

## Estoque de carbono e diagnóstico físico e químico do solo de praças urbanas no município de Tatuí (São Paulo)

Nathalia de Melo Carvalho<sup>1</sup>, Felipe Quartucci<sup>2\*</sup>, Ivan de Maria<sup>3</sup>,

<sup>1</sup>Engenheira Agrônoma, Faculdade de Ensino Superior Santa Bárbara (FAESB Tatuí).

<sup>2</sup>Doutorando em Ciências Agrícolas, Professor da Faculdade de Ensino Superior Santa Bárbara (FAESB Tatuí). (\*Autor correspondente: prof.felipe.quartucci@faesb.edu.br)

<sup>3</sup>Mestre em Processos Tecnológicos e Ambientais, Professor da Faculdade de Ensino Superior Santa Bárbara (FAESB Tatuí).

*Histórico do Artigo:* Submetido em: 29/03/2022 – Revisado em: 16/06/2022 – Aceito em: 08/09/2022

### RESUMO

Praças urbanas geram diversos serviços ecossistêmicos. Dentre eles, o estoque e sequestro de carbono (C) na biomassa aérea e solo podem contribuir com a mitigação das mudanças climáticas. No entanto, condições físicas e químicas de solo favoráveis são necessárias para que a vegetação presente nos parques possa crescer e estocar o carbono. O objetivo desse trabalho foi realizar um diagnóstico físico e químico do solo, bem como estimar o estoque de carbono do solo e biomassa aérea em praças urbanas em Tatuí-SP. Mediu-se a resistência a penetração com penetrômetro de impacto e realizou-se amostragem de solo e determinação dos atributos químicos, teores de nutrientes e C. Amostras de solo indeformadas foram coletadas para calcular a densidade e estoque de C. Foi também realizado o inventário das árvores e arbustos e a estimativa de estoque de C na biomassa aérea e raízes foi estimada por meio de equação alométrica. A camada de 10 a 20 cm foi a mais compactada, chegando a valores de resistência a penetração de 7,9 MPa. Em relação aos atributos químicos, a saturação por bases foi a mais limitante. O estoque de C médio total foi de 12,0 kg m<sup>-2</sup>, sendo 58,4% estocado no solo. Embora haja restrições físicas e químicas no solo para o desenvolvimento da vegetação, as praças analisadas apresentam estoque de C adequado. São discutidas algumas práticas de manejo que podem ser empregadas a fim de promover o sequestro de C, o que pode contribuir para a diminuição da pegada de C do município.

**Palavras-Chaves:** carbono orgânico do solo, serviços ecossistêmicos, mudanças climáticas, ecossistema urbano.

## Carbon stock and soil physical and chemical diagnosis of urban parks in the city of Tatuí (Brazil)

### ABSTRACT

Urban parks generate a range of ecosystem services. Among them, carbon (C) stock and sequestration in aerial biomass and soil can contribute to the mitigation of climate change. However, favorable physical and chemical soil conditions are necessary for the vegetation present in the parks to grow and store carbon. The objective of this work was to carry out a physical and chemical soil diagnosis, as well as to estimate carbon stock in the soil and aerial biomass in urban parks in Tatuí-SP. Penetration resistance was measured with an impact penetrometer and soil sampling was carried out and chemical attributes, nutrient and C content were determined. Undisturbed soil samples were collected to calculate C density and stock. We also performed the inventory of trees and shrubs and the C stock in the aerial biomass and roots was estimated using an allometric equation. The 10 to 20 cm soil layer was the most compacted, reaching penetration resistance values of 7.9 MPa. Regarding chemical attributes, base saturation was the most limiting. The average total C stock was 12.0 kg m<sup>-2</sup>, 58.4% of which was stored in the soil. Although there are physical and chemical restrictions in the soil for the development of vegetation, the analyzed parks have adequate C stock. Some management practices that can be used to promote C sequestration are discussed, which can contribute to the reduction of the C footprint of the city.

**Keywords:** soil organic carbon, ecosystem services, climate change, urban ecosystem.

Carvalho, N. M., Quartucci, F., Maria, I. (2022). Estoque de carbono e diagnóstico físico e químico do solo de praças urbanas no município de Tatuí-SP. *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, v.10, n.3, p.168-186.



## 1. Introdução

As praças urbanas produzem diversos serviços ecossistêmicos, como conforto térmico, controle de ruídos, manutenção da biodiversidade, controle de inundações, lazer, benefícios estéticos, dentre outros (Gómez-Baggethun et al., 2013; O’Riordan et al., 2021; Pedron et al., 2004). Praças urbanas também têm potencial de sequestrar e estocar carbono (C), contribuindo para a mitigação das mudanças climáticas (Mexia et al., 2018). No entanto, até pouco tempo atrás, ecossistemas urbanos não eram considerados áreas potenciais para mitigação. Estimativas de estoque de C realizadas a nível nacional em alguns países ou não consideravam os estoques de áreas urbanas ou consideravam estimativas muito conservadoras (Arrouays et al., 2001; Milne & Brown, 1997). Mais recentemente, entretanto, diversos estudos vêm demonstrando a importância de praças urbanas como importantes aliados na mitigação das mudanças climáticas por meio do estoque e sequestro de carbono (Lal & Augustin, 2011). Nowak e Crane (2002) estimaram que as árvores urbanas dos EUA possuíam um estoque de 25,1 Mg C ha<sup>-1</sup>. Em São Paulo, Arratia et al. (2020) encontraram estoque de C nas árvores em praças urbanas variando de 6,8 a 249,7 Mg ha<sup>-1</sup>.

Um ecossistema pode armazenar C em três compartimentos: 1) biomassa (aérea e raízes); 2) matéria orgânica morta (árvores mortas e serapilheira) e; 3) carbono orgânico do solo (COS) (IPCC 2006; IPCC 2019). Estimativas de estoque de carbono em praças urbanas que levem em consideração somente a biomassa aérea resultam em subdimensionamento, visto que a maior parte do estoque de C geralmente se encontra no solo (Lal, 2018). Dorendorf et al. (2015) foram os primeiros a avaliar o estoque de C no solo e biomassa aérea em praças urbanas na Europa. No Brasil ainda não há nenhuma estimativa do estoque de C no solo, nem como de uma estimativa conjunta do solo e biomassa.

O sequestro de carbono na biomassa acontece por meio da fotossíntese, quando o CO<sub>2</sub> do ar é absorvido e transformado nos mais diversos compostos que vão compor o tronco, galho, folhas e raízes. No solo, a fonte de C são os resíduos orgânicos como folhas e galhos na superfície, e os exsudados e fragmentos das raízes em profundidade. Essas fontes de C são usadas pelos microrganismos nos seus processos metabólicos que transformam o material orgânico em biomoléculas cada vez menores e com maior quantidade de grupos ionizáveis, aumentando a sua reatividade. Isso faz com que haja uma atração pelas partículas minerais do solo, culminando na incorporação dessas moléculas nos agregados do solo (Lal, 2018; Lehmann & Kleber, 2015). Portanto, para que ocorra o sequestro de C (aumento do estoque) é necessário que haja deposição ou adição de resíduos orgânicos na superfície e crescimento de raízes. A maior parte do carbono orgânico estocado do solo tem a sua fonte nas raízes. De acordo com Jackson et al. (2017), 45% dos inputs das raízes vão se transformar em matéria orgânica do solo, enquanto para os inputs sobre o solo (serapilheira) esse valor é de apenas 8%, denotando a importância do crescimento do sistema radicular para o sequestro de C no solo. No entanto, o crescimento de raízes é limitado quando o solo apresenta condições físicas e químicas desfavoráveis (Correa et al., 2019; Day et al., 2010). Além do sequestro de C no solo ser prejudicado quando não há crescimento de raízes, um sistema radicular comprometido também vai influenciar estoque e sequestro na biomassa aérea devido a um menor crescimento das árvores (Rötzer et al., 2020; Wang et al., 2006).

Em termos físicos, as condições adequadas de um solo para um bom crescimento radicular são opostas às condições para obras de engenharia, como construção de uma casa. Em áreas destinadas a praças urbanas, deve-se evitar a compactação excessiva, o que impedirá um bom desenvolvimento do sistema radicular e poderá comprometer o projeto paisagístico (Pedron et al., 2004). Além disso, o solo deve possuir atributos químicos favoráveis, bem como quantidades suficientes de nutrientes para o desenvolvimento das plantas. O pH é o indicador de acidez ativa do solo, e possui estreita correlação com a saturação por bases (V%) e teor de alumínio (Lepsch, 2011). A saturação por bases indica quanto da CTC (capacidade de troca de cátions) está ocupada por bases, ou, em outras palavras, qual a porcentagem das cargas do solo que estão ocupadas pelos nutrientes Ca, Mg e K. O alumínio é um elemento tóxico para as plantas e em excesso inibe o crescimento radicular (Alcântara et al., 2015), o que por sua vez inibe absorção de água e nutrientes, diminuindo por fim o

crescimento da parte aérea das plantas (Miguel et al., 2010). Baixos teores de nutrientes no solo (Ca, Mg, K e P) afetam processos metabólicos, acarretando também em menor crescimento (Soong et al., 2020). O fósforo (P), por exemplo, faz parte de vários compostos dentro da planta, como os fosfolipídios, e também participa de vários processos metabólicos, como transporte de energia e respiração (Raij, 2011).

Nesse trabalho nós realizamos uma estimativa do estoque de carbono em praças urbanas em uma cidade de médio porte no Brasil. Nós estimamos pela primeira vez o estoque de carbono em solo em conjunto com a biomassa aérea. Além disso fizemos um diagnóstico físico e químicos do solo das praças e discutimos os resultados sob o ponto de vista das condições adequadas para o desenvolvimento das árvores. Em cada seção, propomos algumas ações para contornar os problemas encontrados e algumas medidas para promover o sequestro do C no solo e biomassa aérea.

## 2. Material e Métodos

O trabalho foi realizado entre outubro de 2018 e maio de 2019 na cidade de Tatuí, estado de São Paulo. A classificação climática de Köppen é Cfa (subtropical úmido, clima oceânico sem estação seca e com verão quente) com temperatura média anual de 19,8°C e precipitação média anual acumulada de 1.215 mm (Alvares et al., 2013). Tatuí encontra-se na região de influência da cidade de Sorocaba, com uma população estimada no ano de 2021 de 124.134 habitantes e densidade populacional de 205 hab/km<sup>2</sup> e encontra-se sob o domínio do bioma Mata Atlântica (IBGE, 2022). O levantamento foi realizado em seis praças localizadas dentro do perímetro urbano, buscando uma grande abrangência no sentido leste-oeste da cidade. Uma visão geral das praças pode ser vista na figura 1 (localização no mapa na Figura 1 do material complementar). Em cada praça, foi realizado um diagnóstico físico e químico do solo, bem como uma estimativa do estoque de carbono no solo, parte aérea e raízes.

**Figura 1** - Visão geral das praças avaliadas. Acima: Andrea Ville (esquerda), Carroção (centro) e Gerbeli (direita); Abaixo: Major Martiniano (esquerda), Paulo Setúbal (centro) e Santa Cruz (direita).



**Fonte:** Ivan de Maria.

Para o diagnóstico físico do solo, a resistência a penetração (RP) foi determinada utilizando o penetrômetro de impacto modelo Stolf. Em cada praça foram coletadas três amostras até a profundidade de 60

cm, seguindo metodologia proposta por Stolf (1984). A coleta foi realizada cinco dias após precipitação para que o solo estivesse próximo da capacidade de campo. Calculou-se então a média da resistência a penetração das três amostras em camadas de 10 cm, de acordo com a metodologia descrita em Stolf et al. (2014). Foi realizada também uma análise de textura do solo pelo método da pipeta seguindo metodologia de Camargo et al. (2009) a partir de uma amostra composta das praças.

Para o diagnóstico químico do solo, em cada praça foram coletadas oito amostras simples e combinadas em uma amostra composta, totalizando aproximadamente 500g de solo. Este procedimento foi realizado para as profundidades de 0 a 20 cm e 20 a 40 cm. Após a amostragem, o solo foi seco ao ar e peneirado em peneira de 2,0 mm. Os teores de nutrientes e atributos químicos foram determinados de acordo com Raij et al. (2001) (resultados analíticos na Tabela 3 do material complementar). Os resultados analíticos foram interpretados em uma escala de 1 a 5 (muito baixo, baixo, médio, bom e muito bom) e plotados em um gráfico radar. A interpretação dos resultados de pH (potencial hidrogeniônico), V% (saturação por bases), K (potássio), P (fósforo) e S (enxofre) foi baseada em Raij et al. (1997). Já a interpretação dos resultados Al (alumínio), Ca (cálcio) e Mg (magnésio) foi baseada em Ribeiro et al. (1999).

Para a determinação do estoque de carbono no solo, primeiramente o teor de matéria orgânica (MO) foi determinado na mesma amostra usada para o diagnóstico químico de acordo com Cantarella, Quaggio e Raij (2001). Para a concentração do carbono na amostra, dividimos o teor de MO pelo fator padrão 1,724 (Cantarella, Quaggio e Raij, 2001; Ruehlmann e Körschens, 2009) Também coletamos três amostras indeformadas em cada camada com um trado tipo Uhlund (resultados na tabela 2 do material complementar). Em seguida, secamos o solo a 105°C até massa constante e determinamos a densidade do solo. O estoque de carbono orgânico do solo foi calculado de acordo com a equação 1:

$$COS = C \times D \times Es \quad (1)$$

Onde, COS = carbono orgânico no solo, em kg m<sup>-2</sup>; C = concentração de carbono na amostra, em g kg<sup>-1</sup>; D = densidade do solo, em g cm<sup>-3</sup>; Es = espessura da camada de solo, em m.

Para a estimativa do estoque da parte aérea, medimos a circunferência à altura do peito (CAP, cm) e altura (H, m) de todas as árvores e arbustos com CAP>15,0 cm. Também identificamos os indivíduos em nível de espécie. Em alguns casos, os indivíduos foram identificados apenas em nível de gênero. A biomassa de cada indivíduo foi calculada seguindo o modelo alométrico pantropical desenvolvido por Chave et al. (2014). Para a densidade da madeira, usamos preferencialmente os valores de Chave et al. (2006) (mais detalhes na Tabela 4 do material complementar). Por fim, os resultados foram convertidos em estoque de carbono acima do solo multiplicando o estoque de biomassa por 0,457, que é o teor médio de carbono das espécies da Mata Atlântica encontrado em Vieira et al. (2011). Também medimos a circunferência da copa estimando sua projeção no solo. Em seguida, calculamos a área coberta pelo dossel somando todas as projeções das copas em cada parque.

Para estimativa do estoque de carbono nas raízes, primeiro determinamos a biomassa das raízes de acordo com a equação 2 (Cairns et al., 1997):

$$BR = \exp(-1,085 + 0,926 \times \ln(BA)) \quad (2)$$

Onde, BR = biomassa de raízes, em kg árvore<sup>-1</sup>; BA = biomassa aérea, em kg árvore<sup>-1</sup>.

Os resultados foram convertidos em estoque de carbono nas raízes multiplicando-se o estoque da biomassa por 0,412, que é a média dos teores de carbono das estações seca e chuvosa de raízes em florestas da Mata Atlântica (Sousa Neto et al., 2011).

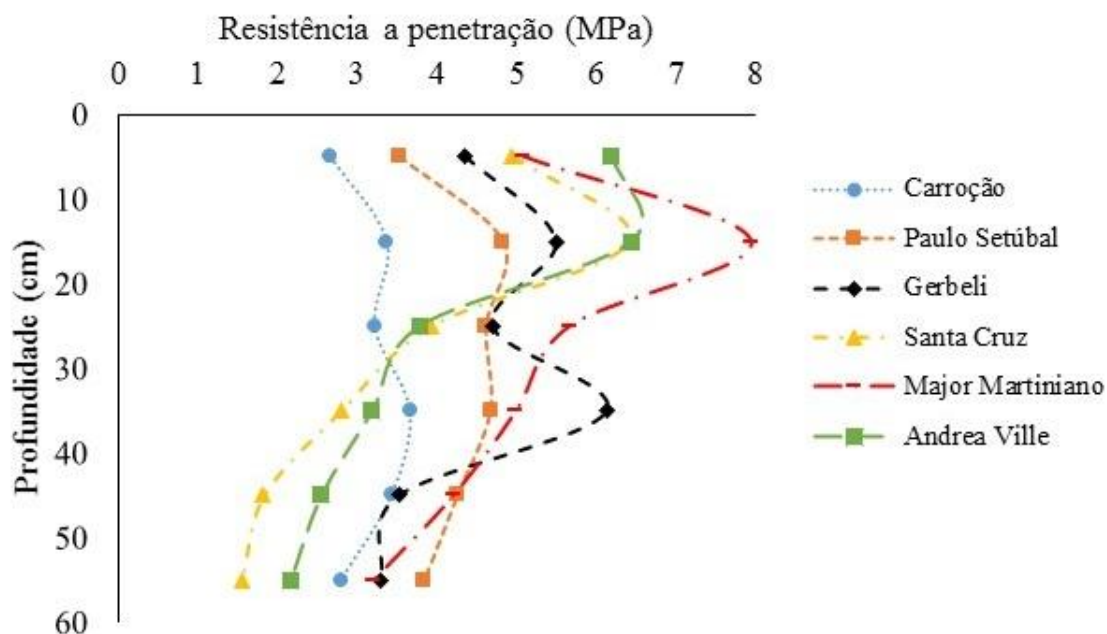
Por fim, os resultados foram convertidos em unidades por hectare e metros quadrados para melhor comparação entre as praças e também com os dados da literatura. Para isso, excluímos do cálculo as partes pavimentadas das praças.

### 3. Resultados e Discussão

#### 3.1. Diagnóstico físico de solo

Todas as praças apresentaram um aumento da resistência em maior ou menor grau na camada de 10 a 20 cm, chegando a 7,9 MPa na praça Major Martiniano. Na praça Gerbeli, além do aumento da resistência na camada de 10 a 20 cm, há um maior aumento na camada de 30 a 40 cm, chegando a 6,1 MPa. A praça Carroção apresentou a resistência a penetração mais uniforme ao longo do perfil, ficando entre 2,7 (0 a 10 cm) e 3,7 MPa (30 a 40 cm). A variação da resistência a penetração das camadas mais profundas (40 a 50 e 50 a 60 cm) foi menor do que as camadas superiores (figura 2). A textura dos solos na camada de 0 a 20 cm foi de 631 g kg<sup>-1</sup> de argila, 65 g kg<sup>-1</sup> de silte e 304 g kg<sup>-1</sup> de areia. Na camada de 20 a 40 cm, o solo apresentou 640 g kg<sup>-1</sup> de argila, 54 g kg<sup>-1</sup> de silte e 306 g kg<sup>-1</sup> de areia. Em ambas as camadas, o solo é classificado como muito argiloso (Santos e Naime, 2010).

**Figura 2** – Resistência a penetração (MPa) no perfil do solo nas praças analisadas em Tatuí-SP. Cada ponto refere-se à média da resistência em cada camada de 10 cm.



Fonte: Dados dos autores.

Há basicamente dois problemas quando o solo de praças urbanas apresenta alta resistência a penetração. O primeiro deles refere-se à capacidade de drenagem de água pluvial. Quando solos apresentam alta resistência a penetração, há uma diminuição dos poros do solo, e consequentemente uma menor capacidade de infiltração de água da chuva (Mancuso et al., 2014; Pedron et al., 2004). Em solos extremamente compactados, a infiltração de água é semelhante à de superfícies seladas (Schueler & Holland, 2000). Nesse caso, as praças deixam de funcionar como áreas de prevenção ou mitigação de enchentes. O segundo problema refere-se ao impedimento ou diminuição do crescimento do sistema radicular das árvores. No caso do plantio de mudas

pequenas, a alta resistência a penetração pode comprometer o desenvolvimento e aumentar mortalidade das mudas, prejudicando o projeto paisagístico (Prevedello et al., 2013; Santos et al., 2008). No caso de árvores estabelecidas, a falta de um sistema radicular profundo causado por camadas de compactação pode acarretar acidentes devido ao tombamento (Albertin et al., 2011).

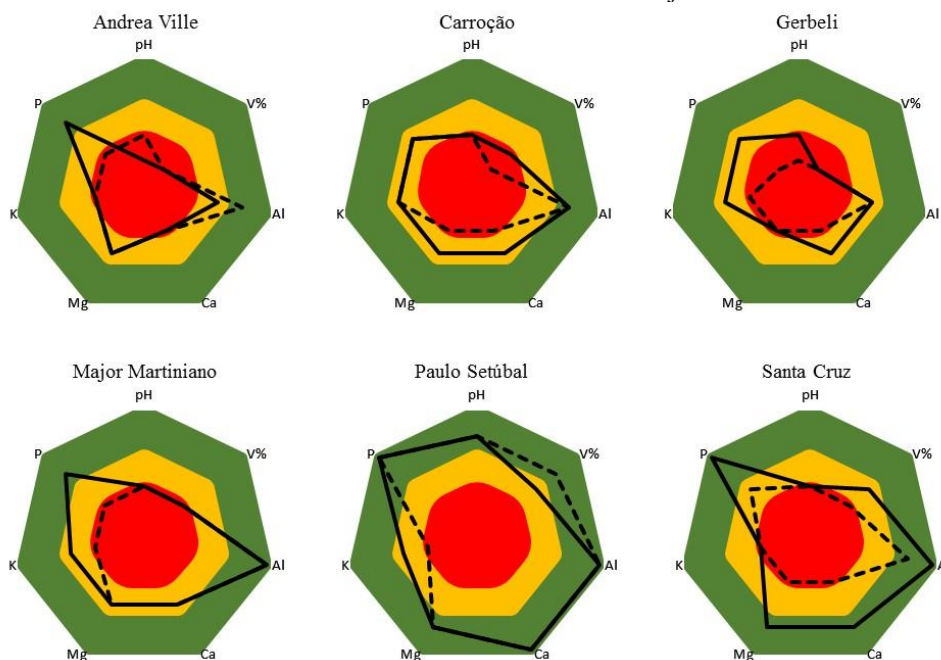
Vários trabalhos citam a classificação do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA, 2017 e versões anteriores) para classes de resistência a penetração. Embora haja subdivisões, essa classificação considera como alta resistência a penetração valores acima de 2,0 MPa. No entanto, essa classificação é focada para culturas agrícolas em áreas de cultivo, e parece não descrever com exatidão a situação de espécies arbóreas crescendo em parques urbanos. Em um trabalho voltado para crescimento de árvores em ambientes urbanos, Jim (1993) classificou como nível crítico uma RP de 2,5 MPa. Essas classificações parecem indicar valores de RP onde começa a haver diminuição do crescimento radicular, e não um impedimento total do crescimento. Sinnott et al. (2008) em um trabalho com quatro espécies arbóreas na Inglaterra verificou que há uma predominância de crescimento de raízes em regiões do solo com até 2,0 MPa, porém com raízes crescendo até 5,5 MPa. No caso de *Pinus nigra*, houve crescimento até em áreas com 6,0 MPa. A hipótese da oportunidade de crescimento das raízes diz que algumas espécies aproveitam os períodos de solo úmido (quando a resistência a penetração é menor) para crescer suas raízes (Day et al., 2010). Além disso, as raízes se aproveitam de bioporos no solo deixados por minhocas e regiões de decomposição de raízes antigas para alongarem o seu sistema radicular (Day et al., 2010; Kautz, 2015).

Para contornar esse problema de adensamento de subsolo e garantir condições físicas adequadas ao crescimento das raízes, o plantio de novas mudas deve ser realizado em bacias com dimensões grandes e profundidade que ultrapasse a camada compactada (Costa et al., 2002; Santos et al., 2008). Além disso, a adição de composto orgânico na bacia de plantio contribui para o aumento da porosidade do solo, facilitando a alongação radicular (Delarmelina et al., 2014; Suguino et al., 2011).

### 3.2. Diagnóstico químico de solo

O diagnóstico químico mostrou que para os atributos químicos e teores de nutrientes do solo na camada de 0 a 20 cm a praça Paulo Setúbal apresentou os melhores resultados, enquanto a praça Andrea Ville apresentou os piores. Em um total de sete indicadores avaliados, a praça Paulo Setúbal apresentou cinco avaliados como bom e muito bom (verde). Já a praça Andrea Ville apresentou quatro indicadores avaliados como muito baixo ou baixo (vermelho) e dois como médio (amarelo.). Em se tratando de espécies arbóreas, a qualidade química do subsolo ganha relevância devido à uma maior distribuição das raízes em profundidade (Freitas et al., 2008). De uma maneira geral, os resultados da camada de 20 a 40 cm foi inferior ao da camada de 0 a 20 cm (figura 3). Avaliando as duas camadas conjuntamente, a praça Gerbeli é a que apresenta mais restrições. A saturação por bases foi o indicador com pior avaliação geral.

**Figura 3** – Interpretação dos atributos químicos e teores de nutrientes nas praças analisadas em Tatuí-SP. A linha sólida refere-se aos resultados da camada de 0 a 20 cm e a linha tracejada refere-se à camada de 20 a 40 cm.



**Fonte:** Dados dos autores.

Deve-se salientar, no entanto, que as tabelas de interpretação dos teores de nutrientes e atributos químicos do solo são baseadas para culturas agrícolas, que são, no geral, mais exigentes em nutrientes e mais sensíveis a acidez e alumínio (Haridasan, 2008). Embora espécies arbóreas apresentem sintomas de deficiência e redução do crescimento em ambientes com quantidade limitante de nutrientes (Corcioli et al., 2016; Wallau et al., 2008), o teor crítico desses nutrientes no solo deve ser inferior ao adotado para culturas agrícolas. Uma saturação por bases em torno 40 a 60% propicia condições favoráveis ao crescimento de muitas espécies arbóreas no início de desenvolvimento (Cruz et al., 2004; Souza et al., 2008; Vieira et al., 2015), enquanto para culturas agrícolas esse valor é entre 70 e 80% (Aguiar et al., 2014).

Não obstante essas ressalvas, o plantio de novas mudas em praças deve ser realizado em um solo com o mínimo de condições satisfatórias para o seu desenvolvimento. A aplicação de calcário localizado (na bacia de plantio) é uma estratégia interessante para neutralizar o alumínio, aumentar o pH e saturação por bases (V%) e fornecer nutrientes (Primavesi & Primavesi, 2004). A adição de composto orgânico localizado também ajuda a fornecer nutrientes nos estágios iniciais do crescimento, além de melhorar atributos físicos do solo (Souza et al., 2006). Para parques já estabelecidos e com problemas de excesso de alumínio no subsolo, a aplicação de gesso agrícola na projeção da copa pode trazer resultados satisfatórios, visto que esse insumo tem grande permeabilidade no solo (Sousa et al., 2005).

### 3.3. Estoque de C no solo e raízes

Em relação ao estoque de carbono orgânico no solo, a média do estoque total (0 a 40 cm) foi de 7,0 kg m<sup>-2</sup>, sendo 62,4% (4,4 kg m<sup>-2</sup>) concentrados na camada superior (0 a 20 cm). Na praça Carroção, a distribuição do COS foi semelhante entre as duas camadas, com 51,7% na camada 0 a 20 cm e 48,3% na camada 20 a 40 cm. O estoque de COS foi muito superior ao estoque de carbono nas raízes em todas as praças avaliadas. A

média do estoque nas raízes foi de 0,89 kg m<sup>-2</sup>, o que representa 12,6% do estoque do COS avaliado (0 a 40 cm) (tabela 1).

**Tabela 1.** Estoque de carbono do solo e raízes nas praças avaliadas em Tatuí-SP. COS 0 a 20 cm = carbono orgânico do solo na camada de 0 a 20 cm. COS 20 a 40 cm = carbono orgânico do solo na camada de 20 a 40 cm. COS 0 a 40 cm = soma do carbono orgânico do solo nas duas camadas avaliadas (0 a 40 cm). Raiz = estoque de carbono nas raízes. Todos os resultados em kg C m<sup>-2</sup>.

Praça	COS 0 a 20 cm (kg m <sup>-2</sup> )	COS 20 a 40 cm (kg m <sup>-2</sup> )	COS 0 a 40 cm (kg m <sup>-2</sup> )	Raiz (kg m <sup>-2</sup> )
Andrea Ville	3,7	2,7	6,4	0,58
Carroção	3,9	3,6	7,5	0,23
Gerbeli	5,4	2,8	8,1	0,62
Major Martiniano	3,7	2,4	6,1	0,76
Paulo Setúbal	4,4	2,2	6,6	1,38
Santa Cruz	5,3	2,2	7,5	1,75
Média	4,4	2,6	7,0	0,89

Fonte: dados dos autores.

Os valores de estoque de C no solo estão de acordo com as estimativas encontradas em literatura para parques urbanos. Canedoli et al. (2020) encontraram um estoque de C de 7,9 kg m<sup>-2</sup> até 40 cm no solo em Milão, valor próximo ao da praça Gerbeli. Em Hamburgo, o estoque de C até 30 cm foi de 9,4 kg m<sup>-2</sup>, superior à todas as praças, considerando ainda a menor profundidade analisada (Dorendorf et al., 2015). No entanto, o estoque de C em solos de áreas temperadas úmidas é maior se comparado a áreas tropicais, devido principalmente à maior degradação da matéria orgânica do solo em ambientes tropicais em função da maior atividade dos microrganismos (Jackson et al., 2017; Scharlemann et al., 2014). Em Singapura, um ambiente tropical, o estoque de carbono na camada de 0 a 30 cm em solos de beiras de estradas e avenidas arborizadas foi de 3,1 kg m<sup>-2</sup> (Ghosh et al., 2016). Até onde sabemos, esta é a primeira estimativa de estoque de C em solos de praças urbanas no Brasil, impossibilitando comparações com essa categoria de uso de solo. Em uma área de restauração florestal com 5 anos em Itu-SP, o estoque de C na camada de 0 a 20 cm foi de 5,8 kg m<sup>-2</sup> (Zanini et al., 2021). No mesmo estudo, o estoque em uma floresta secundária na mesma profundidade foi de 8,5 kg m<sup>-2</sup>, valor superior à soma das duas camadas em qualquer praça. Já em áreas de agricultura com preparo de solo convencional, o estoque de carbono na camada de 0 a 20 cm foi de 3,1 kg m<sup>-2</sup>, valor inferior a todas as praças analisadas (Leite et al., 2009).

No nosso trabalho avaliamos o estoque de C no solo até a profundidade de 40 cm. No entanto, solos em ambientes tropicais geralmente são mais profundos, podendo atingir vários metros de profundidade (Santos et al., 2018). Embora a concentração de C diminua com o aumento de profundidade, há quantidades significativas de carbono estocado no subsolo. De acordo com o trabalho de Strey et al. (2017) que avaliaram um perfil de solo de 10 m na floresta Amazônica, apenas 52% do C estava estocado no primeiro metro, e os três primeiros metros estocavam 84% do C. As estimativas do estoque até 1,0 m em praças urbanas na Europa e EUA variam de 14,2 a 21,1 kg m<sup>-2</sup> (Edmondson et al., 2012; Lindén et al., 2020; Lorenz & Lal, 2012). Portanto, a nossa estimativa média de 7,0 kg m<sup>-2</sup> é conservadora, se considerarmos todo o perfil do solo ou pelo menos até a profundidade de 100 cm.



### 3.4. Fitossociologia e estoque de C na biomassa aérea

O inventário da parte aérea encontrou um total de 334 indivíduos, sendo 39 espécies distribuídas em 24 famílias. A espécie mais encontrada foi o ipê amarelo (*Handroanthus albus*), com 55 indivíduos, seguida por sibipiruna (*Caesalpinia pluviosa*), com 52 indivíduos. Fabaceae foi a família com maior número de indivíduos, totalizando 121. Foram encontrados 95 indivíduos exóticos, o que corresponde a 28,4% do total. A espécie exótica mais encontrada foi a palmeira imperial (*Roystonea oleracea*) com 23 indivíduos.

O diâmetro a altura do peito (DAP) e altura médios de todos os indivíduos foi de 35,2 cm e 7,7 m, respectivamente. O indivíduo com maior diâmetro foi uma sibipiruna (*Caesalpinia pluviosa*), com DAP de 89,1 cm encontrada na praça Santa Cruz. Em relação à maior altura, foram medidos seis indivíduos de araucária (*Araucaria angustifolia*) com 16,0 m também na praça Santa Cruz. A maior densidade e número de espécies ocorreu na praça Paulo Setúbal, com 308 e 17 respectivamente. A praça com maiores valores de diâmetro, altura e cobertura de copa foi a praça Santa Cruz (tabela 2).

A média do estoque de carbono na biomassa aérea foi de 4,1 kg m<sup>-2</sup>, com uma variação de 0,9 kg m<sup>-2</sup> na praça Carroção a 8,5 kg m<sup>-2</sup> na praça Santa Cruz (tabela 2). O indivíduo com maior estoque individual de carbono foi a mesma sibipiruna que apresentou maior diâmetro, com 2.045 kg de C, seguido de um pau ferro (*Libidibia ferrea*) na praça Andrea Ville com 1.611 kg C.

**Tabela 2** – Resultados do inventário da biomassa aérea nas praças avaliadas em Tatuí. DAP = média do diâmetro a altura do peito, em cm. Altura = média da altura total, em m. Copa = área de cobertura do solo pela copa das árvores (soma das copas de todos os indivíduos), em m<sup>2</sup> m<sup>-2</sup>. Densidade = número de indivíduos por hectare, em ind ha<sup>-1</sup>. Espécies = número total de espécies encontradas na praça. C = estoque de carbono na biomassa aérea, em kg m<sup>-2</sup>.

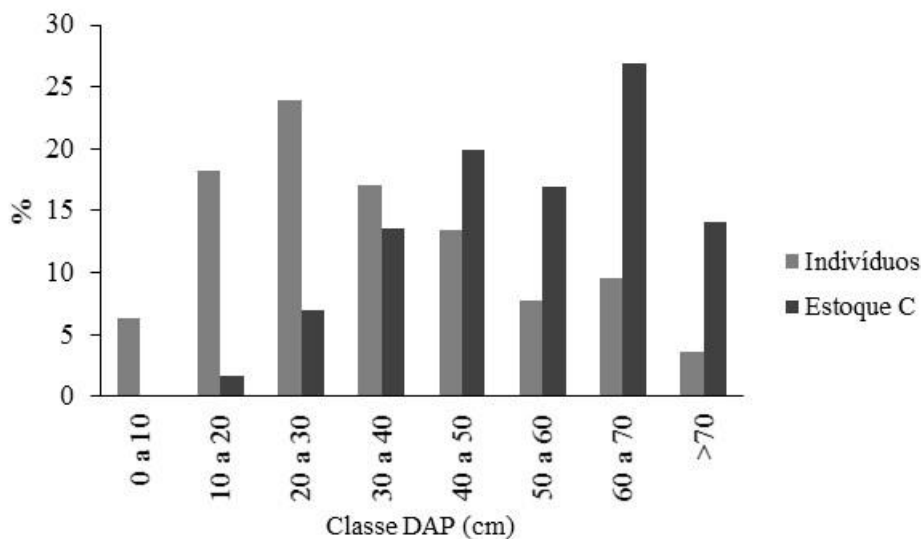
Praça	DAP (cm)	Altura (m)	Copa (m <sup>2</sup> m <sup>-2</sup> )	Densidade (ind ha <sup>-1</sup> )	Espécies	C (kg m <sup>-2</sup> )
Andrea Ville	32,1	8,7	0,37	133	17	2,6
Carroção	26,3	5,3	0,17	113	12	0,9
Gerbeli	31,1	7,2	0,55	171	13	2,7
Major Martiniano	28,5	6,6	0,49	114	9	3,4
Paulo Setúbal	36,0	8,1	0,48	308	18	6,6
Santa Cruz	57,3	10,4	0,59	128	9	8,5
Média	35,2	7,7	0,44	161	13	4,1

Fonte: dados dos autores.

O número de indivíduos não parece ser o fator preponderante para um alto estoque de carbono na biomassa aérea. A praça Paulo Setúbal apresentou uma densidade de 308 ind ha<sup>-1</sup>, número bem superior à praça Santa Cruz com 128 ind ha<sup>-1</sup>, e mesmo assim o estoque de C foi 22,6% menor. As praças Gerbeli e Andrea Ville também apresentaram maior número de indivíduos por hectare que a praça Santa Cruz, no entanto apresentaram estoque de C por volta de 65% inferior. Em vez de grande número de indivíduos, a presença de grandes indivíduos parece ser mais determinante para um alto estoque. Os maiores 33 indivíduos (10%) somaram 32,8% do estoque de C, sendo que a maior parte deles se encontra na praça Santa Cruz, praça com maior estoque de C na biomassa aérea. No entanto, as relações de estoque de carbono com o número de indivíduos e presença de grandes indivíduos devem ser consideradas com cautela, visto que o número de praças amostradas restringe a possibilidade de generalizações.

Os indivíduos com DAP maior que 70 cm representaram apenas 3,6% do total, porém somaram 14,0% do estoque de C. Já indivíduos com DAP menor que 30 cm representaram 48,5% do total de indivíduos, porém somente 8,7% do estoque de C (figura 4). Wang e Gao (2020) também encontraram essa tendência, onde 46% dos menores indivíduos corresponderam a apenas 5% do estoque de C na biomassa aérea em um parque urbano na Nova Zelândia. Das dez espécies com maior estoque de C encontradas em Rio Branco-AC por Santos et al. (2013), duas foram iguais às encontradas nesse estudo (Sibipiruna e Oiti), enfatizando a importância delas para sequestro de C na biomassa aérea em ambientes urbanos.

**Figura 4** – Porcentagem dos indivíduos e do estoque de C na biomassa aérea em classes de diâmetro em todas as praças analisadas em Tatuí-SP.



Fonte: dados dos autores.

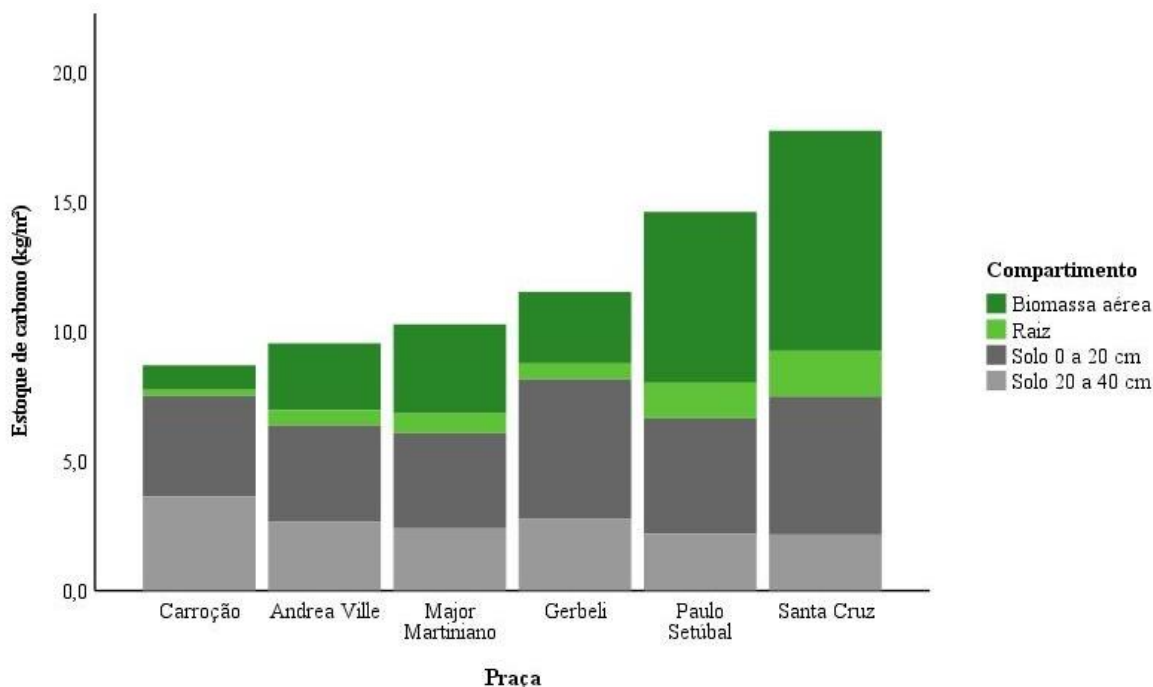
Arratia et al. (2020) estimaram o estoque de C na biomassa aérea em praças urbanas em São Paulo-SP usando diversos modelos. As estimativas quando utilizado o mesmo modelo usado em nosso trabalho (Chave et al., 2014) variaram de 0,7 a 25,0 kg m<sup>-2</sup>, com média de 7,8 kg m<sup>-2</sup>. Os autores também enfatizaram a importância de árvores grandes para os grandes estoques encontrados em algumas praças. Já em Leipzig, Alemanha, o estoque médio foi de 1,2 kg m<sup>-2</sup>, variando de 0 a 9,8 kg m<sup>-2</sup> (Strohbach & Haase, 2012). Em Helsinque, o estoque médio na biomassa aérea foi de 2,8 kg m<sup>-2</sup> (Lindén et al., 2020). Contrário ao estoque de C no solo, o estoque da biomassa aérea parece ser maior em ambientes tropicais se comparados à ambientes mais frios (clima temperado e boreal).

### 3.5. Compartmentalização do C

O estoque de carbono total (biomassa aérea + raiz + solo 0 a 20 cm + solo 20 a 40 cm) médio das praças analisadas foi de 12,0 kg m<sup>-2</sup>. O maior compartimento foi o solo na profundidade de 0 a 20 cm com 4,4 kg m<sup>-2</sup>, o que corresponde a 36,5% de todo o C estocado, seguido pela biomassa aérea com 4,1 kg m<sup>-2</sup> (34,3%). O solo na profundidade 20 a 40 cm obteve um estoque médio de 2,6 kg m<sup>-2</sup> (21,8%) e as raízes representaram 7,4% do estoque total (0,89 kg m<sup>-2</sup>). Houve grande variação tanto em relação ao estoque total quanto a participação de cada compartimento no estoque total (figura 5). A Praça Santa Cruz obteve o maior estoque na biomassa aérea com 8,5 kg m<sup>-2</sup>, bem como a maior participação da biomassa aérea no estoque total com 47,9%. O maior estoque no compartimento solo 0 a 20 cm foi na praça Gerbeli com 5,4 kg m<sup>-2</sup>, que também apresentou

a maior participação desse compartimento com 46,8%. O compartimento solo (0 a 20 cm e 20 a 40 cm somados, excluindo raízes) foi o maior compartimento em todas as praças, correspondendo a uma média de 58,4% do total de carbono estocado, com exceção da Santa Cruz onde a participação desses compartimentos foi de 42,2%. No entanto, o estoque de carbono abaixo do solo (incluindo raízes) foi maior do que o estoque da biomassa aérea em todas as praças.

**Figura 5** – Estoque de carbono em cada compartimento nas praças avaliadas em Tatuí-SP.



Fonte: dados dos autores.

O estoque de C total encontrado em parques urbanos em Hamburgo por Dorendorf et al. (2015) foi de 15,4 kg m<sup>-2</sup>, sendo 6,0 kg m<sup>-2</sup> na biomassa aérea e 9,4 kg m<sup>-2</sup> no solo (0 a 30 cm). Isso significa que o solo tem uma reserva de 1,5 vezes o da biomassa aérea. No nosso estudo, a média da razão entre o estoque do solo (0 a 40 cm, excluindo raiz) e biomassa aérea foi de 1,7, variando de 8,3 na praça Carroção a 0,9 na praça Santa Cruz. Já em um gramado urbano com baixa densidade de árvores em Almada, Portugal, a razão foi próxima de 1,0, sendo que o estoque de C foi de 2,3 kg m<sup>-2</sup> no solo e 2,2 kg m<sup>-2</sup> nas árvores. Nesse último caso, no entanto, a profundidade do solo analisada foi de 0 a 10 cm somente (Mexia et al., 2018).

Lindén et al. (2020) encontrou razão solo/biomassa aérea variando de 7,1 a 7,5 na Finlândia, sendo o solo avaliado até 90 cm de profundidade. Independentemente da profundidade de avaliação, nota-se uma grande contribuição do estoque de C no solo em relação ao estoque de C total, evidenciando a importância desse compartimento em estimativas de estoque de C de ecossistemas. Portanto, estudos de estoque e sequestro de carbono que não incluam o solo em sua avaliação obterão resultados subestimados e que não refletem a real magnitude do ecossistema estudado.

O estoque de C na necromassa (árvores em pé, árvores caídas e serapilheira) também é uma fonte importante de estoque de C em ecossistemas (Maas et al., 2021). No inventário das praças analisadas, não foi encontrado nenhum indivíduo morto e nem árvores caídas no chão. Em relação à serapilheira, foi encontrado pequenas quantidades de folhas e pequenos galhos distribuídos irregularmente na superfície. Além da

distribuição espacial irregular, há também uma variação temporal, pois, essas praças recebem manutenções regulares (corte de grama, limpeza), dificultando uma estimativa adequada. No entanto, acreditamos que a inclusão do compartimento serapilheira não contribuiria com quantidade significativa para o estoque total.

### 3.6. Potencial de sequestro de C

Há um potencial para sequestro de C adicional nas praças avaliadas tanto no solo quanto na biomassa aérea e raízes. Para os solos, há um limite de estoque de C (saturação de carbono no solo) que é influenciado pelo teor de argila e silte (Chen et al., 2019). De acordo com a metodologia proposta por Hassink (1997), o solo da praça Gerbeli na camada 0 a 20 cm teria chegado na saturação. Sabendo-se que os solos das diferentes praças possuem basicamente a mesma textura, há um potencial de aumento do estoque de C do solo das praças com menores valores até valores próximos ou iguais à praça Gerbeli. Uma maneira de promover o sequestro de C nas praças é fazer aplicação de compostos orgânicos (Brown et al., 2012).

As áreas urbanas produzem grandes quantidade de resíduos que poderiam ser aproveitados diretamente ou após tratamento. O uso desses resíduos nas praças pode promover o sequestro de C no solo, além de fornecer nutriente às árvores. Ao utilizar composto orgânico, reduz-se a necessidade de fertilizante sintético, evitando assim emissões diretas do seu uso e indiretas da produção e transporte (Skowrońska & Filipek, 2014). De acordo com Beesley (2012), a melhor estratégia para promover sequestro de C no solo em praças urbanas parece ser a aplicação de pequenas quantidades de composto divididas em diversas aplicações, ao invés de grandes quantidades em reduzidas aplicações. Além da aplicação externa de composto, os próprios resíduos orgânicos do corte da grama das praças pode ser uma alternativa. Poeplau et al. (2016) avaliou a frequência de corte de gramados urbanos na Suécia e verificou maior estoque de C em gramados com alta intensidade de corte, desde que os resíduos sejam deixados sobre o solo. Para o sequestro de C em profundidade, estratégias que promovam o crescimento de raiz em profundidade podem ser uma alternativa. Para isso, o solo não deve apresentar restrições físicas e químicas, como já discutido anteriormente. O uso combinado de gesso agrícola com calcário pode contribuir para essa finalidade (Gomes & Quartucci, 2021).

Quanto ao sequestro de C na biomassa aérea, pode-se manejar as praças no sentido de terem grandes indivíduos, ao invés de grande quantidade de pequenos. Em praças já estabelecidas, a poda e desbaste podem ser realizados no sentido de favorecer os maiores indivíduos ou com maior potencial para atingirem grandes diâmetros e altura. No caso de novas praças, o plantio deve ser realizado preferencialmente com espécies que atinjam grande porte, em espaçamentos grandes o suficiente que propiciem um bom desenvolvimento. Nowak e Crane (2002) estimaram alto potencial de sequestro de C em praças nos EUA devido a um maior número de árvores grandes e uma estrutura florestal mais aberta devido a menor densidade de indivíduos, possibilitando a essas árvores grandes terem um crescimento relativo maior se comparado a árvores de florestas nativas. Nas praças avaliadas, os maiores indivíduos (10%) estão distribuídos em seis espécies, que poderiam ser usadas para promover sequestro de C na biomassa aérea: *Araucaria angustifolia* (Araucária), *Caesalpinia pluviosa* (Sibipiruna), *Libidibia ferrea* (Pau ferro), *Ficus carica* (Figueira), *Licania tomentosa* (Oiti) e *Pinus elliottii* (Pinus). Ressalta-se que essas recomendações se referem a manejo pensando em promover sequestro de C. No entanto, para garantir outros serviços ecossistêmicos além do sequestro de C, uma maior diversidade de espécies deve ser manejada nas praças.

Há um indicativo de que os atributos químicos desfavoráveis das praças Andrea Ville, Carroção e Gerbeli estejam influenciando no estoque da biomassa aérea, visto que essas praças possuem as maiores limitações químicas no solo e os menores estoques de carbono na biomassa aérea. No entanto, não é possível afirmar se o menor estoque é devido à menor idade dos indivíduos ou se a um menor crescimento. Independentemente disso, recomendam-se os manejos sugeridos acima (calcário, gesso, composto orgânico) ao realizar plantio de novas mudas para garantir desenvolvimento adequado e contribuir com o sequestro de C.

Os resultados desse trabalho podem contribuir para um planejamento e execução de políticas públicas locais e regionais. O aperfeiçoamento das condições das praças pode contribuir para a diminuição da pegada ecológica da cidade de Tatuí, bem como para a melhoria do espaço urbano e qualidade de vida dos moradores.

#### 4. Conclusão

Houve grande variação nos atributos físico e químico entre as praças avaliadas. A praça Major Martiniano apresentou grande incremento de resistência a penetração na camada de 10 a 20 cm, chegando a 7,9 MPa e a praça Gerbeli na camada de 30 a 40 cm, com 6,1 MPa. A saturação por bases (V%) e pH foram os atributos químicos mais limitantes, e o K foi o nutriente em menor quantidade. No geral, a praça Gerbeli apresentou o pior conjunto de atributos químicos nas duas camadas avaliadas. As restrições físicas e químicas podem ser corrigidas ou minimizadas com técnicas simples, mas que podem contribuir para um melhor desenvolvimento do sistema radicular.

O estoque de carbono total médio das praças analisadas foi de 12,0 kg m<sup>-2</sup>, sendo o solo na camada de 0 a 20 cm o maior compartimento, respondendo por 36,5% do estoque total. O estoque de carbono da biomassa aérea foi menor do que o estoque abaixo do solo em todas as praças avaliadas. Houve maior variação do estoque de carbono na biomassa aérea do que no solo entre as praças avaliadas. Há potencial de sequestro de C tanto no solo quanto na biomassa aérea, o que pode contribuir para redução da pegada de C do município de Tatuí.

#### 5. Agradecimentos

Agradecemos à Faculdade de Ensino Superior Santa Bárbara (FAESB-Tatuí) pela bolsa de iniciação científica concedida para a execução do projeto. Agradecemos também à prefeitura de Tatuí-SP pela permissão de coleta de solo e inventário nas praças.

#### 6. Referências

- Aguiar, A. T. da E.; Gonçalves, C.; Paterniani, M. E. A. G. Z.; Tucci, M. L. S.; Castro, C. E. F. de. (2014). **Instruções agrícolas para as principais culturas econômicas**. Boletim IAC nº 200. 7ª Ed. rev. e atual. Campinas: Instituto Agrônomo. 452 p.
- Alcântara, B. K.; Pizzaia, D.; Piotto, F. A.; Borgo, L.; Brondani, G. E.; Azevedo, R. A. (2015). Temporal dynamics of the response to Al stress in *Eucalyptus Grandis* × *Eucalyptus Camaldulensis*. **Anais Da Academia Brasileira de Ciências**, 87(2), 1063–1070.
- Alvares, C. A.; Stape, J. L.; Sentelhas, P. C.; Gonçalves, J. L.M.; Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, 22(6), 711–728.
- Arratia, A. L. D.; Ribeiro, A. P.; Quaresma, C. C.; Rodrigues, E. A.; Lucca, E. F. de; Camargo, P. B. de; Nascimento, A. P. B. do; Ferreira, M. L. (2020). Structure and biomass analysis of urban vegetation in squares of Santa Cecília District, São Paulo, SP. **Revista Arvore**, 44:e4417.
- Arrouays, D.; Deslais, W.; Badeau, V. (2001). The carbon content of topsoil and its geographical distribution in France. **Soil Use and Management**, 17, 7–11.
- Beesley, L. (2012). Carbon storage and fluxes in existing and newly created urban soils. **Journal of**

**Environmental Management**, 104, 158–165.

Brown, S.; Miltner, E.; Cogger, C. (2012). Carbon sequestration potential in urban soils. Em: Lal, R.; B. Augustin (Eds.), **Carbon Sequestration in Urban Ecosystems** (pp. 173–196). Springer.

Cairns, M. A.; Brown, S.; Helmer, E. H.; Baumgardner, G. A. (1997). Root biomass allocation in the world's upland forests. **Oecologia**, 111(1), 1–11.

Camargo, O. A. de; Moniz, A. C.; Jorge, J. A.; Valadares, J. M. A. S. (2009). **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas**. Boletim Técnico nº 106. Campinas, Instituto Agronômico, 77 p.

Canedoli, C.; Ferrè, C.; El Khair, D. A.; Padoa-Schioppa, E.; Comolli, R. (2020). Soil organic carbon stock in different urban land uses: high stock evidence in urban parks. **Urban Ecosystems**, 23(1), 159–171.

Cantarella, H.; Quaggio, J. A.; Raij, B. van. (2001). Determinação da matéria orgânica. Em: Raij, B. van; Andrade, J. C. de; Cantarella, H.; Quaggio, J. A. (Eds.), **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas, Instituto Agronômico, 173–183.

Chave, J.; Muller-Landau, H. C.; Baker, T. R.; Easdale, T. A.; Hans Steege, T. E. R.; Webb, C. O. (2006). Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 neotropical tree species. **Ecological Applications**, 16(6), 2356–2367.

Chave, J.; Réjou-Méchain, M.; Búrquez, A. et al. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, 20(10), 3177–3190.

Chen, S.; Arrouays, D.; Angers, D. A.; Martin, M. P.; Walter, C. (2019). Soil carbon stocks under different land uses and the applicability of the soil carbon saturation concept. **Soil and Tillage Research**, 188, 53–58.

Corcioli, G.; Borges, J. D.; de Jesus, R. P. (2016). Deficiência de macro e micronutrientes em mudas maduras de *Khaya ivorensis* estudadas em viveiro. **Cerne**, 22(1), 121–128.

Correa, J.; Postma, J. A.; Watt, M.; Wojciechowski, T. (2019). Soil compaction and the architectural plasticity of root systems. **Journal of experimental botany**, 70(21), 6019-6034.

Costa, L. M. da; Costa, O. V.; Olszewski, N.; Nacif, P. G. S. (2002). Influência das características morfológicas, estruturais e texturais do solo na definição de seu preparo. Em: Gonçalves, J.L.M; Stape, J.L. (Eds.), **Conservação e cultivo de solos para plantações florestais**. Piracicaba, IPEF, 205–219.

Day, S. D.; Wiseman, P. E.; Dickinson, S. B.; Harris, J. R. (2010). Tree root ecology in the urban environment and implications for a sustainable rhizosphere. **Arboriculture and Urban Forestry**, 36(5), 193–205.

Delarmelina, W. M.; Caldeira, M. V. W.; Faria, J. C. T.; Gonçalves, E. O.; Rocha, R. L. F. (2014). Diferentes substratos para a produção de mudas de *Sesbania virgata*. **Floresta e Ambiente**, 21(2), 224–233.

Dorendorf, J.; Eschenbach, A.; Schmidt, K.; Jensen, K. (2015). Both tree and soil carbon need to be quantified for carbon assessments of cities. **Urban Forestry and Urban Greening**, 14(3), 447–455.

- Edmondson, J. L.; Davies, Z. G.; McHugh, N.; Gaston, K. J.; Leake, J. R. (2012). Organic carbon hidden in urban ecosystems. **Scientific Reports**, 2, 1–7.
- Cruz, C. A. F.; Paiva, H. N.; Gomes, K.C.O.; Guerrero, C. R. A. (2004). Efeito de diferentes níveis de saturação por bases no desenvolvimento e qualidade de mudas de ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standley). **Scientia Forestalis/Forest Sciences**, 2(66), 100–107.
- Freitas, T. A. S. de; Barroso, D. G.; Carneiro, J. G. de A. (2008). Dinâmica de raízes de espécies arbóreas: visão da literatura. **Ciência Florestal**, 18(75), 133–142.
- Ghosh, S.; Scharenbroch, B. C.; Ow, L. F. (2016). Soil organic carbon distribution in roadside soils of Singapore. **Chemosphere**, 165, 163–172.
- Gomes, L. C. C.; Quartucci, F. (2021). Lime and gypsum management regimes: short term soil chemical properties alterations and initial maize growth. **Brazilian Journal of Agriculture**, 96(3), 510–525.
- Gómez-Baggethun, E.; Gren, Å.; Barton, D. N.; Langemeyer, J.; McPhearson, T.; O’Farrell, P.; Andersson, E.; Hamstead, Z.; Kremer, P. (2013). Urban ecosystem services. Em: Elmqvist, T. et al. (Eds.), **Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities**. Springer, 175–251.
- Haridasan, M. (2008). Nutritional adaptations of native plants of the cerrado biome in acid soils. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, 20(3), 183–195.
- Hassink, J. (1997). The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. **Plant and Soil**, 191, 77–87.
- IBGE. (2022). IBGE cidades. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/>. Acesso em 20/02/2022.
- IPCC. (2006). Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Em: **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Intergovernmental Panel on Climate Change, Switzerland, 83 p.
- IPCC. (2019). Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Em: **2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Intergovernmental Panel on Climate Change, Switzerland, 71 p.
- Jackson, R. B.; Lajtha, K.; Crow, S. E.; Hugelius, G.; Kramer, M. G.; Piñeiro, G. (2017). The Ecology of Soil Carbon: Pools, Vulnerabilities, and Biotic and Abiotic Controls. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 48(1), 419–445.
- Jim, C. Y. (1993). Soil compaction as a constraint to tree growth in tropical and subtropical urban habitats. **Environmental Conservation**, 20(1), 35–49.
- Kautz, T. (2015). Research on subsoil biopores and their functions in organically managed soils: A review. **Renewable Agriculture and Food Systems**, 30(4), 318–327.
- Lal, R. (2018). Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in

agroecosystems. **Global Change Biology**, 24(8), 3285–3301.

Lal, R.; Augustin, B. (2011). **Carbon sequestration in urban ecosystems**. Springer, 385 p.

Lehmann, J.; Kleber, M. (2015). The contentious nature of soil organic matter. **Nature**, 528(7580), 60–68.

Leite, L. F. C.; Doraiswamy, P. C.; Causarano, H. J.; Gollany, H. T.; Milak, S.; Mendonca, E. S. (2009). Modeling organic carbon dynamics under no-tillage and plowed systems in tropical soils of Brazil using CQESTR. **Soil and Tillage Research**, 102(1), 118–125.

Lepsch, I. F. (2011). Acidez e alcalinidade. I: Lepsch, I. F. (Ed.), **19 lições de pedologia**. Oficina de Textos, 357–384).

Lindén, L.; Riikonen, A.; Setälä, H.; Yli-Pelkonen, V. (2020). Quantifying carbon stocks in urban parks under cold climate conditions. **Urban Forestry and Urban Greening**, 49, 126633.

Lorenz, K.; Lal, R. (2012). Carbon storage in some urban forest soils of Columbus, Ohio, USA. Em: Lal, R.; Augustin, B. (Eds.), **Carbon Sequestration in Urban Ecosystems**. Springer International Publishing, 139–158).

Maas, G.C.B.; Sanquetta, C.R.; Marques, R.; Machado, S. do A.; Sanquetta, M.N.I.; Corte, A.P.D.; Schmidt, L.N. (2021) Combining Sample Designs to Account for the Whole Necromass Carbon Stock in Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Sustainable Forestry**, 40:7, 639-655

Mancuso, M. A.; Flores, B. A.; Rosa, G. M. da; Schroeder, J. K.; Pretto, P. R. P. (2014). Características da taxa de infiltração e densidade do solo em distintos tipos de cobertura de solo em zona urbana. **Revista Monografias Ambientais**, 14(1), 2890–2998.

Albertin, R. M.; Angelis, R. de; Angelis Neto, G. de; Angelis, B. L D. de. (2011). Diagnóstico qualitativo da arborização viária de Nova Esperança, Paraná, Brasil. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, 6(3), 128–148.

Mexia, T.; Vieira, J.; Príncipe, A.; Anjos, A.; Silva, P.; Lopes, N.; Freitas, C.; Santos-Reis, M.; Correia, O.; Branquinho, C.; Pinho, P. (2018). Ecosystem services: Urban parks under a magnifying glass. **Environmental Research**, 160, 469–478.

Miguel, P. S. B.; Gomes, F. T.; Rocha, W. S. D. da; Martins, C. E.; Carvalho, C. A. de; Oliveira, A. V. de. (2010). Efeitos tóxicos do alumínio no crescimento das plantas: mecanismos de tolerância, sintomas, efeitos fisiológicos, bioquímicos e controles genéticos. **CES Revista**, 24(1), 13–29.

Milne, R.; Brown, T. A. (1997). Carbon in the vegetation and soils of Great Britain. **Journal of Environmental Management**, 49, 413–433.

Nowak, D. J.; Crane, D. E. (2002). Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. **Environmental Pollution**, 116(3), 381–389.

O’Riordan, R.; Davies, J.; Stevens, C.; Quinton, J. N.; Boyko, C. (2021). The ecosystem services of urban



soils: A review. **Geoderma**, 395, 115076.

Pedron, F. de A.; Dalmolin, R. S. D.; Azevedo, A. C. de; Kaminski, J. (2004). Solos urbanos. **Ciência Rural**, 34(5), 1647–1653.

Poeplau, C.; Marstorp, H.; Thored, K.; Kätterer, T. (2016). Effect of grassland cutting frequency on soil carbon storage - A case study on public lawns in three Swedish cities. **Soil**, 2, 175–184.

Prevedello, J.; Kaiser, D. R.; Reinert, D. J.; Vogelmann, E. S.; Fontanela, E.; Reichert, J. M. (2013). Manejo do solo e crescimento inicial de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden em Argissolo. **Ciência Florestal**, 23(1), 129–138.

Primavesi, A. C.; Primavesi, O. (2004). Características de corretivos agrícolas. **Documentos 37**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste Embrapa, 28 p.

Raij, B. van; Cantarella, H.; Quaggio, J. A.; Furlani, A. M. C. (1997). **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2.ed. rev. e atual. Boletim Técnico 100. Campinas, Instituto Agrônomo/Fundação IAC, 285 p.

Raij, B. van. (2011). Fósforo. Em: Raij, B. van (Ed.), **Fertilidade do Solo e Manejo de Nutrientes**. International Plant Nutrition Institute IPNI, 217–248.

Raij, B. van; Andrade, J. C. de; Cantarella, H.; Quaggio, J. A. (2001). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas, Instituto Agrônomo, 285p.

Ribeiro, A. C.; Guimarães, P. T. G.; Alvarez, V. H. (1999). **Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5. Aproximação**. Viçosa, Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais. 360 p.

Rötzer, T.; Moser-Reischl, A.; Rahman, M. A.; Grote, R., Pauleit, S.; Pretzsch, H. (2020). Modelling urban tree growth and ecosystem services: review and perspectives. Em: Cánovas, F.M.; Lüttge, U.; Risueño, M.C.; Pretzsch, H. (Eds.), **Progress in Botany** Vol. 82, 405-464.

Ruehlmann, J.; Körschens, M. (2009). Calculating the effect of soil organic matter concentration on soil bulk density. **Soil Science Society of America Journal**, 73(3), 876–885.

Santos, Á. F. dos; Auer, C. G.; Dedecek, R. A.; Santos, P. E. T. dos; Silva, H. D. da. (2008). Morte de árvores resultante de práticas inadequadas durante a implantação florestal. **Circular Técnica 158**. Colombo-PR, EMBRAPA, 5 p.

Santos, H. G. dos; Jacomine, P. K. T.; Anjos, L. H. C. dos; Oliveira, V. Á. De; Lumbreras, J. F.; Coelho, M. R.; Almeida, J. A. de; Filho, J. C. de A.; Oliveira, J. B. de; Cunha, T. J. F. (2018). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed., rev. e ampl., Brasília-DF: Embrapa, 356 p.

Santos, H. G. dos; Naime, U. J. (2010). Planilhas de identificação de horizontes diagnósticos superficiais, horizonte B textural, classes texturais e cores de solos. **Comunicado Técnico 55**. Rio de Janeiro-RJ: Embrapa, 5 p.

- Santos, L. R.; Santos, E. A. dos; Ferreira, E. J. L. (2013). Estimativa da capacidade de estoque de biomassa e carbono da vegetação arbórea de um fragmento do Parque Urbano Tucumã, em Rio Branco, Acre. **ENCICLOPÉDIA BIOSFERA, Centro Científico Conhecer**, 9(17), 1305–1321.
- Scharlemann, J. P. W.; Tanner, E. V. J.; Hiederer, R.; Kapos, V. (2014). Global soil carbon: Understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. **Carbon Management**, 5(1), 81–91.
- Schueler, T.; Holland, H. K. (2000). The compaction of urban soils. **Watershed Protection Techniques**, 3(2), 661–665.
- Sinnett, D.; Morgan, G.; Williams, M.; Hutchings, T. R. (2008). Soil penetration resistance and tree root development. **Soil Use and Management**, 24(3), 273–280.
- Skowrońska, M.; Filipek, T. (2014). Life cycle assessment of fertilizers: A review. **International Agrophysics**, 28(1), 101–110.
- Soong, J. L.; Janssens, I. A.; Grau, O. et al. (2020). Soil properties explain tree growth and mortality, but not biomass, across phosphorus-depleted tropical forests. **Scientific reports**, 10(1), 1-13.
- Sousa, D. M. G. de; Lobato, E.; Rein, T. A. (2005). Uso de Gesso Agrícola nos Solos do Cerrado. **Circular Técnica 32**. Planaltina-SF: Embrapa Cerrados, 19 p.
- Sousa Neto, E.; Carmo, J. B.; Keller, M.; Martins, S. C.; Alves, L. F.; Vieira, S. A.; Piccolo, M. C.; Camargo, P.; Couto, H. T. Z.; Joly, C. A.; Martinelli, L. A. (2011). Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, methane and carbon dioxide in a gradient of elevation in the coastal Brazilian Atlantic forest. **Biogeosciences**, 8(3), 733–742.
- Souza, C. A. M. de; Oliveira, R. B. de; Martins Filho, S.; Lima, J. S. de S. (2006). Crescimento em campo de espécies florestais em diferentes condições de adubações. **Ciência Florestal**, 16(3), 243–249.
- Souza, P. H. de; Paiva, H. N. de; Cesar, J.; Neves, L.; Mauro, J.; Marques, L. S. (2008). Influência da saturação por bases do substrato no crescimento e qualidade de mudas *Machaerium nictitans* (Vell.) Benth. **Revista Árvore**, 32(2), 193–201.
- Stolf, R. (1984). Operação do penetrômetro de impacto modelo IAA/Planalsucar-Stolf. **Série Penetrômetro de Impacto. Boletim nº 2**. Piracicaba: IAA/PLANALSUCAR, 8 p.
- Stolf, R.; Murakami, J. H.; Brugnaro, C.; Silva, L. G.; Carlos, L.; Antonio, L.; Margarido, C. (2014). Penetrômetro de impacto Stolf - programa computacional de dados em EXCEL-VBA. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 38, 774–782.
- Strey, S.; Boy, J.; Strey, R.; Welpelo, A.; Schönenberg, R.; Schumann, C.; Guggenberger, G. (2017). Digging deeper: The value of deep soil carbon for potential REDD+ projects in tropical forest communities in Amazonia. **Erdkunde**, 71(3), 231–239.
- Strohbach, M. W.; Haase, D. (2012). Above-ground carbon storage by urban trees in Leipzig, Germany:

Analysis of patterns in a European city. **Landscape and Urban Planning**, 104, 95–104.

Suguino, E.; Martins, A. N.; Minami, K.; Narita, N.; Perdoná, M. J. (2011). Efeito da porosidade do substrato casca de pínus no desenvolvimento de mudas de grumixameira. **Revista Brasileira de Fruticultura**, 33(spe1), 643–648.

USDA. (2017). **Soil survey manual**. Soil Science Division Staff. Agriculture Handbook nº 18. United States Department of Agriculture, 605 p.

Vieira, C. R.; Weber, O. L. S.; Scaramuzza, J. F. (2015). Saturação por bases e doses de P no crescimento e nutrição de mudas de Cerejeira (*Amburana acreana* Ducke). **Nativa**, 3(1), 1–9.

Vieira, S. A.; Alves, L. F.; Duarte-Neto, P. J.; Martins, S. C.; Veiga, L. G.; Scaranello, M. A.; Picollo, M. C.; Camargo, P. B.; Carmo, J. B. (2011). Stocks of carbon and nitrogen and partitioning between above- and belowground pools in the Brazilian coastal Atlantic Forest elevation range. **Ecology and Evolution**, 1(3), 421–434.

Wallau, R. L. R. de; Soares, A. de P.; Camargos, S. L. (2008). Concentração e acúmulo de macronutrientes em mudas de mogno cultivadas em solução nutritiva. **Revista de Ciências Agro-Ambientais**, 6(1), 1–12.

Wang, H.; Inukai, Y.; Yamauchi, A. (2006). Root development and nutrient uptake. **Critical Reviews in Plant Sciences**, 25(3), 279–301.

Wang, V.; Gao, J. (2020). Estimation of carbon stock in urban parks: Biophysical parameters, thresholds, reliability, and sampling load by plant type. **Urban Forestry and Urban Greening**, 55, 126852.

Zanini, A. M.; Mayrinck, R. C.; Vieira, S. A.; Camargo, P. B. de; Rodrigues, R. R. (2021). The effect of ecological restoration methods on carbon stocks in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, 481, 118734.