characterized by the high human demographic rate, which wields dominance on the structure and functioning of natural and semi natural ecosystems. The urban ecosystems interact substantially with regional and global ecological processes, and it is therefore important to know about the urbanization of the landscape process and its relation with the environment. The urbanization of the landscape is the process by which the urban ecosystems become the landscape matrix, going through phases of expansion and consolidation, and it has brought considerable degradation to the ecosystems of support in the regions and places it is inserted, negatively affecting the efficiency of environmental services. It is imperative to develop and apply urbanization models reconciled with the conservation and functional maintenance of the ecosystems support, and to this end, it is essential to be aware of its dynamic and functioning. In this regard, it is highlighted the studies about urban forests that are the isolated forest areas of the urbanized landscapes, originated from natural ecosystems and that are of great benefit to the local populations, fostering several ecosystem services. The primary productivity is an ecosystem function widely studied in natural and semi natural landscape contexts, and recently in urban landscapes as well where it is, usually, negatively correlated. Besides that, the productivity may further be influenced directly and indirectly by geographical, vegetational and climatic features of a particular region. With this in mind, studies that simultaneously evaluate urbanization effects and climatic changes in the productivity of urban forests are still necessary. Therefore, the present study aims at describing (1) the urban landscape expansion and consolidation patterns and (2) primary productivity of its forests, in nine urban landscapes in this region (two cities and seven metropolitan localities) between 1980 and 2010, as well as (3) testing possible causative variation mechanisms in the productivity of these urban forests, related to urbanization, climatic, vegetational and geographical factors. If the urban forests of the southern and the southeastern regions of Brazil follow the

observed patterns in other parts of the world, the primary productivity is temporarily affected by the urbanization process and by the climatic variations. Through the images of the Landsat 5 and Landsat 8 satellites, forests of nine urban regions of this region were monitored as to the changes in the land use and cover (urbanization, vegetation and water), climatic variations and NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) since 1980. The average NDVI of the urban forests was calculated for each one of the analyzed decades. Pathways were elaborated to determine which geographical, climatic, vegetal and urban descriptors affect the primary productivity of these forests over time. The NDVI outcomes reported a 35% reduction on the primary productivity of the urban forests in the southern and southeastern cities of Brazil. From the Path Analysis test, it was noticed that the height ($\beta = - 0,71$) and the continental area ($\beta = 0,47$) indirectly influenced the productivity through the temperature rise ($\beta = - 0,47$), the urbanization ($\beta = - 0,39$), thus confirming the studies of many regions. If the predictions for urban expansion, vegetation loss and climatic changes for southern and southeastern Brazil hold true, we can expect the forests to be less productive, and possible profound changes in the carbon cycle, in the ecosystem services and in the life quality of the population itself.

Keywords: primary productivity, NDVI, climate, urban forests, urban expansion, urbanization, cities

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	8
2. MÉTODOS	14
2.1 Região de estudo	14
2.2 Seleção das imagens de satélite	19
2.3 Descritores e padrões temporais de urbanização e produtividade primária	22
2.4 Efeitos da urbanização e do clima na produtividade florestal	23
3. RESULTADOS	25
3.1 Expansão e consolidação das matrizes urbanizadas	25
3.2 Produtividade das florestas urbanas	28
3.3 Determinantes da produtividade primária	29
4. DISCUSSÃO	31
4.1 Padrões de urbanização	31
4.2 Padrões de produtividade primária	33
4.3 Efeitos na produtividade primária	33
4.4 Tendências e previsões para as cidades da região	36
5. CONCLUSÃO	38
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	39

1. INTRODUÇÃO

Cidades são sistemas sociais e ecológicos que se caracterizam pela elevada densidade de humanos, exercendo dominância na estrutura e funcionamento dos ecossistemas seminaturais (eg. lavouras, pastagens e silviculturas) e naturais (eg. desertos, campos, savanas, florestas e áreas úmidas) locais, seus (sub)ecossistemas de suporte (Condenasso et. al., 2007; McIntyre, et al., 2008; Grimm et. al., 2008). Embora a área coberta por cidades represente uma porção relativamente pequena (0,6%) das terras do planeta (Latham et. al., 2014), os ecossistemas urbanos interagem significativamente com processos ecológicos regionais e globais, uma vez que esses são afetados pelas alterações na paisagem, nos ciclos biogeoquímicos, no clima e na biodiversidade através da redução de área e diminuição da conectividade dos ecossistemas (Grimm et. al., 2008; Alberti, 2015; Lippe et. al., 2020). O papel das cidades nas esferas social e ecológica deve se tornar ainda mais importante, uma vez que os ecossistemas urbanos apresentam tendência global de expansão territorial e de concentração da população humana (Angel et. al., 2011; Seto et. al., 2012; ONU, 2012). Nesse sentido, é importante conhecer a respeito do processo de urbanização da paisagem, e sua relação com processos ecológicos que operam em diferentes escalas.

A urbanização da paisagem é o processo no qual os ecossistemas urbanos tornam-se a matriz da paisagem, passando por fases de expansão e consolidação (Condenasso et. al., 2007; Grimm et. al., 2008). A expansão se dá pelo estabelecimento de manchas de ecossistemas construídos (edificações e vias) sobre manchas de ecossistemas seminaturais e naturais, um fenômeno observado em cidades e metrópoles de diversas regiões do planeta, como na África (Pullanikkatil et. al., 2016), Europa (Salvati et. al., 2017), Américas do Sul e do Norte (Imhoff et. al., 2004; Freitas et. al., 2010; Paolini et. al., 2016; Correia Filho et. al., 2019) e China (Pei et. al., 2013; Wang et. al., 2017; Ren et. al., 2018). As manchas incorporadas como parte da matriz urbanizada passam à fase de consolidação, que se caracteriza pela continuidade da conversão desses ecossistemas de suporte locais em ecossistemas construídos, em

escala cada vez mais fina, e pela expansão vertical das construções (Johnson et. al., 2020; Lippe et. al., 2020). Curiosamente, em algumas cidades, manchas urbanas mais consolidadas ao longo do tempo apresentam maior cobertura florestal se associadas à mais elevada densidade populacional e renda da população (Schwarz et. al., 2015; Richards et. al., 2017; Endsley et. al., 2018). A urbanização das paisagens tem acarretado significativa degradação dos ecossistemas de suporte nas regiões e nos locais em que se inserem, afetando negativamente a eficiência dos serviços ambientais (Alberti, 2015; McDonald et. al., 2019). É urgente desenvolver e aplicar modelos de urbanização conciliados com conservação e a manutenção funcional dos ecossistemas de suporte (Nowak et. al., 2005; Eigenbrod et. al., 2011; Alberti, 2015), e para tanto é importante conhecer sobre sua dinâmica e funcionamento (Gu et. al., 2015; Ren et. al., 2017; Lippe et. al., 2020). Neste sentido, destacam-se estudos sobre florestas urbanas (Imnhoff et. al., 2004; Pei et. al., 2013; Ren et. al., 2013; Gu et. al., 2015; Paolini et. al., 2016; Yan et. al., 2018; Liu et. al., 2018) e torna-se fundamental ampliar o conhecimento sobre essa temática, especialmente nas grandes cidades do Brasil, onde ainda faltam estudos mais específicos.

Florestas urbanas são as manchas florestais das paisagens urbanizadas, originadas de ecossistemas naturais (remanescentes, regenerados ou restaurados) ou seminaturais (parques públicos e vias densamente arborizadas, silvicultura) (Kowarik, 2011; Ren et. al., 2018). Essas florestas abrigam e conectam regionalmente populações de diversos grupos biológicos (McKinney 2002; Pysek et. al. 2004; Mansfield et. al. 2005; Tyrväinen et. al. 2005), inclusive espécies alvo de conservação (Ernstson et. al., 2010; Alberti, 2015). Além disso, as florestas urbanas são notórias pelos benefícios que prestam às populações humanas locais, promovendo conforto térmico (McPherson et. al., 1997; Gusso et. al., 2015), redução do vento e do ruído, controle hidrológico (Nowak et. al., 2005), atenuação da poluição atmosférica (Fowler et. al., 2004), fixação e estoque de carbono (Hutyra et. al., 2010; Delgado et. al., 2018; Liu, 2018), lazer e integração de valores históricos, sociais e culturais (Ernstson et. al., 2010; Gómez-Baggethun et. al.,

2013). Além disso, a vegetação urbana sequestra CO₂ atmosférico (Hutyra et. al., 2010; Liu, 2018), contribui no escoamento da água (Xiao et. al., 2000; Armson et. al., 2013) e mitiga o efeito das ilhas de calor urbano (Bowler et. al., 2010; Gusso et. al., 2015). Wanderley et. al., (2019), avaliando a influência da vegetação na temperatura da superfície em áreas antropizadas da Mata Atlântica, observaram que as florestas dessas regiões tendem a atenuar altas temperaturas nas ilhas de calor urbano, podendo mitigar os seus efeitos negativos no ecossistema. Dessa forma, a presença de fragmentos florestais urbanos contribui significativamente na qualidade de vida da população e na prestação de serviços ecossistêmicos.

A produtividade primária é uma função ecossistêmica amplamente estudada em contextos de paisagens naturais e seminaturais, e recentemente também em paisagens urbanas. A produtividade primária, *ie.* a entrada líquida de carbono nos ecossistemas (majoritariamente) através da fotossíntese, é determinante do balanço de carbono e do fluxo de energia (Chapin et. al., 2011), e indicativa da saúde ecossistêmica (Han et. al., 2016; Liu et. al., 2018; Yan et. al., 2018; Paolini et. al., 2016, 2019). Em escalas espaciais amplas, a produtividade primária pode ser acuradamente representada através *proxies* derivados de imagens de satélites, como os índices de vegetação (Heinsch et. al., 2006; Ogutu e Dash, 2013; Wang et. al., 2017). A produtividade primária dos ecossistemas terrestres apresenta grande variação espaço-temporal, de modo geral, determinada por características da vegetação e limitações de CO₂, luz, nutrientes, água, temperatura e poluentes (Chapin et. al., 2011).

A produtividade primária em regiões florestais é negativamente correlacionada com o processo de urbanização, de acordo com estudos de séries temporais de índices de vegetação em cidades (Imhoff et. al., 2004; Xu et. al., 2007; Pei et. al., 2013; Pullanikkatil et. al., 2016; Paolini et. al., 2016; Wang et. al., 2017). Esse fenômeno é diretamente relacionado com a conversão de áreas de vegetação em edificações (Imhoff et. al., 1997; 2004; Xu et. al., 2007; Pei et. al., 2013; Paolini et. al., 2016), mas também atribuído hipoteticamente a alterações bióticas e nas condições de luz, umidade,

temperatura e poluentes impostas pelo contexto urbano (Pataki et. al., 2006; Hardiman et. al., 2017; Li et. al., 2018; Yan et. al., 2018). Diante desse cenário, ainda se faz necessário estudos que avaliem concomitantemente efeitos da urbanização e das mudanças climáticas na produtividade de florestas urbanas (Nemani et. al., 2003; Han et. al., 2016; Paolini et. al., 2016, 2019). Estudos sobre urbanização e suas consequências ecológicas são ainda menos difundidos em regiões tropicais do planeta (Grimm et. al., 2008; Alberti, 2015; Paolini et. al., 2016; Lippe et. al., 2020).

Este trabalho investiga gradientes espaço-temporais de urbanização e de clima, e sua relação com a produtividade primária de florestas em paisagens urbanizadas no sudeste e sul do Brasil. De forma específica, pretende-se descrever (1) os padrões de expansão e consolidação das paisagens urbanas e (2) de produtividade primária de suas florestas, em nove paisagens urbanas nessa região (duas cidades e sete conurbações) entre as décadas de 1980 e de 2010, bem como (3) testar possíveis mecanismos causais da variação na produtividade dessas florestas urbanas, relacionados a fatores de urbanização, climáticos, vegetacionais e geográficos. Para tanto, postulam-se as seguintes hipóteses (figura 1):

(1) Se o processo de urbanização das paisagens no sudeste e sul do Brasil segue o padrão global (Seto et. al., 2012; Paolini et. al., 2016; Liu et. al.; Ren et. al., 2018), espera-se observar ao longo do tempo um aumento da matriz urbanizada e da conversão de manchas de vegetação em manchas construídas (U).

(2) Se as florestas urbanas dessa região tropical funcionam de forma similar a florestas de paisagens urbanizadas em regiões mais frias (Liu et. al., 2018; Li et. al., 2020), espera-se encontrar redução dos valores proxy de produtividade primária (P) ao longo do tempo, pela conversão das áreas de vegetação em áreas construídas.

(3.1) Se a produtividade das florestas urbanas é influenciada pela urbanização, como observado em paisagens urbanizadas de outras regiões (Pataki et. al., 2006; Hardiman

et. al., 2017; Li et. al., 2018; Yan et. al., 2018), espera-se que parte da variação observada em P seja determinada por um ou mais descritores de U.

(3.2) Se a produtividade dessas florestas urbanas é limitada pelo clima, como observado em paisagens urbanizadas de outras regiões (Han et. al.; Paolini et. al., 2016; Li et. al., 2017; Wu et. al., 2017) e em paisagens não urbanizadas na região (Delgado et. al., 2018), espera-se que parte da variação observada em P seja determinada por variações espaciais e temporais de fotoperíodo, temperatura e/ou precipitação (C).

(3.3) Se a produtividade dessas florestas urbanas varia como florestas em paisagens não urbanizadas na região (Delgado et. al., 2018), espera-se que parte da variação observada em P seja determinada pela variação espacial da incidência de diferentes tipologias vegetacionais (V).

(3.4) Como a variação de U, C e V é espacialmente estruturada na região, fatores geográficos (G) como latitude, continentalidade e/ou altitude devem determinar indiretamente parte da variação espacial observada em P.

(3.5) Considerando as mudanças climáticas observadas na região (Abreu et. al., 2019), se a hipótese 1 for verdadeira, espera-se que U e C estejam associados por uma correlação espúria ao longo do tempo.

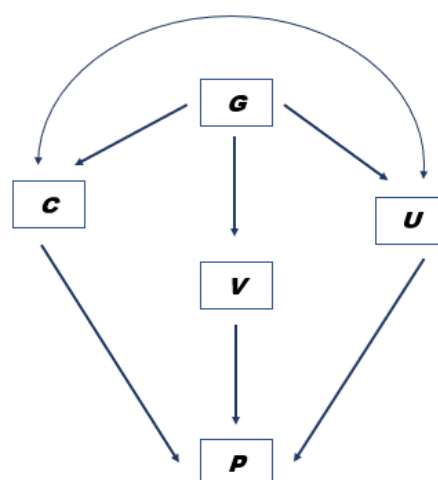


Figura 1: Modelo hipotético dos mecanismos geográfico (**G**), climático (**C**), vegetacional (**V**) e de urbanização (**U**), que regulam a produtividade primária de florestas urbanas (**P**).

2. MÉTODOS

2.1 Região de estudo

Foram selecionadas nove paisagens urbanizadas, *ie.* caracterizadas por uma matriz de manchas edificadas embebendo manchas de ecossistemas naturais e seminaturais, distribuídas nas Regiões Sul e Sudeste do Brasil. Sete dessas paisagens são originadas da fusão de duas ou mais cidades adjacentes, conurbações, e são aqui identificadas pelas respectivas cidades mais representativas: Porto Alegre/RS, Florianópolis/SC, Curitiba/PR, São Paulo/SP, Campinas/SP, Belo Horizonte/MG e Rio de Janeiro/RJ; as demais são as cidades de Passo Fundo/RS e Chapecó/SC. A seleção dessas cidades visou representar gradientes geográficos, demográficos, climáticos e vegetacionais (Tabelas 1 e 2; Figuras 2, 3 e 4).

Tabela 1: Descritores geográficos e demográficos (IBGE, 2020) das nove paisagens urbanas analisadas no sul e sudeste do Brasil. Para as conurbações (*), os dados demográficos referem-se aos do município mais representativo.

Conurbações e cidades	Latitude (UTM)	Altitude (m)	Continentalidade (Km)	População urbana 1980	População urbana 2010
Belo Horizonte (MG)*	7653533	858	348	1775073	2375151
Rio de Janeiro (RJ)*	7306769	2	0	5090723	6320446
Campinas (SP)*	7306447	854	146	591415	1061540
São Paulo (SP)*	7232018	760	63	8337092	11152344
Curitiba (PR)*	7014493	934	87	1024980	1751907
Chapecó (SC)	7001250	668	371	55226	168113
Florianópolis (SC)*	6945604	3	0	161795	405286
Passo Fundo (RS)	6687926	687	270	105472	180120
Porto Alegre (RS)*	6484905	3	100	1114851	1409351

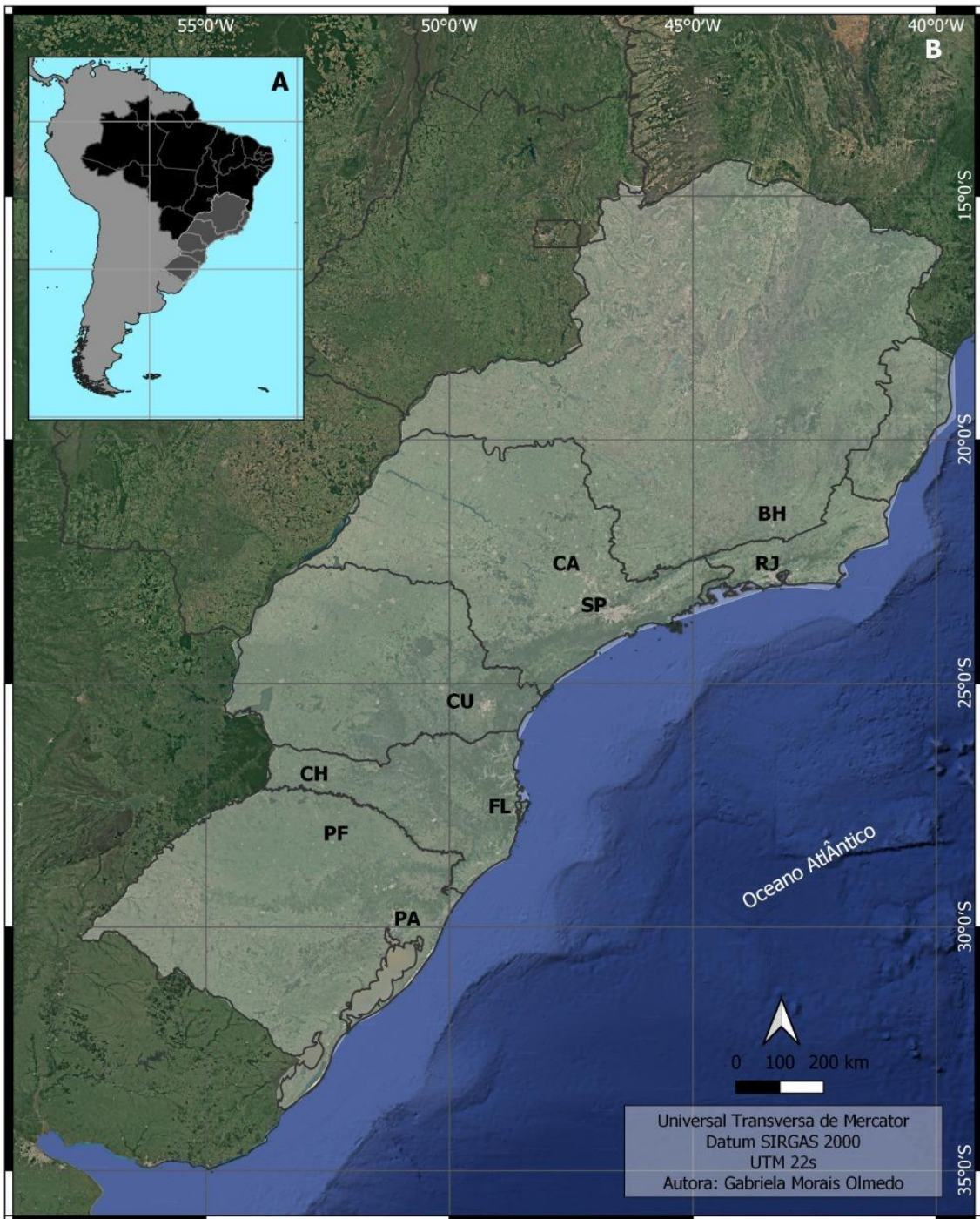


Figura 2: Localização das nove paisagens urbanas analisadas no sul e sudeste (área destacada) do Brasil.

Segundo a classificação climática de Köppen (Alvares et. al., 2013), sete das cidades estudadas têm clima subtropical oceânico sem estação seca, com verão quente (tipo Cfa; Porto Alegre, Florianópolis, Chapecó, São Paulo e Campinas) ou com verão temperado (tipo Cfb; Passo Fundo e Curitiba). As demais cidades, localizadas mais ao norte, têm clima subtropical com inverno seco (tipo Cwb; Belo Horizonte) e tropical com inverno seco (Aw; Rio de Janeiro) (Figura 3).

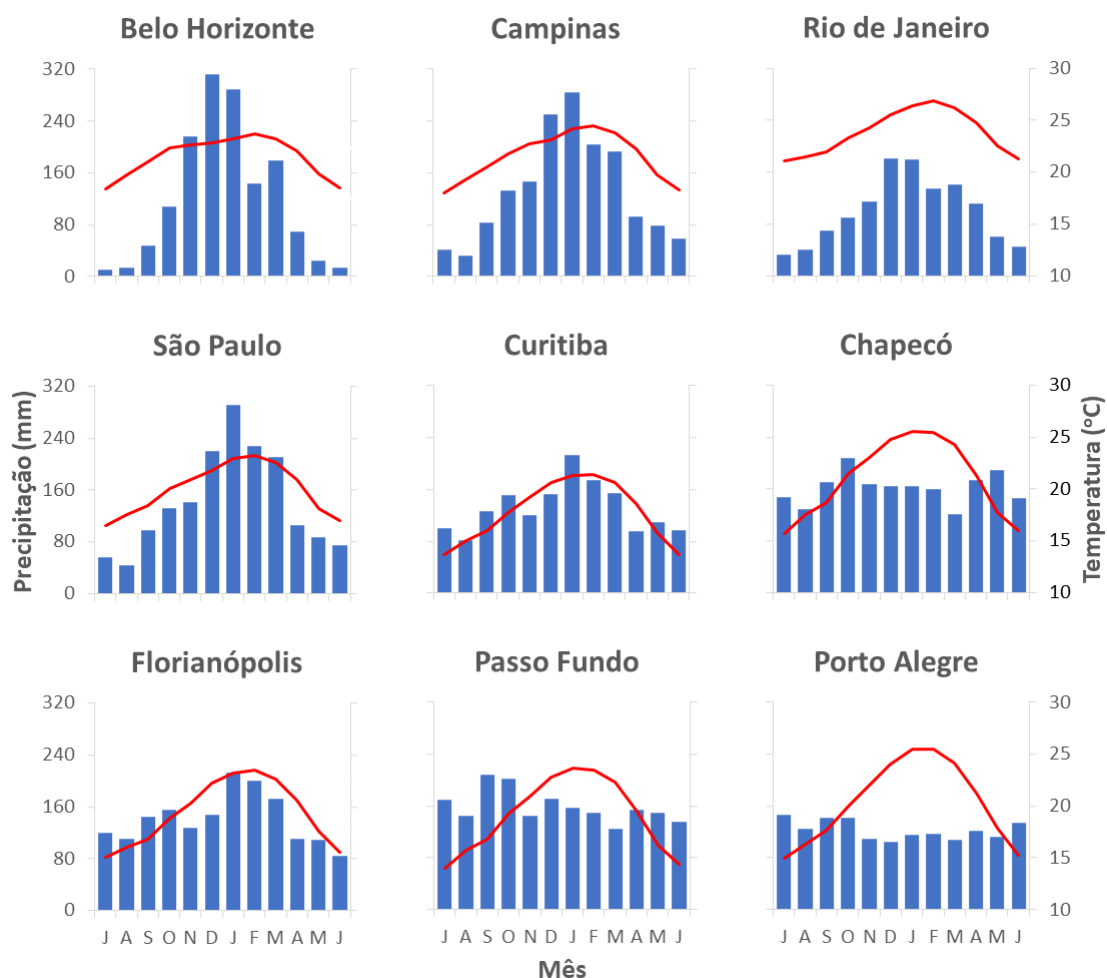


Figura 3: Valores médios mensais da precipitação total (barras azuis) e da temperatura média (linhas vermelhas) para nove paisagens urbanas no sul e sudeste do Brasil, baseado em dados extraídos da base CRU TS 4.04 (Harris et. al., 2020), para o período de 1980 a 2019 ($n = 40$).

Ao longo das últimas décadas, as condições climáticas nas nove cidades apresentaram tendência de elevação na temperatura média anual ($\beta \sim 0,03 \text{ } ^\circ\text{C} \cdot \text{ano}^{-1}$; $P < 0,001$), representando quase metade da variação total observada nos dados ($R^2 \sim 0,48$). Porém, a precipitação total anual não apresentou tendências de aumento ou redução ($P > 0,1$), exceto em Belo Horizonte, que apresentou uma fraca e menos representativa tendência de redução ($\beta = - 6,34 \text{ mm} \cdot \text{ano}^{-1}$; $P = 0,077$; $R^2 = 0,08$) (Tabela 2).

Tabela 2: Variação temporal do clima para nove paisagens urbanas no sul e sudeste do Brasil. As tendências de variação são descritas por modelos de regressão linear (método dos quadrados mínimos) da temperatura média anual e da precipitação total anual em função do tempo (anos), no período de 1980 a 2019 ($n = 40$). Os dados utilizados foram extraídos da base CRU TS 4.04 (Harris et. al., 2020). P -valores $< 0,1$ coeficientes de inclinação (b) significativos.

Conurbações e cidades	Temperatura			Precipitação		
	β	R^2	P -valor	β	R^2	P -valor
Belo Horizonte (MG)	0,03	0,49	<0,001	-6,34	0,08	0,077
Rio de Janeiro (RJ)	0,03	0,47	<0,001	0,28	<0,01	0,858
Campinas (SP)	0,03	0,53	<0,001	5,01	0,09	0,673
São Paulo (SP)	0,03	0,52	<0,001	4,50	0,07	0,101
Curitiba (PR)	0,03	0,56	<0,001	2,25	0,04	0,229
Chapecó (SC)	0,02	0,46	<0,001	1,61	0,02	0,369
Florianópolis (SC)	0,03	0,51	<0,001	2,58	0,05	0,165
Passo Fundo (RS)	0,02	0,38	<0,001	2,48	0,06	0,147
Porto Alegre (RS)	0,02	0,38	<0,001	2,20	0,06	0,130

Todas as cidades analisadas estão inseridas na região do bioma Mata Atlântica, mas apresentam incidência de diferentes tipologias florestais deste bioma ou ecótonos destas com tipologias de vegetação dos biomas Cerrado ou Pampa (Campos Sulinos) (IBGE, 1992; 2004) conforme descrito a seguir. Floresta Ombrófila Densa (comunidades de árvores latifoliadas perenes, com abundante epifitismo, e alta riqueza de espécies) ocorre em cidades costeiras, como Rio de Janeiro e Florianópolis. Em cidades localizadas em regiões mais continentais, como Chapecó, ocorre Floresta Estacional Decidual (comunidades de árvores latifoliadas caducifólias, com pouco epifitismo, e

moderada riqueza de espécies). Cidades em regiões mais elevadas, como Curitiba, são caracterizadas por Floresta Ombrófila Mista (comunidades mistas de coníferas e árvores latifoliadas perenes, com abundante epifitismo, e baixa riqueza de espécies). Nas cidades em latitudes extremas na região de estudo ocorrem ecótonos de Floresta Estacional Decidual com Cerrado (comunidades com árvores baixas e esparsas, numa matriz herbácea) ou com Campos Sulinos (comunidades herbáceas densas, com predomínio de gramíneas), respectivamente em Belo Horizonte (ao norte) e Porto Alegre (ao sul). Outros ecótonos caracterizam as demais cidades: em São Paulo e Campinas ocorrem Floresta Ombrófila Densa e Cerrado, e em Passo Fundo ocorrem Floresta Ombrófila Mista e Campos Sulinos (Figura 4).

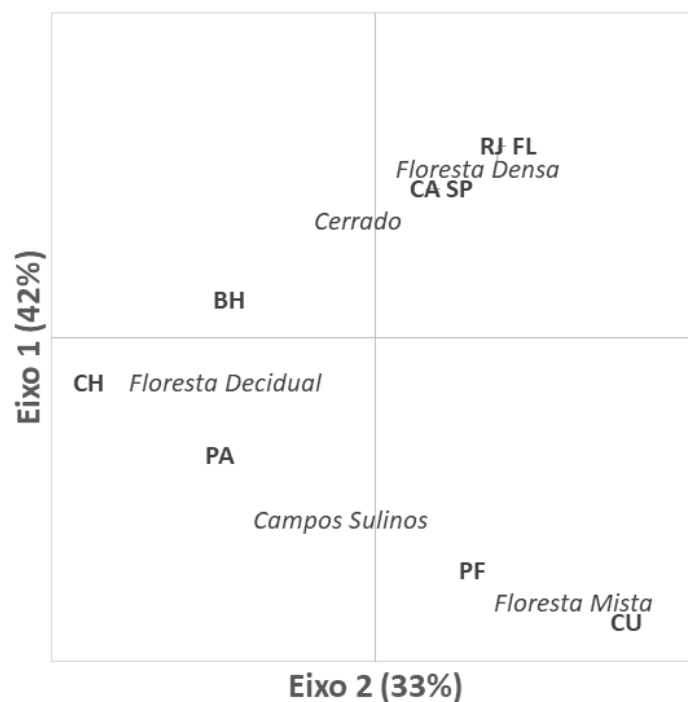


Figura 4: Incidência de tipologias de vegetação natural em nove paisagens urbanas no sul e sudeste do Brasil. O diagrama ilustra a dispersão das cidades e das tipologias de vegetação para os dois primeiros eixos de uma Análise de Correspondência Canônica. Os eixos representam gradientes vegetacionais associados à latitude e altitude (eixo 1, vertical), e à continentalidade (eixo 2, horizontal). Legenda: BH, Belo Horizonte; CA, Campinas; CH, Chapecó; CU, Curitiba, FL, Florianópolis, PA, Porto Alegre; PF, Passo Fundo; RJ, Rio de Janeiro; e SP, São Paulo.

2.2 Seleção das imagens de satélite

Para compor séries históricas de dados de uso e cobertura do solo e de produtividade primária para cada cidade de estudo, prospectaram-se imagens multiespectrais com resolução espacial de 900 m² dos satélites Landsat 5 (sensor *Thematic Mapper*) e Landsat 8 (sensor *Operational Land Imager*), disponíveis nas bases de dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2020) e do *United States Geological Survey* (USGS, 2020). Para cada cidade, selecionaram-se imagens para compor uma série histórica, de resolução aproximadamente decadal, a partir dos registros de imagens mais antigas (1985). Buscou-se por imagens sem cobertura de nuvens nas matrizes urbanizadas, e registradas em janeiro, ou alternativamente num outro mês de temperatura quente mais próximo (entre dezembro e abril). A restrição a este período do ano visou reduzir variações sazonais da produtividade primária, enfatizando o período de mais intensa atividade fotossintética na região (Delgado et. al., 2018). Para cada cidade foram selecionadas quatro imagens, exceto para Porto Alegre e Curitiba, nas quais não foram encontradas imagens que atendessem aos critérios para as décadas de 1980 e 2010, respectivamente. Essas 34 imagens compuseram séries históricas com valores médios (\pm DP), de 29 ± 5 anos de extensão, entre 1989 ± 5 e 2017 ± 3 , e resolução de 10 ± 3 anos, registradas no dia 30 ± 33 do ano (30 de janeiro).

2.3 Descritores e padrões temporais de urbanização e produtividade primária

Uma vez definida a série histórica de imagens multiespectrais, buscou-se cenas de datas próximas a cada imagem no aplicativo Google Earth Engine (Gorelick et. al., 2017), ferramenta moderna, acessível e utilizada com bons resultados no mapeamento e na classificação do solo (Shelestov et. al., 2017; Parente et. al., 2018). A partir da interpretação visual dessas cenas, se digitalizou o polígono da matriz urbanizada de cada cidade ao longo das décadas. Com os polígonos se quantificou a expansão em área da matriz urbanizada das cidades.

De forma similar, estimaram-se as séries históricas de uso e cobertura do solo para cada cidade. Baseado nas imagens multiespectrais realizou-se uma classificação de uso do solo, considerando as seguintes classes: construções – manchas com predominância de edificações, vias ou solo exposto; florestas – manchas com predominância de vegetação lenhosa; campos, manchas com predominância de vegetação herbácea; e corpos hídricos – manchas de lâmina de água de áreas úmidas, lagos e rios. Para tanto, utilizou-se um algoritmo de classificação supervisionada de Máxima Verossimilhança (Nery et. al.; 2013), a partir de pontos de calibração para cada classe, identificados nas respectivas cenas do Google Earth Engine. Além disso, verificamos a qualidade da classificação, analisando para uma das cidades (Campinas) o índice de acurácia (Silva et. al., 2011) e o coeficiente de correlação de Matthews (Marques Junior et. al., 2020), que atestaram adequada qualidade da classificação (Tabela 3).

Tabela 3: Descritores da qualidade de classificação de uso e cobertura do solo da matriz urbanizada da conurbação de Campinas/SP, ao longo do tempo. Valores do coeficiente de acurácia e de Correlação de Matthews que mais se aproximam de 1,0 indicam classificações de elevada qualidade (Marques Júnior et. al., 2020)

Data	Acurácia	Correlação de Matthews
1987	0,86	0,85
1994	0,86	0,81
2002	0,87	0,80
2019	0,92	0,81

Os dados de uso e cobertura do solo foram utilizados para analisar padrões de mudança da matriz urbanizada em avançado estágio de consolidação. Para tanto, observou-se apenas a cobertura das classes de uso do solo dentro dos polígonos que definiram a matriz urbana inicial de cada série histórica. Os valores absolutos das classes de uso foram transformados em valores relativos ao total de cada cidade, a fim de controlar diferenças de área entre as cidades. A matriz de cobertura relativa das classes de uso por cidade ao longo do tempo foi submetida a uma Análise de Componentes Principais, baseada no coeficiente de correlação de Pearson entre as classes de uso (Legendre e Legendre, 2012). A significância dos eixos da ordenação foi avaliada através de Teste de Aleatorização, sob a hipótese nula de que as relações lineares entre as variáveis que definem os eixos não são diferentes de relações lineares esperadas ao acaso, para um limiar de significância $\alpha = 0,1$ (Pillar, 1999).

Como *proxy* de produtividade primária das florestas urbanas foi utilizado o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI, do inglês), uma métrica fortemente relacionada à atividade fotossintética da vegetação e, portanto, com a produtividade primária (Wang et. al., 2004; Heinsch et. al., 2006; Ramos et. al., 2010; Forkel et. al., 2013; Ogutu e Dash, 2013). Como na análise anterior, considerou-se a dinâmica de produtividade primária das florestas da matriz urbana em avançado estágio de consolidação, restringindo-se as observações aos respectivos polígonos iniciais das

séries históricas. Para esses polígonos em cada imagem, estimou-se o valor médio de NDVI dos pixels correspondentes à classe floresta.

Utilizou-se o aplicativo ArcGIS versão 10.3 (ESRI, 2014) para digitalização dos polígonos e estimativa de área das matrizes urbanizadas, classificação de uso e cobertura do solo, e estimativa de NDVI. As estimativas de qualidade da classificação de uso e cobertura foram realizadas no aplicativo ENVI versão 4.8 (Bruse, 2009). As análises de Componentes Principais e o respectivo teste de significância foram executadas no aplicativo MULTIV versão 3.55b (Pillar, 2006).

2.4 Efeitos da urbanização e do clima na produtividade florestal

Para investigar sobre determinantes da produtividade primária de florestas urbanas, aplicou-se Análise de Caminhos (ver descrição geral em Lleras, 2005). Foram analisados sete modelos, representando combinações das diferentes hipóteses sobre mecanismos que regulam a produtividade primária dessas florestas, incluindo modelo completo (previamente descrito na Figura 1) e outros seis modelos simplificados (Figura 5). Esses modelos, representados por gráficos diretos acíclicos (DAGs; do inglês), foram testados a partir do método de *d*-separação, que relaxa os pressupostos clássicos de relações lineares e de multinormalidade em Análise de Caminhos. O método consiste em analisar a validade do conjunto base do modelo, *ie.* as afirmações de independência entre pares de variáveis logicamente deduzidas a partir do DAG, e que definem as restrições impostas aos dados pelo modelo causal hipotético. A validade do modelo é definida através do teste de probabilidades compostas de Fisher (estatística C), que integra as probabilidades nulas do conjunto base, e segue uma distribuição de Chi-Quadrado para $2k$ graus de liberdade (onde k = número de afirmações de independência do modelo) (Shiple, 2000 a; b).

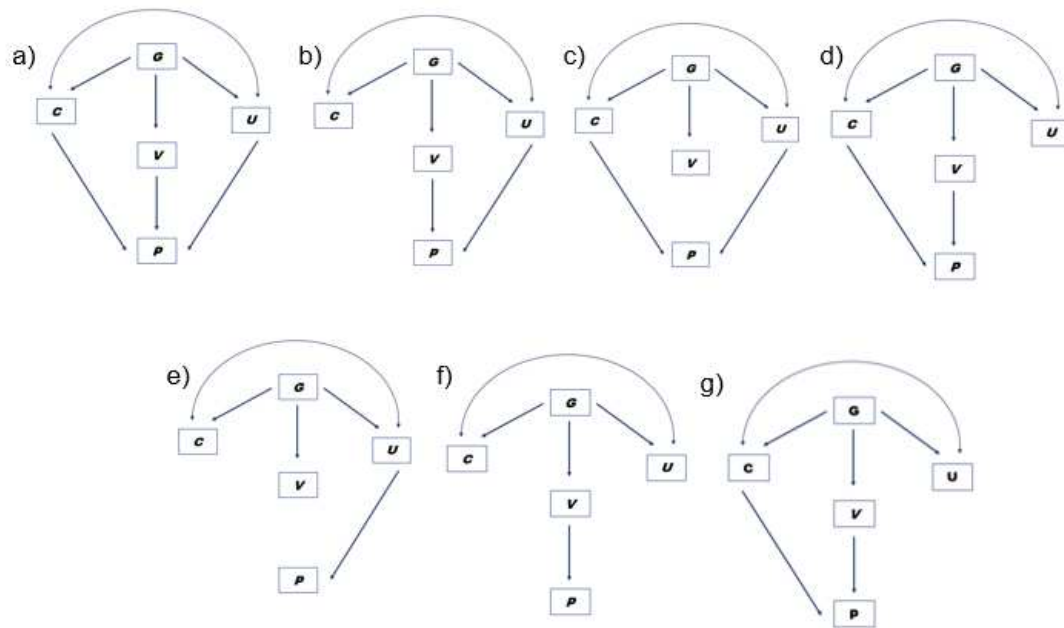


Figura 5: Modelos hipotéticos descrevendo respostas da produtividade primária de florestas urbanas (**P**) a mecanismos de controle geográfico (**G**), climático (**C**), vegetacional (**V**) e de urbanização (**U**).

Nessas análises, as 34 unidades amostrais (nove cidades ao longo de três a quatro décadas) foram descritas por cinco matrizes de variáveis representando produtividade primária florestal (**P**), tipologia de vegetação (**V**), clima (**C**), urbanização (**U**) e geografia (**G**). **P** foi composta por um vetor com valores de NDVI. **V** foi formada por escores dos dois primeiros eixos de uma Análise de Correspondência da incidência de tipologias vegetacionais nas cidades (Figura 4). **C** foi composta por estimativas de temperatura média, precipitação total, amplitude térmica diária e fotoperíodo, extraídas da base de dados CRU TS 4.04 (Harris et. al., 2020) para o mês anterior e o local de cada imagem. **U** foi composta por descritores de expansão da matriz urbanizada (área) e consolidação da matriz urbanizada (escores dos eixos significativos da Análise de Componentes Principais de uso e cobertura do solo). **G** foi formada por estimativas de latitude, altitude e continentalidade. Os dados das matrizes **G** e **V** não apresentam variação espacial, ou seja, seus valores são os mesmos ao longo das décadas para uma mesma cidade.

As probabilidades para estimativa de estatística C dos respectivos modelos foram geradas através de testes de permutação de correlações parciais de Procrustes (Legendre e Legendre 2012). Na análise da significância da estatística C considerou-se um limiar de significância $\alpha = 0,1$, *ie.* um *P-valor* $\leq 0,1$ indica que os dados não se ajustam ao modelo e que a hipótese correspondente deve ser rejeitada. O modelo significativo e com maior *P-valor* foi considerado para análise dos coeficientes de caminhos padronizados, regressões lineares com teste de permutação (Legendre e Legendre 2012) foram empregadas para estimativa dos coeficientes de caminho padronizados e suas respectivas probabilidades para a hipótese nula de que a relação linear entre as variáveis não é diferente do esperado ao acaso.

O aplicativo DAGitty versão 3.0 (Textor, 2020) foi usado para elaborar os DAGs e definir os respectivos conjuntos base. O aplicativo MULTIV versão 3.55b (Pillar, 2006) foi usado para estimativas e análises de significância da estatística C e dos coeficientes de caminhos.

3. RESULTADOS

3.1 Expansão e consolidação das matrizes urbanizadas

Todas as nove cidades investigadas no sul e sudeste do Brasil caracterizaram-se por uma forte tendência de expansão territorial ao longo do período de aproximadamente 29 anos de observação (de 1989 a 2017, em média) (Tabela 3; Figura 6). Em valores absolutos, a média (\pm DP) da taxa de expansão da matriz urbanizada foi de $10,4 \pm 8,3 \text{ Km}^2 \cdot \text{ano}^{-1}$. Considerando valores relativos à área inicial das cidades, a taxa média de expansão da matriz urbanizada foi de cada foi de $3,1 \pm 3, \% \cdot \text{ano}^{-1}$ (Tabela 3).

Tabela 3: Métricas de expansão territorial da matriz urbanizada para nove paisagens urbanas no sul e sudeste do Brasil, entre as décadas de 1980 e 2010. Coeficientes de correlação de Pearson entre área e tempo para cada cidade (P -valor $< 0,1$ em todas as cidades). Taxas anuais de expansão territorial absoluta e relativa à área inicial.

Conurbações e cidades	<i>n</i>	Correlação de Pearson	Taxa de expansão	
			($\text{Km}^2 \cdot \text{ano}^{-1}$)	($\% \cdot \text{ano}^{-1}$)
Belo Horizonte (MG)	4	0,96	14,9	2,8
Rio de Janeiro (RJ)	4	0,96	23,1	2,9
Campinas (SP)	4	0,96	16,6	10,5
São Paulo (SP)	4	0,99	13,6	0,7
Curitiba (PR)	3	1,00	16,7	3,6
Chapecó (SC)	4	0,91	1,1	3,7
Florianópolis (SC)	4	0,93	1,1	0,4
Passo Fundo (RS)	4	0,99	0,8	2,5
Porto Alegre (RS)	3	0,99	6,1	1,2

A Análise de Componentes Principais (PCA, do inglês) da matriz de cobertura relativa das classes de uso solo indicou três eixos significativos (P -valor $\leq 0,085$), representando a quase totalidade da variação dos dados, e revelando padrões de consolidação da matriz urbanizada das cidades do sul e sudeste do Brasil. O primeiro eixo da PCA (56% da variação total) apresentou um gradiente entre cobertura construída ($r = 0,98$) e coberturas de florestas ($r = -0,89$) e campos ($r = -0,66$), marcadamente relacionado à variação dentro das cidades ao longo do tempo, *ei.* um gradiente temporal. O segundo eixo da PCA (25%) representou a variação da cobertura de corpos de água ($r = 0,94$), mostrando-se fracamente relacionada às demais classes de uso ($r \sim |0,21|$). A variação deste eixo não evidenciou tendências espaciais ou temporais simples. Por fim, o terceiro eixo da PCA (19%) representou um gradiente entre cobertura de campos ($r = 0,71$) e cobertura de florestas ($r = -0,4$) que, assim como o primeiro eixo, demonstrou-se como um gradiente marcadamente temporal (Figura 6).

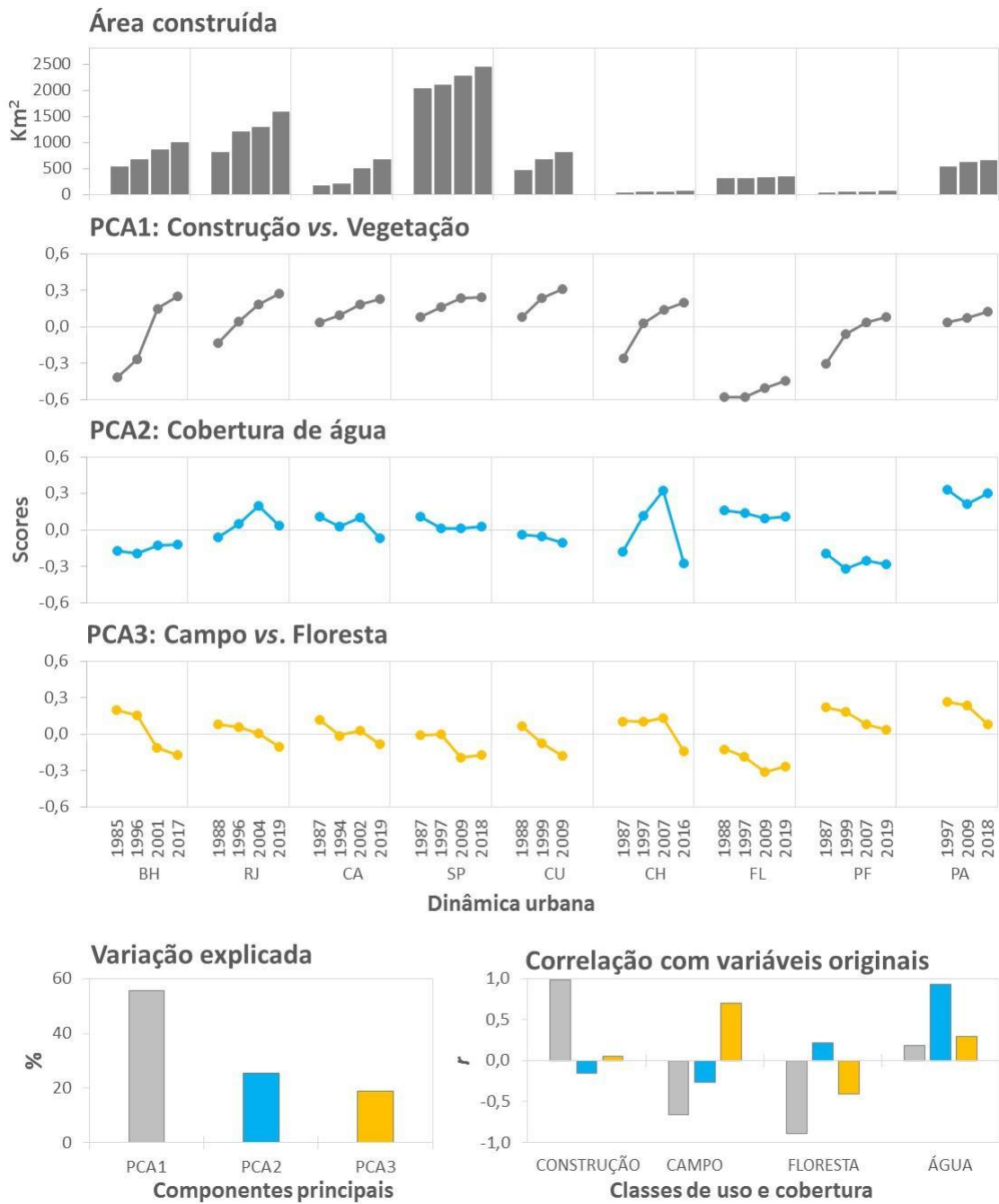


Figura 6: Descritores de expansão e consolidação de nove paisagens urbanas no sul e sudeste do Brasil, entre as décadas de 1980 e 2010. O primeiro painel ilustra a variação espacial e temporal da área da matriz urbanizada. Os demais painéis ilustram o resultado de uma Análise de Componentes Principais da cobertura relativa das classes de uso do solo, nas áreas em avançado estágio de consolidação das cidades. Esta PCA revelou três eixos significativos (PCA 1, e 3; P -valor = 0,085). Legenda: BH, Belo Horizonte; CA, Campinas; CH, Chapecó; CU, Curitiba, FL, Florianópolis, PA, Porto Alegre; PF, Passo Fundo; RJ, Rio de Janeiro; e SP, São Paulo.

3.2 Produtividade das florestas urbanas

As cidades investigadas no sul e sudeste do Brasil caracterizaram-se por uma forte tendência de redução da produtividade primária no período de aproximadamente 29 anos de observação (de 1989 a 2017, em média). Os coeficientes de correlação de Pearson indicam que houve forte associação negativa das séries de NDVI com o tempo em todas cidades, embora para três delas (Chapecó, Florianópolis e Porto Alegre) as probabilidades tenham excedido o limiar de significância (P -valor $\geq 0,1$), possivelmente em virtude da curta extensão das séries (Figura 7). A média ($\pm DP$) geral indicou um valor de NDVI = $0,58 \pm 0,07$ relativamente baixo nas florestas urbanas da região.

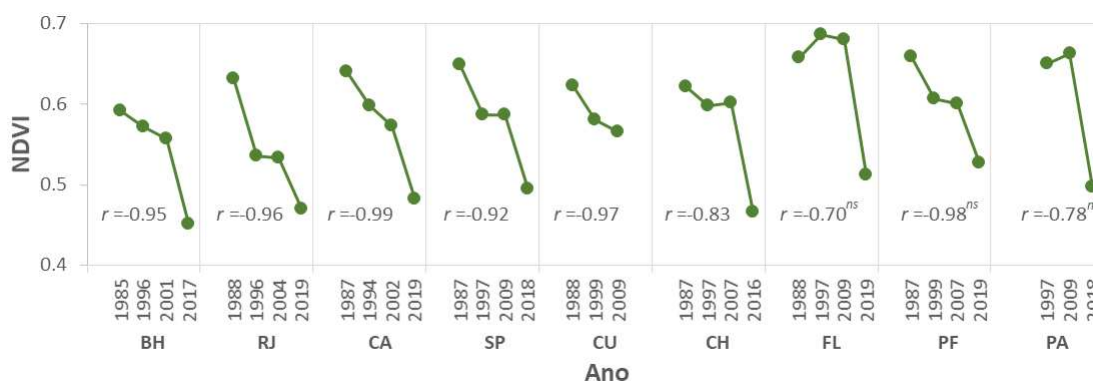


Figura 7: Variação espaço-temporal do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) em paisagens urbanizadas no sul e sudeste do Brasil, entre as décadas de 1980 e 2010. Para cada cidade é apresentado o coeficiente de correlação de Pearson (r) da série de NDVI com o tempo (anos). Coeficientes não significativos (P -valor $\geq 0,1$) são indicados por *ns*. Legenda: BH, Belo Horizonte; CA, Campinas; CH, Chapecó; CU, Curitiba, FL, Florianópolis, PA, Porto Alegre; PF, Passo Fundo; RJ, Rio de Janeiro; e SP, São Paulo.

3.3 Determinantes da produtividade primária

Dos sete modelos hipotéticos analisados, 3 foram considerados não significativos (P -valor $\leq 0,094$), respectivamente, os modelos B, D e E. Dentre os modelos significativos, o modelo C apresentou o mais elevado P -valor = 0,804, sendo considerado para interpretação. Nesse modelo, a produtividade florestal (P) é determinada diretamente por fatores de urbanização (U) e de clima (C), mas não pelas tipologias de vegetação da região (V). Como G afeta U , C e V , existe influência indireta de G em P através de U e C , que são também correlacionadas através do tempo (Figura 5; Tabela 4).

Tabela 4: Análise de modelos de relações causais da produtividade primária de florestas em nove paisagens urbanas no sul e sudeste do Brasil, entre as décadas de 1980 e 2010. Os modelos (A-G) são ilustrados Figura 5. Segundo a análise da estatística C, P -valores $\leq 0,1$ indica que os dados não se ajustam ao modelo e que a hipótese correspondente deve ser rejeitada.

Modelo	Estatística C	Graus de liberdade	P -valor
A	4,111	10	0,661
B	16,196	10	0,094
C	6,124	10	0,804
D	26,334	10	0,003
E	17,757	12	0,123
F	44,275	14	<0,001
G	14,026	12	0,299

Segundo a análise dos coeficientes de caminho do modelo, a produtividade primária em matrizes urbanizadas no sul e sudeste do Brasil respondeu negativamente aos gradientes temporais de aumento de cobertura construída em relação à cobertura de vegetação (PCA1 \rightarrow NDVI; $\beta = -0,39$; P -valor = 0,1) e de aumento da cobertura de florestas em relação à cobertura de campos (PCA3 \rightarrow NDVI; $\beta = 0,42$; P -valor = 0,09). De forma similar, temperaturas médias mais elevadas resultaram em redução da produtividade das florestas urbanas (TEMP \rightarrow NDVI; $\beta = -0,47$; P -valor < 0,01). Essas variáveis de urbanização e de clima, por sua vez, são também estruturas

geograficamente, pois cidades em áreas mais elevadas, nesse caso representadas pelos planaltos, tiveram maior conversão de vegetação em construções (ALTI → PCA1; $\beta = 0,55$; P-valor = 0,01) e cidades mais costeiras tiveram maior proporção de cobertura florestal em relação à campestre (CONT → PCA3; $\beta = 0,47$; P-valor = 0,01). Altitude e Continentalidade também afetaram a temperatura média, respectivamente, de modo negativo (ALTI → TEMP; $\beta = -0,71$; P-valor < 0,01) e positivo (CONT → TEMP; $\beta = 0,67$; P-valor < 0,01). As influências indiretas de *G* em *P*, porém, apresenta um balanço próximo a zero.

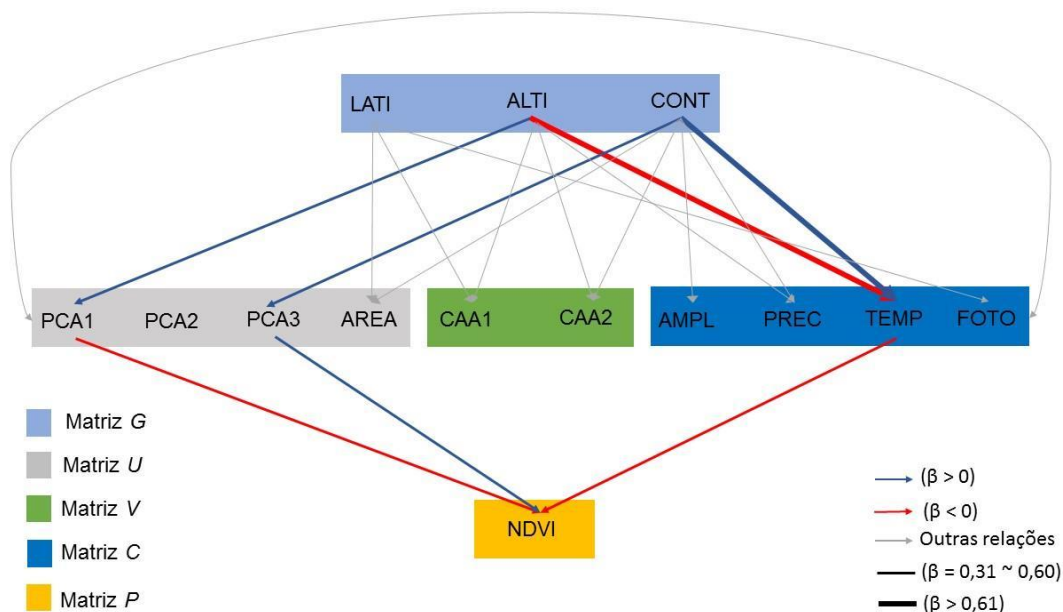


Figura 8: Resultado do modelo de caminhos com as influências diretas e indiretas na produtividade primária de florestas urbanas.

4. DISCUSSÃO

Este estudo, avaliando a dinâmica de classes de uso e cobertura do solo em regiões urbanizadas no sul e sudeste do Brasil, dá suporte empírico a hipóteses postuladas sobre tendências temporais de mudanças em paisagens urbanizadas e de redução da produtividade de suas florestas. Além disso, revelou que essa diminuição de performance da vegetação é causada diretamente pela urbanização e por mudanças nas condições climáticas. Portanto, mantendo-se essas tendências de urbanização e clima, as florestas urbanas da região devem experimentar condições críticas para seu funcionamento, com impactos severos na provisão de serviços ambientais de suporte nos ecossistemas urbanos.

4.1 Padrões de urbanização

Conforme predito pela hipótese 1, as cidades no sul e sudeste do Brasil apresentaram pronunciada expansão da matriz urbanizada e intensa conversão de manchas de vegetação em manchas construídas (Figura 6). Esse padrão de urbanização é comum em regiões em processo de expansão ou consolidação urbana no mundo (Seto et. al., 2012; Paolini et. al. 2016; Liu et. al.; Ren et. al., 2018). Além desse marcado padrão de conversão, outros padrões de uso do solo foram revelados pela análise de ordenação.

A cobertura de corpos de água, associada ao segundo eixo da ordenação (Figura 6) não representou um padrão temporal evidente, estando mais relacionada à diferenças entre as cidades. Segundo Follador et. al. (2017), os fenômenos hidrológicos são acompanhados por um alto grau de não-linearidade espaço-temporal, especialmente em regiões tropicais. A formação de banhados, lagos e lagoas intermitentes ganham maior representatividade no período chuvoso (Santos, 2013), o que pode afetar a classificação, bem como, os índices associados aos corpos hídricos.

Tendência geral de variação temporal foi a relativa diminuição da cobertura de campos e aumento da cobertura de florestas, conforme revelado no terceiro eixo da ordenação (Figura 6). Esse padrão pode ser explicado por diferentes relações diretas entre as tipologias vegetais, ou indiretas, através da urbanização. Formações florestais podem ter substituído formações campestres e/ou de cerrados, a partir de um processo natural de sucessão ecológica (Liu et. al., 2018), e/ou pelo plantio de árvores em áreas públicas (Li et. al., 2005; Liu et. al., 2018). Uma alternativa, não excludente à primeira, é que manchas florestais podem ser menos sujeitas à conversão em edificações e vias do que manchas de vegetação campestre (Pei et. al.; Fu et. al.; 2013; Liu et. al., 2018). Ainda, estudos apontam uma correlação positiva entre renda per capita e cobertura de vegetação florestal dentro de cidades (Schwarz et. al., 2015; Richards et. al., 2017; Endsley et. al., 2018). Como neste estudo analisou-se áreas em avançado processo de consolidação da matriz urbanizada, possivelmente com elevada valorização imobiliária e fluxo econômico, essas poderiam ser mais susceptíveis ao aumento de cobertura florestal (Patino, 2013). Essas hipóteses podem ser testadas analisando-se a dinâmica de manchas dentro das paisagens urbanizadas.

4.2 Padrões de produtividade primária

A amplitude dos valores NDVI observados nas florestas urbanas da região de estudo são condizentes com valores reportados em florestas urbanas de regiões temperadas e tropicais (Haschim et. al., 2019), bem como a valores observados em florestas de paisagens não urbanas na região de estudo (Costa e Guasselli, 2017). Contudo, as florestas urbanas analisadas apresentaram uma marcada tendência de diminuição nos valores de NDVI ao longo do tempo (Figura 7), conforme predito pela hipótese 2. A diminuição de 35% na produtividade primária dessas florestas corrobora com estudos noutras regiões urbanizadas, como nos Estados Unidos (Imnhoff et. al., 2004), na China (Pei et. al., 2013; Yan et. al., 2017; Liu et. al, 2018) e na Argentina

(Paolini et. al., 2016). Segundo Paolini et. al. (2016; 2019), a diminuição dos valores de NDVI em ecossistemas urbanos ocorre principalmente pela dissociação das cidades em relação ao clima regional, geralmente com o aumento da temperatura e acúmulo de precipitação. No entanto, essa diminuição também está associada aos efeitos causados pela urbanização na produtividade (Imhoff et. al., 2004). Em áreas de vegetação não urbanas, a diminuição temporal no NDVI também parece estar intimamente associada às variações climáticas, especialmente na temperatura (Costa e Guasseli; Wu et. al., 2017). No entanto, ainda é difícil separar especificamente as causas da variação do NDVI em comparação entre florestas urbanas ou naturais.

4.3 Os efeitos na produtividade

Observa-se através dos resultados que a produtividade é, em parte, afetada pelos descritores de urbanização, o que corrobora com a hipótese (3.1). Essa perda de produtividade se deve principalmente pela fragmentação dos habitats naturais e principalmente pela substituição de áreas vegetadas por áreas construídas (Paolini et. al., 2016; Liu et. al.; Yan et. al., 2018). O desenvolvimento urbano ao longo do tempo traz consigo diversas consequências inerentes que podem estar associadas aos efeitos diretos e indiretos sobre a produtividade da vegetação: aumento da densidade populacional (Balmford et. al., 2001; Luck, 2007), construções horizontais e verticais, ilhas de calor, diminuição na incidência de luz solar, quebra de ventos, modificação da drenagem do solo, podem interferir na assimilação potencial de CO₂ e na fenologia das plantas (Pataki et. al. 2006; Hardiman et. al. 2017). A densidade populacional também é uma variável que influencia na produtividade da vegetação urbana

O desenvolvimento urbano reduz a produtividade primária em regiões florestais (Imhoff et. al. 2004), mas pode aumentá-la em algumas áreas anteriormente cobertas pela agricultura ou desertos (Zhao et. al. 2007; Buyantuyev e Wu 2009). Imhoff et. al.

(2004) examinaram as consequências da transformação de áreas vegetadas em terras urbanas nos Estados Unidos, usando dados de dois satélites. Eles descobriram que a urbanização teve um impacto negativo na produtividade primária. Em estudo semelhante na China, Pei et. al. (2013) avaliaram diferentes áreas pré e pós-urbanas e descobriram que a expansão da cidade reduziu a uma taxa acelerada a produção de carbono fotossintético. De acordo com Yan et. al. (2018) & Li et. al (2018), a expansão urbana alterou profundamente o ciclo de carbono nos ecossistemas terrestres, afetando especialmente na produtividade primária líquida.

O desmatamento, a degradação ambiental e a poluição ampliaram de 6 a 17% as emissões totais de CO₂ nos trópicos (Werf, 2009), impactos que também geram reduções na produtividade primária da vegetação (Imhoff et. al., 2004). O dióxido de carbono é um recurso fundamental para a fotossíntese, e espera-se que concentrações mais altas estimulem o crescimento das plantas (Lloyd & Farquhar, 1996) e nas taxas de biomassa e turnover nas florestas tropicais (Brienen et. al., 2015 ; Lewis, Lloyd, Sitch, Mitchard e Laurance, 2009 ; Pan et. al. , 2009; Zhu et. al., 2016). Portanto, o aumento de CO₂ nas grandes cidades pode ser um fator relevante na produtividade primária das áreas verdes. Os poluentes atmosféricos originários dos núcleos das cidades, podem ser transportados para os arredores e afetar a química da atmosfera, bem como a vegetação naquela região (Crutzen et. al., 2004). De acordo com Gregg et. al. (2003), a influência dos poluentes na produtividade primária depende do seu efeito na vegetação.

Apesar da influência crucial das mudanças físicas e biológicas da paisagem na vegetação, estudos realizados em diversas partes do mundo (Esquivel-Muelbert; Thomas et. al., 2004; Han et. al., 2016; Wu et. al., 2017) destacam que são as mudanças no clima que devem causar os impactos mais profundos nas comunidades florestais e nos processos ecossistêmicos. A perda de produtividade das florestas urbanas avaliadas nesse estudo pode ser explicada pelo aumento da temperatura, o que confirma parcialmente a hipótese (3.2). O efeito da temperatura na produtividade pode

ocorrer, pois o crescimento das cidades contribui na formação de ilhas de calor, na regulação do microclima e o consequente aumento da temperatura nos núcleos mais densamente urbanizados (Paolini et. al., 2016), afetando a fisiologia da vegetação e a sua taxa de produtividade. Além disso, o aumento na temperatura observado no sudeste brasileiro nesse período, ocorreu principalmente pelo aumento na emissão de gases estufa (Abreu et. al., 2019), uma consequência indireta da urbanização). Existem cenários (McDowell & Allen, 2015; Rowland et. al., 2015) onde o aumento das temperaturas e a intensificação de períodos secos pode ameaçar a fenologia da vegetação, comprometendo o sequestro de carbono, a produtividade e a taxa de fotossíntese (Chapin et. al. 2011; Heinsch et. al. 2006). Além disso, segundo Costa e Guasseli (2017), a variação na temperatura é o que influencia a sazonalidade do NDVI nas fitofisionomias da Mata Atlântica.

Mesmo que as cidades que analisamos façam parte do mesmo bioma e sejam relativamente similares na sua variação de produtividade, alguns aspectos discretos e locais na mudança da sua estrutura podem estar influenciando na biodiversidade (Aronson et. al., 2014; Haedo et. al., 2017). Um fator que chama a atenção nos resultados e pode estar associado à nossa hipótese (3.3) é a relação positiva entre a cobertura de áreas campestres com a produtividade das florestas, ou seja, as florestas tendem ser mais produtivas nas cidades que possuem associação com áreas campestres. Liu et. al. (2018) observaram que as diminuições mais expressivas na produtividade ocorreram em torno das áreas metropolitanas e de alguns corpos d'água, onde as áreas agrícolas e florestais foram transformadas em áreas construídas. Enquanto isso, o maior ganho na produtividade foi causado pela conversão de terras agrícolas em florestas. Portanto, as características vegetacionais específicas de uma cidade ou região podem ter influência sobre a produtividade das florestas urbanas, apesar dessa hipótese não ter sido aceita.

4.4 Tendências e previsões para as cidades da região

Nossos dados apontaram uma redução na produtividade das florestas urbanas ao longo do tempo. Se associarmos essa tendência às previsões de expansão urbana, perda de vegetação e mudanças climáticas para o sul e sudeste do Brasil, podemos esperar que as florestas fiquem menos produtivas. Dessa forma, as cidades irão sofrer com alterações profundas no ciclo de carbono, nos serviços ecossistêmicos e na própria qualidade de vida da população. O crescimento da população urbana até 2030 pode acarretar numa expansão de 185% nas áreas urbanas do planeta (ONU, 2012), atualmente, no Brasil, isso significaria um aumento de 15 milhões de pessoas vivendo nas cidades nos próximos 10 anos (ONU, 2019). De acordo com Seto et. al. (2012), esse acréscimo na extensão urbana (que pode ser de até 60%) deve ocorrer especialmente nas regiões sul e sudeste, no bioma Mata Atlântica, onde se localizam as maiores metrópoles e cidades do país, o que pode resultar na perda de habitats naturais e da biodiversidade (McDonald et. al., 2020). Diante dessa perspectiva um tanto negativa, as políticas brasileiras para gestão das cidades devem voltar suas ações a medidas de proteção e ampliação dos ecossistemas florestais urbanos, integrando de maneira sustentável o desenvolvimento econômico, social, urbano e ambiental.

Além disso, de acordo com o *Intergovernmental Panel Climate Change - IPCC* (2014), a temperatura média global pode aumentar 4,8°C até o final do século XXI, o que pode afetar significativamente os ecossistemas terrestres (Brienen et. al., 2015; Lewis, López González, et. al., 2009 ; Phillips & Gentry, 1994 ; Qie et. al., 2017). Existem cenários (McDowell & Allen, 2015; Rowland et. al., 2015) onde o aumento das temperaturas e a intensificação da seca pode ameaçar a vegetação, comprometendo o sequestro de carbono, a produtividade e a taxa de fotossíntese (Chapin et. al. 2002; Heinsch et. al. 2006). Portanto, integrar mais espécies fotossinteticamente produtivas nas áreas urbanizadas pode mitigar amplamente as perdas de carbono da vegetação (Liu et. al., 2018).

As previsões para as cidades brasileiras também são ruins e indicam graves consequências. Alguns estudos que incluem o sul (Marengo et. al., 2012; Magrin et. al., 2014) e parte do sudeste do Brasil (Ribeiro Neto et. al., 2016), indicam risco de escassez no suprimento de água para as cidades devido à redução da precipitação, no entanto, a influência local das ilhas de calor urbanas podem gerar o efeito contrário e produzir uma quantidade maior de chuvas (Nobre et. al., 2010; Marengo et. al, 2013). Em um dos cenários menos otimista sobre as regiões metropolitanas do sudeste brasileiro, modelos indicam que pode ocorrer um aumento de até 7°C no microclima das cidades até o final desse século (Lyra et. al., 2018). Tendo em vista as consequências catastróficas que as mudanças climáticas e o crescimento exagerado das cidades podem causar, é fundamental e urgente pensar em um novo modelo de urbanização para o futuro.

5. CONCLUSÃO

O constante crescimento das principais cidades do sul e sudeste do Brasil promove alterações significativas na estrutura da vegetação campestre e florestal, nos recursos hídricos e no microclima dessas regiões. O processo de expansão urbana afeta de forma direta e indireta a produtividade primária das florestas urbanas ao longo do tempo, atuando na possível perda biodiversidade e na diminuição da qualidade dos serviços ecossistêmicos prestados por esses ambientes. O clima regional também apresenta uma influência negativa na produtividade das florestas, no entanto, nosso estudo observou que outros possíveis fatores inerentes ao desenvolvimento das cidades também afetam a produtividade da vegetação. As perspectivas sobre a produtividade das florestas urbanas associada à expansão das cidades e às mudanças climáticas são preocupantes, o que torna fundamental o estudo sobre a dinâmica das florestas, a fim de mitigar consequentes prejuízos ambientais e dar subsídios para a elaboração de planejamentos mais sustentáveis para cidades e florestas.

6. REFERÊNCIAS

- ABREU, R. C., TETT, S. F. B., SCHURER, A., & ROCHA, H. R. (2019). Attribution of Detected Temperature Trends in Southeast Brazil. *Geophysical Research Letters*, 46(14), 8407-8414.
- ALAVIPANAH, S., WEGMANN, M., QURESHI, S., WENG, Q., KOELLNER, T. (2015) The role of vegetation in mitigating urban land surface temperatures: a case study of Munich, Germany during the warm season. *Sustainability* 7(4):4689–4706
- ALBERTI, M. (2015). Eco-evolutionary dynamics in an urbanizing planet. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(2), 114-126. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534714002493>
- ALONZO, M., BODO, B., JOSEPH, P.M., ALEX, S., DAR, A.R. (2015) Mapping urban forest leaf area index with airborne lidar using penetration metrics and allometry. *Remote Sens Environ* 162:141–153
- ANGEL, S., PARENT, J., CIVCO, D.L., BLEI, A., POTERE, D. (2011) The dimensions of global urban expansion: Estimates and projections for all countries, 2000–2050. *Prog Plann* 75:53–107.
- ARONSON, M. F., LA SORTE, F. A., NILON, C. H., KATTI, M., GODDARD, M. A., LEPCZYK, C. A., DOBBS, C. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1780), 20133330.
- BALMFORD, A., MOORE, J.L., BROOKS, T., BURGESS, N., HANSEN, L.A., WILLIAMS, P. & RAHBEK, C. (2001) Conservation conflicts across Africa. *Science*, 291, 2616–2619.
- BRIENEN, R. J. W. (2015) Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature* 519, 344–348.
- BRUSE, Michael. ENVI-met 3.1: online manual. 2009.
- BUYANTUYEV, A., WU, J. (2009) Urbanization alters spatiotemporal patterns of ecosystem primary production: a case study of the Phoenix metropolitan region, USA. *J Arid Environ* 73:512–520.
- CADENASSO, Mary L.; PICKETT, Steward TA; SCHWARZ, Kirsten. Spatial heterogeneity in urban ecosystems: reconceptualizing land cover and a framework for classification. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 5, n. 2, p. 80-88, 2007.

CAO, X., ONISHI, A., CHEN, J., IMURA, H. (2010) Quantifying the cool island intensity of urban parks using ETM and IKONOS data. *Landsc Urban Plan* 96:224–231

CHANG, C.R., LI, M.H., CHANG, S.D. (2007) A preliminary study on the local cool-island intensity of Taipei city parks. *Landsc Urban Plan* 80:386–395

CHAPIN, F.S., MATSON, P.A., MOONEY, H.A. (2002) Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer-Verlag, New York Crossref CAS PubMed Web of Science®

CORREIA FILHO, Washington Luiz Félix et al. Impact of urban decadal advance on land use and land cover and surface temperature in the city of Maceió, Brazil. *Land Use Policy*, v. 87, p. 104026, 2019.

COSTA, Leticia Celise Ballejo; GUASSELLI, Laurindo Antonio. Dinâmica sazonal de remanescentes da mata atlântica, a partir de séries temporais ndvi/modis/seasonal dynamics of the remaining atlantic forest, from a time series ndvi/modis. *Geo UERJ*, n. 30, p. 214-239, 2017.

CRUTZEN, P.J. (2004) New directions: The growing urban heat and pollution “island” effect—Impact on chemistry and climate. *Atmos. Environ.* 38, 3539–3540.

DALLA NORA, Elói Lennon; MARTINI, Denise Zanatta. Análise da dinâmica sazonal de fitofisionomias do bioma Mata Atlântica com base em índices de vegetação do sensor MODIS/TERRA Analysis of the seasonal dynamics of some Atlantic Forest biome physiognomies with basis of vegetation indices derived from MOD. *Ambiência*, v. 6, n. 1, p. 97-108, 2010.

DEAN, WARREN. A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. 1. ed. São Paulo: Cia. Das Letras, 2004. p. 23.

DELGADO, R. C., PEREIRA, M. G., TEODORO, P. E., DOS SANTOS, G. L., DE CARVALHO, D. C., MAGISTRALI, I. C., & VILANOVA, R. S. (2018). Seasonality of gross primary production in the Atlantic Forest of Brazil. *Global Ecology and Conservation*, 14, e00392. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2351989418300684>

DELGADO, Rafael C. et al. Seasonality of gross primary production in the Atlantic Forest of Brazil. *Global Ecology and Conservation*, v. 14, p. e00392, 2018.

DU, H., CAI, W., XU, Y., WANG, Z., WANG, Y., CAI, Y. (2017) Quantifying the cool island effects of urban green spaces using remote sensing data. *Urban For Urban Gree* 27:24–

EIGENBROD, F. (2011) The impact of projected increases in urbanization on ecosystem services. *Proc Biol Sci* 278:3201–3208.

ENDSLEY, K. A., BROWN, D. G., & BRUCH, E. (2018). Housing market activity is associated with disparities in urban and metropolitan vegetation. *Ecosystems*, 21(8), 1593-1607. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10021-018-0242-4>

ERELL, E.; PEARLMUTTER, D.; WILLIAMSON, T. *Urban Microclimate: Designing the Spaces between Buildings*, 1st ed.; Earthscan: London, UK; Washington, DC, USA, 2010.

ERNSTSON, H., BARTHEL, E., ANDERSSON & S.T. BORGSTRÖM, (2010) Scale-c brokers and network governance of urban ecosystem services: the case of Stockholm. *Ecology and Society*, 15: 28.

ESQUIVEL-MUELBBER. (2016) Seasonal drought limits tree species across the Neotropics. *Ecography* 39, 1–12

ESRI 2014. *ArcGIS Desktop: Release 10*. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

FIREHOCK, K. (2015). *Strategic green infrastructure planning: a multi-scale approach*. Island Press: Washington, DC.

FOLLADOR, M., VIEZZER, J., EGLER, M., BECHER, M., HACH, L., PEREIRA, V., ... & HARTZELL, S. (2018). Modelling Potential Biophysical Impacts of Climate Change in the Atlantic Forest: Closing the Gap to Identify Vulnerabilities in Brazil. In *Climate Change Adaptation in Latin America* (pp. 33-64). Springer, Cham. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-56946-8_3

FORKEL, M., CARVALHAIS, N., VERBESSELT, J., MAHECHA, M. D., NEIGH, C. S., & REICHSTEIN, M. (2013). Trend change detection in NDVI time series: Effects of inter-annual variability and methodology. *Remote Sensing*, 5(5), 2113-2144. <https://www.mdpi.com/2072-4292/5/5/2113/htm>

FOWLER, D. et al. Measuring aerosol and heavy metal deposition on urban woodland and grass using inventories of ²¹⁰Pb and metal concentrations in soil. In: *Biogeochemical Investigations of Terrestrial, Freshwater, and Wetland Ecosystems across the Globe*. Springer, Dordrecht, 2004. p. 483-499.

FREITAS, Simone R.; HAWBAKER, Todd J.; METZGER, Jean Paul. Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*, v. 259, n. 3, p. 410-417, 2010.

- GEORGI, N.J., DIMITRIOU, D. (2010) The contribution of urban green spaces to the improvement of environment in cities: case study of Chania, Greece. *Build Environ* 45:1401–1414
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E., GREN, D., BARTON, J., MCPHEARSON, T. (2013) Urban ecosystem services. In *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities. A global assessment*, 175–251. doi:10.1007/978-94-007-7088-1.
- GOOGLE EARTH. Google Earth website. <http://earth.google.com/>. 2020
- GORELICK, Noel et al. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote sensing of Environment*, v. 202, p. 18-27, 2017.
- GREGG, J.W., JONES, C.G., DAWSON, T.E. (2003) Urbanization effects on tree growth in the vicinity of New York City. *Nature*, 424, 183–187.
- GRIMM, N. B., FAETH, S. H., GOLUBIEWSKI, N. E., REDMAN, C. L., WU, J., BAI, X., & BRIGGS, J. M. (2008). Global change and the ecology of cities. *science*, 319(5864), 756-760. <https://science.sciencemag.org/content/319/5864/756>
- GU, H., SINGH, A., & TOWNSEND, P. A. (2015). Detection of gradients of forest composition in an urban area using imaging spectroscopy. *Remote Sensing of Environment*, 167, 168-180. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0034425715300407>
- GUIDA-JOHNSON, B., FAGGI, A. M., ZULETA, G. A. (2017). Effects of urban sprawl on riparian vegetation: Is compact or dispersed urbanization better for biodiversity? *River Research and Applications*, 33, 959–969.
- GUSSO, A., CAFRUNI, C., BORDIN, F., VERONEZ, M. R., LENZ, L., & CRIJA, S. (2015). Multi-temporal patterns of urban heat island as response to economic growth management. *Sustainability*, 7(3), 3129-3145. <https://www.mdpi.com/2071-1050/7/3/3129>
- HAN, F., KANG, S., BUYANTUEV, A., ZHANG, Q., NIU, J., YU, D., ... & MA, W. (2016). Effects of climate change on primary production in the Inner Mongolia Plateau, China. *International journal of remote sensing*, 37(23), 5551-5564. <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/01431161.2016.1230286>
- HARDIMAN, B.S., WANG, J.A., HUTYRA, L.R., GATELY, C.K., GETSON, J.M., FRIEDL, M.A. (2017) Accounting for urban biogenic fluxes in regional carbon budgets. *Sci Total Environ* 592:366–372.

HARRIS, I., OSBORN, T. J., JONES, P., & LISTER, D. (2020). Version 4 of the CRU TS monthly high-resolution gridded multivariate climate dataset. *Scientific data*, 7(1), 1-18.

HEINSCH, F.A., RUNNING, S.W., KIMBALL, J.S. (2006) Evaluation of remote sensing based terrestrial productivity from MODIS using regional tower eddy flux network observations. *IEEE Trans Geosci Remote Sens* 44:1908–1925.

HUTYRA, Lucy R.; YOON, Byungman; ALBERTI, Marina. Terrestrial carbon stocks across a gradient of urbanization: a study of the Seattle, WA region. *Global Change Biology*, v. 17, n. 2, p. 783-797, 2011.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (2011)., 2ª Edição, Rio de Janeiro, RJ.

IMHOFF, M.L. (2004) Global patterns in human consumption of net primary production. *Nature* 429:870–873.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET) Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/>

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). SGI 2.5 – Introdução ao Sistema de Informações Geográficas – SGI. Imagem Geosistemas São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.

IPCC - Intergovernmental Panel Climate Change. *Climate Change (2007): The Physical Science Basis*. Disponível em <http://www.ipcc.ch/>

IPEA – INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. *Brasil em desenvolvimento: Estado, planejamento e políticas públicas*. Brasília: Ipea, 2015.

JOHNSON, Lea R. et al. Conceptualizing social-ecological drivers of change in urban forest patches. *Urban Ecosystems*, p. 1-16, 2020.

KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge, v. 5, n. 2, p. 173-185, 1989.

KOWARIK, Ingo. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental pollution*, v. 159, n. 8-9, p. 1974-1983, 2011.

LATHAM, John et al. *Global land cover share (GLC-SHARE) database beta-release version 1.0-2014*. FAO: Rome, Italy, 2014.

LAURANCE, W. F. (2006) Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences, Washington*, v. 103, n. 50, p. 19010-19014.

LEGENDRE, Pierre; LEGENDRE, Loic FJ. *Numerical ecology*. Elsevier, 2012.

LEWIS, A. (2009) Increasing carbon storage in intact African tropical forests. *Nature* 457, 1003.

LI, Cheng et al. Modeling the impacts of urbanization on watershed-scale gross primary productivity and tradeoffs with water yield across the conterminous United States. *Journal of Hydrology*, v. 583, p. 124581, 2020.

LIN, P., GOU, Z., LAU, S. S. Y., & QIN, H. (2017). The impact of urban design descriptors on outdoor thermal environment: A literature review. *Energies*, 10(12), 2151. <https://www.mdpi.com/1996-1073/10/12/2151/htm>

LINDÉN, J., FONTI, P., ESPER, J. (2016) Temporal variations in microclimate cooling induced by urban trees in Mainz, Germany. *Urban For Urban Gree* 20:198–209

LIU, C.F., LI, M.M., HE, X.Y., CHEN, W., XU, W.Y, ZHAO, G.L., NING, Z.H. (2003) Concept discussion and analysis of urban forest. *Chin J Ecol* 22(5):146–149.

LIU, S., DU, W., SU, H., WANG, S., & GUAN, Q. (2018). Quantifying impacts of land-use/cover change on urban vegetation gross primary production: A case study of Wuhan, China. *Sustainability*, 10(3), 714. <https://www.mdpi.com/2071-1050/10/3/714/htm>

LIVESLEY, S.J., MCPHERSON, E.G., CALFAPIETRA, C. (2016) The urban forest and ecosystem services: impacts on urban water, heat, and pollution cycles at the tree, street, and city scale. *J Environ Qual* 45(1):119

LLERAS, Christy. Path analysis. *Encyclopedia of social measurement*, v. 3, n. 1, p. 25-30, 2005.

LÓPEZ TRIGAL, L. (2015). Diccionario de geografía aplicada y profesional: terminología de análisis, planificación y gestión del territorio. *Diccionario de geografía aplicada y profesional*, 1-677.

LYRA, Andre et al. Climate change projections over three metropolitan regions in Southeast Brazil using the non-hydrostatic Eta regional climate model at 5-km resolution. *Theoretical and applied climatology*, v. 132, n. 1-2, p. 663-682, 2018.

MANSFIELD, Carol et al. Shades of green: measuring the value of urban forests in the housing market. *Journal of forest economics*, v. 11, n. 3, p. 177-199, 2005.

MAPBIOMAS - <http://mapbiomas.org/>

MARENGO, Jose A. et al. Development of regional future climate change scenarios in South America using the Eta CPTec/HadCM3 climate change projections: climatology and regional analyses for the Amazon, São Francisco and the Paraná River basins. *Climate dynamics*, v. 38, n. 9-10, p. 1829-1848, 2012.

MARQUES JUNIOR, Ademir et al. Improving Spatial Resolution of Multispectral Rock Outcrop Images Using RGB Data and Artificial Neural Networks. *Sensors*, v. 20, n. 12, p. 3559, 2020.

MCDONALD, R. I., MANSUR, A. V., ASCENSÃO, F., CROSSMAN, K., ELMQVIST, T., GONZALEZ, A. & HUANG, K. (2019). Research gaps in knowledge of the impact of urban growth on biodiversity. *Nature Sustainability*, 1-9. <https://www.nature.com/articles/s41893-019-0436-6>

MCDONALD, R.I., KAREIVA, P., FORMAN, R.T.T. (2008) The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biol Conserv* 141:1695–1703.

MCDONALD, Robert I. et al. Research gaps in knowledge of the impact of urban growth on biodiversity. *Nature Sustainability*, p. 1-9, 2019.

MCDOWELL, N. G., ALLEN, C. D. (2015) Darcy's law predicts widespread forest mortality under climate warming. *Nature Climate Change* 5: 669–672.

MCINTYRE, Nancy E.; KNOWLES-YANEZ, Kimberly; HOPE, Diane. Urban ecology as an interdisciplinary field: differences in the use of “urban” between the social and natural sciences. In: *Urban ecology*. Springer, Boston, MA, 2008. p. 49-65.

MCKINNEY, M.L. (2008) Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosyst* 11:161–176.

MCKINNEY, Michael L. Urbanization, Biodiversity, and Conservation The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *Bioscience*, v. 52, n. 10, p. 883-890, 2002.

MCPHERSON, E.G., DAVID, N., GORDON, H. (1997) Quantifying urban forest structure, function, and value: the Chicago urban Forest climate project. *Urban Ecosyst* 1:49–61

- MILLER, D. L., ROBERTS, D. A., CLARKE, K. C., LIN, Y., MENZER, O., PETERS, E. B., & MCFADDEN, J. P. (2018). Gross primary productivity of a large metropolitan region in midsummer using high spatial resolution satellite imagery. *Urban Ecosystems*, 21(5), 831-850. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11252-018-0769-3>
- NEMANI, Ramakrishna R. et al. Climate-driven increases in global terrestrial net primary production from 1982 to 1999. *science*, v. 300, n. 5625, p. 1560-1563, 2003.
- NERY, César Vinícius Mendes et al. Avaliação das técnicas de classificação Maxver, Maxver-ICM e Distância Mínima Euclidiana de acordo com Índice Kappa. *Revista brasileira de geografia física*, v. 6, n. 2, p. 320-328, 2013.
- NOBRE, Carlos A. et al. Vulnerabilidades das megacidades brasileiras às mudanças climáticas: Região Metropolitana de São Paulo. Embaixada Reino Unido, Rede Clima e Programa FAPESP em Mudanças Climáticas, 2010.
- NOWAK, D.J. (1994) Understanding the structure of urban forests. *J Forest* 92:36–41
- NOWAK, D.J., Walton, J.T. (2005) Projected urban growth (2000–2050) and its estimated impact on the US forest resource. *J For* 103:383–389.
- OGUTU, B.O., DASH, J. (2013) Assessing the capacity of three production efficiency models in simulating gross carbon uptake across multiple biomes in conterminous USA. *Agric For Meteorol* 174–175:158–169.
- ONU – Organização das Nações Unidas. <https://population.un.org/wpp/>. 2012
- ONU – Organização das Nações Unidas. <https://population.un.org/wpp/>. 2019
- PAOLINI, L., ARÁOZ, E., GIOIA, A., & POWELL, P. A. (2016). Vegetation productivity trends in response to urban dynamics. *Urban forestry & urban greening*, 17, 211-216. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1618866715300248>
- PAOLINI, Leonardo et al. Decoupling of the urban vegetation productivity from climate. *Urban Forestry & Urban Greening*, v. 44, p. 126428, 2019.
- PARENTE, Leandro; FERREIRA, Laerte. Assessing the spatial and occupation dynamics of the Brazilian pasturelands based on the automated classification of MODIS images from 2000 to 2016. *Remote Sensing*, v. 10, n. 4, p. 606, 2018.
- PATAKI, D.E., ALIG, R.J., FUNG, A.S. (2006) Urban ecosystems and the north American carbon cycle. *Glob Chang Biol* 12:2092–2102.

PEI, F., LI, X., LIU, X., WANG, S. ELE, Z. (2013) Assessing the differences in net primary productivity between the development of pre- and post-urban land in China. *Agric. Para. Meteorol.* 171-172, 174-186.

PHILLIPS, O., GENTRY, A.H., REYNEL, C., WILKIN, P., GÁLVESEDURAND, B.C. (1994) Quantitative ethnobotany and Amazonian conservation. *Conservation Biology* 8(1): 225-248.

Pillar, V.D. 2006. MULTIV: Multivariate Exploratory Analysis, PILLAR, Valério DePatta. The bootstrapped ordination re-examined. *Journal of Vegetation Science*, v. 10, n. 6, p. 895-902, 1999.

PIMM, S.L., RAVEN, P. (2000) Biodiversity. Extinction by numbers. *Nature* 403:843–845.

PULLANIKKATIL, Deepa; PALAMULENI, Lobina G.; RUHIIGA, Tabukeli M. Land use/land cover change and implications for ecosystems services in the Likangala River Catchment, Malawi. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, v. 93, p. 96-103, 2016.

PYŠEK, Petr et al. Trends in species diversity and composition of urban vegetation over three decades. *Journal of Vegetation Science*, v. 15, n. 6, p. 781-788, 2004.

RAMOS, Verônica Moreira et al. Avaliação de metodologias de determinação do cálculo de áreas de contribuição. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, v. 4, n. 2, 2003.

REN, Z., HE, X., PU, R., & ZHENG, H. (2018). The impact of urban forest structure and its spatial location on urban cool island intensity. *Urban Ecosystems*, 21(5), 863-874. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11252-018-0776-4>

REN, Z., HE, X., ZHENG, H. (2013) Estimation of the relationship between Urban Park characteristics and park cool island intensity by remote sensing data and field measurement. *Forests* 4:868–886

REN, Z., PU, R., ZHENG, H., ZHANG, D., & HE, X. (2017). Spatiotemporal analyses of urban vegetation structural attributes using multitemporal Landsat TM data and field measurements. *Annals of Forest Science*, 74(3), 54. <https://link.springer.com/article/10.1007/s13595-017-0654-x>

REN, Zhibin et al. Spatio-Temporal Patterns of Urban Forest Basal Area under China's Rapid Urban Expansion and Greening: Implications for Urban Green Infrastructure Management. *Forests*, v. 9, n. 5, p. 272, 2018.

RIBEIRO NETO, A. et al. Hydrological processes and climate change in hydrographic regions of Brazil. *J Water Resour Prot* 08: 1103–1127. 2016.

RICHARDS, D. R., PASSY, P., & OH, R. R. (2017). Impacts of population density and wealth on the quantity and structure of urban green space in tropical Southeast Asia. *Landscape and Urban Planning*, 157, 553-560. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204616301839>

ROWLAND, L., DA COSTA, A.C.L, GALBRAITH, D.R. (2015) Death from drought in tropical forests is triggered by hydraulics not carbon starvation. *Nature*, 528, 119–122.

SALVATI, Luca et al. Forest and the city: A multivariate analysis of peri-urban forest land cover patterns in 283 European metropolitan areas. *Ecological Indicators*, v. 73, p. 369-377, 2017.

SANTAMOURIS, M. *Energy and Climate in the Urban Built Environment*; James & James: London, UK, 2001.

SANTIAGO, M. M., SILVA, H. A., GALVINCIO, J. D., & OLIVEIRA, T. H. (2009). Análise da cobertura vegetal através dos índices de vegetação (NDVI, SAVI e IAF) no entorno da Barragem do Botafogo-PE. *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR)*, 14, 3003-3009.

SANTOS, M. *A Urbanização Brasileira*. 3ed. São Paulo: HUCITEC, 1993. 155p.

SHIPLEY, Bill. A new inferential test for path models based on directed acyclic graphs. *Structural Equation Modeling*, v. 7, n. 2, p. 206-218, 2000.

SHIPLEY, B. *Cause and Correlation in Biology* Cambridge University Press. 2000.

SCHWARZ, Kirsten et al. Trees grow on money: urban tree canopy cover and environmental justice. *PLoS one*, v. 10, n. 4, p. e0122051, 2015.

SETO, K.C., FRAGKIAS, M., GÜNERALP, B., REILLY, M.K. (2011) A meta-analysis of global urban land expansion. *PLoS ONE* 6:e23777.

SETO, K.C., GÜNERALP, B., HUTYRA, L.R. (2012): Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *PNAS* October 2, 2012 109 (40) 16083-16088 Disponível em: <https://www.pnas.org/content/109/40/16083>

SETO, K.C., SANCHEZ-RODRIGUEZ, R., FRAGKIAS, M. (2010) The new geography of contemporary urbanization and the environment. *Annu Rev Environ Resour* 35:167–194.

SHELESTOV, Andrii et al. Exploring Google Earth Engine platform for big data processing: Classification of multi-temporal satellite imagery for crop mapping. *frontiers in Earth Science*, v. 5, p. 17, 2017.

SHIPLEY, B. (2004). Analysing the allometry of multiple interacting traits. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, v. 6, n. 4, p. 235-241.

SILVA, Ariadiny Monteiro et al. Avaliação de classificadores para o mapeamento de uso da terra. 2011.

TABARELLI, M., LOPES, A. V., PERES, C. A. (2008) Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. *Biotropica*, Malden, v. 40, n. 6, p. 657-661.

TALLIS, M.J., AMORIM, J.H., CALFAPIETRA, C. (2015) The impacts of green infrastructure on air quality and temperature. In: *Handbook on green infrastructure*. (eds Sinnott D, Smith N, Burgess S) pp Page, Edward Elgar Publishing

TEXTOR, J., VAN DER ZANDER, B., GILTHORPE, M. S., LIŚKIEWICZ, M., & ELLISON, G. T. (2016). Robust causal inference using directed acyclic graphs: the R package 'dagitty'. *International journal of epidemiology*, 45(6), 1887-1894.

THOMAS, C. D. (2004) Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145–148.

TYRVÄINEN, Liisa et al. Benefits and uses of urban forests and trees. In: *Urban forests and trees*. Springer, Berlin, Heidelberg, 2005. p. 81-114.

UGEDA JÚNIOR, J. C. (2014) Planejamento da paisagem e planejamento urbano: reflexões sobre a urbanização brasileira. *Revista Mato-Grossense de Geografia - Cuiabá* - v. 17, n. 1 - p. 101 – 116.

UNITED NATIONS (2012) *World Urbanization Prospects, the 2011 Revision* (United Nations, New York) Available at: <http://esa.un.org/unpd/wup/index.htm>

VAN DER WERF, G.R. (2009) CO2 emissions from forest loss. *Nat Geosci* 2:737–738.

VON DER LIPPE, Moritz et al. CityScapeLab Berlin: A research platform for untangling urbanization effects on biodiversity. *Sustainability*, v. 12, n. 6, p. 2565, 2020.

- WANDERLEY, R. L., DOMINGUES, L. M., JOLY, C. A., & DA ROCHA, H. R. (2019). Relationship between land surface temperature and fraction of anthropized area in the Atlantic forest region, Brazil. *PloS one*, 14(12). <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0225443#pone.0225443.ref010>
- WANG, C., CHEN, J., TANG, Y., BLACK, T. A., & ZHU, K. (2017). A novel method for removing snow melting-induced fluctuation in GIMMS NDVI3G data for vegetation phenology monitoring: A case study in deciduous forests of North America. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 11(3), 800-807. <https://ieeexplore.ieee.org/abstract/document/8241791/references#references>
- WENG, Q., LIU, H., LU, D. (2007) Assessing the effects of land use and land cover patterns on thermal conditions using landscape metrics in city of Indianapolis, United States. *Urban Ecosys* 10(2):203–219
- WU, X., Liu, H., Li, X., Piao, S., Ciais, P., Guo, W., ... & Vuichard, N. (2017). Higher temperature variability reduces temperature sensitivity of vegetation growth in Northern Hemisphere. *Geophysical Research Letters*, 44(12), 6173-6181. <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/2017GL073285>
- XU, C. et al. Assessing the impact of urbanization on regional net primary productivity in Jiangyin County, China. *Journal of environmental management*, v. 85, n. 3, p. 597-606, 2007.
- YAN, H., FAN, S., GUO, C., WU, F., ZHANG, N., LI, D. (2014) Assessing the effects of landscape design parameters on intra-urban air temperature variability: the case of Beijing, China. *Build Environ* 76:44–53
- Yan, Y., Liu, X., Wang, F., Li, X., Ou, J., Wen, Y., & Liang, X. (2018). Assessing the impacts of urban sprawl on net primary productivity using fusion of Landsat and MODIS data. *Science of the Total Environment*, 613, 1417-1429. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969717324889>
- ZHAO, T., BROWN, D.G., BERGEN, K.M. (2007) Increasing gross primary production (GPP) in the urbanizing landscapes of southeastern Michigan. *Photogramm Eng remote Sens* 73:1159–1167.
- ZÖLCH, T., MADERSPACHER, J., WAMSLER, C., PAULEIT, S. (2016) Using green infrastructure for urban climate-proofing: an evaluation of heat mitigation measures at the micro-scale. *Urban For Urban Gree* 20:305–316

ZUIDEMA, P., SAYER, J.A., DIJKMAN, W. (1996) Forest fragmentation and biodiversity: the case for intermediate sized conservation areas. *Environ Conserv* 23(4):290–297

ZWIENER, V. P., PADIAL, A. A., MARQUES, M. C., FALEIRO, F. V., LOYOLA, R., & PETERSON, A. T. (2017). Planning for conservation and restoration under climate and land use change in the Brazilian Atlantic Forest. *Diversity and Distributions*, 23(8), 955-966. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/ddi.12588>