



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**

VICTOR GURGEL PESSOA

**SEQUESTRO DE CARBONO EM DIFERENTES ESPÉCIES DE PLANTAS
UTILIZADAS EM TELHADO VERDE**

**RECIFE – PE
FEVEREIRO DE 2021**

VICTOR GURGEL PESSOA

**SEQUESTRO DE CARBONO EM DIFERENTES ESPÉCIES DE PLANTAS
UTILIZADAS EM TELHADO VERDE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Engenharia Agrícola.

Orientadora: Profa. Dra. Cristiane Guiselini

**RECIFE – PE
FEVEREIRO DE 2021**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

P475s

Pessoa, Victor Gurgel Pessoa

Sequestro de carbono em diferentes espécies de plantas utilizadas em telhado verde / Victor Gurgel Pessoa Pessoa. 2021.

57 f. : il.

Orientadora: Cristiane Guiselini.

Inclui referências.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Recife, 2021.

1. Urbanização. 2. emissão de CO2. 3. sustentabilidade. I. Guiselini, Cristiane, orient. II. Título

CDD 630

VICTOR GURGEL PESSOA

**SEQUESTRO DE CARBONO EM DIFERENTES ESPÉCIES DE PLANTAS
UTILIZADAS EM TELHADO VERDE**

Aprovado em ___ / ___ / ___

Profa. Dra. Cristiane Guiselini - UFRPE
(Orientadora)

Prof. Dr. José Antônio Delfino Barbosa Filho - UFC
(Examinador)

Prof. Dr. Abelardo Antônio de Assunção Montenegro - UFRPE
(Examinador)

À Deus por ser meu sustento;
Aos meus pais José Pessoa (*in memoriam*) e
Celeste Pessoa, por todo amor e zelo;
A todos que contribuíram para que pudesse
lograr com êxito essa pesquisa!

Dedico

AGRADECIMENTOS

Não teria como iniciar sem antes de tudo agradecer ao ser que me tem sustentado até aqui. O que tem sido meu consolo/abrigo nos momentos bons e, principalmente, nas adversidades. À Deus, minha eterna gratidão!

À Universidade Federal Rural de Pernambuco, por meio do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, gostaria de ser grato por todo apoio e suporte dado a esta pesquisa.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pois além do fomento da bolsa, contribuem cada vez mais para o desenvolvimento da ciência.

Aos meus familiares, em especial minha mãe Celeste Gurgel, minhas duas irmãs Lidianne Kelly e Lisandra Mara, bem como meus sobrinhos, Layza, Gabriel, Miguel e Maria Heloisa, agradeço por serem minha fonte de inspiração, por serem aqueles que mesmo distante fisicamente, fazem questão de estarem perto, torcendo e vibrando por meus objetivos. Todo meu esforço também é por vocês!

À minha orientadora Cristiane Guiselini pelos ensinamentos passados, pela confiança, bem como ter ousado juntamente comigo, a trabalharmos em algo que até então era muito novo pra nós. Mas conseguimos!

Aos amigos que a Pós em Engenharia Agrícola me deu, vocês também tornaram o fardo bem mais leve, dividindo momentos que foram desde estudos intensos, até os momentos de confraternizações que renderam boas histórias. Agradeço a Laís Franco, Martiliana Freire, Tecla Ticiane, Gabriel Tavares, Renato Farias, Marcela Mollericona, Camila Gomes e Francisco Ernesto. Também sou grato as pessoas que na vivência em Recife pude está conhecendo e hoje, sermos amigos que compartilham, ajudam e se fazem presentes um na vida do outro, à Jessica Rafaelly e Beatriz Cruz, também agradeço a amizade e companheirismo de vocês.

Apesar de ter vivenciado nossa pesquisa em um ano atípico, em plena pandemia, não poderia deixar de ser grato as pessoas que abdicaram até mesmo do seu tempo, para poderem está auxiliando com que a nossa pesquisa tivesse continuidade. Aos professores Abelardo Montenegro, Amilton Santos e Elvira Pedrosa agradeço pelo espaço cedido na realização das análises, bem como outros auxílios prestados. A Thais Silva, Thayná Brito e Marcela Mollericona agradeço por toda colaboração, troca de experiências e paciência que tiveram para comigo.

Aos integrantes do grupo de pesquisa em Ambiência (GPESA), agradeço por todos os conhecimentos passados, em especial agradeço ao bolsista de iniciação científica, Henrique Honorato, por todo auxílio para realização desta pesquisa.

À Rio Ave Empreendimentos pela parceria prestada na condução desta pesquisa, como também por perceberem que ciência também é produzida entre universidade e iniciativa privada.

À todos que de uma forma ou de outra passaram por minha vida, acreditam e me dão forças para continuar lutando, meu eterno agradecimento!

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 HIPÓTESES	13
3 OBJETIVOS	13
3.1 Objetivo geral	13
3.2 Objetivos específicos	14
4 JUSTIFICATIVA	14
5 REFERENCIAL TEÓRICO	14
5.1 Telhado verde	14
5.1.1 CONTEXTO HISTÓRICO	14
5.1.2 CARACTERÍSTICAS DO TELHADO VERDE	15
5.1.3 BENEFÍCIOS DOS TELHADOS VERDES	17
5.2 Consequências do Processo de urbanização frente ao efeito estufa	19
5.2.1 SOLUÇÕES PARA ESTA PROBLEMÁTICA	22
5.3 Ciclagem do carbono no sistema solo-planta-atmosfera	23
5.3.1 CARBONO ORGÂNICO NO SOLO	24
5.3.1.1 Uso de lodo de esgoto como substrato em telhados verdes	25
5.4 Sequestro de carbono e telhado verde	26
6 MATERIAL E MÉTODOS	27
6.1 Área de estudo	27
6.2 Caracterização do telhado verde	28
6.3 Tratamentos e delineamento experimental	30
6.4 Variáveis analisadas	31
6.4.1 EVOLUÇÃO DE CO ₂ NO SUBSTRATO	32
6.4.2 CARBONO ORGÂNICO NO SUBSTRATO	34
7 RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
8 CONCLUSÕES	46
9 REFERÊNCIAS	47

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema da localização geográfica da área experimental.....	28
Figura 2 - Representação esquemática da estrutura geral do telhado verde.....	29
Figura 3 - Área experimental. Da esquerda para a direita: Lambari roxo (<i>Tradescantia zebrina</i>), Grama esmeralda (<i>Zoysia japônica</i>) e Capim-do-texas (<i>Pennisetum setaceum</i>).	30
Figura 4 - Croqui da área experimental.	31
Figura 5 - Retirada das amostras de substrato da área experimental. (a) Lançamento do quadrado dentro de cada repetição por tratamento, (b) retirada das amostras.	32
Figura 6 - Análise de respiração microbiana. (a) amostras de substrato antes do período de encubação, (b) titulação das amostras decorrido o período de encubação.	34
Figura 7 - Análise de carbono orgânico em substrato. (a) amostras secando em casa de vegetação, (b) destorroamento de amostra, (c) peneiramento de amostra, (d)(e) determinação de carbono orgânico por processo de titulometria.....	35
Figura 8 - Respiração microbiana por meio do desprendimento de C-CO ₂ no substrato, nos tratamentos TGE (Tratamento grama esmeralda - <i>Zoysia japônica</i>), TCT (Tratamento capim do texas - <i>Pennisetum setaceum</i>) e TLR (Tratamento lambari roxo - <i>Tradescantia zebrina</i>), submetidas ao teste de Tukey ($p < 0,05$). As barras verticais representam o erro padrão das médias. Diferentes letras indicam diferenças significativas entre os tratamentos.....	37
Figura 9 - Desprendimento de C-CO ₂ (mgCO ₂ /100 g de substrato) relacionado com conteúdo de água do substrato (%) para cada tratamento, localizado em telhado verde, Recife-Pernambuco. Dados observados na primeira época do experimento (março de 2020).	40
Figura 10 - Desprendimento de C-CO ₂ (mgCO ₂ /100 g de substrato) relacionado com conteúdo de água do substrato (%) para cada tratamento, localizado em telhado verde, Recife-Pernambuco. Dados observados na segunda época do experimento (setembro de 2020).	41
Figura 11 - Desprendimento de C-CO ₂ (mgCO ₂ /100 g de substrato) para diferentes épocas estudada, em cada tratamento. submetidas ao teste de Tukey ($p < 0,05$).	43
Figura 12 - Média do teor de carbono orgânico (g.kg ⁻¹) no substrato, nos tratamentos TGE (Tratamento grama esmeralda - <i>Zoysia japônica</i>), TCT (Tratamento capim do texas - <i>Pennisetum setaceum</i>) e TLR (Tratamento lambari roxo - <i>Tradescantia zebrina</i>), submetidas ao teste de Tukey ($p < 0,05$).	44

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classificação dos telhados verdes.	17
Tabela 2 - Composição química do substrato de lodo tratado, presente no telhado verde.....	29
Tabela 3 – Dados de Temperatura Máxima e Mínima, Umidade Relativa e Precipitação, registrados na estação meteorológica de Recife (PE), nos meses de março e setembro de 2020.....	32
Tabela 4 - Média do conteúdo de água no substrato (%), nos tratamentos TGE (Tratamento grama esmeralda - <i>Zoysia japônica</i>), TCT (Tratamento capim do texas - <i>Pennisetum setaceum</i>) e TLR (Tratamento lambari roxo - <i>Tradescantia zebrina</i>), localizado em telhado verde Recife-Pernambuco. Dados observados na primeira e segunda época do experimento, março e setembro de 2020, respectivamente.	39
Tabela 5 - Média do teor de carbono orgânico (g.kg^{-1}), matéria orgânica (g/kg) aliado a atividade microbiana por meio da respiração microbiana (MgCO_2) no substrato, nos tratamentos TGE (Tratamento grama esmeralda - <i>Zoysia japônica</i>), TCT (Tratamento capim do texas - <i>Pennisetum setaceum</i>) e TLR (Tratamento lambari roxo - <i>Tradescantia zebrina</i>), localizado em telhado verde, Recife-Pernambuco. Dados observados na primeira e segunda época do experimento, março e setembro de 2020, respectivamente.....	45

PESSOA, VICTOR GURGEL. MSc. Universidade Federal Rural de Pernambuco. Fevereiro de 2021. **Sequestro de carbono em diferentes espécies de plantas utilizadas em telhado verde.**

Orientadora: Profa. Dra. Cristiane Guiselini

RESUMO

O processo de urbanização está associado a substituição da vegetação natural por edificações e a impermeabilização do solo por concreto e asfalto. Estas modificações contribuem para o aumento da emissão de gases do efeito estufa (GEE), em especial do CO₂. Dentro desse contexto, os telhados verdes se destacam como uma alternativa promissora para as cidades, que além dos valores estéticos e ecológicos, os benefícios ambientais são bem reconhecidos, como por exemplo, o sequestro de carbono. Neste sentido, objetivou-se com esta pesquisa avaliar a quantidade de carbono estocado no substrato, em dois diferentes períodos, sob influência de diferentes espécies de plantas presentes em um telhado verde extensivo. A pesquisa foi desenvolvida nos meses de março e setembro de 2020, no Edifício Garagem do Empresarial Charles Darwin, Recife/PE (latitude -8,05°, longitude -34,95°). O delineamento adotado foi o inteiramente casualizado, com 3 tratamentos e cinco repetições (Tct - capim do texas (*Pennisetum setaceum*); Tge - grama esmeralda (*Zoysia japônica*); Tlr - lambari roxo (*Tradescantia zebrina*)). Para quantificar o CO₂ no substrato foi utilizado o método padrão de Grisi (1978), enquanto que o acúmulo de carbono orgânico foi determinado segundo a metodologia de Yeomans e Bremner (1988). Para isso utilizou-se de 30 amostras do substrato, em cada período, sendo 15 destinadas para determinação de carbono orgânico e 15 para determinação de CO₂. Para respiração microbiana, no primeiro período, observou-se maior concentração de CO₂ para o tratamento proveniente da espécie *Zoysia japônica* e menor para *Tradescantia zebrina* (15,58 e 12,09 mg de C-CO₂, respectivamente), enquanto no segundo período não houve diferença estatística entre os tratamentos (99,79, 98,91 e 92,22 mg de C-CO₂ para Tge, Tct e Tlr). Para concentração de carbono orgânico no substrato, observou-se que apenas os tratamentos representados pelas espécies *Zoysia japônica* e *Tradescantia zebrina* diferiram estatisticamente entre si, apresentando valores médios de 143,45 e 106,88 g.kg⁻¹, para o primeiro período e, 115,01 e 83,23 g.kg⁻¹, no caso do segundo período, respectivamente. O substrato proveniente da espécie grama esmeralda apresentou maior potencial para estoque de CO₂ (exceto para o segundo período) e maior quantidade de carbono orgânico (em ambos os períodos).

Palavras-chave: urbanização; emissão de CO₂; sustentabilidade.

PESSOA, VICTOR GURGEL. MSc. Federal Rural University of Pernambuco. February of 2021. **Carbon sequestration in different plant species used on a green roof.**

Advisor: Profa. Dra. Cristiane Guiselini

ABSTRACT

The urbanization process is associated with the replacement of natural vegetation by buildings and the waterproofing of the soil by concrete and asphalt. These changes contribute to the increase in greenhouse gas (GHG) emissions, especially CO₂. Within this context, green roofs stand out as a promising alternative for cities, which in addition to the aesthetic and ecological values, the environmental benefits are well recognized, for example, in carbon sequestration. The adopted design was completely randomized, with 3 treatments and five repetitions (Tct - texas grass (*Pennisetum setaceum*); Tge - emerald grass (*Zoysia japônica*); Tlr - lambari purple (*Tradescantia zebrina*)). To quantify the CO₂ in the substrate, the standard method of Grisi (1978) was used, while the accumulation of organic carbon was determined according to the methodology of Yeomans and Bremner (1988). For that, it was used 30 samples of the substrate, in each season, being 15 destined for determination of organic carbon and 15 for determination of CO₂. For microbial respiration, in the first season, a higher concentration of CO₂ was observed for the treatment from the species *Zoysia japônica* and lower for *Tradescantia zebrina* (15.58 and 12.09 mg of C-CO₂, respectively), while in the second season there was no there was a statistical difference between treatments (99.79, 98.91 and 92.22 mg of C-CO₂ for Tge, Tct and Tlr). For the concentration of organic carbon in the substrate, it was observed that only the treatments represented by the species *Zoysia japônica* and *Tradescantia zebrina* differed statistically from each other, with average values of 143.45 and 106.88 g.kg⁻¹, for the first season and, 115.01 and 83.23 g.kg⁻¹, in the case of the second season, respectively. The substrate from the emerald grass species showed the greatest potential for CO₂ stock (except for the second season) and the highest amount of organic carbon (in both times).

Keywords: urbanization; CO₂ emission; sustainability.

1 INTRODUÇÃO

O processo de urbanização, impulsionado pelo desenvolvimento econômico, intensificou-se drasticamente nas últimas décadas, interferindo na paisagem e nos padrões climáticos locais e, conseqüentemente, na formação de microclimas e no balanço de carbono (TEIXEIRA; LUCAS, 2014). Dentre estes, uma das mudanças mais perceptíveis é a grande remoção da cobertura vegetal por consequência das atividades antropogênicas, o que por sua vez acaba interferindo diretamente na impermeabilização dos solos, aumento da temperatura local, formação de ilhas de calor, além de acelerar o efeito estufa através de emissão CO₂ (LIMA, 2013).

A ação do efeito estufa é um processo natural e de fundamental importância para existência da vida no planeta, uma vez que os gases de efeito estufa (GEE) garantem a manutenção da temperatura global entre 16 e 18°C (IPCC, 2014; WMO, 2014). Entretanto, nas últimas décadas a atenção tem sido voltada para o aumento nas concentrações dos GEE na atmosfera, pelo fato de atingirem níveis muito elevados em um curto espaço de tempo, principalmente após a Revolução Industrial (IPCC, 2014).

A fim de mitigar a emissão de GEE, a Organização das Nações Unidas (ONU) instituiu um órgão específico o United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC), responsável pelo agrupamento de informações (IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change), cujo objetivo é estabelecer um documento em que cada país é responsável por suas emissões de CO₂, sendo o documento inicial conhecido como Protocolo de Kyoto. Este protocolo propunha como prioridade a redução média das emissões globais dos GEE em cerca de 5%, até os anos de 2008 e 2012. Contudo, mais recente, em 2015, foi assinado o Acordo de Paris, que firmou mais uma vez o comprometimento dos países envolvidos em reduzir as emissões dos GEE (REI; GONÇALVES, SOUZA, 2017).

Dentre os GEE, o dióxido de carbono (CO₂) é o principal contribuinte antropogênico do aquecimento global e o mais abundante (CERRI et al., 2007; EMBRAPA 2017; REI; GONÇALVES, SOUZA, 2017). Entretanto, tecnologias ambientais estão sendo empregadas para atenuar esta problemática, visando o uso de práticas que garantam a conservação e a preservação do meio ambiente. Nesse sentido, a aplicação de telhados verdes se constitui como alternativa eficaz para redução dos efeitos das ilhas de calor urbana, restauração de habitat, gerenciamento de águas pluviais, melhorias na eficiência energética (TALEBI et al., 2019) e redução de GEE, em especial do CO₂ (AGRA et al., 2017).

Os telhados verdes são característicos por serem constituídos por uma cobertura vegetal,

implantada em telhados ou lajes convencionais (SOUZA; FERREIRA; VASCONCELOS, 2015). Estes, de acordo com a International Green Roof Association (IGRA), são classificados em três tipos: telhados verdes extensivos, semi-intensivo e intensivo, cuja diferença principal está no tipo de vegetação e espessura do substrato utilizado (IGRA, 2017).

A vegetação e o solo atuam como fontes capazes de minimizar a concentração de CO₂ atmosférico, também conhecido como sequestro de carbono. Entretanto, o sequestro de carbono não envolve apenas a captura de carbono da atmosfera, mas também a prevenção de gases de efeito estufa do ecossistema (ROCHA et al., 2017).

Por meio da fotossíntese as plantas sintetizam compostos orgânicos utilizando a luz como fonte de energia (MARENCO et al., 2014). Dentro deste processo existem duas fases importantes, a fase fotoquímica e a fase bioquímica (TAIZ; ZEIGER, 2017). A fase fotoquímica é basicamente a mesma para todas as plantas. Porém, na fase bioquímica, a forma como o CO₂ é assimilado difere entre as espécies vegetais, sendo basicamente três os modelos de fixação de CO₂ em plantas, que são: C₃, C₄ e CAM (Metabolismo ácido crassuláceo) (GRAVENDEEL et al., 2004).

No solo, a presença de carbono é influenciada pela adição de materiais orgânicos incluindo matéria orgânica fresca, exsudatos radiculares e pirólise de alguns materiais (WHITMAN; ZHU; LEHMANN, 2014).

2 HIPÓTESES

- O uso de telhado verde contribui para a redução de gases de efeito estufa, em especial, no sequestro de carbono.
- Diferentes épocas do ano influenciam na capacidade em que o substrato possui de estocar carbono.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

Avaliar a quantidade de carbono estocado no substrato, em dois diferentes períodos, sob influência de diferentes espécies de plantas presentes em um telhado verde extensivo.

3.2 Objetivos específicos

Nesse contexto, os objetivos específicos foram:

- estudar a variação do carbono orgânico no substrato em instantes diferentes;
- estudar a variação da respiração microbiana no substrato em instantes diferentes;
- constatar a influência do telhado verde sobre o sequestro de carbono.

4 JUSTIFICATIVA

Com base na Lei Nº 18.112/2015, na cidade de Recife, em Pernambuco, os telhados verdes passaram a ser obrigatórios para edifícios habitacionais multifamiliares com mais de quatro pavimentos e não habitacionais com mais de 400 m².

Nesse sentido, o estudo sobre os benefícios proporcionados pelos telhados verdes vem contribuindo de forma significativa para o preenchimento de lacunas, tais como, falta de conhecimento sobre o assunto por parte da população, pelos setores industriais e órgãos administrativos do estado e municípios, bem como para o desenvolvimento de pesquisas acadêmicas e bem-estar socioambiental.

5 REFERENCIAL TEÓRICO

5.1 Telhado verde

5.1.1 CONTEXTO HISTÓRICO

Os jardins suspensos da Babilônia, datam de 500 a.C., são tidos como um dos primeiros exemplos de sistemas de vegetação em edificações (VIJAYARAGHAVAN, 2016). Semelhante a Babilônia, os impérios Romano e Grego também empregaram esses sistemas. Na região Mediterrânea diferentes plantas eram utilizadas sobre os edifícios a fim de proporcionar condições interiores mais frias e confortáveis aos ocupantes (BESIR; CUCE, 2018).

O uso das plantas sobre edifícios expandiu-se consideravelmente no Reino Unido e na Europa Central, durante os séculos XVII e XVIII. No século XIX, apesar das demais regiões européias e cidades norte-americanas tornarem elementos ornamentais como centro de atração para os moradores em áreas urbanas (MANSO; CASTRO-GOMES, 2015); houve um consenso

geral entre a população urbana de que as paredes vivas e os telhados verdes não eram compatíveis com a arquitetura moderna, devido às dificuldades de adaptação. No entanto, em meados do século XX e início do XXI, devido aos desenvolvimentos tecnológicos, aumento dos níveis de conforto dos ocupantes e consciência social sobre as questões ambientais, os sistemas verdes tem estado no centro de interesse ano após ano (CUCE, 2016).

Atualmente, é bem documentado na literatura que telhados verdes e fachadas têm um grande potencial de fornecer economia de energia no setor da construção e condições interiores e exteriores termicamente atraentes e confortáveis (CUCE, 2016).

Nos últimos anos, alguns países como EUA, Canadá, Austrália, Cingapura e Japão apresentaram novos padrões para a rentabilização econômica e eficiente do ponto de vista energético dos edifícios existentes, utilizando sistemas de vegetação (BESIR; CUCE, 2018). Como consequência dos novos regulamentos, 15% dos telhados localizados na Suíça foram cobertos pelos sistemas de vegetação (TOWNSHEND; DUGGIE, 2007), o que representa 4 GW/ano em economia de energia. Um regulamento semelhante foi realizado pelo Canadá, no qual os sistemas de vegetação têm que cobrir entre 20 e 60% do telhado, em situações em que a área do piso do edifício é superior a 2000 m² (BESIR; CUCE, 2018). No Japão, edifícios privados e públicos com áreas de pavimento que são maiores que 1000 e 200 m², respectivamente, devem estar cobertos por plantas, em pelo menos, 20% (CHEN, 2013).

Por outro lado, no Brasil, os incentivos sobre a utilização de sistemas de vegetação ainda são poucos e incipientes, estando a sua maioria na forma de projetos de lei. Como por exemplo em Recife, Pernambuco, que de acordo com a Lei nº 18.112/2015, a qual determina que os projetos de edificações habitacionais multifamiliares com mais de quatro pavimentos e não habitacionais com mais de 400 m² de área de cobertura deverão prever a implantação de telhados verdes. Outro exemplo em território brasileiro é o município de Blumenau, Santa Catarina, cuja Lei Complementar nº 1.174/2018 reduz de 20% para 10% a área permeável de terrenos caso haja incremento de área equivalente por telhados verdes na edificação (FEITOSA; WILKINSON, 2018).

5.1.2 CARACTERÍSTICAS DO TELHADO VERDE

Os telhados verdes, também conhecidos como tetos verdes; coberturas verdes; eco-telhados; e, green roof, são característicos por serem constituídos por uma cobertura vegetal, composta por gramínea ou outras espécies vegetais, implantadas em telhados ou lajes

convencionais (SOUZA; FERREIRA; VASCONCELOS, 2015).

De maneira geral, os telhados verdes correspondem de 20 a 25% das áreas urbanas globais (RAJI; TENPIERIK; VAN DEN DOBBELSTEEN, 2015). Estudos realizados por Ohnuma Junior; Gomes; Silva (2017), no qual realizaram um mapeamento das localidades de pesquisas com telhados verde, pôde-se comprovar que, os países desenvolvidos lideram as pesquisas com uso de telhado verde, com destaque para os Estados Unidos. Ainda de acordo com os mesmos autores, o Brasil encontra-se em quarto lugar em estudos de telhados verdes.

Os telhados verdes são capazes de proporcionar diversos benefícios, dentre os quais podem ser mencionados: redução das emissões de gases de efeito estufa, poluição do ar e ilha de calor urbano; impedimento de chuvas ácidas; minimização dos riscos de inundação, visto que retém o excesso de água, proporcionando melhor habitat para vida urbana; absorção da poluição sonora local dentro das áreas urbanas e melhorando a durabilidade das membranas internas (COMA et al., 2016; KARTERIS et al., 2016). Além desses, os telhados verdes podem melhorar a saúde dos moradores no distrito urbano (BESIR; CUCE, 2018).

Ademais, estes convertem as áreas impermeáveis de um telhado em espaços multifuncionais por meio da vegetação utilizada (KARTERIS et al., 2016). Por esta razão, telhados verdes são amplamente utilizados em áreas urbanas (COMA et al., 2016; HE et al., 2016).

Quanto ao design do telhado verde, este apresenta vários componentes básicos que compõe sua estrutura. Além disso, existem alguns componentes adicionais, como os sistemas de irrigação, dependendo das condições climáticas (CASTLETON et al., 2010).

Os telhados verdes podem ser divididos em três categorias (extensivas, semi-intensivas e intensivas) a depender da manutenção, irrigação, comunidade de plantas, altura do substrato, peso, custo e uso. Conforme ilustrado na Tabela 1 (IGRA, 2017).

Tabela 1 - Classificação dos telhados verdes.

Crítérios	Telhado Verde Extensivo	Telhado Verde Semi-intensivo	Telhado Verde Intensivo
Manutenção	Baixa	Periodicamente	Alta
Irrigação	Não	Periodicamente	Regularmente
Comunidade de plantas	Moss-Sedum, ervas e gramas	Gramas, ervas e arbustos	Gramado ou perenes arbustos e árvores
Altura do Substrato	60-200 mm	120-250 mm	150-400 mm; em garagens subterrâneas, > 1000 mm
Peso	60-150 kg.m ⁻²	120-200 kg.m ⁻²	180-500 kg.m ⁻²
Custo	Baixo	Médio	Alto
Uso	Camada de proteção ecológica	Telhado verde projetado	Parque como jardim

Fonte: International Green Roof Association (IGRA), 2017.

Os telhados intensivos são mais pesados e mais caro em comparação com outros tipos. Além disso, eles exigem um nível mais alto de manutenção. Os extensivos por terem peso menor possuem substrato de crescimento mais raso e seu custo de manutenção é notavelmente baixo (COMA et al., 2016).

5.1.3 BENEFÍCIOS DOS TELHADOS VERDES

Os telhados verdes são as melhores práticas de gestão de águas pluviais em áreas urbanas porque as camadas de vegetação e substrato têm capacidade para armazenar uma grande quantidade de água (CHEN et al., 2015). Como resultado disso, diminui as chances de ocorrências de inundações em áreas urbanas.

A depender do tipo de vegetação, a evapotranspiração pode ser aumentada, pois o meio de cultivo absorve uma grande quantidade da água da chuva, o que causa redução do escoamento. A redução no escoamento depende de muitos fatores, nos quais incluem o tipo de vegetação, a espessura do substrato, o tipo de material de drenagem, tipo de telhado verde (intensivo ou extensivo), idade do telhado verde, a intensidade da chuva e a declividade do telhado. Porém, a parte mais importante é o substrato do telhado verde, que deve ter alta retenção de umidade, capaz de armazenar mais água da chuva (HASHEMI; MAHMUD; ASHRAF, 2015; SHAFIQUE; KIM; RAFIQ, 2018).

Em estudos realizados em telhados verdes em Chongqing, na China, pesquisadores avaliaram a capacidade de retenção de águas pluviais em 19 eventos pluviométricos. Por meio

deste, pôde-se observar que o telhado verde manteve o escoamento em uma taxa média de 77,2%, indicando que estes tipos de telhados são a solução para gestão de águas pluviais em áreas urbanas (ZHANG et al., 2015). Resultados semelhantes foram encontrados por Razzaghamanesh e Beecham (2014), ao observarem que o uso de telhados verdes manteve o escoamento em 65,7%, em Manchester no Reino Unido.

Além do controle de escoamento de águas superficiais, o uso de telhados verdes contribui para melhorar a qualidade da água (LIU; LI; LI, 2017). Berndtsson, Emilsson e Bengtsson (2006), revisaram vários artigos analisando o desempenho da qualidade da água de telhados verde e concluiu que a porcentagem dos metais pesados no escoamento urbano foi significativamente maior do que o escoamento das superfícies do telhado verde. Getter e Rowe (2008), também revisaram artigos de diferentes regiões e comprovaram que telhados verdes têm a capacidade de melhorar a qualidade da água.

A presença de telhados verdes proporciona bem-estar térmico aos edifícios, resultando no resfriamento dos mesmos e, conseqüentemente, reduzindo os custos de energia (GETTER et al., 2011). A vegetação e o substrato de telhados verdes absorvem menos radiações solares quando comparados a outros tipos de telhados, favorecendo, por exemplo, na redução de gastos utilizados para refrigeração (YAN, 2011). Em estudos realizados para analisar o consumo de energia do telhado verde em Xangai na China, pôde-se verificar que, a economia de energia durante o dia foi em torno de 20,9% e, à noite, em média 15,3% (ZHAO; XUE, 2008).

Vários trabalhos relatam a capacidade dos telhados verdes, nas áreas urbanas, reduzirem os fenômenos das ilhas de calor (PALLA; GNECCO; LANZA, 2010; HE et al., 2017; SHAFIQUE; KIM, 2017). He et al. (2017), em suas pesquisas investigaram o desempenho térmico de telhado verde, propondo dois novos índices: fator de isolamento e fator de regulação de temperatura abrangente. A partir da análise dos resultados, constataram que o fator de isolamento teve uma pequena variação, enquanto o fator de regulação de temperatura abrangente teve uma grande variação em diferentes estações do ano. Sendo assim, os resultados do fator de regulação de temperatura abrangente indicam que, na Cidade de Xangai, o efeito de resfriamento do telhado verde é mais forte no verão, do que no inverno. Além disso, os resultados também apontaram que o índice de área foliar, a refletividade da camada de substrato e do telhado comum são os principais fatores responsáveis pela mudança de regulação da temperatura.

Qin et al. (2012) mediram a temperatura da superfície de um telhado verde e de um telhado sem vegetação e puderam observar que o telhado verde mostrou resultados promissores

na diminuição da temperatura da superfície, em comparação com o telhado sem vegetação.

Sun et al. (2013) estudaram telhados verdes em dois locais diferentes (Universidade de Tsinghua, China, e Universidade de Princeton, Estados Unidos), a fim de analisar a variação da temperatura da superfície destes. Por meio dos resultados, observou-se que os telhados verdes reduziram significativamente a temperatura de superfície e as perdas de calor em ambos os locais. Em Cuiabá, Mato Grosso, Rosseti, Nogueira e Nogueira (2013), verificaram redução de até 0,75°C na temperatura do ar e um aumento de até 12,3% na umidade relativa em regiões próximas ao protótipo de um telhado verde em relação a região mais afastada, com as mesmas características morfológicas.

O telhado verde também apresenta a capacidade de capturar as partículas de poeira do ar, favorecendo no conforto para a população em áreas urbanas (SHAFIQUE; KIM; RAFIQ, 2018). Zhang et al. (1997), em suas pesquisas mostraram que um telhado verde de 1000 m² pode capturar, aproximadamente, 160-220 kg de partículas de poeira, por ano, resultando em melhoria do ambiente.

As árvores são responsáveis por absorver uma grande quantidade de partículas de poeira do ar (CHEN et al., 2006). Um estudo na China, mostrou que as espécies arbóreas são responsáveis pela captura de 87,0% da poeira no ar, arbustos de 11,3% e gramados 1,7%, comprovando que as árvores possuem maior capacidade de absorver estes poluentes atmosféricos (ZHAO; LI; YAN, 2002).

Além disso, o uso de telhados verdes proporcionam benefícios sociais, uma vez que, fornecem conforto às construções de concreto por meio da introdução de espaços verdes em áreas urbanas, bem como podem criar oportunidades para a agricultura urbana, podendo produzir diferentes vegetais, favorecendo a produção de alimentos.

Whittinghill, Rowe e Cregg (2013) ao trabalharem com tomate, feijão verde, pepino, pimentão, manjeriço e cebolinha, para produção de alimentos em telhados verdes em Michigan, EUA, puderam comprovar que todas as culturas, exceto a pimenta, produziram rendimento suficiente e são muito úteis para a produção de alimentos a partir de telhados verdes. Os resultados também indicaram que, a seleção adequada do manejo e do tipo do vegetal, podem garantir maior produção de alimentos.

5.2 Consequências do Processo de urbanização frente ao efeito estufa

Atualmente, às modificações de uso da terra e o grande avanço no desenvolvimento urbano tem ocasionado com que a vegetação e o solo sejam substituídos por concreto e asfalto.

Estas modificações, quando associada ao desmatamento e a perda de biodiversidade, contribuem no aumento da emissão de gases do efeito estufa (GEE), podendo ainda acentuar alterações climáticas na terra. Além disso, o intenso processo de urbanização aliado à alteração da paisagem original, alteraram o comportamento das temperaturas nos centros urbanos, fazendo com que tais áreas apresentem temperaturas mais altas quando comparadas com áreas menos urbanizadas, efeito este denominado ilha de calor (ROCHA et al., 2017).

Esse aumento de temperatura é causado principalmente pelos gases armazenados e reemitido pelos complexos de urbanização que concentram materiais de grande potencial energético, como a atividade de indústrias e a vasta utilização de veículos que vêm ocasionando alterações na atmosfera por meio de um contínuo aumento de poluentes do ar, além da substituição de superfícies naturais por edificações como ruas e avenidas, que favorecem na impermeabilização dos solos e a irradiação de calor para a atmosfera (MENDES et al., 2019).

Conforme Oliveira et al. (2017), dentre as principais consequências ocasionadas pelas ilhas de calor destacam-se o aumento da temperatura, o aumento da concentração de poluentes e a diminuição da umidade relativa. Ainda de acordo com os mesmos autores, as ilhas de calor podem modificar as correntes de ar e a precipitação, o que pode ser influenciado pelo tipo de sistema meteorológico predominante no local analisado, sua posição geográfica e a estrutura das edificações.

As ilhas de calor causam desconforto térmico, podendo ocasionar alguns problemas de saúde, para isso é necessário que se façam diagnósticos das mesmas a fim de amenizar seus efeitos no ambiente urbano e, conseqüentemente, na qualidade de vida da população atingida (ORTIZ PORANGABA; TEIXEIRA; AMORIM, 2017).

Não é de hoje que a preocupação mundial no que diz respeito às mudanças climáticas tem ganhado destaque na agenda política internacional, a exemplo da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento (Rio 92), na qual ficou estabelecida a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima. Outro marco importante foi o Protocolo de Kyoto (1997), neste ficou definido que os países que o ratificassem deveriam reduzir as emissões de gases de efeito estufa (GEE) em 5%. Mais recente, o Acordo de Paris de 2015 teve como uma das medidas “fortalecer a resposta global à ameaça das mudanças climáticas” (RODRÍGUEZ, 2015; SANTOS; SILVA, 2018).

O Acordo de Paris entrou em vigor no ano de 2016, após muita resistência e pouca efetividade no enfrentamento das mudanças climáticas sob o signo do Protocolo de Kyoto (OLIVEIRA, 2019). Através deste acordo, a comunidade internacional comprometeu-se a limitar a elevação da temperatura abaixo dos 2°C e a continuar os esforços para limitar o

aumento da temperatura a 1,5°C (REI; GONÇALVES; SOUZA, 2017).

Vale ressaltar que independente da ação antrópica, o efeito estufa existe naturalmente, pois é um fenômeno natural que ocorre para o aquecimento térmico da terra. Caso não houvesse esse fenômeno, a terra seria muito fria ao ponto de impossibilitar a existência de vida (WALLACE; HOBBS, 2006).

Entretanto, a ação do homem sobre a biosfera para obtenção de alimentos, no desmatamento, no demasiado uso dos combustíveis fósseis, ocasionou a degeneração do ambiente, resultando com que a temperatura do planeta fosse elevada significativamente, o que está estritamente ligado ao aquecimento global, acentuando o efeito estufa (BRITO et al., 2018). A ocorrência do efeito estufa dá-se, principalmente, devido à emissão dos gases carbônico (CO₂), metano (CH₄) e o óxido nitroso (N₂O), além de clorofluorcarbonos (CFCs) e vapor d'água. Entre eles, o CO₂ é o gás que mais contribui para o efeito estufa, devido à grande quantidade que é emitida, atingindo em média, 55% do total (CERRI et al., 2007; EMBRAPA 2017).

Diante desta problemática, surgiu à necessidade de mensurar as emissões totais de gases de efeito estufa (GEEs). A pegada de carbono representa essa determinação, que de acordo com Gonçalves et al. (2018), por meio desta torna-se possível quantificar as emissões gasosas relevantes para a mudança climática associada com a produção humana ou atividades de consumo. Por conta disso, entidades governamentais e organizações têm buscado reduzir as emissões desses gases e os impactos ambientais causados (MAGRI; BAIÃO, 2015).

O aumento da emissão de GEE e o conseqüente aquecimento global do planeta vêm acarretando a busca por estratégias que visem à redução das fontes desses gases (CARVALHO et al., 2010), a exemplo das melhorias na eficiência energética, produção em larga escala de biocombustíveis e o reflorestamento, tudo isso a fim de aumentar o potencial de sequestro de carbono (SCHAEFFER et al., 2006). O termo sequestro de carbono se refere ao processo que remove e armazena o carbono da natureza por meios naturais ou artificiais (SHIFERAW; HURNI; ZELEKE, 2013), bem como previne a emissão de gases do efeito estufa dos ecossistemas (SILVA et al., 2003)

Outras alternativas também são citadas por Brito et al. (2018), a fim de diminuir, em parte, a emissão de carbono na atmosfera, destacando-se: conservação de estoques de carbono nos solos, florestas e outros tipos de vegetação, a preservação de florestas nativas, a implantação de florestas e sistemas agroflorestais e a recuperação de áreas degradadas.

Desde a conferência de Kyoto a vegetação passou a ter cada vez mais atenção por se tratar de um meio potencial como fonte captadora de dióxido de carbono (CO₂) atmosférico

(OLIVEIRA; GANEM; BAPTISTA, 2017). No processo de fotossíntese a planta consegue absorver a energia luminosa do sol e transformá-la em alimento como carboidratos e formar o oxigênio, além de ser importante para a manutenção e sequestro de carbono na atmosfera (BARBOSA et al., 2013; ROCHA et al., 2017).

5.2.1 SOLUÇÕES PARA ESTA PROBLEMÁTICA

Diversos trabalhos têm sido realizados a fim de estudar fontes capazes de reduzir a projeção de gases carbônicos na atmosfera, em especial o CO₂. Brito et al. (2018), ao avaliarem o estoque de carbono em solos de cerrado, puderam observar que solos que dispunham de pastagem degradada e horta agroecológica proporcionaram melhor estoque e crédito de carbono, principalmente nos solos pastagem degradada, isso devido as raízes estarem mais próximas da superfície.

De acordo com Lal, Negassa e Lorenz (2019), o solo apresenta-se como importante contribuinte no sequestro de carbono, uma vez que apresenta benefícios como: avanço na segurança alimentar e nutricional, aumento da renovabilidade e qualidade da água e melhoria da biodiversidade. Os mesmos autores também destacam que o nível de carbono no solo é influenciado pelo uso da terra, manejo do solo e do tipo de sistema agrícola adotado.

Sheng, Zhan e Zhu (2016), investigaram o potencial de sequestro de carbono do biocarvão utilizando palha de arroz, em seis solos com diferentes níveis de pH produzido em diferentes pirólises. De maneira geral, por meio do estudo pôde-se observar que o potencial de sequestro de carbono do biocarvão reduziu junto com a diminuição do pH do solo, especialmente em curto prazo e que, além do pH do solo, outros fatores, como o teor de argila e a duração experimental, também afetaram os processos físico-químicos e bióticos da dinâmica do sequestro de carbono.

Dada a importância dos ecossistemas florestais, Chu et al. (2019), em seus estudos analisaram o sequestro de carbono florestal em regiões de treze províncias da China, durante os anos de 1990 a 2015. Por meio deste, puderam observar que as florestas na região de estudo tinham forte capacidade de sequestro de carbono e que, em geral, o sequestro de carbono mostrou uma tendência decrescente, com uma taxa de redução de 1,92% durante o período de 1990 a 2015.

Além disso, estudos têm sido desenvolvidos utilizando microalgas como fonte potencial nas reduções de emissão do CO₂ atmosférico, haja vista que as mesmas apresentam boa capacidade fotossintética, capaz de gerar biomassa e capturar carbono (RANJANA; SWATI;

BHATTACHARJEE, 2018).

Iasimone et al. (2017), desenvolveram um estudo em estações de tratamento de águas residuais, utilizando microalgas, a fim de observar o potencial de fixação e remoção de CO₂ em biomassa autotrófica, em diferentes taxas de fluxos de CO₂ (0,2; 0,4; 1,0 L min⁻¹). Por meio disso, os autores observaram que a mais alta eficiência, igual a 83%, de fixação de CO₂ foi disponível para a menor vazão de gás (0,2 L min⁻¹), enquanto a maior taxa de remoção de CO₂ de 24,6 mg L⁻¹ min⁻¹ foi alcançada para a maior vazão de gás (1,0 L min⁻¹), comprovando assim a eficiência no uso de microalgas quando em condições do dado estudo.

A ocorrência do processo de urbanização tem favorecido no aumento da emissão de gases de efeito estufa, sendo este aumento contribuído em grande parte pela presença dos edifícios urbanos, os quais contribuem na formação das ilhas de calor. A respeito disso, os telhados verdes são considerados uma das soluções sustentáveis mais adequadas para resolver as questões relacionadas com as ilhas de calor urbano, visto que apresentam alguns benefícios como redução na economia de energia, isolamento térmico, sombreamento, evapotranspiração, além de mitigar as emissões de gases de efeito estufa (BESIR; CUCE, 2018).

Em trabalhos realizados por Razzaghmanesh, Beecham e Salemi (2016), avaliou-se o efeito potencial de mitigação das ilhas de calor na cidade de Adelaide-Austrália. Os resultados mostraram que os materiais existentes com baixo albedo, como asfalto, telhados metálicos e pavimentos de tijolo, contribuem para o potencial da ilha de calor. Além disso, o desenvolvimento urbano e a falta de vegetação natural contribuem para o aumento da temperatura nas cidades. Por outro lado, quando comparado a telhados verdes no mesmo ambiente urbano, pôde-se observar que estes apresentaram resfriamento significativo do ambiente, além de que podem se comportar como uma camada de isolamento para manter os edifícios mais quentes no inverno.

5.3 Ciclagem do carbono no sistema solo-planta-atmosfera

Os quatro principais compartimentos de carbono na terra são: atmosfera, oceanos, formações geológicas contendo carbono fóssil e mineral e ecossistemas terrestres (biota e solo) (BARBOSA et al., 2013). Na atmosfera, o carbono é encontrado na forma de CO₂ e CH₄, e está em constante troca com o oceano, no qual a absorção de carbono favorece à regulação climática do planeta (CIAIS et al., 2013).

O carbono da atmosfera também interage com o sistema terrestre, sendo a fotossíntese um dos principais meios responsáveis pela entrada do carbono neste sistema, inclusive a

vegetação é um dos estoques de carbono. O sistema terrestre emite carbono para atmosfera por meio da respiração dos organismos e solo, da decomposição ou combustão da matéria orgânica e do vulcanismo (POST et al., 1990; CIAIS et al., 2013).

Existem, no entanto, diversos fatores que influenciam a capacidade de armazenamento de carbono nos ecossistemas, como por exemplo, as espécies vegetais presentes, as características do solo e do clima, bem como as técnicas de gestão utilizadas (FONSECA, FIGUEIREDO; MARTINS, 2014).

O alto consumo de combustíveis fósseis, queimadas e desmatamento das florestas, tem ocasionado o aumento na concentração de carbono na atmosfera, com cerca de 8 a 9 bilhões de toneladas de carbono por ano (na forma de CO₂). Tais fenômenos, injetam cerca de 3,2 bilhões de toneladas que permanecem na atmosfera, sendo o restante dissolvido pelos oceanos ou sequestrado pela atividade fotossintética, ficando retido como biomassa viva ou como matéria orgânica do solo (GRACE, 2001; NOBRE, 2004).

5.3.1 CARBONO ORGÂNICO NO SOLO

O carbono do solo está presente na forma orgânica e inorgânica, sendo que a forma orgânica equivale à maior reserva em interação com a atmosfera e está relacionada diretamente ao processo de decomposição da biomassa pelas atividades bacterianas presentes no meio (ROSA; SANO; ROSENDO, 2014). Além disso, a presença de carbono no solo é influenciada pela adição de materiais orgânicos incluindo matéria orgânica fresca, exsudatos radiculares e pirólise de alguns materiais (WHITMAN; ZHU; LEHMANN, 2014).

As práticas de manejo e a mudança no uso da terra que assegurem elevadas entradas de matéria orgânica no solo podem aumentar o estoque de carbono no solo (RABBI et al., 2014), bem como as condições climáticas, topografia e propriedades do solo (MCLEOD et al., 2013; BADGERY et al., 2013).

Geralmente, as concentrações de carbono orgânico tendem a ser maiores nas camadas superficiais do solo e diminuem exponencialmente conforme aumenta a profundidade (ROSA; SANO; ROSENDO, 2014), sendo representado como maior estocador de carbono, cerca de duas vezes a quantidade verificada na atmosfera e três vezes a quantidade contida na vegetação terrestre (KUTSCH; BAHN; HEINEMEYER, 2009).

Santos et al. (2019), verificaram diferenças significativas nos teores e estoques de carbono orgânico total, em solos com diferentes usos. Com isso, observaram maiores valores em áreas sob condição de floresta natural e menores valores em casos de sucessão de lavoura e

pastagem. Os mesmos autores enfatizam a importância de uma adequada gestão de uso do solo, a recuperação de matas e a florestação das terras, como pontos importantes para permitir o sequestro de carbono no solo.

Em estudo sobre o estoque de carbono no solo na sucessão de milho (*Zea mays*) e plantas de cobertura (*Avena sativa*; *Avena strigosa*; *Lolium multiflorum*; *Brassica napus*; *Vicia craca*; *Raphanus sativus*; *Trifolium pratense*) sob sistema de plantio direto, Locatelli (2018), observou que o sequestro de carbono para ervilhaca (*Vicia craca*) e aveia preta (*Avena strigosa*) foi significativamente superior aos demais tratamentos, demonstrando que o estabelecimento de um sistema de culturas de alta qualidade pode melhorar os teores de carbono no solo e atenuar os efeitos ambientais.

5.3.1.1 Uso de lodo de esgoto como substrato em telhados verdes

Com o aumento populacional também houve o aumento de bens de consumo, gerando resíduos. Na região urbana, esses resíduos na maioria das vezes são lançados em corpos hídricos e frente à sua intensa degradação, os esgotos estão sendo tratados em estações de tratamento de esgoto (ETEs) (FREDDI, 2019).

As estações de tratamento de esgoto (ETEs) buscam minimizar os impactos na devolução de águas residuais ao meio ambiente (OLIVEIRA et al., 2016). Durante o tratamento desses resíduos são geradas grandes quantidades de lodo, que são caracterizados por conter em sua composição 30% de matéria mineral e 70% de matéria orgânica (MATOS et al., 2017).

Entretanto, a disposição final deste resíduo é tida como uma preocupação, visto que são geradas grandes quantidades que, quando não manejadas de forma adequada, chega a comprometer até 50% do orçamento operacional de um sistema de tratamento, além de apresentar elevado potencial de carga poluidora, capaz de gerar sérios problemas socioambientais (VISENTIN et al., 2017).

Por outro lado, a utilização dos lodos gerados nessas estações de tratamento pode ser realizada, tendo em vista que estes apresentam características distintas que são determinadas a partir das atividades realizadas em cada região, apresentando um elevado potencial de reaproveitamento, que vão desde usos no setor da construção civil à recuperação de áreas degradadas e melhoramento dos solos para a agricultura (DINIZ; MELO, 2019).

De acordo com dados do Instituto Brasileiro de Geografia Estatística (IBGE, 2017), por meio da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), as regiões Centro-Oeste e Sul do Brasil, foram as que registraram maiores percentuais de municipalidade com estruturas de

esgotamento sanitário por rede coletora em funcionamento (94,4% e 71,7%, respectivamente); e a Região Nordeste, com o menor (51,2%). Em sete Unidades da Federação, sendo seis nas Regiões Norte e Nordeste, menos da metade dos Municípios com coleta de esgoto possuíam tratamento para tal, no caso de Pernambuco, apenas 34,2%.

Considerando que a produção de lodo de esgoto é proporcional ao crescimento da população humana, necessitando assim de um destino final adequado e que, seu uso agrícola é uma alternativa que apresenta vantagens ambientais (desde que se enquadre nos princípios de reutilização de resíduos), o Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, por meio da resolução N° 375, de 29 de agosto de 2006, define critérios e procedimentos que permitem o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estação de tratamento de esgoto (CONAMA, 2006).

Nos últimos anos, alguns estudos mostraram que o lodo de esgoto pode ser usado como substrato em telhado verde, com uma aplicação potencial na construção urbana, a exemplo da pesquisa desenvolvida por Molineux et al. (2009), que utilizaram argila, lodo de esgoto e cinzas de resíduos reciclados, como substrato em extensos telhados verdes no Reino Unido. Também foi realizado uma pesquisa em laboratório utilizando resíduos de construção civil como substrato em telhados verdes, (MICKOVSKI et al., 2013). Luo et al. (2015), avaliaram o uso de lodo de esgoto e solo natural, como substrato de telhado verde para melhorar a construção urbana e o ambiente ecológico urbano.

5.4 Sequestro de carbono e telhado verde

A construção de telhados verdes pode ser uma das abordagens mais importantes para mitigar as mudanças climáticas, porém, a maioria dos estudos sobre sequestro de carbono tem focado apenas nos ecossistemas terrestres.

O tipo de substrato e a espécie vegetal adotados no telhado verde, possuem grande influência na capacidade do sequestro de carbono (GETTER et al., 2009), podendo ter um efeito positivo na mitigação das alterações climáticas. Os substratos utilizados devem apresentar alguns requisitos físico-químicos e bioquímicos para garantir o bom desenvolvimento da planta, como por exemplo: alta capacidade de retenção de água, boa aeração, baixa densidade aparente e drenagem adequada, são alguns deles (ONDOÑO; MARTÍNEZ-SÁNCHEZ; MORENO, 2016). Além do substrato, as práticas de manejo também podem afetar o sequestro líquido de carbono (WHITTINGHILL et al., 2014).

Agra et al. (2017), em seus estudos avaliaram o efeito da composição comunidade-planta na fixação de carbono em telhados verdes, na região semiárida do Mediterrâneo. Neste

estudo utilizaram uma espécie mediterrânea local (*Sedum sediforme*) em comparação com outras espécies anuais, em um planejamento fatorial com presença e ausência de *Sedum*, cruzado com presença e ausência de anuais. Ao final, constataram que as espécies anuais reduziram as concentrações de CO₂, mas apenas na ausência de *Sedum*. Dessa forma, a espécie *Sedum*, sozinha não teve efeito sobre as concentrações de CO₂. Isso enfatiza, neste estudo, a importância da integração de parcelas com plantas anuais em telhados verdes.

Em trabalhos realizados por Getter et al. (2009), verificou-se a que os telhados verdes possuem potencial significativo na captura de carbono, tanto pela biomassa, quanto pelo substrato, apresentando neste estudo, um sequestro de 375 g C.m⁻². Apesar de que, na captura e no armazenamento de carbono, deve-se levar em consideração o tamanho da planta e a espessura do substrato empregado. Li et al. (2010), comprovou a importância do telhado verde na concentração atmosférica de CO₂ como fator de redução de 2% na região de entorno.

6 MATERIAL E MÉTODOS

6.1 Área de estudo

A pesquisa foi conduzida nos meses de março e setembro de 2020 no Edifício Garagem do Empresarial Charles Darwin (Figura 1), da construtora Rio Ave Empreendimentos, na cidade de Recife/ PE (latitude -8,05°, longitude -34,95°). O edifício apresenta um total de 8 pavimentos. De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo As', tropical chuvoso (PEREIRA et al., 2002), com estação chuvosa nos meses de maio a agosto e com precipitação acumulada anual de 2263,4 mm. A temperatura média anual é de 25,9 °C sendo a temperatura média máxima de 29,5 °C e a temperatura média mínima de 22,3 °C, com umidade relativa do ar de 78,3 % (INMET, 2019).

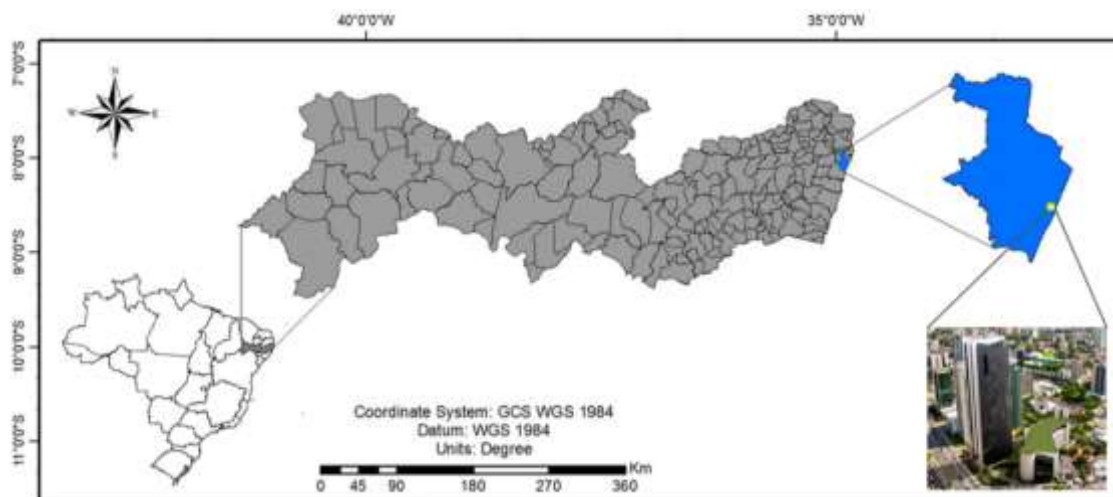


Figura 1 - Esquema da localização geográfica da área experimental.

O estado de Pernambuco possui uma população total de 9.473.266 de habitantes, sendo que 7.625.661 encontra-se na área urbana. De acordo com o Sistema de Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa (SEEG), atualmente, o estado de Pernambuco encontra-se na 17ª posição dentre os estados do Brasil que mais emitem gases de efeito estufa, sendo os setores de energia e, as mudanças de uso da terra e floresta, as principais fontes de emissão de GEEs do estado, contribuindo com 39 e 32% nestas emissões, respectivamente (SEEG, 2017).

Conforme o 1º inventário de emissões de GEE da cidade do Recife, no ano de 2012 a cidade de Recife emitiu 3.120.425,74 tCO₂. Ainda de acordo com o inventário, o setor de transporte, energia residencial, energia comercial/institucional, energia industrial e resíduos, foram responsáveis por emitir cerca de 99,7% tCO₂, enquanto que o governo (fontes estacionárias e transporte), contribuíram com 0,3% tCO₂ (PREFEITURA MUNICIPAL DO RECIFE, 2016).

6.2 Caracterização do telhado verde

O telhado verde instalado é do tipo extensivo com uma área de 2.800 m², composto por grama-esmeralda *Zoysia japônica*, uma camada de substrato, com espessura de 7,5 cm, composta por lodo de esgoto tratado proveniente do Edifício Empresarial Charles Darwin, um sistema de drenagem formado por uma manta geotêxtil de drenagem (bidim), uma camada de pedra com espessura de 2,5 cm (feita a partir da reciclagem de restos de concreto), mais uma camada de manta de drenagem bidim e uma camada de manta asfáltica para impermeabilização da laje (Figura 2). Além disso, o telhado verde conta com um sistema de irrigação por aspersão escamoteável que aplicava uma lâmina de 9,2 mm.dia⁻¹ e reservatório com capacidade de

armazenamento de 380 m³. A laje em que foi implantado o telhado verde foi preparada com concreto armado convencional (areia, brita, água e aço) com espessura de 21 cm. Para drenagem utilizou-se um (1) dreno a cada 30 m², e quanto a irrigação, a mesma era realizada duas vezes ao dia, durante 25 minutos.

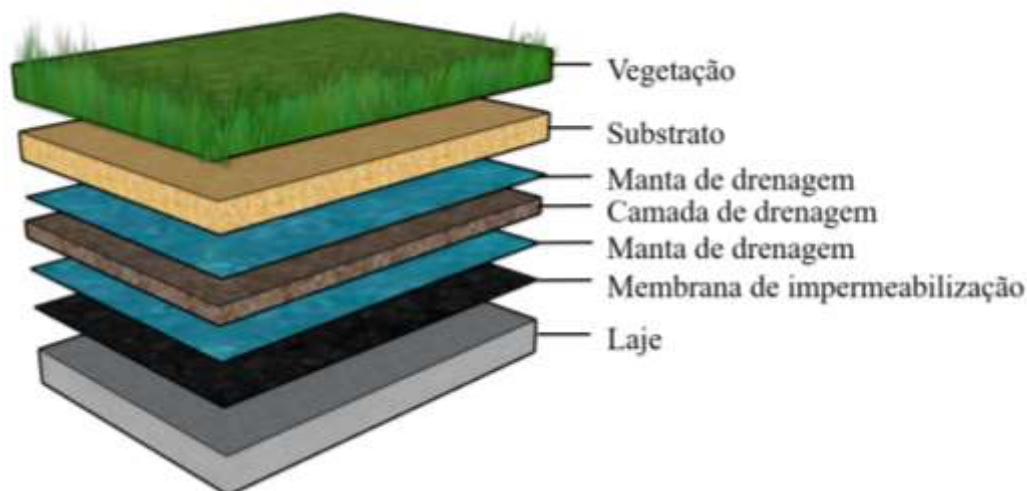


Figura 2 - Representação esquemática da estrutura geral do telhado verde.

O substrato utilizado foi proveniente de lodo de esgoto tratado com densidade seca de 781,35 kg m⁻³ seco, densidade no nível máximo de retenção de água 1130 kg m⁻³ e retenção volumétrica máxima de 49,6%. A Tabela 2 apresenta a composição química referente ao substrato do telhado verde.

Tabela 2 - Composição química do substrato de lodo tratado, presente no telhado verde.

Composição química do substrato de lodo tratado					
	Valor		g kg ⁻¹		
Relação C/N-total	15,2	N-total	21,5		
pH (água 1:2,5)	7,0	Carbono	326,7		
		Matéria Orgânica	563,2		
	g kg ⁻¹		mg kg ⁻¹		mg kg ⁻¹
Fósforo	16,75	Cádmio	0,2	Manganês	5,13
Potássio	2,27	Cobre	135,23	Vanádio	18,55
Sódio	2,64	Níquel	49,08	Prata	2,48
Cálcio	29,34	Chumbo	29,2	Mercúrio	1,8
Magnésio	2,83	Crômio	50,4	Arsênio	1,31
Alumínio	22,15	Bário	523,65	Selênio	0,33
Ferro	24,27	Antimônio	2,38		
Zinco	7,89	Cobalto	121,45		

Fonte: Rio Ave Empreendimentos

6.3 Tratamentos e delineamento experimental

O delineamento adotado foi o inteiramente casualizado, com três tratamentos e cinco repetições. Os tratamentos foram representados por três diferentes espécies de plantas: T_{ct} – Tratamento Capim-do-texas (*Pennisetum setaceum*); T_{ge} - Tratamento Grama esmeralda (*Zoysia japônica*); T_{lr} – Tratamento Lambari roxo (*Tradescantia zebrina*). Para cada tratamento foram utilizadas cinco repetições. A justificativa quanto ao uso destas espécies, é devido as mesmas já estarem plantadas no telhado verde do edifício.

No telhado verde encontram-se dispostos quinze canteiros, sendo que os utilizados para pesquisa, corresponderam aos três canteiros iniciais do telhado verde (Figura 3).



Figura 3 - Área experimental. Da esquerda para a direita: Lambari roxo (*Tradescantia zebrina*), Grama esmeralda (*Zoysia japônica*) e Capim-do-texas (*Pennisetum setaceum*).

Os canteiros referentes ao T_{ct}, T_{ge} e T_{lr} possuem área de 39,00 m² (13,00 m x 3,00 m), cada, correspondendo a uma área experimental de 117,00 m². A Figura 4 apresenta um croqui de como se deu a disposição do experimento na área, vale ressaltar que a ilustração caracteriza a disposição das repetições dentro de cada tratamento distribuída aleatoriamente. Além disso, todos os tratamentos receberam o mesmo substrato, ou seja, lodo de esgoto tratado.

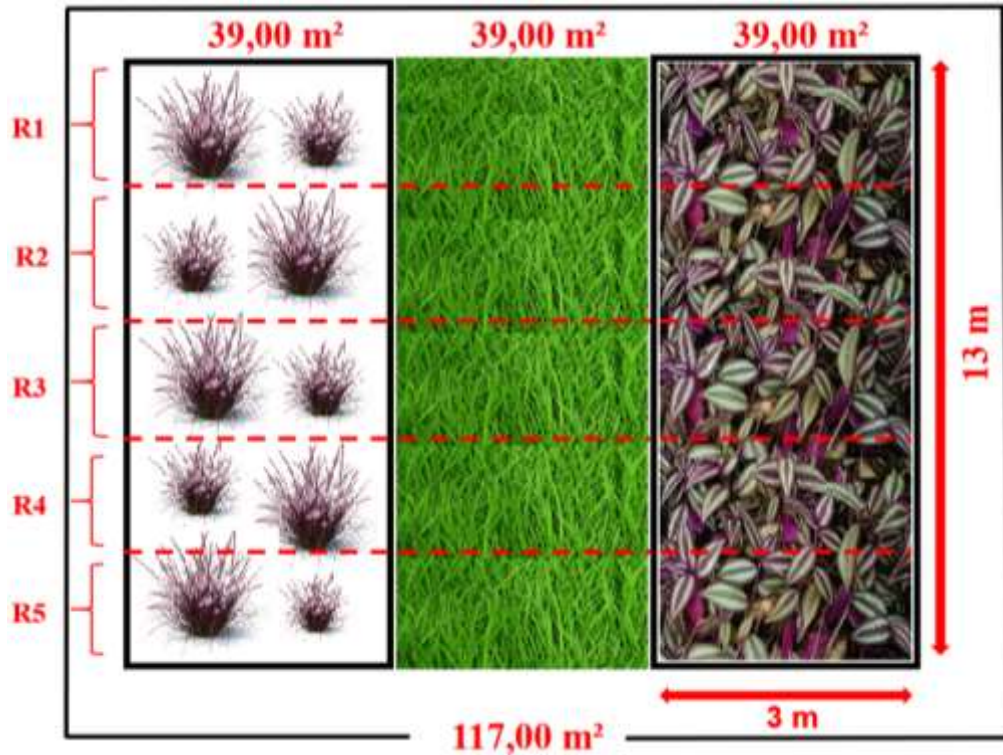


Figura 4 - Croqui da área experimental.

6.4 Variáveis analisadas

As variáveis analisadas foram: carbono orgânico no substrato e evolução de CO₂ no substrato. As análises foram realizadas em dois períodos diferentes, ou seja, nos meses de março e setembro de 2020.

Para seleção do local que foram retiradas as amostras de substrato, foi utilizado um quadrado de área conhecida (0,5 m x 0,5 m), lançado ao acaso dentro de cada repetição, totalizando 5 lançamentos em cada tratamento, de forma que as amostras de substrato fossem retiradas da parte que compreende o interior do quadrado. Ao final, foram coletadas 15 amostras de substrato, para cada variável analisada (Figura 5).

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância e quando detectada significância pelo teste F, as médias foram submetidas ao teste de Tukey ($p < 0,05$). As análises estatísticas foram realizadas utilizando o programa estatístico SISVAR 5.0 (FERREIRA, 2011).

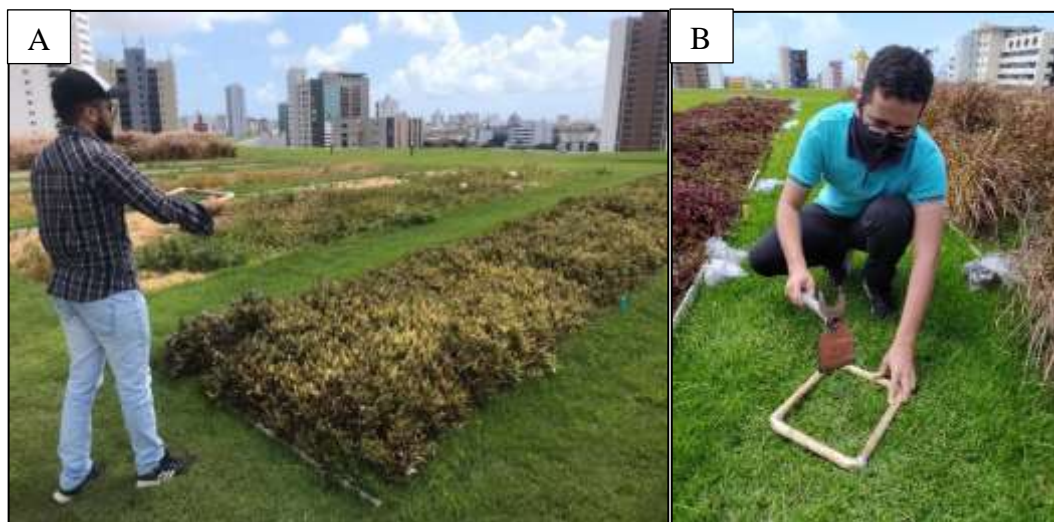


Figura 5 - Retirada das amostras de substrato da área experimental. (a) Lançamento do quadrado dentro de cada repetição por tratamento, (b) retirada das amostras.

Para melhor caracterização dos dois períodos, utilizou-se dos dados provenientes do Registro do Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa – BDMEP, por meio do Instituto Nacional de Meteorologia, da estação meteorológica da cidade de Recife (Curado), em Pernambuco (com latitude de $-8,05^\circ$ e longitude de $-34,95^\circ$). De cada período foram selecionados os dados referentes a temperatura máxima e mínima, umidade relativa e precipitação, todos estes mensais (Tabela 3).

Tabela 3 – Dados de Temperatura Máxima e Mínima, Umidade Relativa e Precipitação, registrados na estação meteorológica de Recife (PE), nos meses de março e setembro de 2020.

Meses	Temperatura máxima ($^\circ\text{C}$)	Temperatura mínima ($^\circ\text{C}$)	Umidade relativa (%)	Precipitação (mm)
Março	32	22	74	96
Setembro	33	20	72	74

Fonte: Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa, INMET, 2020.

6.4.1 EVOLUÇÃO DE CO_2 NO SUBSTRATO

Para determinação da evolução de CO_2 , as amostras de substrato foram coletadas no telhado verde, nos meses de março e setembro de 2020, na profundidade de 0 a 5 cm, sendo 15 amostras de cada período, totalizando assim 30 amostras para os dois períodos. As amostras foram acondicionadas em sacos de plásticos e, posteriormente, encaminhadas para o laboratório de Fitonematologia, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, para caracterização química.

Inicialmente, a fim de expressar os valores de evolução de CO₂ na base seca, tornou-se necessário quantificar a umidade do substrato de cada amostra, por meio do cálculo de umidade em base gravimétrica. Para isso, as amostras de substrato foram previamente pesadas e, em seguida, colocadas em estufa de circulação de ar forçada à 105°C até atingirem peso constante, durante um período de 24 horas. Passado esse período, as amostras foram pesadas e por meio dos valores do peso seco e úmido do substrato, determinou-se a umidade expressa em porcentagem (TEDESCO; VOLKWEISS; BOHNEN, 1995; CLAESSEN, 1997; TEIXEIRA et al., 2017).

A percentagem do conteúdo de água presente nas amostras de substrato foi determinada de acordo com a Eq. 1 (CLAESSEN, 1997):

$$CGA\% = \frac{a-b}{b} \times 100 \quad (1)$$

em que: CGA - conteúdo gravimétrico de água (umidade em base gravimétrica), em %; a – massa da amostra úmida (g); Ps – massa da amostra seca a 105° C até atingir peso constante (g).

Para avaliar a evolução de CO₂, utilizou-se do método químico descrito por Grisi (1978), a qual se baseia na absorção de CO₂ advindo do solo, incubando-se o substrato em recipiente fechado na presença de 10 ml de KOH 0,5N. Passados quinze dias da incubação, realizou-se a titulação das amostras com HCl 0,1N, tendo a fenolftaleína 1% e alaranjado de metila 0,1% como indicadores. Como controle, 3 frascos sem a presença de substrato (branco), também foram incubados e após isso, titulados, semelhantemente aos frascos que continham substrato (Figura 6). Os valores de CO₂ absorvido foram expressos em mg de C (Eq. 2):

$$\text{mg CO}_2 = [(Vm-Vf)_{\text{amostra}} - (Vm-Vf)_{\text{branco}}] \times 5,866 \quad (2)$$

em que: Vm - volume anotado de cada frasco após titulação com alaranjado de metila; Vf - volume anotado de cada frasco após titulação com fenolftaleína.

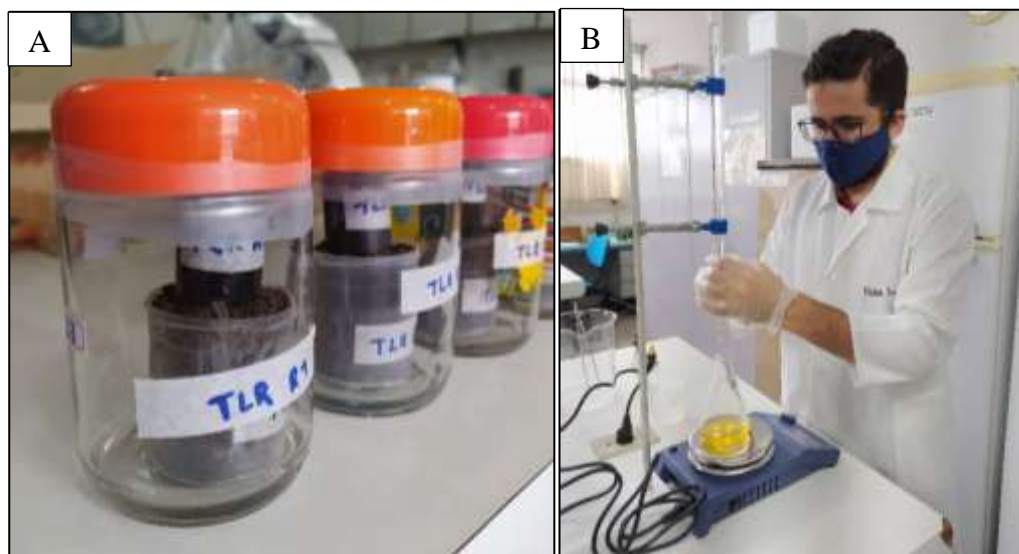


Figura 6 - Análise de respiração microbiana. (a) amostras de substrato antes do período de encubação, (b) titulação das amostras decorrido o período de encubação.

O efeito das relações entre os teores de nutrientes na matéria orgânica, como condicionadores do processo de decomposição, está fundamentado na nutrição da célula microbiana. Ao mesmo tempo que o carbono é incorporado ao material celular, a célula microbiana assimila outros elementos, sem os quais o metabolismo e o crescimento celular ficam limitados (ALEXANDER, 1967).

6.4.2 CARBONO ORGÂNICO NO SUBSTRATO

As retiradas das amostras para determinação de carbono orgânico foram realizadas nos mesmos dias em que se retirou as amostras para determinar a evolução de CO_2 no substrato, sendo 15 amostras de cada período, totalizando assim 30 amostras para os dois períodos. As amostras do substrato foram retiradas com o auxílio de pá de jardinagem, na profundidade de 0 a 5 cm. Após a retirada, as amostras foram repassadas para sacos de plástico previamente identificados e encaminhadas para o laboratório de Água e Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco. Ao chegarem no laboratório, as amostras de substrato foram secas por um período de 24h e, após isso, passadas em peneira de 5mm. O material retido na peneira foi descartado, sendo a análise de carbono orgânico realizada no material que passou pela peneira.

A determinação do teor de carbono foi feita por meio do método padrão estabelecido por Yeomans e Bremner (1988), o qual se baseia na redução do dicromato ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) por compostos de carbono orgânico e na subsequente determinação do $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ remanescente por titulação do excesso de cromo com sulfato ferroso amoniacal (Figura 7). O teor de carbono no substrato foi calculado pela Eq. 3:

$$C \text{ orgânico (g kg}^{-1}\text{)} = V \frac{M(P_{\text{eq}})_{100}}{P_{\text{am}}} \quad (3)$$

em que: M - concentração da solução de sulfato ferroso amoniacal; P - peso equivalente de C (0,003 mg).

Para isso, também era necessário saber o volume de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação (V) – (Eq. 4):

$$V = \frac{(V_{\text{bc}} - V_{\text{a}})(V_{\text{bs}} - V_{\text{bc}})}{V_{\text{bs}} + (V_{\text{bc}} - V_{\text{a}})} \quad (4)$$

em que: V_{bc} - volume de sulfato ferroso amoniacal utilizado na titulação do branco com aquecimento (mL); V_{bs} - volume de sulfato ferroso amoniacal usado na titulação do branco sem aquecimento (mL); V_{a} - volume de sulfato ferroso amoniacal utilizado na titulação da amostra (mL).

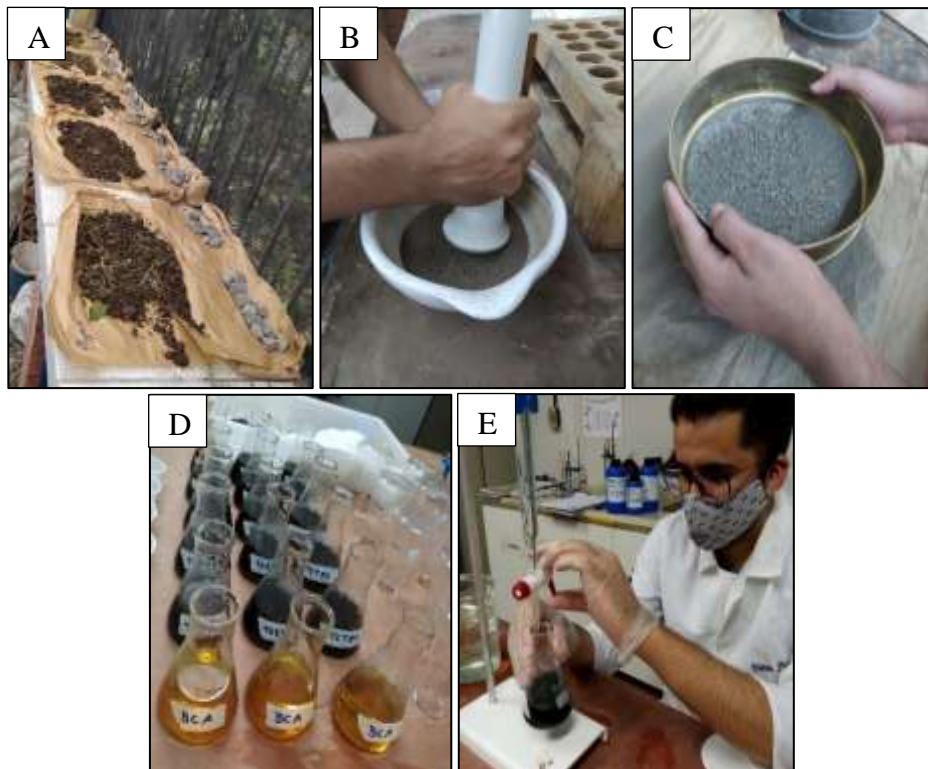


Figura 7 - Análise de carbono orgânico em substrato. (a) amostras secando em casa de vegetação, (b) destorroamento de amostra, (c) peneiramento de amostra, (d)(e) determinação de carbono orgânico por processo de titulometria.

Também se determinou a percentagem de matéria orgânica do substrato, para os tratamentos estudados. Para isso, multiplicou-se o valor de carbono orgânico encontrado em cada tratamento por 1,724. Este fator é utilizado em virtude de se admitir que, na composição média do húmus, o carbono participa com 58% (CLAESSEN, 1997).

7 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos no primeiro período, mostram que houve diferença significativa na evolução de C-CO₂ do substrato, entre os tratamentos adotados, observou-se maior média para o tratamento proveniente da espécie *Zoysia japônica* e menor média para *Tradescantia zebrina*, ao apresentarem valores de 15,58 mg de C-CO₂ e 12,09 mg de C-CO₂, respectivamente (Figura 8 – A). Por outro lado, para o segundo período estudado observou-se que não houve diferença estatística entre os tratamentos adotados, os quais apresentaram média de 99,79, 98,91 e 92,22 mg de C-CO₂ para TGE, TCT e TLR, respectivamente (Figura 8 – B).

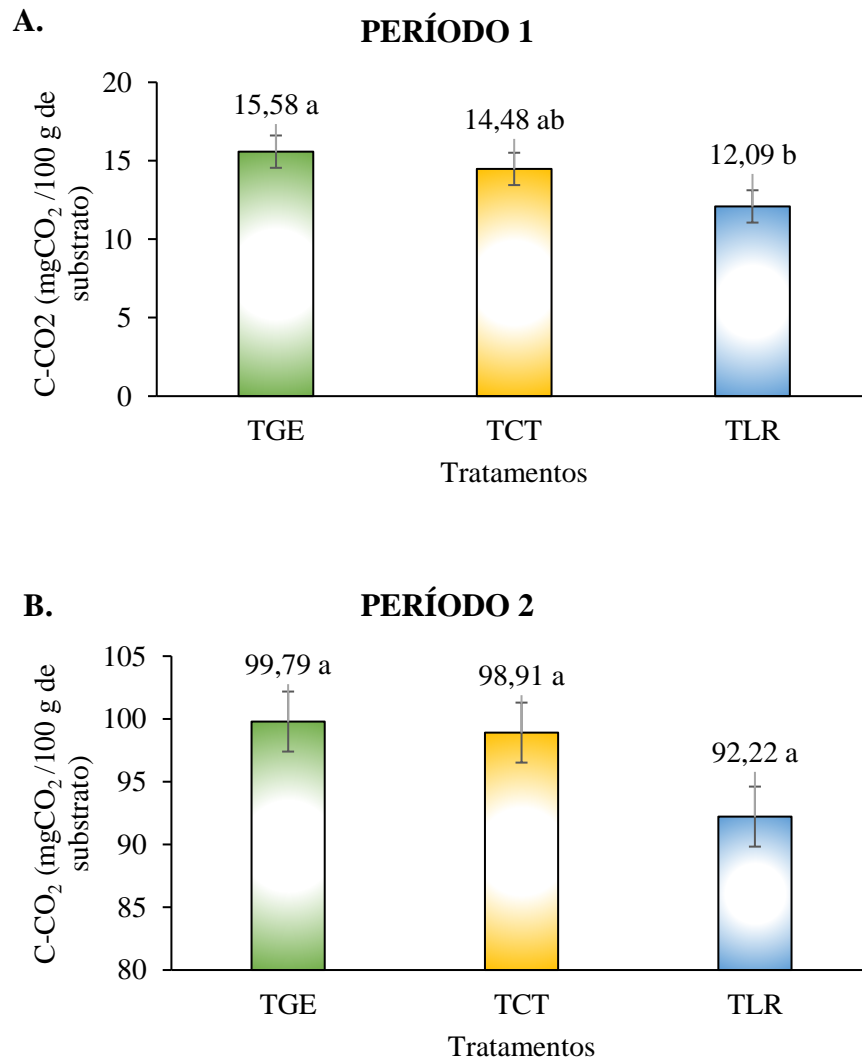


Figura 8 - Respiração microbiana por meio do desprendimento de C-CO₂ no substrato, nos tratamentos TGE (Tratamento grama esmeralda - *Zoysia japônica*), TCT (Tratamento capim do texas - *Pennisetum setaceum*) e TLR (Tratamento lambari roxo - *Tradescantia zebrina*), submetidas ao teste de Tukey ($p < 0,05$). As barras verticais representam o erro padrão das médias. Diferentes letras indicam diferenças significativas entre os tratamentos.

Em pesquisa realizada por Anjos et al (2017), ao estimarem a medição de CO₂ por meio da atividade microbiana, em 14 áreas da Bahia, observaram que os valores máximos de C-CO₂, foram na ordem de 10,38, 10,20 e 9,72 mg g⁻¹ de solo, que de acordo com os autores, os solos que expressaram esses valores apresentavam características químicas favoráveis diretamente relacionadas ao metabolismo, reprodução e função dos microrganismos no solo, por exemplo: pH, Al, Ca+Mg, P, relação C/N e MO. Além disso, os mesmos autores relataram que as espécies de plantas são capazes de também influenciar nos valores de C-CO₂, onde, espécies que proporcionam maior sombreamento, favorecem maior atividade microbiana. Isso justifica os

resultados encontrados na presente pesquisa, quando se compara o sombreamento feito pela grama (*Zoysia japonica*) e pelo lambari-roxo (*Tradescantia zebrina*), que no caso, a grama possui maior capacidade de sombrear.

Ao avaliarem o potencial de sequestro de carbono em telhados verdes, Whittinghill et al. (2014), puderam observar que os sistemas de telhados que apresentavam estrutura de plantas que apresentavam maiores volumes de biomassa vegetal, eram capazes de sequestrar mais carbono. Semelhantemente, Agra et al. (2017), constataram que a depender do tipo de espécie as concentrações de CO₂ podem ser alteradas.

Os valores de C-CO₂ liberados no substrato refletem o consumo da matéria orgânica pelos microrganismos que se estabeleceram neste, além disso, o alto teor de matéria orgânica do substrato, 563,2 g kg⁻¹ (Tabela 2) é justificável, tendo em vista que a composição do substrato utilizado no telhado verde, é proveniente de lodo de esgoto tratado.

A depender do contexto, a taxa de respiração mais elevada pode ser desejável ou não, podendo indicar tanto distúrbio, como alto nível de produtividade do ecossistema, sendo desejável quando se considera que a decomposição dos resíduos orgânicos irá disponibilizar nutrientes para a planta (ISLAM; WEIL, 2000).

Entretanto, no telhado verde, observa-se que as taxas de C-CO₂ no substrato são consideradas como características desejáveis pois, com a decomposição da matéria orgânica, podem ser liberados nutrientes para as plantas (ROSCOE et al., 2006).

Para ambos os períodos foi analisado o conteúdo de água no substrato (Tabela 4), e por meio da média entre todos os tratamentos, pôde-se observar que o substrato apresentou uma percentagem média de umidade de 64 e 71%, para o primeiro e segundo período, respectivamente. Esses altos valores são justificáveis, uma vez que o telhado verde conta com um sistema de irrigação escamoteável, ocorrendo assim frequentes irrigações ao longo do dia, além disso, a presença de vegetação, o alto índice de matéria orgânica e a espessura do substrato, são alguns dos fatores que favorecem a retenção de água no mesmo.

Tabela 4 - Média do conteúdo de água no substrato (%), nos tratamentos TGE (Tratamento grama esmeralda - *Zoysia japônica*), TCT (Tratamento capim do texas - *Pennisetum setaceum*) e TLR (Tratamento lambari roxo - *Tradescantia zebrina*), localizado em telhado verde Recife-Pernambuco. Dados observados na primeira e segunda época do experimento, março e setembro de 2020, respectivamente.

Tratamentos	
	1º Período
TCT	61%
TGE	63%
TLR	68%
	$\bar{X} = 64\%$
	2º Período
TCT	65%
TGE	67%
TLR	80%
	$\bar{X} = 71\%$

De modo geral, ao comparar os dados de desprendimento de CO₂ com o conteúdo de água do substrato, para cada tratamento, em ambos períodos estudados, verificou-se que essas variáveis se associaram, ou seja, houve menor desprendimento de CO₂ nos pontos de maior teor de umidade e vice-versa (Figura 9 e 10).

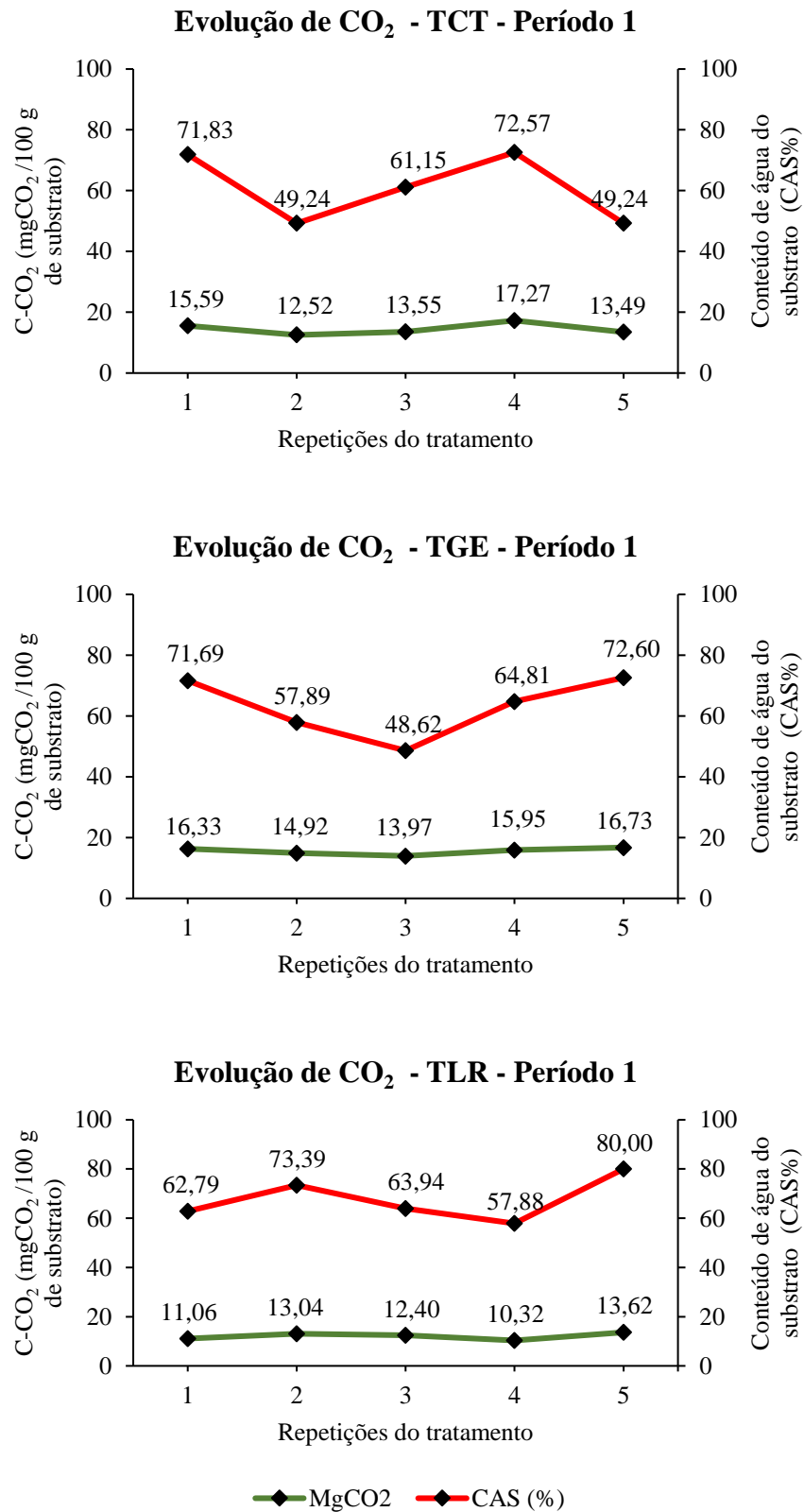


Figura 9 - Desprendimento de C-CO₂ (mgCO₂/100 g de substrato) relacionado com conteúdo de água do substrato (%) para cada tratamento, localizado em telhado verde, Recife-Pernambuco. Dados observados no primeiro período do experimento (março de 2020).

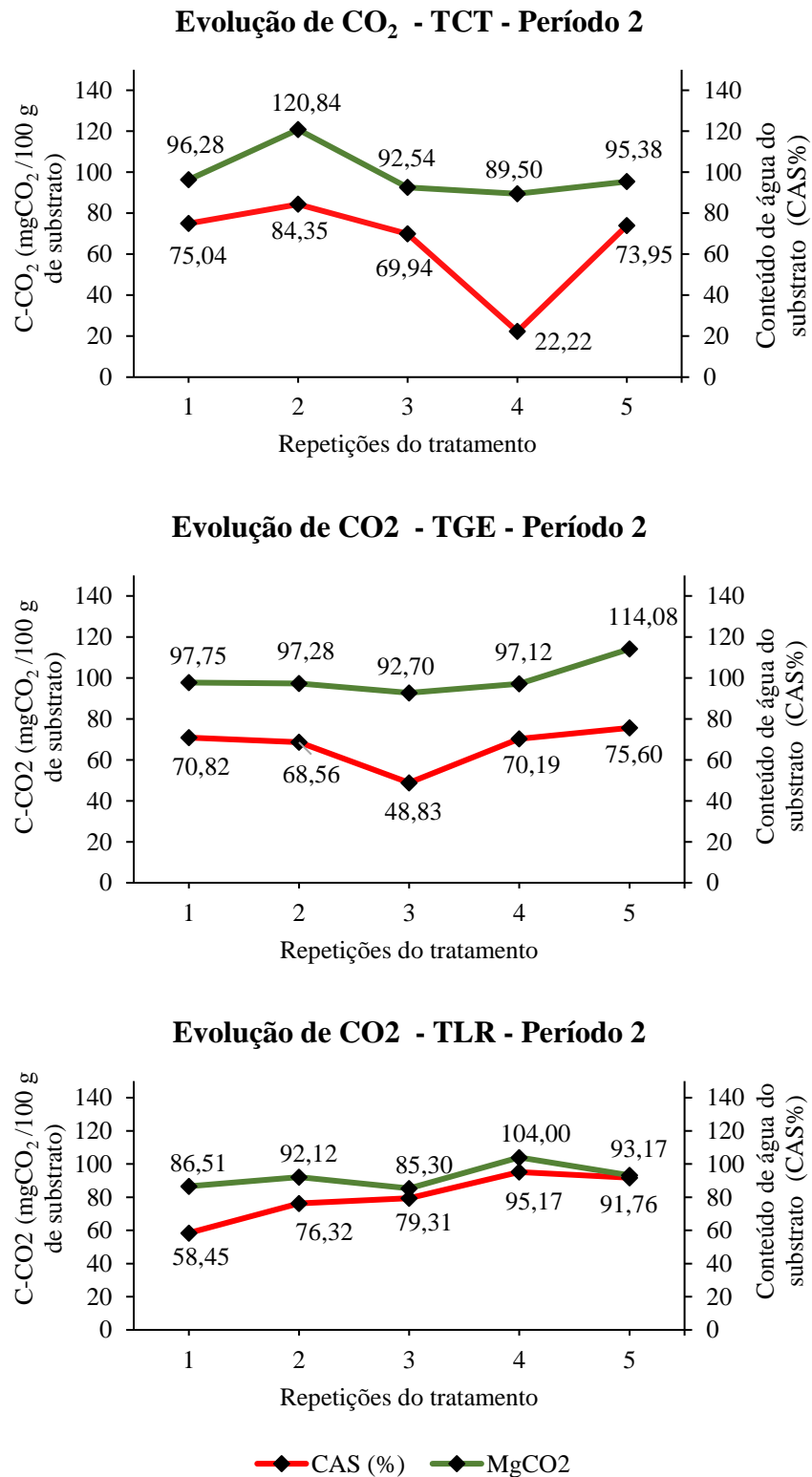


Figura 10 - Desprendimento de C-CO₂ (mgCO₂/100 g de substrato) relacionado com conteúdo de água do substrato (%) para cada tratamento, localizado em telhado verde, Recife-Pernambuco. Dados observados no segundo período do experimento (setembro de 2020).

Varição semelhante foi observado por Santos et al (2016), ao avaliarem a respiração microbiana do solo em área de pesquisa localizada no município de Olho D'Água do Casado, em Alagoas. Bem como em resultados de Azevedo; Perez-Marin; Ferreira (2019), ao trabalharem com diferentes fontes de adubação orgânica em área manejada com Sistemas Agroflorestais, no semiárido brasileiro, os autores constataram que a evolução de CO₂ apresentou maiores valores na estação chuvosa, quando comparado a estação seca.

Ao avaliarem a recuperação de uma área degradada por meio da respiração do solo, ao comparar duas áreas (bosque e antropizada) no Município de Cuiabá-MT, Valentini; Abreu; Faria (2015), observaram correlação significativa entre respiração e umidade do solo, para área de bosque. Os mesmos autores acrescentam que, a disponibilidade de água para as reações bioquímicas relevantes dos microrganismos do solo, aconteceu em local de maior precipitação, consequentemente, proporcionou maior efluxo de CO₂ do solo.

A umidade do solo é um dos fatores que controla o desprendimento de CO₂ (MACLEOD; SAVAGE; BAIRD, 2008; CORREIA et al., 2009). A flutuação sazonal do desenvolvimento microbiano é maior na superfície do solo, onde existem as maiores oscilações na umidade e na temperatura (CATTELANN; VIDOR, 1990), assim, a alteração das condições do solo e seu ambiente pode gerar oscilações nas taxas de concentração de carbono (ARAÚJO et al., 2011).

Além disso, a retenção de umidade do substrato é fundamental para o crescimento das plantas (NAGASE; DUNNETT, 2013). A disponibilidade de água foi enfatizada como a principal restrição para o crescimento de plantas perenes em telhados verdes extensivos, mais importante até mesmo do que a profundidade do substrato (DUNNETT, 2004).

Ao comparar o desprendimento de CO₂ entre os mesmos tratamentos nos dois períodos estudados, pôde-se constatar que estes diferiram estatisticamente entre si, bem como os valores de mgCO₂ do segundo período apresentaram maiores médias do que os tratamentos do primeiro período. De maneira geral, os tratamentos Grama esmeralda, Capim-do-texas, e Lambari-roxo, no segundo período, apresentaram desprendimento de C-CO₂ aproximadamente 85, 84 e 86% a mais, quando comparados aos mesmos tratamentos no primeiro período (Figura 11).

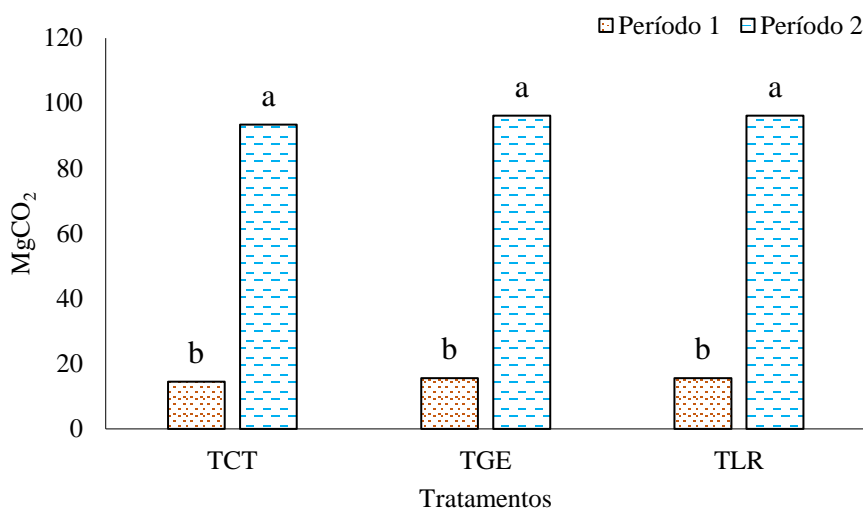


Figura 11 - Desprendimento de C-CO₂ (mgCO₂/100 g de substrato) para os diferentes períodos estudados, em cada tratamento. submetidas ao teste de Tukey ($p < 0,05$).

Um dos motivos que justificam o segundo período ter apresentado maiores valores na evolução de C-CO₂ foi o fato de que na semana que antecedeu a coleta das amostras do segundo período, bem como no dia da coleta, houveram algumas precipitações na cidade de Recife-PE. De acordo com dados do Registro do Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP, 2020), horas antes da coleta das amostras em setembro, ocorreu precipitação total de 11mm na cidade de Recife-PE, enquanto que no dia da coleta de março, por exemplo, não houve a presença de chuva. Tal precipitação somada com o fornecimento de água do próprio telhado verde por meio da irrigação, justificam as altas concentrações no fluxo de CO₂, pois como já relatado, a umidade do solo é um dos principais agente que controlam as atividades dos microrganismos, logo, na maior concentração de CO₂.

Ao observar os dados de carbono orgânico do primeiro e do segundo período, observa-se que apenas os tratamentos representados pelas espécies *Zoysia japônica* e *Tradescantia zebrina* diferiram estatisticamente entre si, apresentando valores médios de 143,45 e 106,88 g.kg⁻¹, para o primeiro período e, 115,01 e 83,23 g.kg⁻¹, no caso do segundo período, respectivamente (Figura 12).

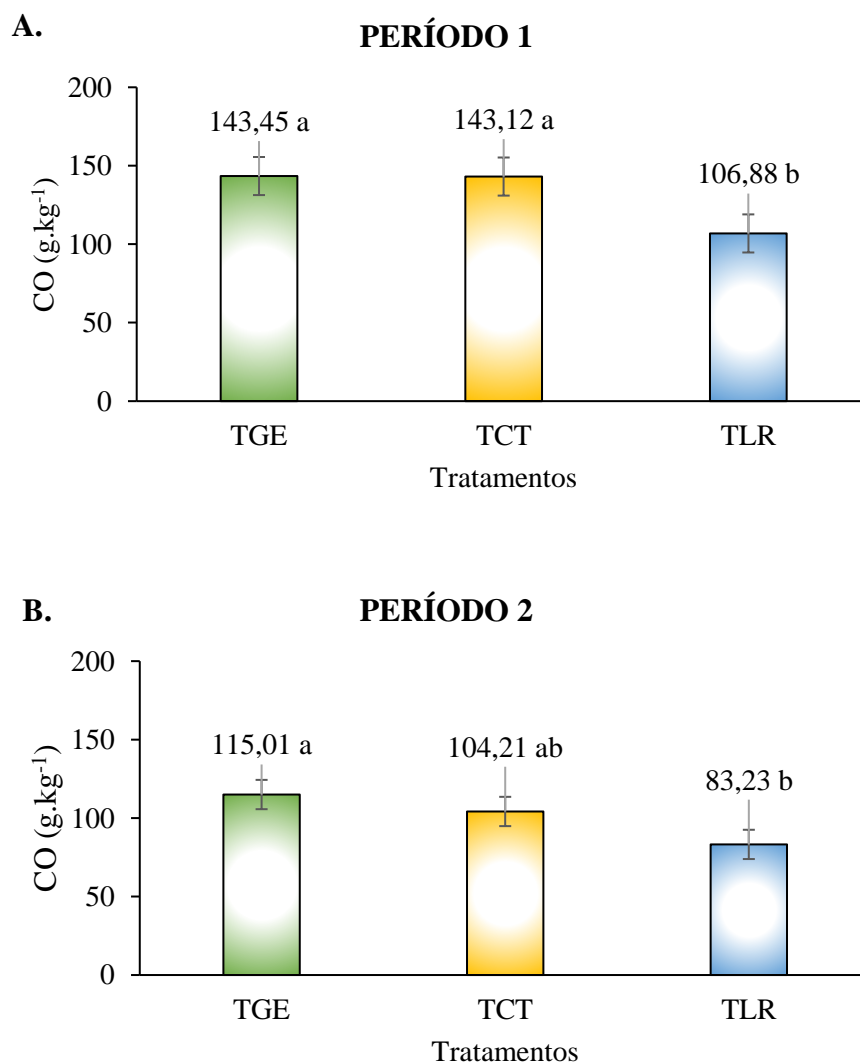


Figura 12 - Média do teor de carbono orgânico (g.kg^{-1}) no substrato, nos tratamentos TGE (Tratamento grama esmeralda - *Zoysia japônica*), TCT (Tratamento capim do texas - *Pennisetum setaceum*) e TLR (Tratamento lambari roxo - *Tradescantia zebrina*), submetidas ao teste de Tukey ($p < 0,05$).

Ao comparar o teor de carbono orgânico (g.kg^{-1}) e a matéria orgânica (g/kg) no substrato do telhado verde, verificou-se que estes parâmetros estão associados para todos os tratamentos estudados, ou seja, a concentração de carbono orgânico tendeu a aumentar nos pontos de maior conteúdo de carbono orgânico, bem como a inversa é verdadeira (Tabela 5).

Tabela 5 - Média do teor de carbono orgânico (g.kg^{-1}) e matéria orgânica (g/kg) no substrato, nos tratamentos TGE (Tratamento grama esmeralda - *Zoysia japonica*), TCT (Tratamento capim do texas - *Pennisetum setaceum*) e TLR (Tratamento lambari roxo - *Tradescantia zebrina*), localizado em telhado verde, Recife-Pernambuco. Dados observados no primeiro e segundo período do experimento, março e setembro de 2020, respectivamente.

	CO (g.kg^{-1})	MO (g/kg)
Tratamentos	Período 1	
TCT	143,12	246,73
TGE	143,45	247,30
TLR	106,88	184,25
	Período 2	
TCT	104,21	179,66
TGE	115,01	198,27
TLR	83,24	143,50

CO = Carbono orgânico; MO = Matéria orgânica.

Observa-se que com o aumento no teor de matéria orgânica, por mais que em pequenas frações, promoveu o aumento do teor de carbono orgânico do substrato (Tabela 5).

Resultado semelhante foi observado por Brown e Coton (2013), ao realizarem pesquisa em solos agrícolas na Califórnia, ao avaliarem a deposição de carbono orgânico total, nutrientes disponíveis, nitrogênio do solo, atividade microbiana, entre outras análises, em solos agrícolas. Os mesmos observaram que à medida que aumentou o teor de matéria orgânica do solo por meio do adicionamento de resíduo orgânico, o conteúdo de carbono orgânico do solo também foi elevado. Além disso, os mesmos autores constataram que a atividade microbiana no solo que recebeu o tratamento com resíduos orgânicos também foi superior ao solo controle em cerca de 2,3 vezes ($p < 0,009$), tal resultado aumentou significativamente uma vez que a adição de matéria orgânica fornece alimento para os microrganismos.

Santos et al. (2019), ao quantificarem os teores e estoques de carbono orgânico no solo em diferentes usos da terra, constataram que os maiores teores de carbono orgânico foram encontrados nas camadas mais superficiais do solo, ou seja, de 0-5 cm (variando de 36,9 a 65,3 g.kg^{-1}), e que o maior gradiente desse carbono ocorreu em locais de maior acumulação de material vegetal.

Com o passar dos anos fica cada vez mais explícito que a emissão de gases de efeito estufa está causando sérias complicações para a população em si, bem como causando mudanças climáticas que interferem até mesmo no cultivo de plantas, afetando diretamente a agricultura mundial (WARGENT; JORDAN, 2013). Sendo assim, o carbono que está

sequestrado no solo na forma de dióxido de carbono (CO₂), muito contribui para redução do fenômeno de efeito estufa (TROMBETTA et al., 2020). Além disso, para que se tenha um elevado nível de carbono no solo é preciso que o nível de matéria orgânica desse solo também seja elevado (TROMBETTA et al., 2020).

Vale ressaltar que maioria dos estudos que envolvem a dinâmica do carbono tem sido extensivamente estudada em paisagens naturais, agrícolas, florestas urbanas e comunitárias. Pouco se sabe sobre o sequestro de carbono em telhados verdes.

8 CONCLUSÕES

O substrato proveniente da espécie grama esmeralda apresentou maior potencial para estoque de CO₂, por meio de efluxo de CO₂ (exceto para o segundo período), bem como o conteúdo de água no substrato influenciou no maior sequestro de carbono.

Em ambos os períodos estudados, o substrato proveniente da espécie grama esmeralda, apresentou maior conteúdo de carbono orgânico.

O uso de telhado verde pode contribuir para o sequestro de carbono, além disso, um dos fatores que influenciam neste estoque de carbono está relacionado ao tipo de vegetação inserido no telhado.

9 REFERÊNCIAS

- AGRA, H. E.; KLEIN, T.; VASL, A.; KADAS, G.; BLAUSTEIN, L. Measuring the effect of plant-community composition on carbon fixation on green roofs. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 24, p. 1-4, 2017.
- ALEXANDER, M. **Introduction to soil microbiology**. 4 ed. New York, John Wiley, 1967. 472p.
- ANJOS, R. M.; ARAUJO, Q. R.; OLIVEIRA, S. J. R.; GROSS, E. Atividade microbiana em diferentes condições de solo e sistemas de cultivo do cacauero. **Agrotropica**, v. 29, n. 3, p. 203-212, 2017.
- ARAUJO, K. D.; DANTAS, R. T.; ANDRADE, A. P. D.; PARENTE, H. N. Cinética de evolução de dióxido de carbono em área de caatinga em São João do Cariri-PB. **Revista Árvore**, v. 35, n. 5, p. 1099-1106, 2011.
- AZEVEDO, W. D. S. L.; PEREZ-MARIN, A. M.; FERREIRA, T. C. *Opuntia* sp., fertilidade e sazonalidade climática podem influenciar a microbiologia do solo em área com SAF?. **Journal of Biology & Pharmacy and Agricultural Management**, v. 15, n. 4, p. 373-386, 2019.
- BADGERY, W. B.; SIMMONS, A. T.; MURPHY, B. M.; RAWSON, A.; ANDERSSON, K. O.; LONERGAN, V. E.; VAN DE VEN, R. Relationship between environmental and land-use variables on soil carbon levels at the regional scale in central New South Wales, Australia. **Soil Research**, v. 51, n. 8, p. 645-656, 2013.
- BARBOSA, R. R. N.; SILVA, A. A.; NEVES, M. G.; GALVÃO, A. R. A.; OLIVEIRA NETO, C. F. Produção e sequestro de carbono na atmosfera. **Enciclopédia Biosfera**, Centro Científico Conhecer, v. 9, n. 16, p. 1783-1798, 2013.
- BERNDTSSON, J. C.; EMILSSON, T.; BENGTSSON, L. The influence of extensive vegetated roofs on runoff water quality. **Science of the Total Environment**, 355, p. 48–63. 2006.
- BESIR, A. R.; CUCE, E. Green roofs and facades: A comprehensive review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 82, p. 915-939, 2018.
- BRITO, M. R.; SIQUEIRA, F. L. T.; SOUSA, I. J. A.; SOUSA, R. N. Estoque de carbono no solo sob diferentes condições de cerrado. **Revista Desafios**, v. 5, n. especial, 2018.
- BROWN, S.; COTTON, M. Changes in soil properties and carbon content following compost application: results of on-farm sampling. **Compost Science & Utilization**, v. 19, n. 2, p. 87-96, 2011.
- CARVALHO, J. L. N.; AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; MELLO, C. R.; CERRI, C. E. P. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 2, p. 277-289, 2010.

CASTLETON, H. F.; STOVIN, V.; BECK, S. B.; DAVISON, J. B. Green roofs; building energy savings and the potential for retrofit. **Energy and buildings**, v. 42, n. 10, p. 1582-1591, 2010.

CATTELAN, A.J.; VIDOR, C. Flutuação na biomassa, atividade e população microbiana do solo, em função de variações ambientais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 14, p. 133-142, 1990.

CERRI, C. E. P.; SPAROVEK, G.; BERNOUX, M.; EASTERLING, W. E.; MELILLO, J. M.; CERRI, C. C. Tropical agriculture and global warming: Impacts and mitigation options. **Scientia Agricola**, v. 64, n. 1, p. 83-99, 2007.

CHEN, C. F. Performance evaluation and development strategies for green roofs in Taiwan: a review. **Ecological Engineering**, v. 52, p. 51-58, 2013.

CHEN, X. P.; HUANG, P.; ZHOU, Z. X.; GAO, C. A review of green roof performance towards management of roof runoff. **Chinese Journal of Applied Ecology**, v. 26, n. 8, p. 2581-2590, 2015.

CHEN, F.; ZHOU, Z.; GUO, E.; YE, Z. Effect of dust catching capacity of tree species in the urban industrial park, example from the green area around Wuhan Steel Corporation. **Chin J Ecol**, v. 25, n. 1, p. 34-38, 2006.

CHU, X.; ZHAN, J.; LI, Z.; ZHANG, F.; QI, W. Assessment on forest carbon sequestration in the Three-North Shelterbelt Program region, China. **Journal of Cleaner Production**, v. 652, p. 300-306, 2019.

CIAIS, P.; SABINE, C.; BALA, G.; BOPP, L.; BROVKIN, V.; CANADELL, J.; CHHABRA, A.; DEFRIES, R.; GALLOWAY, J.; HEIMANN, M.; JONES, C.; LE QUÉRÉ, C.; MYNENI, R. B.; PIAO, S.; THORNTON, P. The physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. **Change, IPCC Climate**, p. 465-570, 2013.

CLAESSEN, M.E.C. (Org.). **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. rev. atual. Rio de Janeiro: Embrapa-CNPq, 1997. 212p. (Embrapa-CNPq. Documentos, 1).

CORREIA, K. G.; SANTOS, T.; ARAUJO, K. D.; SOUTO, J.; FERNANDES, P. Atividade microbiana do solo em quatro estágios sucessionais da Caatinga no município de Santa Terezi- nha, Paraíba, Brasil. **Engenharia Ambiental**, v. 6, n. 3, p. 534-549, 2009.

COMA, J.; PÉREZ, G.; SOLÉ, C.; CASTELL, A.; CABEZA, L. F. Thermal assessment of extensive green roofs as passive tool for energy savings in buildings. **Renewable Energy**, v. 85, p. 1106-1115, 2016.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE –
Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>>. Acesso em: 05 jan. 2021.

CUCE, E. Thermal regulation impact of green walls: An experimental and numerical investi- gation. **Appl Energy**, v. 194, p. 247-254, 2016.

DINIZ, M. A. O. M.; MELO, D. D. C. P. Potencial aproveitamento de lodo de ETE na construção civil em Recife/PE. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 10, n. 5, p. 187-203, 2019.

DUNNETT, N. Options and constraints for plant use on green roofs in the UK. International Green Roof Congress, 2004. **International Green Roof Association, Nürtingen**.

EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa e Agropecuária. **Efeito estufa**. Brasília, 2017. Disponível em: <<http://www.cnpma.embrapa.br/projetos/index.php3?sec=agrog:::81>>. Acesso em: 15 ago. 2019.

FEITOSA, R. C.; WILKINSON, S. Uso de sistemas vegetados e os impactos na promoção da saúde. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 34, n. 7, p. 1-4, 2018.

FERREIRA, D. F. Sisvar: A computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 35, n. 6, p. 1039-1042, 2011.

FONSECA, F.; FIGUEIREDO, T.; MARTINS, A. Carbon storage as affected by different site preparation techniques two years after mixed forest stand installation. **Forest Systems**, v. 23 n. 1, p. 84-92, 2014.

FREDDI, L. A. Riscos associados à aplicação do lodo de esgoto na agricultura. **Revista Científica ANAP Brasil**, v. 12, n. 24, 2019.

GETTER, K. L.; ROWE, D. B.; ANDRESEN, J. A.; WICHMAN, I. S. Seasonal heat flux properties of an extensive green roof in a Midwestern US climate. **Energy and Buildings**, v. 43, n. 12, p. 3548-3557, 2011.

GETTER, K.; ROWE, D. B.; ROBERTSON, G. P.; CREGG, B. M.; ANDRESEN, J. A. Carbon sequestration potential of extensive green roofs. **Environmental Science Technology**, v. 43, n. 19, p. 7564-7570, 2009.

GETTER, K. L.; ROWE, D. B. Media depth influences Sedum green roof establishment. **Urban Ecosystems**, v. 11, n. 4, p. 361, 2008.

GONÇALVES, C. F.; CORREA, S. R. S.; RODRIGUES, L. B.; ALMEIDA NETO, J. A. Pegada de carbono do ciclo de vida da celulose de eucalipto: estudo de caso numa empresa baiana. **Gaia Scientia**, v. 12, n. 4, p. 1-15, 2018.

GRACE, J. Carbon cycle. In: **Encyclopedia of biodiversity**. New York: Academic Press, v. 1, p. 609-629, 2001.

GRAVENDEEL, B.; SMITHSON, A.; SLIK, F. J.; SCHUITEMAN, A. Epiphytism and pollinator specialization: drivers for orchid diversity?. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 359, n. 1450, p. 1523-1535, 2004.

GRISI, B. M. Método químico de medição da respiração edáfica: alguns aspectos técnicos. **Ciência e Cultura**. v.30, n.1, p.82-88, 1978.

HASHEMI, S. S. G.; MAHMUD, H. B.; ASHRAF, M. A. Performance of green roofs with respect to water quality and reduction of energy consumption in tropics: a review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 52, p. 669-679, 2015.

HE, Y.; YU, H.; DONG, N.; YE, H. Thermal and energy performance assessment of extensive green roof in summer: A case study of a lightweight building in Shanghai. **Energy and Buildings**, v. 127, p. 762-773, 2016.

HE, Y.; YU, H.; OZAKI, A.; DONG, N.; ZHENG, S. Long-term thermal performance evaluation of green roof system based on two new indexes: A case study in Shanghai area. **Building and Environment**, v. 120, p. 13-28, 2017.

IASIMONE, F.; FELICE, V.; PANICO, R.; PIROZZI, F. Experimental study for the reduction of CO₂ emissions in wastewater treatment plant using microalgal cultivation. **Journal of CO₂ Utilization**, v. 22, p. 01-08, 2017.

IBGE – **Instituto Brasileiro de Geografia Estatística. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. 2017.

Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=2101734>>. Acesso em: 12 ago. 2020.

IGRA – International Green Roof Association. **Green Roof Types**. 2017.

Disponível em: <http://www.igra-world.com/types_of_green_roofs/index.php>. Acesso em: 21 mai. 2019.

INMET - **Instituto Nacional de Meteorologia**.

Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisClimatologicas>>. Acesso em: 15 set. 2019.

IPCC - **Climate Change 2014: Synthesis Report**. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp. 2014.

ISLAM, K. R.; WEIL, R. R. Land use effects on soil quality in a tropical forest cosystem of Bangladesh. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v. 79, n. 1, p. 9-16, 2000.

KARTERIS, M.; THEODORIDOU, I.; MALLINIS, G.; TSIROS, E.; KARTERIS, A. Towards a green sustainable strategy for Mediterranean cities: assessing the benefits of large-scale green roofs implementation in Thessaloniki, Northern Greece, using environmental modelling, GIS and very high spatial resolution remote sensing data. **Renew Sustain Energy**, v. 58, p. 510–525, 2016.

KUTSCH, W. L.; BAHN, M.; HEINEMEYER, A. Soil carbon relations: an overview. **Soil carbon dynamics: an integrated methodology**, p. 1-15, 2009.

LAL, R.; NEGASSA, W.; LORENZ, K. Sequestro de carbono no solo. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 15, p. 79-86, 2015.

LI, J. F.; WAI, O. W.; LI, Y. S.; ZHAN, J. M.; HO, Y. A.; LI, J.; LAM, E. Effect of green roof on ambient CO₂ concentration. **Building and Environment**, v. 45, n. 12, p. 2644-2651, 2010.

LIMA, G. C. O. **Avaliação do desempenho de telhados verdes: capacidade de retenção hídrica e qualidade da água escoada**. 2013. 51 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2013.

LIU, C.; LI, Y.; LI, J. Geographic information system-based assessment of mitigating flash-flood disaster from green roof systems. **Computers, Environment and Urban Systems**, v. 64, p. 321-331, 2017.

LOCATELLI, J. L. **Plantas de cobertura em sucessão ao milho e sua contribuição no carbono orgânico do solo**. 2018. 45 f. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Catarina, Curitiba, 2018.

LUO, H., LIU, X., ANDERSON, B. C., ZHANG, K., LI, X., HUANG, B., LI, M., MO, Y., FAN, L., SHEN, Q., CHEN, F., CHEN, F. Carbon sequestration potential of green roofs using mixed-sewage-sludge substrate in Chengdu World Modern Garden City. **Ecological Indicators**, v. 49, p. 247-259, 2015.

MACLEOD, I.; SAVAGE, A. L.; BAIRD, J. Decline in microbial activity does not necessarily indicate an end to biodegradation in MSW-biowaste: **A case study**. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 18, p. 8626-8630, 2008.

MAGRI, R. A. F.; BAIÃO, T. C. Restauração de APPs degradadas e a viabilização do sequestro de carbono: estudo de uma bacia hidrográfica urbana no município de Passos-MG. **Ambiência**, v. 12, n. 3, p. 921-930, 2015.

MANSO, M.; CASTRO-GOMES, J. Green wall systems: a review of their characteristics. **Renew Sustain Energy Rev**, v. 41, p. 863–71, 2015.

MARENCO, R. A.; ANTEZANA-VERA, S. A.; GOUVÊA, P. R. S.; CAMARGO, M. A. B.; OLIVEIRA, M. F.; SANTOS, J. K. S. Fisiologia de espécies florestais da Amazônia: fotossíntese, respiração e relações hídricas. **Ceres**, v. 61, n. 7, 2014.

MATOS, A. C. M.; ISEWAKI, N. T. Alternativa de aplicação de lodo de estação de tratamento de esgoto em cobertura de aterros sanitários. In: CONGRESSO MINEIRO DE ENGENHARIAS E ARQUITETURA. **Anais**. Belo Horizonte, CEMEA, 2017.

MCLEOD, M. K.; SCHWENKE, G. D.; COWIE, A. L.; HARDEN, S. Soil carbon is only higher in the surface soil under minimum tillage in Vertosols and Chromosols of New South Wales North-West Slopes and Plains, Australia. **Soil Research**, v. 51, n. 8, p. 680-694, 2013.

MENDES, T. G. L.; ANJOS, R. S.; SANTOS, T. N.; MOREIRA, A. B.; NÓBREGA, R. S. Abordagem científica sobre ilhas de calor em Recife-PE. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 04, n. 01, p. 1-13, 2019.

MICKOVSKI, S. B.; BUSS, K.; MCKENZIE, B. M.; SOKMENER, B. Laboratory study on the potential use of recycled inert construction waste material in the substrate mix for extensive green roofs. **Ecological Engineering**, v. 61, p. 706-714, 2013.

MOLINEUX, C. J.; FENTIMAN, C. H.; GANGE, A. C. Characterising alternative recycled waste materials for use as green roof growing media in the U.K. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 10, 2009.

NAGASE, A.; DUNNETT, N. Performance of geophytes on extensive green roofs in the United Kingdom. **Urban forestry & urban greening**, v. 12, n. 4, p. 509-521, 2013.

NOBRE, C. A. O aquecimento global e o papel do Brasil. **Revista Ciências Hoje**, v. 36, n. 211, p. 38-40, 2004.

ONDOÑO, S.; MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, J. J.; MORENO, J. L. The inorganic component of green roof substrates impacts the growth of Mediterranean plant species as well as the C and N sequestration potential. **Ecological indicators**, v. 61, p. 739-752, 2016.

OLIVEIRA, A. S. A Liderança dos Países Desenvolvidos no Acordo de Paris: reflexões sobre a estratégia do Naming and Shaming dentro do Balanço-Global. **Sequencia**, v. 40, n. 81, p. 155-180, 2019.

OLIVEIRA, M. T.; GANEM, K. A.; BAPTISTA, G. M. M. Análise sazonal da relação entre sequestro de carbono e ilhas de calor urbanas nas metrópoles de São Paulo, Rio de Janeiro, Belo Horizonte e Brasília. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 69, n. 4, p. 807-825, 2017.

OHNUMA JÚNIOR, A. A.; MARQUES, M.; SILVA, L. P. Efeitos globais da temperatura e da precipitação em telhados verdes. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 20, n. 13, p. 234-251, 2017.

ORTIZ PORANGABA, G. F. O.; TEIXEIRA, D. C. F.; AMORIM, M. C. C. T. Procedimentos metodológicos para análise das ilhas de calor em cidades de pequeno e médio porte. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 21, n. 13, p. 225-247, 2017.

PALLA, A.; GNECCO, I.; LANZA, L. Hydrologic restoration in the urban environment using green roofs. **Water**, v. 2, n. 2, p. 140-154, 2010.

PEREIRA, A. R.; ANGELOCCI, L. R.; SENTELHAS, P. C. **Agrometeorologia: fundamentos e aplicações práticas**. Guaíba: Agropecuária, 478p, 2002.

POST, W.; PENG, T. H.; EMANUEL, W. R.; KING, A. W.; DALE, V. H.; DEANGELIS, D. L. The global carbon cycle. **American scientist**, v. 78, n. 4, p. 310-326, 1990.

PREFEITURA MUNICIPAL DE RECIFE – **Recife sustentável e de baixo carbono: Plano de Redução de Emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE)**. 2016. Disponível em: <http://www2.recife.pe.gov.br/sites/default/files/plano_de_baixo_co2_recife.pdf>. Acesso em: 31 out. 2019.

QIN, X.; WU, X.; CHIEW, Y. M.; LI, Y. A green roof test bed for stormwater management and reduction of urban heat island effect in Singapore. **International Journal of Environment and Climate Change**, p. 410-420, 2012.

RABBI, S. F.; TIGHE, M.; COWIE, A.; WILSON, B. R.; SCHWENKE, G.; MCLEOD, M.; BADGERY, W.; BALDOCK, J. The relationships between land uses, soil management practices, and soil carbon fractions in South Eastern Australia. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 197, n. 1, p. 41-52, 2014.

RAJI, B.; TENPIERIK, M. J.; VAN DEN DOBBELSTEEN, A. The impact of greening systems on building energy performance: a literature review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 45, p. 610–623, 2015.

RANJANA, D.; SWATI, D.; BHATTACHARJEE, C. **Reference Module in Materials Science and Materials Engineering**. Kolkata: Ed. Elsevier, 2018, p. 01-13.

RAZZAGHMANESH, M.; BEECHAM, S. The hydrological behaviour of extensive and intensive green roofs in a dry climate. **Science of the Total Environment**, v. 499, 284-296, 2014.

RAZZAGHMANESH, M.; BEECHAM, S.; SALEMI, T. The role of green roofs in mitigating Urban Heat Island effects in the metropolitan area of Adelaide, South Australia. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 40, p. 89-102, 2017.

REI, F. C. F.; GONÇALVES, A. F.; SOUZA, L. P. Acordo de Paris: reflexões e desafios para o regime internacional de mudanças climáticas. **Revista Veredas do Direito**, v. 14, n. 29, p. 81-99, 2017.

RODRÍGUEZ, C. R. M. **Estimativa do potencial sequestro de carbono em áreas de preservação permanente de cursos d'água e topos de morros mediante reflorestamento com espécies nativas no município de São Luiz do Paraitinga**. 2015. 148 f. Dissertação (Mestrado em meteorologia) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2015.

ROCHA, W. O.; PEREIRA, A. M.; SILVA, A. E.; FRAGA, J. A. Estimativa de biomassa vegetal e sequestro de carbono no parque natural municipal flor do ipê, Várzea Grande, MT. **Multitemas**, v. 22, n. 51, p. 179-195, 2017.

ROSA, R.; SANO, E. E.; ROSENDO, J. S. Estoque de carbono em solos sob pastagens cultivadas na bacia hidrográfica do Rio Paranaíba. **Sociedade & Natureza**, v. 26, n. 2, 26 ago. 2014.

ROSCOE, R.; MERCANTE, F. M.; MENDES, I. D. C.; REIS JÚNIOR, F. B.; SANTOS, J. C. F. E HUNGRIA, M. (2006) – Biomassa microbiana do solo: fração mais ativa da matéria orgânica. In: ROSCOE, R.; MERCANTE, F. M.; SALTON, J. C. (Eds.) – **Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas conservacionistas: modelagem matemática e métodos auxiliares**. Dourados, Embrapa, p. 163-198.

ROSSETI, K. A. C.; NOGUEIRA, M. C. J. A.; NOGUEIRA, J. S. Interferência microclimática na utilização do telhado verde para regiões tropicais: estudo de caso em Cuiabá, MT. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 9, n. 9, p. 1959-1970, 2013.

SANTOS, G. R.; SANTOS, E. M. C.; LIRA, E. S.; GOMES, D. L.; ARAUJO, K. D. Respiração microbiana do solo relacionada ao conteúdo de água no solo e a temperatura do solo, na época do Equinócio de primavera, em Olho D'Água do Casado, Semiárido de Alagoas. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 2, 885-893, 2016.

SANTOS, J. P. P.; SILVA, H. I. P. Política externa brasileira e mudanças climáticas: Análise dos atos internacionais assinados pelo Brasil (1990-2017). **RIC Relações Internacionais**, v. 5, n. 10, p. 112-134, 2018.

SANTOS, K. F.; BARBOSA, F. T.; BERTOL, I.; DE SOUZA WERNER, R.; WOLSCHICK, N. H.; MOTA, J. M. Teores e estoques de carbono orgânico do solo em diferentes usos da terra no Planalto Sul de Santa Catarina. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 18, n. 2, p. 222-229, 2019.

SCHAEFFER, M.; EICKHOUT, B.; HOOGWIJK, M.; STRENGERS, B.; VAN VUUREN, D. LEEMANS, R. OPSTEEGH, T. CO₂ and albedo climate impacts of extratropical carbon and biomass plantations. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 20, n. 2, p. 1-15, 2006.

SEEG - **Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa**. 2017. Disponível em: <<http://plataforma.seeg.eco.br/map>>. Acesso em: 31 out. 2019.

SHAFIQUE, M.; KIM, K.; RAFIQ, M. Green roof benefits, opportunities and challenges – A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 90, p. 757-773, 2018.

SHAFIQUE, M.; KIM, R. Application of green blue roof to mitigate heat island phenomena and resilient to climate change in urban areas: A case study from Seoul, Korea. **Journal of Water and Land Development**, v. 33, p. 165-170, 2017.

SHENG, Y.; ZHAN, L.; ZHU, L. Reduced carbon sequestration potential of biochar in acidic soil. **Science of the Total Environment**, v. 572, p. 129-137, 2016.

SHIFERAW, A.; HURNI, H.; ZELEKE, G. A review on soil carbon sequestration in Ethiopia to mitigate land degradation and climate change. **Journal of Environment and Earth Science**, v. 3, n. 12, p. 187-201, 2013.

SILVA, O. C.; STELLA, O.; VARKULYA JUNIOR, A; COELHO, S. T. (2003) **Potencial de mitigação de gases estufa pela indústria de óleo de palma visando a captação de recursos do mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL)**. In Proceedings of the 3. Encontro de Energia no Meio Rural.

SOUZA, R. O. L.; FERREIRA, M. L. S.S.; VASCONCELLOS, C. A. B. Telhado verde de baixo investimento composto por plantas medicinais e aromáticas. **Revista Semioses**, v. 9, n. 2, p. 48-58, 2015.

SUN, T.; BOU-ZEID, E.; WANG, Z. H.; ZERBA, E.; NI, G. H. Hydrometeorological determinants of green roof performance via a vertically-resolved model for heat and water transport. **Building and Environment**, v. 60, p. 211-224, 2013.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. 2017. **Fisiologia Vegetal**. 5ª ed. São Paulo.

TALEBI, A.; BAGG, S.; SLEEP, B. E.; O'CARROLL, D. M. Water retention performance of green roof technology: A comparison of canadian climates. **Ecological Engineering**, v. 126, p. 1-15, 2019.

TEDESCO, J. M.; VOLKWEISS, S. J. BOHNEN, H. **Análises do solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 188 p. (Boletim Técnico).

TEIXEIRA, P. H. L. LUCAS, T. P. B. A influência da vegetação em um microclima da cidade de Belo Horizonte, MG. **Caderno de Geografia**, Belo Horizonte, v. 24, n. 2, p. 56-72, 2014.

TOWNSHEND, D; DUGGIE, A. **Study on green roof application in Hong Kong**. Hong Kong: Ed. Architectural services department, 2007, 10 p.

TROMBETTA, L. J.; TURCHETTO, R.; DA ROSA, G. M.; VOLPI, G. B.; BARROS, S.; DA SILVA, V. R. Resíduos orgânicos e suas implicações com o carbono orgânico e microbiota do solo e seus potenciais poderes poluentes. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 7, p. 43996-44005, 2020.

VALENTINI, C. M. A.; ABREU, J. G.; FARIA, R. A. P. G. Respiração do solo como bioindicador em áreas degradadas. **Revista Internacional de Ciências**, v. 5, n. 2, p. 127-142, 2015.

VIJAYARAGHAVAN, K. Green roofs: a critical review on the role of components, benefits, limitations and trends. **Renew Sustain Energy Rev**, v. 57, p. 740–752, 2016.

VISENTIN, R.; MATEUS, C. M. D. A.; ESPERANCINI, M. S. T.; BOAS, R. L. V.; CRUZ, C. V. Compostagem de lodo de esgoto em Botucatu: avaliação preliminar de custos. In: FÓRUM INTERNACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS. **Anais**. Porto Alegre, 2017.

WALLACE, J. M.; HOBBS, P. V. **Athmospheric science: an introductory survey**. 2. ed. Academic Press, 2006.

WARGENT, J. J.; JORDAN, B. R. From ozone depletion to agriculture: understanding the role of UV radiation in sustainable crop production. **New Phytologist**, v. 197, n. 4, p. 1058-1076, 2013.

WHITMAN, T.; ZHU, Z.; LEHMANN, J. Carbon mineralizability determines interactive effects on mineralization of pyrogenic organic matter and soil organic carbon. **Environmental science & technology**, v. 48, n. 23, p. 13727-13734, 2014.

WHITTINGHILL, L. J.; ROWE, D. B.; SCHUTZKI, R.; CREGG, B. M. Quantifying carbon sequestration of various green roof and ornamental landscape systems. **Landscape and Urban Planning**, v. 123, p. 41-48, 2014.

WHITTINGHILL, L. J.; ROWE, D. B.; CREGG, B. M. Evaluation of vegetable production on extensive green roofs. **Agroecology and sustainable food systems**, v. 37, n. 4, p. 465-484, 2013.

WMO - **World Meteorological Organization**. 2014. Greenhouse gas bulletin: the state of greenhouse gases in the atmosphere based on observations through 2013.

YAN, B. The research of ecological and economic benefits for green roof. **Applied Mechanics and Materials**, v. 71-78, p. 2763-2766, 2011.

YEOMANS, J.C.; BREMNER, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Comm. Soil Sci. Plant Anal.**, v. 19, p. 1467-1476, 1988.

ZHANG, Q.; MIAO, L.; WANG, X.; LIU, D.; ZHU, L.; ZHOU, B.; SUN, J.; LIU, J. The capacity of greening roof to reduce stormwater runoff and pollution. **Landscape and Urban Planning**, v. 144, p. 142-150, 2015.

ZHANG, X.; GU, R.; CHEN, Z.; LI, Y. Effect of Duct capturing of residential greenland in Beijing. **J Beijing Univ Agric**, v. 19, n. 4, p. 12-17, 1997.

ZHAO, Y.; LI, S. YAN, Z. Duct capturing effect and assessment method for urban green space. **J Huazhong Univ Agric**, v. 21, n. 6, p. 582-586, 2002.

ZHAO, D.; XUE, W. Power conservation effects from light-weighted roof greening. **Chin J Shanghai Agric**, v. 24, n. 1, p. 99-101, 2008.