

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA SUSTENTABILIDADE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO E USO DE RECURSOS  
RENOVÁVEIS

Carina Júlia Pensa Corrêa

**SEMEANDO A CIDADE: PROVISÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS NA  
AGRICULTURA URBANA**

Sorocaba-SP

2020

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA SUSTENTABILIDADE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO E USO DE RECURSOS  
RENOVÁVEIS

Carina Júlia Pensa Corrêa

**SEMEANDO A CIDADE: PROVISÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS NA  
AGRICULTURA URBANA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis para obtenção do título de Doutor em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis

Orientação: Profa. Dra. Kelly Cristina Tonello

Coorientação: Dr. Ernest Nnadi

Financiamento: CAPES

Sorocaba-SP

2020

Pensa Corrêa, Carina Júlia

Semeando a cidade: Provisão de serviços ecossistêmicos na agricultura urbana / Carina Júlia Pensa Corrêa. -- 2020.  
155 f. : 30 cm.

Tese (doutorado)-Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba

Orientador: Kelly Cristina Tonello  
Banca examinadora: Julieta Bramorski, José Teixeira Filho, Vidal Dias da Mota Junior, Fernando Silveira Franco  
Bibliografia

1. Hortas urbanas. 2. Serviços ecossistêmicos. 3. Hidrologia urbana. I. Orientador. II. Universidade Federal de São Carlos. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada pelo Programa de Geração Automática da Secretaria Geral de Informática (SIn).

DADOS FORNECIDOS PELO(A) AUTOR(A)

Bibliotecário(a) Responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano – CRB/8 6979

**CARINA JÚLIA PENZA CORRÊA**

**SEMEANDO A CIDADE: PROVISÃO DE SERVIÇOS  
ECOSSISTÊMICOS NA AGRICULTURA URBANA**

**Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação para obtenção do título de doutor em  
Planejamento e Uso de Recursos Renováveis.  
Universidade Federal de São Carlos.  
Sorocaba, 18 de maio de 2020.**

**Orientadora:**



---

**Profa. Dra. Kelly Cristina Tonello**  
**Universidade Federal de São Carlos – UFSCar *Campus Sorocaba***

**Certifico que a sessão de defesa foi realizada com a participação à distância da Profa. Dra. Julieta Bramorski (Universidade Federal do Amapá - UNIFAP), do Prof. Dr. José Teixeira Filho (Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP), do Prof. Dr. Vidal Dias da Mota Junior (Universidade de Sorocaba –UNISO) e do Prof. Dr. Fernando Silveira Franco (UFSCar Sorocaba) e, depois das arguições e deliberações realizadas, os participantes à distância estão de acordo com o conteúdo do parecer da comissão examinadora redigido no relatório de defesa de Tese de Carina Júlia Pensa Corrêa.**



---

**Profa. Dra. Kelly Cristina Tonello**  
**Universidade Federal de São Carlos – UFSCar**

## **DEDICATÓRIA**

À grande professora e mãe Maju, que nos ensina todos os dias que a educação, a gentileza e a empatia constroem o caminho.

## AGRADECIMENTOS

Ao meu companheiro Pedro, obrigada por tanto amor. Obrigada por me incentivar a cada dia, especialmente nos dias em que eu mais precisei. Você é o meu orgulho e a minha felicidade, e sei que juntos continuaremos realizando todos os nossos sonhos.

À minha mãe Maju, meu pai Marco, minha irmã Kátia, meus cunhados, meus sobrinhos e meus padrinhos. Obrigada por serem essa família que tanto apoia, incentiva e anima. Agradeço todos os dias por compartilharmos dos mesmos valores, vocês me ensinaram tudo que eu sei sobre respeitar o próximo e proteger o meio ambiente.

Com muito carinho, agradeço à minha orientadora e grande amiga Kelly Cristina Tonello. Obrigada por me guiar com tanta leveza e respeito. Obrigada por ser uma mulher que me inspira todos os dias, chego ao fim dessa jornada com muita alegria e força para seguir em frente tendo como modelo a sua dedicação. Agradeço também aos membros da banca de qualificação e de defesa por importantes contribuições ao trabalho.

Aos pesquisadores e funcionários do Centro de Agroecologia, Água e Resiliência-CAWR da Universidade de Coventry-UK, que me acolheram durante meu doutorado sanduíche. Agradeço especialmente meus supervisores Ernest Nnadi, Ulrich Schmutz, Stephen Coupe e Francis Rayns, pela oportunidade e a orientação, foi um período de grande crescimento pessoal e profissional para mim.

Aos hortelões, jardineiros e ambientalistas que lutam todos os dias por uma cidade mais verde e mais justa.

À Universidade Federal de São Carlos - UFSCar Sorocaba e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior-CAPES, pelo auxílio e viabilização da pesquisa realizada no país e do doutorado sanduíche no exterior através do edital PDSE.

## RESUMO

Corrêa, Carina Júlia Pensa. Semeando a cidade: provisão de serviços ecossistêmicos na agricultura urbana. 2020. Tese (Doutorado em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis - PPGPUR) – Universidade Federal de São Carlos, *campus* Sorocaba, Sorocaba, 2020.

O adensamento urbano desencadeia diversos problemas ambientais e sociais, a maioria deles associados à dificuldade de manutenção e provisão de serviços ecossistêmicos dessas paisagens. Nesse sentido, intervenções são necessárias para garantir a qualidade de vida da população aliada à conservação ambiental. Embora a agricultura urbana seja impulsionada pelos seus serviços de provisão (produção de alimentos) e culturais (lazer e bem-estar social), elas produzem importantes serviços de suporte e regulação, como redução de ilhas de calor, atração de polinizadores, biodiversidade e sequestro de carbono. O presente estudo avaliou as características socioambientais das hortas urbanas e seu papel na prestação desses serviços ecossistêmicos, especialmente para a regulação hídrica. Em um estudo comparativo, hortas de São Paulo, de Paris e da Inglaterra foram analisadas de acordo com indicadores sociais e ambientais. As motivações dos hortelões incluem segurança alimentar, qualidade de vida, educação ambiental, integração e inclusão social. As práticas agroecológicas foram resultados positivos encontrados nas experiências visitadas, que permitem a geração de serviços ecossistêmicos de todas as categorias. Do ponto de vista social, um programa contínuo de apoio aos agricultores poderia trazer mais segurança para a prática em São Paulo. Em relação ao comportamento do solo nesses espaços, um monitoramento anual da densidade do solo, umidade, condutividade hidráulica, velocidade de infiltração da água e resistência mecânica à penetração foi realizado em hortas, terrenos baldios, praças e matas ciliares. As hortas obtiveram os melhores resultados em todos os indicadores adotados, e, assim, respondem melhor a um evento de chuva quando comparadas aos terrenos baldios, às praças e às zonas ripárias estudadas. Além disso, as matas ciliares urbanas podem apresentar dificuldade na infiltração de água e alta compactação do solo, e ações para aprimorar a sua função ecológica são importantes. Resultados semelhantes foram encontrados no estudo de caso realizado na microbacia das Corujas, em São Paulo. O solo da horta das Corujas, instalada no mesmo perímetro que praça e uma área de preservação permanente parcialmente concretada, apresenta menores taxas de compactação, e, por conseguinte, maior potencial para contribuir com a infiltração pluvial. O exemplo dessa horta também mostra que é possível combinar o plantio com a instalação de infraestruturas verdes, como por exemplo, jardins de chuva. O desenvolvimento e a manutenção de espaços que gerem múltiplos serviços ecossistêmicos nas cidades devem ser incentivados, e conclui-se que a agricultura urbana, além de inestimáveis benefícios sociais, possui grande potencial para melhoria da regulação hídrica nas cidades.

**Palavras-chave:** Hortas urbanas; Serviços ecossistêmicos; Regulação hídrica; Indicadores do solo; Manejo de bacias hidrográficas.

## ABSTRACT

Corrêa, Carina Júlia Pensa. Seeding the city: ecosystem services provision in urban agriculture. 2020. Thesis (Ph.D. in Planning and Use of Renewable Resources - PPGPUR) – Federal University of São Carlos, *campus* Sorocaba, Sorocaba, 2020.

Urban density triggers several environmental and social problems, most of them associated with the difficulty of maintaining and providing ecosystem services in these landscapes. In this sense, interventions are necessary to guarantee the quality of life of the population combined with environmental conservation. Although urban agriculture is driven by its provision (food production) and cultural (leisure and social well-being) services, they produce essential support and regulatory functions, such as reducing heat islands, attracting pollinators, biodiversity, and carbon sequestration. The present study evaluated the socio-environmental characteristics of urban gardens and their role in providing these ecosystem services, especially for water regulation. In a comparative study, gardens in São Paulo, Paris, and England were analyzed according to social, environmental, and political indicators. The motivations of gardeners include food security, quality of life, environmental education, integration, and social inclusion. Agroecological practices were positive results found in the visited experiences, which allow the generation of ecosystem services in all categories. From a social point of view, a continuous program of support to farmers could bring more security to the practice in São Paulo. Regarding the behavior of the soil in these spaces, annual monitoring of soil density, humidity, hydraulic conductivity, water infiltration speed, and mechanical resistance to penetration was carried out in vegetable gardens, vacant lots, squares, and riparian forests. The gardens obtained the best results in all the adopted indicators, and thus, they respond better to a rain event when compared to vacant lots, squares, and riparian zones studied. Besides, urban riparian forests may have difficulty in infiltrating water and high soil compaction, and actions to improve their ecological function are important. Similar results were found in the case study carried out in the Corujas watershed, in São Paulo. The soil of the Corujas garden, installed on the same perimeter as the square and a partially concrete permanent preservation area, has lower compaction rates, and, therefore, more significant potential to contribute to rainfall infiltration. The example of this garden also shows that it is possible to combine planting with the installation of green infrastructures, such as rain gardens. The development and maintenance of spaces that generate multiple ecosystem services in cities should be encouraged, and it is concluded that urban agriculture, in addition to invaluable social benefits, has great potential for improving water regulation in cities.

**Keywords:** Urban gardens; Ecosystem Services; Water regulation; Soil indicators; Watershed management.



## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	10
2. CAPÍTULO 1.....	13
2.1. INTRODUÇÃO .....	14
2.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	14
2.3. HISTÓRICO .....	15
2.4. CONTEXTO ATUAL DA AGRICULTURA URBANA.....	19
<b>2.4.1. Análise geral de palavras-chave</b> .....	19
<b>2.4.2. Análise de temas centrais de acordo com o IDH</b> .....	20
<b>2.4.3. Hortas urbanas e os serviços ecossistêmicos</b> .....	25
3.4. CONCLUSÃO .....	27
REFERÊNCIAS .....	27
3. CAPÍTULO 2.....	38
3.1. INTRODUÇÃO .....	39
3.2. CONTEXTUALIZAÇÃO .....	40
<b>3.2.1. Brasil</b> .....	40
<b>3.2.2. Reino Unido/Inglaterra</b> .....	42
<b>3.2.3. França</b> .....	45
3.3. MATERIAL E MÉTODOS.....	48
<b>3.3.1. Área de estudo</b> .....	48
<b>3.3.2. Coleta e análise dos dados</b> .....	51
3.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	52
<b>3.4.1. Hortas comunitárias, São Paulo, Brasil</b> .....	52
<b>3.4.2. Allotment gardens, Inglaterra, Reino Unido</b> .....	55
<b>3.4.3. Projeto Main Verte, Paris, França</b> .....	57
<b>3.4.4. Prestação de serviços ecossistêmicos</b> .....	59
3.5. CONCLUSÃO .....	63
REFERÊNCIAS .....	63
4. CAPÍTULO 3.....	73
4.1. INTRODUÇÃO .....	73
4.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	75
<b>4.2.1. Área de estudo</b> .....	75
<b>4.2.2. Monitoramento dos indicadores do solo</b> .....	77
<b>4.2.3. Análise dos resultados</b> .....	78
4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	79
<b>4.3.2. Densidade</b> .....	79
<b>4.3.3. Umidade</b> .....	81
<b>4.3.4. Condutividade Hidráulica</b> .....	82
<b>4.3.5. Velocidade de infiltração</b> .....	83
<b>4.3.6. Resistência Mecânica à Penetração do Solo</b> .....	84
<b>4.3.7. Precipitação</b> .....	85
<b>4.3.7. Avaliação estatística dos indicadores</b> .....	86
4.4. CONCLUSÃO .....	89
REFERÊNCIAS .....	90
5. CAPÍTULO 4.....	97
5.1. INTRODUÇÃO .....	98
5.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	99
<b>5.2.1. Área de estudo</b> .....	99
<b>5.2.2. Coleta e análise dos resultados</b> .....	100

5.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	100
<b>5.3.1. Hortas urbanas (A1).....</b>	<b>101</b>
<b>5.3.2. Terreros baldios (A2).....</b>	<b>103</b>
<b>5.3.3. Praças (A3).....</b>	<b>105</b>
<b>5.3.4. Mata ciliar (A4).....</b>	<b>107</b>
<b>5.3.5. Avaliação mensal.....</b>	<b>109</b>
5.4. CONCLUSÃO.....	111
REFERÊNCIAS.....	112
6. CAPÍTULO 5.....	116
6.1. INTRODUÇÃO.....	117
6.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	118
<b>6.2.1. Área de estudo.....</b>	<b>118</b>
<b>6.2.2. Análise morfométrica da microbacia das corujas.....</b>	<b>121</b>
<b>6.2.3. Construção de mapas.....</b>	<b>122</b>
<b>6.2.4. Estudo de compactação do solo.....</b>	<b>122</b>
6.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	123
<b>6.3.1. O córrego das Corujas.....</b>	<b>124</b>
<b>6.3.2. Análise morfométrica.....</b>	<b>126</b>
<b>6.3.3. Compactação do solo em diferentes áreas permeáveis.....</b>	<b>131</b>
<b>6.3.4. Gestão da água pluvial.....</b>	<b>134</b>
6.4. CONCLUSÃO.....	136
REFERÊNCIAS.....	137
<b>7. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>144</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>148</b>
<b>APÊNDICE - A.....</b>	<b>151</b>
<b>APÊNDICE - B.....</b>	<b>152</b>
<b>APÊNDICE - C.....</b>	<b>153</b>

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

O desenvolvimento das cidades resulta em profundas modificações na paisagem, como fragmentação de habitats naturais, impermeabilização do solo e perda de biodiversidade (DE CARVALHO; SZLAFSZTEIN, 2019; LEITÃO; FERREIRA; FERREIRA, 2019; MASCARENHAS et al., 2019; MUGIRANEZA; BAN; HAAS, 2019; SIRAKAYA; CLIQUET; HARRIS, 2018; WANG et al., 2019a; ZHANG, 2016). Assim, essas regiões enfrentam um desafio constante para prover e manter os Serviços Ecossistêmicos - SE.

Os SE sustentam direta ou indiretamente a população humana, e são categorizados em serviços de provisão (como obtenção de alimentos, água e fibras); serviços de regulação (regulação climática, controle de doenças e purificação da água); serviços culturais (educação ambiental, ecoturismo, e herança cultural) e serviços de suporte (manutenção do solo, ciclagem de nutrientes e produção primária) (BROWN, 2013; MEA, 2005).

Embora existam conflitos entre as atividades antrópicas e a manutenção desses serviços no mundo todo, os desafios variam de acordo com o histórico de povoamento e colonização de um país, disponibilidade e exploração dos recursos naturais, tamanho do território e desenvolvimento socioeconômico. No Brasil, a taxa de urbanização, que em 1940 era de 31,24%, atualmente é de 84,36% (IBGE, 2010). Embora o próximo censo decenal possa trazer uma proporção urbana menor devido à mudança na metodologia de classificação (IBGE, 2017), a tendência de adensamento populacional é crescente. Como a industrialização foi concentrada no sudeste do país, uma das cidades mais populosas do mundo encontra-se na região (CITY POPULATION, 2019).

A densa urbanização apresenta impactos sociais, onde os serviços urbanos e a oferta de empregos não atendem à grande demanda. Desemprego, pobreza e violência são algumas consequências desse processo (RIBEIRO, 2015). Todavia, o aspecto ambiental dos problemas sociais deve ser considerado, especialmente para a população mais pobre (GILLAM; CHARLES, 2019). Enchentes e demais desastres naturais (EAKIN et al., 2016; MAHANTA; DAS, 2017; QIANG, 2019) arborização inadequada (AMATO-LOURENÇO et al., 2016), má nutrição (ARAÚJO et al., 2018) e aumento de temperatura (WANG et al., 2019b) são exemplos de impactos ambientais que diminuem a qualidade de vida no meio urbano, afetando intensamente a população em vulnerabilidade.

Mas como melhorar a qualidade de vida das pessoas, ao mesmo tempo em que priorizamos um meio ambiente equilibrado? Um dos caminhos é a inclusão de alternativas para geração de SE nas políticas públicas Municipais, Estaduais e Federais. Essa provisão poderia ser incentivada de várias maneiras, desde o plantio de árvores e aumento de parques urbanos (ALMEIDA et al., 2018), até infraestruturas verdes desenvolvidas especialmente para esse fim (CALDERÓN-CONTRERAS; QUIROZ-ROSAS, 2017; DI MARINO et al., 2019).

Entretanto, há práticas que as populações urbanas desenvolveram ao longo dos anos que não tinham como objetivo específico a geração de SE, mas que podem auxiliar na recuperação e conservação ambiental. A agricultura urbana proporciona, nesse contexto, diversos impactos positivos além da produção de alimentos (AERTS; DEWAELEHEYN; ACHTEN, 2016; DAVIS et al., 2017; ROGERS; HINER, 2016). Praticada há milhares de anos e em constante transformação, essa atividade é responsável atualmente por movimentar grupos de ativismo em busca de uma cidade mais justa, além de ressignificar espaços e aproximar membros da comunidade (CAROLAN; HALE, 2016; EGLI et al., 2016; HARDMAN et al. 2018).

Com a hipótese de que a agricultura urbana pode gerar múltiplos benefícios e auxiliar na recuperação ambiental das cidades, o presente estudo traz uma avaliação das características das hortas e de seu potencial de prestação de SE, especialmente os serviços de suporte e de regulação hídrica. Além disso, diferentes condições políticas e socioeconômicas que podem influenciar nessa provisão serão discutidas. Com os resultados encontrados, objetiva-se contribuir para a promoção e o aprimoramento de políticas públicas e demais iniciativas brasileiras voltadas para a melhoria da qualidade de vida através da agricultura urbana, e para o desenvolvimento de estratégias que otimizem e ampliem os serviços ecossistêmicos prestados nos espaços verdes urbanos.

Para identificar estudos que já foram desenvolvidos sobre o tema, o capítulo 1 apresenta uma contextualização de como a prática agrícola evoluiu nas cidades ao redor do mundo. A análise bibliográfica foi feita considerando as diferenças socioeconômicas dos países, usando como critério de classificação o IDH. A comparação detalhada de contextos distintos e a prestação de serviços ecossistêmicos em hortas urbanas é tema central do capítulo 2, que adota experiências de agricultura urbana da Inglaterra, França e Brasil.

O capítulo 3 inicia a discussão sobre o papel das hortas urbanas no serviço de regulação hídrica. Seu objetivo é analisar as áreas de agricultura como alternativas para

atenuar os problemas causados pela impermeabilização do solo, matas ciliares sem vegetação e baixa arborização em grandes centros. Esses espaços foram comparados a terrenos ociosos, praças e Áreas de Preservação Permanente-APPs, em Sorocaba-SP. Ainda nesse tema, o capítulo 4 traz uma análise específica de Resistência Mecânica à Penetração-RMPS do solo em áreas permeáveis urbanas. Por fim, o capítulo 5 é um estudo de caso sobre o tema em uma microbacia hidrográfica. A bacia das Corujas, em São Paulo-SP, foi adotada como área de estudo, e o solo de suas áreas verdes também foi avaliado através da RMPS.

## 2. CAPÍTULO 1

### **Análise do histórico, atualidades e principais temas de estudo sobre agricultura urbana**

#### **Resumo**

A agricultura urbana tem sua história atrelada ao desenvolvimento das civilizações. Com o objetivo de identificar os benefícios gerados pela prática e suas motivações, foi realizado um levantamento bibliográfico e posterior análise de artigos que descrevem as experiências atuais, características de manejo e aspectos de gestão. Com o auxílio do software Iramuteq, a análise de co-ocorrência entre as palavras-chave mostra as relações dos alimentos produzidos no meio urbano com a segurança alimentar, com a questão ambiental e econômica, com a sustentabilidade e com o empoderamento feminino. A jardinagem também se relaciona com planejamento, desenvolvimento, governança, gestão, direitos civis, engajamento, conhecimento e bem-estar. Nos países com IDH muito alto, as hortas comunitárias e o bem-estar da população são temas de destaque. Países com IDH alto focam na contaminação do solo e mitigação dos impactos da poluição do ar nos alimentos, já países com IDH médio tem como temática principal a sustentabilidade da prática. Finalmente, países com IDH baixo discutem sua importância para segurança alimentar. Independente dos objetivos que motivam a agricultura urbana e as pesquisas da área, sua contribuição para qualidade ambiental, social e econômica das cidades é evidenciada.

**Palavras-chave:** Agricultura urbana; Hortas comunitárias; Segurança alimentar; Sustentabilidade; Serviços ecossistêmicos.

#### **Analysis of the history, current affairs, and main study themes on urban gardens**

#### **Abstract**

Urban agriculture has its history tied to the development of civilizations. Aiming to identify the benefits generated by the practice and its motivations, a literature review and later analysis of articles describing current experiences, management characteristics and organization aspects was carried out. Through the Iramuteq software, the co-occurrence analysis between the keywords shows the relationship between food produced in the urban environment and food security, environmental and economic issues, sustainability, and female empowerment. Gardening is also related to planning, development, governance, management, civil rights, engagement, knowledge, and well-being. In countries with a very high HDI, community gardens and the well-being of the population are prominent themes. Countries with high HDI focus on soil contamination and mitigation of pollution impacts, as countries with an average HDI has as main theme the sustainability of the practice. Finally, low HDI countries discuss their importance for food security. Regardless of the objectives that motivate urban agriculture and research in the area, is evidenced its contribution to the environmental, social, and economic quality of cities.

**Keywords:** Urban agriculture; Community gardens; Food security; Sustainability; Ecosystem services.

## 2.1 INTRODUÇÃO

O processo de urbanização desencadeia diversas consequências para a sociedade e o meio ambiente. Atualmente, o desenvolvimento acelerado das cidades, comumente atrelado à falta de planejamento e crises econômicas, está presente em países de todo o mundo. Parte da população, especialmente a mais pobre, é afetada pelo desemprego urbano, escassez de água e alimentos e falta de saneamento básico. (ARFANUZZAMAN; RAHMAN, 2017; DAWE et al., 2015; FAO, 2011; FAO, 2017; ZHANG, 2016).

O desenvolvimento e expansão das hortas urbanas surgem nesse contexto como uma alternativa de combate à insegurança alimentar, especialmente em países do Hemisfério Sul (ZAAR, 2015). Com altos preços praticados em produtos agrícolas, agravados pelos custos de transporte e distribuição, a produção de alimentos no meio urbano pode melhorar o acesso da população a frutas, legumes e verduras, além de ser uma atividade econômica viável (FAO, 2010).

Ademais, essa prática também pode ser responsável pela provisão de diversos serviços ecossistêmicos nas cidades além da provisão de alimentos. Armazenamento de carbono no solo, diminuição da temperatura local, aumento da biodiversidade, redução de gases de efeito estufa e mitigação de inundações através da interceptação e infiltração de águas pluviais são exemplos de SE que podem ser gerados (CAMERON et al., 2012; CLEVELAND, 2017; GUNNARSSON et al., 2016; MIDDLE et al., 2014; PULIGHE; FAVA; LUPIA, 2016).

Atualmente, diversos estudos estão sendo realizados sobre hortas urbanas ao redor do mundo, que focam no objetivo de implantação, manejo e gestão das hortas urbanas. Dessa forma, o objetivo dessa revisão foi avaliar os principais subtemas relacionados à agricultura urbana que estão sendo explorados e os benefícios gerados pela prática diante da crescente urbanização. Para a análise dos dados encontrados, os trabalhos foram agrupados de acordo com as condições socioeconômicas dos países onde são desenvolvidos. Além disso, sua importância para prestação de serviços ecossistêmicos nas cidades foi discutida.

## 2.2 MATERIAL E MÉTODOS

Foi realizada uma pesquisa dos termos “urban gardens; urban agriculture; community gardens e allotment gardens” nos indexadores internacionais Science Direct, Scopus e Web of Science, além da plataforma Reserch Gate. Foram utilizados apenas estudos de caso

publicados entre os anos de 2012 a 2017, e suas palavras-chave foram identificadas e agrupadas com o auxílio do software Iramuteq.

Iramuteq é um software que aplica tratamentos estatísticos para conseguir que o grau de co-ocorrência entre as palavras seja representado como distâncias no espaço. Desta forma, as palavras podem ser visualizadas como pontos no espaço, por meio dos mapas tecnológicos e a distância entre elas será representada de sua co-ocorrência ou afinidade.

Posteriormente, os artigos foram agrupados de acordo com o Índice de Desenvolvimento Humano - IDH dos países onde os estudos foram realizados (UN, 2016): Países com IDH muito alto, países com IDH alto, países com IDH médio e países com IDH baixo. Nesse caso, foram utilizados os temas centrais de cada artigo, designado através do título, palavras-chave e conteúdo. A quantidade de ocorrências do tema central de cada artigo foi sintetizada em uma nuvem de palavras, onde o tamanho da palavra é proporcional à quantidade de vezes em que ela foi designada como tema principal.

### 2.3 HISTÓRICO

Indícios e relatos históricos sugerem que o desenvolvimento da agricultura urbana está relacionado às práticas de jardinagem nas cidades, com plantios agroflorestais de espécies arbóreas frutíferas e não frutíferas, flores, hortaliças, legumes e plantas medicinais (NAIR, 1986). Através de vestígios arqueológicos encontrados, o antigo Egito é considerado berço de diversas práticas agrícolas do mundo ocidental, através da criação e incorporação de culturas e tecnologias. Além das práticas de irrigação, reconhecidas como precursoras da engenharia hidráulica, há também relatos de práticas de agricultura urbana na região, onde árvores frutíferas e plantas medicinais eram comuns em jardins residenciais e nos grandes templos (JANICK, 2010).

Os jardins agroflorestais também eram desenvolvidos pelos gregos, romanos, bizantinos e persas (ROSTAMI et al., 2015), muitas vezes para subsistência em mosteiros e conventos. No fim da idade média, diversos países da Europa apresentavam jardins que mesclavam sua estética com características funcionais. Embora mais comum em mosteiros e castelos, alguns jardins comunitários começaram a surgir nos centros e na periferia urbana (ZAAR, 2011).

A América também apresenta exemplos de paisagens agroubanas em sua história. A civilização pré-colombiana Maia se estabeleceu na península de Yucatán a partir de 2500 a.



C., e teve seu declínio no século XVI com a chegada dos Espanhóis. Mesmo em seus diferentes períodos (pré-clássico e clássico), a maioria de suas cidades compartilhavam o modelo de organização das paisagens urbanas, marcadas pela descentralização e baixa densidade populacional (BARTHEL; ISENDAHL, 2013).

A causa primordial desse padrão é atribuída ao agrupamento de jardins domésticos, que coletivamente formavam fazendas para produção de alimento. Essas cidades foram chamadas de cidades-jardim ou cidades-verdes (ISENDAHL; DUNNING; SABLOFF, 2014; ISENDAHL; SMITH, 2013). Na Ásia, a civilização de Khmer (entre os séculos IX e XV) também apresenta indícios de cidades agrourbanas, com plantio de arroz como base da alimentação e cidades com baixa densidade populacional (FLETCHER, 2009).

Na idade contemporânea, o surgimento de hortas aparece frequentemente ligada à segurança alimentar e momentos de crises sociais e econômicas. Em países Europeus, a revolução industrial trouxe também uma modernização agrícola entre os séculos XVII e XIX. A melhoria na qualidade de vida e acesso aos produtos desencadeou mudanças socioeconômicas no fim do século XIX e início do século XX, como um grande aumento populacional e maiores expectativas de vida em algumas regiões mais influenciadas pela industrialização (TEPPER; BOROWIECKI, 2015).

Com isso, países do Reino Unido, França e Alemanha viram suas principais cidades crescerem em altas taxas, fato que desencadeou escassez no abastecimento de alimentos e combustíveis, além de problemas com saneamento básico e saúde pública. A população atraída para as cidades era originalmente rural, auxiliando no desenvolvimento e propagação de jardins urbanos, especialmente para provisão de alimentos (GONÇALVES, 2014; TURNER; HENRYKS; PEARSON, 2011). No entanto, eles também foram desenvolvidos com outros objetivos na Alemanha, como o contato com a natureza e a recreação ao ar livre, e eram chamados de “Jardins de lazer” ou “Jardins de Schreber” (CABRAL et al., 2017)

Nos Estados Unidos, os jardins urbanos tornaram-se atrativos durante a crise da década de 1890, como uma forma de geração de renda e alimentação, e motivaram a criação de grupos denominados “Associações de Cultivo de Lotes Vazios”. O governo passou a incentivar essa prática, cedendo terras ociosas aos cidadãos desempregados para que eles pudessem produzir alimentos. Após a primeira guerra mundial, a grande depressão sofrida pelo país (1929-1935) trouxe de volta essa política, conhecida como “relief gardens” (DRAKE; LAWSON, 2014; ZAAR, 2011)

As guerras mundiais também foram pano de fundo para o desenvolvimento de “Liberty and Victory Gardens”, que consistiu no incentivo para produção de vegetais, frutas e legumes em parques públicos e terrenos privados em diversos países (DRAKE; LAWSON, 2014; GINN, 2012). Nos EUA, a construção de hortas familiares e comunitárias foi responsável por 40% da produção dos alimentos em 1945 (ZAAR, 2011). Já no Reino Unido, a campanha “Dig for victory” foi criada pelo ministério da agricultura britânico e escocês durante a segunda guerra mundial para garantir a alimentação da população (DESILVEY, 2003) (Figura 1).

**Figura 1.** Propagandas de incentivo para agricultura urbana em programas como “Liberty and Victory Gardens” e “Dig for Victory”, durante as guerras mundiais.



**Fonte:** Modificado de Family Food Garden, 2017.

Após a segunda guerra mundial, algumas hortas continuaram com suas atividades, e outras tantas começaram a surgir pela Europa. A necessidade de produzir alimentos para subsistência continuou pelo período de retomada da economia que sucedeu as guerras, e, concomitantemente, sua função de espaços verdes destinados ao lazer começou a crescer (GONÇALVES, 2014; TURNER; HENRYKS; PEARSON, 2011). Algumas regiões, entretanto, passaram pelo processo inverso, com a rápida expansão urbana iniciada a partir da década de 60 que invadiu regiões antes utilizadas para produção de alimentos. Na região central da Ile-de-France, em Paris, as hortas deram espaço às instalações urbanas durante a densificação das cidades (PETIT; AUBRY; RÉMY-HALL, 2011; SERRET et al., 2014).

A guerra fria, embora tenha sido um período de conflito indireto entre os Estados Unidos e a União Soviética, também influenciou no desenvolvimento da agricultura urbana. O principal exemplo dessa influência ocorreu em Cuba, que representa hoje um dos maiores

casos de sucesso no mundo, tanto no que diz respeito à agricultura urbana, quanto a produção baseada na agroecologia, na inovação e no conhecimento compartilhado pelos agricultores (LOPES; LOPES, 2012; PALMA et al., 2015).

A ruptura da mercantilização com seus principais sócios comerciais, bem como o reforço do embargo econômico promovido pelos EUA, promoveu uma escassez de alimentos nas cidades. Os agrotóxicos e adubos químicos utilizados para a produção em larga escala não chegavam ao país, e o alimento produzido no campo não conseguia chegar às cidades pela falta de combustíveis (FEBLES-GONZÁLEZ et al., 2011).

Assim, foi necessária uma revolução na forma de produção de alimentos para abastecer a população, que é majoritariamente urbana (aproximadamente 75%). Não só os alimentos passaram a ser produzidos próximos ao consumidor final, como também práticas agroecológicas foram desenvolvidas e aprimoradas pelo Conselho Nacional de Agricultura Urbana (GNAU). Porém, é importante ressaltar que as primeiras iniciativas vieram da própria população, que frente à crise, iniciou cultivos em terrenos baldios e construções vazias, e foram posteriormente apoiados e incentivados pelo governo (BOILLAT; GERBER; FUNES-MONZOTE, 2012; BOURQUE; CAÑIZARES, 2000; LOPES; LOPES, 2012).

**Figura 4.** Agricultura urbana e agroecológica em Havana e Santa Clara, Cuba.



**Fonte:** Autora, 2017.

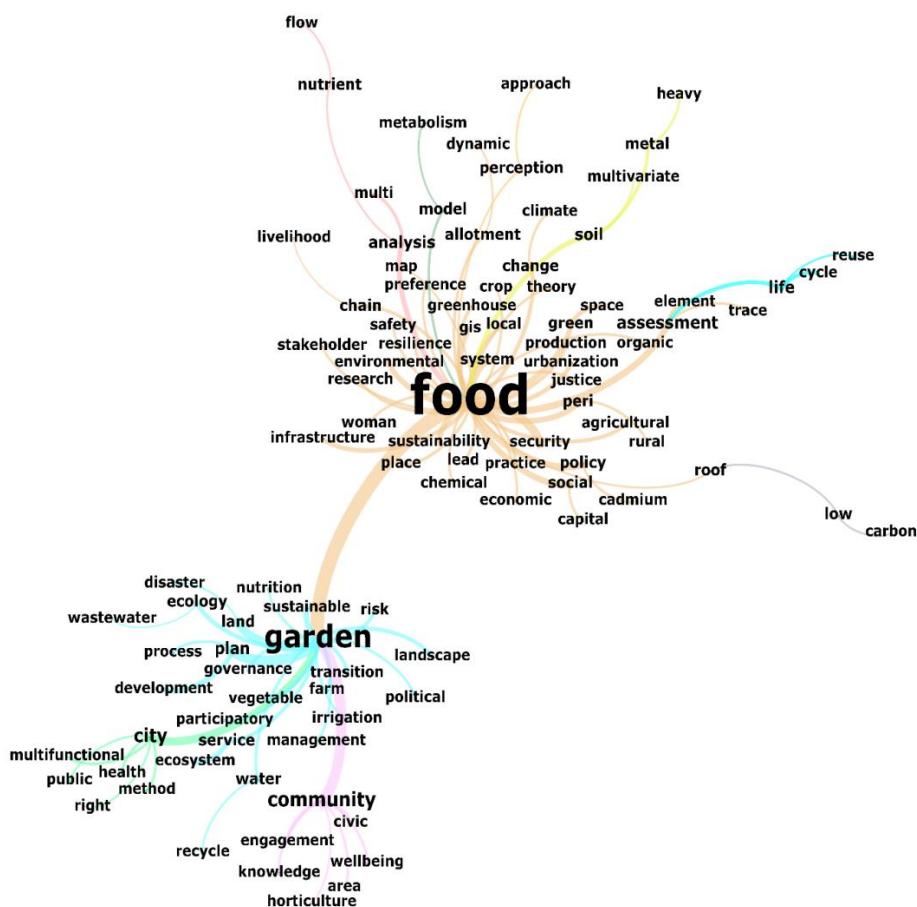
Atualmente, as hortas urbanas foram difundidas e podem ser encontradas em todos os continentes. As especificidades das regiões onde são implantadas fazem com que sua adoção tenha diversos objetivos, todavia, a contribuição econômica, ambiental e social é um fator comum em todos os lugares onde elas são encontradas (MIDDLE et al., 2014; PULIGHE; FAVA; LUPIA, 2016).

## 2.4 CONTEXTO ATUAL DA AGRICULTURA URBANA

### 2.4.1 Análise geral de palavras-chave

Após a pesquisa sobre a temática, 164 artigos foram selecionados. Através das principais palavras-chave desses artigos, a análise de co-ocorrências evidencia a relação entre os termos com maior representatividade (Figura 2).

**Figura 2.** Principais palavras-chave presentes nos artigos selecionados com a temática agricultura urbana, agrupadas através da análise de co-ocorrência.



**Fonte:** Autora (2018).

Destacam-se dois agrupamentos principais, que giram em torno dos termos “alimento” (rosa) e “hortas” (azul). No agrupamento rosa destacam-se as relações dos alimentos produzidos no meio urbano com a segurança alimentar, com a questão ambiental e econômica, com a sustentabilidade e com o empoderamento feminino. Também pode ser observadas a preocupação com contaminação dos alimentos no meio urbano e a relação entre os telhados verdes e o sequestro de carbono. Por fim, a análise da cadeia de produção da agricultura urbana é destacada, com seu potencial de reuso de insumos, redução de perdas e desperdícios e diminuição de custos de transporte.

No agrupamento azul, observa-se uma relação nos estudos entre as hortas urbanas e seu planejamento, desenvolvimento, governança, gestão e participação. Existe também uma relação com o sub-agrupamento da comunidade, que se relaciona fortemente com direitos civis, engajamento, conhecimento e bem-estar.

#### **2.4.2 Análise de temas centrais de acordo com o IDH**

Dos artigos selecionados, 107 foram desenvolvidos em países com IDH muito alto. Os Estados Unidos lideram o ranking de publicações nessa área, sendo Nova York o maior foco de estudos. Esse resultado era esperado, não apenas pelo país ter um histórico em hortas urbanas, mas também por liderar a publicação de trabalhos científicos no mundo (MAY; BRODY, 2015). Seguindo nessa linha, os estudos a respeito de hortas urbanas estão sendo amplamente realizados em países desenvolvidos, e os principais temas centrais abordados foram sintetizados (Figura 3).

**Figura 3.** Temas principais dos estudos de caso sobre agricultura urbana em países 1) com IDH muito alto; 2) com IDH alto; 3) com IDH médio; 4) com IDH baixo. O tamanho das palavras representadas no diagrama é proporcional ao número de vezes em que elas são tema principal dos estudos.



**Fonte:** Autora (2018).

O tema hortas comunitárias é predominante nos países com IDH muito alto. Eles são encontrados em países como Alemanha, Austrália, Canadá, Croácia, Estados Unidos, França, Israel, República Tcheca, Reino Unido e Suíça (BENDT; BARTHEL; COLDING, 2013; CAROLAN; HALE, 2016; ERNWEIN, 2017; FILKOBSKI; ROFÈ; TAL, 2016; GUITART; PICKERING; BYRNE, 2014; MARTIN et al., 2017; SLAVUJ BORČIĆ; CVITANOVIĆ; LUKIĆ, 2016; SPILKOVÁ; VÁGNER, 2016; WANG; QIU; SWALLOW, 2014)

Vale ressaltar que, em alguns países da Europa, o termo *Allotment gardens* é utilizado, onde o manejo do solo urbano se destina à jardinagem, sendo definidos como: "Parcelas de terra designadas pelas autoridades do governo local com o objetivo de cultivar vegetais para consumo interno" (GILBERT, 2013, p.104). Seu manejo está usualmente sujeito a códigos prescritos por associações de jardinagem ou por leis, e é realizado através da subdivisão do lote em pequenas parcelas, distribuídas às famílias ou grupos familiares (CABRAL et al., 2017; PANAGOPOULOS; JANKOVSKA; DAN, 2018). De acordo com Spilková e Vágner (2016), essa categoria não é igual às hortas comunitárias, e sim um subtipo dessa categoria mais geral. Assim, os artigos que tratam os *allotments gardens* como tema principal foram incluídos dentro do termo *community gardens*. A gestão das hortas inseridas nos *allotments* será detalhada no capítulo 2.

As hortas comunitárias são espaços voltados para a produção de frutas, legumes e vegetais pela comunidade no meio urbano. No entanto, os trabalhos atuais focam sua discussão em outros benefícios trazidos por esses locais, como socialização e interação entre os cidadãos, recreação e promoção da saúde, como redução de depressão e obesidade (HARDMAN et al., 2018; MARTIN et al., 2017; SLAVUJ BORČIĆ; CVITANOVIĆ; LUKIĆ, 2016). Além disso, a estrutura de governança desses locais é frequentemente avaliada (FOX-KÄMPER et al., 2018).

Essa prática também é estudada por seus benefícios nutricionais quando implantadas em escolas (GUITART; PICKERING; BYRNE, 2014); pela possibilidade de integração de imigrantes com a comunidade local (AGUSTINA; BEILIN, 2012); pela melhoria no acesso aos alimentos frescos em regiões de desertos alimentares, locais onde há pouca disponibilidade e acessibilidade de alimentos frescos e nutritivos (WANG; QIU; SWALLOW, 2014, 2015); pelo aumento de espaços verdes nas cidades (FILKOBSKI; ROFÈ; TAL, 2016); e pela resiliência de uma comunidade após um desastre (CHAN; DUBOIS; TIDBALL, 2015).

Existe um considerável declínio nos estudos publicados com a temática agricultura urbana em países com IDH alto. Respeitando os parâmetros considerados na metodologia, foram encontrados 22 artigos. Nesse grupo, o tema mais estudado é a contaminação do solo. Esse aspecto é considerado principalmente em locais com altos níveis de poluição, como capitais e grandes centros urbanos (Figura 3). Fatores como proximidade às vias de tráfego,

barreiras verticais e tipo de espécie cultivada influenciam na concentração de contaminantes no produto final (SÄUMEL et al., 2012; VON HOFFEN; SÄUMEL, 2014).

Amato-lourenço et al. (2016), que realizaram um estudo em São Paulo (Brasil), e Li et al. (2014), que utilizaram como estudo de caso Copenhague (Dinamarca), concluíram que a poluição do ar derivada do tráfego influencia diretamente a absorção de elementos químicos em vegetais, e que os níveis desses elementos podem exceder os valores recomendados para o consumo humano. As vias de tráfego são atribuídas como responsáveis pela concentração de metais como cádmio e chumbo nos vegetais, visto que os veículos são as maiores fontes de poluição por metais pesados nas cidades (AMATO-LOURENCO et al., 2017; CLARKE; JENERETTE; BAIN, 2015; MANCARELLA et al., 2016)

Em Madrid, Izquierdo et al. (2015) ponderam que os maiores riscos de contaminação são para as crianças que utilizam as hortas para alimentação e para recreação ou lazer, e a contaminação ainda pode variar muito de acordo com o histórico de uso da terra, que também pode ser um fator de risco. Existem ainda outras fontes que podem influenciar na contaminação: fertilizantes, que podem estar contaminados com mercúrio (HUANG et al., 2015), tintas à base de chumbo (CLARKE; JENERETTE; BAIN, 2015) e águas residuais para irrigação, que podem conter bactérias ou fármacos que induzem a resistência aos antibióticos (BOUGNOM; PIDDOCK, 2017).

Entretanto, também há estudos que apontam que a concentração de contaminantes no solo não é um risco para o consumo dos vegetais e não excede os valores estipulados como seguros (MITCHELL et al., 2014; WARMING et al., 2015), além da bioassecibilidade desses metais serem baixas, especialmente em solos com altos níveis de matéria orgânica (CAI; MCBRIDE; LI, 2016).

Assim, a contaminação na agricultura urbana pode variar muito de acordo com o local e todos os recursos que envolvem a unidade de manejo. Mas algumas medidas podem atenuar esses riscos em qualquer situação, como: I) Optar por sítios mais distantes de grandes vias de tráfego; II) Utilizar árvores ou outras estratégias de barreiras verticais; III) Dar preferência ao plantio de árvores frutíferas, que concentram menos contaminantes nas partes comestíveis (VON HOFFEN; SÄUMEL, 2014); IV) Avaliar a origem do fertilizante utilizado e V) Importar solos não contaminados para área de interesse (MITCHELL et al., 2014).



Já a quantidade de trabalhos encontrados nos países de IDH médio foi semelhante a encontrada em países com IDH alto, totalizando 21 artigos. Como pode ser observado na figura 3, o principal tema abordado nesse grupo é a sustentabilidade. Essa questão é abordada em práticas de agricultura sustentável, como técnicas orgânicas para produção, na discussão dos benefícios sociais, ambientais e econômicos que agricultura urbana pode proporcionar – nesse caso, podendo ser entendido como desenvolvimento sustentável (PATER; CRISTEA, 2016), entre outros. Por ser um termo aplicado em diversos contextos, serão apresentados alguns exemplos de estudos de caso que abordam a sustentabilidade de diferentes formas.

Em um estudo realizado na região de Jakarta (Indonésia), Cahya (2016) avalia as dimensões ecológica, econômica, social, institucional e tecnológica da sustentabilidade da agricultura urbana. Como as três primeiras dimensões foram consideradas abaixo do ideal na área, intervenções do governo são citadas como essenciais para manutenção da prática a longo prazo. Ainda em Jakarta, Rastiyanto Amrullah et al. (2017) avalia o efeito de um programa denominado “Sustainable Home-Yard Food Garden” na renda das famílias e o grau de envolvimento dos participantes.

Já Rana (2015) utiliza o termo sustentabilidade na agricultura aplicado à cadeia de suprimentos. Em outras palavras, a produção próxima aos locais de distribuição e comercialização ocasiona a independência de insumos externos sujeitos a variações de preço e disponibilidade, como combustíveis necessários para o transporte dos produtos.

Em outra abordagem, Cook et al. (2015) desenvolveram um estudo de caso em Delhi (Índia) para compreender a agricultura urbana do ponto de vista dos próprios agricultores, e quais fatores influenciam as decisões sobre o manejo e o plantio. Com a conclusão de que a sustentabilidade da agricultura urbana não deve ser presumida, os autores corroboram os resultados de Cahya (2016).

Por fim, o grupo de países com IDH baixo possui a menor quantidade de artigos publicados sobre o tema, totalizando 14 trabalhos. O tema mais abordado dentro da agricultura urbana é a segurança alimentar (Figura 3). Os estudos relacionados à segurança alimentar refletem a importância da agricultura urbana e peri-urbana em países com menor IDH. Serra Leoa, um dos países mais pobres do mundo, vivencia um período de reconstrução no país pós-guerra civil da década de 90. Diversos campos agrícolas foram abandonados durante a guerra, e a população agrícola foi forçada a migrar para as cidades em nome de sua

sobrevivência. Assim, ainda hoje, a produção de alimentos na cidade vem como uma importante alternativa para alimentação da população (LYNCH et al., 2013).

Em Zimbabwe, a agricultura urbana também desempenha um importante papel na segurança alimentar, em um contexto de êxodo rural e pobreza nos grandes centros. No entanto, ela enfrenta os mesmos problemas encontrados em diversos outros países do mundo: a falta de legislação específica, programas de assistência técnica e financiamento por parte do governo (CHAMINUKA; DUBE, 2017; GONDO et al., 2017).

### **2.4.3. Hortas urbanas e os serviços ecossistêmicos**

A análise dos serviços ecossistêmicos das hortas está muitas vezes inserida em pesquisas sobre infraestruturas verdes urbanas, um termo mais amplo que abrange praças, parques, jardins e fragmentos florestais (ANGULURI; NARAYANAN, 2017; KABISCH et al., 2016). Há também infraestruturas específicas para a infiltração de água no solo, a fim de reduzir o escoamento superficial e os demais impactos da impermeabilização do solo (KHANKHAJE et al., 2018).

*Rain gardens* ou jardins de chuva são sistemas de bioretenção que recebem o escoamento superficial de águas pluviais e retém seu excesso, acumulando a água em poças que são gradativamente infiltradas no solo (BASDEKI; KATSIFARAKIS; KATSIFARAKIS, 2016; CHAFFIN et al., 2016). *Bioswale* são estruturas semelhantes aos jardins de chuva, e consistem em elementos da paisagem projetados para concentrar ou remover o limo e a poluição da água de escoamento superficial (LI et al., 2016).

Vale destacar que esses espaços verdes desenvolvidos para retenção e infiltração de água da chuva também possuem potencial para a produção de alimentos, unindo os dois serviços ecossistêmicos na mesma unidade, a produção de alimentos e a regulação hídrica. De acordo com Richards et al. (2017), *Rain gardens* podem ser utilizados como hortas, adequando os substratos e as espécies ao interesse e características locais.

Entretanto, os benefícios ecológicos da agricultura urbana podem ir além de um solo permeável. A produção orgânica ou agroecológica é encontrada em diversas hortas urbanas ao redor do mundo, característica que favorece a produção e conservação de inúmeros serviços ambientais nas cidades. A agroecologia é um conjunto de conceitos ecológicos no manejo de agroecossistemas sustentáveis, que agrega à agricultura dimensões ecológicas, sociais e culturais (ALTIERI, 2004; FRANCIS; WEZEL, 2015; GLIESMAN, 2000).

Um de seus principais focos é a mínima dependência de insumos químicos externos e combustíveis fósseis, que pode ser alcançada através do aumento da complexidade do sistema, para que “as interações ecológicas e sinergismos entre os componentes biológicos criem, eles próprios, a fertilidade do solo, a produtividade e a proteção das culturas” (ALTIERI, 2004, p. 23). A independência de insumos químicos, além de trazer benefícios para a saúde da população, também desencadeia práticas que direta e indiretamente contribuem para a proteção do meio ambiente, em especial dos recursos hídricos (PORTER; FRANCIS, 2017).

Em Cuba, a restrição do acesso a agroquímicos motivou o desenvolvimento de diversas práticas agroecológicas. Um benefício direto da não utilização de produtos químicos na agricultura é a ausência de contaminação no lençol freático. Entretanto, a criação de Unidades Básicas de Produção Cooperativas, que atuam no recolhimento de resíduos sólidos urbanos para produção de adubos orgânicos no país, contribuiu para a redução na contaminação dos recursos hídricos também por resíduos sólidos urbanos. (BOURQUE; CAÑIZARES, 2000; FUNES, 2001; LOPES; LOPES, 2012; MACHIN et al.; 2012).

Ademais, são características da agroecologia a diversificação das culturas, a distribuição justa de terras, o fortalecimento da agricultura familiar e urbana e proteção ao patrimônio genético das espécies (ALTIERI, 2004). A partir desses conceitos, é possível separar a produção agroecológica da produção orgânica. Uma unidade de produção que não utiliza agroquímicos e não contamina o meio ambiente pode ser chamada de orgânica, mesmo se estiver focada no lucro e na exploração do trabalhador rural. Todavia, para ser considerada agroecológica, deve cumprir também suas funções de justiça e igualdade social (BOILLAT; GERBER; FUNES-MONZOTE, 2012).

Abreu et al. (2012) sintetiza que produtos orgânicos vem de um sistema geral de gestão agrícola que engloba boas práticas ambientais e produção de biodiversidade. Já a agroecologia é um estudo interdisciplinar e redesenho de sistemas agrícolas e agro alimentares, com princípios que envolvem a baixa dependência de insumos externos, o uso de uso de recursos naturais renováveis, conhecimento da população local e soberania alimentar (GLIESMAN, 2000).

De acordo com Weis (2020), soberania representa uma visão mais abrangente dos direitos à alimentação, e lutas por mudanças radicais na organização dos sistemas agroalimentares. O manejo de hortas pode contribuir para o avanço dessa soberania no meio

urbano e pode ser usada para implementar novas estratégias de educação, participação e cidadania (FERREIRA et al., 2018; LANGEMEYER et al., 2017). Como visto em muitos grupos de hortelões estudados, o engajamento social e a filosofia por trás da produção agroecológica é tão importante quanto a geração de alimentos.

## 2.5. CONCLUSÃO

O surgimento da agricultura urbana caminha junto ao aparecimento das civilizações, sendo extremamente importante para segurança alimentar ao longo dos séculos. No entanto, essa atividade é reconhecida atualmente por trazer diversos outros benefícios para as cidades, como lazer e bem-estar, alimentação orgânica e melhoria ambiental. A discussão sobre hortas urbanas é crescente na literatura, e foram encontrados diversos trabalhos que focam nesse tema como base para estudos. Jardins comunitários, sustentabilidade, contaminação do solo e segurança alimentar são os subtemas mais adotados para o debate, mas ainda há uma gama de perspectivas e visões que podem nortear pesquisas dentro dessa área.

A contribuição das hortas para produção de serviços ecossistêmicos é um desses subtemas. Avaliando outros espaços verdes urbanos, como por exemplo infraestruturas verdes, pode-se afirmar que as hortas possuem um grande potencial para produzir múltiplos benefícios. Assim, a agricultura urbana permanece mundialmente disseminada, e resiste aos avanços e às pressões do meio urbano.

## REFERÊNCIAS

- ABREU, L. S. et al. Relações entre agricultura orgânica e agroecologia: desafios atuais em torno dos princípios da agroecologia. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 26, p. 143-160, 2012.
- ALLAIN, S.; PLUMECOCQ, G.; LEENHARDT, D. How Do Multi-criteria Assessments Address Landscape-level Problems? A Review of Studies and Practices. **Ecological Economics**, v. 136, p. 282–295, 2017.
- ALTIERI, M. **Agroecologia**: a dinâmica produtiva da agricultura sustentável. 4º ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2004.
- AGUSTINA, I.; BEILIN, R. Community Gardens: Space for Interactions and Adaptations. **Procedia - Social and Behavioral Sciences**, v. 36, p. 439–448, 2012.
- AMATO-LOURENCO, L. F. et al. The influence of atmospheric particles on the elemental

content of vegetables in urban gardens of Sao Paulo, Brazil. **Environmental Pollution**, v. 216, p. 125–134, 2016.

AMATO-LOURENCO, L. F. et al. Biomonitoring of genotoxic effects and elemental accumulation derived from air pollution in community urban gardens. **Science of the Total Environment**, v. 575, p. 1438–1444, 2017.

AMOS, C. C. et al. A Scoping Review of Roof Harvested Rainwater Usage in Urban Agriculture : Australia and Kenya in Focus. **Journal of Cleaner Production**, v.202, p. 174-190, 2018.

ANGULURI, R.; NARAYANAN, P. Role of green space in urban planning: Outlook towards smart cities. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 25, p. 58–65, 2017.

ARFANUZZAMAN, M.; RAHMAN, A. A. Sustainable water demand management in the face of rapid urbanization and ground water depletion for social–ecological resilience building. **Global Ecology and Conservation**, v.10, p.9–22, 2017.

BASDEKI, A.; KATSIFARAKIS, L.; KATSIFARAKIS, K. L. Rain Gardens as Integral Parts of Urban Sewage Systems-a Case Study in Thessaloniki, Greece. **Procedia Engineering**, v. 162, p. 426–432, 2016.

BARTHEL, S.; ISENDAHL, C. Urban gardens, agriculture, and water management: Sources of resilience for long-term food security in cities. **Ecological Economics**, v.86, p.224–234, 2013.

BENDT, P.; BARTHEL, S.; COLDING, J. Civic greening and environmental learning in public-access community gardens in Berlin. **Landscape and Urban Planning**, v. 109, n. 1, p. 18–30, 2013.

BENITES-LAZARO, L. L.; MELLO-THÉRY, N. A. Empowering communities? Local stakeholders ' participation in the Clean Development Mechanism in Latin America. **World Development**, v. 114, p. 254–266, 2019.

BENITES-LAZARO, L. L.; MELLO-THÉRY, N. A.; LAHSEN, M. Energy Research & Social Science Business storytelling about energy and climate change : The case of Brazil ' s ethanol industry. **Energy Research & Social Science**, v. 31, p. 77–85, 2017.

BOILLAT, S.; GERBER, J. F.; FUNES-MONZOTE, F. R. What economic democracy for degrowth? Some comments on the contribution of socialist models and Cuban agroecology.

**Futures**, v. 44, n. 6, p. 600–607, 2012.

BOUGNOM, B. P.; PIDDOCK, L. J. V. Wastewater for Urban Agriculture: A Significant Factor in Dissemination of Antibiotic Resistance. **Environmental Science & Technology** v.51, n. 11, p. 5863-5864, 2017.

BOURQUE, M; CAÑIZARES, K. Agricultura urbana en producción de alimentos en la comunidad, por la comunidad y para la comunidad. **Revista de Agricultura Urbana**, 2000.

BROWN, G. The relationship between social values for ecosystem services and global land cover: An empirical analysis. **Ecosystem Services**, v.5, p. 58–68, 2013.

CABRAL, I. et al. Ecosystem services of allotment and community gardens: A Leipzig, Germany case study. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 23, p. 44–53, 2017.

CAHYA, D. L. Analysis of Urban Agriculture Sustainability in Metropolitan Jakarta (Case Study: Urban Agriculture in Duri Kosambi). **Procedia - Social and Behavioral Sciences**, v. 227, p. 95–100, 2016.

CAI, M.; MCBRIDE, M. B.; LI, K. Bioaccessibility of Ba, Cu, Pb, and Zn in urban garden and orchard soils. **Environmental Pollution**, v. 208, p. 145–152, 2016.

CAMERON, R. W. F. et al. The domestic garden – Its contribution to urban green infrastructure. **Urban Forestry & Urban Greening**, v.12, n.2, p.129– 137, 2012.

CAROLAN, M.; HALE, J. “Growing” communities with urban agriculture: Generating value above and below ground. **Community Development**, v. 47, n. 4, p. 530–545, 2016.

CHAFFIN, B. C. et al. A tale of two rain gardens: Barriers and bridges to adaptive management of urban stormwater in Cleveland, Ohio. **Journal of Environmental Management**, v. 183, n.2, p. 431–441, 2016.

CHAMINUKA, N.; DUBE, E. Urban Agriculture As a Food Security Strategy for Urban Dwellers: a Case Study of Mkoba Residents in the City of Gweru, Zimbabwe. **PEOPLE: International Journal of Social Sciences**, v. 3, n. 2, p. 26–45, 2017.

CHAN, J.; DUBOIS, B.; TIDBALL, K. G. Refuges of local resilience: Community gardens in post-Sandy New York City. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 14, n. 3, p. 625–635, 2015.

CHENG, X. et al. Evaluation of cultural ecosystem services: A review of methods.

**Ecosystem Services**, v. 37, p. 100925, 2019.

CLARKE, L. W.; JENERETTE, G. D.; BAIN, D. J. Urban legacies and soil management affect the concentration and speciation of trace metals in Los Angeles community garden soils. **Environmental Pollution**, v. 197, p. 1–12, 2015.

CLEVELAND, D. A. et al. The potential for urban household vegetable gardens to reduce greenhouse gas emissions. **Landscape and Urban Planning**, v.157, p.365–374, 2017.

COOK, J. et al. Re-conceptualizing urban agriculture: an exploration of farming along the banks of the Yamuna River in Delhi, India. **Agriculture and Human Values**, v. 32, n. 2, p. 265–279, 2015.

DAWE, D.; MORALES-OPAZO, C.; BALIE, J.; PIERRE, G. How much have domestic food prices increased in the new era of higher food prices? **Global Food Security**, v.5, p.1–10, 2015.

DEL CORSO, J.; KEPHALIACOS, C.; PLUMECOCQ, G. Legitimizing farmers ' new knowledge , learning and practices through communicative action : Application of an agro-environmental policy. **Ecological Economics**, v. 117, p. 86–96, 2015.

DENNIS, M.; JAMES, P. Ecosystem services of collectively managed urban gardens: Exploring factors affecting synergies and trade-offs at the site level. **Ecosystem Services**, v.26, p.17–26, 2017.

DI GIULIO, G. M. et al. Mainstreaming climate adaptation in the megacity of São Paulo, Brazil. **Cities**, v. 72, p. 237–244, 2018.

DRAKE, L.; LAWSON, L. J. Validating verdancy or vacancy? The relationship of community gardens and vacant lands in the U.S. **Cities**, v.40, p.133-142, 2014.

DESILVEY, C. Cultivated histories in a Scottish allotment garden. **Cultural Geographies**, v. 10, p. 442–468, 2003.

DUFOUR, S.; RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ, P. M.; LASLIER, M. Science of the Total Environment Tracing the scientific trajectory of riparian vegetation studies : Main topics , approaches and needs in a globally changing world. **Science of the Total Environment**, v. 653, p. 1168–1185, 2019.

EAKIN, H. et al. Adapting to risk and perpetuating poverty: Household's strategies for

managing flood risk and water scarcity in Mexico City. **Environmental Science and Policy**, v. 66, p. 324–333, 2016.

ERNWEIN, M. Urban Agriculture and the Neoliberalisation of What? **ACME**, v.16, n.2, p. 49-275, 2017.

FAMILY FOOD GARDEN. **Victory garden plans & design**. 2017. Disponível em: <https://www.familyfoodgarden.com/gardening-for-troubled-times-modern-victory-gardens/>. Acesso em: 20 out. 2017.

FOOD AND AGRICULTURAL ORGANIZATION - FAO. Comité de Agricultura. **Agricultura urbana**. 2017. Disponível em: <http://www.fao.org/urban-agriculture/es/>. Acesso em: 03 fev. 2018.

FOOD AND AGRICULTURAL ORGANIZATION - FAO. Comité de Agricultura. Cuestiones de la agricultura urbana. **Revista enfoques**, 2011. Disponível em: <http://www.agriculturaurbana.org.br/sitio/textos/FAOAG21RevistaEnfoquesAgricultura%20urbana.htm>. Acesso em: 08 mar. 2018.

FOOD AND AGRICULTURAL ORGANIZATION - FAO. La lucha contra el hambre y la pobreza: Perspectivas económicas y sociales. **Informes de Política**, v.10, p.1-2, 2010. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/012/al377s/al377s00.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2018.

FEBLES-GONZÁLEZA, J.M.; TOLÓN-BECERRAB, A.; LASTRA-BRAVOC, X.; ACOSTA-VALDÉSD, X. Cuban agricultural policy in the last 25 years. From conventional to organic agriculture. **Land Use Policy**, v.28, p.723–735, 2011.

FERREIRA, A. J. D. et al. Urban agriculture, a tool towards more resilient urban communities? **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v.5, p.93-97, 2018.

FLETCHER, R. Low-Density, Agrarian-Based Urbanism: A Comparative. **Insights**, v.2, n.4, 2009.

FILKOBSKI, I.; ROFÈ, Y.; TAL, A. Community gardens in Israel: Characteristics and perceived functions. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 17, p. 148–157, 2016.

FOX-KÄMPER, R. et al. Urban community gardens: An evaluation of governance approaches and related enablers and barriers at different development stages. **Landscape and Urban Planning**, v. 170, p.59-68, 2018.



FRANCIS, C. A.; WEZEL, A. Agroecology and Agricultural Change. **International Encyclopedia of the Social & Behavioral Sciences**, v.1, n.2, p. 484-487, 2015.

FUNES, F. El movimiento cubano de agricultura orgánica. In: FUNES, F.; GARCÍA, L.; BOURQUE, M; PÉREZ, N; ROSSET, P. **Transformando el campo cubano**. Habana: ACTAF, 2001, p. 15-38.

GILBERT, P. Deskilling, agrodiversity, and the seed trade: a view from contemporary British allotments. **Agric. Human Values**, v.30, p.101–114, 2013.

GINN, F. Dig for Victory! New histories of wartime gardening in Britain. **Journal of Historical Geography**, v.38, p.294-305, 2012.

GAGLIARDI, C.; PICCININI, F. The use of nature based activities for the well-being of older people: An integrative literature review. **Archives of Gerontology and Geriatrics**, v.83, p. 315-327, 2019.

GLIESSMAN, S. R. **Agroecologia: processos ecológicos em agricultura sustentável**. Porto Alegre: Editora da Universidade – UFRGS, 2000.

GONÇALVES, R. G. G. **Hortas urbanas: Estudo do caso de Lisboa**. 2014. 130f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agronómica) – Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, 2014.

GONDO, R. Sustainability of Urban Agriculture under economic and political instability in Karoi. **Global Journal of advanced research**, v.4, n.2, p.52-62, 2017.

GUITART, D. A.; PICKERING, C. M.; BYRNE, J. A. Color me healthy: Food diversity in school community gardens in two rapidly urbanising Australian cities. **Health and Place**, v. 26, p. 110–117, 2014.

GUNNARSSON, B.; KNEZ, I.; HEDBLÖM, M.; ODE SANG, A. Effects of biodiversity and environment-related attitude on perception of urban green space. **Urban Ecosystems**, v. 20, n.1, p. 37–49, 2016.

HARDMAN, M. et al. Guerrilla gardening and green activism: Rethinking the informal urban growing movement. **Landscape and Urban Planning**, v. 170, p. 6–14, 2018.

HUANG, Y. et al. An integrated approach to assess heavy metal source apportionment in peri-urban agricultural soils. **Journal of Hazardous Materials**, v. 299, p. 540–549, 2015.

IRAMUTEQ. **Tutorial para uso do software de análise textual IRAMUTEQ**. Disponível em: <http://www.iramuteq.org/documentation/fichiers/tutoriel-en-portugais>. Acesso em: 8 jul. 2019.

ISENDAHL, C.; SMITH, M. E. Sustainable agrarian urbanism: The low-density cities of the Mayas and Aztecs. **Cities**, v.31, p.132–143, 2013.

ISENDAHL, C.; DUNNING, N. P.; SABLOFF, J. A. Growth and Decline in Classic Maya Puuc Political Economies. **Archeological papers of the american anthropological association**, v. 24, p. 43–55, 2014.

IZQUIERDO, M. et al. Bioaccessibility of metals and human health risk assessment in community urban gardens. **Chemosphere**, v. 135, p. 312–318, 2015.

JANICK, J. Ancient egyptian agriculture and the origins of horticulture. **Acta Hort**, v.582, p. 23-39, 2010.

JUNTTI, M.; COSTA, H.; NASCIMENTO, N. Urban environmental quality and wellbeing in the context of incomplete urbanisation in Brazil: Integrating directly experienced ecosystem services into planning. **Progress in Planning**, in press, 2019.

KABISCH, N. et al. Urban green space availability in European cities. **Ecological Indicators**, v. 70, p. 586–596, 2016.

KHANKHAJE, E. et al. Sustainable clean pervious concrete pavement production incorporating palm oil fuel ash as cement replacement. **Journal of Cleaner Production**, v. 172, p. 1476–1485, 2018.

LANGEMEYER, J. et al. Stewardship of urban ecosystem services: understanding the value(s) of urban gardens in Barcelona. **Landscape and Urban Planning**, v.170, p.79-89, 2018.

LEFEBVRE, H. **O direito à cidade**. São Paulo: Ed. Documentos, 1969.

LI, J. et al. Experimental study and simulation of water quality purification of urban surface runoff using non-vegetated bioswales. **Ecological Engineering**, v. 95, p. 706–713, 2016.

LI, L. et al. Release of cadmium, copper and lead from urban soils of Copenhagen. **Environmental Pollution**, v. 187, p. 90–97, 2014.

LIMA, G. N. DE; ORLANDO, V.; RUEDA, M. The urban growth of the metropolitan area of

- Sao Paulo and its impact on the climate. *Weather and Climate Extremes*, v.21, p.17-26, 2018.
- LOPES, C. L.; LOPES, K. C. S. A. Agricultura urbana ecológica: A experiência de Cuba. *Agriculturas*, v. 9, n. 2, p. 39-41, 2012.
- LYNCH, K. et al. Meeting the urban challenge? Urban agriculture and food security in post-conflict Freetown, Sierra Leone. *Applied Geography*, v. 36, p. 31–39, 2013.
- MACHIN, S. B.; JAIME, A. M. R.; LOZANO, D. R. A.; ROSSET, P. M. **Revolução Agroecológica**: o movimento camponês na ANAP em Cuba. São Paulo: Expressão popular, 2012.
- MANCARELLA, S. et al. Antimony Accumulation Risk in Lettuce Grown in Brazilian Urban Gardens. *Eqa-International Journal of Environmental Quality*, v. 20, p. 35–47, 2016.
- MARTIN, P. et al. Community gardening in poor neighborhoods in France: A way to re-think food practices? *Appetite*, v. 116, p. 589–598, 2017.
- MAY, M.; BRODY, H. Nature Index 2015 Global. *Nature*, v.522, n.1, 2015.
- MIDDLE, I.; DZIDIC, P.; BUCKLEY, A.; BENNETT, D.; TYE, M.; JONES, R. Integrating community gardens into public parks: An innovative approach for providing ecosystem services in urban areas. *Urban Forestry & Urban Greening*, v.13, p.638–645, 2014.
- MITCHELL, R. G. et al. Lead (Pb) and other metals in New York City community garden soils: Factors influencing contaminant distributions. *Environmental Pollution*, v. 187, p. 162–169, 2014.
- MOTIEJŪNAITĖ, J. et al. Cultural ecosystem services provided by the biodiversity of forest soils : A European review. *Geoderma*, v. 343, p. 19–30, 2019.
- NAIR, P. K. R. An Evaluation of the Structure and Function of Tropical Homegardens. *Agricultural Systems*. v.21, n.4, p. 279-310, 1986.
- PALMA, I. P.; TORAL, J. N.; VÁZQUEZ, M. R. P.; FUENTES, N. P.; HERNÁNDEZ, F. G. Historical changes in the process of agricultural development in Cuba. *Journal of Cleaner Production*, v.96, p.77-84, 2015.
- PANAGOPOULOS, T.; JANKOVSKA, I.; DAN, M. B. Urban Green Infrastructure: the Role of Urban Agriculture in City Resilience. *Urbanism. Arhitectură. Construcții*, v. 9, n. 1, p.55-70, 2018.

PATER, L. R.; CRISTEA, S. L. Systemic Definitions of Sustainability, Durability and Longevity. **Procedia - Social and Behavioral Sciences**, v. 221, p. 362–371, 2016.

PETIT, C.; AUBRY, C.; RÉMY-HALL; E. Agriculture and proximity to roads: How should farmers and retailers adapt? Examples from the Ile-de-France region. **Land Use Policy**, v.28, p.867–876, 2011.

PLUMECOCQ, G. The second generation of ecological economics : How far has the apple fallen from the tree ? **Ecological Economics**, v. 107, p. 457–468, 2014.

PORTER, P.; FRANCIS, C. A. Agroecology: Farming Systems with Nature as Guide. **Encyclopedia of Applied Plant Sciences**, v. 3, n.2, p.9-12, 2017.

PULIGHE, G.; FAVA, F.; LUPIA, F. Insights and opportunities from mapping ecosystem services of urban green spaces and potentials in planning. **Ecosystem Services**, v.22, p. 1–10, 2016.

RANA, S. Multifunctional Peri-Urban Agriculture and Local Food Access in the Kathmandu Valley, Nepal: A Review. **Journal of Natural Resources and Development**, v. 5, p. 88–96, 2015.

RASTIYANTO AMRULLAH, E. et al. Effects of Sustainable Home-Yard Food Garden (KRPL) Program: A Case of Banten in Indonesia. **Asian Social Science**, v. 13, n. 7, p. 1, 2017.

RICHARDS, P. J. et al. Can raingardens produce food and retain stormwater? Effects of substrates and stormwater application method on plant water use, stormwater retention and yield. **Ecological Engineering**, v. 100, p. 165–174, 2017.

ROSTAMI, R. et al. Successful public places: A case study of historical Persian Gardens. **Urban Forestry and Urban Greening**, v.15, p. 211-224, 2015.

SÄUMEL, I. et al. How healthy is urban horticulture in high traffic areas? Trace metal concentrations in vegetable crops from plantings within inner city neighbourhoods in Berlin, Germany. **Environmental Pollution**, v. 165, p. 124–132, 2012.

SERRET, H.; RAYMOND, R.; FOLTÊTEC, J.; CLERGEAU, P.; SIMON, L.; MACHON, N. Potential contributions of green spaces at business sites to the ecological network in an urban agglomeration: The case of the Ile-de-France region, France. **Landscape and Urban Planning**, v.131, p.27–35, 2014.

SLAVUJ BORČIĆ, L.; CVITANOVIĆ, M.; LUKIĆ, A. Cultivating alternative spaces – Zagreb’s community gardens in transition: From socialist to post-socialist perspective. **Geoforum**, v. 77, p. 51–60, 2016.

SOGA, M.; GASTON, K. J.; YAMAURA, Y. Gardening is beneficial for health : A meta-analysis. **Preventive Medicine Reports**, v. 5, p. 92–99, 2017.

SPIJKOVÁ, J.; VÁGNER, J. The loss of land devoted to allotment gardening: The context of the contrasting pressures of urban planning, public and private interests in Prague, Czechia. **Land Use Policy**, v. 52, p. 232–239, 2016.

TEPPER, A.; BOROWIECKI, K. J. Accounting for breakout in Britain: The industrial Revolution through a Malthusian lens. **Journal of Macroeconomics**, n.44, p.219–233, 2015.

TORRES, A. C.; PRÉVOT, A.; NADOT, S. Landscape and Urban Planning Small but powerful: The importance of French community gardens for residents. **Landscape and Urban Planning**, v. 180, p. 5–14, 2018.

TURNER, B.; HENRYKS, J.; PEARSON, D. Community gardens: sustainability, health and inclusion in the city. **Local Environment**, v.16, n.6, p.489-492, 2011.

UNITED NATIONS- UN. **Human Development Indices and Indicators**. 2018. Disponível em: <http://hdr.undp.org/en/2018-update>. Acesso em: 11 jul. 2019.

UNITED NATIONS- UN. **Human Development Report 2016**. Disponível em: <http://hdr.undp.org/>. Acesso em: 05 nov. 2017.

VON HOFFEN, L. P.; SÄUMEL, I. Orchards for edible cities: Cadmium and lead content in nuts, berries, pome and stone fruits harvested within the inner city neighbourhoods in Berlin, Germany. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 101, n. 1, p. 233–239, 2014.

WANG, H.; QIU, F.; SWALLOW, B. Can community gardens and farmers’ markets relieve food desert problems? A study of Edmonton, Canada. **Applied Geography**, v. 55, p. 127–137, 2014.

WANG, J. et al. The exposure of slums to high temperature: Morphology-based local scale thermal patterns. **Science of the Total Environment**, v. 650, p. 1805–1817, 2019.

WARMING, M. et al. Does intake of trace elements through urban gardening in Copenhagen pose a risk to human health? **Environmental Pollution**, v. 202, p. 17–23, 2015.

WEIS, T. Food Security and Food Sovereignty. **International Encyclopedia of Human Geography**, v.2, p.191-196, 2020.

ZAAR, M. H. A Agricultura Urbana e Periurbana no marco da soberania alimentar. **Sociedade e Território**, v. 27, p. 26-44, 2015.

ZAAR, M. H. Agricultura urbana: algunas reflexiones sobre su origen e importancia actual. **Biblio 3w**, v. 16, p. 944, 2011.

ZHANG, X. Q. The trends, promises and challenges of urbanisation in the world. **Habitat International**, v.54, n.3, p.241–252, 2016.

### 3. CAPÍTULO 2

#### **Características socioambientais e provisão de serviços ecossistêmicos em hortas urbanas: Um estudo no Brasil, França e Inglaterra.**

##### **Resumo**

Diante da insuficiência de áreas naturais nas cidades, é crescente o interesse em avaliar hortas urbanas a partir de sua contribuição socioambiental. Esse capítulo buscou comparar experiências em hortas independentes (São Paulo-Brasil), lotes inseridos nos *Allotment Gardens* (Inglaterra), e hortas comunitárias do programa *Main Verte* (Paris-França). Os objetivos incluíram analisar os aspectos das hortas e a contribuição para geração de Serviços Ecossistêmicos-SE nesses contextos. Para tanto, um estudo descritivo foi realizado nos três países, através de um diagnóstico com indicadores ambientais, sociais e políticos. Os resultados indicam que o manejo das hortas é semelhante nos três países, com os agricultores utilizando práticas agroecológicas e desenvolvendo ações conservacionistas. As diferenças estão nos aspectos políticos, visto que nas hortas do projeto *Main Verte* e nos *Allotments* existe incentivo público para instituição e perpetuação das iniciativas. Em São Paulo, embora existam algumas leis relacionada à agricultura urbana, não foi identificado nenhum projeto de apoio governamental às hortas comunitárias. Mas a dedicação dos hortelões permite a produção de serviços ecossistêmicos de todas as categorias nos três países: Um feedback entre as ações de manejo dos jardineiros que promovem serviços de suporte e de regulação, e os benefícios desfrutados em forma de serviços de provisão e culturais nas hortas foi observado. Esses benefícios são importantes argumentos para que hortas conquistem cada vez mais seu espaço nas políticas públicas.

**Palavras-chave:** Hortas urbanas; Agroecologia; Políticas públicas; Espaços verdes urbanos; Desenvolvimento urbano.

#### **Socio-environmental characteristics and ecosystem services provision in urban gardens: A study in Brazil, France, and England.**

##### **Abstract**

Given the insufficiency of natural areas in cities, there is a growing interest in evaluating urban gardens from their socio-environmental contribution. This chapter sought to compare experiences in independent gardens (São Paulo-Brazil), in Allotment Gardens (England), and in community gardens of the *Main Verte* program (Paris-France). The objectives included analyzing the aspects of the gardens and the contribution to the generation of ecosystem services in these contexts. For that, a descriptive study was carried out in the three countries, through a diagnosis with environmental, social, and political indicators. The results indicate that garden management is similar in the three countries, with farmers using agro-ecological practices and developing conservation actions. The differences are in the political aspects since in the gardens of the *Main Verte* project and in the Allotments, there is a public incentive for institutions and perpetuation of the initiatives. In São Paulo, although there are some laws related to urban agriculture, no government support project for community gardens has been identified. But the dedication of gardeners allows the production of ecosystem services of all categories in the three countries: Feedback between the management actions of gardeners who promote support and regulatory services, and the benefits enjoyed in the form

of provision and cultural services in vegetable gardens was observed. These benefits are important arguments for gardens to gain more and more space in public policies.

**Keywords:** Urban gardens; Agroecology; Public policy; Urban green spaces; Urban Development.

### 3.1. INTRODUÇÃO

A qualidade ambiental de uma cidade e o bem-estar de sua população são gerados de forma recíproca (JUNTTI; COSTA; NASCIMENTO, 2019; KYTTÄ et al., 2016; YANG et al., 2019). Assim, uma urbanização sustentável deve conservar e promover espaços onde a qualidade de vida da população e a produção de Serviços Ecossistêmicos-SE estejam associadas (BIAN; REN; LIU, 2020; CLOUTIER; PFEIFFER, 2015).

Entretanto, na prática, a expansão e densificação de áreas urbanas resulta na diminuição significativa dos Serviços Ecossistêmicos-SE (DAS; DAS, 2019; WANG et al., 2019a). A falta de planejamento urbano afeta a capacidade, a demanda, o fluxo e os benefícios de serviços urbanos, especialmente os de regulação (CORTINOVIS; GENELETTI, 2019). Nesse sentido, diversos estudos estão sendo desenvolvidos para mapear, estimar, descrever, embasar e propor soluções para que as cidades sejam capazes de prover e gerar os SE (BURKHARD et al., 2012; CHAIKAEW; HODGES; GRUNWALD, 2017; RAMYAR, 2019; ROUSSEL et al., 2017; SIEBER; PONS, 2015; ZAMBRANO; PACHECO-MUÑOZ; FERNÁNDEZ, 2017).

A abordagem de SE facilita e fornece uma maneira eficiente de preservar áreas verdes e apoiar o planejamento de demais infraestruturas verdes urbanas, como por exemplo, jardins de chuva, biovaletas, telhados verdes e hortas urbanas (AERTS; DEWAELEHEYN; ACHTEN, 2016; DAVIS et al., 2017; CALDERÓN-CONTRERAS; QUIROZ-ROSAS, 2017; DE VALCK et al., 2019; DI MARINO et al., 2019; ROGERS; HINER, 2016; ZHANG; MUÑOZ RAMÍREZ, 2019).

Todavia, existem desafios para a implantação e manutenção de hortas urbanas passíveis de ameaçar a sua sustentabilidade à longo prazo. A falta de legislação específica para o tema (GONDO, 2017), dificuldades técnicas e econômicas (AUBRY et al., 2012) e pressões sobre o uso da terra (LYNCH et al., 2013) são exemplos de obstáculos que podem surgir, especialmente em países periféricos. Portanto, a coleta e interpretação de dados relacionados ao histórico e manejo das hortas pode auxiliar na perpetuação desses espaços e, consequentemente, na provisão de SE nas cidades.



O presente capítulo objetivou avaliar as características e a contribuição para geração de SE de hortas urbanas em três diferentes contextos: hortas que não pertencem a nenhum projeto específico na cidade de São Paulo-Brasil, e hortas de lotes inseridos nos *Allotment Gardens* na Inglaterra e hortas comunitárias do projeto *Main Verte* em Paris-França. Para tanto, o histórico de instituição, uso do solo anterior e tempo de manejo das iniciativas foram avaliados, além de indicadores de seus aspectos sociais e ambientais.

## 3.2. CONTEXTUALIZAÇÃO

### 3.2.1. Brasil

Há diversas iniciativas de agricultura urbana espalhadas pelos 27 estados brasileiros. Contudo, nenhuma lei regulamenta a atividade em escala federal. O estatuto da cidade foi um marco para estabelecer diretrizes gerais para política urbana, e traz como objetivos garantir o desenvolvimento de suas funções sociais (BRASIL, 2001). No entanto, o projeto de lei nº 906/2015, que busca instituir especificamente a política nacional de agricultura urbana e suas principais diretrizes, ainda está em tramitação na câmara dos deputados (BRASIL, 2015).

Quando alguns estudos de caso são avaliados, nota-se a importância da agricultura urbana para a segurança alimentar também no Brasil. No estado de Minas Gerais, a cidade de Sete Lagoas incentiva a produção agrícola há mais de 30 anos como forma de inclusão socioeconômica de famílias em risco social. O projeto surgiu com a distribuição de glebas nos bairros criados em substituição às ocupações em área de risco, onde famílias que não tem outra fonte de renda recebem o terreno de 360 metros quadrados, água, sementes iniciais e transporte para feiras.

Além disso, o fator determinante para o sucesso do projeto foi a assistência técnica oferecida pela Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado de Minas Gerais (Emater-MG) e o Programa Estadual de Alimentação Escolar. Atualmente, toda produção é orgânica, e parte dela destinada às escolas do município para compor a merenda (CALBINO et al., 2018; SETE LAGOAS, 2019).

Outro exemplo da importância social das hortas urbanas brasileiras é no município do Rio de Janeiro-RJ. No morro da Babilônia, onde estão localizadas as comunidades da Babilônia e do Chapéu Mangueira, as hortas surgem em pequenos espaços como alternativa para alimentação saudável e comercialização dos produtos para pessoas em vulnerabilidade social. O projeto “Favela Orgânica” destaca entre seus objetivos o fim da fome na região, o respeito ao meio ambiente e estímulo ao aproveitamento total dos alimentos. Para tanto,

utiliza produtos cultivados nas comunidades na elaboração de uma gastronomia saudável e alternativa (JOLY; CIPOLLA; MANZINI, 2014; MORAES, 2013).

No município de São Paulo, a lei nº 13727/04 estabeleceu o Programa de Agricultura Urbana e Periurbana (PROAURP), que tem por objetivo incentivar e apoiar a produção agroecológica e a comercialização na cidade. Em 2011, um grupo denominado “Hortelões Urbanos” se reuniu para ressignificar e ocupar espaços públicos como forma de ativismo social (NAGIB, 2016), e até hoje conta com diversos membros. Também em 2011 foi criada a Cooperativa agroecológica dos produtores rurais e de água limpa da região Sul de São Paulo – COOPERAPAS. É a única cooperativa presente no município atualmente, e após o novo Plano Diretor instituído em 2014 (SÃO PAULO, 2014), todos seus agricultores estão localizados na zona rural.

Ainda em 2015, foi promulgada a lei nº 16.140, que estipula a inclusão de alimentos orgânicos na alimentação de escolas municipais (SÃO PAULO, 2015a), e a lei nº 16212, que regulamenta a inclusão de hortas comunitárias em praças urbanas (SÃO PAULO, 2015b). Por fim, em 2016, Plano de Segurança Alimentar incluiu as hortas urbanas como ações a serem incentivadas, especialmente para aumentar o acesso a alimentos de qualidade para população vulnerável (SÃO PAULO, 2016).

Existem diferentes iniciativas relacionadas de hortas urbanas em São Paulo-SP. Aproximadamente 45 grupos trabalham com agricultura na cidade, mas como existem grupos que atuam no manejo de diversas hortas, o número de experiências é maior. No cadastro do Sistema de Gestão Ambiental há 256 hortas cadastradas (SÃO PAULO, 2019). É o caso do projeto gerido pela ONG “Cidade sem fome”, que totaliza hoje 25 hortas comunitárias em comunidades de baixa renda, 38 hortas escolares e sete estufas.

A ONG “Arcah” promove com o auxílio de parceiros o projeto “Horta social urbana”, que ensina para pessoas em situação de rua técnicas de jardinagem agroecológicas, fortalecendo suas possibilidades de reintegração social. Também com múltiplos sítios, a Associação das Mulheres de Paraisópolis, o Instituto Escola do Povo e a União dos Moradores e do Comércio de Paraisópolis desenvolvem o projeto “Horta na laje”. Seu foco é a capacitação de jovens e mulheres para produção de alimentos saudáveis dentro de suas próprias casas na zona Sul de São Paulo (STOP HUNGER, 2020).

Os três exemplos são projetos criados para geração de renda, segurança alimentar e autonomia de pessoas com baixa renda ou em situação de vulnerabilidade social. A revisão de

estudos realizada no capítulo 1 não identificou como prioridade de tema esse enfoque em países com IDH alto, ao menos academicamente. No entanto, a observação em campo sugere que ele é de extrema importância em várias iniciativas na cidade de São Paulo, justamente pelo crescente nível de desigualdade social no Brasil.

Mas também são muitos exemplos de horas criadas para um contato com a natureza, cada dia mais raro em uma cidade como São Paulo. A horta da saúde, localizada na zona sul da cidade, é uma iniciativa dos moradores do bairro que almejavam ressignificar um terreno abandonado da prefeitura. O mesmo engajamento comunitário é observado na horta do telhado Centro Cultural de São Paulo, na zona centro-sul, e na horta das corujas, zona oeste da cidade (Figura 1).

**Figura 1.** (1) Horta no telhado do Centro Cultural, zona centro-sul de São Paulo; (2) Horta das Corujas, zona oeste de São Paulo; (3) Horta da Saúde, zona sul de São Paulo.



**Fonte:** Autora (2017).

### 3.2.2. Reino Unido/Inglaterra

Especialmente por ser o berço da revolução industrial, a agricultura urbana é uma prática tradicional no Reino Unido, e as primeiras iniciativas nesse sentido datam do século XVIII. Nessa época, motivado pela fome e consequente necessidade de produção de alimentos locais, o governo passou a ceder lotes de terras para a população pobre. O conjunto dessas terras agricultáveis recebeu o nome de *allotment*, e a primeira lei que regulou aspectos

como o valor da indenização a pagar aos inquilinos no término de suas locações foi promulgada no início século XIX. Os locais deveriam ter lotes de tamanho suficiente e instalações adequadas (UNITED KINGDON, 1908).

Atualmente, existem aproximadamente 33 mil *allotments* no Reino Unido, e o crescimento na demanda mostra que seriam necessários 90 mil para que todas as famílias que estão em listas de espera consigam seu lote (THE NATIONAL ALLOTMENT SOCIETY, 2020). Por serem protegidos por lei específica, diversos locais conseguem vencer a pressão imobiliária. Só em Londres existem mais de 700 *allotments*, e considerando que cada um possui aproximadamente 100 lotes de 250 m<sup>2</sup>, são 17,5 km<sup>2</sup> de terra permeável protegidas em uma capital.

Para solicitar um lote, basta realizar um cadastramento junto à prefeitura ou à associação responsável pelo terreno, que pode ser público ou privado. Após a concessão do lote, o arrendatário assina um contrato de manutenção de área, que inclui a necessidade de cultivo de pelo menos 50% do lote. Isso garante a qualidade do solo e a continuidade de plantio ao longo do ano. Além disso, cada *allotment* pode estipular suas regras específicas, como controle no uso da água para evitar desperdício.

É importante destacar que os *allotments* são constituídos de parcelas individuais, enquanto outras formas de agricultura urbana, como as hortas comunitárias, favorecem aspectos coletivos do cultivo (ADAMS; SCOTT; HARDMAN, 2013). Ainda assim, as associações responsáveis pela criação e gerenciamento dos *allotments* comumente organizam confraternizações e eventos, como reunião de natal, dia do trabalhador, colheita de maçãs e fabricação de cidra.

Mesmo com toda a tradição dos *allotments*, a agricultura urbana pode ser vista com frequência em outras configurações. Com o benefício de fortalecimento dos laços entre a comunidade, as hortas comunitárias também ganharam seu espaço nos grandes centros. Londres é a cidade com maior concentração de experiências nesse sentido (SOCIAL FARMS AND GARDENS, 2018).

As hortas comunitárias são implantadas em diversas áreas: parques públicos, terrenos baldios, escolas e igrejas. Um projeto denominado *The Edible Bus Stop* desenvolve hortas em espaços urbanos não convencionas, como pontos de ônibus e dentro de estações de metrô. Parcelas dentro de *allotments* também podem servir para iniciativas comunitárias, como é o caso do *Regent's Park Allotment*. Localizado ao lado de um dos maiores parques de Londres,

o espaço aberto à visita pública e é utilizado para oficinas e treinamento para produção orgânica e educação ambiental com escolas (Figura 2).

**Figura 2.** (1) Horta comunitária no interior do *Regent's Park Allotment* em Londres; (2) Horta comunitária no jardim botânico de Edimburgo.



**Fonte:** Autora (2018).

Outro grande centro em que a agricultura comunitária está presente em diversos espaços é Edimburgo, com mais de 80 hortas em seu perímetro. Apenas dentro do Jardim botânico da cidade três projetos distintos utilizam a agricultura como forma de inserção social. A permissão para o plantio dentro dessa área mostra que a agricultura pode coexistir com outras áreas verdes dentro das cidades.

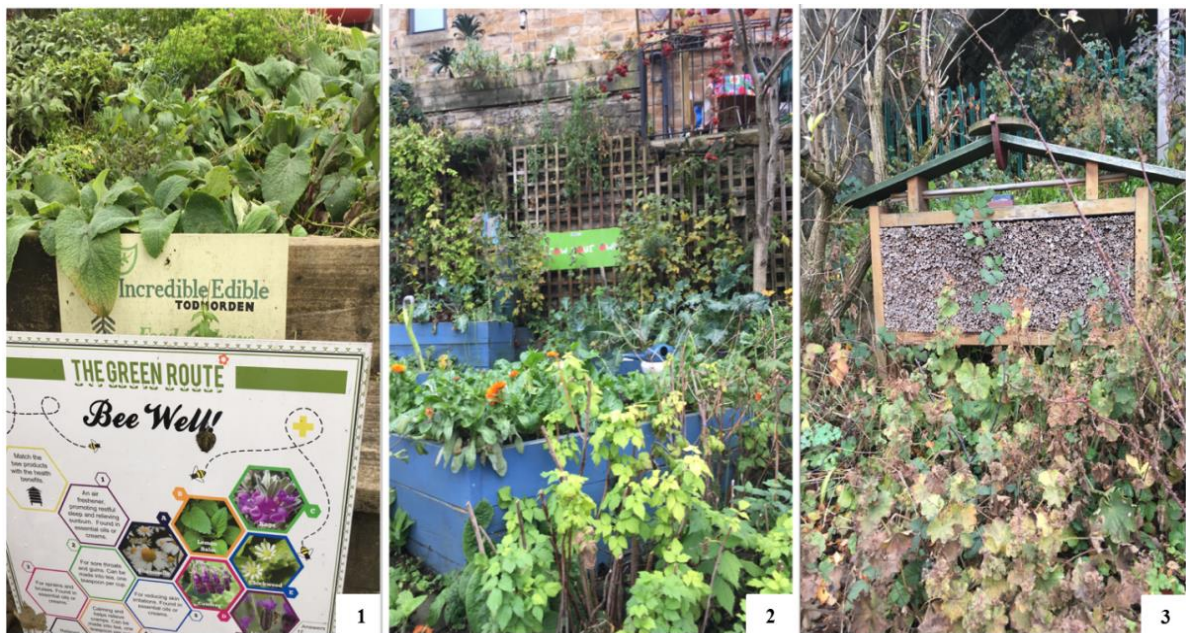
A instituição *Macmillan Move More Edinburgh* é responsável pelo projeto que estimula pessoas em tratamento de câncer e suas famílias a cuidarem das hortas no jardim. Segundo a organização, a atividade é positiva para manter os pacientes ativos, além de aprenderem a cultivar seus próprios alimentos de forma mais saudável. Já *Edinburgh and Lothians Regional Equality Council* é focado em grupos pertencentes a minorias étnicas, para que tenham um espaço para cultivar alimentos em um ambiente agradável e conhecer outras pessoas. O Treinamento de jardinagem é gratuito e não é necessário experiência prévia (ELREC, 2017).

*Incredible Edible* é um dos maiores projetos socioambientais do Reino Unido, que atualmente está presente na Inglaterra, na Escócia, no País de Gales e na Irlanda do Norte. São

120 grupos com os mesmos objetivos: Criar comunidades mais gentis, confiantes e conectadas através do poder da comida. O projeto pioneiro foi desenvolvido em Todmorden-UK a partir de 2008, e mudou completamente as relações humanas e a paisagem da cidade de pouco mais de 15 mil habitantes.

Desafiando muitas vezes o poder público, o grupo iniciou o plantio de espécies comestíveis, medicinais e ornamentais em canteiros antes abandonados, ou até mesmo cimentados. Além disso, placas de educação ambiental foram espalhadas pela cidade e hotéis foram construídos para insetos se abrigarem no inverno (Figura 3). O sucesso entre os habitantes levou à organização de um evento anual para incentivo do consumo de alimentos locais, que cresce a cada ano e incentiva o turismo na cidade antes pouco visitada.

**Figura 3.** Imagens do projeto *Incredible Edible* em Todmorden, Inglaterra. (1) Canteiro em frente à um hospital adaptado para atração de polinizadores; (2) Canteiro de espécies comestível em frente à uma residência; (3) Hotel de insetos.



Fonte: Autora (2018).

### 3.2.3. França

A produção de alimentos em regiões urbanas também está longe de ser algo novo na França, embora suas características tenham mudado ao longo do tempo. Os grandes jardins dos castelos reais franceses são conhecidos por seu paisagismo, porém também eram utilizados para produção de frutas e legumes raros para o rei e sua corte, assim como descrito no capítulo 1. Criada em 1678 com técnicas bastante avançadas para a época, a horta do rei

Luís XIV denominada *Potager du roi* existe até hoje em Versailles, produzindo inúmeras variedades de maçã, pera e frutas vermelhas.

O *Potager du roi* foi construído onde anteriormente era um pântano. Essa estratégia de drenagem foi utilizada posteriormente nos centros urbanos por agricultores conhecidos como jardineiros de mercado. Produzindo de forma intensiva em pequenos espaços, eles utilizavam insumos como lodo e estrume de cavalo, prestando diversos serviços para a comunidade daquela época.

Assim como em toda Europa durante épocas de crise, a produção de alimentos nas cidades foi de extrema importância durante a segunda guerra mundial. No *Porte de Vanves*, que é atualmente uma estação de metrô de Paris, havia uma enorme variedade de cultivos, inclusive a criação de animais como vacas e cabras. No início do século XX, no entanto, já era raro encontrar os jardineiros de mercado dentro das cidades, especialmente pela sua mudança para áreas rurais e peri-urbanas. Infraestruturas de saneamento básico também contribuíram para essa redução, visto que o insumo para produção reduziu. De acordo com Aubry, Bardou e Jareno (2015), desde 1959 não há mais jardineiros de mercado em Paris, e seus espaços foram gradativamente se transformando casas, edifícios e estações.

Entretanto, os jardins familiares e comunitários continuaram a existir. Essa categoria foi de extrema importância no processo de transição dos habitantes da zona rural para a cidade no século XIX. Além de prestar o serviço de provisão de alimentos, eles também funcionavam como espaço terapêutico para os novos moradores urbanos. Em 1976, a criação e proteção de jardins coletivos passou a ser incentivada em todo país, com medidas de governos locais e de uma agência nacional (MARTIN et al., 2017).

A preocupação com o aumento de espaços naturais nas cidades continuou crescendo, e o primeiro parque elevado do mundo (*Promenade Planteé*) foi construído em 1988 em uma antiga linha férrea suspensa de Paris. No início do século XXI, o projeto *Végétalisons Paris* foi desenvolvido com o objetivo de desenvolver e cultivar novos espaços verdes na cidade. Abrangendo projetos de plantio de canteiros, jardins verticais e telhados verdes, já são mais de mil iniciativas cadastradas, e espera-se um total de 30 hectares vegetados até 2020 (Figura 4) (PARIS, 2019).

**Figura 4.** Áreas Verdes em Paris. (1) Canteiro cuidado por morador de Paris, através do projeto *Végétalisons Paris*; (2) Canteiro de espécies comestíveis; (3) Parque linear *Promenade Planteé*.



**Fonte:** Autora (2018).

A tendência de deixar a cidade mais verde propiciou um novo aumento na agricultura urbana. As hortas comunitárias ganharam um projeto específico, denominado *Main verte*, que hoje conta com 130 hortas geridas pela comunidade e espalhadas por todas as regiões de Paris. As experiências são implantadas em diversos espaços, mas usualmente localizam-se em praças ou jardins antes utilizados apenas como paisagismo (PARIS, 2020).

Embora tenha mais destaque na capital, outras cidades francesas seguem a tendência de ampliação de hortas compartilhadas. Motivados principalmente pela alta desigualdade social na região, os agricultores de Marseille buscam na agricultura urbana uma alternativa para segurança alimentar e maior consumo de vegetais (MARTIN et al., 2017). Já em Montpellier, as principais causas do aumento das hortas giram em torno do lazer e da qualidade de vida que esses espaços podem promover (SCHEROMM, 2015).

A lei que trata sobre a agricultura urbana é código rural francês, que define hortas familiares como lotes alocados pelo governo ou por associações para indivíduos particulares, sem aplicação comercial. Já as hortas comunitárias são aquelas criadas coletivamente, e devem ser abertas a todos os cidadãos com o objetivo de desenvolver vínculos sociais locais por meio de atividades sociais, culturais ou educacionais (SCHEROMM, 2015).



### 3.3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.3.1. Área de estudo

No Brasil, a coleta de dados foi realizada nas hortas urbanas espontâneas no município de São Paulo, que é considerada a principal metrópole do Brasil. A cidade de São Paulo é capital do estado homônimo, apresenta área de 1521 km<sup>2</sup>, e população de aproximadamente 12 milhões habitantes (UNITED NATIONS, 2018). De acordo com a classificação climática de Köppen, o clima é Cwa (clima tropical de altitude), com verão chuvoso e inverno seco, e pluviosidade média de 1376.2 mm ao ano (CEPAGRI, 2017).

O País possui cinco biomas, e dois deles são encontrados na região. O bioma predominante na região é Mata Atlântica, com as seguintes fitofisionomias: Bosque heterogêneo, campos alto-montanos, campos de várzea e vegetação aquática, campos gerais, mata de várzea e mata ombrófila densa. Nos campos gerais podem ser encontrados relictos, que consistem em ilhas do bioma Cerrado dispersas no bioma Mata Atlântica. Os remanescentes de vegetação natural cobrem 30% da área do município, grande parte concentrada no extremo sul. Os polígonos com vegetação nativa de até 0,5 hectares são predominantes, evidenciando a alta fragmentação florestal presente na região (SÃO PAULO, 2017).

Na França, o projeto parisiense *Main verte* foi avaliado. Paris, localizada na região de Ilê-de-France, apresenta uma população menor quando comparada à São Paulo, com 2 milhões de habitantes em uma área de 105 km<sup>2</sup> (UNITED NATIONS, 2018). De acordo com a classificação de Köppen, seu clima é Cfb (clima oceânico temperado), precipitação total média de 637,5 mm e chuvas bem distribuídas ao longo do ano. A região é de floresta decídua temperada com regiões de carvalhos, matagais e pastagens (LEGUEDOIS et al., 2015). De acordo com dados da prefeitura de Paris, 10% de seu perímetro está coberto por espaços verdes variados, incluindo praças, jardins e hortas geridas pelo DEVE - Departamento de Espaços Verdes e Meio Ambiente (PARIS, 2012).

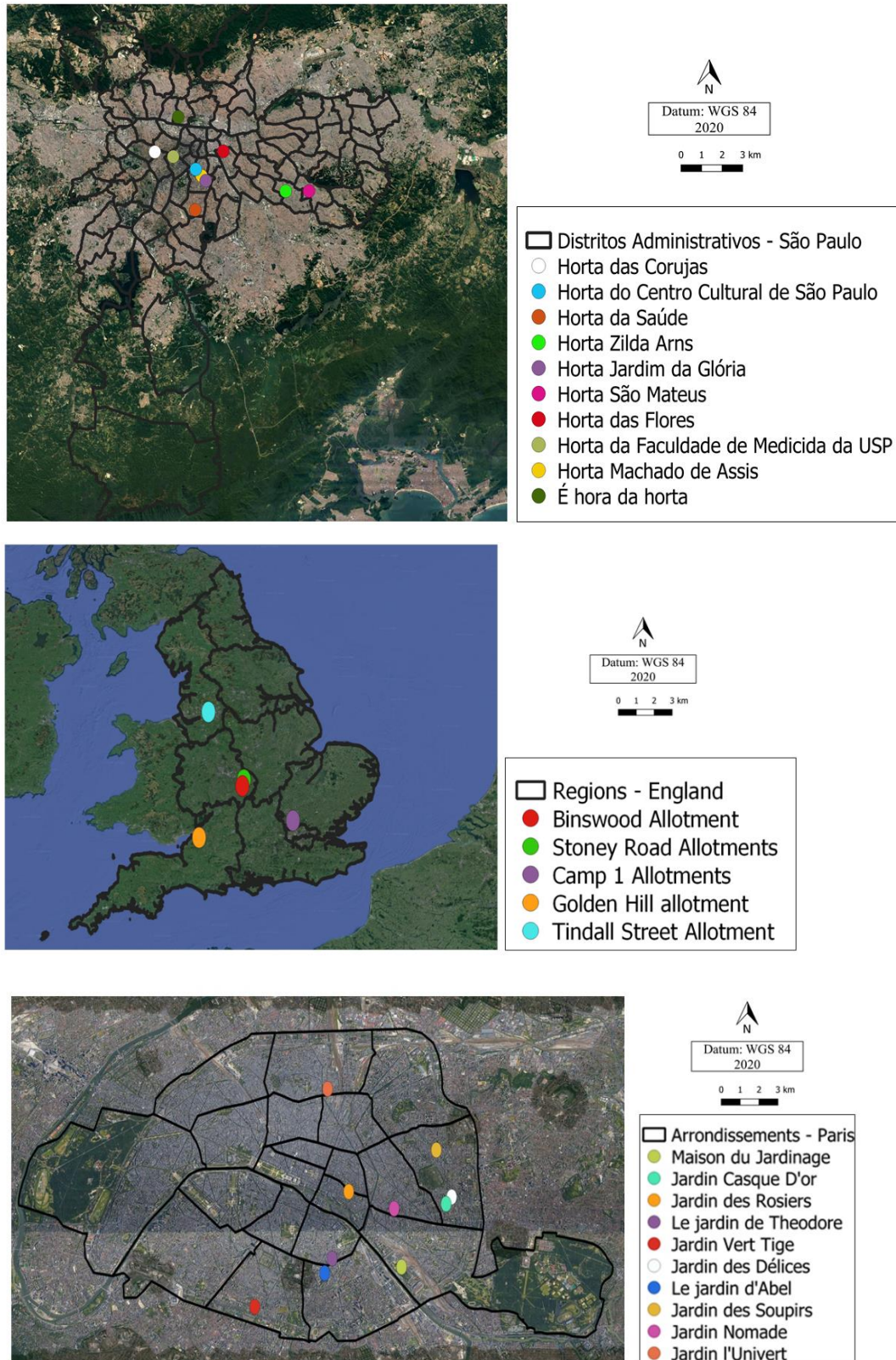
Na Inglaterra, como os *allotments* estão presentes em todo o território, eles foram visitados em 5 cidades diferentes: Coventry (*Stoney Road Allotment*), Leamington Spa (*Binswood Allotment*), Manchester (*Tindall Street Allotment*), Bristol (*Golden Hill Allotment*) e Saint Albans (*Camp 1 Allotment*). Coventry e Leamington Spa estão no condado de Warwickshire, e possuem 326 e 56 mil habitantes, respectivamente. Manchester insere-se no condado da Grande Manchester e é a sua maior cidade, com 510 mil habitantes, assim como a

cidade de Bristol, que também dá nome ao seu condado e possui 536 mil habitantes. Por fim, Saint Albans localiza-se na Grande Londres, e apresenta população de 57 mil habitantes (UNITED NATIONS, 2018).

Assim como em todo o Reino Unido, o bioma original da região consiste em florestas decíduas temperadas. No entanto, aproximadamente 10% da área da Inglaterra é composta de florestas, sendo o restante da área dividida em *Moorlands* (arbustos e plantas herbáceas xerófilas), *heathlands* (paisagens abertas, dominadas por plantas como charnecas e algumas espécies lenhosas), *peat bogs* (pântanos) e *grasslands* (gramados) (UNIVERSITY OF SHEFFIELD, 2017). Conforme a classificação de Köppen, seu clima é Cfb (clima oceânico temperado), com precipitações médias ao ano aproximadas de 700mm Coventry e Leamington Spa, 800 mm em Manchester, 750 mm em Bristol, e 625 mm em Saint Albans (UNITED KINGDOM, 2020).

Em São Paulo e em Paris foram selecionadas 10 hortas urbanas para o estudo. Já na Inglaterra, 5 allotments foram visitados. Como um allotment dividi-se em múltiplas hortas individuais ou comunitárias, duas áreas foram selecionadas para o estudo em cada sítio, totalizando 10 áreas. Considerando a coleta de dados no Brasil, na França e na Inglaterra, 30 hortas foram avaliadas (Figura 5).

**Figura 5.** Perímetro dos locais de estudo com suas regiões administrativas e localização das hortas em Paris-França, Inglaterra-Reino Unido e São Paulo-Brasil.



**Fonte:** Shapefiles adaptados de Paris (2012), European Environmental Agency (2020) e São Paulo (2020). Imagens adaptadas de Google Earth (2019).

### 3.3.2. Coleta e análise de dados

O estudo descritivo foi realizado entre setembro de 2017 e junho de 2018 no Brasil, e entre setembro de 2018 e fevereiro de 2019 na França e na Inglaterra. A metodologia empregada baseou-se aplicação de entrevistas semi-estruturadas somadas a observações em campo (KVALE; BRINKMANN, 2009). As questões iniciais eram perguntas abertas sobre o histórico e principais atores na instituição da horta, uso anterior do solo e tempo de manejo da horta. Posteriormente, as questões dividiram-se em dois grupos de interesse: Ambiental e social, e indicadores foram selecionados em cada um dos grupos.

Os resultados encontrados foram ferramentas para percepção das principais características das hortas e dos serviços ecossistêmicos gerados nesses espaços (Tabela 1). Os mapas foram desenvolvidos com o auxílio do programa de sistema de informações geográficas QGIS 3.4 com imagens do Google Earth (2019) e shapefiles das delimitações dos municípios e país (PARIS, 2012; EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY, 2020; SÃO PAULO, 2020).

**Tabela 1.** Indicadores das características das hortas urbanas divididos em três aspectos: Ambiental, Social e Político.

<b>Social</b>	
Gestão	Individual; Comunitária.
Frequência	Diariamente; Semanalmente; Quinzenalmente; Mensalmente.
Objetivos	Consumo; Comercialização; Qualidade de vida/Lazer; Educação ambiental; Inclusão social; Terapia; outros.
Assistência técnica	Não possui; Apenas no início; Possui.
Auxílio/financiamento	Não possui; Apenas no início; Possui.
<b>Ambiental</b>	
Atividade produtiva	Hortaliças; Plantas Alimentícias não Convencionais; Plantas Medicinais; Árvores frutíferas; Apicultura; outros.
Manejo	Técnicas tradicionais; Técnicas agroecológicas e/ou permaculturais.
Insumos	Adbos químicos; Adbos orgânicos.
Irrigação	Água proveniente de abastecimento público; Água proveniente de fonte natural; água pluvial (Cisterna).

**Fonte:** Autora (2018).

### 3.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.4.1. Hortas comunitárias, São Paulo, Brasil.

O tempo de manejo das hortas tem uma amplitude de oito anos. A horta de São Mateus é uma das maiores hortas apoiadas pela ONG Cidade sem fome. Localizada na Zona Leste e com oito mil metros quadrados de extensão, ela também é a horta mais antiga selecionada para o estudo, instituída em 2008 em uma área pertencente à companhia de transmissão de energia elétrica (ELETROPAULO). A horta foi idealizada para promover oportunidades de trabalho e renda para pessoas em situação de vulnerabilidade social. Mesmo com o objetivo de geração de renda, seu caráter é comunitário, pois diversas famílias atuam juntas no mesmo espaço.

Porém, majoritariamente, objetivos de instituição das hortas estudadas é a qualidade de vida, integração social e educação ambiental. Assim, é possível perceber seu papel na produção de SE culturais na cidade. Além disso, a maior parte das hortas foi desenvolvida em terrenos baldios. Os agricultores desempenham nesse caso um importante papel de desenvolver uma função social e ambiental para uma área ociosa. Como será discutido no capítulo 3 e 4, a instituição de hortas possuem maior capacidade de infiltração de água e menor compactação do solo quando comparadas a terrenos baldios.

Os resultados dos dados sobre manejo em São Paulo são positivos. Técnicas como compostagem, adubação verde, cobertura do solo e princípios de permacultura foram identificadas, e nenhuma horta utiliza insumos químicos. Além disso, há uma grande diversidade na produção, compreendendo hortaliças, plantas ornamentais, plantas medicinais, Plantas Alimentícias Não Convencionais -PANCs, árvores frutíferas e apicultura (Figura 6).

**Figura 6.** Técnicas de manejo em hortas de São Paulo (1) Composteira na horta da Saúde; (2) Canteiro orgânico com alta diversidade na horta das Corujas; (3) Cultivo de abelhas nativas na horta do Centro Cultural.



**Fonte:** Autora (2018).

Em alguns casos, há assistência técnica, porém atrelada às ONGs que auxiliam ou desenvolvem atividades no local. Apenas três hortas obtiveram algum apoio financeiro e/ou institucional, e apenas na fase de implantação. O fomento veio de organizações sociais e alguns microcréditos públicos, que foram descontinuados ou tiveram pouca representatividade. A intermitência de programas de auxílio e incentivos sociais e ambientais são uma realidade no Brasil. Como apresentado anteriormente, algumas leis relacionadas sobre agricultura urbana e agroecologia foram desenvolvidas nos últimos 20 anos em São Paulo.

No entanto, a conversão de leis em políticas públicas depende do mandato dos governantes. A horta das flores, por exemplo, passou por diversas fases ao longo do seu período de manejo. Sua primeira idealização veio com implantação do Programa de Agricultura Urbana e Periurbana- PROAURP. Com a desarticulação do projeto, o espaço foi transformado em praça pública. Em 2008, foi criado o programa Escola Estufa e a horta transformou-se em um espaço de educação ambiental e formação em horticultura. Com a nova desarticulação desse projeto, um coletivo de moradores do bairro e ativistas passaram a cuidar voluntariamente do espaço.

Esse resultado é semelhante ao encontrado por Cahya (2016) e Cook et al. (2015). Com a conclusão de que a sustentabilidade da agricultura urbana não deve ser presumida, os

autores destacam que, para que a agricultura contribua na construção de cidades sustentáveis, a cidade deve contribuir e apoiar essa prática. A situação das hortas paulistanas estudadas refletem esse mesmo panorama, onde ativistas seguem com as hortas mesmo com a lacuna do apoio governamental, mas enfrentam muitos desafios para manter as atividades.

Em relação à segurança hídrica, quatro hortas possuem cisternas ou corpos d'água por perto, e utilizam a água proveniente do abastecimento público apenas quando há necessidade. Essa questão é especialmente importante em São Paulo, onde períodos de estiagem muitas vezes refletem em uma escassez de água na cidade (MILLINGTON, 2018). Assim, as hortas que dependem exclusivamente de água de abastecimento público podem ter seu desenvolvimento comprometido, além de arcarem com os custos da conta de água.

Algumas técnicas foram desenvolvidas para atenuar esse problema, como os canteiros econômicos, que otimizam a água utilizada na irrigação, e necessitam até 5 vezes menos água. No entanto, existe a possibilidade de distribuição de cisternas para hortas comunitárias, que possibilitaria uma maior segurança hídrica e, conseqüentemente, menores riscos de interrupção das atividades (Figura 7).

**Figura 7.** Técnicas de segurança em hortas de São Paulo (1) Canteiro econômico na horta do Centro Cultural; (2) Cisterna na horta da Faculdade de Medicina da USP.



Fonte: Autora (2018).

### 3.4.2. *Allotment gardens*, Inglaterra, Reino Unido.

O *allotment* mais antigo visitado nesse estudo é anterior à própria lei que instituiu esses espaços. Utilizado desde o século XVIII como jardins na cidade de Coventry, o *Stoney Road allotment* mantém até hoje cinco hectares, dividido em 123 lotes. No entanto, a maior parte surgiu em uma época de definição e ampliação dos *allotments* no início de século XIX. Embora naquele contexto a segurança alimentar se destacasse como principal motivação dos agricultores, atualmente o consumo de alimentos saudáveis é uma grande motivação. Além disso, a qualidade de vida, o lazer e a integração social foram novamente destacados como objetivos do manejo nas hortas.

Embora não seja proibida a aplicação de adubos e defensivos químicos nos *allotments*, os lotes visitados utilizam apenas práticas agroecológicas para sua produção, como compostagem, adubação verde e capina manual. Técnicas de permacultura também foram encontradas, como desenvolvimento de um banheiro seco em um lote gerido pelo projeto *Indredible Edible* em Manchester. Para autonomia energética, o *Golden Hill Community Garden* localizado possui placas de geração de energia solar, que posteriormente é utilizada nas instalações do *allotment* (Figura 8).

**Figura 8.** Técnicas de manejo nos *allotments* da Inglaterra (1) Cisternas em uma horta do *Golden Hill Allotment*; (2) Banheiro seco na horta do Incredible Edible do *Tindall Street Allotment*; (3) Geração de energia solar do *Binswood Allotment*.



Fonte: Autora (2019).



Todos os lotes visitados implantaram sistemas de captação e armazenamento de água de chuva. Além disso, alguns *allotments* possuem poços, onde o uso da água é comunitário. Como cada associação pode ter regras específicas em relação ao manejo, e algumas optam por interromper a provisão de água do abastecimento público nos meses mais chuvosos, justamente para incentivar o uso de cisternas e, conseqüentemente, promover a economia do recurso. A comercialização não é permitida, mas em todos os lotes visitados foram citadas trocas de produtos e sementes. Assim, embora os lotes sejam individuais, muitas características dos *allotments* são de natureza comunitária.

Os lotes são disponibilizados pela prefeitura através de um cadastro municipal. No entanto, a gestão é realizada localmente através de associações, permitindo a autonomia da tomada de decisões do grupo. Além disso, a assistência técnica está disponível, especialmente para agricultores iniciantes. Assim, a lei federal que institui os *allotments* é aplicada com o auxílio dos municípios.

É importante destacar a importância da proteção dos *allotments* frente à especulação imobiliária. São grande áreas verdes protegidas dentro do meio urbano, que não podem ser convertidas em construções com facilidade. Para os agricultores também há segurança: enquanto realizarem atividades produtivas nos seus lotes, elas podem continuar plantando.

### **3.4.3. Projeto *Main verte*, Paris, França.**

A horta mais antiga visitada durante o estudo é, na realidade, uma horta modelo para incentivar a agricultura urbana. Localizada no parque de Bercy, a casa de jardinagem atua desde 1996 liderada por uma equipe de especialistas. As instalações incluem uma sala de atividades práticas e intercâmbios, uma biblioteca especializada, exposições, uma estufa e uma horta de demonstração e experimentação. Esse espaço é de grande importância para apoiar tanto novos agricultores quanto os que já participam do projeto (Figura 9).

**Figura 9.** Casa de jardinagem em Bercy, Paris. (1) Imagem educativa das hortas apoiadas pelo projeto *Main verte*; (2) Prédio de atividades e biblioteca; (3) Horta de demonstração e experimentação.



**Fonte:** Autora (2019).

As demais hortas do projeto iniciaram suas atividades a partir de 2003, com objetivos semelhantes aos das hortas brasileiras e britânicas: Qualidade de vida, lazer e contato com a natureza e a comunidade. Todavia, destaca-se que metade dos agricultores citaram como objetivo acessibilidade para pessoas com necessidades especiais. Alguns exemplos incluem grupos de manejo de deficientes auditivos, canteiros adaptados à cadeirantes e visitas escolares para crianças portadoras de autismo.

Ainda há a questão de inclusão social, como no caso da horta *Jardin l'Univert*. Apoiados pela associação Halage, os agricultores conduzem projetos de integração por meio de atividades econômicas e atividades de treinamento profissional em jardinagem, auxiliando na reinserção de pessoas no mercado de trabalho (Figura 10).

**Figura 10.** Acessibilidade e inclusão nas hortas do projeto *Main verte*, Paris. (1) Canteiro acessível na horta *Le jardin d'Abel*; (2) Canteiro para treinamento em jardinagem na horta *Jardin l'Univert*; (3) Canteiro manejado por deficientes auditivos na horta *Jardin Vert Tige*.



**Fonte:** Autora (2019).

Em relação ao manejo, a produção é orgânica em todos os sítios, com a presença de composteiras para produção de adubo e cisternas para coleta de água da chuva. No caso de Paris, os bons indicadores de manejo estão diretamente relacionados com os indicadores sociais, visto que o projeto *Main verte* oferece as cisternas, composteiras e uma casa para ferramentas no momento em que as hortas são fundadas. A lei de gestão participativa de praças em São Paulo traz uma visão diferente da responsabilidade das infraestruturas para as hortas. De acordo com a lei, “hortas comunitárias orgânicas poderão ter composteiras, construídas e mantidas segundo os princípios da permacultura urbana, pelos responsáveis pela respectiva horta” (SÃO PAULO, 2015b).

Em locais onde o solo do espaço está contaminado, a prefeitura também fornece solo adequado para o início do plantio, medida importante para atenuar os riscos de contaminação identificados no capítulo 1. O apoio técnico segue posteriormente através do órgão municipal chamado direção de espaços verdes e meio ambiente-DEVE.

#### 3.4.4. Prestação de Serviços Ecosistêmicos

Os dados sobre o histórico, objetivo e manejo das hortas possibilitaram um levantamento dos serviços ecosistêmicos que são promovidos nesses espaços. As ações voltadas para a inclusão social frequentemente observadas em Paris e discutidas no item 4.3 são serviços culturais importantes para a comunidade. Além disso, elas foram encontradas nos três países avaliados. No *allotment* de Manchester, um lote auxilia pacientes com câncer durante e após seu tratamento, bem como seus familiares. Os benefícios incluem aumento no consumo de frutas e verduras (DEMARK-WAHNEFRIED et al., 2018), realização de atividades físicas que mitigam os efeitos do tratamento do câncer na cognição (BEDILLION; ANSELL; THOMAS, 2019) e em problemas cardíacos (PALAR et al., 2019) e redução de stress (CASES et al., 2016).

As hortas também podem ressignificar espaços. A transformação de áreas verdes urbanas deterioradas aumenta o bem-estar humano e a conservação da biodiversidade, reduzindo riscos naturais e antrópicos, além de vulnerabilidades territoriais (TIBERI; CARBONARA; SFORZINI, 2017). É o caso da horta *Le jardin de Theodore*, localizada em Paris. Ela foi instalada na região superior de uma praça, que foi descrita como abandonada e com acúmulo de lixo, além de transmitir pouca segurança para seus visitantes. Após a prefeitura ceder o espaço a associação de jardineiros, a praça é mais frequentada pela população. Esse panorama é bastante semelhante ao da horta Zilda Arns, em São Paulo. O espaço que antes era foco de descarte de resíduos, hoje abriga um trabalho integralizado com os moradores, associando práticas corporais e esportivas com a temática ambiental.

Essa transformação tampouco se limita a área verdes. Existem diversas hortas de São Paulo que transfazem terrenos anteriormente baldios em espaços comunitários, como a horta da saúde. Terrenos ociosos localizados embaixo de linhas de transmissão de energia também podem ser ressignificados, como a horta comunitária de São Mateus. Abrangendo uma área de 8.000 m<sup>2</sup> antes ocupada por mato e entulho, atualmente pode ser considerado um polo de produção de alimentos. Ainda existe potencial de requalificação em áreas abandonadas ao lado de linhas ferroviárias (CIOMEK; FERRETTI; KADZIŃSKI, 2018), como o *Jardin Vert Tige*.

Os serviços de provisão são ainda mais tangíveis. A importância da agricultura urbana para a segurança alimentar é descrita em diversos trabalhos (SILVA et al., 2016; PARECE; SERRANO; CAMPBELL, 2017), especialmente em países em desenvolvimento (GONDO, 2017; OLIVIER; HEINECKEN, 2017; PHILANDER; KARRIEM, 2016; CHAMINUKA; DUBE, 2017). Esse resultado já identificado no capítulo 1 pôde ser observado na prática, com

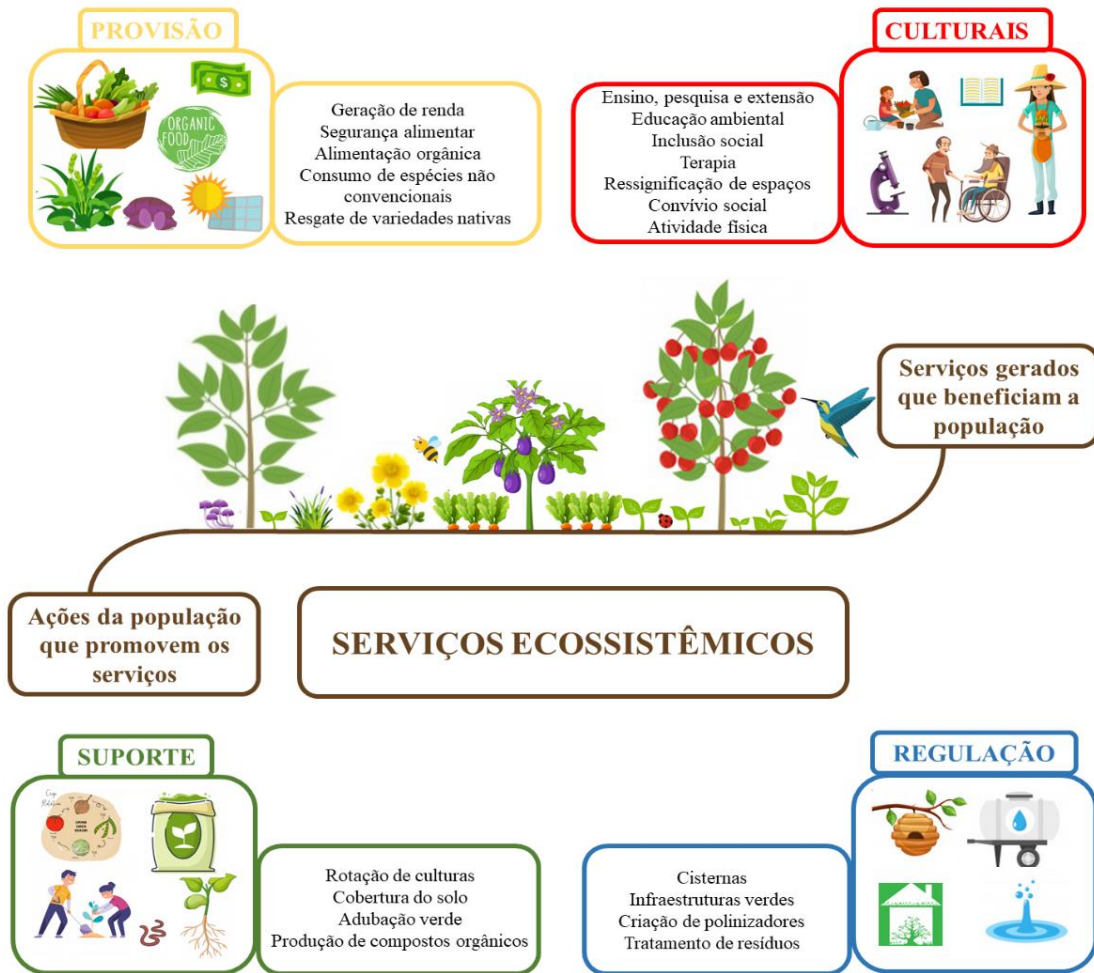
os trabalhos realizados pelo ONG cidade sem fome na horta comunitária de São Mateus. Ademais, é importante considerar que esse projeto também gera segurança econômica à uma população socialmente vulnerável.

A qualidade da alimentação também deve ser destacada. Foi observada nas hortas uma grande variedade de frutas, legumes, verduras, ervas medicinais e PANCs, incluindo o resgate de espécies nativas. O consumo desses alimentos é realizado pelos jardineiros e, em alguns casos, por outros frequentadores. Na horta das Corujas, em São Paulo, qualquer visitante pode colher seus produtos, e existem placas educativas de como essa colheita deve ser propriamente realizada.

Além desses alimentos serem orgânicos, ou seja, produzidos sem agrotóxicos e adubos químicos potencialmente nocivos à saúde (CAI et al., 2019; LEDOUX et al., 2020; MARTÍNEZ et al., 2020; THONGPRAKAI SANG et al., 2013; WOŹNIAK et al., 2020), eles são consumidos *in natura*. No caso da Inglaterra, produtos altamente industrializados são uma preocupação (HOMEYARD, 2005). Além do impacto claro para a saúde pública, sua cadeia de produção afeta diretamente o meio ambiente: Produtos alimentares industrializados consomem grandes quantidades de energia e água para sua fabricação (COMPTON et al., 2018), geram enormes quantidades de lixo, causam perda de biodiversidade (CRENNA; SINKKO; SALA, 2019), entre tantos outros impactos.

Nesse exemplo, fica clara a relação entre os serviços ecossistêmicos: Uma ação pode produzir diferentes categorias de serviços. Lin e Egerer (2020) discutem as modificações no ambiente pelos jardineiros que produzem serviços ecossistêmicos, e como, posteriormente, esses como esses serviços beneficiam os jardineiros e a população como um todo. Seu estudo foi realizado ao longo de três anos em 20 hortas na Califórnia-US, e resultados semelhantes foram encontrados no presente capítulo. Um feedback entre as ações de manejo dos jardineiros que promovem serviços de suporte e de regulação, e os benefícios desfrutados em forma de serviços de provisão e culturais nas hortas foi observado (Figura 11).

**Figura 11.** Serviços ecossistêmicos gerados e usufruídos nas hortas urbanas.



**Fonte:** Autora (2020).

A capacidade das hortas para gerarem serviços de regulação hídrica será detalhado nos próximos capítulos. Entretanto, algumas ações dos jardineiros proporcionam direta ou indiretamente esses serviços. A água pluvial, quando não reutilizada, é descartada em infraestruturas cinzas. Com a adoção de cisterna, essa água é devolvida gradativamente ao solo permeável através da irrigação. Algumas hortas também desenvolveram infraestruturas verdes em seu perímetro, resultando em um aumento da capacidade do solo de infiltrar água (LI et al., 2019a), e promovendo sua filtragem (ZHANG; CHUI, 2019).

Há ainda hortas que promovem ações permaculturais, como o banheiro seco. Além de não utilizar água em seu processo, a prática evita o lançamento de dejetos em infraestruturas cinzas ou diretamente em corpos d'água. Após 12 meses de tratamento, é possível transformar os dejetos em adubo, que pode fertilizar árvores frutíferas (SENECAL; VINNERÅS, 2017; WÜST et al., 2019)

Diversas hortas no Brasil, na França e na Inglaterra tem colmeias de abelhas para auxiliar na polinização. Em alguns casos, diversas espécies são cultivadas na mesma horta. Plantas que atraem abelhas e demais polinizadores também são priorizadas em seu planejamento, e, eventualmente, seu plantio é feito apenas com esse objetivo. De uma forma geral, áreas verdes atrativas são fatores decisivos para a riqueza de espécies de abelhas em uma cidade (BANASZAK-CIBICKA; RATYŃSKA; DYLEWSKI, 2016), e as hortas comunitárias e *allotments* contribuem abrigoando um conjunto diversificado de abelhas (DAVIS et al., 2017; MATTESON; ASCHER; LANGELLOTTO, 2008; SPEAK; MIZGAJSKI; BORYSIK, 2015).

Por fim, os serviços de suporte são consequência do cuidado com o solo. A prática de rotação de culturas e plantio em diversidade pode aumentar a quantidade de carbono orgânico do solo, a produtividade e a resiliência do sistema (DEGANI et al., 2019; LIU et al., 2019; ZHAO et al., 2020). A cobertura do solo pode reduzir a erosão e melhorar as propriedades químicas, bioquímicas e microbiológicas do solo, assim como o plantio de espécies leguminosas para a adubação verde (THOMAS et al., 2018; ZHAO et al., 2020; ZHOU et al., 2020). Ademais, a produção e utilização de adubos orgânicos nas hortas através de composteiras cumprem o papel de fertilização orgânica do solo (ROTHÉ; DARNAUDERY; THURIÈS, 2019).

No Brasil, por exemplo, a horta do Centro Cultural de São Paulo cobre todos os canteiros com palhas, folhas e galhos oriundos de podas. Nos *allotment* de Coventry-UK, o solo também é coberto, especialmente para manutenção da umidade. Na horta *Jardin des Rosiers*, a composteira é a principal fonte para produção de adubo local, assim como em todas as outras hortas de Paris. É possível, portanto, afirmar que todos os cuidados para a proteção e manutenção de um solo saudável à longo prazo existem nas hortas urbanas dos três países estudados.

A adoção da agricultura urbana foi desencadeada diferentes motivações ao longo dos anos, como apresentado no capítulo 1. Essa motivação também varia entre os países, cidades e até regiões dentro da mesma cidade. As evidências da capacidade que esses espaços tem de prover serviços ecossistêmicos estão sendo cada vez mais estudadas (CABRAL et al., 2017; PULIGHE; FAVA; LUPIA, 2016; TRESCH et al., 2019), e baseado nos benefícios ambientais observados nesse estudo, o objetivo de recuperação e conservação ambiental pode ser um importante argumento para expansão e proteção das hortas urbanas.

### 3.5. CONCLUSÃO

O presente capítulo percorre as semelhanças e diferenças das características hortas urbanas em três diferentes países. Um dos principais pontos em comum é a adoção de práticas mais sustentáveis, visto que as 30 hortas visitadas eram orgânicas, e tinham cuidados especiais com a resiliência do sistema. Além disso, a importância desses espaços para qualidade de vida dos jardineiros é partilhada, assim como o ativismo social que nasce dessa atividade.

As iniciativas diferem substancialmente, no entanto, quando programas de incentivo e assistência técnica são observados. Embora um avanço legal tenha sido realizado nas últimas décadas em relação a agricultura urbana e consumo de alimentos orgânicos, as hortas de São Paulo não contam com real apoio do poder público para sua instituição e manutenção. Já as hortas de Paris apoiadas pelo projeto *main verte* recebem a doação de cisternas, composteira, casa para ferramentas e apoio técnico sempre que necessário. Os lotes inseridos nos *allotments* da Inglaterra também são distribuídos por um programa governamental, que ainda disponibiliza assistência para os jardineiros se necessário.

A lacuna no apoio à agricultura urbana em São Paulo acarreta outras questões. Hortas que não possuem uma cisterna, como várias encontradas nesse estudo, estão mais susceptíveis à insegurança hídrica. Embora algumas ONGs, grupos comunitários e ativistas trabalhem para suprir essa lacuna, seria de extrema importância um projeto do poder público para colaborar com o manejo de hortas urbanas nessa região.

Esse apoio pode ser embasado por todas as vantagens de promover a agricultura urbana. A população pode desfrutar diretamente benefícios que vem da horta, que tem potencial de ser espaços de atividade física, lazer, terapia e acessibilidade. Além disso, seu manejo gera diversos serviços ecossistêmicos de provisão e de regulação, que são de extrema importância para a qualidade ambiental de uma metrópole como São Paulo.

### REFERÊNCIAS

- ADAMS, D.; SCOTT, A. J.; HARDMAN, M. Guerrilla warfare in the planning system: Revolutionary progress towards sustainability? **Geografiska Annaler, Series B: Human Geography**, v. 95, n. 4, p. 375–387, 2013.
- AERTS, R.; DEWAELEHEYN, V.; ACHTEN, W. M. J. Potential ecosystem services of urban agriculture: a review. **Potential ecosystem services of urban agriculture**, p. 1–6, 2016.



AUBRY, C. et al. Urban agriculture and land use in cities: An approach with the multi-functionality and sustainability concepts in the case of Antananarivo (Madagascar). **Land Use Policy**, v. 29, n. 2, p. 429–439, 2012.

AUBRY, C.; BARDOU, J. C.; JARENO, C. L’agriculture urbaine, une opportunité pour le développement local. **Les Textes de Profession Banlieuees**, p. 1–23, 2015.

BANASZAK-CIBICKA, W.; RATYŃSKA, H.; DYLEWSKI, Ł. Features of urban green space favourable for large and diverse bee populations (Hymenoptera: Apoidea: Apiformes). **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 20, p. 448–452, 2016.

BEDILLION, M. F.; ANSELL, E. B.; THOMAS, G. A. Cancer treatment effects on cognition and depression: The moderating role of physical activity. **Breast**, v. 44, p. 73–80, 2019.

BIAN, J.; REN, H.; LIU, P. Evaluation of Urban Ecological Well-being Performance in China : A Case Study of 30 Provincial Abstract : **Journal of Cleaner Production**, 2020.

BRASIL. **Projeto de lei nº 906/2015**. Institui a Política Nacional de Agricultura Urbana e dá outras providências. Disponível em: <https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=1150824>. Acesso em: 15 out. 2019.

BURKHARD, B. et al. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. **Ecological Indicators**, v. 21, p. 17–29, 2012.

CABRAL, I. et al. Ecosystem services of allotment and community gardens: A Leipzig, Germany case study. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 23, p. 44–53, 2017.

CAI, W. et al. Correlation between CYP1A1 polymorphisms and susceptibility to glyphosate-induced reduction of serum cholinesterase: A case-control study of a Chinese population. **Pesticide Biochemistry and Physiology**, n. July, p. 1–6, 2019.

CALBINO, D. et al. Avanços e desafios das hortas comunitárias urbanas de base agroecológica: uma análise do município de Sete Lagoas. **Colóquio**, v. 14, n. 2, p. 59, 2018.

CALDERÓN-CONTRERAS, R.; QUIROZ-ROSAS, L. E. Analysing scale, quality and diversity of green infrastructure and the provision of Urban Ecosystem Services: A case from Mexico City. **Ecosystem Services**, v. 23, n. April 2016, p. 127–137, 2017.

CAHYA, D. L. Analysis of Urban Agriculture Sustainability in Metropolitan Jakarta (Case

Study: Urban Agriculture in Duri Kosambi). *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, v. 227, p. 95–100, 2016.

CASES, M. G. et al. Detailed methods of two home-based vegetable gardening intervention trials to improve diet, physical activity, and quality of life in two different populations of cancer survivors. *Contemporary Clinical Trials*, v. 50, p. 201–212, 2016.

CEPAGRI. Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas a Agricultura. **Climas municipais**. 2017. Disponível em: [http://www.cpa.unicamp.br/outras\\_informacoes/clima\\_muni\\_228.html](http://www.cpa.unicamp.br/outras_informacoes/clima_muni_228.html). Acesso em: 19 jul. 2019.

CHAIKAEW, P.; HODGES, A. W.; GRUNWALD, S. Estimating the value of ecosystem services in a mixed-use watershed: A choice experiment approach. *Ecosystem Services*, v. 23, n. June 2016, p. 228–237, 2017.

CHAMINUKA, N.; DUBE, E. Urban Agriculture As a Food Security Strategy for Urban Dwellers: a Case Study of Mkoba Residents in the City of Gweru, Zimbabwe. **PEOPLE: International Journal of Social Sciences**, v. 3, n. 2, p. 26–45, 2017.

CIOMEK, K.; FERRETTI, V.; KADZIŃSKI, M. Predictive analytics and disused railways requalification: Insights from a Post Factum Analysis perspective. *Decision Support Systems*, v. 105, p. 34–51, 2018.

CLOUTIER, S.; PFEIFFER, D. Sustainability Through Happiness: A Framework for Sustainable Development. *Sustainable Development*, v. 23, n. 5, p. 317–327, 2015.

COMPTON, M. et al. Food processing industry energy and water consumption in the Pacific northwest. *Innovative Food Science and Emerging Technologies*, v. 47, n. 2017, p. 371–383, 2018.

COOK, J. et al. Re-conceptualizing urban agriculture: an exploration of farming along the banks of the Yamuna River in Delhi, India. *Agriculture and Human Values*, v. 32, n. 2, p. 265–279, 2015.

CORTINOVIS, C.; GENELETTI, D. A framework to explore the effects of urban planning decisions on regulating ecosystem services in cities. *Ecosystem Services*, v. 38, n. June, p. 100946, 2019.

CRENNA, E.; SINKKO, T.; SALA, S. Biodiversity impacts due to food consumption in Europe. *Journal of Cleaner Production*, 2019.

DAS, M.; DAS, A. Dynamics of Urbanization and its impact on Urban Ecosystem Services (UESs): A study of a medium size town of West Bengal, Eastern India. **Journal of Urban Management**, n. March, p. 1–15, 2019.

DAVIS, A. Y. et al. Enhancing pollination supply in an urban ecosystem through landscape modifications. **Landscape and Urban Planning**, v. 162, p. 157–166, 2017.

DE VALCK, J. et al. Valuing urban ecosystem services in sustainable brownfield redevelopment. **Ecosystem Services**, v. 35, n. June 2017, p. 139–149, 2019.

DEGANI, E. et al. Crop rotations in a climate change scenario: short-term effects of crop diversity on resilience and ecosystem service provision under drought. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 285, n. February, p. 106625, 2019.

DEMARK-WAHNEFRIED, W. et al. Pilot Randomized Controlled Trial of a Home Vegetable Gardening Intervention among Older Cancer Survivors Shows Feasibility, Satisfaction, and Promise in Improving Vegetable and Fruit Consumption, Reassurance of Worth, and the Trajectory of Central Adipos. **Journal of the Academy of Nutrition and Dietetics**, v. 118, n. 4, p. 689–704, 2018.

DI MARINO, M. et al. Integrating green infrastructure and ecosystem services in land use planning. Results from two Finnish case studies. **Land Use Policy**, v. 82, n. January, p. 643–656, 2019.

EDINBURGH AND LOTHIAN REGIONAL EQUALITY COUNCIL - ELREC (Reino Unido). **Equality and Diversity Training**. Disponível em: <http://www.elrec.org.uk/services/equality-training/>. Acesso em: 24 set. 2019.

EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY. **Data and Maps**. 2020. Disponível em: <https://www.eea.europa.eu/>. Acesso em: 4 set. 2019.

GONDO, R. et al. Sustainability of Urban Agriculture under economic and political instability in Karoi. **Global Journal of Advance Research**, v.4, n.2, p.52-62, 2017.

HOMYARD, S. **Food 4 thought**. London: British Heart Foundation (BHF), 2005.

JOLY, M. P.; CIPOLLA, C.; MANZINI, E. Informal, Formal, Collaborative – identifying new models of services within favelas of Rio de Janeiro. **Fourth Service Design and Innovation conference**, p. 57–66, 2014.

JUNTTI, M.; COSTA, H.; NASCIMENTO, N. Urban environmental quality and wellbeing in the context of incomplete urbanisation in Brazil : Integrating directly experienced ecosystem services into planning. **Progress in Planning**, n. June 2018, p. 1–22, 2019.

KVALE, S.; BRINKMANN, S. **InterViews: Learning the craft of qualitative research interviewing**. California: Sage Publications; 2009.

KYTTÄ, M. et al. Urban happiness: context-sensitive study of the social sustainability of urban settings. **Environment and Planning B: Planning and Design**, v. 43, n. 1, p. 34–57, 2016.

LEDOUX, M. L. et al. Penetration of glyphosate into the food supply and the incidental impact on the honey supply and bees. **Food Control**, v. 109, n. April 2019, 2020.

LEGUEDOIS, S. et al. The vegetation map of France going numerical : a new harmonised national geographical database. **HAL**, v. 1, p. 1–5, 2015.

LI, C. et al. Mechanisms and applications of green infrastructure practices for stormwater control: A review. **Journal of Hydrology**, v. 568, n. November 2018, p. 626–637, 2019.

LIN, B. B.; EGERER, M. H. Global social and environmental change drives the management and delivery of ecosystem services from urban gardens: A case study from Central Coast, California. **Global Environmental Change**, v. 60, n. November 2019, p. 102006, 2020.

LIU, K. et al. Field Crops Research Intensifying crop rotations with pulse crops enhances system productivity and soil organic carbon in semi-arid environments. **Field Crops Research**, n. October, p. 107657, 2019.

LYNCH, K. et al. Meeting the urban challenge? Urban agriculture and food security in post-conflict Freetown, Sierra Leone. **Applied Geography**, v. 36, p. 31–39, 2013.

MARTIN, P. et al. Community gardening in poor neighborhoods in France: A way to re-think food practices? **Appetite**, v. 116, p. 589–598, 2017.

MARTÍNEZ, M. A. et al. Use of human neuroblastoma SH-SY5Y cells to evaluate glyphosate-induced effects on oxidative stress, neuronal development and cell death signaling pathways. **Environment International**, v. 135, n. September 2019, p. 105414, 2020.

MARTINHO DA SILVA, I. et al. Characteristics and motivations of potential users of urban allotment gardens: The case of Vila Nova de Gaia municipal network of urban allotment

gardens. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 20, p. 56–64, 2016.

MATTESON, K. C.; ASCHER, J. S.; LANGELLOTTO, G. A. Bee Richness and Abundance in New York City Urban Gardens. **Annals of the Entomological Society of America**, v. 101, n. 1, p. 140–150, 2008.

MILLINGTON, N. Producing water scarcity in São Paulo, Brazil: The 2014-2015 water crisis and the binding politics of infrastructure. **Political Geography**, v. 65, n. May 2017, p. 26–34, 2018.

MORAES, C. A invenção da favela ecológica: um olhar sobre turismo e meio ambiente no Morro Babilônia. **Estud. sociol.**, v. 18, n. 35, p. 459–474, 2013.

NAGIB, G. **Agricultura urbana como ativismo na cidade de São Paulo: o caso da Horta das Corujas**. 2016. 438f. Dissertação (Mestrado em Geografia Humana). Universidade de São Paulo, São Paulo. 2016.

OLIVIER, D. W.; HEINECKEN, L. The personal and social benefits of urban agriculture experienced by cultivators on the Cape Flats. **Development Southern Africa**, v. 34, n. 2, p. 168–181, 2017.

PALAR, K. et al. Nutrition and Health Improvements After Participation in an Urban Home Garden Program. **Journal of Nutrition Education and Behavior**, v. 51, n. 9, p. 1037–1046, 2019.

PARECE, T. E.; SERRANO, E. L.; CAMPBELL, J. B. Strategically Siting Urban Agriculture: A Socioeconomic Analysis of Roanoke, Virginia. **Professional Geographer**, v. 69, n. 1, p. 45–58, 2017.

PARIS. **Les jardins partagés**. 2020. <https://www.paris.fr/pages/les-jardins-partages-203/#les-jardins-partages-parisiens>. Acesso em : 29 ago. 2019.

PARIS. **Open Data Paris**. 2012. Disponível em: <https://opendata.paris.fr/>. Acesso em: 4 set. 2019.

PARIS. **Végétalisons la ville**. 2019. Disponível em: <https://www.paris.fr/pages/vegetalisons-la-ville-2459>. Acesso em: 29 ago. 2019.

PHILANDER, F. R.; KARRIEM, A. Assessment of Urban Agriculture As a Livelihood Strategy for Household Food Security: an Appraisal of Urban Gardens in Langa, Cape Town.

**International Journal of Arts & Sciences**, n. 05, p. 1944–6934, 2016.

PULIGHE, G.; FAVA, F.; LUPIA, F. Insights and opportunities from mapping ecosystem services of urban green spaces and potentials in planning. **Ecosystem Services**, v. 22, p. 1–10, 2016.

RAMYAR, R. Social–ecological mapping of urban landscapes: Challenges and perspectives on ecosystem services in Mashhad, Iran. **Habitat International**, v. 92, n. March, p. 102043, 2019.

ROGERS, C. M.; HINER, C. C. Siting Urban Agriculture as a Green Infrastructure Strategy for Land Use Planning in Austin, TX. **Challenges in Sustainability**, v. 4, n. 1, 2016.

ROTHÉ, M.; DARNAUDERY, M.; THURIÈS, L. Organic fertilizers, green manures and mixtures of the two revealed their potential as substitutes for inorganic fertilizers used in pineapple cropping. **Scientia Horticulturae**, v. 257, n. April, p. 108691, 2019.

ROUSSEL, F. et al. Testing the applicability of ecosystem services mapping methods for peri-urban contexts: A case study for Paris. **Ecological Indicators**, v. 83, n. October 2016, p. 504–514, 2017.

SÃO PAULO (Estado). **1º plano municipal de segurança alimentar e nutricional**. 2016. Disponível em: <https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/trabalho/PLAMSANVERSAOFINALcompleta.pdf>. Acesso em: 13 maio 2019.

SÃO PAULO (Estado). **Dados abertos**. 2020. Disponível em: [http://dados.prefeitura.sp.gov.br/dataset?res\\_format=SHP](http://dados.prefeitura.sp.gov.br/dataset?res_format=SHP). Acesso em: 4 set. 2019.

SÃO PAULO (Estado). **Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica**. 2017. Disponível em: [https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/meio\\_ambiente/pmma/index.php?p=191882](https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/meio_ambiente/pmma/index.php?p=191882). Acesso em: 30 jul. 2019.

SÃO PAULO (Estado). **Sistema Integrado de Gestão Ambiental**. 2019. Disponível em: <https://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Default.aspx?idPagina=7761>. Acesso em: 3 set. 2019.

SÃO PAULO (Município). **Lei nº 16.050**, de 31 de julho de 2014. Aprova a política de desenvolvimento urbano e o plano diretor estratégico do município de São Paulo e revoga a

lei nº 13.430/2002. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/plano-diretor-sao-paulo-sp>. Acesso em: 5 set. 2019.

SÃO PAULO (Município). **Lei nº 16.140**, de 17 de março de 2015a. Dispõe sobre a obrigatoriedade de inclusão de alimentos orgânicos ou de base agroecológica na alimentação escolar no âmbito do sistema municipal de ensino de São Paulo e dá outras providências. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/plano-diretor-sao-paulo-sp>. Acesso em: 5 set. 2019.

SÃO PAULO (Município). **Lei nº 16.212**, de 10 de junho de 2015b. Dispõe sobre a gestão participativa das praças do município de São Paulo, e dá outras providências. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/plano-diretor-sao-paulo-sp>. Acesso em: 6 set. 2019.

SCHEROMM, P. Motivations and practices of gardeners in urban collective gardens: The case of Montpellier. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 14, n. 3, p. 735–742, 2015.

SENECAL, J.; VINNERÅS, B. Urea stabilisation and concentration for urine-diverting dry toilets: Urine dehydration in ash. **Science of the Total Environment**, v. 586, p. 650–657, 2017.

SIEBER, J.; PONS, M. Assessment of Urban Ecosystem Services using Ecosystem Services Reviews and GIS-based Tools. **Procedia Engineering**, v. 115, p. 53–60, 2015.

SOCIAL FARMS AND GARDENS. **London**. 2018. Disponível em: <https://www.farmgarden.org.uk/your-area/london>. Acesso em: 20 jul. 2019.

SPEAK, A. F.; MIZGAJSKI, A.; BORYSIK, J. Allotment gardens and parks: Provision of ecosystem services with an emphasis on biodiversity. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 14, n. 4, p. 772–781, 2015.

STOP HUNGER. **Hortas comunitárias**. 2020. Disponível em: <http://br.stop-hunger.org/home/nossas-acoas/hortas-comunitarias.html>. Acesso em: 10 set. 2019.

THE NATIONAL ALLOTMENT SOCIETY. **Brief history of allotments**. 2020. Disponível em: <https://www.nsalg.org.uk/allotment-info/brief-history-of-allotments/>. Acesso em: 10 set. 2019.

THOMAS, D. T. et al. Ground cover, erosion risk and production implications of targeted management practices in Australian mixed farming systems: Lessons from the Grain and Graze program. **Agricultural Systems**, v. 162, n. February, p. 123–135, 2018.

- THONGPRAKAISANG, S. et al. Glyphosate induces human breast cancer cells growth via estrogen receptors. **Food and Chemical Toxicology**, v. 59, p. 129–136, 2013.
- TIBERI, M.; CARBONARA, E.; SFORZINI, V. Sustainable requalification in restricted area: The case study of Flaminio stadium in Rome. **Energy Procedia**, v. 126, p. 305–312, 2017.
- TRESCH, S. et al. Litter decomposition driven by soil fauna, plant diversity and soil management in urban gardens. **Science of the Total Environment**, v.658, p. 1614-1629, 2019.
- UNITED KINGDOM. Centre for ecology and hydrology. **Rainfall**. 2020. Disponível em: <https://eip.ceh.ac.uk/rainfall>. Acesso em: 24 jul. 2019.
- UNITED NATIONS. **Statistics Division**. 2018. Disponível em: <https://unstats.un.org/>. Acesso em : 20 ago. 2019.
- UNIVERSITY OF SHEFFIELD. New land cover atlas reveals just six per cent of UK is built on. 2017. Disponível em: <https://www.sheffield.ac.uk/news/nr/land-cover-atlas-uk-1.744440>. Acesso em: 27 ago. 2019.
- WANG, J. et al. A multiscale analysis of urbanization effects on ecosystem services supply in an urban megaregion. **Science of the Total Environment**, v. 662, p. 824–833, 2019.
- WOŹNIAK, E. et al. Glyphosate affects methylation in the promoter regions of selected tumor suppressors as well as expression of major cell cycle and apoptosis drivers in PBMCs (in vitro study). **Toxicology in Vitro**, v. 63, p. 104736, 2020.
- WÜST, D. et al. Hydrothermal carbonization of dry toilet residues as an added-value strategy – Investigation of process parameters. **Journal of Environmental Management**, v. 234, n. December 2018, p. 537–545, 2019.
- YANG, S. et al. Socio-cultural valuation of rural and urban perception on ecosystem services and human well-being in Yanhe watershed of China. **Journal of Environmental Management**, v. 251, n. 19, p. 109615, 2019.
- ZAMBRANO, L.; PACHECO-MUÑOZ, R.; FERNÁNDEZ, T. A spatial model for evaluating the vulnerability of water management in Mexico City, Sao Paulo and Buenos Aires considering climate change. **Anthropocene**, v. 17, p. 1–12, 2017.
- ZHANG, K.; CHUI, T. F. M. Linking hydrological and bioecological benefits of green



infrastructures across spatial scales – A literature review. **Science of the Total Environment**, v. 646, p. 1219–1231, 2019.

ZHANG, S.; MUÑOZ RAMÍREZ, F. Assessing and mapping ecosystem services to support urban green infrastructure: The case of Barcelona, Spain. **Cities**, v. 92, n. March, p. 59–70, 2019.

ZHAO, J. et al. Does crop rotation yield more in China? A meta-analysis. **Field Crops Research**, v. 245, n. April 2019, p. 107659, 2020.

ZHOU, G. et al. Co-incorporation of green manure and rice straw improves rice production, soil chemical, biochemical and microbiological properties in a typical paddy field in southern China. **Soil and Tillage Research**, v. 197, n. September 2019, p. 104499, 2020.

## 4. CAPÍTULO 3

### Contribuição das hortas urbanas para a melhoria física do solo

#### Resumo

Cada vez mais raras nos centros urbanos, as áreas permeáveis são de extrema importância para a infiltração da água em um evento de chuva, e para a redução de danos causados pelo escoamento superficial acentuado. O objetivo desse capítulo foi avaliar as características físicas do solo utilizado para agricultura urbana, em comparação com outras áreas permeáveis: praças, terrenos baldios e mata ciliar. Assim, foi realizado um monitoramento entre os meses de outubro de 2017 e setembro de 2018, com a coleta de dados relacionados à densidade do solo, umidade volumétrica, condutividade hidráulica, velocidade de infiltração de água e resistência mecânica à penetração. A mata ciliar apresentou sinais de compactação do solo, com baixa capacidade para infiltração de água, assim como as praças e os terrenos baldios. As hortas urbanas foram superiores em todos os parâmetros avaliados, e demonstraram potencial para otimizar o serviço de regulação hídrica em solos urbanos. Os resultados destacam a importância de um manejo do solo nas cidades para que a compactação seja evitada, e o incentivo às hortas urbanas em terrenos não aproveitados e praças pode ser uma alternativa viável para melhoria hídrica das cidades.

**Palavras-chave:** Hortas urbanas; Propriedades do solo; Serviço de Regulação Hídrica; Áreas Permeáveis.

### Urban gardens contribution to physical soil improvement

#### Abstract

Permeable areas are increasingly rare in urban centers, but they have the utmost importance for stormwater infiltration and reduction of damage caused by runoff. This work aimed to evaluate the physical characteristics of the soil used for urban gardening, in comparison with other permeable areas: squares, vacant lots, and riparian forest. Monitoring was carried out between October 2017 and September 2018, with the data collection related to soil bulk density, volumetric humidity, hydraulic conductivity, water infiltration rate, and mechanical resistance to penetration. The riparian forest showed signs of soil compaction, with low water infiltration capacity, as well as squares and vacant lots. Urban gardens were superior in all evaluated parameters and demonstrated the potential for improvement in water infiltration of urban soils. The results highlight the importance of better soil management to avoided compaction and encouraging urban gardens in unused land and squares can be a viable alternative for water improvement in cities.

**Keywords:** Soil Properties; Water Regulation Service; Permeable Areas; Urban gardens.

#### 4.1. INTRODUÇÃO

O gerenciamento de águas pluviais em grandes centros baseia-se tradicionalmente em infraestruturas cinzas, com sumidouros de concreto, encanamentos de coleta e transporte do escoamento superficial e instalações de tratamento de águas residuais (CHENOWETH et al.,

2018; HOPKINS; GRIMM; YORK, 2018). No entanto, existem alternativas desenvolvidas com foco na infiltração de água no solo, denominadas infraestruturas verdes, que reduzem os picos e os volumes de escoamento superficial e previnem diversos problemas socioambientais (BONNEAU et al., 2017; DOUGLAS, 2018; LI et al., 2019b; ONUMA; TSUGE, 2018).

Esses espaços também geram benefícios secundários como o conforto térmico, melhoria na qualidade do ar, aumento da biodiversidade, conectividade da paisagem, atração de polinizadores e bem-estar da população (SEMERARO et al., 2018; SHACKLETON et al., 2018; ZHANG; MUÑOZ RAMÍREZ, 2019; ZHANG et al., 2019; ZÖLCH et al., 2019). Também existe a possibilidade de produção de alimentos em jardins de chuva e biovaletas, que podem ser utilizados como hortas se os substratos e as espécies forem adequados ao interesse e características locais (RICHARDS et al., 2017).

Embora essas técnicas estejam crescendo gradualmente em todo mundo, sua aplicação em larga escala ainda é desafiadora (HARRINGTON; HSU, 2018; LI et al., 2019a), e são poucos os casos de aplicação e sucesso de infraestruturas verdes nos grandes centros brasileiros (HERZOG, 2016). Assim, um caminho é avaliar como as áreas urbanas não construídas que já existem nas cidades podem contribuir para a infiltração de água. De acordo com Berland et al. (2017), a arboricultura, cultivo de árvores e outras plantas lenhosas, merece consideração especial como controle de águas pluviais. As árvores interagem com o ciclo hidrológico urbano interceptando a precipitação recebida, removendo água do solo através da transpiração e aumentando a infiltração.

A contribuição para o serviço de regulação hídrica de diferentes espaços pode ser identificada através de algumas características físicas do solo. A densidade depende de sua estrutura em todos os seus aspectos, reflete o arranjo de suas partículas e define as características do sistema poroso (HILLEL, 2003). A umidade do solo, indicada pela fração de espaço poroso ocupado pela água (HILLEL, 1982), é importante não só para a viabilidade do crescimento vegetal (SILVA et al., 2019), mas também para a evapotranspiração (PURDY et al., 2018) e para avaliação de riscos de escoamento superficial e erosão do solo (SINGH; THOMPSON, 2016).

A condutividade hidráulica, capacidade que o solo tem de conduzir água das camadas superiores até as mais profundas, é frequentemente mais alta nas primeiras camadas e reduz com o aumento da profundidade (HILLEL, 1982). Em solos saturados, todos os poros estão preenchidos e são condutores, obtendo assim seus valores máximos. Entretanto, em condições

naturais com solos não saturados, alguns poros são preenchidos de ar e a porção condutora da área transversal do solo decresce proporcionalmente (CUI; ZHU, 2018; HILLEL, 1982).

Diretamente relacionada à condutividade está a capacidade de infiltração de água no solo, que representa a vazão máxima por unidade de área e por unidade de tempo capaz de atravessar a superfície do solo (VILLELA; MATTOS, 1975). Esse parâmetro reflete a capacidade de um solo absorver água proveniente da chuva ou da irrigação (SANTOS; SOUZA; MONTENEGRO, 2016), e também está relacionado à escoamentos superficiais e processos erosivos (LOÁICIGA; JOHNSON, 2018).

Para identificar as camadas compactadas do solo e mudanças físicas associadas aos seus horizontes, a Resistência Mecânica à Penetração do Solo-RMPS é o parâmetro mais adequado (IORI; DIAS JÚNIOR; DA SILVA, 2012). Em solos não saturados, espera-se que a RMPS aumente proporcionalmente ao aumento da compactação (HILLEL, 1982). Assim como os outros parâmetros citados, a resistência varia de acordo com a textura, uso do solo, práticas de manejo e ações conservacionistas.

Nesse contexto, o presente estudo objetivou avaliar as características físicas dos solos em áreas de agricultura urbana e compará-las com outras áreas urbanas permeáveis. Para isso, um monitoramento anual da densidade, umidade, condutividade hidráulica, velocidade de infiltração de água e RMPS foi realizado em hortas urbanas, praças, terrenos baldios e uma área referência de mata ciliar. Alternativas para melhoria da qualidade dos solos urbanos e sua contribuição para a infiltração de água pluvial também serão discutidas.

## 4.2. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.2.1. Área de estudo

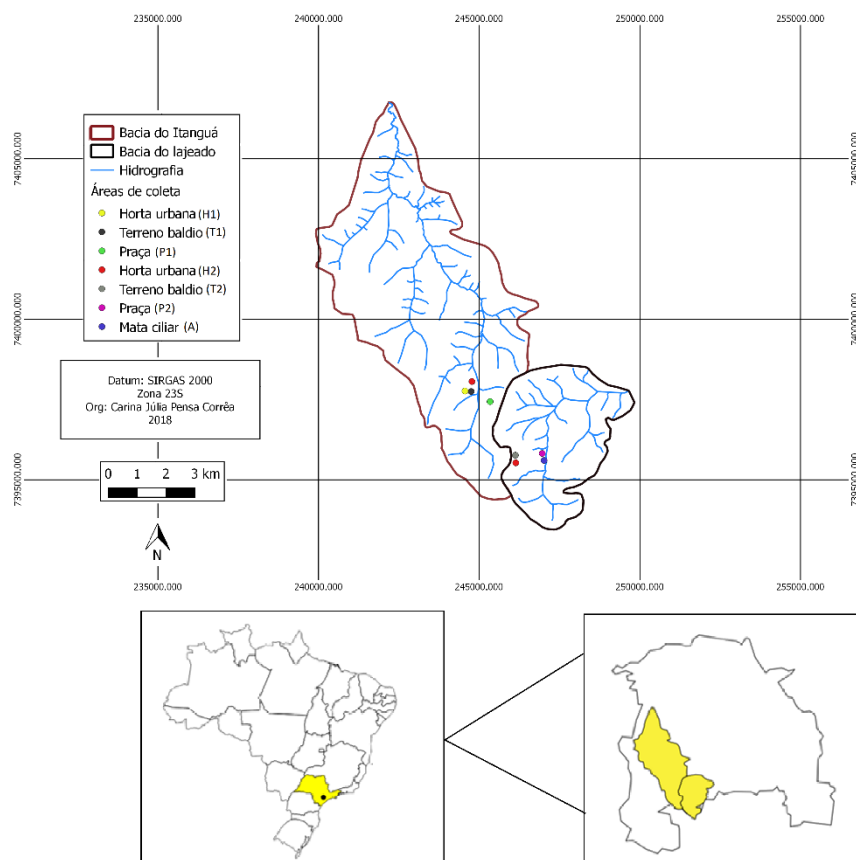
A coleta de dados foi realizada na área urbana de Sorocaba, São Paulo, Brasil. O município localiza-se no sudeste do estado, à 92 km de distância da capital São Paulo, na chamada borda de depressão periférica paulista (IGC, 2014). Segundo a classificação de Koeppen, o clima é Cwa (tropical de altitude), definido por períodos chuvosos no verão e secas de inverno, com mínimas médias de 12°C e máximas de 30°C, sendo a temperatura média anual 22,1°C. A precipitação média anual gira em torno de 1.311 mm, e a altitude média é de 580 metros (CEPAGRI, 2015).

Sorocaba apresenta área de 449 km<sup>2</sup>, com população de aproximadamente 660 mil habitantes, sendo 99% residentes na zona urbana (IBGE, 2017), e seu perímetro está inserido

na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do rio Sorocaba e Médio Tietê – UGRHI- 10. O bioma predominante na região é a Mata Atlântica, com formações vegetais de Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ombrófila Densa. Além disso, algumas regiões apresentam uma área de ecótono (zona de contato entre dois biomas distintos) entre Mata Atlântica e Cerrado, com a presença das fitofisionomias: cerrado, campos cerrados e matas de várzea (MCT, 2011). Já a unidade pedológica se caracteriza por Latossolos Vermelhos e Argissolos Vermelho-Amarelos (EMBRAPA, 1999).

Foram selecionadas 7 áreas urbanas permeáveis, sendo elas uma Área de Preservação Permanente (APP) (ou área de mata ciliar) de corpo d'água urbano, duas hortas, duas praças e dois terrenos baldios (Figura 1; Figura 2). Uma das hortas (Horta 2) encerrou suas atividades no terceiro mês de análise, e foi substituída por outra horta com características semelhantes. A horta era familiar, desenvolvida em um terreno privado que havia sido cedido para essa atividade, mas que foi retomado para construção de um prédio.

**Figura 1.** Inserção das áreas de estudo nas bacias hidrográficas do Itanguá e Lageado, Sorocaba-SP.



**Fonte:** Adaptado de IBGE (1971).

**Figura 2.** Áreas de estudo. H1 e H2 (Hortas urbanas); T1 e T2 (Terrenos baldios); P1 e P2 (Praças) e A (Área de Preservação Permanente) em Sorocaba-SP.



**Fonte:** Autora (2018).

A área de mata ciliar não está plenamente conservada conforme as instruções do Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012). Existe uma residência há pouco mais de 10 metros do corpo d'água, além da área ser utilizada para forrageamento de galinhas. Ainda foi observada uma queimada intencional de lixo realizada por um morador do bairro. Os terrenos baldios possuem algumas áreas cobertas por gramíneas, outras áreas com solo exposto e alguns focos de lixo. As praças apresentam maior cobertura de solo por gramíneas, áreas com solo exposto são pontuais, e há árvores distribuídas pela área. Por fim, as hortas são em sua maioria cobertas por espécies de verduras (alface, couve, rúcula, espinafre, temperos, ervas medicinais) e algumas árvores frutíferas. O manejo das hortas é orgânico, utilizando apenas técnicas tradicionais e sem maquinário para o cultivo.

A H1 realiza seu manejo desde 1997, portanto há 23 anos a área é utilizada para plantio agrícola. A segunda área destinada para a H2 existe desde 2016, e anteriormente era um terreno baldio. As praças, os terrenos baldios e a mata ciliar estão com o mesmo uso e cobertura de solo há pelo menos 9 anos, de acordo com imagens de satélite do Google Earth.

#### 4.2.2. Monitoramento dos indicadores do solo

Coletas mensais foram realizadas nas áreas selecionadas, com início no mês de outubro/2017 e término em setembro/2018, totalizando 12 amostras. Durante esse período, cinco indicadores do solo foram analisados: Densidade ( $\text{g.cm}^3$ ), Umidade (%), Condutividade

Hidráulica ( $\text{mm/h}^{-1}$ ), Velocidade de Infiltração ( $\text{mm/h}^{-1}$ ) e Resistência Mecânica à Penetração do Solo - RMPS (MPa).

O equipamento utilizado para medir a RMPS foi o penetrógrafo Falker penetroLOG – Medidor Eletrônico de Compactação do Solo, que mede a resistência à penetração em unidade de pressão MPa em até 60 cm de profundidade. Sua capacidade máxima de medição é de 7 MPa. A velocidade de infiltração foi determinada com o auxílio do Infiltrômetro – Minidisk Decagon, com faixa de sucção ajustada a -2 cm/s para todas as áreas e medidas de 30 segundos até a estabilização dos resultados. Como o cálculo da velocidade de infiltração depende do tipo de solo, realizou-se uma análise granulométrica dos solos de cada área, com o método de pipeta, conforme a metodologia do IAC (2009).

A umidade volumétrica e a densidade foram calculadas através de anéis da marca Soil Control, com  $100 \text{ cm}^3$  de capacidade. Após a coleta em campo, o solo foi pesado (peso úmido) e colocado para secar na estufa a  $105\text{-}110^\circ\text{C}$  por 24 horas, de acordo com a recomendação da Embrapa (2011). Após o término da secagem e o resfriamento das amostras, elas foram pesadas novamente (peso seco). Para todos os indicadores, três repetições foram feitas em cada área adotada.

#### 4.2.3. Análise dos resultados

Para o cálculo da condutividade hidráulica e da velocidade de infiltração, utilizou-se um software fornecido pelo fabricante do Infiltrômetro – Minidisk, com a inserção dos tipos de solos de acordo com a tabela 1.

**Tabela 1.** Caracterização da textura dos solos encontrados nas áreas de estudo, Sorocaba-SP.

Área	Solo
H1 (Horta I)	Argila Arenosa
T1 (Terreno baldio I)	Argila Arenosa
P1 (Praça I)	Franco Argilo Arenoso
H2 (Horta II)	Argila Arenosa
T2 (Terreno baldio II)	Franco Arenoso
P2 (Praça II)	Argila Arenosa
A (APP)	Franco Argilo Arenoso

**Fonte:** Autora (2019).

A velocidade de infiltração, umidade e a densidade do solo foram calculadas de acordo com EMBRAPA (2011) (Tabela 2).

**Tabela 2.** Indicadores e suas respectivas fórmulas utilizadas na caracterização física dos solos.

Indicador	Fórmula
Umidade volumétrica (%)	$Ug = \frac{(a - b)}{v} \times 100$ <p>Onde: a = massa da amostra úmida (g) b = massa da amostra seca (g) v= volume (cm<sup>3</sup>)</p>
Densidade (g.cm <sup>3</sup> )	$Ds = \frac{a}{b}$ <p>Onde: a = massa da amostra seca (g) b= volume do anel (cm<sup>3</sup>)</p>
Velocidade de infiltração média (mm/h <sup>-1</sup> )	$VI = \frac{I}{T}$ <p>Onde: I = infiltração acumulada (mm) T = tempo (h)</p>

**Fonte:** EMBRAPA, 2011.

Os gráficos foram desenvolvidos através do programa Microsoft Excel 2010. As análises estatísticas foram realizadas para comparação entre os resultados encontrados nas sete áreas, através do software PAST 3.23. Inicialmente, foi realizado um teste de normalidade de Shapiro-Wilk, para comparação das médias encontradas de RMPS, velocidade de infiltração, condutividade hidráulica, umidade e densidade. Comprovada a normalidade dos dados, foi aplicada uma Análise de variância (ANOVA), e, por fim, a comparação das médias foi realizada através do Teste de Tukey. Todas as análises consideraram como nível de significância de 95%. Para a comparação entre os parâmetros adotados, utilizou-se o Coeficiente de Correlação de Pearson ( $\rho$ ).

#### 4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

##### 4.3.2. Densidade

A densidade pode ser avaliada em diferentes estratos do solo, assim como a resistência mecânica à penetração (AL-SHAMMARY et al., 2019; LI et al., 2019c). No entanto, pelo método empregado e sua necessidade de abertura de trincheiras, apenas o primeiro estrato (0-10 cm) foi avaliado. Assim, ela foi semelhante ao longo dos meses e entre as áreas. A densidade média variou entre 1,98 g.cm<sup>3</sup> (T2) e 1,74 g.cm<sup>3</sup> (P2) (Tabela 3).



**Tabela 3.** Valores de densidade ( $\text{g/cm}^3$ ) das áreas estudadas entre os meses de outubro/2017 a setembro/2018.

	<b>H1</b>		<b>T1</b>		<b>P1</b>		<b>H2</b>		<b>T2</b>		<b>P2</b>		<b>A</b>	
	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro
<b>out/17</b>	1,87	0,06	2,10	0,05	1,90	0,08	1,91	0,05	1,83	0,04	1,82	0,03	1,85	0,13
<b>nov/17</b>	2,01	0,08	2,13	0,02	2,11	0,05	1,61	0,12	1,96	0,05	1,74	0,07	1,83	0,12
<b>dez/17</b>	1,83	0,07	1,71	0,06	1,69	0,09	1,67	0,01	1,70	0,02	1,67	0,06	1,71	0,07
<b>jan/18</b>	1,92	0,06	2,15	0,03	1,84	0,07	1,78	0,03	1,97	0,18	1,74	0,08	2,08	0,12
<b>fev/18</b>	1,91	0,06	1,92	0,08	1,79	0,05	1,78	0,05	1,77	0,03	1,73	0,10	1,75	0,08
<b>mar/18</b>	1,69	0,04	1,82	0,08	1,92	0,07	1,79	0,12	2,05	0,13	1,87	0,06	1,60	0,12
<b>abr/18</b>	1,91	0,15	1,78	0,06	1,80	0,12	1,29	0,07	1,85	0,08	1,77	0,08	1,81	0,02
<b>mai/18</b>	1,84	0,17	2,04	0,05	1,83	0,02	1,80	0,09	1,93	0,05	1,76	0,10	1,87	0,01
<b>jun/18</b>	2,07	0,10	2,15	0,18	1,94	0,06	1,98	0,09	1,74	0,03	1,72	0,03	1,56	0,03
<b>jul/18</b>	1,87	0,04	1,53	0,05	1,83	0,02	1,62	0,09	1,98	0,06	1,54	0,14	1,58	0,06
<b>ago/18</b>	1,99	0,03	2,23	0,23	2,01	0,08	1,93	0,01	2,09	0,03	1,79	0,07	1,89	0,01
<b>set/18</b>	2,03	0,04	2,22	0,21	2,01	0,08	1,93	0,01	2,07	0,03	1,76	0,05	1,83	0,02
<b>Média</b>	<b>1,91</b>	<b>0,07</b>	<b>1,98</b>	<b>0,09</b>	<b>1,89</b>	<b>0,07</b>	<b>1,76</b>	<b>0,06</b>	<b>1,91</b>	<b>0,06</b>	<b>1,74</b>	<b>0,07</b>	<b>1,78</b>	<b>0,09</b>

De acordo com Freire (2006), a densidade pode variar entre  $1,20 \text{ g.cm}^3$  a  $1,80 \text{ g.cm}^3$  em solos brasileiros de textura média, portanto, todas as áreas estão dentro do esperado. Quando comparado a outros estudos, (MARTÍN; REYES; TAGUAS, 2017; MATSINHE et al., 2019; PREMROV; CUMMINS; BYRNE, 2018; REICHERT et al., 2018; SOARES et al., 2018; TIAN et al., 2019; XIANGSHENG; GUOSHENG; YANYU, 2016) a densidade encontrada em todas as áreas é alta.

Vale destacar que os autores citados consideram a textura (proporção de argila, silte e areia), a profundidade e o método de análise empregado, avaliando seu adensamento. No entanto, o presente estudo focou no quanto as amostras são compactadas (HILLEL, 2003), pois com todas as áreas apresentando textura média, e a coleta sendo realizada no mesmo estrato, a única diferença entre os tratamentos era o uso do solo. Já estudos de densidade que consideram manejo de solos brasileiros são realizados em solos florestais ou em solos rurais utilizados para agricultura e pasto (BONETTI et al., 2018; FIN et al., 2018; LEVINSKI-HUF; KLEIN, 2018; MEDEIROS et al., 2018; PEREIRA; REZENDE, 2001; SILVA et al., 2018).

A alta densidade encontrada em áreas permeáveis urbana pode ser explicada pelo histórico e uso da área. Terrenos baldios e praças são constantemente compactados pelos seres humanos, animais domésticos e, em algumas áreas estudadas, o acesso de veículos. As áreas de horta e de mata ciliar também apresentaram valores elevados, que podem ser explicados pela coleta na primeira camada do solo e, conseqüentemente, a quantidade de matéria orgânica contida nela (BOSCHI et al., 2018).

### 4.3.3. Umidade

Quando se trata do crescimento e manutenção de vegetação no meio urbano, a umidade é um dos fatores determinantes. Tanto condições de alta umidade como de estresse hídrico podem aumentar a mortalidade de espécies vegetais (ALLEN et al., 2010). De acordo com Scheberl et al. (2019), valores de umidade menores que 10% podem influenciar no ponto de murcha permanente. Em nenhum mês as hortas tiveram umidade abaixo de 10%. Já a mata ciliar, uma praça e os dois terrenos baldios apresentaram em pelo menos um mês valores abaixo de 10%, demonstrando a necessidade de melhorias no solo em algumas áreas verdes urbanas (Tabela 4).

**Tabela 4.** Valores de umidade volumétrica (%) das áreas estudadas entre os meses de outubro/2017 a setembro/2018.

	H1		T1		P1		H2		T2		P2		A	
	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro
<b>out/17</b>	16,86	0,26	16,95	2,08	11,81	1,04	18,37	1,15	6,63	0,55	16,15	1,74	11,82	2,27
<b>nov/17</b>	37,53	2,26	26,32	1,35	25,81	0,84	32,57	4,48	27,05	1,27	26,54	0,25	28,75	0,92
<b>dez/17</b>	17,58	3,36	6,84	0,63	7,86	0,96	24,12	3,51	10,02	0,48	18,52	1,47	17,13	1,31
<b>jan/18</b>	34,20	4,90	25,20	1,01	21,67	0,62	39,15	8,09	23,57	2,69	34,43	3,50	25,90	0,10
<b>fev/18</b>	25,58	5,80	13,65	1,46	9,85	0,20	26,33	1,44	12,31	1,15	17,26	2,11	14,22	1,95
<b>mar/18</b>	25,50	2,29	21,78	2,10	21,52	1,45	29,82	2,50	15,36	0,94	29,18	2,40	18,09	3,13
<b>abr/18</b>	25,56	4,84	8,69	0,82	10,07	1,28	16,92	5,63	7,95	1,47	17,64	2,50	11,04	1,66
<b>mai/18</b>	21,76	10,79	14,95	1,71	12,07	0,33	20,38	0,95	11,46	0,12	18,77	1,54	11,86	4,63
<b>jun/18</b>	22,73	0,74	13,07	1,50	10,70	2,07	24,53	2,40	6,90	0,46	15,37	1,64	8,77	1,39
<b>jul/18</b>	23,47	7,00	4,53	0,42	8,53	3,56	28,93	2,35	2,57	0,52	12,70	4,20	2,47	0,58
<b>ago/18</b>	26,43	4,06	7,53	3,99	10,80	2,65	30,43	0,49	5,30	1,98	15,40	1,61	8,63	3,99
<b>set/18</b>	20,73	1,07	22,57	7,35	13,33	1,28	30,30	0,51	19,60	1,77	23,20	1,03	14,63	3,97
<b>Média</b>	<b>24,83</b>	3,95	<b>15,17</b>	2,04	<b>13,67</b>	1,36	<b>26,82</b>	2,79	<b>12,39</b>	1,12	<b>20,43</b>	2,00	<b>14,44</b>	4,24

**Fonte:** Autora (2019).

A baixa umidade em uma área com vegetação arbórea é preocupante, pois esse é um parâmetro que possui relação positiva direta com a quantidade de matéria orgânica no solo (HILLEL, 2003). Esperava-se que áreas com árvores apresentassem valores bons de umidade, justamente pelo teor de matéria orgânica. No entanto, a umidade média da mata ciliar foi a segunda mais baixa (14,44%), seguindo a P1 (13,67%).

A urbanização afeta a quantidade e a qualidade da matéria orgânica do solo (CHAI et al., 2019), e intervenções antrópicas podem ser a explicação para esse resultado. Os resultados semelhantes obtidos por Pereira, Locatelli e Souza (2016) em áreas de preservação permanente urbanas apontam que essas intervenções antrópicas afetam nos parâmetros físicos e químicos do solo, como a umidade.

A H2 apresentou a maior umidade média (26,82%), assim como as maiores umidades registradas para o período avaliado, nos meses de novembro (39,15%) e janeiro (32,57%). Em seguida, a H1 apresentou 24,83% de umidade média, com picos de umidade nos mesmos meses, seguindo o padrão observado na análise da precipitação.

As duas áreas correspondem às áreas de horta, e, embora a irrigação possa favorecer a manutenção da umidade, a variação sazonal mostra que o regime pluvial influenciou nesse parâmetro. Mesmo em área urbana e em pequena escala, os valores são compatíveis com a umidade em áreas de agricultura no meio rural, apontando que as hortas estão sendo bem manejadas (MARTINS et al., 2016; SILVA et al., 2019; SINGH; THOMPSON, 2016; WIEDER et al., 2018).

#### **4.3.4. Condutividade Hidráulica**

Usualmente, a condutividade hidráulica é medida em laboratório, ou estimada usando curva de retenção de água no solo e o valor de condutividade hidráulica saturada. Nesse estudo, optou-se por medir a condutividade in situ (TIAN et al., 2018). Nesse caso, ela foi realizada em solo não saturado, onde alguns poros são preenchidos de ar e a porção condutora da área transversal do solo decresce proporcionalmente (REICHARDT; TIMM, 2004).

Assim, os valores encontrados estão abaixo do esperado em experimentos em solo saturado, mas refletem a realidade do solo quando entra em contato com a água em um evento de chuva. A H2 apresentou a maior condutividade ( $42,88 \text{ mm/h}^{-1}$ ), seguida da H1 ( $29,22 \text{ mm/h}^{-1}$ ) (Tabela 5). Seu resultado é compatível com o esperado em áreas agrícolas (VIEIRA; KLEIN, 2014).

**Tabela 5.** Valores de condutividade hidráulica ( $\text{mm/h}^{-1}$ ) das áreas estudadas entre os meses de outubro/2017 a setembro/2018, Sorocaba-SP.

Condutividade hidráulica ( $\text{mm/h}$ )	H1		T1		P1		H2		T2		P2		A	
	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro
out/17	40,21	8,58	20,92	10,88	23,30	11,32	77,87	34,20	23,60	11,41	22,71	5,74	10,07	0,12
nov/17	35,59	16,48	4,80	4,80	9,88	5,23	85,38	30,10	17,88	17,90	18,45	-	37,57	32,77
dez/17	32,13	13,70	19,12	6,47	10,54	5,40	46,52	9,20	23,60	11,41	40,21	8,58	19,74	2,98
jan/18	41,69	11,70	-	-	4,62	4,63	49,89	15,92	6,43	6,44	6,15	6,16	5,93	5,93
fev/18	27,78	1,78	20,50	8,95	40,92	16,65	83,35	6,92	11,48	2,55	6,15	6,16	13,86	-
mar/18	30,12	11,86	11,56	6,08	15,17	2,39	25,99	9,65	16,46	9,95	8,20	4,10	26,35	20,74
abr/18	21,58	13,02	18,45	1,36	11,42	2,99	34,19	2,71	19,37	7,44	28,77	9,39	30,98	2,36
mai/18	23,25	6,94	15,05	11,20	32,95	7,61	26,05	2,72	37,94	11,73	13,00	6,53	19,09	0,65
jun/18	23,97	6,72	14,39	4,07	18,48	5,40	36,90	12,01	16,46	11,51	23,25	6,94	18,49	6,69
jul/18	23,28	2,48	4,13	3,16	25,76	9,00	30,18	1,39	20,75	13,47	10,23	4,29	24,37	11,21
ago/18	41,03	6,53	-	-	26,92	14,45	11,77	2,47	32,93	1,42	5,49	5,50	11,18	5,63
set/18	4,00	0,17	14,37	9,59	-	-	6,50	6,51	6,57	4,45	16,40	2,07	21,80	12,70
<b>Média</b>	<b>28,72</b>	<b>6,18</b>	<b>11,94</b>	<b>4,50</b>	<b>18,33</b>	<b>6,95</b>	<b>42,88</b>	<b>15,46</b>	<b>19,46</b>	<b>5,45</b>	<b>16,58</b>	<b>6,18</b>	<b>19,95</b>	<b>5,25</b>

**Fonte:** Autora (2019).

As menores condutividades encontradas estão no T1 ( $12,14 \text{ mm/h}^{-1}$ ) e na P2 ( $16,58 \text{ mm/h}^{-1}$ ). De acordo com Ruiz et al. (2014), o incremento na compactação do solo reduz a condutividade hidráulica, sendo um possível motivo para o terreno baldio apresentar a menor taxa. Além da compactação natural ocasionada pelo abandono, o terreno baldio correspondente ao T2 é utilizado como estacionamento de carros de uma forma não regulada. A praça correspondente à P2 não possui caminhos para pedestres, além de poucas árvores em seu terreno, favorecendo a compactação na região.

#### 4.3.5. Velocidade de Infiltração

A condutividade hidráulica é diretamente proporcional à velocidade de infiltração de água do solo em solos saturados (BRANDÃO et al., 2006). Porém, mesmo em solos não saturados, existe uma correlação positiva que será apresentada no item 4.3.7. Fatores como tipo de solo, superfície e manejo influenciam no movimento da água no solo, e por esse motivo, os cálculos consideram a textura do solo.

A H2 ( $225,65 \text{ mm/h}^{-1}$ ) e a H1 ( $161,14 \text{ mm/h}^{-1}$ ) novamente apresentam as maiores velocidades de infiltração (Tabela 6). Todos os valores de velocidade de infiltração seguiram a tendência da condutividade hidráulica, como esperado. A taxa de infiltração de água no solo tende a ser menor em áreas em descobertas do que naquelas sob manejo, e indica um processo de compactação (DE ALMEIDA et al., 2018). Essa infiltração, a partir de 15 cm de profundidade, é afetada principalmente pela porosidade e densidade, características físicas que podem ser melhoradas pelas raízes das plantas (XIE et al., 2020).

**Tabela 6.** Valores de velocidade de infiltração ( $\text{mm/h}^{-1}$ ) das áreas estudadas entre os meses de outubro/2017 a setembro/2018, Sorocaba-SP.

Velocidade de infiltração (mm/h)	H1		T1		P1		H2		T2		P2		A	
	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro
out/17	301,93	221,16	132,98	61,47	203,12	85,47	436,65	197,05	269,25	202,27	221,90	41,86	123,48	25,47
nov/17	120,36	52,82	56,35	34,46	67,94	34,30	386,33	149,65	75,29	130,40	68,59	-	207,91	194,18
dez/17	164,95	166,90	179,22	45,74	62,39	39,56	250,37	94,92	215,48	129,25	301,93	221,16	172,52	72,71
jan/18	170,01	79,98	14,37	14,98	42,95	44,41	181,77	118,11	41,65	24,70	29,56	35,26	22,86	39,60
fev/18	172,95	14,01	113,67	39,05	270,46	178,91	335,61	38,02	106,49	20,48	74,96	58,32	88,68	-
mar/18	173,94	59,66	58,36	39,85	81,99	23,99	138,82	104,72	115,47	36,68	81,55	35,26	149,93	127,49
abr/18	157,27	48,50	75,29	11,60	291,16	30,36	150,58	23,20	120,53	48,31	177,36	111,68	161,68	21,49
mai/18	98,15	35,26	96,52	50,37	150,58	112,84	246,94	120,51	193,53	51,33	59,12	8,26	61,90	6,62
jun/18	151,07	70,37	88,68	34,80	174,43	46,50	137,18	61,08	81,99	72,41	98,15	35,26	118,24	35,26
jul/18	152,21	72,50	99,14	61,57	375,40	129,45	218,20	79,36	351,59	186,08	71,92	48,50	146,50	16,13
ago/18	251,02	114,67	90,81	120,52	147,64	44,41	211,34	92,28	163,97	11,60	45,46	40,03	54,55	36,39
set/18	19,83	7,50	62,39	108,06	9,96	10,05	14,02	12,17	37,57	45,87	79,70	28,16	154,50	88,81
Média	<b>161,14</b>	40,53	<b>88,98</b>	24,22	<b>156,50</b>	64,81	<b>225,65</b>	67,83	<b>147,73</b>	55,03	<b>109,19</b>	47,21	<b>121,90</b>	31,69

**Fonte:** Autora (2019).

A degradação da estrutura do solo modifica o arranjo de suas partículas e provoca uma diminuição no tamanho dos poros, desencadeando uma redução na área da seção transversal para o fluxo de água, juntamente com percursos mais tortuosos para o movimento de fluido (SOUZA; ALVES, 2003; BRANDÃO et al., 2006). O solo coberto de grama é mais vulnerável à erosão hídrica do que sob a floresta, e é provável que haja um pior desempenho geral dos regimes de fluxo hídrico (PIRASTRU et al., 2013). No entanto, a velocidade de infiltração da mata ciliar ( $121,9 \text{ mm/h}^{-1}$ ) está bem abaixo do esperado em florestas naturais com características de cerrado (ALVES; SUZUKI; SUZUKI, 2007; BONO et al., 2012), inclusive em florestas urbanas com solos compactados (GREGORY et al., 2006).

#### 4.3.6. Resistência Mecânica à Penetração do Solo

Para solos médios, o manual fornecido pelo fabricante do PenetroLOG estipula que o nível tolerável de força exercida é abaixo de 2 MPa, o nível intermediário é entre 2 e 3,5 MPa, e o nível crítico acima de 3,5 MPa. Já para solos leves, encontrado apenas na área 5, o nível tolerável é abaixo de 2 MPa, o nível intermediário entre 2 e 3, e o crítico acima de 3,5 MPa. Se considerado o estudo de Barbosa et al. (2018), onde valores até 2,5 MPa não seriam limitantes para crescimento radicular, nenhuma área está compactada acima do limite desejado (Tabela 7).

A ausência de medidas significa que o aparelho não conseguiu penetrar, apontando uma alta compactação do solo no local. Pela média não representar esses valores, o uso dessa medida individualmente não reflete a realidade de solos muito compactados em áreas urbanas.

Portanto, um estudo mais aprofundado sobre a RMPS das áreas adotadas será realizado no capítulo 4.

**Tabela 7.** Valores de Resistência Mecânica à Penetração MPa entre 0-20cm de profundidade das áreas estudadas entre os meses de outubro/2017 a setembro/2018, Sorocaba-SP.

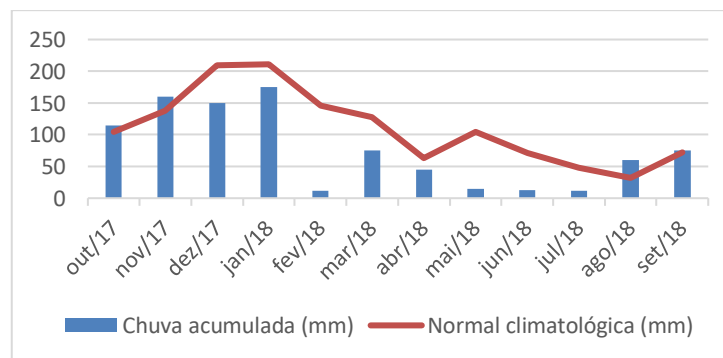
	H1		T1		P1		H2		T2		P2		A	
	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro
RMPS 0-20 cm (MPa)														
out/17	0,84	0,36	1,46	0,18	0,65	0,32	0,83	0,19	0,91	0,24	1,04	0,45	1,68	0,44
nov/17	0,78	0,29	1,29	0,27	1,53	0,29	0,53	0,23	1,20	0,52	1,36	0,47	1,85	0,52
dez/17	0,95	0,30	1,42	0,36	1,82	0,68	0,61	0,18	0,61	0,29	1,85	0,92	2,03	0,57
jan/18	0,87	0,24	0,88	0,30	1,20	0,25	0,78	0,37	2,03	0,46	1,06	0,42	1,39	0,45
fev/18	0,75	0,30	0,58	0,20	0,86	0,35	0,34	0,14	0,44	0,08	0,79	0,19	1,93	0,54
mar/18	0,82	0,36	1,55	0,29	1,76	0,27	0,39	0,22	1,00	0,23	1,57	0,44	1,42	0,50
abr/18	1,06	0,41	0,56	0,19	0,53	0,21	0,70	0,27	0,98	0,31	0,59	0,20	1,93	0,54
mai/18	1,12	0,39	0,94	0,24	2,02	0,31	0,65	0,26	0,77	0,09	1,00	0,36	1,44	0,45
jun/18	1,15	0,48	1,85	0,47	1,21	0,54	0,80	0,25	0,46	0,07	1,61	0,52	1,44	0,45
jul/18	0,56	0,27	0,79	0,13	0,59	0,29	1,04	0,32	0,72	0,11	0,93	0,22	0,73	0,19
ago/18	0,77	0,26	2,10	0,28	1,29	0,39	0,65	0,24	0,52	0,16	0,72	0,15	1,82	0,48
set/18	0,92	0,41	1,40	0,39	1,35	0,35	0,94	0,23	2,01	0,32	1,52	0,33	1,20	0,33
Média	<b>0,88</b>	0,34	<b>1,23</b>	0,27	<b>1,23</b>	0,35	<b>0,69</b>	0,24	<b>0,97</b>	0,24	<b>1,17</b>	0,39	<b>1,57</b>	0,46

Fonte: Autora (2019).

#### 4.3.1. Precipitação

Durante o período da coleta de dados, o município de Sorocaba apresentou uma precipitação média abaixo da normal climatológica (Figura 3), especialmente no mês de fevereiro. Já os meses de novembro e agosto destacam-se pelos volumes maiores de chuva do que o esperado, e observa-se que, embora existam discrepâncias, as características de um clima tropical de altitude ainda são observadas (INMET, 2018).

**Figura 3.** Precipitação (mm) entre os meses de outubro/2017 a setembro/2018 e a normal climatológica (1961-1990) para o município de Sorocaba-SP.



Fonte: INMET, 2018.

Dos parâmetros adotados no estudo, apenas a umidade apresentou uma correlação positiva moderada com a precipitação ( $\rho= 0,65$ ). Os dois meses com o maior volume de chuva coincidem com os meses de maior umidade média (janeiro e novembro), e os menores valores de umidade correspondem aos meses com menor precipitação (junho e julho). Os resultados da densidade ( $\rho= 0,14$ ), infiltração ( $\rho= -0,09$ ) e condutividade ( $\rho= 0,11$ ) indicam uma correlação desprezível com a precipitação. A correlação positiva também foi fraca com a RMPS ( $\rho= 0,33$ ).

Langhans et al. (2011) demonstra que o efeito da chuva na taxa de infiltração de água e condutividade no solo varia de acordo com o tratamento, e que a porcentagem de cobertura do solo, densidade e macroporosidade são alguns fatores que podem determinar a variação. Quando chove intensamente, solos expostos formam um selo superficial com redução da porosidade total, diminuindo a taxa de infiltração de água no solo e, conseqüentemente, facilitando o processo erosivo (MORBIDELLI et al., 2018).

#### 4.3.7. Avaliação estatística dos indicadores

A aplicação da ANOVA e o Teste de Tukey entre as áreas mostra que, no indicador densidade, as hortas não diferem estatisticamente das outras áreas. Já na umidade, a H1 (12,95%) e a H2 (15,39%) apresentaram os melhores resultados e diferença significativa com as outras áreas, menos com o T2. A condutividade mostra que a H2 apresentou maiores valores (42,88 mm/h<sup>-1</sup>), e, estatisticamente, seu resultado difere de todos os outros, menos da outra horta estudada (29,22 mm/h<sup>-1</sup>). Já na velocidade de infiltração, a H2 diferente estatisticamente do T1 (88,98 mm/h<sup>-1</sup>) e da P2 (109,19mm/h<sup>-1</sup>) (Tabela 8).

**Tabela 8.** Comparação das médias de densidade (Ds), Umidade ( $\theta$ ), Condutividade Hidráulica (K), Velocidade de Infiltração (VI) e Resistência Mecânica à Penetração do Solo (RMPS) de 0-20cm, 21-40cm e 41-60cm.

	Ds (g/cm <sup>3</sup> )	$\theta$ (%)	K (mm/h <sup>-1</sup> )	VI (mm/h <sup>-1</sup> )	RMPS 0-20cm (MPa)
<b>H1</b>	1,91a*	12,95a	28,72ab	161,14 ab	0,88abc
<b>T1</b>	1,98a	7,47bcd	11,94a	88,98a	1,23bd
<b>P1</b>	1,89a	7,171bc	18,33a	156,50ab	1,23abd
<b>H2</b>	1,76a	15,39a	42,88b	225,65b	0,69c
<b>P2</b>	1,91a	6,47c	19,46a	147,73ab	0,97abc
<b>T2</b>	1,74a	11,63ad	16,58a	109,19a	1,17abcd
<b>A</b>	1,78a	8,03cd	19,95a	121,9ab	1,57d

\*Médias seguidas de mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey em um intervalo de confiança de 95%.

**Fonte:** Autora (2019).

Com a aplicação da correlação de Pearson entre os indicadores, as únicas correlações fortes positivas foram encontradas entre a condutividade hidráulica e a velocidade de infiltração. Já a densidade indicou apenas correlações desprezíveis e fracas com os outros parâmetros estudados (Tabela 9).

**Tabela 9.** Correlação de Pearson nas áreas estudadas entre os parâmetros densidade (Ds), Umidade ( $\theta$ ), Condutividade Hidráulica (K), Velocidade de Infiltração (VI) e Resistência Mecânica à Penetração do Solo (RMPS) de 0-20cm.

		VI (mm/h <sup>-1</sup> )	K (mm/h <sup>-1</sup> )	$\theta$ (%)	Ds (g/cm <sup>3</sup> )	RMPS 0-20cm MPa
H1	VI (mm/h <sup>-1</sup> )					
	K (mm/h <sup>-1</sup> )		0,79	-0,08	-0,23	-0,27
	$\theta$ (%)			0,38	-0,19	-0,28
	Ds (g/cm <sup>3</sup> )				0,02	-0,29
						0,17
T1	VI (mm/h <sup>-1</sup> )					
	K (mm/h <sup>-1</sup> )		0,60	-0,64	-0,39	0,11
	$\theta$ (%)			-0,16	-0,20	-0,21
	Ds (g/cm <sup>3</sup> )				0,44	-0,01
						0,49
P1	VI (mm/h <sup>-1</sup> )					
	K (mm/h <sup>-1</sup> )		0,63	-0,56	-0,35	-0,72
	$\theta$ (%)			-0,44	-0,24	-0,15
	Ds (g/cm <sup>3</sup> )				0,45	0,10
						0,11
H2	VI (mm/h <sup>-1</sup> )					
	K (mm/h <sup>-1</sup> )		0,84	-0,16	-0,07	-0,30
	$\theta$ (%)			0,04	-0,15	-0,38
	Ds (g/cm <sup>3</sup> )				-0,21	-0,03
						0,10
T2	VI (mm/h <sup>-1</sup> )					
	K (mm/h <sup>-1</sup> )		0,57	-0,71	-0,14	-0,51
	$\theta$ (%)			-0,52	0,00	-0,60
	Ds (g/cm <sup>3</sup> )				0,19	0,68
						0,49
P2	VI (mm/h <sup>-1</sup> )					
	K (mm/h <sup>-1</sup> )		0,88	-0,33	-0,05	0,31
	$\theta$ (%)			-0,26	-0,15	-0,15
	Ds (g/cm <sup>3</sup> )				0,28	0,31
						-0,01
A	VI (mm/h <sup>-1</sup> )					
	K (mm/h <sup>-1</sup> )		0,82	0,22	-0,51	0,10
	$\theta$ (%)			0,25	-0,40	-0,40
	Ds (g/cm <sup>3</sup> )				0,34	0,38
						0,25

Fonte: Autora (2019).



A relação entre a RMPS e a condutividade hidráulica depende da estrutura do solo. Em solos com maior teor de argila, quanto menor a condutividade hidráulica dos poros, mais estável o solo para aplicação de força ao longo do tempo. Em solos arenosos, esse efeito é menor (HILLEL, 1982). A correlação observada entre esses dois parâmetros com solos variando de leves (baixo teor de argila) a médios (médio teor de argila) pode exemplificar esse fenômeno. Ela foi negativa como esperado, porém, desprezível ou fraca em seis áreas. No entanto, no solo com menor teor de argila (T2), obteve-se uma correlação moderada.

Sob condições de campo, a relação entre condutividade hidráulica e umidade varia no tempo e no espaço, devido às mudanças na densidade do solo, distribuição do tamanho dos poros, e diversas condições ambientais transitórias (TIAN et al., 2018). Assim, a correlação entre esses parâmetros variou muito ao longo do ano e entre as áreas, sendo novamente moderadamente negativa no T2.

A correlação umidade e velocidade de infiltração também é temporalmente dinâmica e dependente das condições do solo sazonalmente (PHILLIPS et al., 2019). Em alguns meses, o solo estava mais úmido devido às chuvas constantes. Um solo mais úmido apresenta inicialmente uma menor taxa de infiltração, pois tem um menor gradiente hidráulico, e uma estabilização mais rápida (BRANDÃO et al., 2006). Apenas o T2 apresentou uma forte correlação negativa entre a umidade e a velocidade de infiltração.

Todos esses eventos puderam ser observados em campo. O terreno baldio correspondente ao T2 foi visitado após eventos de chuva, e foram encontradas diversas áreas com poças de água. Solos de textura mais grossa possuem maior quantidade de macroporos, e deveriam apresentar maiores valores de condutividade hidráulica e velocidade de infiltração (BRANDÃO, 2006). No entanto, com a alta abrupta da umidade, a condutividade diminuía junto com a velocidade de infiltração, e a RMPS aumentava. Esse contexto indica que a camada superficial do terreno baldio 2 está altamente compactada, mesmo com sua composição mais arenosa favorecendo o contrário (Figura 4).

**Figura 4.** Imagem do Terreno baldio (T2) após um evento de chuva, Sorocaba-SP, 2018.



**Fonte:** Autora (2019).

#### 4.4. CONCLUSÃO

Áreas permeáveis urbanas contribuem de diferentes formas para o manejo de água pluvial. A resposta após um evento de chuva depende de diversos fatores, como a textura, uso do solo, manejo e práticas conservacionistas. Idealmente, áreas não construídas poderiam infiltrar a água, contribuindo para a recarga dos lençóis freáticos e reduzindo o escoamento superficial. Esse processo deveria ser ainda mais representativo em áreas arborizadas, como matas ciliares e praças.

Entretanto, as hortas urbanas obtiveram os melhores índices para todos os parâmetros estudados, e o manejo do solo é provavelmente o principal responsável por esse resultado. Isso indica que, além de uma importante prática para prestação de serviços de provisão e serviços culturais, a ampliação da agricultura urbana pode auxiliar no serviço de regulação hídrica. Esse resultado traz subsídios para que políticas públicas incentivem iniciativas de agricultores urbanos, especialmente em espaços que trazem poucos benefícios para sociedade e para o meio ambiente, como é o caso de terrenos baldios.

Todavia, praças tem potencial para um uso diversificado, com a instituição de hortas e outras infraestruturas verdes em seu perímetro. Com poucos espaços permeáveis existentes em grandes centros urbanos, a diversificação e multiplicação de serviços ecossistêmicos prestados por eles é um caminho para melhoria da qualidade ambiental nas cidades.

Além disso, esse estudo demonstrou que algumas áreas vegetadas urbanas podem estar com o solo compactado, reduzindo seu potencial na prestação de serviços ecossistêmicos para as cidades. A área de mata ciliar apresentou valores de velocidade de infiltração de água contraproducentes, inclusive para florestas urbanas, além de valores de umidade que podem comprometer o crescimento vegetal na área.

Com índices baixos de condutividade hidráulica e velocidade de infiltração, as praças também estão aquém do esperado para uma área verde urbana. Vale destacar que, nas duas praças adotadas, poucas árvores foram observadas, além de áreas com solo exposto e morte de gramíneas. Os terrenos baldios tiveram um baixo desempenho em diversos parâmetros, especialmente na RMPS, onde as medições não puderam ser concluídas pelo alto nível de compactação do solo.

## REFERÊNCIAS

- AL-SHAMMARY, A. A. G. et al. Evaluation of a novel electromechanical system for measuring soil bulk density. **Biosystems Engineering**, v. 179, p. 140–154, 2019.
- ALLEN, C. D. et al. Forest Ecology and Management A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. v. 259, p. 660–684, 2010.
- ALVES, M. C.; SUZUKI, L. G. A. S.; SUZUKI, L. E. A. S. Densidade do solo e infiltração de água como indicadores da qualidade física de um latossolo vermelho distrófico em recuperação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 4, agosto, p. 617-625, 2007.
- BARBOSA, L. C. et al. Soil texture affects root penetration in Oxisols under sugarcane in Brazil. **Geoderma Regional**, v. 13, n. February, p. 15–25, 2018.
- BERLAND, A. et al. The role of trees in urban stormwater management. **Landscape and Urban Planning**, v. 162, p. 167–177, 2017.
- BONETTI, J. DE A. et al. Soil physical and biological properties in an integrated crop-livestock system in the Brazilian Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 53, n. 11, p. 1239–1247, 2018.
- BONNEAU, J. et al. Stormwater infiltration and the ‘urban karst’ – A review. **Journal of Hydrology**, v. 552, p. 141–150, 2017.

BONO, J. A. M. et al. Infiltração De Água No Solo Em Um Latossolo Vermelho Da Região Sudoeste Dos Cerrados Com Diferentes Sistemas De Uso E Manejo. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 36, n. 6, p. 1845–1853, 2012.

BOSCHI, R. S. et al. How accurate are pedotransfer functions for bulk density for Brazilian soils? **Scientia Agricola**, v. 75, n. 1, p. 70–78, 2017.

BOUCNEAU, G.; MEIRVENNE, M.V.; HOFMAN, G. Comparing pedotransfer functions to estimate soil bulk density in northern Belgium. **Pedologic Themata** v.5, p. 67–70. 1998.

BRANDÃO, V. S.; CECÍLIO, R. A.; PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D. **Infiltração de água no solo**. Viçosa: Ed. UFV, 2006.

BRASIL. **Lei n. 12651**, 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.. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm) Acesso em: 02 jul. 2019.

BRASIL. **Lei n. 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. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/leis\\_2001/110257.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/leis_2001/110257.htm). Acesso em: 05 jul. 2019.

CEPAGRI. Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas a Agricultura. **Climas municipais**. Disponível em: [http://www.cpa.unicamp.br/outras\\_informacoes/clima\\_muni\\_228.html](http://www.cpa.unicamp.br/outras_informacoes/clima_muni_228.html). Acesso em: 19 mar. 2019.

CHAI, L. et al. Urbanization altered regional soil organic matter quantity and quality: Insight from excitation emission matrix (EEM) and parallel factor analysis (PARAFAC). **Chemosphere**, v. 220, n. 5, p. 249–258, 2019.

CHENOWETH, J. et al. The interrelationship of green infrastructure and natural capital. **Land Use Policy**, v. 75, n. April 2017, p. 137–144, 2018.

CUI, G.; ZHU, J. Prediction of unsaturated flow and water backfill during infiltration in layered soils. **Journal of Hydrology**, v. 557, n. December, p. 509–521, 2018.

DE ALMEIDA, W. S. et al. Effect of soil tillage and vegetal cover on soil water infiltration. **Soil and Tillage Research**, v. 175, n. February 2017, p. 130–138, 2018.

DOUGLAS, I. The challenge of urban poverty for the use of green infrastructure on floodplains and wetlands to reduce flood impacts in intertropical Africa. **Landscape and Urban Planning**, v. 180, p. 262–272, 2018.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 2 ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2011.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Mapa Pedológico do Estado de São Paulo**. Escala 1:500.000. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 1999.

FIN, S. S. et al. Duration of the effects of scarification and raised bed associated with vegetation cover on soybean yield on an Alfisol. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 53, n. 11, p. 1230–1238, 2018.

FREIRE, O. **Solos das regiões tropicais**. Porto Alegre: FEPAF, 2006.

GREGORY, J. H. et al. Effect of urban soil compaction in infiltration rate. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.61, n.3, p.117-124. 2006.

HARRINGTON, E.; HSU, D. Roles for government and other sectors in the governance of green infrastructure in the U.S. **Environmental Science and Policy**, v. 88, n. June 2017, p. 104–115, 2018.

HERZOG, C. P. A multifunctional green infrastructure design to protect and improve native biodiversity in Rio de Janeiro. **Landscape and Ecological Engineering**, v. 12, n. 1, p. 141–150, 2016.

HILLEL, D. **Introduction to Soil Physics**. Elsevier Academic Press, Amsterdam, 1983.

HILLEL, D. **Introduction to Environmental Soil Physics**. Elsevier Academic Press, Amsterdam, 2003.

HOPKINS, K. G.; GRIMM, N. B.; YORK, A. M. Influence of governance structure on green stormwater infrastructure investment. **Environmental Science and Policy**, v. 84, n. November 2017, p. 124–133, 2018.

INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS-IAC (Brasil). Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agronômico de Campinas. Disponível em: [http://www.iac.sp.gov.br/produtoseservicos/analisedosolo/docs/Boletim\\_Tecnico\\_106\\_rev\\_atual\\_2009.pdf](http://www.iac.sp.gov.br/produtoseservicos/analisedosolo/docs/Boletim_Tecnico_106_rev_atual_2009.pdf). Acesso em: 03 ago. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE (Brasil). Cartas Base. 1971. Disponível em: <http://datageo.ambiente.sp.gov.br/app/>. Acesso em: 2 mar 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA- IBGE (Brasil). **Estimativa da população**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao.html>. Acesso em: 05 mar. 2019.

INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO- IGC (Brasil). **Mapa das Unidades Hidrográficas de Gerenciamento de Recursos Hídricos**. Disponível em: <http://www.igc.sp.gov.br/produtos/ugrhi.html>. Acesso em: 23 fev. 2019.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA- INMET (Brasil). Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/graficosClimaticos>. Acesso em: 14 mar. 2019.

IORI, P.; DIAS JÚNIOR, M. DE S.; DA SILVA, R. B. Resistência do solo à penetração e ao cisalhamento em diversos usos do solo em áreas de preservação permanente. **Bioscience Journal**, v. 28, n. SUPPL. 1, p. 185–195, 2012.

LEVINSKI-HUF, F.; KLEIN, V. A. Organic matter and physical properties of a red latosol under an integrated crop-livestock-forestry system. **Pesquisa Agropecuaria Tropical**, v. 48, n. 3, p. 316–322, 2018.

LI, C. et al. Mechanisms and applications of green infrastructure practices for stormwater control: A review. **Journal of Hydrology**, v. 568, n. November 2018, p. 626–637, 2019a.

LI, F. et al. Green infrastructure practices simulation of the impacts of land use on surface runoff: Case study in Ecorse River watershed, Michigan. **Journal of Environmental Management**, v. 233, n. September 2018, p. 603–611, 2019b.

LI, S. et al. Spatial variability of soil bulk density and its controlling factors in an agricultural intensive area of Chengdu Plain, Southwest China. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 18, n. 2, p. 290–300, 2019c.

- LOÁICIGA, H. A.; JOHNSON, J. M. Infiltration on sloping terrain and its role on runoff generation and slope stability. **Journal of Hydrology**, v. 561, n. April, p. 584–597, 2018.
- MARTÍN, M. Á.; REYES, M.; TAGUAS, F. J. Estimating soil bulk density with information metrics of soil texture. **Geoderma**, v. 287, p. 66–70, 2017.
- MARTINS, A. P. et al. Soil moisture and soybean physiology affected by drought in an integrated crop-livestock system. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 51, n. 8, p. 978–989, 2016.
- MATSINHE, D. Z. et al. Use of PVC pipes to determine bulk density for irrigation management. **Revista Ciencia Agronomica**, v. 50, n. 1, p. 27–37, 2019.
- MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA- MCT (Brasil). **Atlas dos remanescentes florestais da mata atlântica**: Período de 2008-2010. São Paulo: Fundação SOS mata atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2011.
- MEDEIROS, A. DE S. et al. Organic carbon, nitrogen and the stability of soil aggregates in areas converted from sugar cane to eucalyptus in the state of Alagoas. **Revista Árvore**, v. 42, n. 4, 2018.
- MORBIDELLI, R. et al. Role of slope on infiltration: A review. **Journal of Hydrology**, v. 557, n. January, p. 878–886, 2018.
- ONUMA, A.; TSUGE, T. Comparing green infrastructure as ecosystem-based disaster risk reduction with gray infrastructure in terms of costs and benefits under uncertainty: A theoretical approach. **International Journal of Disaster Risk Reduction**, v. 32, n. May 2017, p. 22–28, 2018.
- PHILLIPS T. H. et al. The capacity of urban forest patches to infiltrate stormwater is influenced by soil physical properties and soil moisture. **Journal of Environmental Management**, v.246, p-11-18, 2019.
- PEREIRA, G. E. S.; LOCATELLI, M.; SOUZA, R. C. Compactação, densidade e fertilidade do solo na Área de Preservação Permanente do Igarapé dos Tanques – Porto Velho/RO. **Enciclopédia Biosfera**, v. 13, n.23, p.1569-1580, 2016.

PIRASTRU, M. et al. Comparing the Hydraulic Properties of Forested and Grassed Soils on an Experimental Hillslope in a Mediterranean Environment. **Procedia Environmental Sciences**, v. 19, p. 341–350, 2013.

PREMROV, A.; CUMMINS, T.; BYRNE, K. A. Bulk-density modelling using optimal power-transformation of measured physical and chemical soil parameters. **Geoderma**, v. 314, n. April 2017, p. 205–220, 2018.

PURDY, A. J. et al. SMAP soil moisture improves global evapotranspiration. **Remote Sensing of Environment**, v. 219, n. December 2017, p. 1–14, 2018.

REICHARDT, K.; TIMM, L.C. **Solo, planta e atmosfera: conceitos, processos e aplicações**. Barueri: Manole, 2006.

RICHARDS, P. J. et al. Can raingardens produce food and retain stormwater? Effects of substrates and stormwater application method on plant water use, stormwater retention and yield. **Ecological Engineering**, v. 100, p. 165–174, 2017.

SANTOS, T. E. M.; SOUZA, E. R. DE; MONTENEGRO, A. A. A. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental Modeling of soil water infiltration with rainfall simulator in different agricultural systems Modelagem da infiltração de água no solo com simulador de chuvas em diferentes sistemas agrícolas. v. 518, p. 513–518, 2016.

SCHEBERL, A. L. et al. SC. **Urban Forestry & Urban Greening**, 2019.

SEMERARO, T. et al. Planning ground-based utility scale solar energy as green infrastructure to enhance ecosystem services. **Energy Policy**, v. 117, n. December 2017, p. 218–227, 2018.

SHACKLETON, C. M. et al. How important is green infrastructure in small and medium-sized towns? Lessons from South Africa. **Landscape and Urban Planning**, v. 180, p. 273–281, 2018.

SILVA, B. M. et al. Soil moisture associated with least limiting water range, leaf water potential, initial growth and yield of coffee as affected by soil management system. **Soil and Tillage Research**, v. 189, n. November 2018, p. 36–43, 2019.

SINGH, H. V.; THOMPSON, A. M. Effect of antecedent soil moisture content on soil critical shear stress in agricultural watersheds. **Geoderma**, v. 262, p. 165–173, 2016.



SOUZA, Z. M.; ALVES, M. C. Movimento de água e resistência à penetração em um Latossolo Vermelho distrófico de cerrado, sob diferentes usos e manejos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.7, n.1, p.18-23, 2003.

TIAN, Z. et al. Determining in-situ unsaturated soil hydraulic conductivity at a fine depth scale with heat pulse and water potential sensors. **Journal of Hydrology**, v. 564, p. 802–810, 2018.

TIAN, Z. et al. Approaches for estimating unsaturated soil hydraulic conductivities at various bulk densities with the extended Mualem-van Genuchten model. **Journal of Hydrology**, 2019.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. Hidrologia aplicada. McGraw-Hill: São Paulo, 1975.

XIANGSHENG, Y.; GUOSHENG, L.; YANYU, Y. Pedotransfer Functions for Estimating Soil Bulk Density: A Case Study in the Three-River Headwater Region of Qinghai Province, China. *Pedosphere*, v. 26, n. 3, p. 362–373, 2016.

XIE, C. et al. The effects of tree root density on water infiltration in urban soil based on a Ground Penetrating Radar in Shanghai, China. **Urban Forestry & Urban Greening**, v.50, p. 1-31, 2020.

WIEDER, W. et al. Comparison of soil strength measurements of agricultural soils in Nebraska. **Journal of Terramechanics**, v. 77, p. 31–48, 2018.

ZHANG, S.; MUÑOZ RAMÍREZ, F. Assessing and mapping ecosystem services to support urban green infrastructure: The case of Barcelona, Spain. **Cities**, v. 92, n. March, p. 59–70, 2019.

ZHANG, Z. et al. Enhancing landscape connectivity through multifunctional green infrastructure corridor modeling and design. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 38, p. 305–317, 2019.

ZÖLCH, T. et al. Designing public squares with green infrastructure to optimize human thermal comfort. **Building and Environment**, v. 149, p. 640–654, 2019.

## 5. CAPÍTULO 4

### Resistência mecânica à penetração do solo em áreas urbanas permeáveis

#### Resumo

Os solos compõem os serviços ecossistêmicos de suporte, ou seja, são fundamentais para o equilíbrio do meio ambiente. O meio urbano não é exceção, e a negligência com os solos pode ser responsável por diversos impactos socioeconômicos. Dessa forma, o grau de compactação de uma área é um dos indicadores que podem ser adotados para avaliar sua qualidade. O presente capítulo avaliou a compactação de quatro áreas permeáveis com diferentes usos do solo na cidade de Sorocaba-SP ao longo de um ano, através da Resistência Mecânica à Penetração do Solo-RMPS. O equipamento utilizado nas medições foi o penetrológ Falker – limite de 7 MPa. Os resultados indicam que as hortas urbanas apresentam a menor média de RMPS (1,10 MPa), bem como o maior alcance para medição. Nessas áreas, foi possível medir em uma profundidade de 60 cm em todos os meses do estudo. Os terrenos baldios surpreenderam ao apresentar a segunda menor média de RMPS (1,54 MPa), pois esperava-se que suas camadas mais profundas também estariam altamente compactadas. As praças (1,61 MPa), seguidas pela mata ciliar (1,95 MPa), apresentaram valores que indicam uma compactação alta, especialmente pela profundidade máxima não ter sido alcançada em nenhum mês. Conclui-se que essas áreas dependem de técnicas adequadas para minimizar e mitigar os impactos que a interação com a população pode causar. Como cada área possui suas particularidades, a conservação do solo deve levar em consideração a finalidade de cada área permeável urbana. Além disso, as hortas urbanas representam áreas com baixa compactação e, como consequência, melhor comportamento do solo frente a um evento pluvial.

**Palavras-chave:** Solo urbano; Compactação; Manejo pluvial; Serviços ecossistêmicos.

#### Abstract

Soils produce ecosystem services for support; that is, they are fundamental for the balance of the environment. The urban environment is no exception, and neglect soils can be responsible for several socioeconomic impacts. Thus, the degree of compaction of an area is one of the indicators that can be adopted to assess its quality. This chapter presents compaction rates of four permeable areas with different land uses in the city of Sorocaba-SP over a year, through the Soil Penetration Resistance - SPR. The equipment used in the measurements was a penetration log Falker - limit of 7 MPa. The results show that urban gardens present a lower average of RMPS (1.10 MPa), as well as the greater reach for use. In these areas, it was possible to measure at a depth of 60 cm in all months of the study. The wasteland is surprising with the second-lowest average RMPS (1.54 MPa), as its soil is expected to be highly compact. The squares (1.61 MPa), followed by the family forest (1.95 MPa), show values that show high compaction, especially the maximum depth that was not reached in any month. We conclude that these areas depend on applicable techniques to minimize and mitigate the impacts that interaction with the population can cause. As each area has its particularities, soil conservation must consider the need for each urban permeable area. Furthermore, like urban gardens, they represent areas with low compaction and, therefore, better soil behavior in the face of a rain event.

**Keywords:** Urban soil; Compaction; Stormwater management; Ecosystem services.

## 5.1. INTRODUÇÃO

Assim como em todo ecossistema terrestre, os solos são recursos essenciais para o desenvolvimento e manutenção das cidades. Suas funções são resultantes das interações entre componentes bióticos e abióticos, que geram serviços ecossistêmicos fundamentais para o bem-estar da população (ADHIKARI; HARTEMINK, 2016; ANNE et al., 2018; CALZOLARI et al., 2016; GROOT et al., 2015). As funções de solos naturais incluem suporte para o crescimento vegetal, reserva de biodiversidade, filtragem de água, fixação de nutrientes e apoio às atividades humanas (MEA, 2005).

No entanto, o ambiente urbano pode causar detrimento de sua qualidade e perdas não lineares através da retirada de plantas e demais organismos, adição de compostos potencialmente tóxicos, exposição do solo ao calor e vento excessivos e constante compactação (BIRGÉ et al., 2016; OW; GHOSH, 2017). A compactação pode afetar na produção primária, pois limita o crescimento radicular (COGGER, 2005). Ademais, é uma das principais razões para o aumento da impermeabilidade urbana, causando picos de escoamento superficial e subsequentes impactos socioambientais (GREGORY et al., 2006; YANG; ZHANG, 2011).

Como o processo de urbanização é constante, a compactação e a impermeabilização tornam-se maiores a cada dia. Pequenas expansões de áreas urbanizadas podem agravar consideravelmente o escoamento superficial (ESHTAWI; EVERS; TISCHBEIN, 2016). Em uma análise quantitativa em bacias hidrográficas, Walsh, Fletcher e Burns, (2012) constataram que bacias com 5% a 10% da área de impermeabilidade total e sistema convencionais de drenagem culminam em um aumento na frequência e magnitude do fluxo de águas pluviais.

A qualidade dos solos, nesse contexto, é um dos principais fatores que devem considerados em políticas públicas visando a conservação e o equilíbrio ambiental (MIRACAPILLO; MOREL-SEYTOUX, 2015; SEFATI; KHALILIMOGHADAM; NADIAN, 2019). As florestas, parques, praças vegetadas e demais infraestruturas são exemplos de espaços verdes urbanos que podem aumentar significativamente a taxa de infiltração, e, conseqüentemente, reduzir o risco de inundação urbana e acúmulo de água (CARTER et al., 2018; REN et al., 2020).

Entretanto, diferentes coberturas no solo podem apresentar taxas variáveis de compactação. Um caminho para medir e avaliar essa compactação é através do índice de Resistência do Solo à Penetração (RMPS). Comumente utilizado para monitoramento de solos agrícolas (PIAS et al., 2018) e florestais (CHATTERJEA, 2019), a RMPS é uma propriedade física do solo, que representa comportamentos de acordo com a sua densidade, umidade e porosidade (HILLEL, 2003). Além de ser determinante para o desenvolvimento vegetal, esse índice também pode fornecer informações importantes sobre a capacidade do solo de atuar na regulação hídrica (MARTINS; SANTOS, 2017; YANG; ZHANG, 2011; WANG et al., 2018). No entanto, ainda há poucos estudos que medem a compactação em áreas urbanas.

O presente capítulo objetiva avaliar a influência do uso do solo em seus índices de compactação no meio urbano, utilizando como parâmetro a RMPS. Para isso, serão comparadas quatro diferentes áreas que possuem alguma permeabilidade no solo das cidades: Hortas urbanas, terrenos baldios, praças e mata ciliar.

## 5.2. MATERIAL E MÉTODOS

### 5.2.1. Área de estudo

A cidade, as bacias hidrográficas e as áreas de coleta dos dados são iguais ao item 4.2.1. Porém, para melhor visualização dos resultados de resistência, as duas hortas, os dois terrenos baldios e as duas praças foram agrupados, conforme a tabela 1. Para isso, a média dos valores de força MPa para cada centímetro foi utilizada.

**Tabela 1.** Agrupamento das áreas de estudo para visualização e análise dos dados.

Área	Dados
A1	Horta I e Horta II
A2	Baldio I e Baldio II
A3	Praça I e Praça II
A4	APP

**Fonte:** Autora (2019).

Como já foi apresentado no capítulo 3, a condutividade hidráulica do solo varia de acordo com a sua composição. No caso do estudo, todos os solos são compostos da mistura de areia, silte e argila, com uma variação em suas proporções. Assim, de acordo com Casagrande e Fadum (1940), a drenagem é considerada pobre em todas as áreas, e os níveis de compactação podem afetar no comportamento do solo em relação à permeabilidade.

### 5.2.2 Coleta e análise dos resultados

Coletas mensais foram realizadas nas sete áreas selecionadas, com início no mês de outubro/2017 e término em setembro/2018, totalizando 12 amostras. Em cada área, três repetições foram feitas, e o dado final é a média de força em cada centímetro. O equipamento utilizado para medir a RMPS foi o penetrógrafo Falker penetroLOG – Medidor Eletrônico de Compactação do Solo, que mede a resistência à penetração em unidade de pressão MPa em até 60 cm de profundidade. Sua capacidade máxima de medição é de 7 MPa.

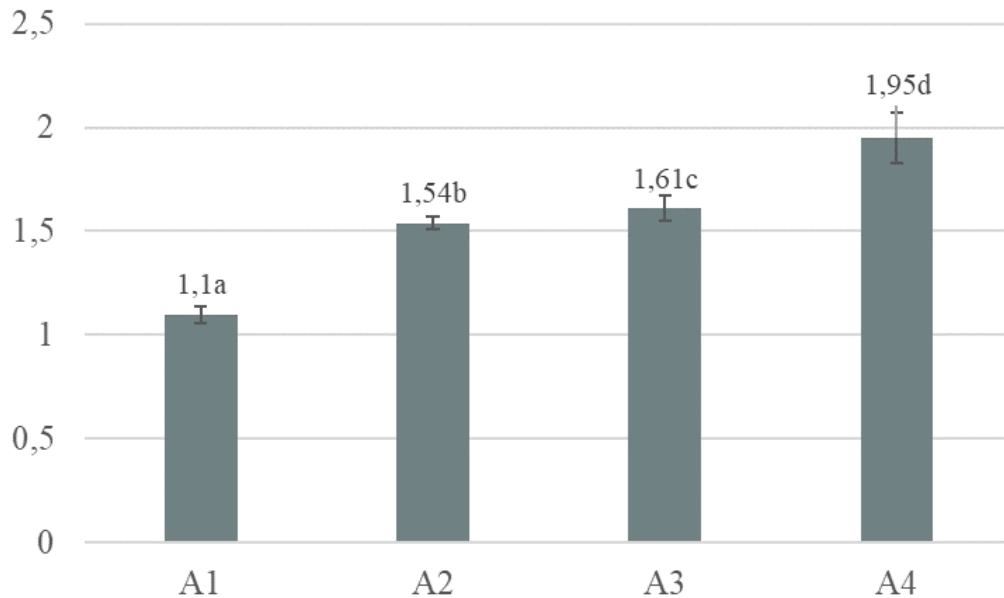
Os gráficos foram desenvolvidos através do programa Microsoft Excel 2010. As análises estatísticas foram realizadas para comparação entre os resultados encontrados nas sete áreas, através do software PAST 3.23. Inicialmente, foi realizado um teste de normalidade de Shapiro-Wilk, para comparação das médias encontradas nas áreas 1, 2, 3 e 4. Comprovada a normalidade dos dados, foi aplicada uma Análise de variância (ANOVA), e, por fim, a comparação das médias foi realizada através do Teste de Tukey. Todas as análises consideraram nível de significância de 95%. Por fim, uma análise de correlação de Pearson foi aplicada entre os valores médios totais (considerando todas as áreas) e valores de precipitação mensal.

### 5.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O nível de compactação dos solos foi avaliado de acordo com as faixas propostas pelo fabricante do PenetroLOG. Para solos médios, estipula-se que o nível tolerável de força exercida é abaixo de 2 MPa, o nível intermediário é entre 2 e 3,5 MPa, e o nível crítico acima de 3,5 MPa. Os valores de força acima de 7 MPa não são medidos pelo equipamento utilizado, e, assim, retirados do cálculo final da média. Por esse motivo, a ausência de medidas significa que o aparelho não conseguiu penetrar, apontando uma alta compactação do solo no local.

Isto posto, os resultados das análises estatísticas mostram que as áreas apresentam médias de RMPS com diferença significativa. Após aplicação do Teste de Tukey, ficou evidenciado que todas as médias diferem entre si. A média geral das hortas foi de 1,10 MPa, o melhor resultado quando comparadas as outras áreas. Já os terrenos baldios apresentam média geral de 1,54 MPa, seguido pelas praças e, por fim, pela mata ciliar (Figura 1).

**Figura 1.** Médias  $\pm$  erro padrão da Resistência Mecânica de penetração do solo (RMPS) em hortas urbanas (A1), terrenos baldios (A2), praças (A3) e mata ciliar (A4) em Sorocaba, São Paulo, Brasil.



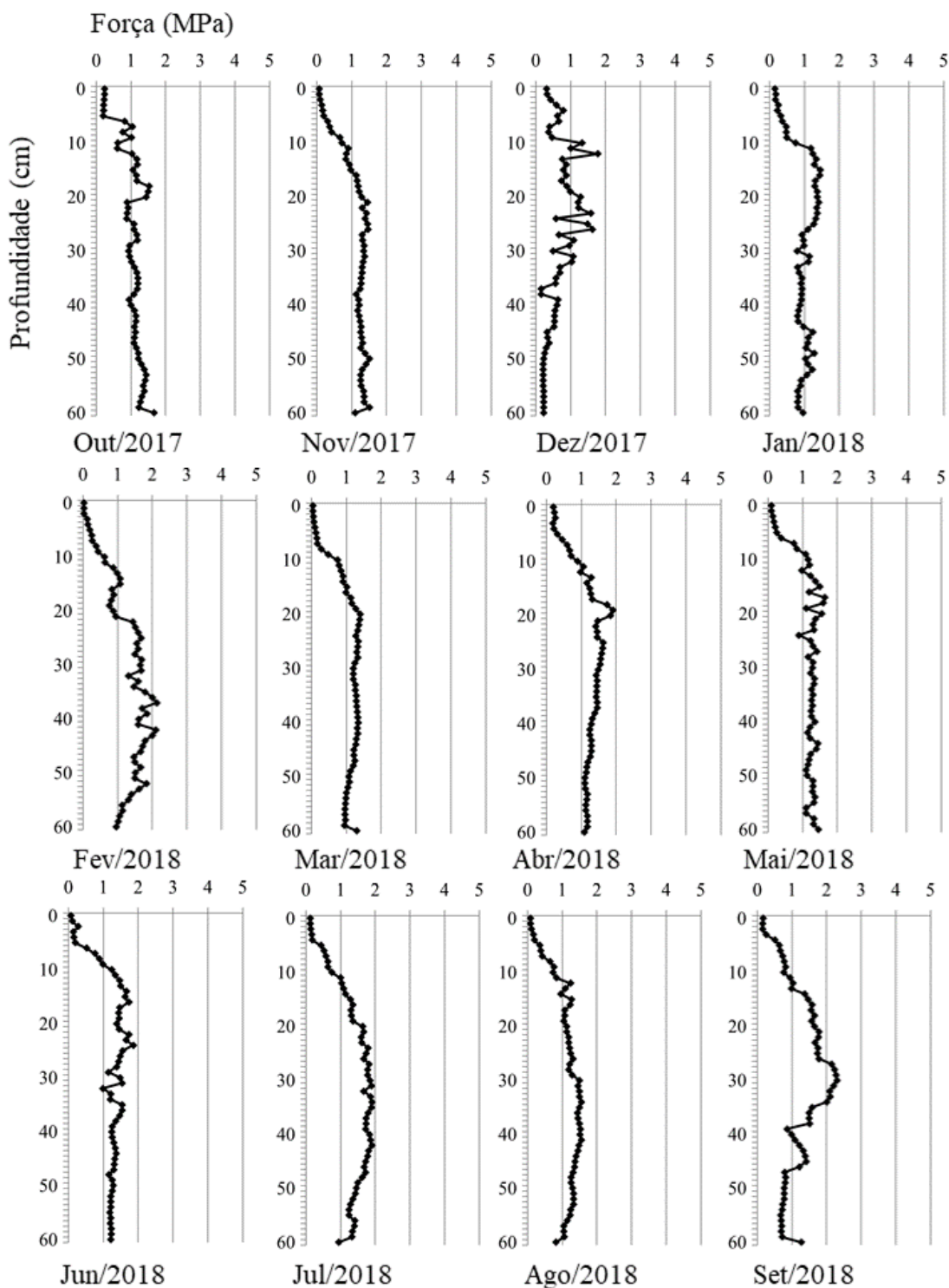
\* Médias seguidas de mesma letra nas colunas não diferem entre si em um intervalo de confiança de 95%.

**Fonte:** Autora (2019).

### 5.3.1. Hortas urbanas (A1)

Os gráficos mensais com os dados das hortas mostram que, embora haja uma variação sazonal, as forças aplicadas seguem uma curva semelhante. Os primeiros 10 cm do solo apresentaram menor resistência, que começa a aumentar entre 10 e 40 cm, e volta a diminuir gradativamente até os 60 cm. Nas médias de todos os meses, o equipamento foi capaz de medir até 60 cm do solo, demonstrando uma descompactação que perdura até nas camadas mais profundas. O pico de força foi registrado no mês de setembro (2,30 MPa) (Figura 2).

**Figura 2.** Resistência Mecânica à Penetração do Solo-RPMS (MPa) nas hortas urbanas (A1) em profundidade de 0-60cm, Sorocaba, São Paulo, Brasil.



**Fonte:** Autora (2019).

Os serviços ecossistêmicos de suporte encontrados nas hortas urbanas e discutidas no capítulo 2 podem ser responsáveis pela descompactação do solo. Rotação de culturas,

adubação verde, capina manual e adição de compostos orgânicos são alguns exemplos de práticas de manejo que beneficiam esse panorama. Em uma camada mais superficial, o aumento no teor de matéria orgânica ocasionada pela adição de adubos é responsável por aprimorar as características físicas do solo (LAN et al., 2019), incluindo a RMPS. Dados sobre a longevidade dos benefícios do composto ainda são raros, mas estima-se que alguns efeitos de compostos orgânicos perduram por cinco anos (KRANZ et al., 2020).

Para relacionar estudos de RMPS em solos agrícolas monoculturais, é importante apresentar que entre 0-9 cm a média das hortas foi de 0,32 MPa, entre 10-19 cm foi de 0,91 MPa, e entre 20-29 cm foi de 1,08 MPa. Carvalho et al. (2009) coletaram dados em área com colheita mecanizada de cana-de-açúcar e chegaram a valores médios de 3,51 MPa já nos primeiros 10 cm de solo, e alcançando 7,86 MPa em 30cm. Martins e Santos (2017) também encontraram valores máximos superiores em sistemas agrícolas: 3,5 MPa em plantios de soja e milho, e 3,0 MPa de plantios em rotação de cultura na faixa 10-20cm.

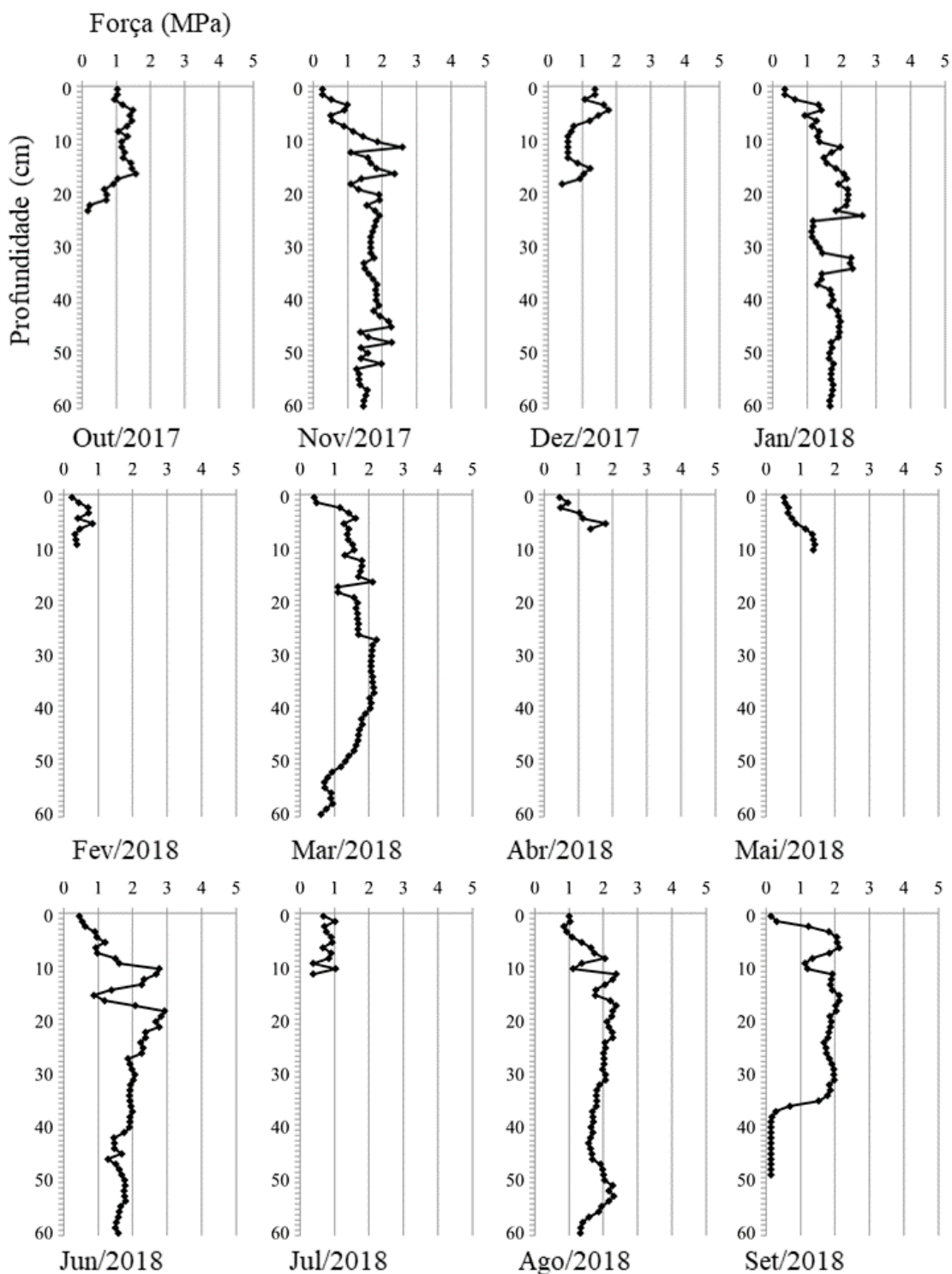
Quando relacionadas aos sistemas agroflorestais, as hortas urbanas também apresentam bons índices. Sistemas consorciados com cacau podem alcançar médias de 3,86 MPa, com seringueira 1,73 MPa, cupuaçu 2,19 MPa e pessegueiro 2,84 MPa nos primeiros 10 cm do solo (CHERUBIN; CHAVARRO-BERMEIO; SILVA-OLAYA, 2019). Em sistemas silvipastoris, uma média de todas as profundidades de 1,02 MPa foi encontrada, semelhante ao valor médio de RMPS das hortas do presente estudo (MARTINKOSKI et al., 2017). Assim, pode-se dizer que as hortas urbanas com manejadas com práticas agroecológicas apresentam bons índices relacionados à compactação.

### **5.3.2. Terrenos baldios (A2)**

O pico de força dos terrenos baldios (2,93 MPa) foi coletado em junho. No entanto, a curva de RMPS apresenta uma maior variação, especialmente nas profundidades máximas alcançadas. Nos meses de fevereiro e abril, a medição foi feita até 9 cm e 6 cm, respectivamente, indicando uma alta compactação já nas camadas superiores (Figura 3).



**Figura 3.** Resistência Mecânica à Penetração do Solo-RPMS (MPa) nos terrenos baldios (A2) em profundidade de 0-60cm, Sorocaba, São Paulo, Brasil.



Fonte: Autora (2019).

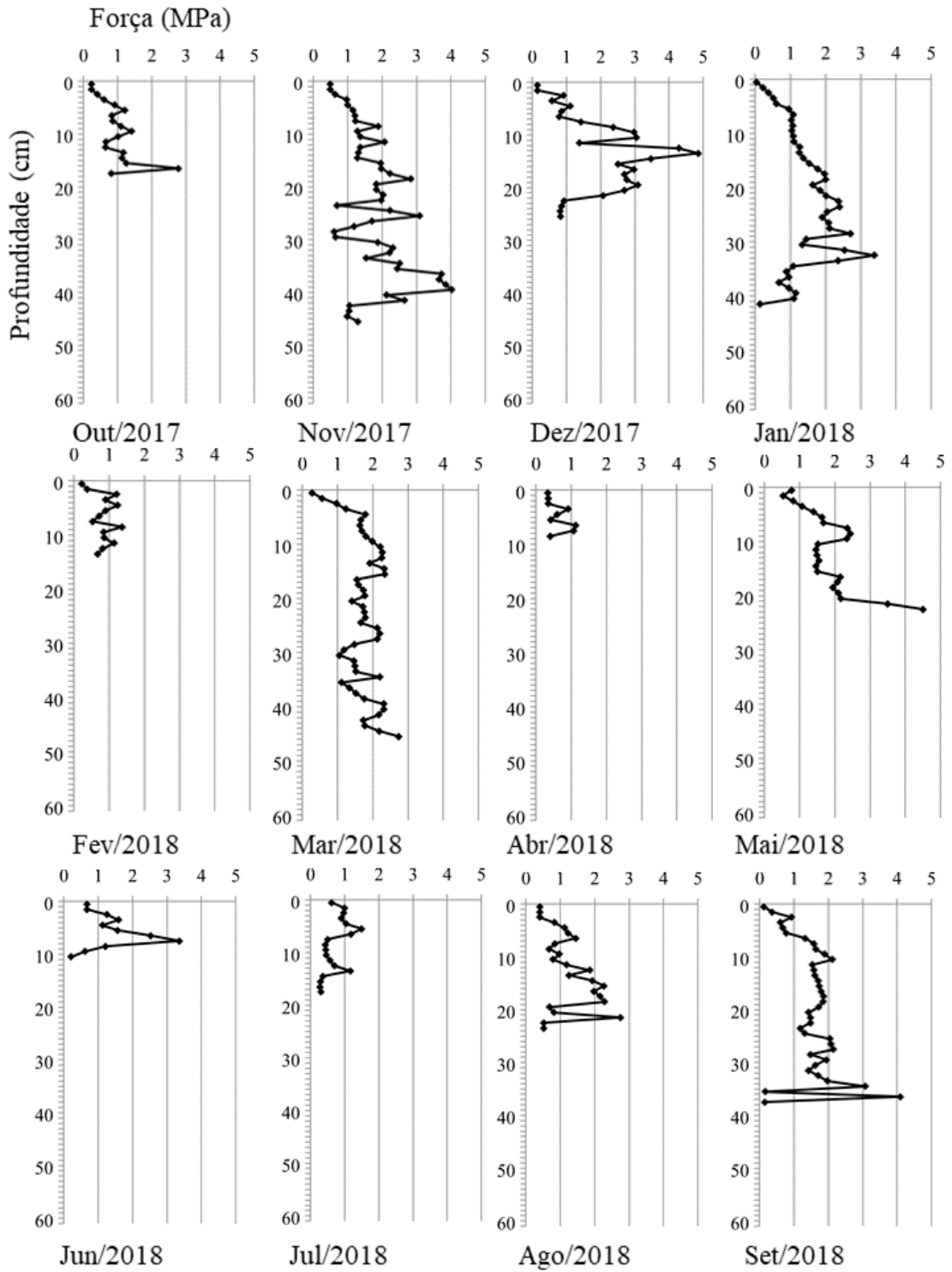
Quando avaliadas apenas de acordo com o fabricante do PenetroLOG, as médias dos terrenos baldios estão no nível intermediário de compactação, inclusive se a medição máxima for considerada. Por isso, fica evidente a necessidade de avaliar a RMPS em todas as medições na profundidade, e não somente a média final. Como esse índice não é comumente aplicado para avaliação de compactação de solos urbanos, a comparação de sua força será feita apenas com as outras áreas adotadas nesse estudo.

O capítulo 3 indicou que com um pico de umidade, a condutividade diminuía junto com a velocidade de infiltração, e a RMPS aumentava nas camadas superiores dos terrenos baldios. Nas camadas mais profundas, essa relação não pode ser concluída. Pelo contrário, no mês de novembro, a pluviosidade foi acima do esperada, e a RMPS pode ser medida até 60 cm do solo. É possível inferir que cada horizonte do solo tem seu comportamento específico em relação à pluviosidade, refletido pela variação na RMPS.

### **5.3.3. Praças (A3)**

As medições das praças, assim como as dos terrenos baldios, apresentam grande variação sazonal. Nos meses de abril e junho, a medição só pode ser realizada nos dez primeiros centímetros do solo. A profundidade máxima de 60 cm não foi alcançada em nenhum mês, sendo 45 cm o limite de medição. O valor máximo medido no mês de dezembro (4,86 MPa) é considerado crítico, indicando uma alta compactação do solo, inclusive nos primeiros 45 cm do solo que puderam ser coletados (Figura 4).

**Figura 4.** Resistência Mecânica à Penetração do Solo-RPMS (MPa) nas praças (A3) em profundidade de 0-60cm, Sorocaba, São Paulo, Brasil.



Fonte: Autora (2019).

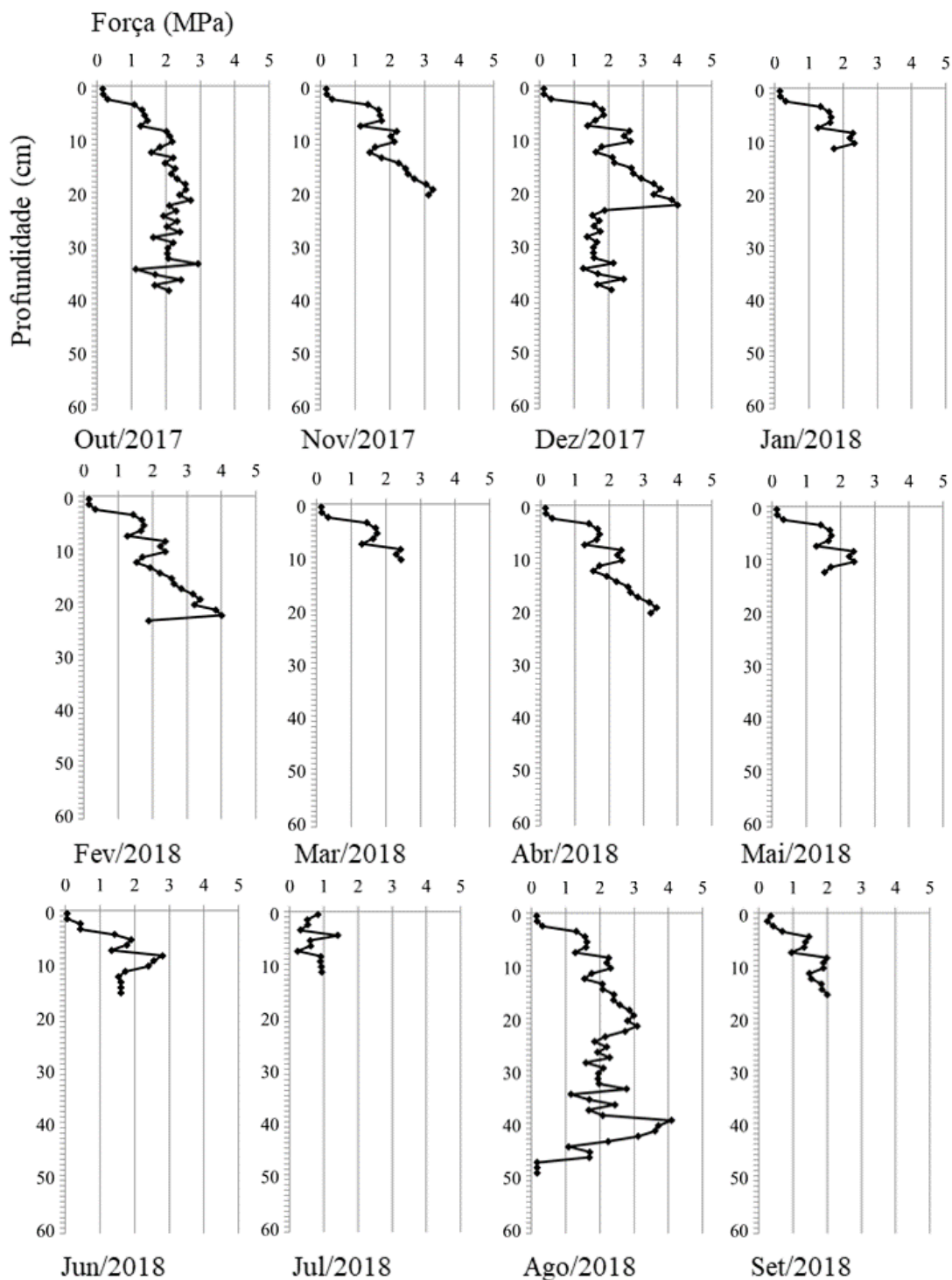
Em um estudo desenvolvido por Machado et al. (2018), as áreas cobertas por gramíneas *vertiver* (valor máximo de 2,0 MPa) obtiveram melhores resultados quando comparadas às áreas de solo exposto (valor máximo de 2,5 MPa). De acordo com os autores, esse ambiente favorável com maior umidade é criado pelas plantas em sua rizosfera. Conclusão semelhante foi descrita por Mongil-manso et al., (2016), onde a penetração foi menor em solos com cobertura vegetal do que em solos descobertos.

Assim, esperava-se que as praças apresentassem menores valores de RMPS quando comparadas aos terrenos baldios, especialmente por apresentarem maiores áreas cobertas por grama. Porém, tanto o valor médio quanto o pico de força foram maiores nas praças. Esse resultado pode indicar que diferentes espécies de gramas podem contribuir mais ou menos para a permeabilidade do solo. Além disso, a preparação do solo para a instituição de uma praça deve ser levada em consideração, assim como caminhos que evitem que a população caminhe constantemente nas áreas gramadas.

#### **5.3.4. Mata ciliar (A4)**

A área de mata ciliar, classificada pela legislação brasileira como área de preservação permanente, apresentou resultados similares aos das praças, embora a média geral seja estatisticamente maior (Tabela 2). Em nenhuma medição as médias alcançaram a profundidade máxima, chegando no mês de agosto até 49 cm. Em março, janeiro e julho, as medidas não ultrapassaram os 11 cm de profundidade no solo. O pico de força, coletado em agosto, alcançou 4,09 MPa (Figura 5).

**Figura 5.** Resistência Mecânica à Penetração do Solo-RPMS (MPa) na mata ciliar (A4) em profundidade de 0-60cm, Sorocaba, São Paulo, Brasil.



Fonte: Autora (2019).

Cherubin, Chavarro-Bermeo e Silva-Olaya (2019) encontraram uma média de 1,94 MPa nos primeiros 10 cm de solo em uma coleta na Floresta Amazônica. Esse valor é maior ao encontrado nos primeiros 10 cm floresta de mata ciliar (1,56 MPa). Mas essa resistência varia em diferentes áreas florestais, uma vez que em Floresta Ombrófila Mista, foi encontrada uma média de 0,79 MPa (MARTINKOSKI et al., 2017). Como a região de estudo é composta por Floresta Ombrófila Densa, a comparação com um bioma semelhante demonstra que a RMPS na camada superior do solo na área de estudo é alta.

Fatores como a riqueza de espécies arbóreas, raízes das plantas e decomposição de serapilheira auxiliam na qualidade dos solos, mesmo em florestas urbanas (PHILLIPS et al., 2019; TRESCH et al., 2018). Por essas características, durante a fase inicial do projeto, a área de mata ciliar foi pensada para atuar como área de referência. No entanto, quando comparada às outras áreas do presente estudo, ela apresenta a maior média de força (1,95 MPa) para o período estudado.

O resultado diferente das expectativas aponta que na avaliação de áreas permeáveis urbanas são desafiadoras, e os casos precisam ser estudados individualmente. A proteção da mata ciliar para evitar usos não compatíveis com a sua preservação demonstra ser essencial para a manutenção de seus serviços ecossistêmicos. Para Wang et al. (2018), o aumento na permeabilidade de florestas urbanas depende de técnicas adequadas para minimizar e mitigar ações externas que possam prejudicar o solo. A reabilitação dos ambientes subterrâneos é um fator primordial para o estabelecimento e o crescimento de árvores urbanas plantadas em solos urbanos compactados (LAYMAN et al., 2016).

### **5.3.5. Avaliação mensal**

A coleta de dados de RMPS ao longo de um ano permite uma observação da variação de compactação sazonalmente, e a figura de precipitação do ano de coletas localizada no item 4.3.1 do capítulo 4 também norteia as análises desse capítulo. De uma forma geral, o mês com a maior média de força, considerando todas as áreas, foi novembro (1,57 MPa). Se o pico médio de força for avaliado, o mês de maior compactação foi dezembro (3,11 MPa). Os meses onde a medição foi mais superficial devido à compactação foi em abril (A2 e A3) e março (A4) (Tabela 2).

**Tabela 2.** Resistência Mecânica à Penetração do Solo – RMPS (MPa) entre outubro/2017 e setembro/2018 nas quatro áreas estudadas.

	Área	Mínimo (MPa)	Máximo (MPa)	Média	Erro	Prof. Máx. (cm)		Mínimo (MPa)	Máximo (MPa)	Média	Erro	Prof. máx. (cm)
Out	A1	0,2	1,67	1,04	0,04	60	Abr	0,19	1,91	1,17	0,05	60
	A2	0,18	1,56	1,08	0,05	23		0,45	1,8	0,99	0,06	6
	A3	0,24	2,78	0,96	0,07	17		0,34	1,12	0,62	0,04	8
	A4	0,16	2,94	1,87	0,08	38		0,14	3,38	1,93	0,12	20
	<b>Média</b>	<b>0,20</b>	<b>2,24</b>	<b>1,24</b>	<b>0,06</b>	<b>34,5</b>		<b>0,28</b>	<b>2,05</b>	<b>1,18</b>	<b>0,07</b>	<b>23,5</b>
Nov	A1	0,07	1,51	1,09	0,05	60	Maio	0,1	1,64	1,13	0,05	60
	A2	0,26	2,59	1,54	0,06	60		0,52	1,41	0,97	0,05	10
	A3	0,48	4,02	1,78	0,12	45		0,53	4,5	1,84	0,11	23
	A4	0,17	3,25	1,85	0,12	20		0,14	2,39	1,44	0,10	12
	<b>Média</b>	<b>0,25</b>	<b>2,84</b>	<b>1,57</b>	<b>0,09</b>	<b>46,25</b>		<b>0,32</b>	<b>2,49</b>	<b>1,35</b>	<b>0,08</b>	<b>26,25</b>
Dez	A1	0,15	1,78	0,65	0,05	60	Jun	0,08	1,86	1,22	0,05	60
	A2	0,42	1,77	0,98	0,05	18		0,45	2,93	1,76	0,07	60
	A3	0,15	4,86	1,94	0,17	25		0,21	3,36	1,35	0,12	10
	A4	0,11	4,01	2,0	0,11	38		0,05	1,6	1,45	0,11	15
	<b>Média</b>	<b>0,21</b>	<b>3,11</b>	<b>1,39</b>	<b>0,10</b>	<b>35,25</b>		<b>0,20</b>	<b>2,44</b>	<b>1,45</b>	<b>0,09</b>	<b>36,25</b>
Jan	A1	0,16	1,46	0,95	0,04	60	Jul	0,13	1,9	1,35	0,07	60
	A2	0,35	2,6	1,63	0,06	60		0,38	1,04	0,77	0,03	11
	A3	0,04	3,38	1,39	0,10	41		0,28	1,49	0,71	0,05	17
	A4	0,15	2,32	1,39	0,10	11		0,24	1,41	0,73	0,04	11
	<b>Média</b>	<b>0,18</b>	<b>2,44</b>	<b>1,34</b>	<b>0,07</b>	<b>43</b>		<b>0,26</b>	<b>1,46</b>	<b>0,89</b>	<b>0,05</b>	<b>24,75</b>
Fev	A1	0,03	2,13	1,21	0,08	60	Ago	0,08	1,56	1,11	0,05	60
	A2	0,25	0,84	0,49	0,03	9		0,85	2,38	1,81	0,05	60
	A3	0,22	1,37	0,84	0,04	13		0,4	2,75	1,22	0,09	23
	A4	0,14	4,01	2,09	0,13	23		0,15	4,09	1,95	0,12	49
	<b>Média</b>	<b>0,16</b>	<b>2,09</b>	<b>1,16</b>	<b>0,07</b>	<b>26,25</b>		<b>0,37</b>	<b>2,70</b>	<b>1,52</b>	<b>0,08</b>	<b>48</b>
Mar	A1	0,04	1,4	1,0	0,05	60	Set	0,16	2,3	1,30	0,07	60
	A2	0,41	2,22	1,54	0,06	60		0,14	2,13	0,62	0,10	49
	A3	0,27	2,74	1,73	0,06	45		0,12	4,09	1,53	0,10	37
	A4	0,13	2,44	1,42	0,11	10		0,24	2,01	1,33	0,08	15
	<b>Média</b>	<b>0,21</b>	<b>2,20</b>	<b>1,42</b>	<b>0,07</b>	<b>43,75</b>		<b>0,17</b>	<b>2,63</b>	<b>1,20</b>	<b>0,09</b>	<b>40,25</b>

Fonte: Autora (2019).

Em novembro, o índice de pluviosidade foi acima do esperado (160mm), e em dezembro, abaixo da normal climatológica (150mm). Entretanto, os meses de menor precipitação foram fevereiro, maio, junho e julho. Corroborando a correlação positiva fraca entre RMPS e pluviosidade apresentada no capítulo 3, a compactação do solo varia entre as

áreas e os meses, porém, não pode ser explicada pela variação do regime de chuvas. Carvalho et al. (2008) também não encontrou correlação entre RMPS e conteúdo de água no solo.

Como observado, cada área apresentou em diferentes meses valores máximos médios, picos de força, e profundidade máxima alcançada. Esse resultado evidencia, preliminarmente, que o uso do solo é determinante no comportamento da RMPS (MARTINS; SANTOS, 2017), inclusive frente às variações climáticas. Nas áreas adotadas para o trabalho, o comportamento dos solos das hortas urbanas apresenta-se mais constante ao longo do ano.

#### 5.4. CONCLUSÃO

O manejo de solos urbanos visando uma menor compactação e, conseqüentemente, uma maior contribuição para regulação hídrica, apresenta grandes desafios. O desenvolvimento de cidades implica comumente em impermeabilização para construção e manutenção de infraestruturas urbanas. Algumas áreas são mantidas sem concreto ou asfalto, porém, seus índices de compactação podem variar de acordo com o uso do solo. A comparação entre hortas urbanas, terrenos baldios, praças e mata ciliar evidencia esse panorama.

A hortas urbanas, avaliadas em conjunto, apresentaram o melhor índice de RMPS. Além de obterem a menor média geral, a profundidade máxima de 60 cm pôde ser medida em todos os meses. Esse resultado é especialmente importante, pois demonstra o potencial desse uso do solo em se manter constante ao longo do ano e de variações climáticas. Além disso, quando comparadas a outras áreas agrícolas, as hortas do estudo também apresentam níveis bons de RMPS.

Os valores médios nos terrenos baldios foram melhores que o esperado. Contudo, a medição em alguns meses foi bastante superficial devido à compactação. As praças obtiveram uma média de RMPS maior que os terrenos baldios (1,61 MPa), além de ter como profundidade máxima de medição 45 cm. Por fim, a mata ciliar demonstra a maior média de RMPS, com medições até 49 cm e pico de força de 4,09 MPa. Esse resultado mostra que, mesmo beneficiado pelas raízes das plantas e a serapilheira, o solo de uma área de preservação urbana pode apresentar altos níveis de compactação.

Conclui-se que é necessário avaliar as áreas urbanas permeáveis de forma individual, pois o uso do solo varia e, com ele, as suas taxas de compactação. As praças e matas ciliares urbanas podem ser prejudicadas, e dependem de técnicas adequadas para minimizar e mitigar



os impactos que a interação com a população pode causar. Como cada área possui suas particularidades, a conservação do solo deve levar em consideração a finalidade de cada área permeável urbana.

O uso diversificado das praças, incluindo zonas para caminhadas, ampliação de plantio de árvores, proteção de área gramadas e instituição de hortas comunitárias orgânicas pode auxiliar na descompactação do solo concomitantemente à geração de outros serviços ecossistêmicos. No caso de matas ciliares, a conservação e a conscientização sobre a importância de florestas urbanas aliadas à fiscalização são uma saída para redução da compactação e melhoria das demais características do solo.

## REFERÊNCIAS

ADHIKARI, K.; HARTEMINK, A. E. Geoderma Linking soils to ecosystem services - A global review. **Geoderma**, v. 262, p. 101–111, 2016.

ANNE, B. et al. Towards an operational methodology to optimize ecosystem services provided by urban soils. **Landscape and Urban Planning**, v. 176, p. 1–9, 2018.

BIRGÉ, H. E. et al. Adaptive management for soil ecosystem services. **Journal of Environmental Management**, v. 183, p. 371–378, 2016.

CALZOLARI, C. et al. Geoderma A methodological framework to assess the multiple contributions of soils to ecosystem services delivery at regional scale. v. 261, p. 190–203, 2016.

CARTER, J. G. et al. Adapting cities to climate change – exploring the flood risk management role of green infrastructure landscapes. **Journal of Environmental Planning and Management**, v. 61, n. 9, p. 1535–1552, 2018.

CARVALHO, L. A. DE et al. Resistência mecânica do solo à penetração (RMP) sob cultivo de cana-de-açúcar, no município de Rio Brillhante-MS. **Agrarian**, v. 1, n. 2, p. 7–22, 2009.

CASAGRANDE, A.; FADUM, R. E. **Notes on Soil Testing for Engineering Purposes**. n.08. Harvard Soil Mechanics: Cambridge, 1940.

CHATTERJEA, K. Bukit Timah Nature Reserve: a forest in transition. **Gardens' Bulletin Singapore**, v. 71, n. suppl.1, p. 419–440, 2019.

CHERUBIN, M. R.; CHAVARRO-BERMEO, J. P.; SILVA-OLAYA, A. M. Agroforestry systems improve soil physical quality in northwestern Colombian Amazon. **Agroforestry Systems**, v. 93, n. 5, p. 1741–1753, 2019.

COGGER, C. G. Potential compost benefits for restoration of soils disturbed by urban development. **Compost Science and Utilization**, v. 13, n. 4, p. 243–251, 2005.

ESHTAWI, T.; EVERS, M.; TISCHBEIN, B. Quantifying the impact of urban area expansion on groundwater recharge and surface runoff. **Hydrological Sciences Journal**, v. 61, n. 5, p. 826–843, 2016.

GREGORY, J. H. et al. Effect of urban soil compaction on infiltration rate. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 61, n. 3, p. 117–124, 2006.

GROOT, R. S. DE et al. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning , management and decision making. **Ecological Complexity**, v. 7, n. 3, p. 260–272, 2015.

HILLEL, D. **Introduction to Environmental Soil Physics**. Elsevier Academic Press, Amsterdam, 2003.

KRANZ, C. N. et al. The effects of compost incorporation on soil physical properties in urban soils – A concise review. **Journal of Environmental Management**, v. 261, p. 110209, 2020.

LAN, T. et al. Evaluation of physical properties of typical urban green space soils in Binhai Area, Tianjin, China. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 44, n. 2, p. 126430, 2019.

LAYMAN, M. R. et al. Below ground matters: Urban soil rehabilitation increases tree canopy and speeds establishment. **Urban Forestry and Urban Greening**, v.16, p.25-35, 2016.

MACHADO, L. et al. Effect of Vetiver Roots on Soil Resistance To Penetration in a Typic Fluvic Neossol in the São Francisco Riverbank. **Revista Caatinga**, v. 31, n. 4, p. 935–943, 2018.

MARTINKOSKI, L. et al. Qualidade física do solo sob manejo silvipastoril e floresta secundária. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. 1-9, 2017.

MARTINS, F. P.; SANTOS, E. L. Taxa De Infiltração Da Água E a Resistência Do Solo a Penetração Sob Sistemas De Uso E Manejo. **Acta Iguazu**, v. 6, n. 4, p. 28–40, 2017.

MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT – MEA. Ecosystems and human well-being: Synthesis. Washington, DC: Island Press, 2005.

MIRACAPILLO, C.; MOREL-SEYTOUX, H. A Numerical Experiment to Determine the Soil Water Contents in the Unsaturated Zone and the Water Table Response under Transient Ponding Conditions. **Procedia Environmental Sciences**, v. 25, p. 150–157, 2015.

MONGIL-MANSO, J. et al. Badlands forest restoration in Central Spain after 50 years under a Mediterranean-continental climate. **Ecological Engineering**, v. 97, p. 313–326, 2016.

OW, L. F.; GHOSH, S. Urban tree growth and their dependency on infiltration rates in structural soil and structural cells. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 26, n. June, p. 41–47, 2017.

PHILLIPS, T. H. et al. The capacity of urban forest patches to infiltrate stormwater is influenced by soil physical properties and soil moisture. **Journal of Environmental Management**, v. 246, p. 11–18, 2019.

PIAS, O. H. DE C. et al. Qualidade do mapeamento da resistência do solo à penetração: Efeito do número de subamostras. **Acta Scientiarum - Agronomy**, v. 40, n. 1, p. 1–11, 2018.

REN, X. et al. Effect of infiltration rate changes in urban soils on stormwater runoff process. **Geoderma**, v. 363, 2020.

SEFATI, Z.; KHALILIMOGHADAM, B.; NADIAN, H. Assessing urban soil quality by improving the method for soil environmental quality evaluation in a saline groundwater area of Iran. **Catena**, v. 173, p. 471–480, 2019.

TRESCH, S. et al. Litter decomposition driven by soil fauna, plant diversity and soil management in urban gardens **Science of the Total Environment**, v. 658, p. 1614-1629, 2018.

WALSH, C. J.; FLETCHER, T. D.; BURNS, M. J. Urban Stormwater Runoff: A New Class of Environmental Flow Problem. **PLoS ONE**, v. 7, n. 9, 2012.

WANG, P. et al. Effects of Urbanization, Soil Property and Vegetation Configuration on Soil Infiltration of Urban Forest in Changchun, Northeast China. **Chinese Geographical Science**, v. 28, n. 3, p. 482–494, 2018.

YANG, J. L.; ZHANG, G. L. Water infiltration in urban soils and its effects on the quantity and quality of runoff. **Journal of Soils and Sediments**, v. 11, n. 5, p. 751–761, 2011.

## 6. CAPÍTULO 5

### **Hortas urbanas e a compactação do solo: Uma abordagem aplicada à microbacia hidrográfica**

#### **Resumo**

Após várias transformações da paisagem causadas principalmente por atividades humanas, um ambiente adequado se torna cada vez mais desafiador nas regiões urbanizadas. O presente capítulo objetivou avaliar como as características físicas e o uso da terra podem influenciar na compactação do solo. Assim, foi realizada uma análise morfométrica na microbacia das Corujas em São Paulo-SP, Brasil, além de um trabalho de campo para estudo da compactação do solo em três diferentes áreas permeáveis localizadas no mesmo terreno: Área com grama e solo exposto, área de mata ciliar e área de agricultura, correspondente à Horta das Corujas. Os resultados morfométricos apontam que a microbacia possui alta permeabilidade e tendência a enchentes em suas zonas de maior declividade. Entretanto, quando analisada a cama mais superficial do solo (60 cm), observa-se que essa permeabilidade pode variar de acordo com o manejo e a cobertura do solo. As áreas com gramado ou solo exposto apresentaram as maiores taxas de resistência à penetração, por consequência, uma maior compactação. Já as áreas de mata ciliar tiveram médias taxas de resistência a penetração, e, por fim, a Horta das Corujas apresentou as menores taxas de compactação. Com a análise dos dados encontrados, pode-se concluir que a agricultura urbana pode auxiliar na melhoria das características físicas do solo, otimizando sua capacidade de infiltrar na água e, assim, reduzir o escoamento superficial.

**Palavras-chave:** Regulação hídrica; Hortas urbanas; Análise morfométrica; Compactação do solo.

### **Green areas and soil compactation: A watershed approach**

#### **Abstract**

After several landscape transformations caused mainly by human activities, a suitable environment become increasingly challenging in urbanized regions. The present study sought to evaluate how physical characteristics and land use can influence soil compaction. To that, morphometric analysis and fieldwork to study soil compaction was carried out in the Corujas Watershed in São Paulo, Brazil. Three different permeable areas were adopted: Grass and exposed soil area, riparian forest area and agriculture area corresponding to Corujas Garden. The morphometric results indicate that the watershed has high permeability and a tendency to floods in its areas of most significant slope. However, when the most superficial soil (60 cm) is analyzed, it can be observed that this permeability varies according to soil management and cover. The areas with lawn or exposed soil presented the highest rates of resistance to penetration, consequently, greater compaction. The riparian areas had average rates of resistance to penetration, and, finally, Corujas Garden presented the lowest compaction rates. With the analysis of the data found, it can be concluded that urban gardening can assist improvement in the physical characteristics of the soil, optimizing its capacity to infiltrate water and thereby reduce surface runoff.

**Keywords:** Water regulation; Urban gardens; Morphometric analysis; Soil compaction.

## 6.1. INTRODUÇÃO

Uma questão ambiental compartilhada entre os principais centros urbanos do mundo é a impermeabilização do solo, e as cidades de países em desenvolvimento devem enfrentar suas consequências com urgência. Nessas paisagens, apenas uma pequena porção da água da chuva consegue infiltrar no solo (UMER et al. 2019). Assim, seu volume não é suficiente para abastecer o lençol freático em uma região metropolitana, e o fluxo de recarga provém principalmente de vazamentos de saneamento básico, que afetam sua quantidade e qualidade (MINNIG et al. 2018; TUBAU et al. 2017; WAKODE et al. 2018).

A compactação do solo também aumenta as taxas de escoamento e é um dos aspectos que agrava as inundações (ALAOUI et al. 2018; REDFERN et al. 2016). Além do evidente desastre ambiental, os danos afetam também o bem-estar da população e ameaçam a competitividade econômica das cidades (HADDAD; TEXEIRA 2015). Os riscos de inundações crescem diariamente com as mudanças climáticas, e seus impactos afetam principalmente a população de baixa renda (AL-AMIN et al. 2019; HENRIQUE; TSCHAKERT 2019; LIAO et al. 2019).

Conforme relatado por Zambrano et al. (2017), as ações projetadas para o gerenciamento da água se concentram nos riscos de inundações e crises de abastecimento. No entanto, essa abordagem não é suficiente, e a resiliência do sistema combinada com o gerenciamento de risco de inundação pode ser mais eficaz do que uma das decisões individuais (DISSE et al. 2020). Dessa forma, gestão de bacias hidrográficas considerando todo o planejamento do território é essencial para fornecer e manter do serviço de regulação hídrica e, assim, evitar problemas socioambientais dessa natureza.

Um instrumento primordial para compreensão da dinâmica de uma bacia hidrográfica é a sua análise morfométrica. As características morfométricas da bacia, incluindo o seu relevo, geologia e aspectos de drenagem são elementos de grande importância para compreensão de sua dinâmica ambiental (CHRISTOFOLETTI, 1970). Esses dados podem auxiliar na tomada de decisões relacionadas ao manejo e uso do solo em uma determinada região (RAHAMAN et al., 2015), no estabelecimento de áreas prioritárias para conservação (ADHAMI; SADEGHI, 2016; SHIVHARE et al., 2017) e na agricultura (MOKARRAM; HOJATI, 2017).

As medidas para manejo e uso adequado do solo são especialmente importantes em um contexto de mudanças climáticas. Bae e Lee (2020) argumentam que é desejável restaurar o ciclo hidrológico natural e maximizar a capacidade de infiltração de um local na fonte de inundação. Nesse contexto, a manutenção de áreas verdes nas zonas urbanas é essencial para o conforto climático e a infiltração de água. Taxas mais altas de infiltração de água significam menos escoamento superficial e, conseqüentemente, menos danos causados pelas inundações (BERLAND et al. 2017; BLOORCHIAN et al. 2016; ZAMBRANO et al. 2017).

O termo áreas verdes urbanas pode ser bastante amplo, incluindo praças, matas ciliares, infraestruturas verdes e arborização de vias (AMATO-LOURENÇO et al., 2016; BLOORCHIAN et al., 2016). Ainda que muitas vezes não seja desenvolvida especificamente para melhoria ambiental, a agricultura urbana também pode ser considerada um espaço verde multifuncional, que traz diversos benefícios socioambientais (ANGULURI; NARAYANAN, 2017; KABISCH et al., 2016; RICHARDS et al., 2017).

Este capítulo procura avaliar a tendência de inundação em uma bacia hidrográfica urbana localizada em São Paulo-Brasil e a compactação do solo em três áreas verdes inseridas em seu perímetro. Para isso, o córrego das Corujas foi adotado como área de estudo. Em 2009, foram feitas algumas intervenções para reduzir as inundações e melhorar a qualidade ambiental do bairro. Uma das hortas urbanas mais antigas e bem-sucedidas da cidade também está nesta bacia hidrográfica, a horta de Corujas.

## 6.2. MATERIAL E MÉTODOS

### 6.2.1. Área de estudo

A cidade de São Paulo é considerada a principal metrópole do Brasil. Capital do estado de São Paulo, apresenta área de 1.521,11 km<sup>2</sup>, população de 12.106.920 habitantes e, portanto, uma densidade demográfica de 7.959,27 hab/km<sup>2</sup> (IBGE, 2017). De acordo com a classificação climática de Köppen, o clima é Cwa (clima tropical de altitude), com verão chuvoso e inverno seco, temperatura média do mês mais quente superior a 22°C e pluviosidade média de 1376.2 mm ao ano (CEPAGRI, 2017).

O bioma predominante na região é Mata Atlântica, com as seguintes fitofisionomias: Bosque heterogêneo, campos alto-montanos, campos de várzea e vegetação aquática, campos gerais, mata de várzea e mata ombrófila densa. Nos campos gerais podem ser encontrados relictos, que consistem em ilhas do bioma Cerrado dispersas no bioma Mata Atlântica. Os remanescentes de vegetação natural cobrem 30% da área do município, grande parte

concentrada no extremo sul. Os polígonos com vegetação nativa de até 0,5 hectares são predominantes, evidenciando a alta fragmentação florestal presente na região (SÃO PAULO, 2016).

O município está inserido na bacia hidrográfica do Alto Tietê (Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos – UGRHI 6). Sua paisagem original apresenta rios meandantes e extensas planícies aluvionares associadas aos rios Tietê e Pinheiros, dois destaques na malha hídrica da região. Atualmente, existem 287 corpos d'água distribuídos em 103 sub-bacias que drenam para o rio Tietê. No entanto, grande parte desses córregos encontram-se canalizados e/ou retificados, tornando-se invisíveis para a população (SÃO PAULO, 2017).

As Áreas de Preservação Permanente-APPs do trecho urbano paulistano do Rio Tietê consistem em áreas de várzea sujeitas a alagamentos, em grande parte cobertas pela rodovia ou por outras instalações urbanas. Além disso, diversos córregos foram canalizados e retificados para construção de vias de acesso rodoviário. Essas características convergem com as obras que foram realizadas para aproveitamento hidroelétrico na bacia do Alto Tietê, e trazem como consequência as enchentes que acometem o município até hoje (HADDAD; TEIXEIRA, 2015; JACOBI et al., 2015; SEABRA, 2015).

Em 2009, foi instituída em São Paulo a Política Municipal de Mudanças Climáticas, que apresenta estratégias de adaptação e mitigação de impactos ambientais relacionados aos serviços de transportes, energia, gerenciamento de resíduos, saúde, construção civil e uso do solo. Em relação à permeabilidade no solo urbano, foi instituída a “reserva de área permeável sobre terreno natural, visando à absorção de emissões de carbono, à constituição de zona de absorção de águas, à redução de zonas de calor, à qualidade de vida e à melhoria da paisagem” no licenciamento de empreendimentos (SÃO PAULO, 2009).

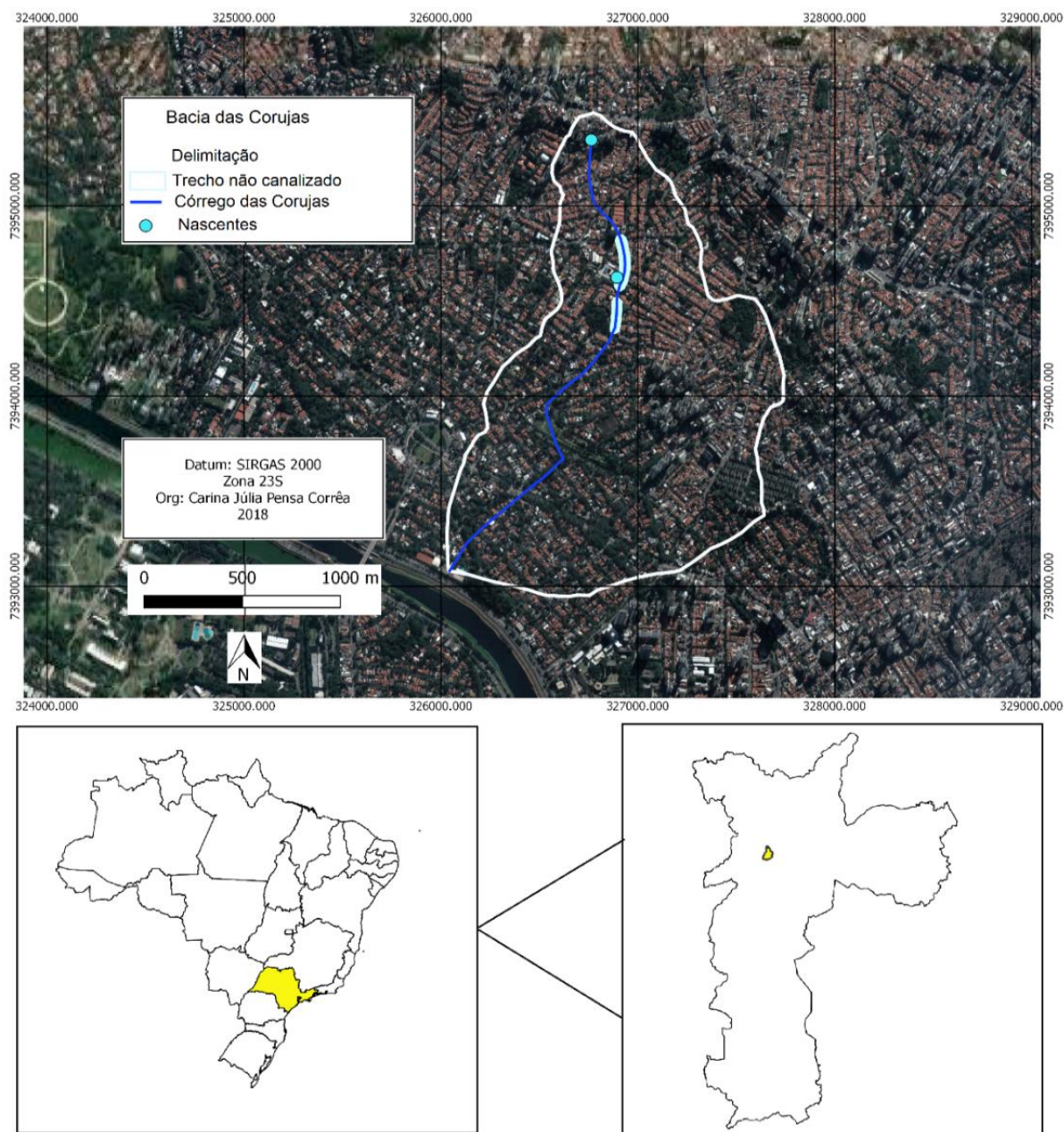
O plano diretor, revisado em 2014, também trata dessas questões, porém de forma indireta. O aumento da zona rural e mudanças na mobilidade urbana podem ser apontados como oportunidades para melhoria ambiental (SÃO PAULO, 2014). Ambas políticas atingiram alguns objetivos, mas por ainda existir uma grande lacuna entre o que está definido na lei e a sua execução, estão longe do ideal (GIULIO et al., 2018).

A microbacia hidrográfica selecionada para o estudo é um exemplo dessa situação. Seu principal córrego, denominado Córrego das Corujas, possui apenas dois pequenos trechos



não canalizados (Figura 1). Sua nascente está localizada na rua Óros, bairro de Sumarezinho, e sua foz fica na altura da rua Professor Frederico Hermann Júnior, onde o córrego canalizado deságua no rio Pinheiros.

**Figura 1.** Delimitação da microbacia das Corujas, com seu corpo d'água principal, indicação de suas nascentes e trechos não canalizados.



**Fonte:** Adaptado de São Paulo (2018) e IBGE (1971).

### 6.2.2. Análise morfométrica da microbacia das corujas

Para compreensão das características da microbacia, em especial seu comportamento em relação à infiltração de água no solo e tendência a enchentes, foi realizada uma análise morfométrica. Com foco nesses aspectos, os parâmetros da morfometria foram selecionados de acordo com o trabalho de Christofolletti (1969), Horton (1945) e Villela & Mattos (1975), e estão sintetizados no quadro 1, assim como as fórmulas necessárias para o cálculo de alguns parâmetros.

**Tabela 1.** Parâmetros morfométricos analisados e as fórmulas necessárias para seu cálculo.

<b>Análise morfométrica</b>	
<b>Características geométricas</b>	
Área	Fator de forma
Perímetro	Índice de circularidade
Coeficiente de compacidade	Padrão de drenagem
<b>Características de relevo</b>	
Declividade mínima	Altitude mínima
Declividade máxima	Altitude máxima
Declividade média	Altitude média
Relação de relevo	Índice de rugosidade
Declividade média do curso d'água principal	
<b>Características de drenagem</b>	
Comprimento do curso d'água principal	Densidade de drenagem
Comprimento total dos cursos d'água	Ordem da bacia
Índice de sinuosidade	Coeficiente de manutenção
<b>Índice</b>	<b>Fórmula</b>
Coeficiente de compacidade (Kc)	$Kc = 0,28 * \frac{P}{\sqrt{A}}$ <p>Onde: P=Perímetro (km) A= Área da bacia (km<sup>2</sup>)</p>
Fator de forma (Kf)	$Kf = \frac{A}{L^2}$ <p>Onde: A= Área da bacia (km<sup>2</sup>) L= Comprimento do eixo da bacia (da foz ao ponto mais longínquo da área) (km)</p>
Índice de circularidade (Ic)	$Ic = \frac{A}{Ac}$ <p>Onde: A= Área da bacia (km<sup>2</sup>) Ac = Área de círculo correspondente ao mesmo perímetro da bacia (km<sup>2</sup>)</p>
Relação de relevo (Rr)	$Rr = \frac{Hm}{Lc}$ <p>Onde: Rr = Relação de relevo (m/km)</p>

	Hm = Amplitude altimétrica (m)
	Lc = Comprimento do canal principal (km)
Índice de rugosidade (Ir)	$Ir = \frac{(Hm \times Dd)}{1000}$
	Onde: Amplitude altimétrica (m)
	Dd = Densidade de drenagem (m/m <sup>2</sup> )
Declividade média do curso d'água principal	$Gc = \frac{Amax}{Lc}$
	Onde: Amax = Altitude máxima da bacia (m)
	Lc = Comprimento do canal principal (km)
Densidade de drenagem (Dd)	$Dd = \frac{Lt}{A}$
	Onde: Lt = Comprimento total dos canais (km)
	A = Área da bacia (km <sup>2</sup> )
Índice de sinuosidade (Is)	$Is = \frac{Lc}{Lv}$
	Onde: Lc = Comprimento do canal principal (km)
	Lv = Comprimento vetorial do canal principal (km)
Coefficiente de manutenção (Cm)	$Cm = \frac{1}{Dd}$
	Onde: Dd = Densidade de drenagem (m/m <sup>2</sup> )

**Fonte:** Adaptado de Christofletti (1969), Horton (1945) e Villela & Mattos (1975).

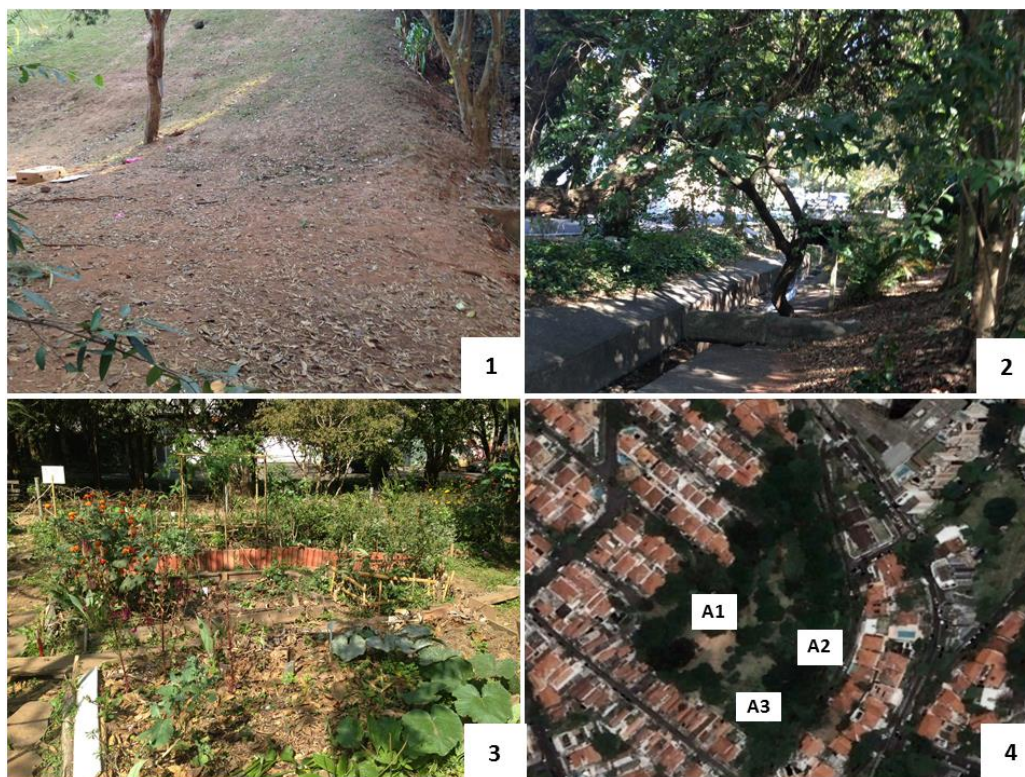
### 6.2.3. Construção de mapas

Os mapas presentes no trabalho, além dos cálculos referentes à morfometria da bacia, foram desenvolvidos através do software QGIS versão 2.18 e da extensão GRASS 7.4.1. Foram utilizadas diferentes cartas para comparação temporal: carta do mapeamento através de aerofotogrametria SARA de 1930 (escala 1:5000); carta topográfica do IGC de 1971 (escala 1:10000); carta planialtimétrica do IBGE de 1984 (escala 1:50000) e carta planialtimétrica da EMPLASA de 1986 (escala 1:25000).

### 6.2.4. Estudo da compactação do solo

As três áreas selecionadas estão na mesma região, a praça Dolores Ibarruri, bairro Sumarezinho. O local foi selecionado por apresentar três diferentes tipos de uso do solo que possuem algum nível de permeabilidade no meio urbano: 1) Áreas com gramado e com solo exposto; 2) Áreas arborizadas correspondentes à mata ciliar do Córrego das Corujas e 3) Áreas de agricultura, correspondentes à Horta das Corujas (Figura 2). Foram realizadas 10 coletas em cada área, totalizando 30 amostras. O equipamento utilizado para medição foi o penetrógrafo Falker penetroLOG – Medidor Eletrônico de Compactação do Solo, que mede a resistência à penetração em unidade de pressão MPa em até 60 cm de profundidade.

**Figura 2.** Caracterização das áreas de estudo. 1) Área da praça, com trechos de gramado e solo descoberto; 2) Área da mata ciliar; 3) Área da horta; 4) Localização das áreas em imagem de satélite. Microbacia das Corujas, São Paulo, Brasil.



**Fonte:** Adaptado de Google Earth (2018).

As coletas em campo foram realizadas no mês julho/2018. É importante destacar que no período de 30 dias anteriores à coleta o índice de pluviosidade foi de 0,00 mm (INMET, 2018). Esse índice também foi registrado no grande período de seca, em julho/2008 (IAG/USP, 2008).

Inicialmente, foi realizado um teste de normalidade de Shapiro-Wilk, para comparação das médias encontradas de resistência à penetração em cada uma das áreas, através do software PAST 3.23. Comprovada a normalidade dos dados, foi aplicada uma Análise de variância (ANOVA), e, por fim, a comparação das médias foi realizada através do Teste de Tukey. Todas as análises consideraram como nível de significância de 95%.

### 6.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A microbacia das Corujas está inserida na subprefeitura de Pinheiros, Distrito Alto Pinheiros, zona oeste de São Paulo. A subprefeitura possuía 289.743 habitantes em 2010, e uma densidade demográfica de 9.140 habitantes/km<sup>2</sup> (SÃO PAULO, 2017). No ranking de

Índice de Desenvolvimento Humano-IDH específico de cada subprefeitura, Pinheiros ficou em primeiro lugar no ano de 2000, e novamente no ano de 2010, nas três dimensões avaliadas: renda, longevidade e educação (GONÇALVES; MAEDA, 2017).

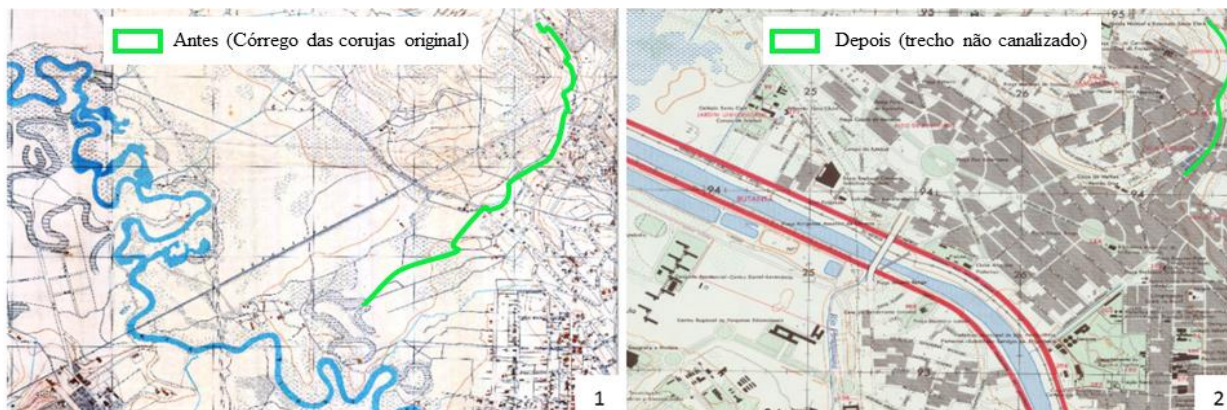
Do ponto de vista ambiental, a região de Pinheiros possui uma cobertura vegetal de 28,04%, e a microbacia das Corujas 18,01%. Essas proporções são consideradas baixas quando comparadas a outras regiões de São Paulo, como Parelheiros. Todavia, sua maior cobertura vegetal corresponde a regiões florestais não urbanizadas. Já na região de Pinheiros, a cobertura vegetal são áreas verdes, arborização das ruas e praças (AMATO-LOURENÇO et al., 2016).

O acesso equitativo a áreas verdes é fundamental para melhoria na qualidade de vida e na saúde da população, mas o que se observa é que existe uma desigualdade ambiental nas cidades. Assim, regiões mais vulneráveis socialmente podem apresentar menores taxas de arborização urbana e espaços verdes (WÜSTEMANN et al., 2017).

### **6.3.1 O córrego das Corujas**

Composto por uma rica malha hídrica, o município de São Paulo apresenta atualmente grande parte de seus corpos d'água canalizados. O Córrego das Corujas passou por esse processo na década de 40, desencadeado pelo arruamento e loteamento na região do Alto Pinheiros (OLIVEIRA et al., 2012). O Rio Pinheiros, que recebe o córrego como um de seus afluentes, também foi modificado por um processo de retificação iniciado na década de 20 (CANHOLI, 2014) (Figura 3).

**Figura 3.** Retificação do rio pinheiros e canalização do córrego das corujas entre os anos de 1930 e 1971, São Paulo, Brasil.



**Fonte:** IGC (1971); SARA (1930).

Os trechos não canalizados no Córrego das Corujas são rodeados por áreas verdes, característica dificilmente encontrada em outros córregos da região (BARTALINI, 2004). Pelo seu potencial ambiental e social, iniciativas de moradores a partir de 2006 resultaram em diversas mudanças no entorno do córrego, que foram planejadas também para drenagem do bairro. Em 2009, a praça Dolores Ibarruri passou por um processo de revitalização, com um projeto paisagístico que incluía a construção de diversas infraestruturas verdes (OLIVEIRA, 2012).

Nesse contexto, infraestruturas verdes podem ser descritas como alternativas da engenharia e planejamento da paisagem para criação de espaços que contribuam para o manejo de águas pluviais, beneficiando também o microclima local e criando espaços de lazer (CHENOWETH et al., 2018; MANDER et al., 2018). No entanto, nem todas as intervenções planejadas para a obra foram de fato concretizadas (MARTINS, 2012) (Tabela 2).

**Tabela 2.** Discrepâncias no planejamento e na execução das obras de drenagem da microbacia das Corujas, São Paulo, Brasil.

Planejamento	Problemas da execução
Biovaletas	- Concretização de uma parcela - Construção de valetas convencionais
Lagoas pluviais	- Não adequação das calçadas - Não foram construídas
Pavimentos permeáveis	- Modificação dos pisos drenantes
Plantio de forrações e arbustos nos taludes	- Falhas no plantio e substituição das espécies previstas originalmente no projeto

**Fonte:** Adaptado de Martins (2012).

O projeto apresentava boas estratégias de drenagem. As biovaletas, assim como o plantio de espécies arbóreas, são responsáveis por reduzir a velocidade de escoamento, além de filtrarem a água pluvial e controlarem a poluição que iria para o corpo d'água (BERLAND et al., 2017; LI et al., 2016). Os pavimentos permeáveis também podem contribuir para redução do escoamento superficial (EATON, 2018), além de seu potencial para armazenamento e reutilização de água para irrigação (NNADI et al., 2015).

No entanto, as modificações ou execuções não adequadas aumentaram em algumas regiões a velocidade e o volume de água escoada, além de desencadear pontos de erosão e acúmulo de terra nas pistas de caminhada após eventos de chuva. Assim, para compreensão da tendência dessa região a inundações, foi realizada uma análise da morfometria na microbacia das Corujas.

### 6.3.2. Análise morfométrica

De acordo com a classificação de Strahler (1964), as bacias que possuem rios até a 4ª ordem podem ser classificadas como microbacias. Como a bacia das corujas possui apenas um corpo d'água de primeira ordem, ela pode ser considerada uma microbacia. Ainda por essa característica, o padrão de drenagem da microbacia não pôde ser identificado. Os demais índices morfométricos foram calculados e estão sintetizados na tabela 3.

**Tabela 3.** Síntese dos valores encontrados para os parâmetros morfométricos. Microbacia das Corujas, São Paulo, Brasil.

Parâmetros	Valores
Área	2,67 km <sup>2</sup>
Perímetro	7,17 km
Coefficiente de compactidade (Kc)	1,23
Fator de forma	0,51
Índice de circularidade	0,65
Padrão de drenagem	-
Declividade mínima	0%
Declividade máxima	39,81%
Declividade média	5,03%
Altitude mínima	721m
Altitude máxima	806m
Altitude média	765,11m
Relação de relevo	31,52
Índice de rugosidade	0,08
Declividade média do curso d'água principal	0,03

Comprimento do curso d'água principal	2,70 km
Comprimento total dos cursos d'água	2,70 km
Índice de sinuosidade	1,18
Densidade de drenagem	0,99
Ordem da bacia	1º ordem
Coefficiente de manutenção	1,10

**Fonte:** Autora (2018).

As características geométricas da bacia auxiliam na compreensão de sua forma, relacionando-a com círculos de mesmo perímetro e mesma área, além do comprimento de seu principal corpo d'água. A importância de sua forma está no tempo de concentração ( $T_c$ ) da bacia, que define o tempo necessário para que toda bacia contribua para saída pluvial após um evento de precipitação.

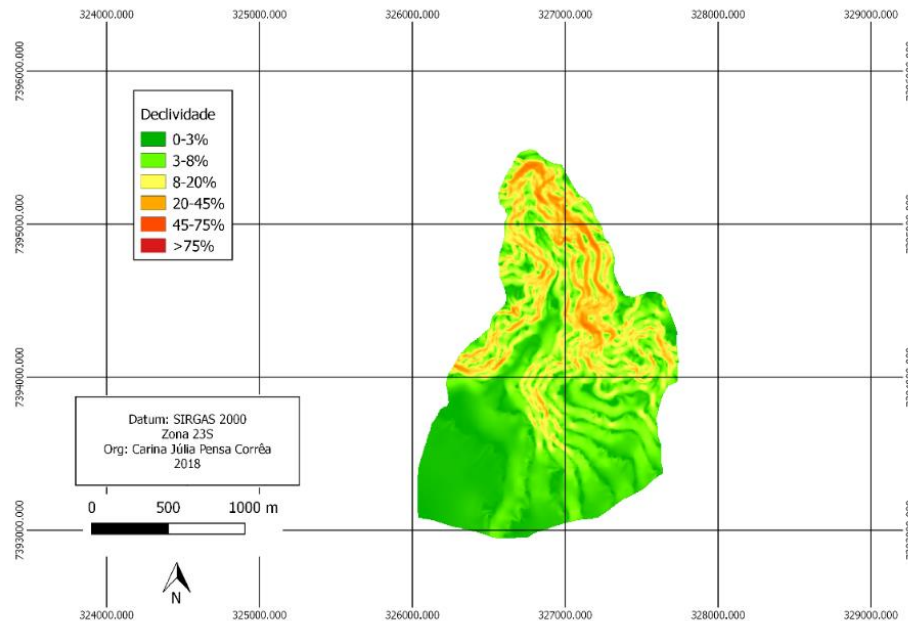
Bacias com formas mais alongadas tendem a ter menores picos de enchentes, enquanto bacias de formas mais circulares apresentam um  $T_c$  menor e, conseqüentemente, maiores propensões a enchentes. Uma bacia correspondente à um círculo perfeito receberia o valor 1 para o coeficiente de compacidade, portanto, quanto mais próximo dessa unidade, mais circular a bacia (VILLELA; MATTOS, 1975).

Na bacia estudada, o coeficiente de compacidade é de 1,23. Como valores entre 1 e 1,25 são considerados muito baixos, a bacia apresenta uma tendência circular. O alto índice de circularidade (0,65) e fator de forma (0,51) corroboram esse resultado, pois valores maiores do que 0,5 indicam sua tendência à circularidade (CHRISTOFOLLETI, 1980). Quando comparados à outros estudos (ABBOUD; NOFAL, 2017; KALIRAJ et al., 2015; RAI et al., 2017; SHIVHARE et al., 2017) a bacia apresenta alta tendência a enchentes e maiores escoamentos superficiais, ocasionados pelo seu baixo tempo de concentração e maior deflúvio.

Após a construção do mapa de declividade, foi constatado que o relevo da região é em sua média suave ondulado (declividade média de 5,03%) (Figura 4). A declividade encontrada por si só não apresenta grande disposição à degradação do solo, no entanto, essa degradação ainda se correlaciona com a cobertura vegetal, classe de solo e intensidade de chuvas (TONELLO et al., 2006). De acordo com EMBRAPA (2013), o solo da microbacia é argissolo vermelho-amarelo. Esse solo é típico de região suave ondulado a ondulado, e apresenta usualmente alta susceptibilidade à erosão (IAC, 2015).



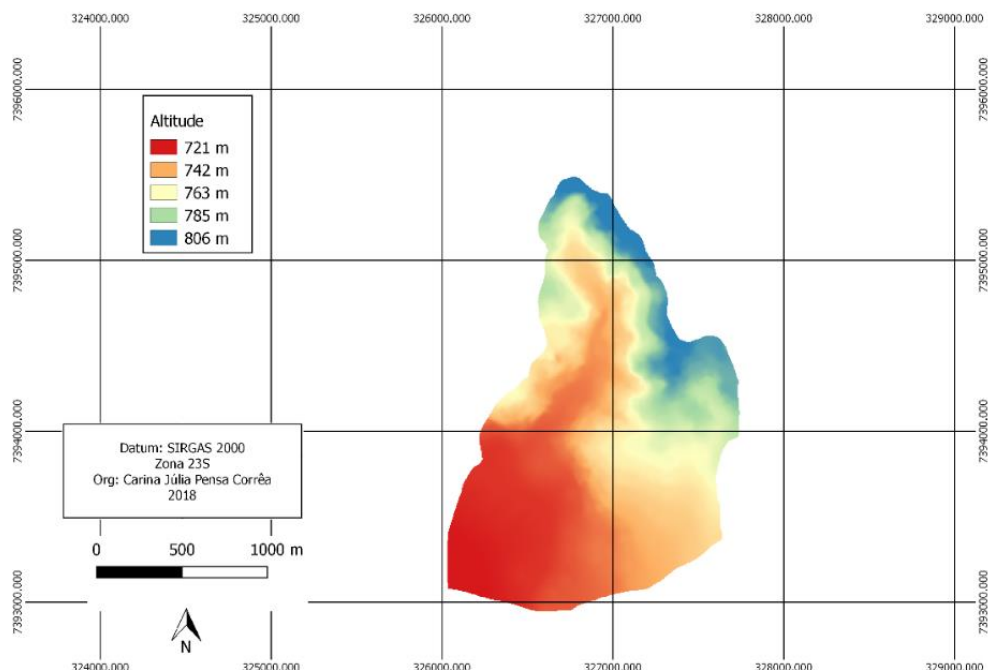
**Figura 4.** Declividade da microbacia das corujas, São Paulo, Brasil.



**Fonte:** Autora (2018).

O modelo digital de elevação, que mostra as variações de altitude na extensão da microbacia, apresentou uma altitude mínima de 721 m, máxima de 806 m e média de 765,11 m (Figura 5). A amplitude altimétrica, que representa a diferença entre a foz e a maior altitude situada num determinado ponto da área da bacia, é de 85 m. Essa amplitude pode ser considerada baixa se comparada à outros estudos de morfometria (ALMEIDA et al., 2016; NARDINI et al., 2013; SANTOS; MORAIS, 2012; TONELLO et al., 2006), e o valor tende a favorecer o escoamento mais lento de água pluvial, contrastando com os resultados encontrados nas características geométricas da bacia.

**Figura 5.** Modelo digital de elevação da microbacia das corujas, São Paulo, Brasil.



**Fonte:** Autora (2018).

A relação de relevo da bacia, que utiliza a amplitude altimétrica e o comprimento do canal principal apresentou valor de 31,52. Esse resultado, se analisado de acordo com a classificação de Melton (1957), é baixo. No entanto, se considerado outros estudos semelhantes (KABITE; GESSESSE, 2018; SANTOS et al., 2012; WITHANAGE et al., 2014), o valor é relativamente alto. Já a declividade média do curso d'água principal, que interfere na velocidade de escoamento da água no curso, é de 0,03. Valores baixos como esse indicam menores escoamentos e maior tempo de permanência da água.

Quando observado o índice de sinuosidade, o valor encontrado foi de 1,18. Valores próximos a 1 indicam que os canais tendem a serem retilíneos, já os valores superiores a 2,0, indicam que os canais tendem a ser tortuosos, e os valores intermediários indicam formas transicionais, regulares e irregulares (SCHUMM, 1963). Ainda se utilizado o parâmetro de Christofletti (1980), a índice de sinuosidade seria de 14,44%, classificado como muito reto, e favorece um maior transporte de sedimentos.

As características de drenagem encontradas refletem uma peculiaridade da microbacia: há apenas um copo d'água presente em sua área. Assim, a bacia é de 1º ordem, e apresenta os parâmetros de drenagem regulares, e por ser inversamente proporcional, um coeficiente de

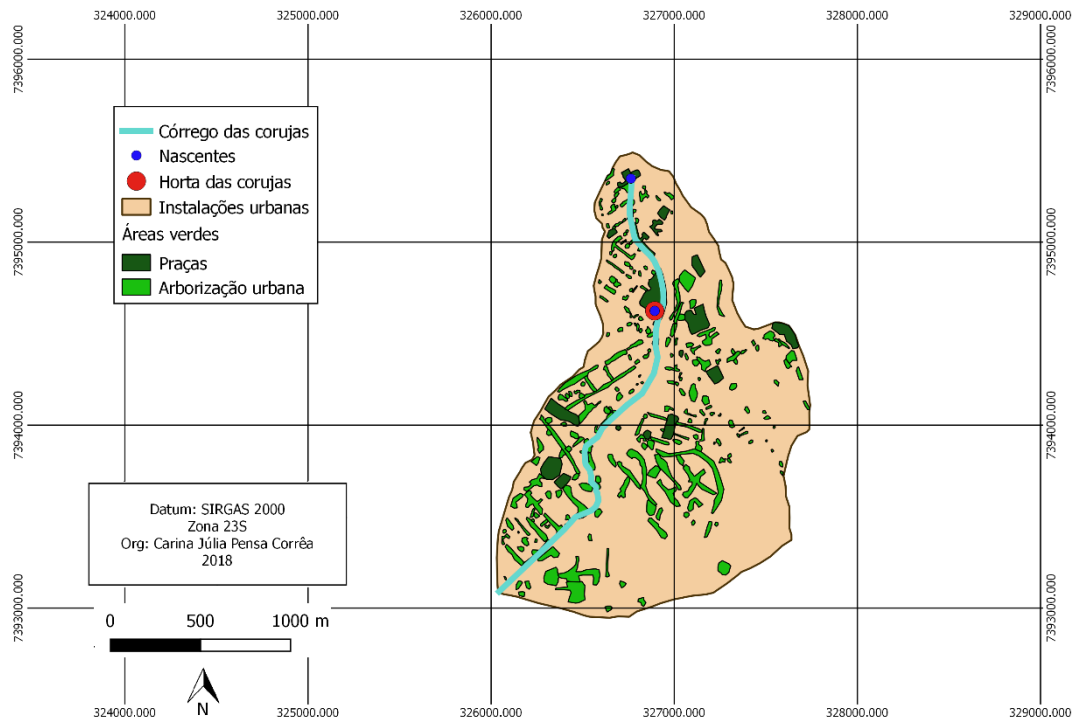
manutenção alto. O valor encontrado aponta que a área mínima que a bacia precisa dispor para a manutenção de uma unidade de canal fluvial é de  $1,10 \text{ km}^2/\text{km}^2$ , resultando em uma grande área de recarga (SANTOS et al., 2012).

De acordo com Villela e Mattos (1975), a densidade de drenagem pode variar de  $0,5 \text{ km}^2/\text{km}^2$ , em bacias pobres em drenagem, até  $3,5 \text{ km}^2$  ou mais em bacias extremamente bem drenadas. A Dd regular encontrada na microbacia das Corujas ( $0,99 \text{ km}^2/\text{km}^2$ ) pode decorrer de regimes pluviométricos de baixa intensidade, formações rochosas permeáveis, pouca concentração de precipitação, baixa declividade média e baixo índice de rugosidade (ALMEIDA et al., 2016; TONELLO et al., 2006).

O índice de rugosidade encontrado realmente foi baixo (0,08), indicando que a extensão de instabilidade de solo também é baixa (KABITE; GENESSE, 2018). Quando analisada a pluviosidade dos últimos 20 anos na região, observa-se que os índices de precipitação se mantêm próximos à média estadual (1558mm) e da média nacional (1430mm) (INMET, 2010). Assim, é pouco provável que regimes pluviométricos sejam responsáveis pela densidade de drenagem baixa.

De acordo com Coutinho (1972), a geologia na microbacia é predominantemente sedimentar de argila com bancos de areia em sua porção norte, e depósitos aluvionares fluviais em sua porção sul. Essa característica pode favorecer a permeabilidade do solo e a infiltração de água (CHRISTOFOLETTI, 1969; KANG et al., 2018). No entanto, essa permeabilidade depende da manutenção de áreas não construídas. Com o desenvolvimento do mapa de uso do solo (Figura 6), observa-se que 4,13% do perímetro da microbacia é composto por praças, e 12,78% arborização nas calçadas e matas ciliares. Assim, aproximadamente 17% do solo na região apresenta alguma permeabilidade. Essa permeabilidade pode variar de acordo com a compactação do solo, como será detalhado a seguir.

**Figura 6.** Uso e ocupação do solo na microbacia das Corujas, São Paulo, Brasil.



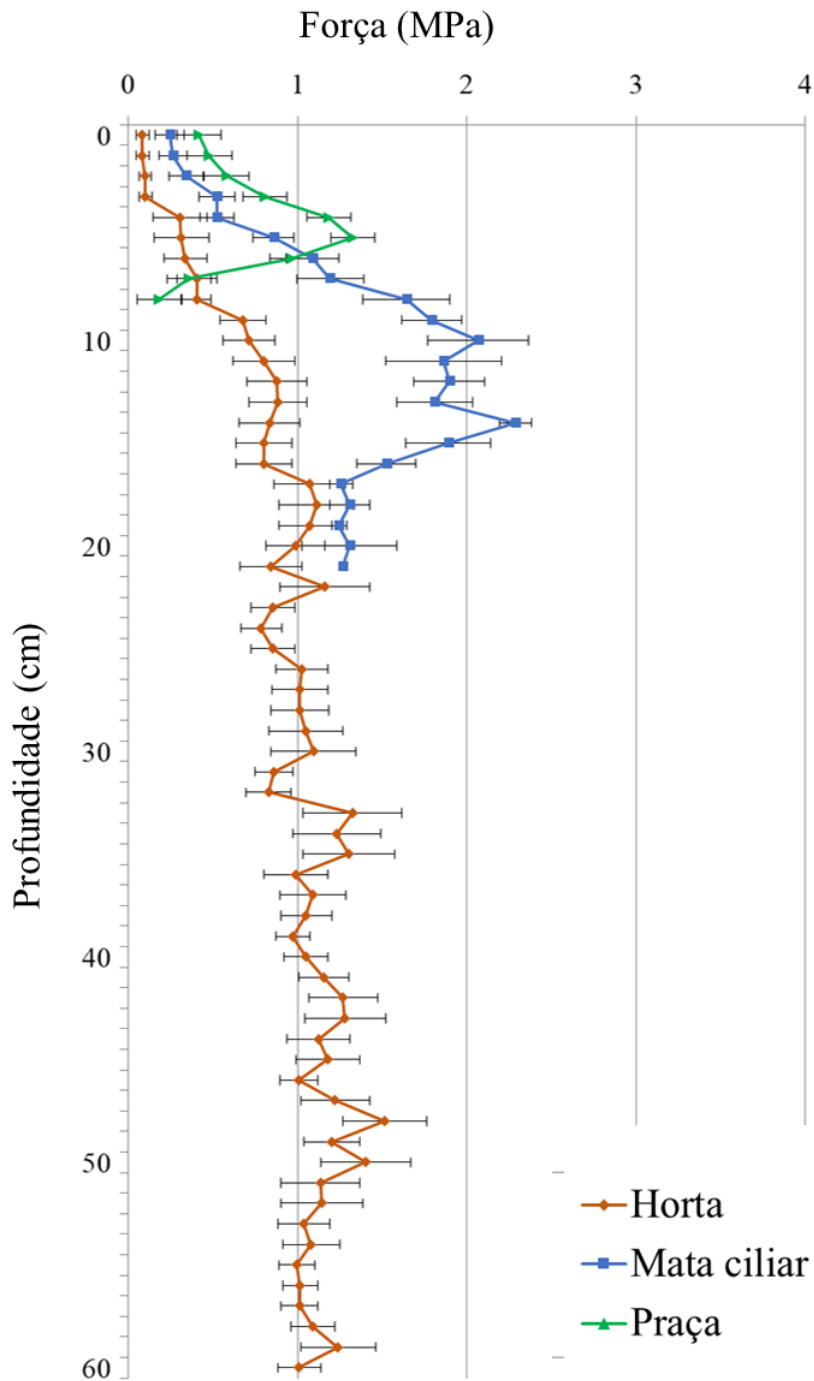
**Fonte:** Autora (2018).

### 6.3.3. Compactação do solo em diferentes áreas permeáveis

De forma geral, áreas com plantio de espécies arbóreas apresentam solos mais porosos e, conseqüentemente, menores índices de compactação, superfícies desprotegidas costumam apresentar solo com maior resistência (ALMEIDA et al., 2018; PAULE-MERCADO et al., 2017). Mas como discutido nos capítulos anteriores, os resultados podem ser contraproducentes, e o grau de compactação pode variar de acordo com o manejo do solo.

A compactação reduz a capacidade de infiltração de água, aumentando assim o volume de escoamento superficial (ALAOUI et al., 2018), e está diretamente relacionada com a umidade do solo e índice de matéria orgânica (LIMA et al., 2015). Os valores de resistência à penetração foram sintetizados (Figura 7), e, quanto maior a força necessária para penetração da haste no solo, maior o grau de compactação.

**Figura 7.** Valores médios de Resistência Mecânica à Penetração do Solo (MPa) até 60 centímetros de profundidade das áreas de estudo.



**Fonte:** Autora (2018).

O penetroLOG utilizado consegue medir um índice máximo de 7 MPa. Na área 1 (Praça), a medição máxima pôde ser feita até 8 cm, e na área 2 (Mata ciliar), o máximo foi alcançado em 21 cm. Isso significa que, a partir dessas profundidades, a força necessária ultrapassou 7 MPa, e no gráfico é representado pelo fim da linha. Já na área 3 (horta), em 7

das 10 amostras realizadas foi possível realizar a medição até o final, que corresponde à 60 cm de profundidade.

A diferença entre as áreas pode ser observada a partir da primeira camada medida (0-9 cm), visto que a média de força da horta é de 0,28 MPa, a da mata ciliar é de 0,83 MPa e da praça de 0,92 MPa. Nas próximas camadas, a força necessária segue aumentando como esperado (BETZEK et al., 2018), porém a horta continua apresentando valores menores e, conseqüentemente, menores taxas de compactação do solo.

Quando as médias de força de cada área foram analisadas estatisticamente, ficou evidenciado que a distribuição dos dados era normal. Assim, a ANOVA pode ser aplicada, e apresentou como resultado que há diferença significativa nas médias. Com o Teste de Tukey, comprovou-se que a compactação da horta se difere consideravelmente da compactação da mata ciliar e da praça. Além disso, a praça e a mata ciliar também diferem significativamente entre si.

É importante destacar que as áreas estão muito próximas umas das outras, sendo o manejo do solo a única diferença que pode ser apontada entre elas (Figura 8). Nesse caso, o índice de matéria orgânica no solo pode ser responsável pela menor compactação (STOCK; DOWNES, 2008). O solo da horta é constantemente fertilizado com adubo orgânico produzido no próprio local em uma composteira, além de utilizarem como técnica de manejo sua constante cobertura.

Essa cobertura consiste em uma camada natural de resíduos de plantas espalhadas sobre a superfície do solo, com o objetivo de reter sua umidade, protegê-lo da insolação e do impacto das chuvas. De acordo com (SILVA et al., 2018), as técnicas de cobertura do solo de fato promovem uma diminuição na sua temperatura, aumento da sua umidade e redução nas taxas de compactação.

**Figura 8.** Diferentes coberturas do solo na microbacia das Corujas, São Paulo, Brasil. 1) Área de mata ciliar; 2) Área da horta; 3) Área da praça.



**Fonte:** Autora (2018).

Outra característica que favorece a área é uma maior cobertura vegetal. As raízes das plantas estão intimamente inter-relacionadas com a compactação do solo (COLOMBI et al., 2018). Como a horta possui maior cobertura vegetal que a praça, já era esperado que seu resultado fosse superior. No entanto, esperava-se da área de mata ciliar um solo menos compactado, justamente pelas raízes das árvores aumentarem a porosidade do solo e favorecerem a descompactação (ALMEIDA et al., 2018).

A alta taxa de compactação da mata ciliar, nesse caso, pode ser explicada pelo fato de que o córrego foi canalizado, e suas margens encontram-se cimentadas. Assim como comprovado por Jim e Ng (2018), áreas ao redor de árvores plantadas no meio urbano podem sofrer com a compactação e a baixa porosidade do solo.

#### 6.3.4. Gestão da água pluvial

Os voluntários que cuidam da horta desenvolveram estruturas especificamente para a infiltração de água no solo. São covas com profundidade de aproximadamente 60 cm, preenchidas por pedregulhos e cobertas por uma estrutura de cimento (Figura 9). Essas estruturas podem auxiliar na manutenção de umidade do solo, e, por conseguinte, na sua descompactação. Além disso, elas reduzem a quantidade de escoamento superficial, protegendo as espécies herbáceas da horta.

**Figura 9.** Manejo pluvial na horta das corujas. 1) Infraestrutura de concreto para infiltração de água da chuva; 2) Jardim de chuva; 3) Olho d'água brotando no meio da horta; 4) Cacimba utilizada para armazenamento de água e irrigação.



**Fonte:** Autora (2018).

Outro sistema implantado na horta consiste em um jardim de chuva, que utiliza a atividade biológica de plantas e microrganismos para purificação da água pluvial, melhorando sua qualidade e a quantidade infiltrada nos lençóis freáticos e reduzindo também o escoamento superficial (CHAFFIN et al., 2016; LI et al., 2008). O desenvolvimento de soluções para redução do escoamento é especialmente importante na horta devido a sua localização em um terreno íngreme, e parecem ser eficazes para o desenvolvimento da agricultura no local.

Além disso, o manejo do solo, as técnicas de adubação, a vegetação plantada na horta e as infraestruturas verdes voltadas à infiltração de água no solo desencadearam um outro benefício: o surgimento de nascentes difusas. Essas nascentes não constam em nenhuma carta oficial, são perenes, e sua água é utilizada para irrigação da horta. Para tanto, seu fluxo é direcionado e armazenado em cacimbas, que possuem aguapés e pequenos peixes introduzidos para controle de larvas e outros materiais orgânicos que se acumulam na água. Eles também são responsáveis por manter a água em movimento e, assim, evitar criação de mosquitos propagadores de doenças.



#### 6.4. CONCLUSÃO

A microbacia das Corujas, assim como diversas outras bacias hidrográficas urbanas, passou por diversas modificações antrópicas. Atualmente, seu perímetro apresenta enchentes constantes, especialmente em áreas próximas à várzea. Essa situação pôde ser explicada por suas características geométricas, com escoamento pluvial lento, possibilidade de ocorrência de erosão e transporte de sedimentos em toda a sua extensão.

Todavia, a formação de depósitos sedimentares e aluvionares da região contribuem para altos índices de permeabilidade do solo e o baixo afloramento superficial de corpos d'água. Por esse motivo, apenas um corpo d'água em sua extensão, resultando em uma baixa densidade de drenagem. Considerando apenas as características físicas encontradas, têm-se como resultado uma microbacia hidrográfica com alta permeabilidade e maior tendência a enchentes e escoamento superficial nas regiões de declividade mais acentuada.

Para maior compreensão de como as diferentes áreas permeáveis da bacia podem contribuir para infiltração de água no solo e, dessa forma, reduzir o escoamento superficial, foi feita uma avaliação da compactação do solo em até 60 cm de profundidade. Os resultados obtidos apontam que a horta urbana possui menores taxas de compactação do solo, além de possibilitar a infiltração em uma profundidade maior.

A região apresenta alguns aspectos positivos com relação ao manejo hídrico, como o planejamento e a execução parcial de obras para melhoria de drenagem, e o estabelecimento de áreas verdes ao longo do trecho não canalizado do córrego das corujas. Além disso, a horta inclui em seu manejo diversas práticas conservacionistas do solo, como infraestruturas específicas para infiltração de água e um jardim de chuva. As boas práticas de manejo desenvolvidas pelos voluntários responsáveis pela horta ainda desencadearam um efeito inédito: o surgimento de nascentes difusas área, que não estavam indicadas em nenhuma carta topográfica, e hoje encontram-se protegidas e gerando água suficiente para irrigação no local.

Finalmente, conclui-se que o uso da terra pode influenciar a permeabilidade do solo em uma bacia hidrográfica urbana. A agricultura urbana, nesse contexto, pode desempenhar um papel significativo, não apenas como ferramenta de transformação social, mas também como estratégia de conservação ambiental e da água. Observou-se também que as hortas poderiam incluir em sua unidade de gestão infraestruturas específicas que contribuem para a permeabilidade, aumentando seus benefícios de gerar serviços ambientais nas cidades.

## REFERÊNCIAS

- ABBOUD, I. A.; NOFAL, R. A. Morphometric analysis of wadi Khumal basin, western coast of Saudi Arabia, using remote sensing and GIS techniques. **Journal of African Earth Sciences**, v. 126, p. 58-74.
- ADHAMI, M., AND SADEGHI, S. H. Sub-watershed prioritization based on sediment yield using game theory. **Journal of Hydrology**, v.541, p.977–987, 2016.
- AL-AMIN et al. Evaluating the impacts of climate disasters and the integration of adaptive flood risk management. **International Journal of Disaster Risk Reduction**, v.39, p.1-9, 2019.
- ALAOUI, A. et al. Does soil compaction increase floods? A review. **Journal of Hydrology**, v. 557, n. December, p. 631–642, 2018.
- ALMEIDA, C. M. V. B. et al. Exploring the potential of urban park size for the provision of ecosystem services to urban centres: A case study in São Paulo, Brazil. **Building and Environment**, v. 144, p. 450–458, 2018.
- ALMEIDA, R. F. B., BAYER, M. AND JUNIOR, L. G. F. Compartimentação morfométrica da bacia do rio Coco como subsídio a análise de fragilidade ambiental. *Mercator*, v.15, n.4, p.83–94, 2016.
- AMATO-LOURENÇO, L. F. et al. Metrôpoles, cobertura vegetal, áreas verdes e saúde. **Estudos Avançados**, v. 30, n. 86, p. 113–130, 2016.
- ANGULURI, R.; NARAYANAN, P. Role of green space in urban planning: Outlook towards smart cities. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 25, p. 58–65, 2017.
- BAE, C.; LEE, D. K. Effects of low-impact development practices for flood events at the catchment scale in a highly developed urban area. **International Journal of Disaster Risk Reduction**, v.44, p. 1-26, 2020.
- BARTALINI, V. Os córregos ocultos e a rede de espaços públicos urbanos. 1875.
- BERLAND, A. et al. The role of trees in urban stormwater management. **Landscape and Urban Planning**, v. 162, p. 167–177, 2017.
- BETZEK, N. M. et al. Rectification methods for optimization of management zones.

**Computers and Electronics in Agriculture**, v. 146, n. January 2017, p. 1–11, 2018.

BLOORCHIAN, A. A. et al. Modeling BMP and Vegetative Cover Performance for Highway Stormwater Runoff Reduction. **Procedia Engineering**, v. 145, p. 274–280, 2016.

CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS À AGRICULTURA – CEPAGRI (Brasil). Clima. 2017. Disponível em: <https://www.cpa.unicamp.br/>. Acesso em: 04 out. 2019.

CHAFFIN, B. C. et al. A tale of two rain gardens: Barriers and bridges to adaptive management of urban stormwater in Cleveland, Ohio. **Journal of Environmental**

**Land Use Policy**, v. 75, n. April 2017, p. 137–144, 2018.

CHRISTOFOLETTI, A. Análise morfométrica de bacias hidrográficas. **Notícia Geomorfológica**, v.18, p.35-64, 1969.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. São Paulo: Edgard Blucher, 1980.

COLOMBI, T. et al. Feedbacks between soil penetration resistance, root architecture and water uptake limit water accessibility and crop growth – A vicious circle. **Science of the Total Environment**, v.626, p.1026–1035, 2018.

DISSE, M. et al. Exploring the relation between flood risk management and flood resilience. **Water Security**, v.9, p. 1-9, 2020.

EATON, T. T. Approach and case-study of green infrastructure screening analysis for urban stormwater control. **Journal of Environmental Management**, v. 209, p. 495–504, 2018.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA (Brasil). **Classificação de solos**. 2013. Disponível em: <https://www.embrapa.br/solos>. Acesso em: 30 ago. 2019.

GIULIO, G. M. et al. Mainstreaming climate adaptation in the megacity of São Paulo, Brazil. **Cities**, v.72, p.237–244, 2018.

GOOGLE EARTH. Google Earth Pro. 2018 Disponível em: <https://www.google.com.br/earth/download/gep/agree.html>. Acesso em: 25 jan. 2020.

HADDAD, E. A.; TEIXEIRA, E. Economic impacts of natural disasters in megacities: The case of floods in São Paulo, Brazil. **Habitat International**, v. 45, n. P2, p. 106–113, 2015.

HENRIQUE, K. P. ; TSCHAKERT, P. Contested grounds: Adaptation to flooding and the politics of (in)visibility in São Paulo's eastern periphery. **Geoforum**, in Press, 2019.

HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. **Geological Society of America Bulletin**, v.56, p.807-813, 1945.

INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS - IAC. Solo e recursos naturais. Disponível em : <http://www.iac.sp.gov.br/areasdepesquisa/solos/>. Acesso em : 27 set. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE (Brasil). **Cartas base**. 2018. Disponível em: [http://www.igc.sp.gov.br/produtos/cartas\\_base.html](http://www.igc.sp.gov.br/produtos/cartas_base.html). Acesso em: 24 maio 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE (Brasil). **Cartas Base**. 1971. Disponível em: <http://datageo.ambiente.sp.gov.br/app/>. Acesso em: 29 maio 2018.

INSTITUO NACIONAL DE METEREOLOGIA - INMET (Brasil). **Períodos de temperaturas mais altas e mais baixas e chuvas**. 2018. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/mesTempo>. Acesso em: 02 Out. 2019.

JACOBI, P. R.; FRACALANZA, A. P.; SILVA-SÁNCHEZ, S. Governança da água e inovação na política de recuperação de recursos hídricos na cidade de São Paulo. **Cadernos Metrópole**, v. 17, n. 33, p. 61–81, 2015.

JIM, C. Y.; NG, Y. Y. Porosity of roadside soil as indicator of edaphic quality for tree planting. **Ecological Engineering**, v. 120, n. June, p. 364–374, 2018.

KABITE, G.; GESSESSE, B. **Hydro-geomorphological characterization of Dhidhessa River Basin, Ethiopia**. [s.l.] Elsevier B.V., 2018. v. 6

KABISCH, N. et al. Urban green space availability in European cities. **Ecological Indicators**, v.70, p.586–596, 2016.

KALIRAJ, S.; CHANDRASEKAR, N.; MAGESH, N. S. Morphometric analysis of the River

Thamirabarani sub-basin in Kanyakumari District, South west coast of Tamil Nadu, India, using remote sensing and GIS. **Environmental Earth Sciences**, v. 73, n. 11, p. 7375–7401, 2015.

KANG, H. et al. Characteristics of deep water depositional system in Campos basin, Brazil. **Petroleum Exploration and Development**, v. 45, n. 1, p. 99–110, 2018.

LI, J. et al. Experimental study and simulation of water quality purification of urban surface runoff using non-vegetated bioswales. **Ecological Engineering**, v. 95, p. 706–713, 2016.

LIMA, G. N. DE; LOMBARDO, M. A.; MAGAÑA, V. Urban water supply and the changes in the precipitation patterns in the metropolitan area of São Paulo – Brazil. **Applied Geography**, v. 94, n. September 2017, p. 223–229, 2018.

LIMA, R. P. et al. Load-bearing capacity and its relationships with the physical and mechanical attributes of cohesive soil. **Journal of Terramechanics**, v. 58, p. 51–58, 2015.

MANDER, Ü. et al. Green and brown infrastructures support a landscape-level implementation of ecological engineering. **Ecological Engineering**, v. 120, n. March, p. 23–35, 2018.

MINNIG, M et al. Impact of urbanization on groundwater recharge rates in Dübendorf, Switzerland. **Journal of Hydrology**, v.563, p.1135–1146, 2018.

MOKARRAM, M.; HOJATI, M. Morphometric analysis of stream as one of resources for agricultural lands irrigation using high spatial resolution of digital elevation model (DEM). **Computers and Electronics in Agriculture**, v.142, p.190–200, 2017.

NARDINI, R. C. et al. Análise morfométrica e simulação das áreas de preservação permanente de uma microbacia hidrográfica. *Irriga*, v.18, n.4, p.687–699, 2013.

NNADI, E. O. et al. Stormwater harvesting for irrigation purposes: An investigation of chemical quality of water recycled in pervious pavement system. **Journal of Environmental Management**, v. 147, p. 246–256, 2015.

OLIVEIRA, A. M. DOS S.; CAMPOS, D. C. A ocupação das várzeas no Alto Tietê e a reprodução deste modelo urbano na bacia do Rio Baquirivu Guaçu, Guarulhos e Arujá - SP. **GEOUSP – espaço e tempo**, n. 32, p. 198–213, 2012.

PAULE-MERCADO, M. A. et al. Influence of land development on stormwater runoff from a mixed land use and land cover catchment. **Science of the Total Environment**, v. 599–600, p. 2142–2155, 2017.

QGIS (2018). QGIS 2.1.8. Disponível em: <https://qgis.org/en/site/>. Acesso em: 02 dez. 2019.

QIANG, Y. Disparities of population exposed to flood hazards in the United States. **Journal of Environmental Management**, v. 232, n. November 2018, p. 295–304, 2019.

RAHAMAN, S. A. et al. Prioritization of Sub Watershed Based on Morphometric Characteristics Using Fuzzy Analytical Hierarchy Process and Geographical Information System – A Study of Kallar Watershed, Tamil Nadu. **Aquatic Procedia**, v.4, p.1322–1330, 2015.

RAI, K. P.; MISHRA, N. V.; MOHAN, K. (2017). A study of morphometric evaluation of the Son basin, India using geospatial approach. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 7, 9–20. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2017.05.001>

REDFERN, T. W. Current understanding of hydrological processes on common urban surfaces. **Prog. Phys. Geogr.**, v.40, n.5, p.699–713, 2016.

RICHARDS, P. J. et al. Can raingardens produce food and retain stormwater? Effects of substrates and stormwater application method on plant water use, stormwater retention and yield. **Ecological Engineering**, v. 100, p. 165–174, 2017.

SANTOS, D. A. R.; MORAIS, F. Análise morfométrica da Bacia Hidrográfica do rio Lago Verde como subsídio à compartimentação do relevo da região de Lagoa da Confusão – TO. **Revista Geonorte, Edição Especial**, v. 3, n. 4, p. 617–629, 2012.

SANTOS, D. B. et al. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio São José, Cascavel, PR. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, v. 5, n.2, n. 52, p. 7–18, 2012.

SÃO PAULO (Estado). **Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica**. 2017. Disponível em: [https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/meio\\_ambiente/pmma/index.php?p=191882](https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/meio_ambiente/pmma/index.php?p=191882). Acesso em: 30 jul. 2019.

SEABRA, O. C .L. Urbanização e industrialização: rios de São Paulo. **Labor & Engenho**,

v.9, n.1, p.37-48, 2015.

SHIVHARE, N. et al. Identification of critical soil erosion prone areas and prioritization of micro-watersheds using geoinformatics techniques. **Ecological Engineering**, n. September, p. 0–1, 2017.

SILVA, D. M. N. et al. Impact of soil cover systems on soil quality and organic production of yacon. **Scientia Horticulturae**, v.235, p.407–412, 2018.

STOCK, O.; DOWNES, N. K. Effects of additions of organic matter on the penetration resistance of glacial till for the entire water tension range. **Soil and Tillage Research**, v. 99, n. 2, p. 191–201, 2008.

SÃO PAULO (Estado). **Lei nº 14.933**, de 5 de junho de 2009. Institui a política de mudança do clima no município de São Paulo. 2009. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a/sp/s/sao-paulo/lei-ordinaria/2009/1493/14933/lei-ordinaria-n-14933-2009-institui-a-politica-de-mudanca-do-clima-no-municipio-de-sao-paulo>. Acesso em: 08 jun. 2018.

SÃO PAULO (Estado). **Hidrografia**. 2017. Disponível em: <http://www.bibliotecavirtual.sp.gov.br/temas/sao-paulo/sao-paulo-hidrografia.php>. Acesso em: 27 jan. 2018.

SÃO PAULO (Estado). **Mapa digital da cidade de São Paulo**. 2018. Disponível em: [http://geosampa.prefeitura.sp.gov.br/PaginasPublicas/\\_SBC.aspx](http://geosampa.prefeitura.sp.gov.br/PaginasPublicas/_SBC.aspx). Acesso em: 05 mar. 2018.

SÃO PAULO (Estado). **Plano diretor de São Paulo**. 2014. Disponível em: <https://gestaourbana.prefeitura.sp.gov.br/marco-regulatorio/plano-diretor/texto-da-lei-ilustrado/>. Acesso em: 13 abr. 2018.

SÃO PAULO (Estado). **Plano Municipal da Mata Atlântica**. Municipal Plan of the Atlantic Forest. 2016. Disponível em: [https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/meio\\_ambiente/pmma/index.php?p=219941](https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/meio_ambiente/pmma/index.php?p=219941). Acesso em: 4 fev. 2018.

TONELLO, K. C. et al. Morfometria da bacia hidrografica da Cachoeira das Pombas, Guanhães - MG. *Revista Árvore*, v. 30, n. 5, p. 849–857, 2006.

UMER, Y. M.; JETTEN, V. G.; ETTEMA, J. Sensitivity of flood dynamics to different soil

information sources in urbanized areas. **Journal of Hydrology**, 577, p. 1-14, 2019.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975.

WAKODE, H. B. et al. Impact of urbanization on groundwater recharge and urban water balance for the city of Hyderabad, India. **International Soil and Water Conservation Research**, v.6, n.1, p.51–62, 2018.

WITHANAGE, N. S.; DAYAWANSA, N. D. K.; SILVA, R. P. Morphometric analysis of the Gal Oya river basin using spatial data derived from GIS. **Tropical Agricultural Research**, v. 26, n. 1, p. 175–188, 2014.

WÜSTEMANN, H.; KALISCH, D.; KOLBE, J. Access to urban green space and environmental inequalities in Germany. **Landscape and Urban Planning**, v. 164, n. April, p. 124–131, 2017.

ZAMBRANO, L.; PACHECO-MUÑOZ, R.; FERNÁNDEZ, T. A spatial model for evaluating the vulnerability of water management in Mexico City, Sao Paulo and Buenos Aires considering climate change. **Anthropocene**, v. 17, p. 1–12, 2017.



## 7. CONSIDERAÇÃO FINAIS

A necessidade de repensarmos as nossas relações com o meio em que vivemos está em evidência. Descobrimos a cada dia que não existe bem-estar social sem um meio ambiente equilibrado – tampouco o meio ambiente pode ser protegido sem bem-estar social. Dessa forma, propostas conservacionistas para que o modo de vida urbano e a prestação de serviços ecossistêmicos estejam em equilíbrio são imprescindíveis. Embora o olhar para o futuro seja fundamental para formulação de alternativas, práticas tradicionais também são pontes para construirmos soluções.

A agricultura urbana é praticada há milhares de anos, e, por diversas vezes na história, foi sinônimo de resiliência das populações. Seus benefícios sociais são mais explícitos, visto que a prática garante segurança alimentar até hoje, especialmente em países mais pobres. Entretanto, como foi apresentado, esses espaços também são importantes para a melhoria ambiental das cidades. Atração de polinizadores, conectividade da paisagem, biodiversidade e transformação de microclima são alguns serviços ecossistêmicos que já foram descritos em pesquisas de diversos países.

No Brasil, o estudo acadêmico das hortas sob a perspectiva de contribuição para o ecossistema urbano é incipiente. Porém, o conhecimento empírico é gerado a cada dia, uma vez que diversas associações comunitárias e ONGs apostam na agricultura como ferramenta de transformação cultural e social. Na cidade de São Paulo, por exemplo, existem hortelões que encontram na prática uma atividade econômica viável, a introdução de alimentos mais saudáveis na dieta, o convívio social e o contato com a natureza.

No Reino Unido, especialmente pelo seu histórico, a agricultura tem um papel de destaque nas cidades. Espaços que antes garantiam a alimentação durante as guerras transformaram-se em refúgios de lazer e convivência com a comunidade para as famílias britânicas. Em Paris, as hortas também são lugares de cultura, educação ambiental e inclusão social. Mesmo com todas as diferenças históricas e socioeconômicas dos países, algumas características unem as hortas urbanas. Entre elas, o carinho e a atenção com que os agricultores recebem a população e os pesquisadores deve ser ressaltada. As hortas sempre estão abertas para a educação e para a pesquisa, e possuem um imenso potencial para realização de atividades de extensão.

Outro grande destaque é o manejo orgânico, que foi identificado em todas as hortas visitadas. A difusão de práticas agroecológicas nas cidades é um dos principais resultados positivos identificados pelo trabalho. Em alguns casos, o próprio poder público estipula como obrigatória essa forma de manejo. Em outros, os hortelões baseiam-se em estudos, cursos e aprendizados formais para escolher esse caminho. Mas o cuidado com o solo e com as plantas muitas vezes vem de forma inerente, de um novo olhar para a qualidade de nosso alimento e a manutenção do sistema à longo prazo. Produzir o próprio adubo, escolher espécies que contribuem para a qualidade do solo e cultivar polinizadores são apenas alguns exemplos de boas práticas que conectam esses agricultores.

A principal diferença identificada nos três países estudados está no apoio governamental. Na Inglaterra, há uma lei federal que institui e regulamenta as hortas em *allotments*, e todos os municípios são responsáveis por cadastrarem famílias interessadas em ocupar um lote. Já em Paris, uma lei municipal embasada por uma lei federal concede espaços públicos e materiais para que associações de moradores possam desenvolver hortas. Em São Paulo também há uma lei municipal aprovada, entretanto, a diferença mora em sua aplicação. Os paulistanos que querem um espaço para produzir alimentos de forma mais saudável comumente contam com a organização da comunidade.

A sustentabilidade das hortas à longo prazo pode estar relacionada com o comprometimento do poder público em perpetuá-las. Se não há um respaldo jurídico e uma aplicação da lei em forma de projetos, elas podem ser ameaçadas por questões políticas e interesses escusos. A recíproca é verdadeira: Os *allotments* são áreas verdes que estão protegidas por lei há mais de cem anos, mesmo quando estão localizados em áreas centrais e extremamente valiosas e pressionadas pelo mercado imobiliário. A relevância de uma política como essa no Brasil pôde ser comprovada no monitoramento apresentado nos capítulos 3 e 4, onde uma das hortas do estudo foi desativada para a construção de um prédio no local.

Diante desse trabalho, torna-se plausível justificar a importância de políticas públicas dessa natureza a partir da produção de serviços ecossistêmicos. A manutenção de *allotments* vem acompanhada da proteção de imensas áreas permeáveis em locais predominantemente concretados e impermeáveis. Aliadas às praças, florestas urbanas e infraestruturas verdes, esses espaços contribuem para o serviço de regulação hídrica. Porém, como foi descrito nesse estudo, essa contribuição varia de acordo com o uso do solo.

Em uma análise comparativa no Brasil, as hortas apresentaram os melhores valores para densidade, umidade, condutividade hidráulica, velocidade de infiltração de água e RMPS. Isso significa que, em um evento de chuva, elas são capazes de infiltrar a água em uma quantidade maior e em um tempo menor. Chama a atenção o fato de que a mata ciliar não apresentou bons resultados desses indicadores, visto que nessa área eram esperados os melhores valores.

Quando a RMPS é avaliada com mais detalhe, observa-se uma alta compactação na zona ripária, bem como em praças. Essa compactação, comprovada tanto em Sorocaba-SP quanto em São Paulo-SP, compromete o crescimento vegetal, e provavelmente interfere na relação do solo com as águas pluviais. A mata ciliar estudada em Sorocaba-SP sofre diversas pressões antrópicas que foram observadas ao longo do ano de coleta, como destino para lixo e queimadas intencionais. Tais problemas não são exceções, pois outras áreas de mata ciliar foram inicialmente cotadas para compor o estudo, mas o acesso era inviabilizado pelas más condições dos locais.

Além disso, a análise do córrego das Corujas em São Paulo-SP mostrou que a canalização de rios e concretagem de áreas ripárias pode causar diversos impactos, especialmente em microbacias que já possuem tendência natural para enchentes. Essa situação é um importante alerta para que as áreas de preservação urbanas sejam olhadas com mais atenção. Quando delimitadas por uma imagem de satélite, a faixa obrigatória de cobertura vegetal pode ser o suficiente para declarar uma área como protegida. Porém, se faz necessário investir em projetos de monitoramento, educação ambiental, enriquecimento do sub-bosque e fiscalização para que as funções de uma floresta urbanas sejam asseguradas, e, com elas, a prestação dos serviços ecossistêmicos.

Como os objetivos dos parques urbanos e praças são diferentes e a interação com a comunidade é fundamental, seu uso deve priorizar o equilíbrio entre a conservação e o lazer. E é por isso que as hortas podem ser incentivadas dentro desses espaços, como é o caso de sucesso na horta das corujas, na horta Zilda Arns e no *Le jardin de Theodore*. Projetos municipais são importantes nesse sentido, e a aprovação de uma lei federal poderia facilitar o direcionamento e a aplicação desses projetos.

Em terrenos baldios, a função social é inexistente e a função ambiental reduzida. Como em alguns casos existe o surgimento de uma vegetação espontânea, os índices de RMPS não foram os piores. Porém, o acúmulo de lixo e atração de animais peçonhentos

também é uma questão nesses locais, que poderiam ser utilizados para instalação de hortas. Novamente, legislações de incentivo são importantes, como a isenção de IPTU para proprietários que cedam seus terrenos para agricultores.

Em paisagens onde as áreas verdes são minoria, o aproveitamento de espaços subutilizados e ociosos deve ser maximizado. As hortas têm potencial social e ambiental para melhorar a qualidade de vida nas cidades. Além disso, podem ser implantadas em outras áreas permeáveis já existentes, incentivando a população a ocupar os espaços públicos e fazer deles redutos de conservação ambiental. Infraestruturas verdes também podem e devem fazer parte dessa nova visão, como os jardins de chuva construídos na horta das Corujas.

Finalizo esse trabalho compreendendo que ainda há um grande caminho a ser percorrido, e que esse é um tema com diversas possibilidades para novos estudos. Todavia, os primeiros passos já foram dados por aqueles que acreditam na possibilidade de mudança da nossa relação com a cidade. Todos os dias, um hortelão sai de casa para cuidar do solo e reconectar-se com o meio ambiente. O meio ambiente agradece ao zelo gerando serviços ecossistêmicos que tornam a vida urbana menos cinza.

## REFERÊNCIAS

- AERTS, R.; DEWAELEHEYN, V.; ACHTEN, W. M. J. Potential ecosystem services of urban agriculture: a review. **Potential ecosystem services of urban agriculture**, p. 1–6, 2016.
- ALMEIDA, C. M. V. B. et al. Exploring the potential of urban park size for the provision of ecosystem services to urban centres: A case study in São Paulo, Brazil. **Building and Environment**, v. 144, p. 450–458, 2018.
- AMATO-LOURENÇO, L. F. et al. Metrôpoles, cobertura vegetal, áreas verdes e saúde. **Estudos Avançados**, v. 30, n. 86, p. 113–130, 2016.
- ARAÚJO, M. L. DE et al. Association between food insecurity and food intake. **Nutrition**, v. 54, p. 54–59, 2018.
- BROWN, G. The relationship between social values for ecosystem services and global land cover: An empirical analysis. **Ecosystem Services**, v. 5, p. 58–68, 2013.
- CITY POPULATION. **Population Statistics**. 2019. Disponível em: <http://www.citypopulation.de/>. Acesso em: 01 abr. 2019.
- CALDERÓN-CONTRERAS, R.; QUIROZ-ROSAS, L. E. Analysing scale, quality and diversity of green infrastructure and the provision of Urban Ecosystem Services: A case from Mexico City. **Ecosystem Services**, v. 23, n. April 2016, p. 127–137, 2017.
- CAROLAN, M.; HALE, J. “Growing” communities with urban agriculture: Generating value above and below ground. **Community Development**, v. 47, n. 4, p. 530–545, 2016.
- DAVIS, A. Y. et al. Enhancing pollination supply in an urban ecosystem through landscape modifications. **Landscape and Urban Planning**, v. 162, p. 157–166, 2017.
- DE CARVALHO, R. M.; SZLAFSZTEIN, C. F. Urban vegetation loss and ecosystem services: The influence on climate regulation and noise and air pollution. **Environmental Pollution**, p. 844–852, 2019.
- DI MARINO, M. et al. Integrating green infrastructure and ecosystem services in land use planning. Results from two Finnish case studies. **Land Use Policy**, v. 82, n. January, p. 643–656, 2019.

EAKIN, H. et al. Adapting to risk and perpetuating poverty: Household's strategies for managing flood risk and water scarcity in Mexico City. **Environmental Science and Policy**, v. 66, p. 324–333, 2016.

EGLI, V. et al. The development of a model of community garden benefits to wellbeing. **Preventive Medicine Reports**, v.3, p.348–352, 2016.

GILLAM, C.; CHARLES, A. Community wellbeing: The impacts of inequality, racism and environment on a Brazilian coastal slum. **World Development Perspectives**, v. 13, n. February, p. 18–24, 2019.

HARDMAN, M. et al. Guerrilla gardening and green activism: Rethinking the informal urban growing movement. **Landscape and Urban Planning**, v. 170, p. 6–14, 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE (Brasil). **Sinopse do censo demográfico 2010**. Disponível em: <https://censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?uf=00&dados=1>. Acesso em: 02 abr. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE (Brasil). **Classificação e caracterização dos espaços rurais e urbanos do Brasil: uma primeira aproximação** (2017). Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv100643.pdf>. Acesso em: 02 abr. 2019.

LEITÃO, I. A.; FERREIRA, C. S. S.; FERREIRA, A. J. D. Assessing long-term changes in potential ecosystem services of a peri-urbanizing Mediterranean catchment. **Science of the Total Environment**, v. 660, p. 993–1003, 2019.

MAHANTA, R.; DAS, D. Flood induced vulnerability to poverty: Evidence from Brahmaputra Valley, Assam, India. **International Journal of Disaster Risk Reduction**, v. 24, p. 451–461, 2017.

MASCARENHAS, A. et al. Pathways of demographic and urban development and their effects on land take and ecosystem services: The case of Lisbon Metropolitan Area, Portugal. **Land Use Policy**, v. 82, n. November 2018, p. 181–194, 2019.

MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT – MEA. Ecosystems and human well-being: Synthesis. Washington, DC: Island Press, 2005.

MUGIRANEZA, T.; BAN, Y.; HAAS, J. Urban land cover dynamics and their impact on

ecosystem services in Kigali, Rwanda using multi-temporal Landsat data. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 13, n. November 2018, p. 234–246, 2019.

QIANG, Y. Disparities of population exposed to flood hazards in the United States. **Journal of Environmental Management**, v. 232, n. November 2018, p. 295–304, 2019.

RIBEIRO, D. **O povo brasileiro: A formação e o sentido do Brasil**. 3. ed. Brasil: Global Editora, 2015.

ROGERS, C. M.; HINER, C. C. Siting Urban Agriculture as a Green Infrastructure Strategy for Land Use Planning in Austin, TX. **Challenges in Sustainability**, v. 4, n. 1, 2016.

SIRAKAYA, A.; CLIQUET, A.; HARRIS, J. Ecosystem services in cities: Towards the international legal protection of ecosystem services in urban environments. **Ecosystem Services**, v. 29, n. July 2016, p. 205–212, 2018.

WANG, J. et al. A multiscale analysis of urbanization effects on ecosystem services supply in an urban megaregion. **Science of the Total Environment**, v. 662, p. 824–833, 2019a.

WANG, J. et al. The exposure of slums to high temperature: Morphology-based local scale thermal patterns. **Science of the Total Environment**, v. 650, p. 1805–1817, 2019b.

ZHANG, X. Q. The trends, promises and challenges of urbanisation in the world. **Habitat International**, v. 54, n. 13, p. 241–252, 2016.

## APÊNDICE A

Média e erro padrão de Resistência Mecânica à Penetração do Solo para as sete áreas de estudo em Sorocaba-SP.

		A1		A2		A3		A4		A5		A6		A7		
		Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	
Resistência Mecânica à Penetração (Mpa)	0-20 cm	out/17	0,84	0,36	1,46	0,18	0,65	0,32	0,83	0,19	0,91	0,24	1,04	0,45	1,68	0,44
		nov/17	0,78	0,29	1,29	0,27	1,53	0,29	0,53	0,23	1,20	0,52	1,36	0,47	1,85	0,52
		dez/17	0,95	0,30	1,42	0,36	1,82	0,68	0,61	0,18	0,61	0,29	1,85	0,92	2,03	0,57
		jan/18	0,87	0,24	0,88	0,30	1,20	0,25	0,78	0,37	2,03	0,46	1,06	0,42	1,39	0,45
		fev/18	0,75	0,30	0,58	0,20	0,86	0,35	0,34	0,14	0,44	0,08	0,79	0,19	1,93	0,54
		mar/18	0,82	0,36	1,55	0,29	1,76	0,27	0,39	0,22	1,00	0,23	1,57	0,44	1,42	0,50
		abr/18	1,06	0,41	0,56	0,19	0,53	0,21	0,70	0,27	0,98	0,31	0,59	0,20	1,93	0,54
		mai/18	1,12	0,39	0,94	0,24	2,02	0,31	0,65	0,26	0,77	0,09	1,00	0,36	1,44	0,45
		jun/18	1,15	0,48	1,85	0,47	1,21	0,54	0,80	0,25	0,46	0,07	1,61	0,52	1,44	0,45
		jul/18	0,56	0,27	0,79	0,13	0,59	0,29	1,04	0,32	0,72	0,11	0,93	0,22	0,73	0,19
		ago/18	0,77	0,26	2,10	0,28	1,29	0,39	0,65	0,24	0,52	0,16	0,72	0,15	1,82	0,48
		set/18	0,92	0,41	1,40	0,39	1,35	0,35	0,94	0,23	2,01	0,32	1,52	0,33	1,20	0,33
		Médias	<b>0,88</b>	0,34	<b>1,23</b>	0,27	<b>1,23</b>	0,35	<b>0,69</b>	0,24	<b>0,97</b>	0,24	<b>1,17</b>	0,39	<b>1,57</b>	0,46
	21-40cm	out/17	0,75	0,14	0,91	-	-	-	1,35	0,09	0,30	0,10	-	-	2,10	0,24
		nov/17	1,29	0,04	1,35	0,20	2,19	0,53	1,35	0,10	2,14	0,16	1,63	0,79	-	-
		dez/17	0,91	0,40	-	-	-	-	0,73	0,41	-	-	1,10	0,32	1,96	0,44
		jan/18	1,00	0,09	1,80	0,48	1,30	0,39	1,09	0,16	1,52	0,76	2,14	0,53	-	-
		fev/18	1,91	0,15	-	-	-	-	1,33	0,20	-	-	-	-	3,25	0,68
		mar/18	1,21	0,13	1,95	0,20	-	0,22	1,38	0,12	-	-	1,45	0,54	-	-
		abr/18	1,47	0,11	-	-	-	-	1,46	0,05	-	-	-	-	-	-
		mai/18	1,09	0,13	-	-	4,00	0,67	1,46	0,11	-	-	-	-	-	-
		jun/18	1,27	0,17	2,09	0,24	-	-	1,59	0,14	-	-	-	-	-	-
		jul/18	1,79	0,11	-	-	-	-	1,75	0,09	-	-	-	-	-	-
		ago/18	1,34	0,11	1,94	0,19	1,26	0,62	1,41	0,12	-	-	-	-	2,27	0,41
		set/18	1,95	0,41	1,24	0,18	1,83	0,13	1,63	0,06	1,90	0,56	1,64	0,56	-	-
		Médias	<b>1,33</b>	0,16	<b>1,61</b>	0,25	<b>2,12</b>	0,43	<b>1,38</b>	0,14	<b>1,47</b>	0,40	<b>1,59</b>	0,55	<b>2,39</b>	0,44
	41-60cm	out/17	1,12	0,15	-	-	-	-	1,40	0,05	-	-	-	-	-	-
		nov/17	1,56	0,24	-	-	1,41	0,41	1,00	0,11	2,30	0,41	-	0,44	-	-
		dez/17	-	-	-	-	-	-	0,31	0,07	-	-	-	-	-	-
		jan/18	0,86	0,04	-	-	-	-	1,11	0,18	-	-	0,14	0,68	-	-
		fev/18	1,47	0,20	-	-	-	-	1,54	0,21	-	-	-	-	-	-
		mar/18	0,85	0,12	-	-	2,12	0,23	1,41	0,08	-	-	-	-	-	-
		abr/18	1,30	0,04	-	-	-	-	1,07	0,06	-	-	-	-	-	-
		mai/18	1,12	0,08	-	-	-	-	1,40	0,12	-	-	-	-	-	-
		jun/18	1,30	0,05	-	-	-	-	1,22	0,03	-	-	-	-	-	-
		jul/18	1,60	0,20	-	-	-	-	1,41	0,11	-	-	-	0,41	-	-
		ago/18	0,88	0,13	-	-	-	-	1,66	0,08	-	-	-	-	1,55	0,74
		set/18	0,40	0,22	-	-	-	-	1,42	0,10	0,15	0,00	-	-	-	-
		Médias	<b>1,04</b>	0,13	-	-	<b>1,76</b>	0,32	<b>1,24</b>	0,10	<b>1,22</b>	0,21	<b>0,14</b>	0,51	<b>1,55</b>	0,74



## APÊNDICE B

Valores de Resistência Mecânica à Penetração do Solo encontrados na microbacia das Corujas, São Paulo-SP

	<b>Prof. (cm)</b>	<b>Força MPa</b>	<b>Prof. (cm)</b>	<b>Força MPa</b>	<b>Prof. (cm)</b>	<b>Força MPa</b>	<b>Prof. (cm)</b>	<b>Força MPa</b>
<b>Horta</b>	<b>0</b>	0.08 ± 0.04	<b>16</b>	0.80 ± 0.17	<b>31</b>	0.86 ± 0.11	<b>46</b>	1.01 ± 0.11
	<b>1</b>	0.08 ± 0.04	<b>17</b>	1.07 ± 0.21	<b>32</b>	0.82 ± 0.13	<b>47</b>	1.22 ± 0.20
	<b>2</b>	0.09 ± 0.04	<b>18</b>	1.11 ± 0.22	<b>33</b>	1.32 ± 0.29	<b>48</b>	1.51 ± 0.25
	<b>3</b>	0.10 ± 0.04	<b>19</b>	1.07 ± 0.19	<b>34</b>	1.23 ± 0.26	<b>49</b>	1.20 ± 0.17
	<b>4</b>	0.30 ± 0.16	<b>20</b>	0.98 ± 0.17	<b>35</b>	1.30 ± 0.27	<b>50</b>	1.40 ± 0.26
	<b>5</b>	0.31 ± 0.16	<b>21</b>	0.84 ± 0.18	<b>36</b>	0.99 ± 0.19	<b>51</b>	1.13 ± 0.23
	<b>6</b>	0.33 ± 0.13	<b>22</b>	1.16 ± 0.26	<b>37</b>	1.09 ± 0.20	<b>52</b>	1.14 ± 0.24
	<b>7</b>	0.40 ± 0.12	<b>23</b>	0.85 ± 0.13	<b>38</b>	1.05 ± 0.15	<b>53</b>	1.03 ± 0.15
	<b>8</b>	0.40 ± 0.08	<b>24</b>	0.78 ± 0.12	<b>39</b>	0.97 ± 0.10	<b>54</b>	1.08 ± 0.17
	<b>9</b>	0.67 ± 0.13	<b>25</b>	0.85 ± 0.13	<b>40</b>	1.04 ± 0.13	<b>55</b>	0.99 ± 0.11
	<b>10</b>	0.71 ± 0.16	<b>26</b>	1.02 ± 0.15	<b>41</b>	1.15 ± 0.15	<b>56</b>	1.01 ± 0.10
	<b>11</b>	0.80 ± 0.18	<b>27</b>	1.01 ± 0.16	<b>42</b>	1.26 ± 0.21	<b>57</b>	1.01 ± 0.11
	<b>12</b>	0.87 ± 0.18	<b>28</b>	1.01 ± 0.17	<b>43</b>	1.28 ± 0.24	<b>58</b>	1.09 ± 0.13
	<b>13</b>	0.88 ± 0.17	<b>29</b>	1.05 ± 0.22	<b>44</b>	1.12 ± 0.19	<b>59</b>	1.23 ± 0.22
	<b>14</b>	0.83 ± 0.18	<b>30</b>	1.09 ± 0.25	<b>45</b>	1.17 ± 0.19	<b>60</b>	1.01 ± 0.13
<b>15</b>	0.8 ± 0.16							

	<b>Prof. (cm)</b>	<b>Força MPa</b>	<b>Prof. (cm)</b>	<b>Força MPa</b>		<b>Prof. (cm)</b>	<b>Força MPa</b>
<b>Mata Ciliar</b>	<b>0</b>	0.24 ± 0.09	<b>11</b>	1.86 ± 0.34	<b>Praça</b>	<b>0</b>	0.42 ± 0.11
	<b>1</b>	0.26 ± 0.08	<b>12</b>	1.89 ± 0.21		<b>1</b>	0.48 ± 0.12
	<b>2</b>	0.34 ± 0.10	<b>13</b>	1.81 ± 0.22		<b>2</b>	0.58 ± 0.13
	<b>3</b>	0.52 ± 0.11	<b>14</b>	2.28 ± 0.09		<b>3</b>	0.81 ± 0.12
	<b>4</b>	0.52 ± 0.10	<b>15</b>	1.89 ± 0.25		<b>4</b>	1.31 ± 0.18
	<b>5</b>	0.8 ± 0.12	<b>16</b>	1.52 ± 0.17		<b>5</b>	1.47 ± 0.22
	<b>6</b>	1.08 ± 0.16	<b>17</b>	1.25 ± 0.07		<b>6</b>	1.38 ± 0.26
	<b>7</b>	1.19 ± 0.20	<b>18</b>	1.31 ± 0.12		<b>7</b>	0.79 ± 0.10
	<b>8</b>	1.64 ± 0.25	<b>19</b>	1.24 ± 0.05		<b>8</b>	1.83 ± 0
	<b>9</b>	1.79 ± 0.18	<b>20</b>	1.30 ± 0.28			
<b>10</b>	2.06 ± 0.30	<b>21</b>	1.26 ± 0				

Fonte: Autor (2018).

## APÊNDICE C

Reportagem do Jornal Cruzeiro do Sul realizada durante a coleta de dados nas hortas urbanas.

### SOROCABA E REGIÃO

Hortas são fonte de renda que ajuda a melhorar o meio ambiente

11/03/18 | Priscila Fernandes -

[priscila.fernandes@jcruzeiro.com.br](mailto:priscila.fernandes@jcruzeiro.com.br)



Rúcula, chicória, alface, almeirão e catalunha comunitária há 29 anos - EMÍDIO MARQUES

A paisagem da avenida Santa Cruz, na zona oeste, é diferente de qualquer outra via da cidade. Ao invés de concreto e palmeiras decorativas, o canteiro é tomado por pés de rúcula, chicória, alface, almeirão e catalunha. A horta comunitária da via resiste há quase três décadas embaixo da linha de transmissão da concessionária de energia elétrica.

Iniciativas como essa são cada vez mais reconhecidas por pesquisadores devido às contribuições ambientais e socioeconômicas, mas ainda há fatores que desafiam os pequenos agricultores urbanos.

Carência de incentivo público, falta de conhecimento técnico e até a especulação imobiliária são alguns dos pontos desestimuladores, explica a doutoranda em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis pela Universidade Federal de São Carlos (Ufscar) Sorocaba, Carina Pensa. A especialista desenvolve, por meio do grupo de pesquisa Hidrolef, um projeto que analisa a contribuição das hortas urbanas dos pontos de vista ambiental e social.

Atualmente, Carina estuda duas iniciativas em Sorocaba: na avenida Santa Cruz e no Jardim Itanguá. Ela destaca a contribuição desses espaços para a drenagem urbana. "Dentro das cidades a maior parte das áreas são impermeáveis: asfalto, calçadas, então a água não consegue infiltrar no solo. Qualquer área que permita esse tipo de infiltração precisa ser incentivada para reduzir as enchentes e melhorar a qualidade da água no lençol freático", explica. Além disso, há a biodiversidade, melhora na qualidade do solo e até no microclima local.

Do ponto de vista social, auxilia na melhora da qualidade da alimentação da população, gera uma renda para as famílias e ainda promove a integração da comunidade. Dividida em lotes, a horta da avenida Santa Cruz é fonte de renda e de segurança alimentar para dezenas de pessoas que plantam no local. Creuza Ilda dos Santos, 62 anos, conta que o espaço fará 29 anos como horta em agosto e foi uma das primeiras a plantar no local.

No início, trabalhava também como empregada doméstica, mas as dores no ombro fez que se dedicasse apenas ao espaço. Com o marido aposentado por invalidez, vê na horta uma das únicas oportunidades de renda e complemento de alimentação. "Eu não tenho leitura para trabalhar fora", lamenta. Ultimamente até as vendas das verduras - que são orgânicas -- têm sido difícil e há dias em que ninguém passa no local para comprar algo.

Além das vendas em baixa, outra preocupação passou a rondar a horta: a conta de água. O consumo do espaço girava em torno de R\$100, mas passou para mais de R\$ 800 na última cobrança. As produtoras garantem que não desperdiçam água. "Como a gente vai pagar essa montoeira de água?", reclama Nair Francisca da Rocha, 80 anos -- que mesmo com catarata ainda planta verduras no local. O medo de ter a água cortada é constante e as produtoras admitem que há contas antigas em atraso, mas não sabem precisar os valores.

De acordo com o Serviço Autônomo de Água e Esgoto (Saae) de Sorocaba, a autarquia está solicitando um parecer da agência reguladora da ARES PCJ, sobre a situação da horta. A

autarquia também informa que fará nova vistoria no local. Afirmou ainda que "neste momento não há o risco da água ser cortada".

### Plantar é terapia

"Isso aqui para mim é uma terapia", afirma o pedreiro Geraldo Ferreira dos Santos, 53 anos. Há quase um ano, ele viu em um espaço sem utilização no Jardim Itanguá a oportunidade de fazer uma horta comunitária. O local é do Espaço Cirineu -- instituição sem fins lucrativos que oferece atividades para a comunidade -- e hoje está sob os cuidados atentos do pedreiro, que cultiva a horta após o trabalho.

Geraldo não vende as verduras que planta no local e adquire adubos e mudas com recursos próprios. A produção que afirma com orgulho ser completamente orgânica, é doada para entidades beneficentes e outros que passam pelo local.

Questionada sobre as iniciativas voltadas às hortas comunitárias, se há levantamento sobre a quantidade desses espaços e as regras que eles devem seguir, a Prefeitura de Sorocaba afirmou apenas que "a Secretaria de Abastecimento e Nutrição informa que, em conjunto com a Secretaria de Meio Ambiente Parques e Jardins, desenvolve um projeto de estímulo às hortas comunitárias".

### Terreno abandonado e cheio de entulho torna-se jardim

Foi pelas mãos do artista e produtor cultural Davi Sousa Batista que um terreno abandonado e repleto de entulho virou um jardim cheio de vida. A transformação do terreno no Jardim Bonsucesso, na zona norte de Sorocaba, começou em 2016 quando ele se mudou de casa e no novo endereço não tinha espaço para os 100 vasos de planta que cultivava em sua laje.

Em vez de jogar no lixo ou tentar vender as plantas, Davi decidiu utilizá-las para revitalizar a área verde abandonada. Assim surgiu o Jardim Dandara dos Palmares -- personagem histórica que lutou pela libertação dos negros no Brasil. Por conta própria retirou o lixo e carpiu o espaço de aproximadamente 800 metros. No lugar, ficaram suas plantas, espécies frutíferas, chás e ores. Apesar de contar com alguns apoiadores rotativos, ainda é o principal cuidador do espaço.

Para dar continuidade e expandir o trabalho -- com mais equipamentos e atendimento à comunidade -- busca auxílio de interessados na causa. "É só entrar em contato comigo pelo whats ou Facebook", conta. A página da iniciativa na rede social está como Jardim Dandara dos Palmares e o contato de Davi é (15) 99712-4596.