

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

RAPHAEL MACHADO

EFEITOS DA TEMPERATURA E DA TURBIDEZ NO  
CRESCIMENTO DE *Egeria densa* Planch

SÃO CARLOS -SP  
2020

RAPHAEL MACHADO

EFEITOS DA TEMPERATURA E DA TURBIDEZ NO CRESCIMENTO DE *Egeria densa*  
Planch

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, da Universidade Federal de São Carlos, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências. Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dr. Irineu Bianchini Jr.

São Carlos-SP  
2020

Machado, Raphael

Efeitos da temperatura e da turbidez no crescimento de *Egeria densa*  
Planct. Raphael Machado. -- 2020.  
112 f. : 50 cm.

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

Orientador: Irineu Bianchini Junior

Banca examinadora: Marcela Blanchessi da Cunha-Santino, Marcelo  
Açorria Fernandes, Reinaldo José de Castro, José Carlos Toledo Veniziani  
Junior, Carla Eloisa Dutiz dos Santos

Bibliografia

1. Cinética de crescimento. 2. Modelagem matemática. 3. Macrofito  
aquática. I. Orientador. II. Universidade Federal de São Carlos. III. Título.

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

DADOS FORNECIDOS PELO(A) AUTOR(A)

Bibliotecário(a) Responsável: Ronildo Santos Prado – CRB 8 7325

Orientador: Prof. Dr. Irineu Bianchini Júnior



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

---

**Folha de Aprovação**

---

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Tese de Doutorado do candidato Raphael Machado, realizada em 17/02/2020:

---

Prof. Dra. Marcela Bianchessi da Cunha Santino  
UFSCar

---

Prof. Dr. Marcelo Adorna Fernandes  
UFSCar

---

Prof. Dr. Reinaldo José de Castro  
UFSCar

---

Prof. Dr. José Carlos Toledo Veniziani Junior  
FATEC Jahu

---

Profa. Dra. Carla Eloísa Diniz dos Santos  
UFTM

## DEDICATÓRIA

Para a minha mãe, Ana Maria Machado.

## **AGRADECIMENTOS**

Ao meu orientador Prof. Dr. Irineu Bianchini Júnior e à Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Marcela Bianchessi da Cunha-Santino, à bióloga Jurity Antônia Machado Milan, pela paciência e por todo o tempo que dedicaram, de modo que possibilitaram a realização dos experimentos e demais atividades relacionadas à execução desse trabalho.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES - (Processo: 1618451/2016), pela bolsa de estudos; à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP – através do Processo: 2018/00348-0, que subsidiou a manutenção de equipamentos, a compra de reagentes e permitiu à aquisição das cubas de vidro utilizadas nos tratamentos relacionados a esse trabalho.

## EPÍGRAFE

“Importa que ele cresça e que eu diminua”.

João 3, 30

## RESUMO

A modelagem matemática do crescimento de macrófitas representa uma ferramenta preditiva que pode ser útil, por exemplo, para o planejamento de estratégias de manejo de populações vegetais. Neste trabalho foi utilizado um modelo cinético para avaliar o crescimento da macrófita aquática submersa *Egeria densa* em laboratório, que simularam condições de temperatura, turbidez e teor de nutrientes. Assim, avaliou-se o crescimento de *E. densa* sob duas temperaturas (25 e 27 °C) em diferentes condições de turbidez (0%, 18,5%, 37% e 55,5%), com quatro tipos de solo: (i) Gleissolo Háptico Eutrófico, (ii) Latossolo Vermelho Distroférico, (iii) Latossolo Vermelho Distrófico e (iv) Neossolos Quartzarênicos. Os experimentos foram conduzidos durante 60 dias. As plantas foram cultivadas em condições controladas (fotoperíodo de 12h, intensidade de radiação  $4,31 \times 10^{-3} \mu\text{mol seg}^{-1} \text{cm}^{-2}$ ) em recipientes de borosilicato em câmaras de germinação. As culturas foram alocadas aleatoriamente na incubadora de forma a manter a radiação uniforme. Para determinar o crescimento dos indivíduos de *E. densa*, foram avaliados, duas vezes por semana, o tamanho das plantas, a condutividade elétrica, o pH e a turbidez das águas utilizadas nos bioensaios foram mensurados. As variações temporais dos comprimentos acumulados de *E. densa* foram ajustadas a um modelo logístico com o qual estimou-se o tempo de duplicação e o  $Q_{10}$ . Constatou-se que o aumento da temperatura ( $p < 0.05$ ) para os diferentes tipos de solos contribuíram significativamente para o aumento do crescimento, quantidade de ramos e raízes de *E. densa*. A turbidez influenciou diminuindo o comprimento, com exceção do Latossolo Vermelho Distroférico, em que o acréscimo da turbidez aumentou o comprimento acumulado. Quanto a composição dos solos, verificou-se que o nitrogênio tendeu a diminuir o crescimento e o potássio contribuiu para o aumento, enquanto o fósforo ( $p\text{-valor} > 0,05$ ) não foi estatisticamente significativo. Concluiu-se que o aumento da temperatura em 2 °C foi o fator preponderante para o aumento do crescimento de *E. densa*, potencializando sua invasão e proliferação nos ambientes aquáticos.

**Palavras-chave:** Macrófitas. Fatores abióticos. Cinética de crescimento.

## ABSTRACT

Mathematical modeling of macrophyte growth is a predictive tool that can be useful, for example, for planning plant population management strategies. In this study, a kinetic model was used to evaluate the growth of submerged aquatic macrophyte *Egeria densa* under laboratory conditions that simulated temperature and turbidity conditions. Thus, the growth of *E. densa* was evaluated under two temperatures (25 and 27 °C) and different conditions of turbidity (0%, 18.5%, 37% and 55.5%), with four types of soil: (i) Gleissolo Haplic Eutrophic, (ii) Dystrophic Red Latosol, (iii) Red Latosol Dystrophic and (iv) Quartzarenic Neosols. The experiments were conducted for 60 days. The plants were cultivated under controlled conditions (12-hour photoperiod, radiation intensity of  $4.31 \times 10^{-3} \mu\text{mol mon}^{-1} \text{cm}^{-2}$ ) in borosilicate containers in germination chambers. Bioassays were randomly allocated to maintain uniform radiation. To determine the growth of the individuals of *Egeria densa*, the size of the plants was evaluated, and every four days, electrical conductivity, pH, and turbidity were measured. The temporal variation of the accumulated lengths of *E. densa* was fitted to a logistic model to estimate the duplication time and  $Q_{10}$  were estimated. In general, it was found that the increase in temperature ( $p < 0.05$ ) for the different types of soils contributed significantly to the increase in accumulated growth, biomass increase, and on the number of branches and roots of *E. densa*. Turbidity was related to a shorter accumulated length, except for dystrophic Red Latosol, in which the augment in turbidity caused an increase to the accumulated length. As for the composition of the soils, it was found that nitrogen tended to decrease accumulated growth and potassium contributed to the increase in growth, while phosphorus ( $p\text{-value} > 0.05$ ) was not statistically significant. It was concluded that the temperature increases at 2°C was the predominant factor that contributed most to creased growth of *E. densa*, potentiating its invasion and proliferation in aquatic environments.

**Keyword:** Macrophytes. Abiotic factors. Growth kinetic.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - <i>E. densa</i> . .....	30
Figura 2 - Localização da Estação Ecológica de Jataí. ....	333
Figura 3 - Pedologia da área de estudo. ....	344
Figura 4 - Mapa pedológico da Estação Ecológica de Jataí. ....	415
Figura 5 – Vista aérea da Estação Ecológica de Jataí. ....	36
Figura 6 – Imagens das coletas das amostras de solos na Estação Ecológica de Jataí .....	37
Figura 7 – Análise da dinâmica temporal do uso e cobertura do solo do município de Luís Antônio, para os anos de 2007 e 2017. ....	38
Figura 8 – Reservatório do rio Monjolinho. ....	41
Figura 9 – Experimento piloto realizado em 2016. ....	44
Figura 10 – Tratamentos com diluições de Gleissolo Háplico Eutrófico. ....	49
Figura 11 – Cinética de crescimento de <i>E. densa</i> para o Gleissolo Háplico Eutrófico. ....	59
Figura 12 – Box-plot do crescimento acumulado para o Gleissolo Háplico Eutrófico .....	612
Figura 13 – Número de ramos e raízes para o tratamento com Gleissolo Háplico Eutrófico. ....	613
Figura 14 – Tratamentos com diluições de Latossolo Vermelho Distroférrico .....	54
Figura 15 – Cinética de crescimento de <i>E. densa</i> para o Latossolo Vermelho Distroférrico. ....	55
Figura 16 – Box-plot do crescimento acumulado para o Latossolo Vermelho Distroférrico. ....	56
Figura 17 – Número de ramos e raízes para o tratamento com Latossolo Vermelho Distroférrico .....	57
Figura 18 - Tratamentos com diluições de Latossolo Vermelho Distrófico. ....	58
Figura 19 - Cinéticas de crescimento de <i>E. densa</i> para o Latossolo Vermelho Distrófico ...	59
Figura 20 - Box-plot do crescimento acumulado para o Latossolo Vermelho Distrófico ...	61
Figura 21 - Número de ramos e raízes para o tratamento com Latossolo Vermelho Distrófico .....	61
Figura 22 - Tratamentos com diluições de Neossolo Quartzarênico .....	63
Figura 23 - Cinéticas de crescimento de <i>E. densa</i> para o Neossolo Quartzarênico .....	64
Figura 24 - Box-plot do crescimento acumulado para o Neossolo Quartzarênico .....	66
Figura 25 - Número de ramos e raízes para o tratamento com Neossolo Quartzarênico ...	66
Figura 26 - Comparação dos diferentes $\mu$ de todos os tratamentos dos experimentos .....	67
Figura 27 - Comparação dos diferentes $k$ de todos os tratamentos dos experimentos .....	68
Figura 28 - Relação massa seca e úmida em todos os tratamentos .....	72

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Composição química ( $\text{mg.dm}^{-3}$ ) das amostras dos solos coletados. ....	366
Tabela 2 - Quantia de Carbono presente nas diluições (em $\text{mg.L}^{-1}$ ).....	427
Tabela 3 – Valores médios das variáveis limnológicas obtidas para o rio Monjolinho. ....	42
Tabela 4 – Composição da concentração da turbidez.....	444
Tabela 5 - Valores dos níveis de turbidez das diluições realizadas no experimento piloto....	44
Tabela 6 – Valores médios ( $n = 18; \pm \text{DP}$ ) das variáveis condutividade elétrica, turbidez e pH dos bioensaios de crescimento de <i>E. densa</i> para os tratamentos com Gleissolo Háplico Eutrófico. ....	53
Tabela 7 – Valores médios ( $n = 18; \pm \text{DP}$ ) das variáveis condutividade elétrica, turbidez e pH dos bioensaios de crescimento de <i>E. densa</i> para os tratamentos com Latossolo Vermelho Distrófico. ....	58
Tabela 8 – Valores médios ( $n = 18; \pm \text{DP}$ ) das variáveis condutividade elétrica, turbidez e pH dos bioensaios de crescimento de <i>E. densa</i> para os tratamentos com Latossolo Vermelho Distrófico.....	62
Tabela 9 – Valores médios ( $n = 18; \pm \text{DP}$ ) das variáveis condutividade elétrica, turbidez e pH dos bioensaios de crescimento de <i>E. densa</i> para os tratamentos com Neossolo Quartzarênico. ....	677
Tabela 10 – Valor-p para cada fator individual e suas combinações.....	69
Tabela 11 – Consolidação das significâncias.....	69
Tabela 12 – Matriz de correlação as variáveis de resposta.....	70
Tabela 13 – Valor de $Q_{10}$ calculado dos diferentes tratamentos dos experimentos. ....	71
Tabela 14 – Médias das massas úmidas dos exemplares de <i>E. densa</i> utilizados nos experimentos (g).....	72
Tabela 15 – Médias das massas secas dos exemplares de <i>E. densa</i> utilizados nos experimentos (g).....	72
Tabela 16 – Composição dos solos (g) avaliados e o crescimento acumulado (cm) da <i>E. densa</i> .....	73

## LISTA DE ABREVIATURAS

CO <sub>2</sub> .	Dióxido de Carbono
Fe.	Ferro
P.	Fósforo
pH.	Potencial Hidrogeniônico
N.	Nitrogênio
O <sub>2</sub> .	Oxigênio
C	Carbono
μ	Coeficiente de crescimento (d <sup>-1</sup> )
K	valor máximo de crescimento (cm)
t	tempo (dias)
Q <sub>10</sub> .....	Coeficiente de temperatura

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	12
1.1 HIPÓTESES .....	14
1.2 OBJETIVOS.....	14
<b>1.2.1 Geral</b> .....	14
<b>1.2.2 Específicos</b> .....	14
<b>2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</b> .....	15
2.1 CONTEXTUALIZAÇÃO.....	15
2.2 MACRÓFITAS AQUÁTICAS .....	17
2.3 FATORES SOBRE CRESCIMENTO DE MACRÓFITAS SUBMERSAS .....	20
<b>2.3.1 Aquecimento Global, macrófitas e modelagem</b> .....	23
<b>2.3.2 Precipitação e acastanhamento das águas</b> .....	26
<b>2.3.3 Processos erosivos laminares</b> .....	28
<b>3 MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	30
3.1 MACRÓFITA <i>E. DENSA</i> .....	30
3.2 ESTAÇÃO DE AMOSTRAGEM DOS SOLOS.....	321
<b>3.2.1 Características dos solos avaliados</b> .....	38
3.3 PROCEDIMENTOS DE AMOSTRAGEM E DESENHO EXPERIMENTAL .....	40
3.4 MODELAGEM MATEMÁTICA DO CRESCIMENTO DE <i>E. DENSA</i> .....	450
<b>3.4.1 Coeficiente de temperatura - <math>Q_{10}</math></b> .....	461
3.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA .....	473
<b>4 RESULTADOS</b> .....	49
4.1 CINÉTICA DE CRESCIMENTO .....	49
<b>4.1.1 Gleissolo Háptico Eutrófico</b> .....	49
<b>4.1.2 Latossolo Vermelho Distroférrico</b> .....	54
<b>4.1.3 Latossolo Vermelho Distrófico</b> .....	58
<b>4.1.4. Neossolo Quartzarênico</b> .....	638
4.2 AVALIAÇÕES ESTATÍSTICAS .....	68
<b>5 DISCUSSÃO</b> .....	70
<b>6 CONCLUSÕES</b> .....	79
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	80
<b>ANEXO A – Resultado da análise química dos solos utilizados nos bioensaios</b> .....	1024
<b>ANEXO B – Autorização de visita para coleta das amostras de solos na EE Jataí – Luis Antonio – SP</b> .....	1035

<b>ANEXO C – Imagem de satélite da Estação Ecológica de Jataí – Luís Antônio – SP .....</b>	<b>113</b>
<b>ANEXO D: Correspondência da nomenclatura dos solos nos diferentes sistemas....</b>	<b>114</b>
<b>ANEXO E: Tabela de cores de solos de Munsell.....</b>	<b>115</b>
<b>ANEXO F - Fluxograma com resumo das atividades efetuadas nesse trabalho.....</b>	<b>116</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Atualmente, a perda de diversidade e os efeitos adversos provenientes das atividades humanas têm contribuído para o aumento das taxas de perda de solo em nível global (BERENDSE et al., 2015). Esta situação demanda entendimento das implicações decorrentes das alterações que ocorrem nos ecossistemas aquáticos, incluindo, principalmente, os aspectos ligados à sua função e estrutura (CASTELLO; MACEDO, 2016).

Outro aspecto que tem despertado o interesse da sociedade e da comunidade científica é o aquecimento global. Fazendo frente à importância de compreender esses problemas ambientais, o Acordo de Paris, realizado em 2015, foi firmado por diversos países, no intuito de minimizar os efeitos deletérios provenientes desse fenômeno. O aquecimento global tem causado alterações nos ciclos bioquímicos, desencadeando mudanças em nível de bacia hidrográfica e influenciando diretamente nas cadeias/teias alimentares (PAERL et al., 2016).

Cabe salientar que a crescente gama de estressores que interferem no funcionamento e metabolismo dos ecossistemas, demanda o entendimento das possíveis implicações sobre as espécies, seja de forma isolada, como também combinada (STOLER et al., 2019). Dentre os principais diretores de mudanças das comunidades bióticas, merecem destaque o aumento da temperatura e o efeito da turbidez (MORMUL et al., 2012; SLEITH et al., 2018).

Nesse contexto, as macrófitas aquáticas constituem um grupo de organismos que sofrem influência direta em sua dinâmica, quando submetidas ao contato com estressores. Tal situação pode estar associada com os usos e cobertura do solo (KISSOON et al., 2013) e sofrem influência da temperatura (MORMUL et al., 2012). A entrada de material particulado nos ecossistemas aquáticos e o aumento da temperatura são situações que podem afetar de forma adversa a produtividade primária desses organismos. Frente as mudanças que ocorrem, avaliações se tornam necessárias, dada a sua contribuição para a elaboração de medidas de manejo e a identificação das potenciais implicações ecológicas (SCHEFFERS et al., 2016) para as macrófitas aquáticas. Tais organismos são considerados como um importante componente dos ecossistemas aquáticos e participam de sua estrutura. A sobrevivência das macrófitas nesses ambientes se reflete diretamente em

modificações morfológicas e fisiológicas, grandes responsáveis por possibilitarem a realização de fotossíntese e favorecem a sua persistência nesses ecossistemas (FLEMING; DIBBLE, 2015; ZHAO et al., 2015).

Sabe-se que, uma série de fatores exerce influência nas taxas de crescimento e de duplicação desses organismos, dentre eles merecem destaque a disponibilidade de nutrientes e a incidência luminosa. Todavia, alterações adversas podem ocasionar a perda de riqueza de espécies e demandar a adoção de estratégias de manejo para a conservação da biodiversidade, visto que condições de estresse permitem somente a existência de espécies tolerantes, caracterizadas por possuírem adaptações e mecanismos de sobrevivência que lhe conferem vantagens (LOUGHEED et al., 2001; AKASAKA et al.; 2010; WERSAL; MADSEN, 2011), situação que pode ocasionar o grande crescimento de suas populações e gerar prejuízos para os usos múltiplos da água.

Nesse contexto, merece destaque a *Egeria densa*, espécie que ocasiona uma série de danos econômicos e ambientais (WALSH et al., 2013) em várias localidades, por seu rápido crescimento, grande capacidade de dispersão e elevado potencial infestante (YARROW et al., 2009). *E. densa* é uma macrófita aquática que pertence à família Hydrocharitaceae, de ambiente limnético, enraizada, submersa, nativa da América do Sul e disseminada extensamente por diversas regiões do mundo, e popularmente conhecida por elódea brasileira (PISTORI et al., 2004; BIALOWIEC et al., 2019). Em diversos países é tida como uma planta infestante, constituindo uma densa cobertura vegetal, muitas vezes monoespecífica (WINTON; CLAYTON, 1996), Silveira et al. (2018) reporta que essa situação pode estar associada com o grande desenvolvimento de seus tratos morfológicos e a sua performance nos ambientes aquáticos.

Logo, compreender a dinâmica de alteração dos coeficientes de crescimento das macrófitas aquáticas possibilita a aferição de hipóteses acerca de táticas de controle/manejo do seu crescimento, que podem esclarecer tendências ecológicas em um ambiente singular bem como, facilita a acareação dos processos de decomposição e crescimento nos ecossistemas aquáticos. Certamente, pode se utilizar coeficientes de crescimento para macrófitas com o objetivo de relatar a dinâmica de colonização em ecossistemas. Tal aspecto tem sido abordado na literatura (PISTORI et al., 2004; BIANCHINI JR et al., 2010; CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR, 2011; MORMUL et al., 2012; BIANCHINI JR et al., 2015).

## 1.1 HIPÓTESES

A modelagem matemática consiste em uma ferramenta para fins de predição e provisão de suporte para tomada de decisão (JOHNSTON et al., 2017), no que se refere (a prospecção de biomassa que deve ser removida) e a cinética de crescimento associada com as macrófitas aquáticas (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR , 2011). Bianchini Jr. et al. (2015) demonstraram a importância do uso da modelagem matemática para o entendimento de situações experimentais, possibilitando a obtenção de diretrizes para manejo.

Com o intuito de investigar o crescimento da macrófita submersa *E. densa*, submetida a condições laboratoriais que buscavam simular a condição natural *in loco* na qual esses indivíduos ocorrem em um ecossistema lacustre neotropical. Avaliou-se duas diferentes funções de força (temperatura e cor/turbidez da água) no crescimento da *E. densa*.

Isto posto, as hipóteses desse trabalho foram: (i) o aumento de 25 para 27°C promoverá o crescimento de *E. densa*, (ii) o aumento do nível de turbidez d'água interferirá negativamente no crescimento de *E. densa*; (iii) o aumento da fertilização devido a dissolução do solo na água promoverá o crescimento de *E. densa*.

## 1.2 OBJETIVOS

### 1.2.1 Geral

Analisar o efeito da temperatura, do tipo de solo e da turbidez (um dos parâmetros do *browning*) no crescimento de *E. densa* Planch.

### 1.2.2 Específicos

- (i) Verificar o efeito do aumento em 2° C, no desenvolvimento (número de brotos, raízes e crescimento) de *E. densa*.
- (ii) Analisar o efeito da turbidez na multiplicação/propagação vegetativa de *E. densa*;
- (iii) Analisar o efeito do aumento da turbidez no crescimento de *E. densa*;
- (iv) Verificar o efeito da composição e da concentração dos nutrientes dos diferentes solos sobre o desenvolvimento de *E. densa*.

## 2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

### 2.1 CONTEXTUALIZAÇÃO

Mundialmente, as práticas empregadas na agricultura e os crescentes impactos advindos da ação do homem devido à otimização da paisagem para a produção agropecuária resultam em uma série de impactos ambientais, situação que pode se intensificar com o aumento da produtividade prevista para garantir a segurança alimentar nas próximas décadas (PRETTY et al., 2010; HU et al., 2017). Sendo assim, devido as práticas produtivistas adotadas, é preciso verificar os impactos ecológicos, tais como: o uso cada vez maior de defensivos agrícolas (agrotóxicos) – inclusive com as elevadas toxicidades; plantio de uma única espécie em áreas com centenas de quilômetros quadrados (no caso brasileiro, principalmente quanto ao cultivo da soja, algodão, milho e cana-de-açúcar) (PRIMAVESI, 1997; GONÇALVES, 2005), que podem levar ao aumento e acumulação de resíduos com potencial tóxico nos solos cultivados e aumentar a quantidade e a intensidade dos casos de erosão (AMORIM; TERRA, 2014); principalmente quando associado ao aumento das chuvas torrenciais das últimas décadas (XAVIER et al., 2014).

A região neotropical é marcada pelo grande interesse no que tange a produção agrícola de alimentos. O Brasil é um país que merece destaque, com suas extensões continentais, vive com escalas expressivas de perdas de solo, gerando grande impacto a curto, médio e longos prazos (MEDEIROS et al., 2016).

Este fator que ocasiona prejuízos, devido a diminuição expressiva da produtividade agrícola (toneladas por hectare de colheita). Um dos principais fatores, o carreamento de partículas de solo erodidas – dos macros e micronutrientes essenciais ao desenvolvimento vegetal (ANDRADE et al., 2011), leva a diminuição de serviços ecossistêmicos; como os serviços de regulação (LEFF, 2010).

As perdas de produtividade agrícola estão amplamente relacionadas à intensificação da erosão, acompanhada pela redução da matéria orgânica no solo e pela lixiviação de nutrientes (PACHECO et al., 2014; VALLE JR et al., 2014). A mudança no uso da terra que é considerada um impacto ambiental em escala global (ROCKSTRÖM et al., 2009), uma vez que contribui para a entrada de elementos nos ambientes aquáticos. Urge, pois, a necessidade da criação de indicadores para o

planejamento da capacidade de suporte de uso do solo para balizar a expansão das áreas agrícolas (COSTA et al, 2005, ROCKSTRÖM et al., 2009; QUINTON et al., 2010; GARCÍA-RUIZ, 2010) e verificar os potenciais impactos ocasionados por tais atividades nas comunidades biológicas.

Devido a sua sensibilidade e respostas fornecidas frente ao estresse ocasionado pela interferência humana nos ecossistemas, as macrófitas aquáticas podem ser elencadas como um grupo de organismos que podem ser utilizados como bioindicadores (POMPÊO, 2017). Dentre elas, destaca-se a espécie *Egeria densa*, que tem sido avaliada em estudos que visam verificar a interferência humana nos sistemas aquáticos (DUTARTRE et al., 1999; MCGREGOR; SOLOMON; HANSON, 2007; TIMCHENKO et al., 2015).

As condições ambientais são uma das questões mais relevantes que direcionam a estrutura da comunidade nativa. O crescimento de plantas depende dos nutrientes, do espaço e da luminosidade (CANCIAN et al., 2009). Por isso, é possível que as espécies não nativas e nativas (macrófitas aquáticas) exibam diferentes padrões de respostas frente às mudanças nas condições ambientais nas quais elas estão inseridas (SHARMA et al., 2011).

Nos ecossistemas aquáticos, espécies submersas de macrófitas nativas conseguem gerar, uma quantidade maior de biomassa sob condições de alta luminosidade (SOUSA et al., 2009). De modo contrastante, a modificação de clima tem a capacidade de transformar as condições do ambiente, tendo como resultado a reestruturação da comunidade e, diante de tais condições, modificam sua resposta (WENGER et al., 2011).

As condições do ambiente determinam também as interações bióticas, aumentando a competição (STIERS et al., 2011). A competição entre espécies pode ser alterada pela modificação do clima por conta das transformações nos aspectos químicos e físicos dos ambientes. Por exemplo, espécies não nativas são beneficiadas pela elevação da temperatura e teor de nutrientes, que restringem nos sistemas aquáticos europeus, as espécies nativas, e indica que o aquecimento global pode intensificar a prevalência das espécies não nativas (NETTEN et al., 2010). Ademais, com a elevação das temperaturas, a taxa de crescimento de espécies infestantes pode ser até duas vezes maior que das espécies nativas (BARUCH; JACKSON, 2005).

Os efeitos negativos de espécies de macrófitas aquáticas nativas mediante a competição vêm sendo extensamente reportados (BLINDOW, 1992; SAND-JENSEN; BORUM, 1984; POTT; POTT 2000; JONES et al., 2002; FINLAYSON, 2005; URBAN et al., 2006; ALI; SOLTAN, 2006). Foi proposto divergência entre grupos funcionais (MICHELAN et al., 2010), tendo como resultado minimizações tanto na diversidade funcional quanto na biodiversidade. Esse impacto depende, entretanto, da escala espacial da pesquisa (THOMAZ; MICHELAN, 2011).

As macrófitas aquáticas submersas apresentam-se como um grupo único, pois possuem mecanismos fotossintéticos que possibilitam uma plasticidade fisiológica superior à de plantas com nichos semelhantes aos seus. Por exemplo, *E. densa* pode realizar fotossíntese C4 ou utilizar o mecanismo CAM (conhecido como do grupo das crassuláceas). O nível de carbono exigido para saturar a fotossíntese das plantas aquáticas submersas é cerca de 30 vezes superior ao das plantas terrestres (LARA; ANDREO, 2008).

Por mais que a elevação da temperatura seja o impacto mais reconhecido acerca da alteração climática, outros elementos, como a elevação das taxas de precipitação nas latitudes setentrionais, possivelmente acontecerão como resposta ao aquecimento global (TRENBERTH et al., 2007). Devido à elevação na precipitação, são esperados aumentos das concentrações de carbono orgânico dissolvido (DOC), tendo como resultado águas com matiz mais acastanhada nos ecossistemas aquáticos, denominado efeito “*browning*” (GRANELI, 2012); que pode ser mensurado através da disponibilidade de nutrientes, da cor e do nível de turbidez das águas.

## 2.2 CARACTERÍSTICAS GERAIS DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS

As macrófitas incluem grandes plantas aquáticas (briófitas, pteridófitas e espermatófitas) e algas filamentosas (por exemplo, *Cladophora* sp., *Characeae*), frequentemente identificável a olho nu e dotadas de estruturas fotossintéticas ativas (HOLMES; WHITTON, 1977; IRGANG; GASTAL JR., 1996; POMPÊO, 2017). Elas possuem muitas variações morfológicas, fisiológicas e adaptações reprodutivas que auxiliam na captação de radiação luminosa e obtenção de nutrientes da água (WETZEL; SOONDERGAARD, 1998).

As macrófitas apresentam diferentes tipos ecológicos sendo capazes de apresentar tanto adaptações morfológicas quanto fisiológicas. Esses organismos

possuem grande plasticidade fenotípica e podem ser classificados em grupos ecológicos, sendo: emersas, flutuantes, enraizadas, enraizadas com folhas flutuantes e submersas livres (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2011). As macrófitas possuem como características marcantes alta produtividade e diferentes capacidades de dispersão, devido à influência da profundidade, turbidez, hidrodinâmica, grau de trofia e ação do vento nos ecossistemas aquáticos (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR, 2011).

Dentre os organismos que desempenham importante papel nos ecossistemas aquáticos, merece destaque as macrófitas aquáticas. As macrófitas também contribuem para a estruturação do metabolismo da comunidade microbiana (WETZEL; SOONDERGAARD, 1998). Exercem, também, influência nas interações bióticas, na dinâmica populacional das espécies, fornecem abrigo para algumas espécies (zooplâncton, macroinvertebrados e peixes), além de consistirem em importante fonte de biomassa para o sistema e contribuírem para o aumento da diversidade de habitats aquáticos (DIEHL; KORNIJÓW, 1998; JEPPESEN et al., 1998).

No crescimento das macrófitas aquáticas ocorrem tempos de duplicação que variam entre dias a semanas, situação que depende do estado trófico do sistema aquático (DODDS et al., 2009). Este fato deve-se também a outros fatores, tais como: acúmulo de biomassa vegetal, aceleração da ciclagem de nutrientes e influência nos aspectos químicos da água, desempenham importante papel como substrato para algas e são responsáveis pelo sustento da cadeia de detritos, além de herbivoria (POMPÊO, 2008).

Segundo Thomaz (2002), as macrófitas aquáticas podem ser consideradas uma assembleia muito importante para os ecossistemas de águas interiores, cuja sucessão ecológica ocorre em diferentes graus e varia de acordo com o ambiente, bem como dependem de sua taxa de reprodução e capacidade de colonização. Esses organismos colonizam com maior frequência as regiões litorâneas dos ambientes lacustres mais rasos (BIANCHINI JR; CUNHA-SANTINO, 2008).

Esses vegetais são difundidos em todas as regiões biogeográficas (CHAMBERS et al., 2007) e não correspondem a um grupo taxonômico preciso, mas a um conjunto definido em uma base ecológico-funcional; constituem o componente do setor vegetal dos ecossistemas fluviais.

Lagoas, reservatórios artificiais, lagos e regiões litorâneas são colonizadas por espécies de macrófitas variadas e diferentes tipos ecológicos (THOMAZ et al., 2008), o que varia de acordo com a topografia, regime hidráulico (nível da água, velocidade, fluxo), intensidade da luz, ação do vento (direção e velocidade), temperatura e disponibilidade de nutrientes (sedimento e água) (MARTINS et al., 2013). Nesses ambientes, as macrófitas regularmente revelam alta produtividade, o que demonstra que, após a vetustez, se tornam fontes autóctones de detritos, mediando a transferência de carbono e nutrientes para a comunidade heterotrófica, bem como os processos associados à diagênese (BEST et al., 2001; CRONIN et al., 2006; REDDY; DELAUNE, 2008).

Esses organismos são considerados um dos principais produtores primários em ecossistemas de águas rasas; demonstrando grande capacidade de adaptação às mudanças nas condições ambientais (ESTEVES, 1998). Essas características, com as modificações do ambiente causadas pelo homem, resultam no crescimento de espécies infestantes cosmopolitas em alguns ecossistemas aquáticos.

O crescimento excessivo das plantas aquáticas pode estar associado como consequência das atividades humanas, que criam condições favoráveis para seu crescimento (SESHAVATHARAM, 1990). As macrófitas possuem características fisiológicas e biológicas que permitem a exploração do ambiente, situação que pode levar ao acúmulo de biomassa e resultar nos seguintes problemas: afetar a navegação, a geração de energia hidrelétrica, o abastecimento de água, a recreação e o controle de inundações (SPENCER; BOWES, 1990; MADSEN et al., 1998).

Por responderem a vários fatores de pressão e comprometimento ambiental e serem sensíveis ao grau de estado trófico, as macrófitas constituem um grupo de organismos que podem ser utilizados como bioindicadores, uma vez que refletem a qualidade dos ecossistemas mediante a influência que sofrem dos estressores advindos da ação humana (inserção de nutrientes, mudanças no uso da terra) na composição e estrutura das comunidades (LOUGHEED et al., 2001; ALBERT; MINC, 2004; POMPÊO, 2007; TOLKKINEN et al., 2016).

### 2.3 FATORES QUE EXERCEM INFLUÊNCIA SOBRE CRESCIMENTO DE MACRÓFITAS SUBMERSAS

Para o manejo de espécies submersas, é importante conhecer as condições que favorecem e/ou limitam seu crescimento. Os parâmetros de crescimento de macrófitas são instrumentos que contribuem com o entendimento acerca das respostas de macrófitas a estressores naturais e antropogênicos, a parametrização e simulação do crescimento vem sendo utilizada para antever cenários e para a administração e controle desses organismos (BEST et al., 2001).

O desenvolvimento de macrófitas aquáticas submersas em ecossistemas aquáticos é um processo complexo, pois envolve a interação entre os processos fisiológicos (respiração e produção primária), variáveis físicas (luz e temperatura), variáveis químicas (pH, alcalinidade e condutividade elétrica) e interações ecológicas (competição e herbivoria) (HOWARD; RAFFERTY, 2006). Plantas aquáticas desempenham um papel fundamental no ciclo dos nutrientes aquáticos, bem como na criação de habitats para animais. Além disso, elas modificam as características físicas e químicas da água alterando a temperatura, turbidez, penetração de luz solar, concentração e distribuição de oxigênio e nutrientes dissolvidos (POMPEO; MOSCHINI-CARLOS, 2003).

O crescimento de macrófitas submersas é regulado tanto por fatores ambientais quanto biológicos. Dentre esses fatores podem-se destacar: (i) a disponibilidade do carbono inorgânico dissolvido (JAMES, 2008), (ii) a textura e tamanho do substrato de aderência (LI et al., 2012), (iii) a radiação subsuperficial (ZHU et al., 2008), (iv) a relações intra/interespecíficas (MCCREARY, 1991; ZHANG et al., 2018), (v) concentração de nutrientes (O'HARE et al., 2018), (vi) profundidade de colonização (CAFFREY et al., 2007), (vii) turbidez (VAN DE HATERD; TER HEERDT, 2007), (viii) temperatura (BORNETTE; PUIJALON, 2011) e a (ix) luminosidade (BIANCHINI JR., 2003).

Em ambientes naturais, esses fatores atuam em conjunto interferindo na produção desses vegetais (BIUDES; CAMARGO, 2008). Quando expostas a condições ambientais próximas ao limite de tolerância de cada espécie, as macrófitas realizam fotossíntese apenas para sua sobrevivência, já em ambientes com condições favoráveis ao seu desenvolvimento, apresentam elevadas taxas de produção

(GOPAL, 1990).

As plantas aquáticas podem condicionar as propriedades físicas e químicas da água, disponibilizando nutrientes do sedimento para a coluna de água via excreção e decomposição de biomassa (MEERHOFF; MAZZEO, 2004) ou via absorção de nitrogênio (N) por associação com microrganismos fixadores (ESTEVES, 1998). Neste caso, o N é removido da coluna de água, como fazem as flutuantes livres em ambientes eutróficos (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2000). Esse excesso de nutrientes (em especial nitrogênio e fósforo), mesmo sendo essenciais para o crescimento vegetal, é a principal causa desse processo (HENDERSON-SELLERS; MARKLAND, 1987; SMITH et al., 1999).

Diversos estudos salientaram a importância do N e do P para a produção primária das macrófitas aquáticas, o N é um importante constituinte de proteínas e o P é constituinte de compostos celulares ligados ao armazenamento de energia (LARCHER, 2000). Em contraste, uma alta concentração de P aumenta o acúmulo de N e estimula o crescimento da planta, favorecendo o crescimento de flores (CHENG et al., 2010).

O aumento da carga de N altera a estrutura desses vegetais (MOSS et al., 2013); a sua deficiência pode induzir a uma situação de estresse abiótico para o crescimento de macrófitas aquáticas através da redução de fotossíntese pela degradação de pigmentos fotossintéticos (SU et al., 2012).

Quanto ao potássio, é o terceiro nutriente em maior concentração nas macrófitas, após cálcio e nitrogênio (SHARDENDU; AMBASHT, 1990), o qual exerce a função de ativador de funções enzimáticas, regulador da pressão osmótica e de manutenção da turgidez das células (LI et al., 2018).

A deficiência de P também pode causar redução da produção primária das macrófitas aquáticas, pois essa falta pode provocar uma falha no metabolismo desses vegetais (ADALBERTO et. al., 2004). Em um estudo realizado por Henry-Silva et al. (2008) em um sistema de tratamento de efluentes de viveiros de tilápia-do-nilo foi encontrada uma relação positiva entre a produção de biomassa de duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes e as concentrações de N e P da água (DANTAS, 2016).

Welch (1952 apud ALMEIDA, 2012) menciona que não existe nenhum outro fator que possa influenciar tão direta e indiretamente os aspectos físico-químicos, bem

como o comportamento metabólico, biológico e fisiológico dos ecossistemas aquáticos como a temperatura. Por afetar sua fisiologia, tal fator influencia a capacidade de disseminação das macrófitas aquáticas (ROONEY; KALFF, 2000).

A temperatura também é um dos fatores que influenciam as plantas aquáticas devido a sua estreita associação com a água (BURNETT et al., 2007). A temperatura é uma variável que está diretamente relacionada com as taxas de crescimento de diversas espécies, influenciando também a capacidade de absorção de nutrientes (PETRUCIO; ESTEVES, 2000). As taxas metabólicas de uma planta dependem da temperatura e é maior em temperaturas mais elevadas, pois favorecem a produtividade primária aumentando as taxas das reações metabólicas (DANTAS, 2016).

Cada espécie de macrófita possui uma faixa de temperatura ideal para o seu crescimento e essas faixas podem variar entre as espécies e para uma mesma espécie, tanto sazonalmente quanto geograficamente (TRINDADE et al., 2011), evidenciando a influência do local onde cada espécie se encontra. Segundo alguns estudos, a temperatura juntamente com a quantidade de luz, são os fatores mais importantes nas taxas de absorção de nutrientes e a produção das macrófitas aquáticas (SHARMA; EDEN, 2001; PETRUCIO; ESTEVES, 2000). Estes fatores podem alterar o crescimento das plantas aquáticas, atuando em conjunto ou separadamente (DANTAS, 2016).

A radiação exerce forte influência na produção das macrófitas aquáticas, por controlar a fotossíntese destes vegetais. As taxas de fotossíntese aumentam linearmente com a luz até um nível de saturação para além do qual a fotossíntese não aumenta (COSBY et al., 1984). Além disso, a escassez de gás carbônico em conjunto com valores muito elevados de radiação luminosa podem inibir a atividade fotossintética de plantas aquáticas (CARR et al., 1997). A luz é um fator fundamental para as plantas, pela ação direta ou indireta na regulação de seu crescimento e desenvolvimento (MORINI; MULEO, 2003).

Em macrófitas aquáticas submersas, o estiolamento pode ser considerado uma estratégia adaptativa para compensar a baixa disponibilidade de luz (SPENCER; BOWES, 1990; ROTTRAY et al., 1991). Um estudo realizado com a *E. densa* indicou que essa espécie quando submetida a baixas intensidades luminosas é capaz de crescer mais rapidamente para atingir a superfície da água em águas turvas

(RODRIGUES; THOMAZ, 2010). Isto está de acordo com as características de formação da parte superior vegetativa dessa espécie (CHAMBERS et. al., 2007) sendo uma causa provável de seu sucesso em diversos corpos de águas turvas (DANTAS, 2016).

O aumento do comprimento é considerado uma importante estratégia adaptativa como uma compensação por baixa disponibilidade de luz (SPENCER; BOWES, 1990). *Egeria densa* vive em ambientes com alta e moderada intensidade de luz, realiza fotossíntese no caule e nas folhas possuindo alta capacidade de absorver nutrientes, como amônia e fósforo na coluna de água (FEIJÓ et al., 2002). A turbidez teve um forte efeito em toda a faixa de valores vistos no experimento, provavelmente a partir da atenuação de luz (BINI; THOMAZ 2005; HESTIR, 2010).

Bini e Thomaz (2005) afirmaram: “águas mais claras recebem mais luz, condição fundamental para a colonização de espécies submersas”. Eles concluíram que, a turbidez é um fator limitante ao desenvolvimento de *E. densa*, assim como um dos principais responsáveis pela atenuação da luz, trazendo prejuízo ao seu desenvolvimento. Zhu et al. (2008) afirmaram que sob maior irradiância diversas espécies submersas apresentam maior coeficiente de crescimento. Cavenaghi et al. (2005) constataram uma tendência de maior ocorrência de plantas submersas em reservatórios com menor turbidez. Silva e Oliveira (2001 apud FERREIRA et al., 2014) ainda declararam que a filtração e a penetração de luz se tornam obrigatórias à medida que a turbidez se eleva.

Os meios neutros ( $\text{pH} \cong 7$ ) a levemente alcalino ( $\text{pH} \cong 8$ ); influenciam no crescimento de algumas espécies de macrófitas, em especial a *E. densa* (PEZZATO; CAMARGO, 2004; MARACAJÁ, 2010).

### **2.3.1 Aquecimento Global, macrófitas e modelagem**

Para Silva e Paula (2009), o aquecimento global é compreendido como um fenômeno de ordem climática de larga extensão, resultante de fatores internos/externos que levam ao aumento da temperatura na superfície terrestre. A temperatura do planeta acaba sendo mantida devido ao efeito estufa (processo que ocorre quando os gases na atmosfera da Terra retêm o calor do Sol- NASA, 2019), todavia, a intensificação deste efeito aliado a redução do albedo planetário (percentual

de radiação de ondas curtas incidente no Planeta que é refletido de volta para o espaço exterior) tem contribuído para o aquecimento global, embora isso ainda seja questionado por alguns climatologistas; atribuindo o aquecimento a fenômenos cíclicos e naturais (MOLION, 2008). Em relação à contribuição antropogênica, o desequilíbrio é relacionado com a emissão de GEE, decorrente da queima de combustíveis fósseis, desmatamento e o desenvolvimento de atividades industriais (NOBRE, 2008).

O aquecimento global tem causado alterações nos ciclos bioquímicos, desencadeando mudanças em nível de bacia hidrográfica e influenciando diretamente a biota (PAERL et al., 2016). O aquecimento global é tido como um resultado dos efeitos de ordem natural e antropogênico e este fenômeno se relaciona com o aumento da concentração de dióxido de carbono na atmosfera (um dos Gases de Efeito Estufa - GEE); fenômeno esse que influencia diretamente no crescimento das plantas e taxas de fotossíntese (PINTO; ASSAD; ZULLO JR., 2004), pela maior disponibilidade de CO<sub>2</sub> e aumento da temperatura.

De acordo com as previsões, até o final do século XXI poderá ocorrer aumento de 1,5 °C na temperatura do planeta, fator que pode desencadear uma série de repercussões globalmente, como a elevação do nível dos oceanos e a redução das calotas polares (DJALANTE, 2019).

A preocupação global com a temática institucionalizou-se em 1972 com a Conferência das Nações Unidas sobre os Ambientes Humanos, realizada na capital da Suécia, Estocolmo. E no final da década de 80 (século XX), foi criado o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC)(OLIVEIRA; VECCHIA, 2009), visto a importância de se avaliar as implicações do aquecimento global sobre os ecossistemas. As variações na temperatura podem ocasionar uma série de efeitos nas espécies e induzir alterações em nível de comunidade, populações e ecossistemas (BELLARD et al., 2012; VILAS BOAS, 2016).

Mais especificamente, evidências apontam que o aumento da temperatura global resultará em uma série de efeitos adversos para a biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas aquáticos, situação atrelada a possível perda de espécies e alterações na dinâmica de comunidades, além dos riscos conferidos aos ecossistemas (IPCC, 2019). Em se tratando das macrófitas aquáticas, é possível verificar a ocorrência de alterações em seu metabolismo e em suas respostas

fisiológicas, situação que altera a sua produtividade, altera a sua relação com os nutrientes existentes no meio, favorece o processo de decomposição e pode desencadear desequilíbrios nos ecossistemas aquáticos (BOYER, 1982; MCKEE et al., 2002; CASAGRANDE; SILVA JR; MENDONÇA, 2011; DANTAS, 2016; CARRIEL, 2018; VELTHIUS et al., 2018).

Durante a COP 21, realizada em Paris no ano de 2015, foi estabelecido o Acordo de Paris, no qual todos os mais de 190 países presentes se comprometeram a reduzir suas emissões a partir do consenso da urgência em limitar o aumento da temperatura média do planeta ao máximo de 2 °C em relação aos níveis pré-industriais (com esforços para alcançar 1,5 °C). O acordo entrou em vigor em 2016 e encontra-se em fase de implementação para que comece a ser aplicado em 2020. Para atingir os objetivos, o tratado determina que cada país implemente internamente, caso queira, metas individuais a serem atingidas, as chamadas Contribuições Nacionalmente Determinadas. A meta brasileira é reduzir as emissões de gases do efeito estufa em 37% até 2025, tomando como base os níveis de 2005 (CAMPOS et. al, 2019).

As alterações temporais de entrada de materiais nos ecossistemas aquáticos (devido as mudanças na intensidade e duração das chuvas) e o aumento da temperatura são situações que podem afetar de forma adversa a produtividade primária desses organismos. Frente as modificações previstas e as que já ocorrem, avaliações que consideram as macrófitas se tornam necessárias, para a elaboração de medidas de manejo e a identificação de potenciais implicações ecológicas (SCHEFFERS, 2016).

No que se refere a prospecção de biomassa que deve ser removida e a cinética de crescimento associada com as macrófitas aquáticas (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR, 2011). Bianchini Jr. et al. (2015) demonstraram a importância do uso da modelagem matemática para o entendimento de situações experimentais, possibilitando a obtenção de diretrizes para manejo.

Quanto à modelagem, precisa-se identificar as características mais essenciais do mecanismo de crescimento da espécie a ser estudada; para a parametrização. Para simplificar a modelagem é possível não levar em consideração a fotossíntese. Assumindo-se que haja luz suficiente e que ela seja distribuída uniformemente, assim fotossíntese não constituirá fator limitante para a produção.

### 2.3.2 Precipitação e acastanhamento das águas

O *browning* - i.e., um aumento na cor marrom-amarelada das águas, causada principalmente matéria húmica dissolvida de origem terrestre (GRANELLI, 2012) pode ser considerado como um sério problema ambiental na atualidade, já que pode afetar adversamente a biota aquática, contribuir para a emissão de gases de efeito estufa e reduzir a fotossíntese nos sistemas aquáticos (DE WIT et al., 2016). O *browning* das águas consiste em uma preocupação para os gestores de recursos hídricos, tomadores de decisão e sociedade, frente ao possível cenário de aumento da temperatura e exportação de solo (WEYHENMEYER et al., 2016).

Tundisi e Matsumura-Tundisi (2010) apontam que a retirada da vegetação contribui para o transporte de solo para os ambientes aquáticos, ou seja, o desmatamento pode contribuir para o *browning*. Por outro lado, uma produtividade primária terrestre aumentada pode contribuir para a exportação de carbono orgânico dissolvido para os ambientes aquáticos e favorecer o incremento do *browning*, situação constatada na Noruega (FINSTAD et al., 2016).

Conforme descrito por Ranåker et al. (2012) e Kritzberg et al. (2019), o *browning* pode ser compreendido como o aumento considerável da coloração da água em função da entrada de matéria orgânica e outros elementos proveniente de fontes terrestres nos ambientes aquáticas, situação que ocasiona o aumento da turbidez das águas. Lindholm et al. (2018) destacam que o *browning* pode ser entendido como uma das consequências do aquecimento global.

Devido a sua grande interferência e potenciais impactos, estudos que possibilitem a predição são necessários (FINSTAD et al., 2016). Cabe destacar que a entrada de sedimentos nos ambientes aquáticos é um fator diretamente relacionado com o *browning* (BROTHERS et al., 2014).

Ainda de acordo com Kritzberg et al. (2019), o *browning* confere prejuízos para a provisão de serviços ecossistêmicos fornecidos pelos ambientes aquáticos (purificação da água, recreação, provisão de água) e afeta de forma negativa a biodiversidade, além de ter efeitos sinérgicos devido ao aquecimento global e eutrofização.

O *browning* além de implicar em efeitos adversos para a produtividade primária ocasiona danos às espécies que são sensíveis a luminosidade, como também pode

ocorrer o declínio das concentrações de oxigênio dissolvido conforme ocorre o incremento da atenuação da luz (AKSNES, 2009). O material em suspensão pode ocasionar estresse para a biota aquática (SMITH et al., 2019).

Ademais, é importante frisar que este processo pode ser decorrente da entrada de carbono orgânico dissolvido oriundo da paisagem nos corpos hídricos, devido ao escoamento superficial durante a ocorrência de chuvas e levam ao incremento do *browning* (ROULET; MOORE, 2006).

Na literatura, o ferro (Fe) também é um elemento frequentemente associado ao *browning*, visto a interação que ocorre com o carbono orgânico dissolvido (WEYHENMEYER et al., 2014; DE WIT et al., 2016).

As alterações no gradiente de coloração dos ecossistemas aquáticos ocasionam a atenuação da luz e pode resultar em variações na produtividade que ali ocorre (KARLSSON et al., 2009).

O *browning* possui como característica marcante na deterioração da incidência de luz devido a limitação que ocorre pelos elementos presentes no corpo aquático, situação que pode afetar adversamente a biota (KELLER et al., 2006; KARLSSON et al., 2009; HILT et al., 2013; SCHARNWEBER et al., 2016). Sendo assim, considerando a relação existente entre a entrada de materiais sólidos em suspensão e o aumento da turbidez (DAPHNE et al., 2011), esta pode ser considerada um dos indicadores para se verificar as possíveis implicações do *browning*.

Dentre as consequências do *browning* para os ecossistemas naturais encontram-se prejuízos diretos aos processos associados a produção primária, influenciando o comportamento da biota existente, como no caso do zooplâncton, situação que pode favorecer algumas espécies e ser prejudicial para outras (WOLF; HEUSCHELE, 2018). Outro aspecto relevante do *browning* é a sua influência no regime de invasão de espécies aquáticas, como no caso da macrófita submersa *Elodea canadensis* (MORMUL et al., 2012).

Algumas preocupações que envolvem o *browning* relacionam-se com a sua possível associação para com o aquecimento global, os sérios prejuízos que podem ocorrer aos ecossistemas aquáticos e o aumento dos recursos necessários para que ocorra o tratamento da água destinada ao abastecimento da população (OOSTHOEK, 2019) nas diversas regiões do globo.

Lindholm et al. (2018) verificaram que o *browning* possui a capacidade de

atenuar os efeitos nocivos da radiação luminosa de onda curta, como ocorre no caso dos raios ultravioletas, assim como pode influenciar na estruturação de comunidades aquáticas e teias alimentares. Alterações metabólicas podem ocorrer nos organismos aquáticos devido ao *browning*, assim como mudanças são observadas nas estratégias utilizadas (mixotrofia, heterotrofia, autotrofia) e em suas interações ecológicas (WILKEN et al., 2017).

### 2.3.3 Processos erosivos laminares

Os processos erosivos laminares são caracterizados pelo arraste de partículas oriundas do solo, situação que pode levar ao assoreamento de corpos hídricos, ocorrendo devido as relações que se dão frente aos usos do solo a as condições naturais do terreno frente a ação das chuvas, situação que se intensifica ou não devido à presença de cobertura vegetal, topografia, pedologia e resistência a erosão (TRINDADE; RODRIGUES, 2016).

Os agentes desencadeadores dos processos erosivos levam a uma variação das taxas de erosão, dependendo da interferência humana, os processos podem ser intensificados ou retardados (SOUZA et al., 2017). A evolução ativa do processo erosivo possui alguns mecanismos, que podem ser de ordem física (geralmente materiais inorgânicos) e/ou químicos, o que contribui para a desagregação das partículas (LEITE; ORLANDO; VIOLA, 2016). A aceleração desses processos possui, também, relações com as atividades agrícolas e as relações sinérgicas entre a esfera socioeconômica e os elementos bióticos (KARAMESOUTI et al., 2015).

Características importantes que influenciam no desenvolvimento de processos erosivos laminares são os usos e cobertura da terra, pedologia da área, declividade do terreno e atributos geológicos (SOUZA et al., 2017). Esta tipologia de erosão possui forte relação com o escoamento superficial e se caracteriza pela não formação de canais definidos, devido à ultrapassagem da capacidade de infiltração do solo em razão das precipitações pluviométricas de elevada intensidade num curto espaço de tempo, levando a ocorrência de escoamento superficial, que sofre influência dos elementos destacados anteriormente (GUERRA, 2008).

A estrutura e porosidade dos solos possui relação direta com o potencial erosivo e tende a se agravar com o desenvolvimento de atividades agropecuárias e

uso intensivo do solo (BATISTELLA; VALLADARES, 2009; ROCHA, 2018).

É notório que a perda da qualidade dos solos se relaciona diretamente com fatores antrópicos e naturais (edáficos e climáticos); porém, o processo de erosão acelerada leva a uma rápida perda da cobertura superficial do solo. Tal situação é advinda do indevido uso e ocupação das terras, ocasiona diversos prejuízos para o meio ambiente, pois atingem as atividades que possuem e/ou depende da qualidade do solo para o seu desenvolvimento (HERNANI, et al., 2002). Além dos impactos e danos ocasionados aos ecossistemas naturais, o processo erosivo ocasiona danos diretos a população e prejudica a sua qualidade de vida (JESUS; CARVALHO, 2017).

Quando os cuidados necessários não são adotados para que a conservação do solo seja efetivada, ocorre a compactação do mesmo e com a remoção da vegetação, o processo tende a se intensificar (LEITE; ORLANDO; VIOLA, 2016). É conhecido que os processos erosivos e a entrada do material particulado nos ecossistemas aquáticos influenciam a riqueza e a densidade das espécies presentes (ALLEN; VAUGHN, 2011).

A erosão influencia as relações existentes entre biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas, já que é um mecanismo diretor de caráter abiótico, mais especificamente físico (MIDGLEY, 2012). No ambiente físico, a erosão implica na remoção de organismos no solo, reduz a fertilidade do solo, favorece a inserção de nutrientes no meio aquático, compromete os microhabitats, altera a estrutura das comunidades de plantas, influencia no comportamento animal, modifica as condições abióticas, aumenta a turbidez da água, ocasiona a mortalidade de organismos e a homogeneização do habitat (HARVEY; PIMENTEL, 1996).

No que tange as macrófitas aquáticas, o excesso de sedimento no ambiente aquático pode levar a prejuízos na atividade fotossintética devido ao aumento da turbidez da água (BARKO; JAMES, 1998). Apesar da grande quantidade de espécies vegetais contribuírem para a redução dos processos erosivos, esse resulta em mudanças nos sistemas aquáticos com baixa riqueza de espécies de macrófitas (ALLEN et al., 2016). O efeito sobre os processos erosivos ocorre por causa do efeito redutor que as macrófitas exercem na hidrodinâmica (HORPPILA et al., 2013).

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1 MACRÓFITA *Egeria densa*

*Egeria densa* Planchon (Liliopsida: Alismatales), conforme apresentado na Figura 1, é uma planta aquática perene, de ambiente limnético, enraizada, submersa, e disseminada extensamente por diversas regiões do mundo. Pode formar cobertura vegetal muito densa devido ao grande desenvolvimento de seus tratos morfológicos e a seu desempenho nos ambientes aquáticos (WINTON; CLAYTON, 1996; YARROW et al., 2009; SILVEIRA et al., 2018). *E. densa* é uma espécie submersa originária da América do Sul, que pode se estender para altitudes (quando já introduzida) mais elevadas em função do aquecimento global (THOMAZ, 2002).

Figura 1 - *E. densa*.



Fonte: APIS (2012).

*Egeria densa* é comumente encontrada em aquários ornamentais, dada a sua grande capacidade de adaptação a uma série de ambientes. Ela possui preferência por corpos hídricos com fundo lamacento, calcário e ricos em nutrientes. Mesmo os ramos quebrados oriundos do caule principal, podem se manter vivos por um longo

período, podendo reproduzir-se assexuadamente (BERNARDI; DIANE, 1971). *Egeria densa* costuma ocorrer com outras espécies submersas (LACET; MOURA; DANTAS, 2019).

No território brasileiro, é vista como espécie nativa da região sudeste, nos estados do Espírito Santo e Minas Gerais (COOK; URMI-KÖNIG, 1984); porém, é encontrada em corpos d'água em todo o país. Assim como outras Hydrocharitaceae, ela possui capacidade fotossintética elevada, módulos vegetativos pequenos, relacionados a um custo energético baixo de construção, boa capacidade de difusão de partículas vegetativas e sobrevivência elevada (KAHARA; VERMAAT, 2003).

Essa família mostra mecanismos interessantes de polinização. Muitas espécies de *Egeria* apresentam flores conspícuas na superfície d'água e são polinizadas por vários insetos à procura de néctar. Nas elódeas as anteras das flores estaminadas podem irromper, liberando grãos de pólen na superfície d'água; às vezes as próprias flores estaminadas se desprendem e flutuam na superfície em direção ao estigma (JUDD et al., 2009).

*Egeria densa* possui um metabolismo do tipo C4 (CASATI et al., 2002) e cresce em águas até 4 m de profundidade, com caules condutivos de 2 m ou mais de comprimento, produzindo raízes em intervalos ao longo deles. Folhas em grupos de quatro a oito, 1- 4 cm de comprimento e 2 - 5 mm de largura, com um ápice agudo. É dioica: plantas com flores masculinas e plantas com flores femininas; as flores de 12- 20 mm de diâmetro, com três pétalas largas, brancas e arredondadas, 8 - 10 mm de comprimento em plantas masculinas e 6 - 7 mm de comprimento em plantas femininas, prosperando melhor em locais ricos em nutrientes e com alta luminosidade (CROW, 2003).

Cabe frisar, em relação aos vegetais do gênero *Egeria*, que certas características permitem sua sobrevivência em ambientes com baixa luminosidade (MORMUL et al., 2012). O crescimento de *E. densa* costuma não apresentar um padrão bimodal como ocorre em regiões temperadas, a sua biomassa contribui para a provisão de recursos para outras formas de vida e serve como refúgio também (MAZZEO et al., 2003). A turbidez pode limitar a colonização de *E. densa*, assim como a temperatura e o regime de precipitação (LACET; MOURA; DANTAS, 2019).

### 3.2 ESTAÇÃO DE AMOSTRAGEM DOS SOLOS

A Estação Ecológica de Jataí (EEJ) está localizada no município de Luiz Antônio, região nordeste do estado de São Paulo, entre as coordenadas 21° 30' S e 47° 50' W (Figura 2 e Anexo C).

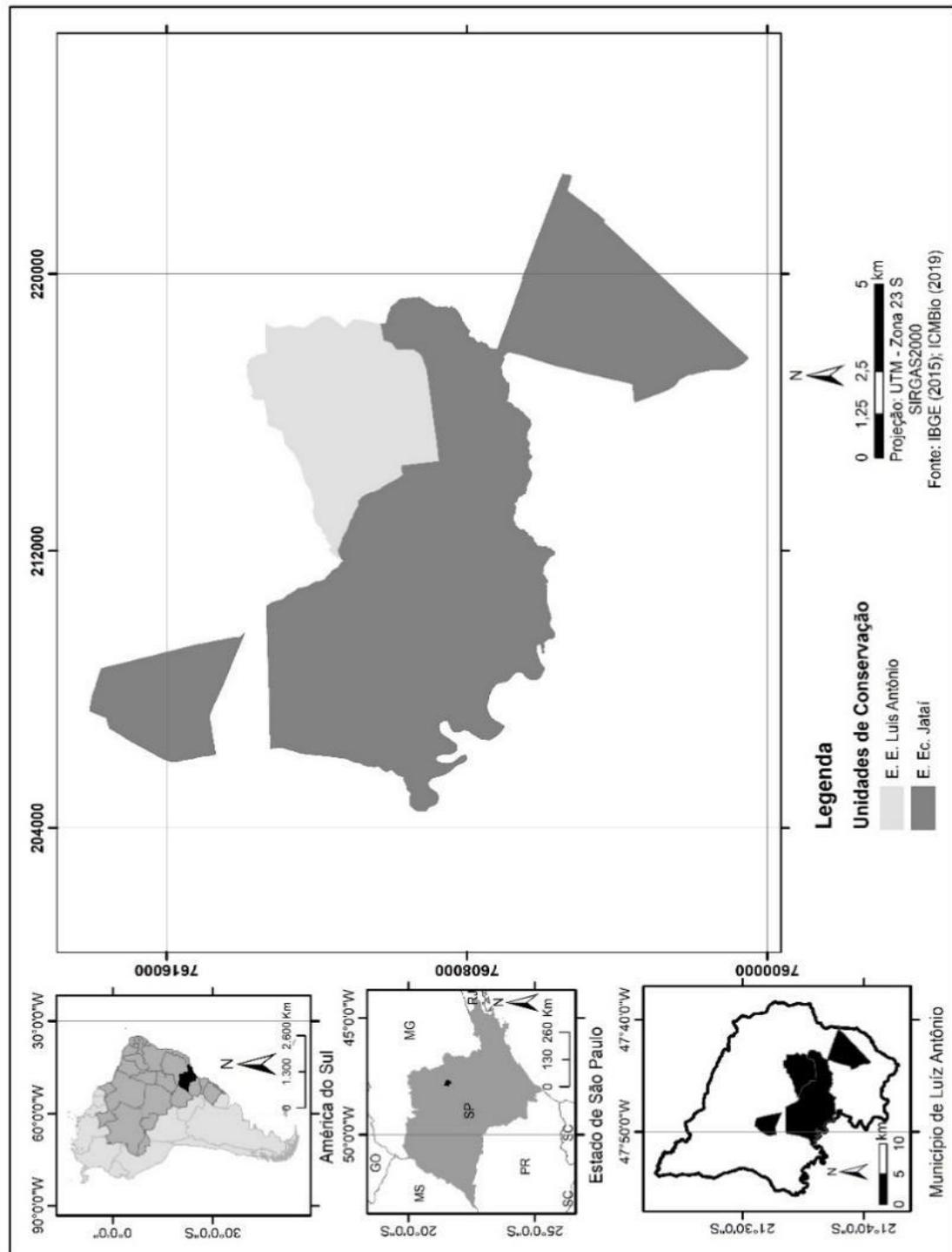
O entorno imediato da área é caracterizado por intensa atividade silvicultura (*Eucalyptus* sp), existindo ainda algumas áreas de monocultura de cana-de-açúcar e pastagem. A EEJ é uma das maiores regiões florestadas do interior do estado de São Paulo de interesse para a preservação, devido à diversidade de espécies e habitats, portanto, optou-se pela escolha da coleta dos solos na EEJ devido à pouca interferência (LORANDI et al., 2006); sendo considerada um local com solos prístinos; os quais não sofreram alterações significativas e nem estão contaminados (PEREIRA, 2015); fato esse que ocorre com os solos do município de São Carlos-SP.

A pedologia da E. E. Jataí (Figura 3 - Pedologia da área de estudo.

Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

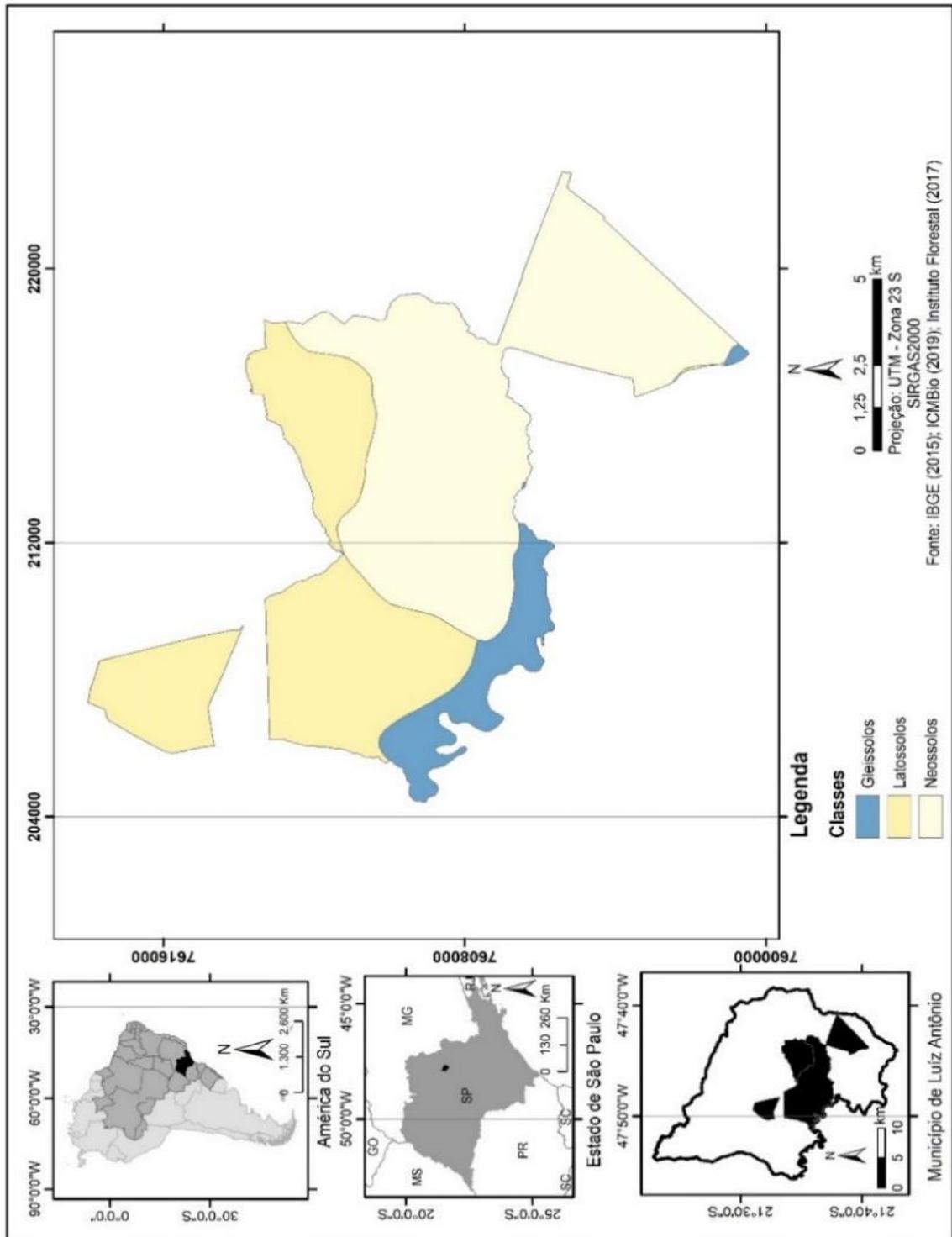
) apresenta os seguintes tipos de solos, de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2016) e de acordo com a classificação internacional de solos (anexo "D") - *World reference base for soil resources of Food and Agriculture Organization of the United Nations* – WRB/FAO/UM (WRB, 2014): (i) Neossolo Quartzarênico/Arenosoils, (ii) Latossolo Vermelho Distroférico/Ferralsols, (ii) Latossolo Vermelho Distrófico/Red Latosol, e (iv) Gleissolo Háplico Eutrófico/Gleysol Eutrophic (SANTOS et al., 2000).

Figura 2 - Localização da Estação Ecológica de Jataí.



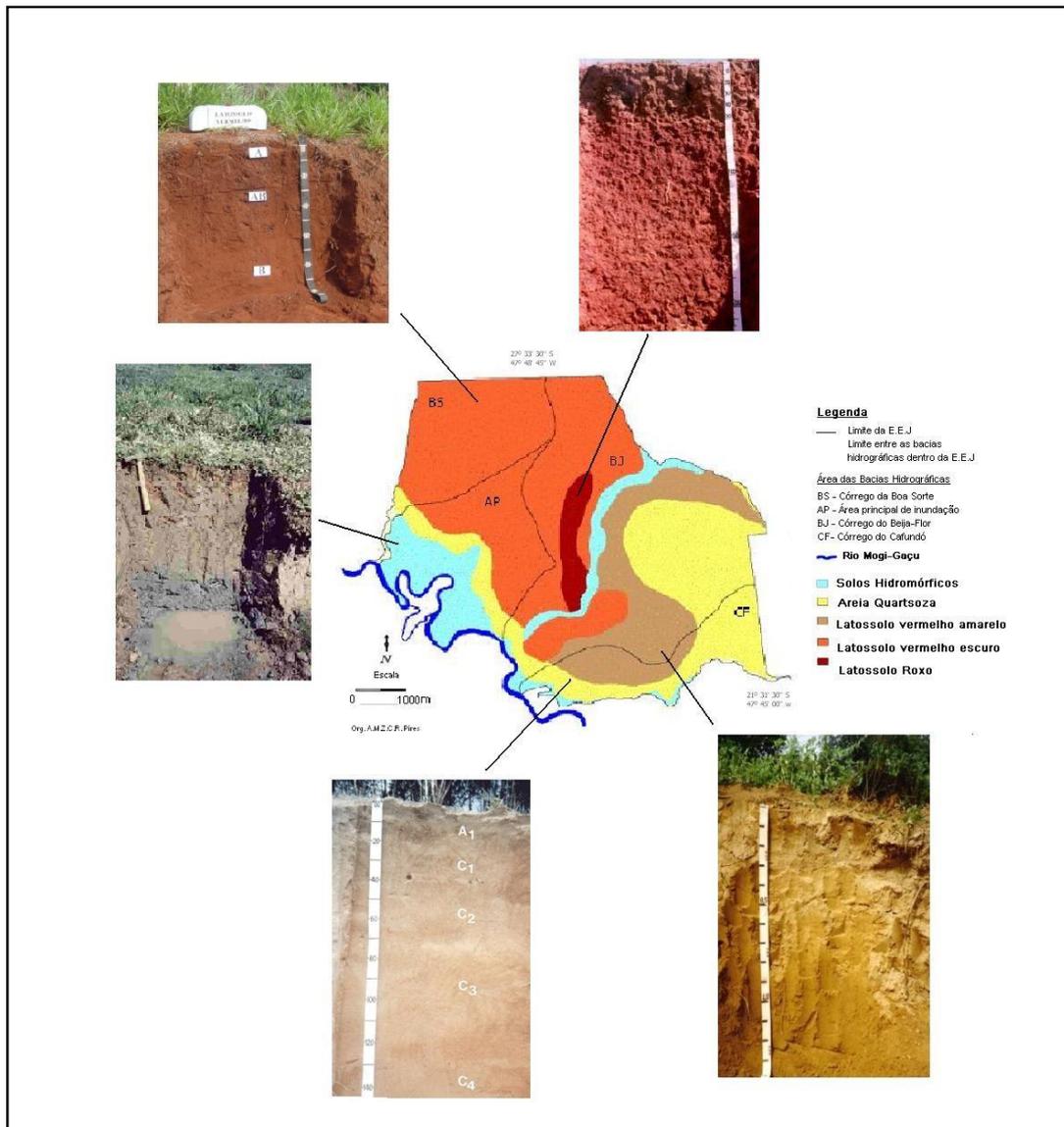
Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

Figura 3 - Pedologia da área de estudo.



Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

Figura 4: Mapa pedológico da Estação Ecológica de Jataí

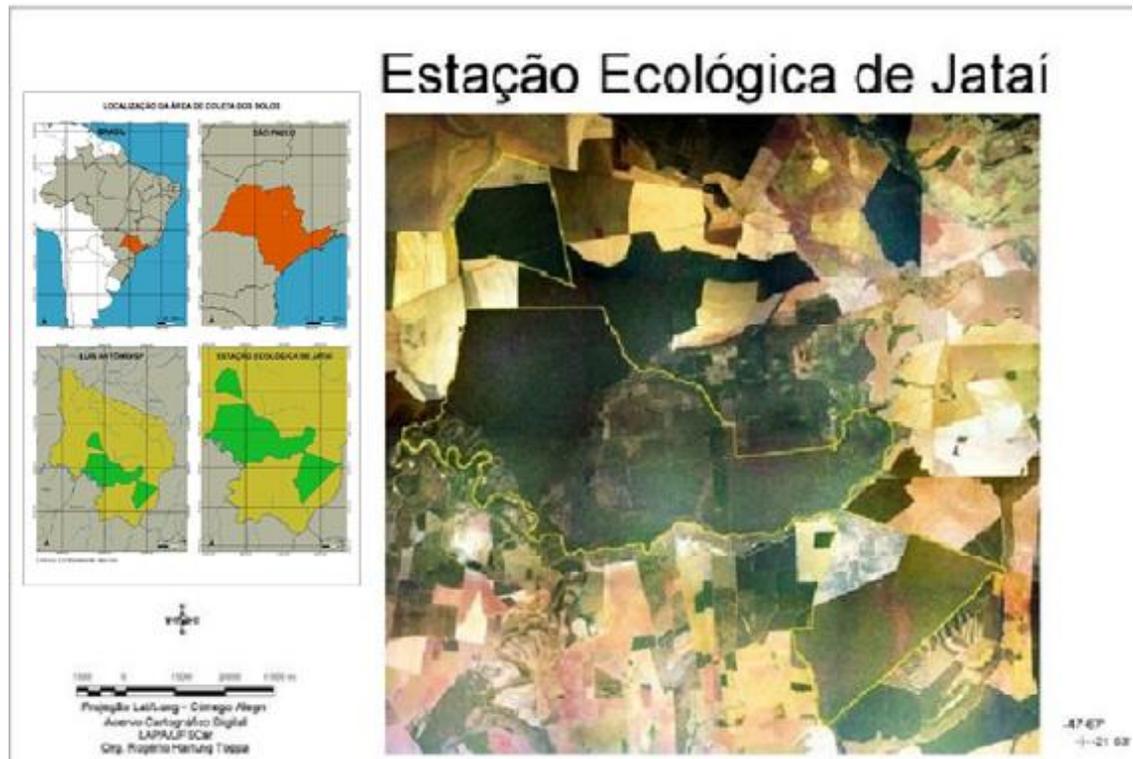


Fonte: LAPA UFSCar

Esta área está contida no trecho médio da bacia do rio Mogi-Guaçu, em região de baixa declividade, propiciando padrão meândrico com canal sinuoso, o que possibilita a formação de várias lagoas marginais e ampla planície de inundação. Nesses trechos encontram-se ambientes lóticos, e lânticos, sendo verificados padrões de interações longitudinais e laterais (ZANCOPÉ, 2004). Essas interações, em geral, são determinadas por fatores climatológicos; principalmente pela magnitude da precipitação, que tem influência direta sobre a flutuação do nível de água do rio. O clima da região, segundo classificação de Köppen, é do tipo Aw, com menores temperaturas ocorrendo no período de menor precipitação (maio a outubro) e as temperaturas mais elevadas no período de maior precipitação (novembro a abril). A geologia do local é representada, ao longo das bacias hidrográficas, pelas formações

Botucatu, Serra Geral, Santa Rita do Passa Quatro e Formação Pirambóia e, nas imediações das lagoas, por depósitos sedimentares predominantemente aluviais (LORANDI et al., 1990).

Figura 5: Vista aérea da Estação Ecológica de Jataí



Fonte: LAPA UFSCar.

A coleta dos solos foi realizada na Estação Ecológica de Jataí no dia 17 de novembro de 2016 (Carta COTEC nº 574/2016 D116/2016 PGH”, Processo: 260108 – 006.497/2016); Fig. 6 (Anexo B, página 111). Os atributos físicos dos solos encontram-se apresentados na Tabela 1.

Tabela 1- Composição química ( $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ) das amostras dos solos coletados.

Elemento	Neossolo Quartzarênico	Latossolo Vermelho Distrófico	Latossolo Vermelho Distroférrico	Gleissolo Háplico Eutrófico
Potássio	0,89	2,76	2,25	3,00
Cálcio	3,90	17,00	20,10	23,30
Magnésio	1,50	8,60	10,00	10,60
Alumínio	8,00	0,00	1,00	2,00
Boro	0,18	0,21	0,23	0,24
Cobre	1,00	5,80	2,40	7,20
Ferro	181,00	129,00	24,00	201,00
Manganês	1,51	21,40	29,40	35,90
Zinco	0,40	2,80	0,90	5,60
Fósforo	9,50	29,10	35,70	22,30
Nitrogênio	2,18	4,25	4,02	5,87

Adaptado: Resultado de análise de fertilidade do solo (TECHSOLO, 2018).

Além dos nutrientes descritos na Tabela 1, foi também verificada a quantia de carbono nas amostras de solos escolhidas para esse trabalho. As concentrações de carbono nas amostras de solo foram quantificadas por meio de analisador de pelo método de combustão e detecção em infravermelho (Shimadzu, SSM-5000A). Essas quantias estão descritas da Tabela 2.

Tabela 2 – Quantia de carbono presente nas diluições (mg L<sup>-1</sup>)

<b>Tipo de solo</b>	<b>T0</b>	<b>T1</b>	<b>T2</b>	<b>T3</b>	<b>Classificação Munsell</b>
Neossolo Quartzarênico	0,05	1,83	2,46	3,03	10YR 5/4
Latossolo Vermelho Distroférico	0,04	3,14	3,48	3,92	7,5 YR 3/4
Latossolo Vermelho Distrófico	0,03	3,92	5,07	6,67	7,45YR 4/6
Gleissolo Háplico Eutrófico	0,06	7,22	12,67	23,35	2,5 YR 6/8

Quanto ao local de coleta, a referida unidade de conservação fica inserida no bioma Cerrado (segundo maior do Brasil), caracterizado por alta biodiversidade, possuir altas taxas de conversão do solo devido a agricultura e pecuária (RIBEIRO et al., 2019), notadamente na sua área de entorno, verificado em trabalho de Silva et al., 2018. Mais da metade do bioma foi convertido em outros usos do solo e um ponto marcante é que menos de 8% do Cerrado está protegido na forma de unidades de conservação (STRASSBURG et al., 2017), situação que leva a degradação dos solos e aceleração dos processos erosivos. Ademais, os solos deste bioma são caracterizados por serem ácidos (SILVA et al., 2016).

Figura 6: Imagens das coletas das amostras de solos na Estação Ecológica de Jataí

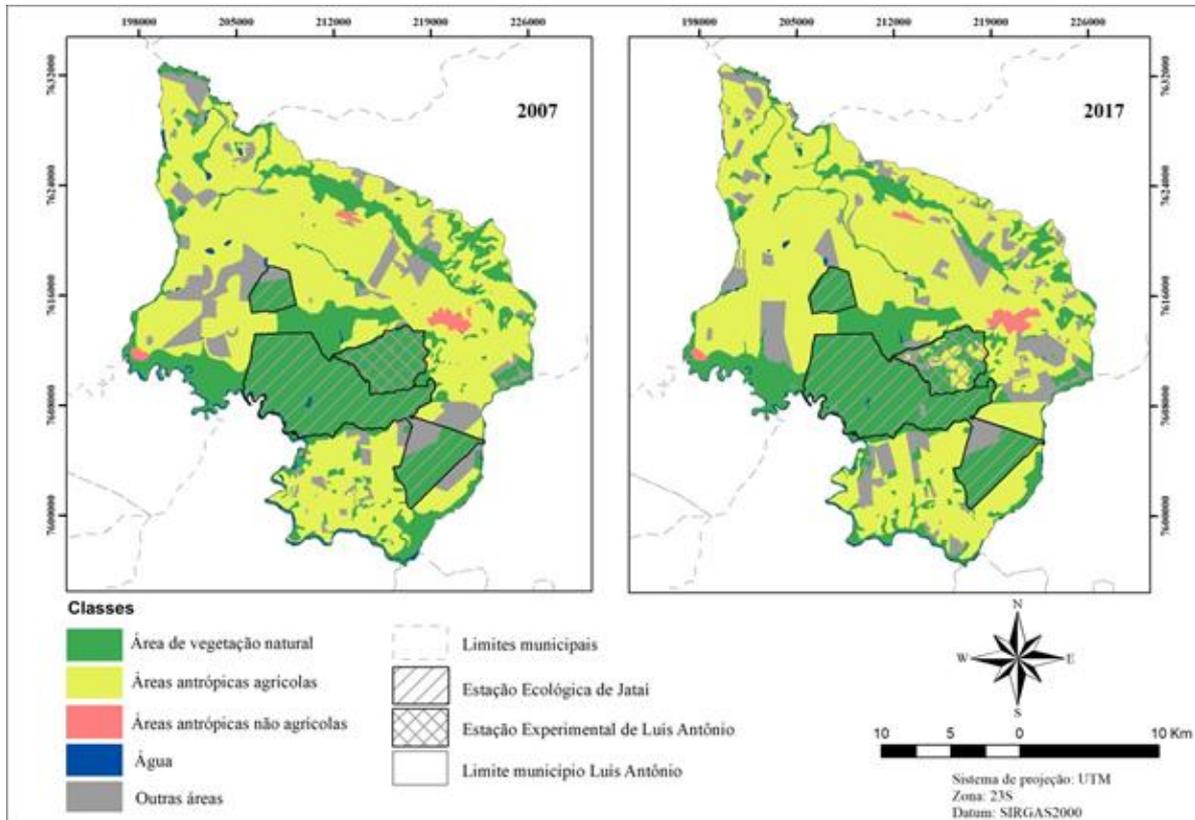


Fonte: Arquivo pessoal.

Na figura 7 são apresentadas as mudanças que ocorreram com relação ao uso de ocupação

do solo, na área de entorno da E.E. Jataí. Estudos mostraram que modificações no uso do solo em regiões próximas aos cursos d'água podem ocasionar mudanças significativas em seus parâmetros limnológicos (MARMONTEL; RODRIGUES, 2015).

Figura 7: Análise da dinâmica temporal do uso e cobertura do solo do município de Luís Antônio, para os anos de 2007 e 2017.



Fonte: SILVA et al., 2018.

### 3.2.1 Características dos solos avaliados

O Latossolo Vermelho Distrófico (Latossolo Vermelho Escuro) é uma classe de solos minerais, não hidromórficos com horizonte B latossólico, de coloração vermelho-escuro e com teores de óxidos de ferro. Apresentam textura argilosa, em média são ricos em sesquióxidos, porém com teores de óxidos de ferro e titânio menores do que os do “Latossolo Roxo”; são muito profundos, sendo a espessura dos horizontes A + B superior a 200 cm. São muito porosos e permeáveis, desde bem até acentuadamente drenados, quando com textura argilosa; e acentuadamente a fortemente drenados, quando apresentam textura média e são derivados de rochas da formação “Serra Geral” e de cobertura sedimentar cenozoica. A sua fertilidade natural é considerada baixa e a sua origem se relaciona com rochas basálticas; devido a sua larga ocorrência no país, comporta uma grande parcela da produção agrícola

(IBGE, 2007). Os Latossolos Vermelhos possuem como uma marcante característica também uma boa drenagem e são menos susceptíveis a ocorrência de processos erosivos (SILVA et al., 2017).

O Latossolo Vermelho Distroférico (Latossolo Roxo) compreende solos minerais, não hidromórficos, com horizonte B latossólico, formados a partir de rochas intrusivas basálticas (Diabásio). São predominantemente hematíticos, muito profundos, muito porosos, friáveis e muito friáveis, acentuadamente drenados e com elevados teores de sesquióxidos de ferro ( $\text{Fe}_2\text{O}_3 > 180 \text{ g.kg}^{-1}$ ), alumínio e óxidos de titânio e manganês. Possuem sequência de horizontes A, B e C, sendo as transições normalmente claras ou graduais entre o A e o B, e difusas entre os sub-horizontes do B. Ocorrem cores avermelhadas no horizonte B, elevado grau de estabilidade dos agregados e baixo teor de argila natural (dispersível em água). Outra característica marcante destes solos refere-se à sua alta suscetibilidade magnética, fazendo com que a massa do solo, seca e triturada, seja quase totalmente atraída por um ímã comum. Isto se deve aos altos teores de magnetita na fração mais grosseira do solo (areia e silte) e de magnetita na fração argilosa (RAUEN, 1980).

Os Neossolo Quartzarênico são compostos principalmente por material de origem mineral, são considerados profundos, contam com a presença de minerais primários facilmente intemperizados (IBGE, 2007) e apresentam uma coloração amarelada uniforme abaixo do horizonte A. Aspectos que também merecem destaque são o seu desenvolvimento pedogenético pequeno devido camadas distantes ou de baixa profundidade, baixa capacidade de retenção de água ou suscetibilidade a inundação e o predomínio de frações arenosas (INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS, 2019). Esse solo costuma estar associado com a fisionomia vegetal cerrado e devido a sua baixa coesão, são mais propensos a ocorrência de processos erosivos (INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS, 2019) e apresentam baixa aptidão agrícola (OLEIVEIRA et al., 2017). Possuem uma grande variação nas concentrações de carbono orgânico, capacidade de troca catiônica, alumínio, valores de pH e baixas concentrações de fósforo assimilável (DONAGEMMA, 2016). Esses solos são poucos evoluídos e apontados como intemperizados por serem originados de depósitos arenosos, assim como possuem o predomínio de argilas caracterizadas pela baixa atividade (FRAZÃO et al., 2008; CARMO; VAL, 2013).

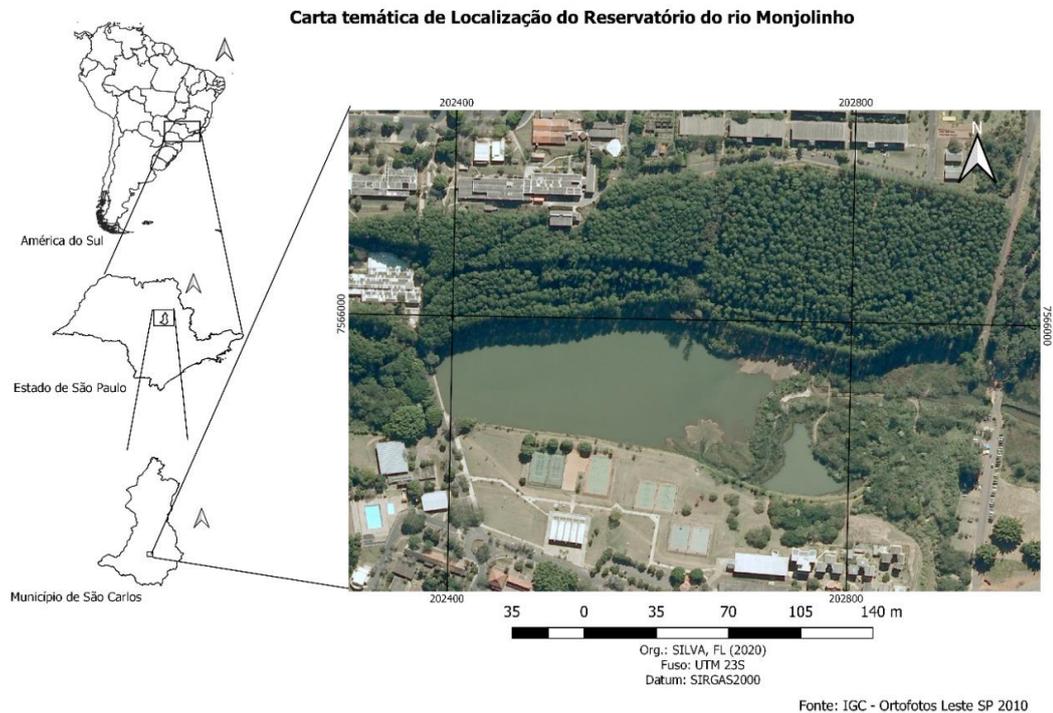
O Gleissolo Háptico Eutrófico (um tipo de solo orgânico) é constituído por solos

minerais que se formaram em condições de saturação de água (planícies de inundação, várzeas) e marcados por uma coloração acinzentada ou sem vida; sua textura varia entre argilosa e arenosa e possuem como principais constituintes material mineral com horizonte *glei* (acinzentado) nos 50 cm iniciais (EMBRAPA SOLOS, 2019; INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS, 2019). Costumam demonstrar baixo desenvolvimento pedogênico e sua natureza pode estar associada a deposição fluvial, observa-se a presença de cátions como cálcio e magnésio (GUIMARÃES et al., 2013). Como são solos minerais com horizonte *glei*, coincidente ou não com um horizonte B textural; esses solos são classificados como Glei Húmico e Glei Pouco Húmico, sendo cartografados, como uma associação, em função das dificuldades de penetração em áreas alagadiças, complexidade de distribuição e ocorrência em um padrão bastante trincado (possui microestrutura mosqueada) (LEMOS, 2013).

### 3.3 PROCEDIMENTOS DE AMOSTRAGEM E DESENHO EXPERIMENTAL

As amostras foram coletadas com o auxílio de pá e de trado, na profundidade de 0 a 20 cm, as quais foram armazenadas em sacos plásticos, posteriormente foram levadas para o laboratório para que fossem secas na estufa, a uma temperatura de 50 °C, durante 7 dias. Após a secagem, ocorreu o início das diluições com os solos iniciando-se o processo com os Latossolo Vermelho Distroférrico, seguido pelos Neossolo Quartzarênico, Latossolo Vermelho Distrófico e Gleissolo Háplico Eutrófico. Foi conduzida uma operação de peneiração com o auxílio de uma peneira (Granutest, 1,19mm), na sequência foi separada uma amostra de 100 g de cada solo e o preparo das diluições ocorreu em 500 ml de água do reservatório do rio Monjolinho (Figura ). Cada amostra ficou em agitação por 8 horas, fator que contribuiu para diluir as substâncias presentes nas amostras.

Figura 8 - Reservatório do rio Monjolinho.



Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

Em se tratando da área de estudo, a porção a jusante da bacia hidrográfica do rio Monjolinho é marcada pela forte influência antrópica na qualidade da água, os usos predominantemente agrícolas e urbanos ocasionam a entrada de esgoto doméstico, metais pesados e compostos empregados nas áreas agrícolas na água (SILVA et al., 2016; SILVA et al., 2017). Por sua vez, as águas do rio Monjolinho nesta porção da bacia onde foi realizada a coleta podem ser consideradas de qualidade regular (CETESB, 2016), o meio varia de levemente ácido a neutro. As águas apresentam contaminação microbiológica, concentrações de nutrientes e metais pesados em desacordo com os padrões de qualidade (SANTOS, 2009; SOUZA, 2011; FERREIRA; CUNHA-SANTINO, 2014; SILVA et al., 2016). As variáveis limnológicas do monitoramento realizado entre os anos de 2017 e 2018 estão apresentados na Tabela .

Tabela 3 - Valores médios das variáveis limnológicas obtidas para o rio Monjolinho

Data	Condutividade Elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	Turbidez (UNT)	pH
13/12/2017	40,00	16,73	5,37
11/01/2018	45,00	14,93	5,61
16/02/2018	38,00	16,03	5,93
13/03/2018	36,33	10,21	5,09
12/04/2018	83,67	12,33	5,35
13/05/2018	59,33	13,47	5,45
18/06/2018	87,33	12,17	5,32
11/07/2018	156,33	22,67	5,02
10/08/2018	177,00	36,13	4,93
11/09/2018	71,00	11,87	4,92
12/10/2018	8,67	7,11	5,00
16/11/2018	23,27	14,15	5,45
13/12/2018	40,00	16,73	5,37

(dados não publicados).

Para cada tratamento, foram selecionados 10 indivíduos saudáveis de *E. densa*, coletados no Jardim Experimental do Departamento de Botânica da UFSCar. Após coletados, os indivíduos foram lavados individualmente em água corrente e, logo após, em água deionizada. Para configurar as incubações, partes apicais sadias de *E. densa* (comprimento = 7,00 cm) foram fixadas em 40 recipientes (10 em cada cuba) de poliestireno ( $\frac{1}{4}$  de diâmetro de 4,5 cm, altura  $\frac{1}{4}$  4,0 cm, volume  $\frac{1}{4}$  40 ml) os quais foram preenchidos com substrato de fixação (coletado próximo ao córrego do Espreado; um riacho de segunda ordem que atravessa o fragmento de Cerrado em São Carlos – SP (SABBAG, ZINA, 2011) (ca. 30 ml) e água proveniente das diluições das amostras de solo em água coletada no reservatório local, elaboradas a partir dos solos coletados (BIANCHINI JÚNIOR et al, 2010).

Os experimentos com os diferentes tipos de solos foram conduzidos durante 60 dias. As plantas foram cultivadas em condições controladas (fotoperíodo de 12h, intensidade de radiação  $4,31 \times 10^{-3} \mu\text{mol seg}^{-1} \text{cm}^{-2}$ ) em recipientes de borosilicato (217 mm, 145 mm, 70 mm,  $A = 314,65 \text{cm}^2$ ), dispostos em câmaras de germinação (marca COLD LAB, modelo 286). Os tratamentos foram alocados de forma a manter a radiação uniformemente dentro da câmara de germinação (tanto os recipientes de poliestireno como as cubas foram posicionadas em locais diferentes dentro da incubadora duas vezes por semana, de modo a manter a aleatoriedade). Os seguintes tratamentos foram realizados com três diluições para cada um dos quatro tipos de solos escolhidos para os experimentos; sendo: uma cuba à 55,5% (T3); uma cuba à 37%(T2); uma cuba à 18,5% (T1); e uma cuba à 0% (controle). Esses valores foram

adotados durante a realização do experimento piloto. Atribuiu-se ao valor de turbidez da água do Monjolinho sem a adição de solo (controle) como 0%. Já para a diluição (com solo) que não permitia a visualização das plantas dentro da cuba, adotou-se como turbidez 100%; aos valores intermediários a essas medições, estipulou-se os valores adotados para os tratamentos dos bioensaios (no caso, T1, T2 e T3), Como os solos escolhidos possuem diferentes colorações e materiais de origem; houve uma pequena variação na quantia de solos estipulada para se obter o mesmo valor de turbidez no “dia zero” para os diferentes bioensaios. Pretendeu-se estudar o efeito da turbidez, com as possíveis variações de temperatura (n = 4), como descrito no Quadro 1.

Quadro 1–Relação dos tratamentos em função da turbidez e temperatura da água.

<b>Nomenclatura</b>	<b>Descrição do Tratamento</b>
T0-25	Tratamento controle a 25°C
T1-25	Diluições simulando a turbidez contendo 6,2g de solo L <sup>-1</sup> de água a 25°C
T2-25	Diluições simulando a turbidez contendo 12,6 g de solo L <sup>-1</sup> de água a 25°C
T3-25	Diluições simulando a turbidez contendo 19,8 g de solo L <sup>-1</sup> de água a 25°C
T0-27	Tratamento controle a 27°C
T1-27	Diluições simulando a turbidez contendo 6,2 g de solo L <sup>-1</sup> de água a 27°C
T2-27	Diluições simulando a turbidez contendo 12,6 g de solo L <sup>-1</sup> de água a 27°C
T3-27	Diluições simulando a turbidez contendo 19,8 g de solo L <sup>-1</sup> de água a 27°C

Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

O valor de “18,5% de turbidez em relação ao controle” foi adotado, pois foi a partir desse valor – no experimento piloto (Figura 9) realizado no último trimestre de 2016, quando pôde-se verificar diferenças significativas em relação ao controle. Visto que nesse trabalho foram escolhidos 4 tipos de solos diferentes, houve – de fato – uma pequena diferença entre a quantia de solo utilizada, para se obter esse valor de turbidez nos “dias zero” dos bioensaios. Esses valores adotados foram transcritos na Tabela 4. E essas diluições resultaram nos valores de turbidez indicados na Tabela 5. O solo escolhido para o experimento piloto foi uma amostra de latossolo vermelho-amarelo eutrófico, obtida em setembro de 2016.

Figura 9: experimento piloto realizado em 2016.



Fonte: Arquivo pessoal.

Tabela 2–Composição da concentração da turbidez.

Nomenclatura	Neossolo Quartzarênico	Latossolo Vermelho Distrófico	Latossolo Vermelho Distroférrico	Gleissolo Háptico Eutrófico
T0-25	Apenas água	Apenas água	Apenas água	Apenas água
T1-25	5,5g/L	6g/L	6,2g/L	5,7g/L
T2-25	11g/L	12g/L	12,3g/L	11,7g/L
T3-25	18g/L	19,2g/L	19,8g/L	18,4g/L
T0-27	Apenas água	Apenas água	Apenas água	Apenas água
T1-27	5,5g/L	6g/L	6,2g/L	5,7g/L
T2-27	11g/L	11g/L	12,3g/L	11,7g/L
T3-27	18g/L	19,2g/L	19,8g/L	18,4g/L

Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

Tabela 5– Valores de turbidez das diluições realizadas no experimento piloto

Nomenclatura	Turbidez (UNT)	Quantia de solo utilizada
T0-25	5,87	-
T1-25	15,8	6,1g/L
T2-25	31,7	12,1g/L
T3-25	47,8	18,9g/L
T0-27	5,83	-
T1-27	15,9	6,1g/L
T2-27	32,1	12,1g/L
T3-27	48,7	18,9g/L

Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

Para determinar o crescimento dos indivíduos de *E. densa*, foi avaliado o tamanho das plantas, com régua (escala de 0,1 cm) a cada quatro dias em média (duas vezes por semana). As variáveis da água: condutividade elétrica (condutivímetro Digmed Modelo DM3), pH (pH-metro Qualxtron) e turbidez (turbidímetro Hach Modelo 2100p) foram avaliadas 3 vezes por semana. As lâmpadas utilizadas na incubadora por LEDs, cuja intensidade de radiação foi de  $43,1 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ , aferido através do medidor de irradiância escalar quântica (radiômetro Biospherical Instruments modelo QSL-100/101).

### 3.4 MODELAGEM MATEMÁTICA DO CRESCIMENTO DE *E. densa*

Vogels et al. (1975) propuseram uma modelagem via Equação Diferencial Ordinária (EDO) não linear de primeira ordem (Eq. 1), que pode ser aplicada para o crescimento de macrófita.

$$\frac{dN}{dt} = \mu N \left(1 - \frac{N}{K}\right) \quad (1)$$

em que,  $N$  é o comprimento (cm),  $\mu$  é o coeficiente cinético de crescimento ( $\text{dia}^{-1}$ ),  $K$  é o valor máximo do comprimento de *E. densa* no bioensaio e  $t$  é o tempo (dia). Com base em  $\mu$  estima-se o tempo de duplicação  $td$ , conforme a Eq. (2) (Mitchell, 1974).

$$td = \frac{\ln 2}{\mu} \quad (2)$$

As variações temporais dos comprimentos acumulados da *E. densa* foram ajustadas ao modelo da Eq. 1, estimando-se os parâmetros cinéticos de crescimentos,  $\mu$  e  $K$ . Para tanto, foi aplicado o procedimento de ajuste de curva do modelo da Eq. (1) nos dados experimentais via o Método dos Mínimos Quadrados Não Linear. Desse modo, para representar o procedimento metodológico, sem perda de generalidade, pode-se relacionar a Eq. (1) com a modelo geral de uma EDO conforme a Eq. (3) (PEIFER; TIMMER, 2007).

$$\begin{aligned} y'(t; \mathbf{p}) &= f(t, y(t; \mathbf{p}); \mathbf{p}) \\ y(t_0) &= y_0(\mathbf{p}) \end{aligned} \quad (3)$$

em que,  $f$  é uma função que representa a dinâmica de crescimento da *Egeria densa*,

no caso o lado direito da Eq. (1),  $y'$  é a taxa de crescimento,  $y$  é o comprimento. Nota-se que  $y$  depende do tempo, da condição inicial  $y_0$  e dos parâmetros cinéticos, tal que, essa dependência é escrita em função de  $\mathbf{p} \in [y_0, \mu, K]$ . Dessa forma, com base num conjunto de  $i$  observações experimentais  $Y(\gamma_i)$ , pode-se gerar a seguinte aproximação assintótica,  $\{Y(\gamma_i) \approx y(\gamma_i; \mathbf{p})\}$ , em que  $y(\gamma_i; \mathbf{p})$  é a estimativa do modelo analítico. Isso posto, determinou-se o valor de  $\mathbf{p}$  em  $y(\gamma_i; \mathbf{p})$  pela minimização da função objetivo, representada pela Eq. 4.

$$S(\mathbf{p}) = \sum_i [Y(\gamma_i) - y(\gamma_i; \mathbf{p})]^2 \quad (4)$$

em que  $S$  é a soma dos quadrados dos resíduos. A função objetivo,  $S(\mathbf{p})$ , é a norma euclidiana do resíduo, ou seja, a diferença quadrática entre os valores medidos  $Y(\gamma_i)$ , e os valores estimados pela regressão  $y(\gamma_i; \mathbf{p})$ .

A integração numérica da Eq. 1 foi realizada pelo Método Runge-Kutta de 4ª ordem (RK4) (CHAUHAN; SRIVASTAVA, 2019). A minimização de Eq. (4) foi realizada pelo Algoritmo de Levenberg–Marquardt (PRESS et al., 1993). A qualidade do ajuste dos dados medidos e o modelo foi feita avaliando-se o coeficiente de determinação ( $r^2$ ). Quando  $r^2$  foi superior a 0,90 considerou-se os valores de  $\mu, K$  e  $t_d$  adequados.

Os crescimentos por meio dos comprimentos acumulados dos indivíduos de *E. densa* em todos os tratamentos (variações de temperatura e turbidez) foram testados usando medidas repetidas ANOVA. O software utilizado nas análises estatísticas foi o PAST 2.16 (HAMMER et al., 2001).

### 3.4.1 Coeficiente de temperatura - $Q_{10}$

O coeficiente de temperatura  $Q_{10}$  (Eq. 5) é a medida da variação das taxas de reação de sistemas químicos ou biológicos como resultado do aumento de 10°C na temperatura.

$$Q_{10} = \left( \frac{\mu_2}{\mu_1} \right)^{\left( \frac{10}{T_2 - T_1} \right)} \quad (5)$$

em que,  $\mu_1$  = coeficiente de crescimento na temperatura  $T_1$ ;  $\mu_2$  = coeficiente de crescimento na temperatura  $T_2$ . O coeficiente de temperatura ( $Q_{10}$ ) do crescimento foi estimado de acordo com a Eq. 5 (USEPA, 1985).

As mudanças mediadas pela temperatura na respiração das plantas são componentes importantes da resposta da biosfera às mudanças climáticas globais. O  $Q_{10}$  é frequentemente adotado com o valor 2, ou seja, os processos metabólicos dobram a cada aumento de temperatura de 10 °C (VAN'T HOFF, 1898). Para sistemas biológicos, o valor de  $Q_{10}$  é geralmente entre 2 e 3 (AISAMI et al., 2017). No entanto, com a exposição em longo prazo a uma temperatura diferente, o efeito da temperatura inicial de um  $Q_{10}$  de 2 pode diminuir, e o  $Q_{10}$  a longo prazo diminui previsivelmente com o aumento da temperatura em diversos taxa e biomas de plantas. Isto é devido à aclimação térmica, ou seja, o ajuste das taxas de respiração para compensar uma mudança de temperatura.

A dependência da temperatura de  $Q_{10}$  está ligada a mudanças no controle pela atividade máxima da enzima em baixa temperatura e limitações do substrato em alta temperatura. Em longo prazo, a aclimação da respiração à temperatura é comum, reduzindo a sensibilidade à temperatura da respiração às mudanças no ambiente térmico. A aclimação à temperatura resulta em uma tendência à homeostase da respiração, de tal forma que as plantas alpinas ou árticas climatizadas a quente (clima temperado, planície) e climatizadas a frio exibem taxas semelhantes de respiração (RAVEN, 1995).

O coeficiente de temperatura,  $Q_{10}$  que indica a mudança fracionária na taxa com um aumento de 10 °C na temperatura descreve a sensibilidade à temperatura de solos, raízes e caules, bem como seu possível desempenho em condições globais. É também um parâmetro necessário para a estimativa do fluxo total de  $CO_2$  de cada elemento.

### 3.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Para verificar a existência de diferença significativa do crescimento de *E. densa* frente aos três fatores selecionados (tipo de solo, temperatura e turbidez) foram empregadas a Análise de Variância com três fatores (*Anova Three-Way*). A hipótese nula consistiu no fato de que a média de todas as variáveis dependentes fosse

semelhante nos tratamentos, ao passo que a hipótese alternativa considerou que pelo menos uma das médias das variáveis dependentes diferisse das demais. Foi adotado um nível de significância global de 5% e a análise foi conduzida em linguagem R (R CORE TIME, 2018). Para realização de teste a posteriori, foi utilizado o pacote "multicomp", cuja análise se baseia no Teste de Tukey.

## 4 RESULTADOS

Conforme a hipótese elencada na introdução, o tipo de solo, a temperatura e a turbidez na água podem provocar alterações na taxa de crescimento de *E. densa*. Dessa forma, a seguir foram apresentados os resultados das variações nas respostas em função dos inerentes fatores para cada um dos solos.

### 4.1 CINÉTICA DE CRESCIMENTO

#### 4.1.1 Gleissolo Háptico Eutrófico

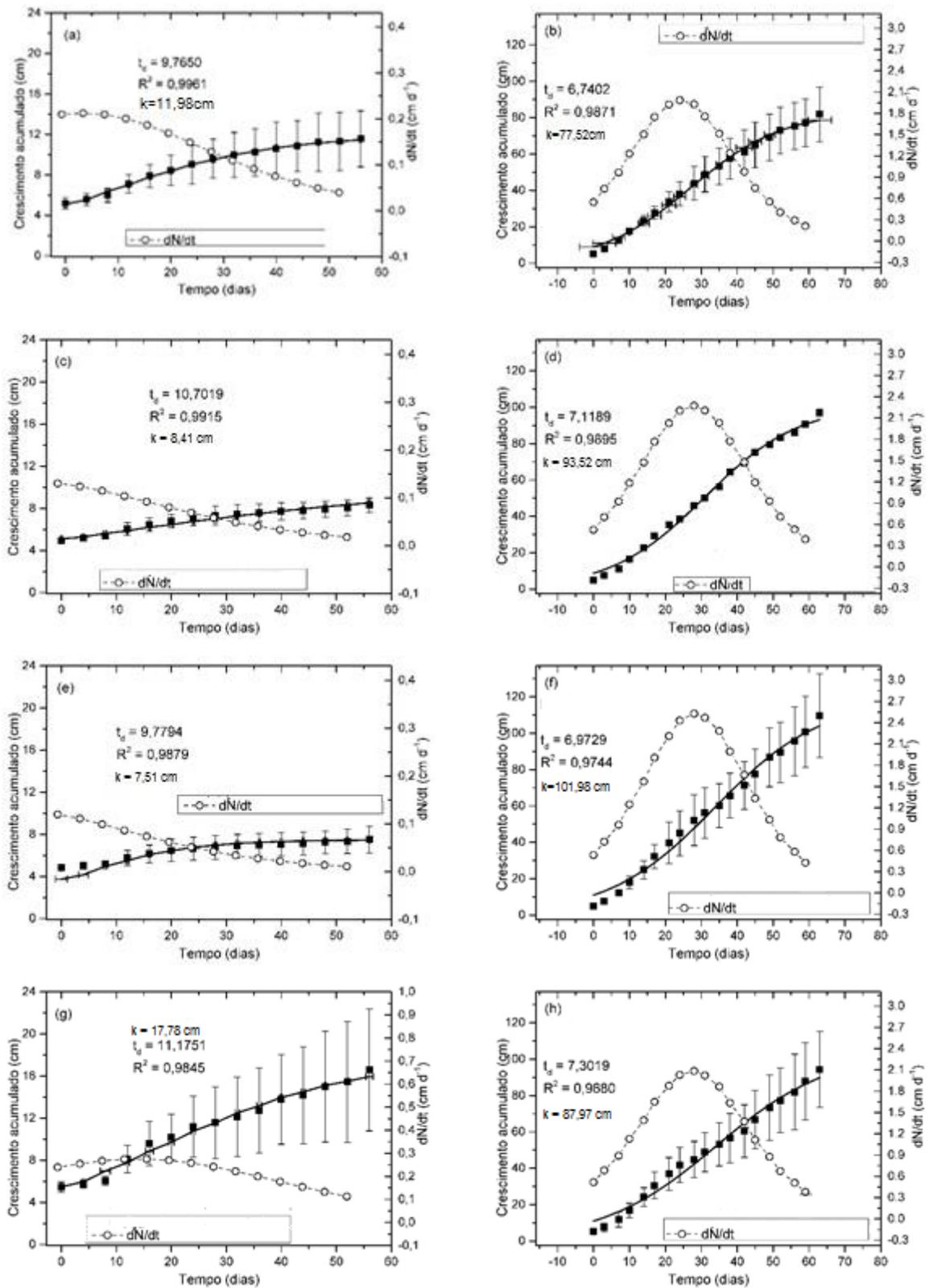
Na Figura 10, é apresentada uma foto dos tratamentos com as diluições de gleissolos. Na Figura , apresenta-se a dinâmica de crescimento acumulado de *E. densa* em meio com Gleissolo Háptico Eutrófico realizada pelo ajuste experimental dos dados com base na parametrização da Eq. (1).

Figura 10: tratamentos com diluições de Gleissolo Háptico Eutrófico



Fonte: Arquivo pessoal.

Figura 11–Cinética de crescimento de *E. densa* para o Gleissolo Háplico Eutrófico.



Legenda: Cinética de crescimento de *E. densa* a duas temperaturas (25 e 27 °C) e quatro condições de turbidez da água (T0, T1, T2 e T3) com Gleissolo Háplico Eutrófico, onde (A) T0-25; (B) T0-27; (C) T1-25; (D) T1-27; (E) T2-25; (F) T2-27; (G) T3-25 e (H) T3-27. Barra = desvio padrão, ponto preenchido = tamanho, ponto não preenchido = coeficiente de crescimento diário, linha contínua = ajuste de crescimento (Eq. 1).

Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

Quando observado o incremento de biomassa de *E. densa* nos experimentos controle (Fig. 11(a)), evidenciou-se que o maior valor médio de crescimento foi observado no 46º dia (aproximadamente 0,15 cm dia<sup>-1</sup>), assim como o maior acúmulo de biomassa conforme mostra a Figura (a). O tempo de duplicação foi de 9,76 dias e o rendimento foi igual a 11,98 cm. Já na Figura (b) é possível verificar que o maior valor médio de crescimento para o controle do experimento a 27 °C ocorreu por volta do dia 39 (1,8 cm dia<sup>-1</sup>), seguido de uma queda brusca. O acúmulo de massa demonstrou uma desaceleração no 40º dia. Nesta situação, o tempo de duplicação foi igual a 6,74 dias e o rendimento foi de 77,52 cm, indicando tempo de duplicação menor que o outro tratamento e maior acúmulo de biomassa.

Analisando as curvas de crescimento apresentadas nas Figura (c) e 11(d), ficaram evidentes que os valores médios de acúmulo de biomassa continuaram aumentando, sendo os maiores valores registrados no último dia de cada experimento (0,55 cm dia<sup>-1</sup> e 6,2 cm dia<sup>-1</sup>, respectivamente). A Figura (c) demonstrou uma pequena variação do crescimento acumulado ao longo do tempo, ao passo que, na outra condição experimental ocorreu uma grande variação do crescimento acumulado, Figura (c). Na primeira condição experimental, o tempo de duplicação foi igual 10,7 dias e o crescimento acumulado obtido foi de 8,4 cm. Por sua vez, na segunda condição obteve-se um tempo de duplicação menor (7,11) e um maior rendimento (93,53 cm).

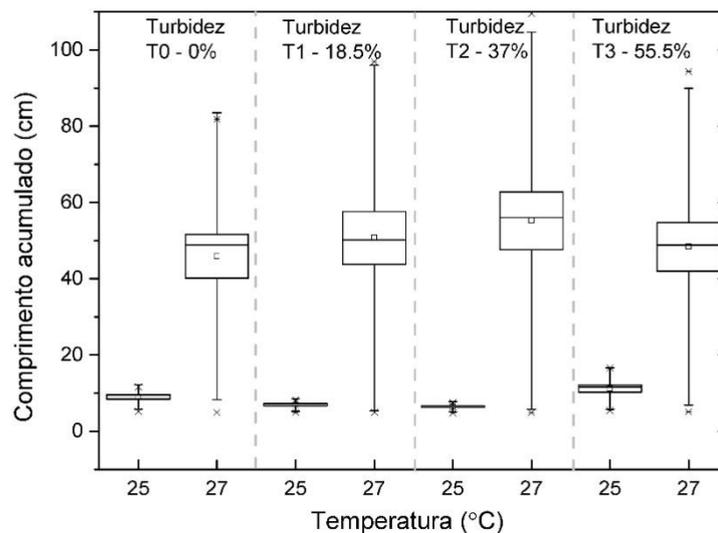
Na Figura (e) verificou-se o maior incremento de biomassa durante o dia 46 (0,16 cm dia<sup>-1</sup>), apesar de não existir uma grande variabilidade nos valores obtidos ao longo do experimento, essa situação também foi observada para o crescimento acumulado. O tempo de duplicação para este caso foi de 9,7 dias e o crescimento acumulado foi de 7,57 cm. Uma situação diferente foi constatada na Figura (f), o maior valor médio de incremento de massa foi obtido no dia 66 (dia de término do experimento), provavelmente maiores valores poderiam ser registrados devido a tendência de aumento da curva. O tempo de duplicação foi de 6,97 dias, já o crescimento acumulado foi igual a 101,98 cm, superior ao observado para o tratamento nas mesmas condições a 25 °C.

No tratamento com maior acréscimo de solo e conduzido sob 25 °C, o maior valor médio de biomassa registrado foi no 46º dia (0,10 cm dia<sup>-1</sup>), entretanto, uma pequena variação foi observada, já que ao longo do experimento um ligeiro aumento

foi constatado entre o primeiro e o último dia. Observou-se uma grande variação na curva de crescimento acumulado, dado o tamanho das barras de erro; o tempo de duplicação foi de 11,17 dias e o crescimento acumulado foi igual a 17,78 cm conforme a Figura (g). Para o outro experimento conduzido a 27 °C obteve-se a maior média de acúmulo de massa no dia 36 (5,8 cm dia<sup>-1</sup>), o tempo de duplicação foi 7,3 dias e o crescimento acumulado igual a 87,97 cm, (Figura (h)). Ainda sobre esta situação, a partir do dia 38 ocorreu uma mudança na inclinação das curvas de crescimento acumulado e de acúmulo de biomassa, indicando que passaram a ocorrer com maior intensidade. Dessa forma, ficou evidente que um maior acúmulo de biomassa ocorreu sob maior temperatura, nesses casos o tempo de duplicação foram similares.

O maior crescimento acumulado da primeira (25 °C) e segunda (27 °C) condição experimental ocorreu em T3-25 e T2-27 (Figura 12).

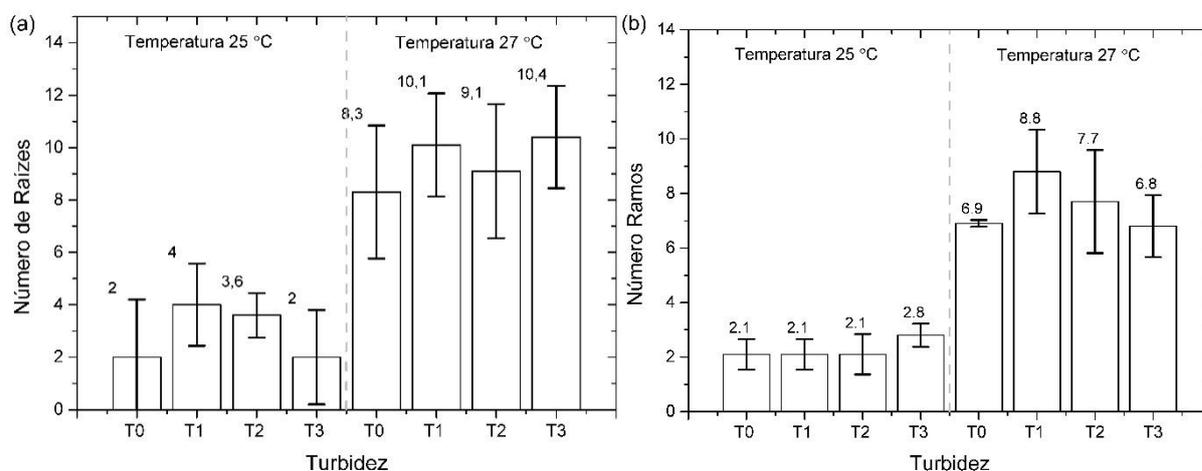
Figura 12 – Box-plot do crescimento acumulado para o Gleissolo Háplico Eutrófico.



Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

Ao avaliar o comprimento acumulado, o número de raízes no tratamento com Gleissolo Háplico Eutrófico, os experimentos a 27 °C demonstraram maiores valores estatísticos quando comparados aos experimentos conduzidos a 25 °C, conforme mostra a Figura . Em todas as situações, o tratamento T2-27 demonstrou os maiores valores médios, ao passo que uma pequena variação foi observada nos tratamentos a 25 °C, sendo o menor crescimento acumulado observado em T2-25 e o menor número de raízes no controle e em T3-25.

Figura 13 – Número de ramos e raízes para o tratamento com o Gleissolo Háplico Eutrófico.



Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

A Tabela contém os valores médios e os respectivos desvios padrões das variáveis mensuradas (condutividade elétrica, turbidez e pH) nos diferentes tratamentos para o solo Gleissolo Háplico Eutrófico.

Tabela 6 – Valores médios ( $n = 18$ ;  $\pm$  DP) das variáveis condutividade elétrica, turbidez e pH dos bioensaios de crescimento de *E. densa* para os tratamentos com Gleissolo Háplico Eutrófico.

Tratamento	Condutividade Elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	Turbidez (UNT)	pH
T0-25	105,63 (4,55)	7,19 (1,34)	6,97 (0,35)
T1-25	141,45 (20,43)	11,02 (2,97)	6,98 (0,37)
T2-25	205,6 (20,32)	22,30 (8,00)	6,90 (0,39)
T3-25	104,08 (21,73)	42,23 (6,64)	7,32 (0,33)
T0-27	205,65 (18,67)	3,80 (1,86)	8,31 (0,42)
T1-27	110,29 (17,47)	23,82 (11,89)	8,45 (0,63)
T2-27	112,82 (21,53)	39,14 (14,63)	8,00 (0,52)
T3-27	128,61 (19,48)	43,19 (19,11)	7,37 (0,21)

Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

Ao se considerar os dados presentes na Tabela 6 foi possível observar que os menores valores de condutividade elétrica foram registrados em T3-25 e T1-27; os maiores foram verificados em T2-25 e T0-27. Quanto a turbidez, os menores valores foram registrados nos controles (T0-25 e T0-27), seguidos por T1-25/T1-27 e T2-25/T2-27. Os maiores registros de turbidez ocorreram nos tratamentos com maiores quantidades de diluições de solos, ou seja, T3-25/T3-27. O meio se apresentou levemente ácido ou neutro no experimento a 25 °C, porém no experimento conduzido a 27 °C, o meio pode ser considerado como básico, salvo T3-27.

#### 4.1.2 Latossolo Vermelho Distroférico

Os dados obtidos para os tratamentos com Latossolo Vermelho Distroférico foram apresentados nas Figura e Figura ; todos os tratamentos demonstraram uma tendência de aumento nos valores do crescimento acumulado, além de diferenças nos números das raízes e no número de brotos. Pode-se visualizar a incubadora com os tratamentos desse experimento da Figura 14.

No controle para o experimento sob 25 °C, o maior incremento de massa foi constatado no último dia de experimento (1,9 cm dia<sup>-1</sup>), o tempo de duplicação foi igual a 14,22 dias e o crescimento cumulado foi de 74,45 cm (Figura (a)). Já as curvas de acúmulo de massa e crescimento demonstraram tendência de aumento constante. Por sua vez, em T0-27 verificou-se os menores valores para tempo de duplicação (6,7 dias) e crescimento acumulado (57,62 cm), a maior média de acúmulo de biomassa também foi registrada no último dia de experimento (3,4 cm dia<sup>-1</sup>) conforme a Figura (b).

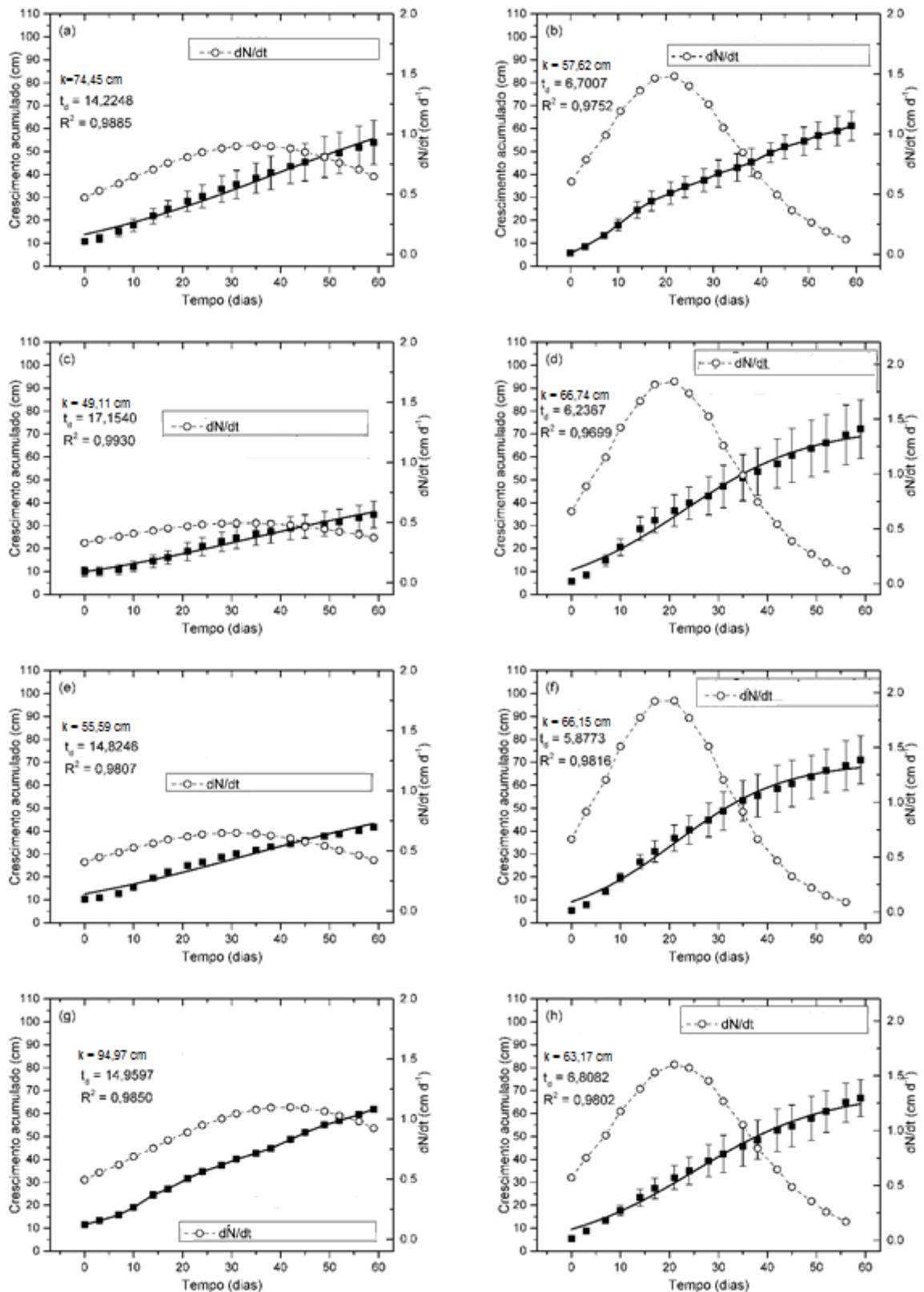
Semelhante ao controle a 25 °C, a cultura com a menor turbidez apresentou o maior valor médio de incremento de biomassa no dia 44 (0,52 cm dia<sup>-1</sup>), assim como tempo de duplicação de 17,15 dias e crescimento acumulado de 49,10 cm, (Figura (c)). Quando este foi comparado com o mesmo tratamento a 27 °C notou-se que foram similares em termos de comprimento acumulado. O mesmo tratamento a 27 °C trouxe o maior acúmulo de biomassa registrado no último dia do experimento (4,4 cm dia<sup>-1</sup>), o tempo de duplicação foi de 6,24 dias (aproximadamente a metade do segundo) e um acúmulo de biomassa igual a 66,74 cm, sendo maior que o observado para o tratamento a 25 °C.

Figura 14: tratamentos com diluições de Latossolo Vermelho Distroférico



Fonte: Arquivo pessoal.

Figura 15 – Cinética de crescimento de *E. densa* para o Latossolo Vermelho Distroférico.



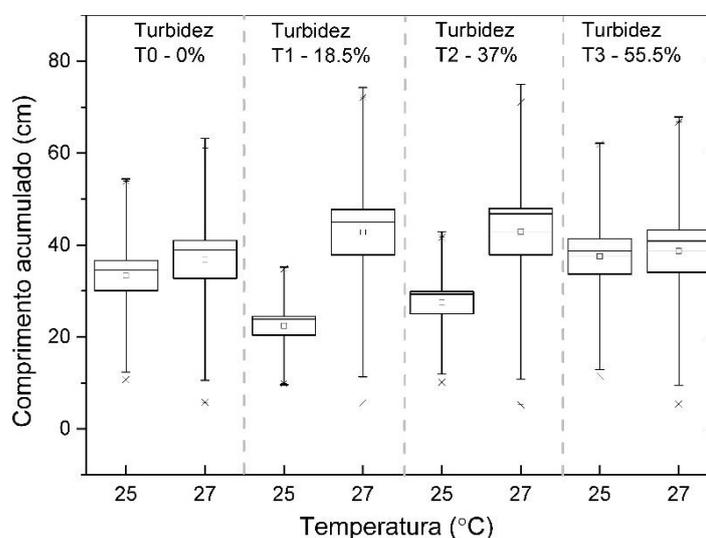
Legenda: Cinética de crescimento de *E. densa* a duas temperaturas (25 e 27 °C) e quatro condições de turbidez da água (T0, T1, T2 e T3) com o Latossolo Vermelho Distroférico, onde (A) T0-25; (B) T0-27; (C) T1-25; (D) T1-27; (E) T2-25; (F) T2-27; (G) T3-25 e (H) T3-27. Barra = desvio padrão, ponto preenchido = tamanho, ponto não preenchido = coeficiente de crescimento diário  $k$ , linha contínua = ajuste de crescimento (Eq. 1).

Fonte: Elaborado pelo autor (2019)

Ficou evidente na por meio da Figura (e) que o tratamento T2-25 registrou a maior média de crescimento no dia 34 ( $1,2 \text{ cm dia}^{-1}$ ) e um tempo de duplicação de 14,83 dias. Não se constatou uma grande variabilidade dos dados e o crescimento acumulado foi de 55,59 cm. A Figura (f) demonstrou que o T2-27 possui um menor tempo de duplicação (5,88 dias) e maiores valores de crescimento médio acumulado (66,15 cm). O maior valor médio de incremento de biomassa foi constatado no último dia do experimento ( $5,2 \text{ cm dia}^{-1}$ ).

Um fato que merece destaque foi que as curvas de crescimento e de ajuste passaram a ter um aumento acentuado por volta do 32º e 35º dia de experimento, observou-se uma mudança na inclinação das curvas (Fig. 15(g)). Ademais, o tratamento com maior turbidez a 25 °C apresentou uma curva de acúmulo de biomassa em fase log, o maior valor médio foi registrado no último dia de experimento ( $1,26 \text{ cm dia}^{-1}$ ), o crescimento acumulado foi de 94,97 cm e o tempo de duplicação igual a 14,96 dias (Figura (g)). O mesmo tratamento a 27 °C demonstrou um menor tempo de duplicação (6,81 dias), assim como um menor crescimento acumulado (63,17 cm); já o maior valor médio de incremento de biomassa foi observado no dia 45 ( $3,9 \text{ cm dia}^{-1}$ ) (Figura (h)). De maneira geral, conforme mostra a Figura os maiores valores médios de incremento de biomassa foram obtidos nos tratamentos sob 27°C, assim como, o crescimento acumulado, exceto em T3-27. Os maiores tempos de duplicação foram constatados nos experimentos sob 25 °C.

Figura 16 – Box-plot do crescimento acumulado para o Latossolo Vermelho Distroférico.



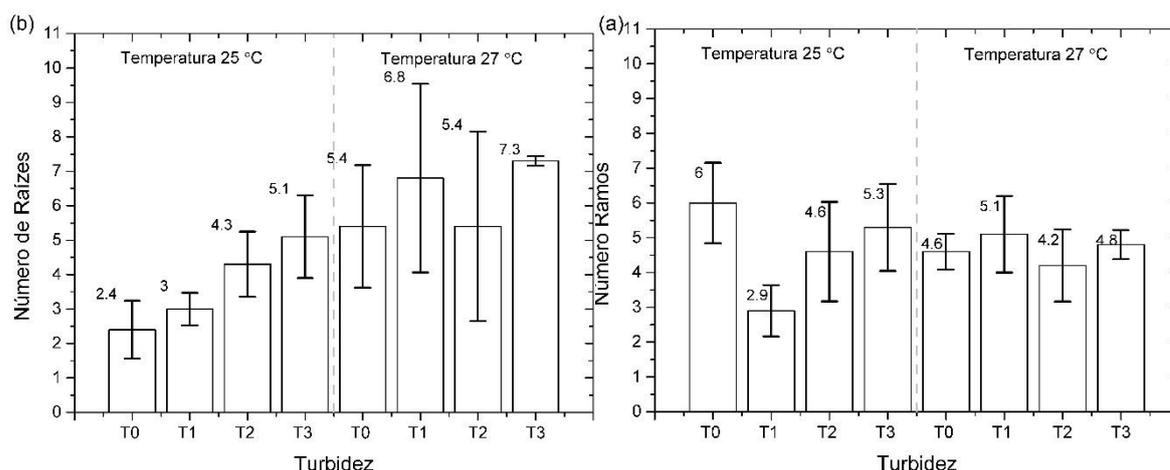
Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

Pode-se verificar por esse box-plot que ocorreu maior crescimento das plantas submetidas à 27 °C e dentro das diluições com níveis de turbidez intermediária (T2), seguida pelo menor nível de turbidez (T1). Já as plantas cultivadas nos maiores níveis de turbidez (T3), apresentaram comportamentos de crescimento semelhante; tanto à 25 °C quanto como à 27 °C.

Ao observar o crescimento acumulado, o experimento a 25 °C demonstrou os menores valores médios, salvo o controle e T3, quando comparados ao conduzido sob 27°C. Além disso, estes demonstraram uma tendência de aumento de T1 a T3; ao passo que o experimento submetido a 27 °C sofreu um ligeiro aumento de suas médias com o incremento da turbidez, seguido de uma queda em T3.

Na Figura 4 verifica-se o número de ramos e raízes para os experimentos a 25 °C e 27 °C que demonstraram acentuadas oscilações nos valores obtidos. O maior número de ramos foi observado no experimento a 25 °C, principalmente no controle seguido de T3, enquanto os valores médios obtidos para o experimento sob 27 °C possuíram uma menor variação. Um aumento do número médio de raízes foi observado de T0-25 a T3-25, porém a mesma situação não foi verificada para o outro tratamento, haja vista uma redução em T2-27 e um aumento em T3-27.

Figura 4 – Número de ramos e raízes para o tratamento com Latossolo Vermelho Distroférico.



Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

A Tabela mostra os resultados referentes aos tratamentos com Latossolo Vermelho Distroférico. Por meio desta, constatou-se os menores valores de condutividade elétrica foram registrados nos experimentos conduzidos a 27 °C.

Tabela 7 – Valores médios ( $n = 18$ ;  $\pm$  DP) das variáveis condutividade elétrica, turbidez e pH dos bioensaios de crescimento de *E. densa* para os tratamentos com Latossolo Vermelho Distrófico.

Tratamento	Condutividade Elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	Turbidez (UNT)	pH
T0-25	85,83 (10,07)	7,53 (1,87)	7,64 (0,24)
T1-25	86,62 (6,55)	9,27 (0,36)	7,60 (0,18)
T2-25	60,54 (13,61)	21,86 (4,21)	7,80 (0,30)
T3-25	82,83 (6,11)	218,59 (20,11)	7,59 (0,23)
T0-27	56,16 (11,41)	7,62 (2,93)	6,80 (0,26)
T1-27	34,76 (7,21)	37,93 (10,93)	6,78 (0,23)
T2-27	49,60 (16,06)	87,59 (46,39)	7,11 (0,29)
T3-27	47,78 (6,61)	150,93 (40,23)	7,13 (0,46)

Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

Destaca-se que em T1-25 foi registrado o maior valor de condutividade elétrica e em T1-27 foi registrado o menor valor. Quanto a turbidez, ambos os experimentos demonstraram os menores valores em T1, enquanto, os maiores valores foram obtidos em T3 e valores intermediários foram observados nos demais tratamentos. O pH do meio foi relativamente neutro, próximo de 7, entretanto apresentou-se levemente ácido no tratamento a 27 °C.

#### 4.1.3 Latossolo Vermelho Distrófico

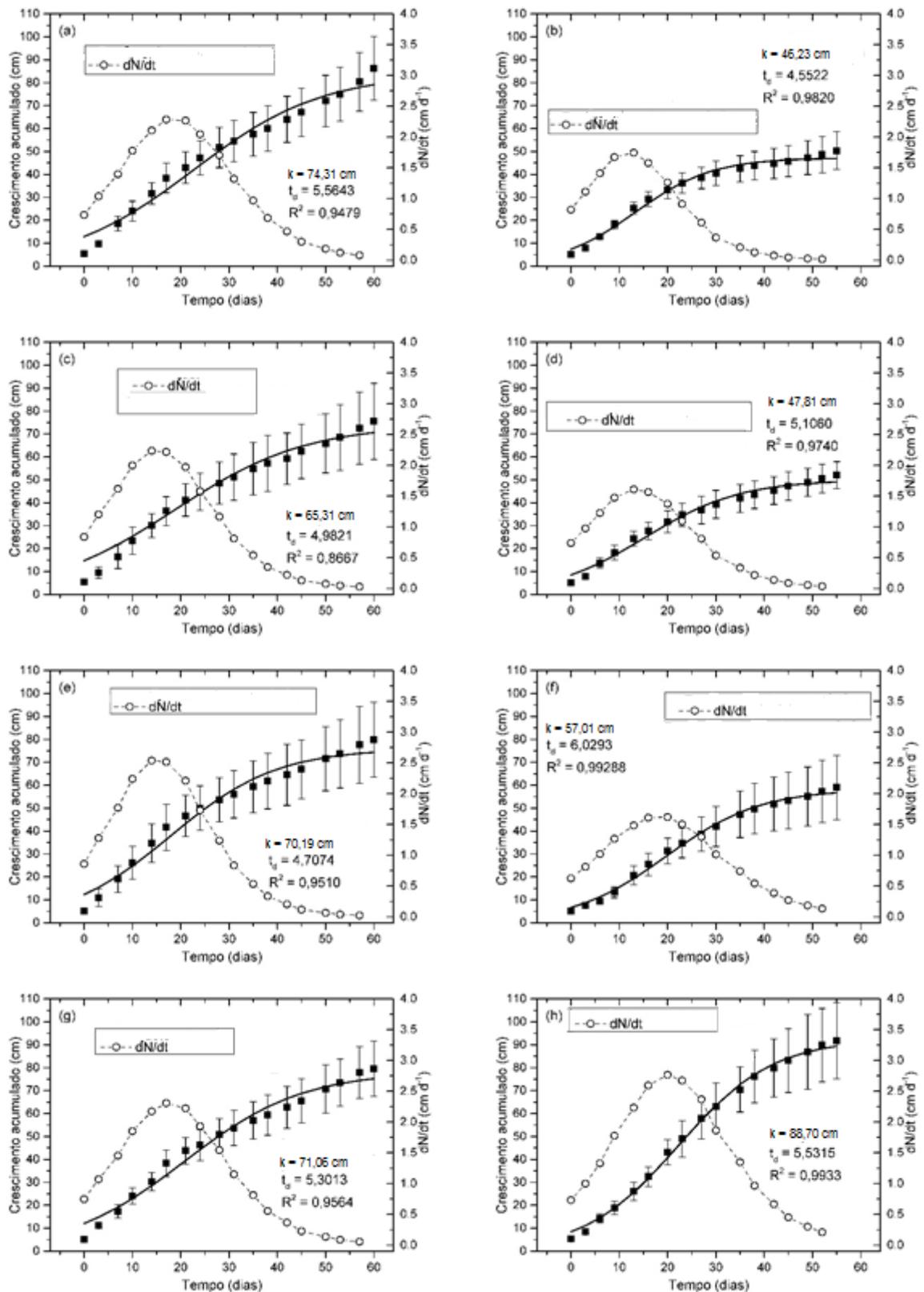
Uma ilustração dos tratamentos que utilizaram as diluições com Latossolo Vermelho Distrófica é apresentada na Figura 18. Já as cinéticas de crescimento de *E. densa* nos experimentos com Latossolo Vermelho Distrófico são apresentadas na Figura 5. Com exceção do controle e o primeiro tratamento, T0-27, foi possível notar que as curvas correspondentes ao crescimento e ao ajuste demonstram um crescimento contínuo até o final do experimento.

Figura 18: tratamentos com diluições de Latossolo Vermelho Distrófico



Fonte: Arquivo pessoal.

Figura 5 – Cinéticas de crescimento de *E. densa* para o Latossolo Vermelho Distrófico.



Legenda: Cinética de crescimento de *E. densa* a duas temperaturas (25 e 27 °C) e quatro condições de turbidez da água (T0, T1, T2 e T3) com o Latossolo Vermelho Distrófico, onde (A) T0-25; (B) T0-27; (C) T1-25; (D) T1-27; (E) T2-25; (F) T2-27; (G) T3-25 e (H) T3-27. Barra = desvio padrão, ponto preenchido = tamanho, ponto não preenchido = coeficiente de crescimento diário  $k$ , linha contínua = ajuste de crescimento (Eq. 1).

Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

O controle, T0-25, apresentou um tempo de duplicação de 5,56 dias, a maior média de incremento de biomassa foi constatada no dia 39,  $1,25 \text{ cm dia}^{-1}$  e o crescimento acumulado foi de 74,3 cm, (Figura 5(a)). Já o controle, T0-27, demonstrou um menor tempo de duplicação (4,55 dias) e crescimento acumulado (46,23 cm), o maior incremento de biomassa foi observado ( $3,5 \text{ cm dia}^{-1}$ ) foi constatado no 35º dia, (Figura 5(b)), o que corresponde aproximadamente valor do observado para o outro tratamento (T0-27).

Para T1-25 o tempo de duplicação foi igual a 4,98 dias, o maior incremento de massa foi observado no 28º dia ( $0,1 \text{ cm dia}^{-1}$ ) e o crescimento acumulado foi igual a 65,31 cm, (Figura 5(c)). O experimento T1-27, (Figura 5(d)), teve um tempo de duplicação igual a 5,1 dias e o maior incremento de biomassa ocorreu no dia 14º dia ( $4,3 \text{ cm dia}^{-1}$ ) e o crescimento acumulado foi menor em relação a T1-25 (47,81 cm).

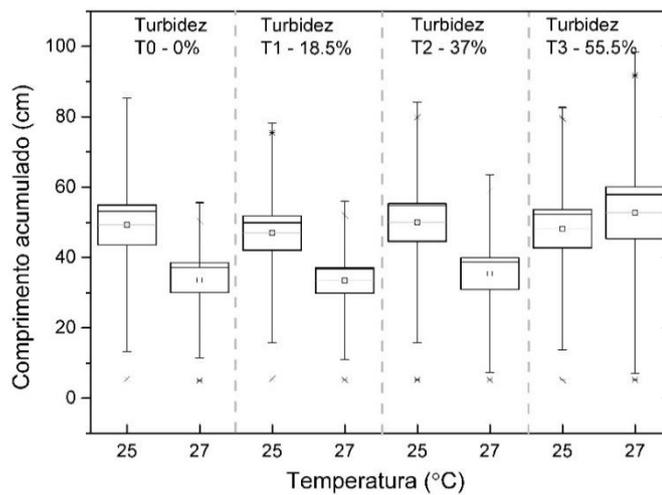
Com base na Figura 5(e) foi possível verificar que a curva de crescimento apresentou tendência de aumento até o final do experimento. O T2-25 obteve-se o crescimento acumulado de 70,19 cm e o tempo de duplicação foi de 4,7 dias. Observando-se a Figura 5(f), o T2-27 notou-se tempo de duplicação (6,03 dias), assim como o crescimento acumulado (57 cm) e o maior incremento de biomassa ocorreu no último dia de experimento ( $7,72 \text{ cm dia}^{-1}$ ). O mesmo padrão das curvas de incremento e crescimento acumulado foi observado em T2-27, verificou-se que ambas aumentaram em ritmo acelerado até o dia 24º dia, posteriormente ocorre uma desaceleração.

Os tratamentos T3-25 e T3-27 apresentaram diferenças no que diz respeito ao comportamento das curvas de incremento e crescimento acumulado, apesar de apresentarem uma tendência de aumento, ficou evidente que as curvas são mais acentuadas em T3-27, (ver Figura 5(g; h)). Em T3-25 observou-se o tempo de duplicação igual a 5,3 dias, um crescimento acumulado de 71,06 cm e o maior incremento de biomassa foi registrado no 19º dia ( $1,3 \text{ cm dia}^{-1}$ ) conforme a Figura 5(g). Avaliando-se o tratamento T3-27, um menor crescimento acumulado (88,7 cm) e tempo de duplicação foram obtidos (5,53 dias), o maior incremento de comprimento foi observado no 22º dia ( $3,9 \text{ cm dia}^{-1}$ ), nota-se que é maior que tratamento T3-25 (Figura 5(h)).

Analisando os gráficos obtidos para esse solo foi possível verificar que os controles apresentaram diferenças acentuadas em termos de biomassa e crescimento

acumulado, salvo os tratamentos com maiores valores de turbidez, os demais tiveram um comportamento semelhante nas duas temperaturas avaliadas, apesar de os tratamentos a 27 °C apresentarem uma menor curva de crescimento acumulado e menor tempo de duplicação em relação a 25 °C. Quanto ao comprimento acumulado, o tratamento a 25 °C apresentou os maiores valores médios quando comparados aos dados obtidos a 27° C, exceto em T3 conforme a (Figura 0).

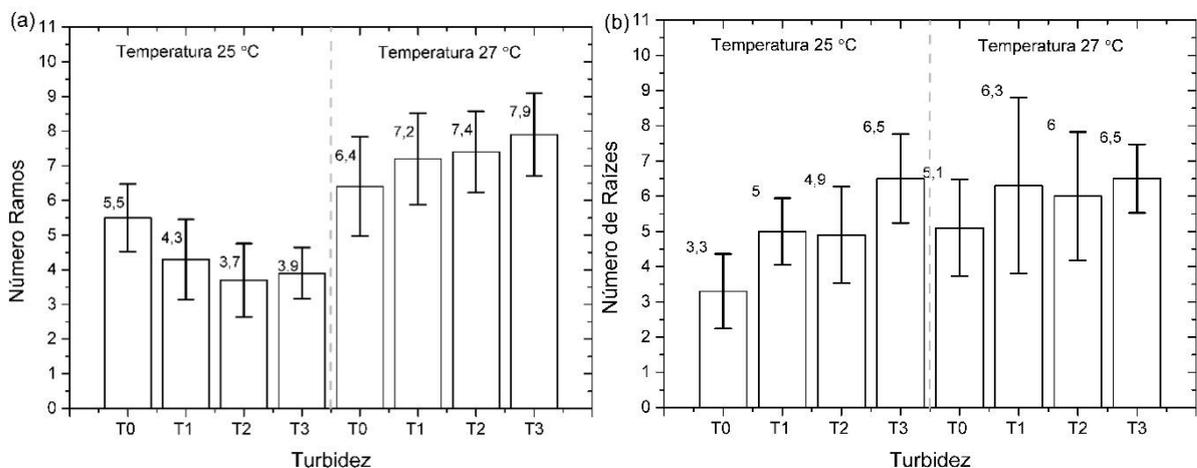
Figura 20 – Box-plot do crescimento acumulado para o Latossolo Vermelho Distrófico.



Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

Um padrão pode ser verificado em relação ao número de ramos e o aumento da turbidez, notou-se uma redução do número de ramos conforme a turbidez aumenta no experimento a 25 °C, enquanto no experimento a 27 °C ocorre uma situação oposta como verificado na Figura .

Figura 21 – Número de ramos e raízes para o tratamento com Latossolo Vermelho Distrófico.



Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

O número de raízes, o primeiro tratamento, T0-25 demonstrou um aumento do número de médio de raízes de T0 para T1, um novo aumento somente foi observado

em T3 (ver Figura 13). Enquanto, no segundo tratamento T0-27, T1-27, T2-27 e T3-27 notou-se que o controle, T0-27, apresentou a menor média, enquanto, os tratamentos demonstraram valores médios similares como observado na Figura .

A Tabela contempla os valores médios e os respectivos desvios padrões das variáveis limnológicas mensuradas (condutividade elétrica, turbidez e pH) nos diferentes tratamentos para o Latossolo Vermelho Distrófico.

Tabela 8– Valores médios (n = 18;  $\pm$  DP) das variáveis condutividade elétrica, turbidez e pH dos bioensaios de crescimento de *E. densa* para os tratamentos com Latossolo Vermelho Distrófico.

Tratamento	Condutividade Elétrica ( $\mu\text{Scm}^{-1}$ )	Turbidez (UNT)	pH
T0-25	85,83 (10,07)	7,53 (1,87)	7,64 (0,24)
T1-25	86,62 (6,55)	9,27 (0,36)	7,60 (0,18)
T2-25	60,54 (13,61)	21,86 (4,21)	7,80 (0,30)
T3-25	82,83 (6,11)	218,59 (20,11)	7,59 (0,23)
T0-27	80,05 (15,87)	10,33 (3,75)	7,44 (0,30)
T1-27	109,77 (11,88)	23,44 (12,44)	7,36 (0,28)
T2-27	102,5 (15,88)	70,43(36,40)	7,56 (0,41)
T3-27	105,17 (15,72)	106,25 (40,23)	7,38 (0,31)

Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

Os maiores valores de condutividade elétrica foram constatados no experimento a 27 °C, sendo que T2-27 foi o tratamento com o maior valor registrado. Por outro lado, T2-25 apresentou os menores valores de condutividade elétrica. Similarmente aos demais tratamentos, foi possível notar um aumento da turbidez conforme ocorreu o acréscimo de solo em cada tratamento (Tabela 7), sendo os menores e maiores valores registrados em T1-25/T1-27 e T3-25/T3-27, respectivamente. Neste caso, os valores de pH foram considerados como levemente básicos, porém no experimento a 27 °C o pH do meio estava quase neutro.

#### 4.1.4. Neossolo Quartzarênico

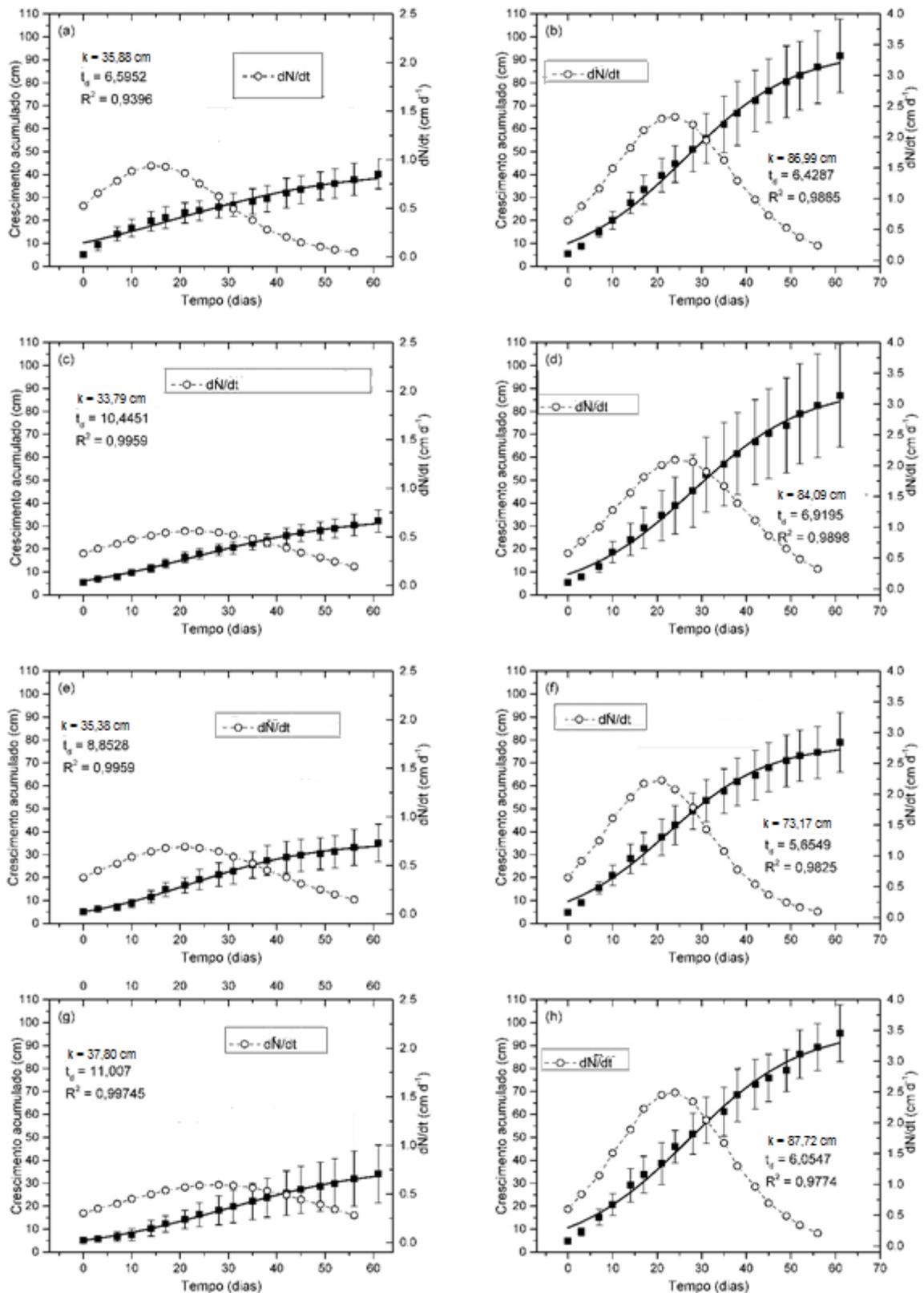
Os tratamentos com as diluições com Neossolo Quartzarênico são apresentados na Figura 22. Já as cinéticas de comprimento acumulado dos indivíduos de *E. densa* nos 8 tratamentos com Neossolo Quartzarênico são apresentadas na Figura . Um padrão pode ser observado nas curvas de incremento de biomassa, em todos os casos ocorre um aumento e posteriormente inicia-se uma queda até o final dos experimentos. As curvas de crescimento acumulado apresentaram um padrão similar nos tratamentos, no entanto, demonstraram maior amplitude no experimento a 27 °C.

Figura 22: tratamentos com diluições de Neossolo Quartzarênico



Fonte: Arquivo pessoal

Figura 23 – Cinéticas de crescimento de *E. densa* para o Neossolo Quartzarênico.



Legenda: Cinética de crescimento de *E. densa* a duas temperaturas (25 e 27 °C) e quatro condições de turbidez da água (T0, T1, T2 e T3) com Neossolo Quartzarênico, onde (A) T0-25; (B) T0-27; (C) T1-25; (D) T1-27; (E) T2-25; (F) T2-27; (G) T3-25 e (H) T3-27. Barra = desvio padrão, ponto preenchido = tamanho, ponto não preenchido = coeficiente de crescimento diário, linha contínua = ajuste de crescimento (Eq. 1).

Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

O controle T0-25 apresentou tempo de duplicação de 6,6 dias, a maior média de incremento de comprimento no dia 24, ( $0,60 \text{ cm.dia}^{-1}$ ) e o crescimento acumulado foi de 35,88 cm, (Figura (a)). Por outro lado, conforme a Figura (b) mostrou para o tratamento T0-27, este apresentou mais que o dobro de incremento de comprimento, 87 cm, o tempo de duplicação foi menor (6,42 dias), e a maior média de incremento de comprimento foi obtida no dia 32, com  $1,8 \text{ cm dia}^{-1}$ . A curva de crescimento acumulado foi praticamente o dobro daquela observada em T0-25.

Na Figura (c), foi possível verificar que não ocorreu grande variação nos valores médios de incremento de biomassa em T1-25, o maior valor foi registrado no 21º dia ( $0,6 \text{ cm dia}^{-1}$ ), o crescimento acumulado foi de 33,8 cm e o tempo de duplicação de 10,45 dias. Em T1-25 demonstrou um tempo de duplicação menor (6,92 dia), assim como o crescimento acumulado foi mais que o dobro do observado para T1-25 (84,1 cm) e a maior média de incremento de crescimento foi observada também no 27º dia ( $1,7 \text{ cm dia}^{-1}$ ); cabe enfatizar que a curva de incremento de biomassa mostrou uma maior variação também na Figura (d).

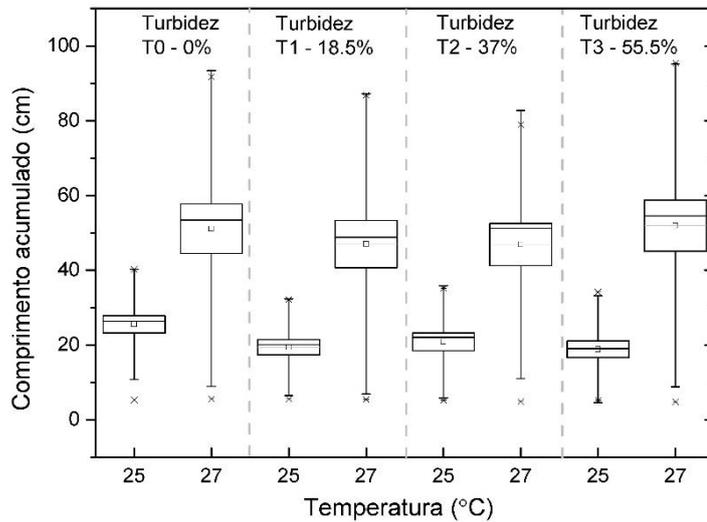
Em relação a Figura (e), T2-25 apresentou um tempo de duplicação de 8,85 dias, o crescimento acumulado foi de 35,38 cm e a maior média de incremento de crescimento foi constatada no 18º dia (aproximadamente  $0,75 \text{ cm dia}^{-1}$ ). Novamente, maiores valores foram registrados para o crescimento acumulado (73,17 cm) e média de incremento de crescimento (23º dia =  $1,8 \text{ cm dia}^{-1}$ ) foram em T2-27, o tempo de duplicação foi igual a 5,65 dias (Figura (f)). Verificou-se que o dobro de biomassa foi obtido no experimento a 27 °C.

A cultura na condição T3-25 (Figura (g)) apresentou crescimento semelhante aos outros, (37,80 cm), o maior incremento médio de crescimento foi observado no 24º dia, com cerca de  $0,75 \text{ cm dia}^{-1}$  e o tempo de duplicação foi de 11 dias. Uma situação diferente foi observada em relação a T3-27, em que se notou um grande crescimento de crescimento (87,72 cm), maiores médias de acúmulo de crescimento, sendo o maior valor observado no 22º dia, com cerca de  $1,8 \text{ cm dia}^{-1}$ . Além de um tempo de duplicação de 6,05 dias, (Figura (h)). Mais uma vez, um maior crescimento em comprimento ocorreu na temperatura mais elevada.

Considerando os dados obtidos para o tratamento com Neossolo Quartzarênico, ficou evidente que a maior produção de biomassa foi obtida no experimento a 27 °C. Em todas as situações, exceto em T2-27, o crescimento

acumulado e os valores médios de incremento foram semelhantes. Salvo o controle T0-25, a mesma situação pode ser observada no experimento conduzido sob 25 °C. Com base na Figura , ficou evidente como o tratamento a 27 °C obteve os maiores valores médios de comprimento acumulado em todos os casos.

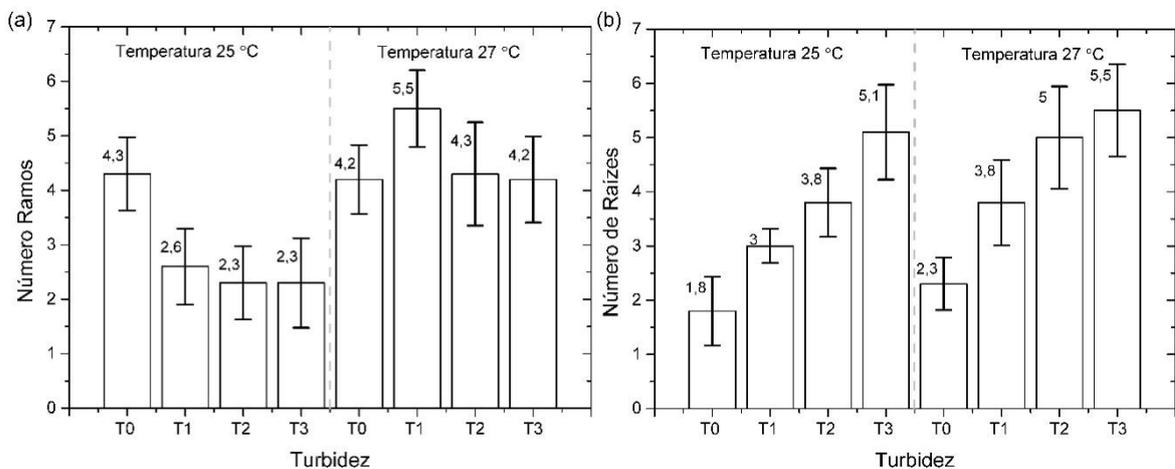
Figura 24 – Box-plot do crescimento acumulado para o Neossolo Quartzarênico.



Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

Um padrão de aumento do número das raízes conforme ocorre o aumento da turbidez pode ser observado nos tratamentos a 25 e 27 °C conforme a Figura . Se tratando do número de raízes, uma tendência de decréscimo de T0-25 para T2-25, no tratamento a 27 °C notou-se um aumento do controle para T1-27, seguido de uma queda. O tratamento com Neossolo Quartzarênico foi o que apresentou os menores valores médios entre os outros solos, seguido dos Latossolos e Gleissolos.

Figura 25 – Número de ramos e raízes para o tratamento com Neossolo Quartzarênico.



Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

Na Tabela foram consolidados os maiores valores de condutividade elétrica, considerando os tratamentos e as condições experimentais; os maiores valores foram observados a 25 °C. Os menores valores de turbidez foram obtidos para os tratamentos com menores adições de solo, assim como os maiores valores foram registrados nos casos em que mais solo foi adicionado.

Tabela 9 – Valores médios (n = 18; ± DP) das variáveis condutividade elétrica, turbidez e pH dos bioensaios de crescimento de *E. densa* para os tratamentos com Neossolo Quartzarênico.

Tratamento	Condutividade Elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	Turbidez (UNT)	pH
T0-25	95,85 (10,73)	12,55 (9,29)	7,42 (0,28)
T1-25	122,08 (15,93)	66,03 (23,72)	7,3 (0,25)
T2-25	127,09 (20,56)	157,93 (27,81)	7,45 (0,25)
T3-25	129,7 (20,07)	266,11 (26,12)	7,42 (0,24)
T0-27	69,23 (7,02)	9,19 (4,78)	6,98 (0,27)
T1-27	56,73 (9,9)	44,72 (9,26)	6,49 (0,28)
T2-27	54,13 (14,8)	166,64(28,91)	6,48 (0,21)
T3-27	38,41 (6,04)	272,01 (31,69)	6,59 (0,24)

Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

Condições levemente alcalinas foram encontradas nos experimentos a 25 °C e levemente ácidas foram encontradas nos experimentos a 27 °C. No que se refere a turbidez, houve uma alteração significativa no decorrer do experimento, os valores de turbidez foram bem superiores, atingindo 67,81 UNT - em 25°C (T2) e, 91,69 UNT em 27°C (T3). Em relação ao coeficiente de crescimento de crescimento ( $\mu$ ), e ao valor máximo de crescimento em comprimento, em centímetros (k), são apresentados, respectivamente, nas Figura 26 e Figura 27.

Figura 26 – Comparação dos diferentes  $\mu$  de todos os tratamentos dos experimentos

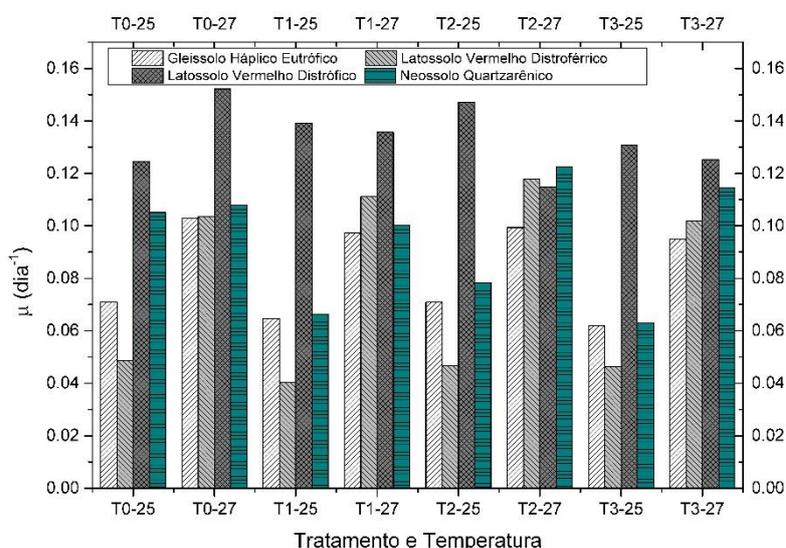
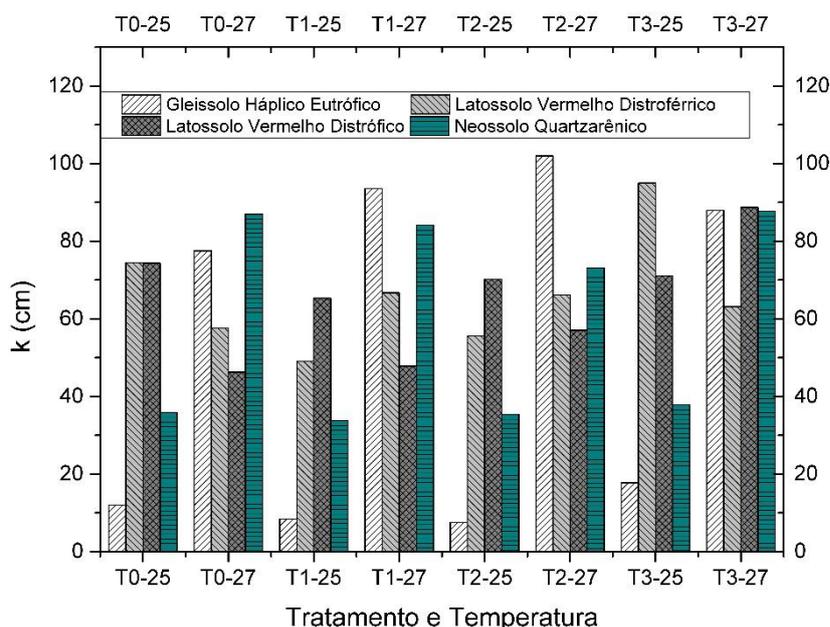


Figura 27 – Comparação dos diferentes k de todos os tratamentos dos experimentos



Dos dados informados na Figura 26 e na Figura 27, pode-se verificar um grande destaque em desenvolvimento nos tratamentos submetidos à 27°C; notadamente nas diluições com Latossolos – no que se refere ao  $\mu$  - e também para alguns tratamentos submetidos às diluições com Gleissolos e Neossolos, no que se refere ao k dos diferentes tratamentos.

#### 4.2 AVALIAÇÕES ESTATÍSTICAS

Em relação aos fatores e as variáveis testadas, foi verificada a existência de relações estaticamente significativas. Para avaliar a significância dos fatores, aplicou-se o p-valor como regra de decisão. Quando o p-valor foi menor que 0,05 assumiu-se que há evidências de que a hipótese em questão seja válida, e caso contrário a hipótese não será válida. Em outras palavras, assume-se um nível de significância  $\alpha = 0,05$  e quando o p-valor for menor que  $\alpha$ , a hipótese em questão apresenta evidências de que é válida. Por consequência, a Tabela consolidou todos os resultados dos testes de significância da hipótese nula via a ANOVA.

Tabela 10 – Valor-p para cada fator individual e suas combinações

Fator		Variáveis de resposta			
		p-valor para Análise de Variância de um fator			
(Sem interação)		Condutividade	Turbidez	pH	Cresc. acumulado
Solos		3,33E-04	0,0919	0,0722	0,7292
Temperatura		0,1957	0,9952	0,3025	5,75E-01
Turbidez		0,9820	2,76E-01	0,9696	0,6791
(Interação de dois fatores principais)		p-valor para Análise de Variância de dois fatores			
Solos + Temperatura	Solo	2,21E-04	0,1015	0,0710	0,5306
	Temperatura	0,0848	0,9949	0,2680	8,43E-05
Solos + Turbidez	Solo	7,89E-04	0,0011	0,0972	0,7463
	Turbidez	0,9607	6,58E-07	0,9632	0,7010
Temperatura + Turbidez	Temperatura	0,2186	0,9931	0,3263	7,75E-05
	Turbidez	0,9814	4,13E-05	0,9696	0,4614
(Interação de três fatores principais)		p-valor para Análise de Variância de três fatores			
Solos + Temperatura + Turbidez	Solo	5,62E-04	0,0015	0,0969	0,5383
	Temperatura	0,1025	0,9911	0,2941	1,19E-04
	Turbidez	0,9565	1,20E-06	0,9628	0,4756

Fonte: Elaborado pelo autor (2019)

Por inspeção da Tabela , nota-se que a combinação entre tipo de solo + temperatura + nível de turbidez para cada variável de resposta, possui pelo menos um p-valor menor que 0,05, logo é significativa para  $\alpha = 0,05$ .

Portanto, há evidências de que tal hipótese é válida para o teste 3-way ANOVA. Por consequência, verificou-se por meio da Tabela , que a atribuição de significâncias mantiveram-se inalteradas independentes do teste, 1-way ANOVA, 2-way ANOVA e 3-way ANOVA, ou seja, os fatores mais significativos mantiveram-se significativos mesmo com a interação de outros fatores incluídos, para cada respectiva variável de resposta que incluiu a condutividade elétrica, a turbidez, o pH e o crescimento acumulado. Com isto, a seguir a Tabela , mostra a consolidação das significâncias.

Tabela 11 – Consolidação das significâncias obtidas pela análise estatística

Fator	Variáveis de resposta			
	Condutividade Elétrica	Turbidez	pH	Cresc. acumulado
Solo	Significante	Não significativa	Não significativa	Não significativa
Temperatura	Não significativa	Não significativa	Não significativa	Significante
Turbidez	Não significativa	Significante	Não significativa	Significante

Fonte: Elaborado pelo autor (2019)

Desta forma, os dados corroboram com a hipótese de que o aumento de 25

para 27 °C promove crescimento da *E. densa* e têm-se evidências significativas de que o nível de turbidez interfere no crescimento da referida macrófita, entretanto, não foi possível afirmar que o Gleissolo foi o solo testado que mais interfere no crescimento da macrófita. Para verificar que de fato cada variável de resposta mostrada na Tabela responde de forma independente para a significância dos fatores tipo de solo, temperatura e turbidez, montou-se a Tabela a matriz de correlação entre as variáveis de resposta.

Tabela 12 – Matriz de correlação as variáveis de resposta.

	Condutividade	Turbidez	pH	Crescimento
Condutividade	1,0000	-0,1910	0,3711	-0,3733
Turbidez		1,000	-0,2140	-0,2256
pH			1,000	0,1049
Crescimento				1,000

Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

Segundo os resultados da Tabela verificou-se que não existiu alta correlação linear entre as variáveis de resposta. Como corolário, corroborou-se então o fato de as variáveis de resposta apresentarem significância distintas, conforme o resultado mostrado na Tabela . Do ponto de vista estatístico inferencial ( $p < .05$ ), ainda sobre a Tabela , demonstrou-se que a turbidez não foi um fator preponderante sobre o crescimento, fato este verificado em todos os tipos de solos selecionados. Este resultado não contradiz o fato de a turbidez estar negativamente correlacionada com o crescimento ( $R = -0,22$ ), isso informa que, o efeito da temperatura foi muito superior ao da turbidez. Portanto, mostrou-se que o aumento da turbidez em relação ao tratamento T0 diminui em média o crescimento, independentemente do tipo de solo avaliado e a qual regime de temperatura este se encontrava.

Após a realização dos testes individuais, verificou-se o maior crescimento de *E. densa* ocorreu a 27°C (p-valor: 0,000205). Em relação aos solos o crescimento diferiu significativamente entre o Latossolo Vermelho Distroférico e Gleissolo (p-valor: 0,02977), entre o Neossolo Quartzarênico e o Latossolo Vermelho Distroférico (p-valor: 0,02251), Latossolo Vermelho Distrófico e Latossolo Vermelho Distroférico (p-valor: 0,00381), Gleissolo Háplico Eutrófico e Latossolo Vermelho Distrófico (p-valor: 0,02324) e Neossolo Quartzarênico e Latossolo Vermelho Distrófico (p-valor: 0,01307). Não houve diferença significativa do crescimento observado entre o

Gleissolo Háplico Eutrófico e Neossolo Quartzarênico (p-valor: 0,86209). Em relação a turbidez, as diferenças foram observadas principalmente entre os tratamentos controle e os experimentos menos diluídos.

Em relação ao  $Q_{10}$ , o valor foi calculado a partir dos coeficientes de crescimento dos diferentes tratamentos (Tabela 13). O valor obtido (4,97) indica alta sensibilidade perante a temperatura; dessa forma, ficou claro que o processo de crescimento da *E. densa* sofreu grande influência dessa variável, principalmente nas condições com níveis de turbidez intermediários.

Tabela 13 – Valor de  $Q_{10}$  calculado dos diferentes tratamentos dos experimentos.

	Gleissolo	Neossolo	L.V. Distroférrico	L.V. Distrófico	Solos	Sem Solo	$\mu$ médio (d <sup>-1</sup> )
$\mu$ 25 °C	0,066	0,071	0,044	0,139	0,080	0,087	0,081
$\mu$ 27 °C	0,097	0,112	0,110	0,125	0,111	0,117	0,112
<b>Q<sub>10</sub></b>							4,97
	$\mu$ 25 °C	$\mu$ 25 °C	$\mu$ 25 °C	$\mu$ 25 °C			
T0	0,0710	0,1051	0,0487	0,1246			
T1	0,0648	0,0664	0,0404	0,1391			
T2	0,0709	0,0783	0,0468	0,1472			
T3	0,0620	0,0630	0,0463	0,1307			
	$\mu$ 27 °C	$\mu$ 27 °C	$\mu$ 27 °C	$\mu$ 27 °C			
T0	0,1028	0,1078	0,1034	0,1523			
T1	0,0974	0,1002	0,1111	0,1357			
T2	0,0994	0,1226	0,1179	0,1150			
T3	0,0949	0,1145	0,1018	0,1253			

Fonte: Resultados das análises estatísticas. Elaborado pelo autor (2019).

Além do crescimento, também foram analisadas as massas dos tratamentos, obtendo-se tanto os valores das massas úmidas, realizadas logo após o desmonte dos experimentos, assim como das massas secas, após uma semana das plantas secas a 50 °C em estufa. Os resultados para as massas úmidas, são apresentados na Tabela .

Tabela 14 – Médias das massas úmidas dos exemplares de *E. densa* utilizados nos tratamentos (g)

Solos/Tratamentos	T0-25	T0-27	T1-25	T1-27	T2-25	T2-27	T3-25	T3-27
Neossolo Quartzarênico	8,891	8,825	8,562	6,221	6,715	4,279	5,271	8,033
Latossolo Vermelho Distroférrico	1,68	4,538	0,595	4,383	0,905	5,624	1,523	3,875
Latossolo Vermelho Distrófico	2,095	8,266	1,201	6,671	1,861	7,231	4,215	7,793
Gleissolo Háplico Eutrófico	0,848	2,455	2,767	3,723	0,651	2,454	8,312	2,052

Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

Na Tabela 35 são exibidos os resultados para a massa seca.

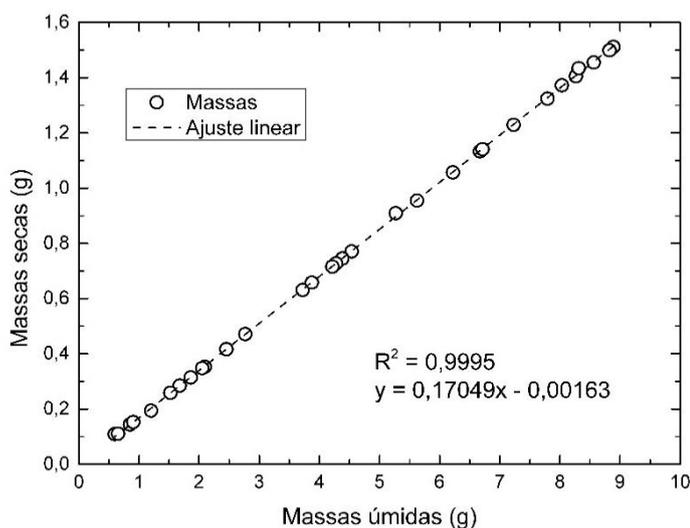
Tabela 3 – Médias das massas secas dos exemplares de *E. densa* utilizados nos tratamentos (g)

Solos/Tratamentos	T0-25	T0-27	T1-25	T1-27	T2-25	T2-27	T3-25	T3-27
Neossolo Quartzarênico	1,511	1,499	1,455	1,057	1,141	0,727	0,909	1,372
Latossolo Vermelho Distroférrico	0,285	0,771	0,109	0,745	0,153	0,955	0,259	0,658
Latossolo Vermelho Distrófico	0,353	1,405	0,194	1,133	0,314	1,229	0,716	1,324
Gleissolo Háplico Eutrófico	0,144	0,417	0,471	0,631	0,111	0,416	1,434	0,348

Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

Ao consolidar um comparativo global entre as massas secas e úmidas, verificou-se via ajuste linear que a massa seca, em média, representou cerca de 17% da massa úmida conforme mostra a Figura .

Figura 28 – Relação massa seca e úmida em todos os tratamentos



Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

Com isto, verificou-se nessas aferições, diferenças estatísticas significativas em termos da média, entre os tratamentos, tanto em relação às temperaturas, como

em relação aos níveis de turbidezes (T1, T2 e T3) empregadas, ao nível de significância de  $p < 0,05$ . Essa medição foi realizada com o intuito de verificar se as plantas maiores apresentariam também as maiores massas; isto foi verificado na maioria dos tratamentos, com exceção do T2-25 com Latossolo Vermelho Distrófico e do T3-25 com Latossolo Vermelho Distroférico, os quais apresentaram plantas grandes, porém mais leves; isto pode estar relacionado a um estresse do vegetal, o qual teria recrutado energia para o desenvolvimento em comprimento, ao invés de estruturas mais duradouras e vitais do organismo vegetal, tais como folhas e ramos (RISS et al., 2012).

A relação entre a composição dos nutrientes dos solos, conforme a Tabela 4 em termos de massa, e o efeito destes, sobre o crescimento *E. densa* foi realizado empregando-se a Regressão Multilinear e desta gerou-se os respectivos p-valores. Para tanto, considerou-se o crescimento máximo para os tratamentos de turbidez e temperatura em para cada respectivo solo, como a média dos tratamentos T3-25 e T3-27, pois estes tratamentos apresentaram as maiores diluições.

Tabela 4 – Composição dos solos (g) avaliados e o crescimento acumulado (cm) da *E. densa*

<b>Elemento</b>	<b>Neossolo</b>	<b>Latossolo V. Distroférico</b>	<b>Latossolo V. Distrófico</b>	<b>Gleissolo</b>
Nitrogênio	2,18	4,25	4,02	5,87
Fósforo	9,50	29,10	35,70	22,30
Potássio	0,89	2,76	2,25	3,00
Crescimento	62,77	79,88	79,06	52,88

Fonte: Elaborado pelo autor (2019)

Os regressores do modelo linear associados ao nitrogênio, fósforo e o potássio foram respectivamente, -16,218 (p-valor > 0,05); 0,7762 (p-valor > 0,05) e 18,967 (p-valor > 0,05), com  $r^2 = 0,995$ .

## 5 DISCUSSÃO

Com base nos dados obtidos (Tabela ), no que se remete as médias obtidas para os diferentes fatores, obteve-se evidências ao nível de significância de 5% de que as diferentes temperaturas, níveis de turbidez e tipos de solos exerceram um efeito significativos sob o crescimento de *E. densa*, porém de forma não correlatadas entre cada um dos fatores em si, como visto na Tabela .

Semelhante a Bianchini Jr. et al. (2015), realizaram-se medições periódicas para a realização dos testes estatísticos, assim como buscou-se evitar a perda de biomassa da macrófita. Ao conduzir a *Anova Three-way* obtiveram-se por meio da Tabela 9 evidências de que as diferenças entre algumas das médias dos fatores das respostas, como a condutividade elétrica, a turbidez, o pH e os crescimentos acumulados foram dados como estatisticamente significativas, visto os p-valores obtidos para a temperatura ( $9,53 \times 10^{-5}$ ), os solos (0,00292) e a turbidez (0,00526).

Welch (1952) mencionou que não existe outro fator que possa influenciar tão direta e indiretamente os aspectos físico-químicos, bem como o comportamento metabólico, biológico e fisiológico dos ecossistemas aquáticos como a temperatura. As respostas de crescimento das macrófitas estão relacionadas aos regimes térmicos dos habitats em que essas plantas se estabelecem (BERRY & RAISON, 1981). Por afetar sua fisiologia, a temperatura influencia tanto a disseminação e produtividade das macrófitas aquáticas (ROONEY; KALFF, 2000). A temperatura é uma variável que está diretamente relacionada com as taxas de crescimento de diversas espécies, influenciando também, a capacidade de absorção de nutrientes (PETRUCIO; ESTEVES, 2000).

Similar aos resultados obtidos por Tanner et al. (1993) e Mormul et al. (2012), ficou evidente que, em média, o aumento da temperatura influenciou o crescimento, conforme mostrado nas Figuras 7, 10, 13 e 16. Com isto, verificaram-se dois fenômenos correlatos, o primeiro: com acréscimo da temperatura em 2 °C aumentou o número de raízes e ramos, e como consequência foi observada maior quantidade de massa seca (Tabela 1). O segundo que a turbidez atuou de maneira não uniforme; com isso, para os níveis intermediários de turbidez (T1 e T2), a inclusão dos solos favoreceu o crescimento por meio do fornecimento de nutrientes, e ainda permitiu a fotossíntese. Já no nível T3, a turbidez, interferiu na disponibilidade de radiação,

proporcionando menores taxas de crescimento. Aduz-se ainda que, a composição dos nutrientes do solo – dados na Tabela 1 - interferiu nestes resultados. Logo, em função dos resultados da Tabela 4 baseados via a Regressão Multilinear, verificaram-se os seguintes efeitos. O nitrogênio (p-valor > 0,05) tendeu a diminuir o crescimento. O potássio (p-valor > 0,05) contribuiu para o aumento do crescimento. O fósforo (p-valor > 0,05) foi estatisticamente não significativo, ou seja, não provocou variações sensíveis sobre o crescimento, quando comparado aos efeitos do nitrogênio e do potássio. Deve-se entanto salientar que, estes resultados estão fora da região da hipótese nula, logo rejeitou-se a hipótese com  $\alpha > 0,05$ . Salienta-se que tal resultado deva ser compreendido com um estudo explanatório e não inferencial. Isso deve-se ao fato da limitação do espaço amostral, que inviabilizou a completa realização dos estudos dos fatores, perante todas as combinações possíveis dos fatores e respectivos cofatores (interações). Sugere-se novas investigações com esses solos, através de bioensaios com concentrações maiores dos solos das que foram utilizadas no presente trabalho.

Com o aumento do nível de turbidez comprovou-se que o comprimento acumulado da *E. densa* foi reduzido, o que pode ser um indicativo da não apropriação fisiológica dos nutrientes, ou a própria atenuação das taxas fotossintéticas. Esses eventos foram de certa forma também verificados por Durand, McElreath e Richard (2016) que avaliaram a probabilidade do encontro de *E. densa* em função da turbidez. Os autores mostraram que aumento da turbidez incorreu a diminuição da probabilidade de encontrar a *E. densa* em menos de 10% dos ambientes com a turbidez acima de 35 UNT.

A *E. densa* vive em ambientes com alta e moderada intensidade de luz, realiza fotossíntese no caule e nas folhas possuindo alta capacidade de absorver nutrientes (N e P) a partir da coluna de água (FEIJÓ et al., 2002). Zhu et al. (2008) afirmaram que sob maior radiação, diversas espécies submersas apresentam maior crescimento. Cavenaghi et al. (2005) constataram uma tendência de maior ocorrência de plantas submersas em águas com pouca turbidez. Um padrão diferente foi observado no presente estudo, já que para o tratamento do Neossolo Quartzarênico em T3-27 (Tabela ), com elevada turbidez a *E. densa* apresentou os maiores valores de incremento de biomassa e os maiores valores da curva de crescimento acumulado, principalmente na maior temperatura. Ademais, Xu et al., (2018), ao verificarem o

efeito do aumento do *browning* em macrófitas submersas (*Elodea nuttallii* e *Hydrilla verticillata*), constataram que a biomassa das macrófitas corresponderam de forma positiva ao efeito de *brownification*.

Os crescimentos das macrófitas aquáticas permitem calcular tempos de duplicação que variam de dias a semanas, haja vista as relações com o estado trófico do sistema aquático (DODDS et al., 2009). *E. densa* é uma espécie da região neotropical que consegue viver em baixas concentrações de nutrientes; sendo que um dos fatores que mais contribui para a redução da sua taxa de crescimento relativa é a produção de biomassa e a densidade (PISTORI et al., 2004). O tempo de duplicação da *E. densa* varia de 6,5 a 77 dias, a sua taxa de crescimento se encontra entre 0,009 - 0,107 dia<sup>-1</sup> (PISTORI et al., 2004) e o acúmulo diário de biomassa pode ser superior a 1,2 mg (BIANCHINI et al., 2015). Nas condições experimentais selecionadas, verificou-se que o tempo de duplicação de *E. densa* ocorreu em menores intervalos principalmente nos experimentos conduzidos sob maior temperatura.

Com base na Tabela , os experimentos mostraram que a turbidez (valor-p de 0,4756) pode não ter ocasionado interferência significativa no crescimento de *E. densa*, independentemente do tipo de solo avaliado. Tal resultado pode estar associado à sua alta plasticidade fenotípica e rápida capacidade de adaptação em uma série de ambientes (RIIS et al., 2010), apesar de que a turbidez pode ser considerada um fator limitante e desencadear mudanças nos padrões de crescimento das macrófitas (RIMAC et al., 2018). Em águas com turbidez biogênica, a *E. densa* utiliza como estratégia adaptativa a utilização dos nutrientes disponíveis no sedimento (CHAGAS; FONSECA; SUZUKI, 2008), situação que pode favorecer o aumento de raízes, como observado nos casos de aumento dos níveis de turbidez.

As macrófitas submersas constituem o grupo de plantas aquáticas que participam na ciclagem dos nutrientes devido a interação de suas raízes com o sedimento (BARKO; JAMES, 1998). Os sedimentos podem prover subsídio nutricional para as macrófitas submersas, mas quando os sedimentos estão em excesso, pode ocorrer o declínio das populações de macrófitas devido a sua interferência na irradiância e aumento da turbidez, o que ocasiona a redução da fotossíntese (BARKO; JAMES, 1998). As concentrações de fósforo e nitrogênio presente nos sedimentos podem ter favorecido o crescimento da *E. densa*, visto que maiores temperaturas pode

contribuir para o aumento da disponibilidade de nutrientes no sistema devido ao aumento de sua mobilização e (DUTARTRE et al., 1999; ALSTERBERG et al., 2012), desse modo, contribui para o aumento da disponibilidade de nutrientes para o incremento de biomassa da referida macrófita.

A temperatura é uma variável que estimula a produção primária de *E. densa* (DANTAS, 2016) e apesar da turbidez reduzir a fotossíntese de macrófitas enraizadas (GLORIA et al., 2017), no presente estudo foi possível se observar o incremento da biomassa de *E. densa* conforme o aumento da turbidez. Tal situação pode estar associada ao fato de que *E. densa* consegue ocupar todo o perfil do corpo d'água e buscar para buscar luz (CARVALHO et al., 2005), assim como a liberação dos nutrientes presentes no solo pode ter favorecido o processo de crescimento. Pressupõe-se que os nutrientes como o P e o N presentes nas amostras de solos utilizadas contribuíram para o crescimento significativo da *E. densa*. Ficou claro que a adição dos diferentes solos nos tratamentos contribuiu para o aumento da condutividade elétrica e turbidez dos tratamentos, devido a quantidade de sais e material particulado ali presentes.

Ao avaliar o efeito do aumento de 2 °C, verificou-se a seguinte ordem crescente nos coeficientes de crescimentos em função da temperatura: culturas sem solo (brancos), culturas com Latassolo Vermelho Distrófico, seguidas das com Gleissolo Háptico Eutrófico, Neossolo Quartzarênico e Latassolo Vermelho Distroférico. Este resultado mostrou-se coerente com literatura. Nesse contexto, de acordo com os resultados de Sorrell et al. (2012) e Durand, Fleenor e Richard (2016) o aumento do crescimento ocorreu devido ao aumento da temperatura em simultâneo com a maior disponibilidade de nutrientes advindos dos solos.

O crescimento significativo em meio com elevada turvação talvez decorra do fato de que a planta possa ter crescido muito por conta do estresse de falta de luz, apresentando estiolamento. Entretanto, a luz não foi um fator limitante nas condições experimentais, a *E. densa* estiolou tanto nas condições controle (sem turbidez) quanto nos demais tratamentos, situação possivelmente relacionada com a temperatura e com a disponibilidade de nutrientes. No controle, o estiolamento da *E. densa* pode ter sido favorecido pela luminosidade e a baixa alcalinidade da água. Segundo Pott e Pott (2000), a *E. densa* pode duplicar sua biomassa a cada duas semanas. Seu cultivo se dá em meio à luminosidade do sol e preferencialmente em água rica em nutrientes,

pois em águas ácidas ou pobres em nutrientes seu porte fica reduzido e a produção de flor é escassa.

Elevadas taxas de reprodução aliadas ao crescimento populacional rápido podem implicar em prejuízos para os múltiplos usos da água, visto processo de colonização promovido pelas macrófitas (THOMAZ, 2002). O intenso crescimento das macrófitas aquáticas configuram prejuízos financeiros, já que demandam recursos para que a biomassa seja retirada (POMPÊO, 2008).

Considerando uma abordagem ecossistêmica, parâmetros de crescimento de macrófitas são instrumentos valiosos que possibilitam predizer a sensibilidade do tempo de duplicação de uma espécie em função das respostas ecológicas das macrófitas frente aos problemas ambientais (BEST et al., 2001), como por exemplo o aquecimento global. Dessa forma, se prevê como consequências não apenas o aumento da temperatura, mas também, mudanças no padrão das precipitações atmosféricas que indiretamente afetam as variáveis da água como turbidez, cor e concentração de carbono orgânico dissolvido (REITSEMA et al., 2018).

## 6 CONCLUSÕES

De maneira geral, tendo em vista as condições experimentais adotadas nesse trabalho, constatou-se que a temperatura influenciou positivamente o crescimento de *E. densa*. Este fato foi igualmente observado em todos os solos. Especificamente, o aumento da temperatura resultou nas seguintes variações de comprimento, em ordem crescente que foram o Gleissolo Háplico Eutrófico, o Neossolo Quartzarênico, o Latossolo Vermelho Distroférrico e o Latossolo Vermelho Distrófico, respectivamente. De forma contrária, o aumento da turbidez em média correlacionou-se negativamente com o crescimento, embora com baixa correlação. verificou-se que somente o Latossolo Vermelho Distrófico, para o tratamento de T3-27, apresentou um aumento de 60% do comprimento acumulado.

O acentuado crescimento da macrófita submersa *E. densa* em função de um gradiente de temperatura, de 25 para 27°C, contraria os efeitos ocasionados pela turbidez, decorrente da entrada de material particulado no sistema. Dessa forma, conclui-se que sob as condições experimentais conduzidas para todos os solos, o aumento da temperatura foi o fator predominante para o incremento no crescimento da macrófita. Diante do exposto, isso indica que, o aquecimento global pode influenciar suas taxas de crescimento, assim como na intensificação dos processos erosivos e com a conseqüente entrada de material particulado, proporcionado pelo aumento das chuvas, nos ecossistemas aquáticos.

No período de 60 dias, dos diferentes níveis de turbidez e diferentes tipos de solos testados, o único que influenciou significativamente no crescimento de *E. densa* foi o maior nível de turbidez à 27 °C com Latossolo Vermelho Distrófico.

Foi possível inferir que o aquecimento pode contribuir para o aumento do crescimento de *E. densa* potencializando sua invasão e proliferação nos ambientes aquáticos. O aumento na temperatura e modificações na coloração e outras variáveis das águas continentais afetam a dinâmica ecológica de vários seres vivos, notadamente dos produtores, como o caso da macrófita aquática submersa aqui selecionada.

## REFERÊNCIAS

- ADALBERTO, P. R.; MASSABNI, A. C.; GOULART, A. J.; MONTI, R.; LACAVA, P. Efeito do fósforo na captação de minerais e pigmentação de *Azolla caroliniana* Willd. (Azollaceae). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, p. 581-585, 2004.
- AGÊNCIA DE INFORMAÇÃO EMBRAPA. **Areia Quartzosa/Neossolo Quartzarênico**. 2019 Disponível em: <[http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Agencia16/AG01/arvore/AG01\\_2\\_10112005101955.html](http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Agencia16/AG01/arvore/AG01_2_10112005101955.html)>.
- AGAWIN N. S. R.; DUARTE C. M. Evidence of direct particle trapping by a tropical seagrass meadow. **Estuaries** v. 25, p. 1205–1209, 2002.
- AISAMI, A.; YASID, N. A.; JOHARI, W. L. W.; SHUKOR, M. Y. Estimation of the Q<sub>10</sub> value; the temperature coefficient for the growth of *Pseudomonas* sp. AQ5-04 on phenol. **Bioremediation Science and Technology Research (BSTR)**, 2017, Vol. 5, nº1, p.24-26.
- AKASAKA, M.; TAKAMURA, N.; MITSUHASHI, H.; KADONO, Y. Effects of land use on aquatic macrophyte diversity and water quality of ponds. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 4, p. 909 - 922, 2010.
- AKSNES, D. L.; DUPONT, N.; STABY, A.; FIKSEN, O.; KAARTVEDT, S.; AURE, J. Coastal water darkening and implications for mesopelagic regime shifts in Norwegian fjords. **Marine Ecology Progress Series**, v. 387, p. 39–49, 2009.
- ALBERT, D. A.; MINC, L. D. Plants as regional indicators of Great Lakes coastal wetland health. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 7, n. 2, p. 233–247, abr. 2004.
- ALI, M. M.; SOLTAN, M. A. Expansion of *Myriophyllum spicatum* (Eurasian water milfoil) into Lake Nasser, Egypt: invasive capacity and habitat stability. **Aquatic Botany**, v. 84, p. 239–244, 2006.
- ALLEN, D. C.; VAUGHN, C. C. Density-dependent biodiversity effects on physical habitat modification by freshwater bivalves. **Ecology**, v. 92, n. 5, p. 1013 - 1019, 2011.
- ALLEN, D. C.; CARDINALE, B. J.; WYNN-THOMPSON, T. Plant biodiversity effects in reducing fluvial erosion are limited to low species richness. **Ecology**, v. 97, n. 1, p. 17 - 24, 2016.
- ALMEIDA, M. A. B.; SCHWZRZBOLD, A. Avaliação sazonal da qualidade das águas do arroio da cria Montenegro, RS com Aplicação de um índice de Qualidade de Água (IQA). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 1, p. 81 - 97, 2003.
- ALMEIDA, G. W. **Aspectos ecológicos da comunidade de macrófitas aquáticas na represa do funil, MG: perspectiva para o manejo**. Tese -(Doutorado em Ecologia aplicada) -Universidade Federal de Lavras, Lavras –MG, 154 p, 2012.
- ALSTERBERG, C.; HULTH, S.; SUNDBÄCK, K. Response of a shallow-water sediment system to warming. **Limnology and Oceanography**, 56(6), 2147–2160, 2011.
- ALSTERBERG, C.; SUNDBÄCK, K.; HULTH, S. Functioning of a shallow-water sediment system during experimental warming and nutrient enrichment. **PLoS ONE** 7(12), 1 – 10, 2012.
- ALVES, W. S.; DA SILVA, T. I.; MARROM, D. A. DA S.; DOS SANTOS, T. M.; DOS SANTOS, H. R. Avaliação da qualidade da água do abastecimento público do município de Juazeiro do

Norte, CE. **Desafios**, v. 4, n. 2, p. 112-119, 2017.

AMORIM, F. R.; TERRA, L. A. A. Comparativo econômico entre a cultura da cana-de-açúcar e da soja: o caso de um fornecedor da região de Ribeirão Preto. **Facef Pesquisa: Desenvolvimento e Gestão**, v. 17, n. 3, p. 322-333, 2014.

ANDRADE, N. S. F. de; MARTINS FILHO, M. V.; TORRES, J. L. R.; PEREIRA, G. T.; MARQUES JÚNIOR, J. Impacto técnico e econômico das perdas de solo e nutrientes por erosão no cultivo da cana-de-açúcar. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 31, n. 3, p. 539-550, 2011.

APIS - AQUATIC PLANT MANAGEMENT INFORMATION SYSTEM. Disponível em: <<http://el.erdc.usace.army.mil/apis/intro.aspx>>. Acesso em 27 abril de 2016.

BALIAN E. V., LÉVÊQUE C., SEGERS H., MARTENS K. (orgs) *Freshwater Animal Diversity Assessment*. Developments in Hydrobiology, vol 198. **Springer**, Dordrecht, 75p, 2007.

BARKO, J. W.; JAMES, W. F. Effects of Submerged Aquatic Macrophytes on Nutrient Dynamics, Sedimentation, and Resuspension. In: JEPPESEN, E.; SOONDERGAARD, M.; SOONDERGAARD, M.; CHRISTOFFERSEN, K. (org.). *The Structing Role of submerged macrophytes in Lakes*. New York: **Springer**, p. 197 - 214. 1998.

BARUCH, Z.; JACKSON, R. B. Responses of tropical native and invader C4 grasses to clipping, fire, and increased CO2 concentration. **Oecologia**, v. 145, p. 522–532, 2005.

BATISTELLA, M.; VALLADARES, G. S. Farming expansion and land degradation in Western Bahia, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 61-76, 2009.

BELLARD, C.; BERTELSMEIER, C.; LEADLEY, P.; THUILLER, W.; COUCHAMP, F. Impacts of climate change on the future of biodiversity. **Ecology letters**, v. 15, n. 4, p. 365-377, 2012.

BERENDSE, F.; VAN RUIJVEN, J.; JONGEJANS, E.; KEESSTRA, S. Loss of plant species diversity reduces soil erosion resistance. **Ecosystems**, v. 18, n. 18, p. 881 - 881, 2015.

BERNARDI, G.; DIANI, G. *Vegetación acuática – Identificación y métodos lunched*, Barcelona, **Editora Oikos-tau**, Espanha, 173 p, 1971.

BERRY, J.A.; RAISON. J.K. Responses of macrophytes to temperature. In: LANGE, O.L.; NOBEL, P.S.; OSMOND, C.B.; ZIEGLER, H. (Eds.), **Physiological Plant Ecology 1**. Responses to the Physical Environment. Springer-Verlag, New York, pp. 277-338, 1981.

BEST, E. P. H.; BUZZELLI, C. P.; BARTELL, S. M.; WETZEL, R. L.; BOYD, W. A.; DOYLE, R. D.; CAMPBELL, K. Y. M. R. Modeling submersed macrophyte growth in relation to underwater light climate: modeling approaches and application potential. **Hydrobiologia** v. 444, n. 1-3, p. 43–70, 2001.

BIALOWIEC, A.; SOBIERAJ, K.; PILARSKI, G.; MANCZARSKI, P. The Oxygen Transfer Capacity of Submerged Plant *Elodea densa* in Wastewater Constructed Wetlands. **Water**, v. 11, n. 3, p. 1-18, 2019.

BIANCHINI JÚNIOR., I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In THOMAZ, S.M. e BINI, L.M. ed. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Eduem, p. 85-126, 2003.

BIANCHINI JÚNIOR, I.; CUNHA-SANTINO, M. B. As rotas de liberação do Carbono dos

detritos de Macrófitas Aquáticas. **Oecologia Brasiliensis**, v.12, n.1, p. 20–29, 2008.

BIANCHINI JÚNIOR, I.; CUNHA-SANTINO, M. B.; MILAN, J. A. M.; RODRIGUES, C. J.; DIAS, J. H. P. Growth of *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle under controlled conditions. **Hydrobiologia**, 644(1):301-312, 2010.

BIANCHINI JÚNIOR., I.; CUNHA-SANTINO, M. B.; FUSHITA, A. T.; ALMEIDA, D.A.A.; MAIA, A. Monitoramento das macrófitas aquáticas do reservatório da Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães (Estado de Tocantins, Brasil). **Augm Domus**, v. 2, p. 38-48, 2010.

BIANCHINI JÚNIOR, I.; CUNHA-SANTINO, M. B.; MILAN, J. A. M.; RODRIGUES, C. J.; DIAS, J. H. P. Model parameterization for the growth of three submerged aquatic macrophytes. **Journal of Aquatic Plant Management**, v. 53, p. 64–73, 2015.

BINI, L. M.; THOMAZ, S. M. Prediction of *Egeria najas* and *Egeria densa* occurrence in a large subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil–Paraguay). **Aquatic Botany**, v. 83, p. 227–238, 2005.

BIUDES, J. F. V., CAMARGO, A. F. M. 2008. Estudos dos Fatores Limitantes à Produção Primária por Macrófitas Aquáticas no Brasil. **Oecologia Brasiliensis**. 12: 7-19.

BLINDOW, I. Long- and short-term dynamics of submerged macrophytes in two shallow eutrophic lakes. **Freshwater Biology**, v. 28, p. 15–27, 1992.

BORNETTE G., PUJALON S. Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. **Aquatic Sciences**, v. 73: 1-14, 2011.

BOYER, John S. Plant productivity and environment. **Science**, v. 218, n. 4571, p. 443-448, 1982

BRASIL. **Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como esclarece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 23 nov. 2019.

BRITO, A. O.; MARTINS, I. S.; AICHA, N. N. Estudos da erosão urbana no Distrito Federal. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, FAEF – Garça – SP, ano X, v. 20, n.1, p. 85-92, 2012.

BOTTINO, F.; MILAN, J. A. M.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JÚNIOR, I. Influence of the residue from an iron mining dam in the growth of two macrophyte species. **Chemosphere**, v. 186, p. 488-494, 2017.

BROTHERS, S.; KÖHLER, K.; GROSSART, H. P.; MEHNER, N.; SCHARNWEBER, K.; HILT, S. A feedback loop links brownification and anoxia in a temperate, shallow lake. **Limnology and Oceanography**, v. 59, n. 4, p. 1388 - 1398, 2014.

BRUNDTLAND COMMISSION. *Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future*. **Oxford University Press**: Oxford, UK, 1987.

BURNETT, D. A.; CHAMPION, P. D.; CLAYTON, J. S.; OGDEN, J. A system for investigation of the temperature responses of emergent aquatic plants. **Aquatic Botany**, v.86,187–190. 2007.

CAFFREY, A. J.; MARK, V.; HOYER, M. V.; CANFIELD, D. E. Factors affecting the maximum

depth of colonization by submersed macrophytes in Florida lakes. **Lake Reservoir. Management**, v. 23, p. 287–297, 2007.

CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M.; HENRY-SILVA G. G. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá. Eduem, p. 59-83, 2003.

CAMPOS, E.; CASTELAN, M.; SANTOS, S. N. **GEO 4 – Pré Vestibular Geografia – Sistema Poliedro/Sistema de Ensino**, São José dos Campos-SP, 208p, 2019.

CANCIAN, L. F.; CAMARGO, A. F. M.; SILVA, G. H. G. Crescimento de *Pistia stratiotes* em diferentes condições de temperatura e fotoperíodo. **Acta Botanica Brasilia**, São Paulo, v. 23, n. 2, p. 552-557, 2009.

CARMO, D. A. B.; VAL, B. H. P. Classificação dos neossolos e nitossolos quanto a natureza física, químicas e morfológicas. **FAZU em Revista**, n. 10, p. 17 - 26, 2013.

CARR, G. M.; DUTHIE, H. C.; TAYLOR, W. D. Models of aquatic plant productivity: a review of the factors that influence growth. **Aquatic Botany**, 59(3-4), 195–215, 1997.

CARRIEL, O. A. **Efeito das variações de temperatura relacionadas às mudanças climáticas globais sobre as respostas fotossintéticas de macrófitas aquáticas de ecossistemas lóticos tropicais**. Dissertação (Mestrado em Biociências). Universidade Estadual Paulista, Assis, 79 p, 2018.

CASAGRANDE, A.; SILVA JR, P.; MENDONÇA, F. Mudanças climáticas e aquecimento global: controvérsias, incertezas e a divulgação científica. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 8, p. 44, 2011.

CASATI, P.; LARA, M. V.; ANDREO, C. S. Regulation of enzymes involved in C4 photosynthesis and the antioxidant metabolism by UV-B radiation in *Egeria densa*, a submersed aquatic species. **Photosynthesis Research**, v. 71, p. 251–264, 2002.

CARVALHO, F. T.; VELINI, E. D.; CAVANAGHI, A. L.; NEGRISOLI, E.; CASTRO, R. M. Influência da turbidez da água do rio Tietê na ocorrência de plantas aquáticas. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 359-362, 2005.

CASTELLO, L.; MACEDO, M. N. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. **Global Change Biology**, v. 22, n. 3, p. 990 - 1007, 2016.

CAVENAGHI, A. L.; NEGRISOLI, E.; VELINI, E. D.; CARVALHO, F. T. I.; CASTRO, R. M. Influência da turbidez da água do rio Tietê na ocorrência de plantas aquáticas. **Planta Daninha**, v.23(2), 359 – 362, 2005.

CHAGAS, G. G.; FONSECA, M. N.; SUZUKI, M. S. Primary production of *Egeria densa* Planch. (Hydrocharitaceae) in a coastal lagoon with high biogenic turbidity. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 20, n. 4, p. 353-358, 2008.

CHAMBERS, P. A.; LACOUL, P.; MURPHY, K. J.; THOMAZ, S. M. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. **Hydrobiologia**, v. 595, 9–26. 2007.

CHAUHAN, V.; SRIVASTAVA, P. K. Computational Techniques Based on Runge-Kutta Method of Various Order and Type for Solving Differential Equations. **International Journal of Mathematical, Engineering and Management Sciences**, v.4, nº 2, 375-386, 2019.

CHENG, W.; SAKAI, H.; MATSUSHIMA, M.; YAGI, K.; HASEGAWA, T. Response of the macrophyte aquatic *Azolla filiculoides* to elevated CO<sub>2</sub>, temperature and phosphorus levels. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 23, n. 4, p. 368-375, 2010.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). (2016) Índices de qualidade das águas. São Paulo: CETESB. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Ap%C3%AAndice-D-%C3%8Dndices-de-Qualidade-das-%C3%81guas.pdf>>.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Significado ambiental das variáveis de qualidade - 2017**. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2018/06/Ap%C3%AAndice-E-Significado-Ambiental-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade.pdf>>. Acesso em 23 nov. 2019.

COOK, C. D. K.; URMI-KÖNIG, K. A revision of the genus *Egeria* (Hydrocharitaceae). **Aquatic Botany**, v. 19, p. 73–96, 1984.

COSBY, B. J.; HORNBERGER, G. M.; KELLY, M. G. Identification of photosynthesis-light models for aquatic systems II. Application to a macrophyte dominated stream. **Ecological Modelling**, 23(1-2), 25–51, 1984.

COSTA, N. V.; MARTINS, D.; MARTINS, C. C.; MARCHI, S. R.; DOMINGOS, V. D. Superação de dormência de sementes de *Ceratophyllum demersum*. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 187-191, 2005.

CRONIN, G.; LEWIS JR.; W.M.; SCHIEHSER, M.A. Influence of freshwater macrophytes on the littoral ecosystem structure and function of a young Colorado reservoir. **Aquatic Botany**, v.85: 37–43, 2006.

CROW, G. E. Pontederiaceae. In: HAMMEL, B.E.; GRAYUM, M.H.; HERRERA, C.; ZAMORA, N. (eds.). **Manual de Plantas de Costa Rica**, vol. III: Monocotiledóneas, Missouri Bot. Gard. Press, St. Louis and Inst. Nac. de Biodiversidad, Santo Domingo de Heredia, Costa Rica, p. 822-828, 2003.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Colonização de macrófitas aquáticas em ambientes lênticos. **Boletim ABLimno**, v. 39, p. 1 - 14, 2011.

DANTAS, M. R. **Taxa fotossintética de *Egeria densa* em ambientes aquáticos da Mata Atlântica e da Caatinga**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, 39 p, 2016.

DAPHNE, L. H. X.; UTOMO, H. D.; KENNETH, L. Z. H. Correlation between Turbidity and Total Suspended Solids in Singapore Rivers. *Journal of Water Sustainability*, v. 1, n. 3, p. 313 - 322, 2011.

DE WIT, H.H.; S. VALINIA, G.A.; WEYHENMEYER, M.N.; FUTTER, P.; KORTELAINEN, K.; AUSTNES, D.O.; HESSEN, A. R. Current browning of surface waters will be further promoted bywater climate. **Environmental Science and Technology**, v.3: 430–435, 2016.

DEMATTÊ, J. A. M., BORTOLETTO, M. A. M., VASQUES, G. M., RIZZO, R. (2011). Quantificação de matéria orgânica do solo através de modelos matemáticos utilizando colorimetria no sistema Munsell de cores. **Bragantia**, 70(3), 590-597 2011.<https://doi.org/10.1590/S0006-87052011005000006>

DÍAZ-OLARTE, J.; VALOYES-VALOIS, V.; GUISANDE, C.; TORRES, N. N.; GONZALEZ-BERMUDEZ, A.; SANABRIA-ARANDA, L.; HERNANDEZ, A. M.; M.; DUQUE, S. R.;

MARCIALES, L. J.; NUNEZ-AVELLANEDA, M. Periphyton and phytoplankton associated with the tropical carnivorous plant *Utricularia foliosa*, **Aquatic Botany**, v.87, n. 4, p. 285–291, 2007.

DIEHL, S.; KORNIJÓW, R. Influence of submerged macrophytes on trophic interactions among fish and macroinvertebrates. In: JEPPESEN, E.; SOONDERGAARD, M.; SOONDERGAARD, M.; CHRISTOFFERSEN, K. (org.). *The Structing Role of submerged macrophytes in Lakes*. New York: Springer, p. 24 – 46, 1998.

DODDS, W. K.; BOUSKA, W.; EITZMANN, J. L.; PILGER, T. J.; PITTS, K. L.; RILEY, A. J.; SCHLOSSER, J. T.; THORNBRUGH, D. J. Eutrophication of U.S. freshwaters: analysis of potential economic damages. **Environmental Science & Technology**. v.43, p. 12–19, 2009.

DONAGEMMA, G. K. et al. Caracterização, potencial agrícola e perspectivas de manejo de solos leves no Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 15, n. 9, p. 1003 - 1020, 2016.

DUTARTRE, A.J.; HAURY, L.; JOGOREL, J. Integrated management of *Egeria densa* in a drinking water reservoir in Morbihan (France), **Hydrobiologia** 415: 243-247, 1999.

DUDARTRE, A.; HAURY, J.; JIGOREL, A. Succession of *Egeria densa* in a drinking water reservoir in Morbihan (France). In: CAFFREY J.; BARRETT P.R.F.; FERREIRA M.T., MOREIRA I.S.; MURPHY K.J., WADE P.M. (eds) *Biology, Ecology and Management of Aquatic Plants*. **Developments in Hydrobiology**, v. 147. Springer, Dordrecht, 1999.

DURAND, J.; FLEENOR, W.; MCELREATH, R.; SANTOS, M. J.; MOYLE, P. Physical Controls on the Distribution of the Submersed Aquatic Weed *Egeria densa* in the Sacramento–San Joaquin Delta and Implications for Habitat Restoration, **San Francisco Estuary and Watershed Science**, 14(1), 1-14, 2016.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA-EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos - CNPS. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3. ed. Rio de Janeiro, 2013. 353p.

EMBRAPA SOLOS. **Gleissolos**. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/solos/sibcs/classificacao-de-solos/ordens/gleissolos>>. Acesso em 17 dez. 2019.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Indicators**: consuctivity. What is conductivity? Disponível em: <<https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/indicators-conductivity>>. Acesso em 23 nov. 2019.

ESGUÍCERO, A.L.H.; ARCIFA, M.S. Effects of dredging and macrophyte management on the fish species composition in an old Neotropical reservoir. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 2017, 29(4), 1-11. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x3415>.

ESTEVEES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 1998. 828p.

FEIJÓ, C.; GARCIA, M. E.; MOMO, F.; TOJA, J. Nutrient absorption by the submerged macrophyte *Egeria densa* Planch: effect of ammonium and phosphorous availability in the water column on growth and nutrient uptake. **Limnetica** v. 21, n. 1–2, p. 93–104, 2002.

FERNANDES, M. M.; CEDDIA, M. B.; MAY, P. H.; BOCHNER, J. K.; GRANADEIRO, L. C.; FERNANDES, M. R. M. Valoração dos serviços ambientais prestados pela Mata Atlântica na manutenção da qualidade da água em microbacias na Área de Proteção Ambiental do Sana, Rio de Janeiro. **Scientia Plena**, v. 11, n. 5, p. 1 - 8, 2015.

FERNANDES, M. M. F.; CEDDIA, M. B.; RAMOS, G. M.; GASPAR, A.; MOURA, M. R. Influência do uso do solo na qualidade de água da microbacia Glória, Macaé-RJ. **Engenharia Ambiental**, v. 8, n. 2, p. 105 - 116, 2011.

FERREIRA, F. S.; VICENTIN, W.; COSTA, F. E. S.; SÚAREZ, Y. R. Trophic ecology of two piranha species, *Pygocentrus nattereri* and *Serrasalmus marginatus* (Characiformes, Characidae), in the floodplain of the Negro River, Pantanal. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 26: 381-391, 2014.

FERREIRA, C. A.; CUNHA-SANTINO, M. B. Monitoramento da qualidade da água do rio Monjolinho: a limnologia como uma ferramenta para a gestão ambiental. **Revista de Estudos Ambientais**, v. 16, n. 1, p. 27-37, 2014.

FERREIRA DA SILVA, K.; DORICI, M.; ALMEIDA, D.; SUEISHI MORALES, L.; MOSCHINI, L. Naturalidade da paisagem do município de Luís Antônio, São Paulo. **Ciência e Natura**, [S.l.], p. e64, mar. 2018. ISSN 2179-460X. Available at: <<https://periodicos.ufsm.br/cienciaenatura/article/view/33116>>. Date accessed: 30 mar. 2020. doi:<http://dx.doi.org/10.5902/2179460X33116>.

FIGUEIREDO, D. M.; BIANCHINI JÚNIOR, I. Limnological patterns of the filling and stabilization phases in the Manso multiple-use reservoir (MT). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 20, n. 4, p. 277-290, 2008.

FINLAYSON, C. M. Plant ecology of Australia's tropical floodplain wetlands: a review. **Annals of Botany - London**, v. 96, p. 541–555, 2005.

FINSTAD, A.; ANDERSEN, T.; LARSEN, S.; TOMINAGA, K.; BLUMENTRATH, S.; WIT, H. A.; Tømmervik, H.; HESSEN, D. From greening to browning: Catchment vegetation development and reduced S-deposition promote organic carbon load on decadal time scales in Nordic lakes. **Scientific Reports**, v. 6, p. 1 - 7, 2016.

FLEMING, J. P.; DIBBLE, E. D. Ecological mechanisms of invasion success in aquatic macrophytes. **Hydrobiologia**, v. 746, n. 1, p. 23 - 37, 2015.

FRAZÃO, L. A.; PICCOLO, M. C.; FEIGI, B. J.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Propriedades químicas de um neossolo quartzarênico sob diferentes sistemas de manejo no Cerrado mato-grossense. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, n. 5, p. 641 - 648, 2008.

FRONTIER, S.; PICHOD-VIALE, D. **Ecosystem Structure, Functioning, Evolution**. Masson, 1995.447p.

FUCÍK, P., P.; NOVÁK, D.; ZÍZALA, D. A combined statistical approach for evaluation of the effects of land use, agricultural and urban activities on stream water chemistry in small tile-drained catchments of south Bohemia, Czech Republic. **Environmental Earth Sciences**, 72: 2195-2216, 2014.

GARCÍA-RUIZ, J. M. The effects of land uses on soil erosion in Spain: A review. **Catena**, v. 81, n. 1, p. 1–11, 2010.

GLÓRIA, L. P.; HORN, B. C.; HILGEMANN, M. Avaliação da qualidade da água de bacias hidrográficas através da ferramenta do índice Qualidade da Água - IQA. **Caderno Pedagógico**, v. 14, n. 1, p. 103 - 119, 2017.

GENTELINI, A. L. Tratamento de efluente de piscicultura orgânica utilizando macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* (mart. Solms) e *Egeria densa* (Planchon.). 2008.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola – Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2008.

GODFRAY, H. C. J.; BEDDINGTON, J. R.; CRUTE, I. A.; HADDAD, L.; LAWRENCE, D.; MUIR, J. F.; PRETTY, J.; ROBINSON, S.; THOMAS, S. M.; TOULMIN, C. Food security: the challenge of feeding 9 billion people. **Science**, v. 327, n. 5967, p. 812-818, 2010.

GONÇALVES, D. B. **Mar de cana, deserto verde? Dilemas do desenvolvimento sustentável na produção canavieira paulista**, Brasil. Tese (Doutorado em Ciências Exatas e da Terra) Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2005, 256 p.

GOPAL, B. Aquatic weed problems and management in Asia. p. 318-340. In: A.H. Pieterse & K.J. Murphy (eds.). **Aquatic Weeds - The Ecology and Management of Nuisance Aquatic Vegetation**. Oxford, Oxford University Press. 1990.

GRANELI, W. Brownification of Lakes. In: Bengtsson L, Herschy R.W., Fairbridge R.W. (ed.) Encyclopedia of Lakes and Reservoirs. **Springer Science and Business Media B.V**, p. 117–119, 2012.

GUIMARAES, S. T.; LIMA, H.N.; TEIXEIRA, W.G.; NEVES JUNIOR, A.F.; SILVA, F.W.R.; MACEDO, R.S.; SOUZA, K.W. Caracterização e classificação de gleissolos da várzea do rio Solimões (Manacapuru e Iranduba), Amazonas, Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 2, p. 317-326, 2013.

GUERRA, A. J. T. **Processos erosivos nas encostas**. In: Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos. 8ª ed.- Rio de Janeiro: **Bertrand Brasil**, 2008. 192p.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 1–9, 2001.

HARVEY, C. A.; PIMENTEL, D. Effects of soil and wood depletion on biodiversity. **Biodiversity & Conservation**, v. 5, n. 9, p. 1121 - 1130, 1996.

HAURY, J., M.C., PELTRE, S. MULLER, M. TRÉMOLIERS, J.; BARBE, A. DUTARTRE, GUERLESQUIN, M. Des indices macrophytiques pour estimer la qualité des cours d'eau français: premières propositions. **Écologie Agricole**, v.27, n. 4, p. 233, 1996.

HARAMOTO, T., IKUSIMA, I. Life cycle of *Egeria densa* planch., an aquatic plant naturalized in Japan. **Aquatic Botany**, v. 30, n. 4, p. 389–403, 1988.

HAVENS, K.; JEPPESEN, E. Ecological responses of lakes to climate change. **Water**, v. 10, n. 7, p. 917, 2018.

HENARES, M. N. P.; CAMARGO, A. F. M. Treatment efficiency of effluente prawn culture by wetland with floating aquatic macrophytes arranged in series. **Brazilian Journal of Biology**, vol.74, n.4, p.906-912, 2014.

HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. Impacto do lançamento de efluentes urbanos sobre alguns ecossistemas aquáticos do município de Rio Claro (SP). **Revista Ciências Biológicas e do Ambiente**, v.2, p.317-330, 2000.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M. Growth of free-floating aquatic macrophytes indifferent concentrations of nutrients. **Hydrobiologia**, v. 610, 153-160, 2008.

HENDERSON-SELLERS, B.; MARKLAND, H. R. Decaying lakes: the origin and control of cultural eutrophication. **John Wiley & Sons**, U. K., 254p, 1987.

HERNANI, L. C.; PRUSKI, F. F.; FREITAS, P. L.; DEMARIA, I. C.; CASTRO FILHO, C. de; LANDERS, J. N. A erosão e seu impacto. **Revista Uso agrícola dos solos brasileiros**, pp. 47-60. 2002.

HESTIR, E. L. **Trends in estuarine water quality and submerged aquatic vegetation invasion**. Dissertação (Mestre em Geografia) - University of California, Davis, 2010.

HILT, S.; KÖHLER, J.; ADRIAN, R.; MONAGHAN, M. T.; SAYER, C. D. Clear, crashing, turbid and back—long-term changes in macrophyte assemblages in a shallow lake. **Freshwater Biology**, v. 58, n. 10, p. 2027–2036, 2013.

HOLMES, N. T. H.; WHITTON, B. A. Macrophytic vegetation of the River Swale, Yorkshire. **Freshwater Biology**, 7(6):545–558, 1977.

HORPPILA, J.; KAITARANTA, J.; JOENSUU, L.; NURMINEN, L. Influence of emergent macrophyte (*Phragmites australis*) density on water turbulence and erosion of organic-rich sediment. **Journal of Hydrodynamics**, v. 25, n. 2, p. 288–293, 2013.

HOWARD, R. J.; RAFFERTY, D. W. Clonal variation in response to salinity and flooding stress in four marsh macrophytes of the northern Gulf of Mexico, USA. **Environmental and Experimental Botany**, vol. 56, no. 3, p. 301-313, 2006.

HU, K.; LIU, J.; LI, J.; LIU, L.; GRARIBZAHEDI, S. M. T.; SU, Y.; JIANG, Y.; TAN, J.; WANG, Y.; GUO, Y. Global research trends in food safety in agriculture and industry from 1991 to 2018: A data-driven analysis. **Trends in Food Science & Technology**, v. 85, p. 262-276, 2017.

INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS. **Solos do Estado de São Paulo - Neossolos**. Disponível em: <<http://www.iac.sp.gov.br/solospdf/Neossolos.pdf>>. Acesso em 23 nov. 2019.

INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS. **Solos do Estado de São Paulo - Gleissolos**. Disponível em: <<http://www.iac.sp.gov.br/solospdf/Gleissolos.pdf>>. Acesso em: 17 dez. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual técnico de pedologia 2007**. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv37318.pdf>>. Acesso em: 13 nov. 2019.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. **Special report: special report on the ocean and cryosphere in a changing climate**. Disponível em: <<https://www.ipcc.ch/srocc/chapter/summary-for-policymakers/>>. Acesso em: 16 dez. 2019.

IRGANG, B.E.; GASTAL JR, C.V.S. **Macrófitas aquáticas da planície costeira do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Botânica/UFRGS, 1996, 290 p.

JAMES, W. F. Effects of lime-induced inorganic carbon reduction on the growth of three aquatic macrophyte species. **Aquatic Botany** v. 88, p. 99–104, 2008.

JEPPESEN, E.; MEERHOFF, M.; DAVIDSON, T. A.; TROLLE, D.; SONDERGAAR, D. M.; LAURIDSEN, T. L.; BEKLIÖGLU, M.; BRUCET BALMAÑA, S.; VOLTA, P.; GONZÁLEZ-BERGONZONI, I. Climate change impacts on lakes: an integrated ecological perspective based on a multifaceted approach, with special focus on shallow lakes. **Journal of Limnology**, v. 72, p. 84–107, 2014.

JEPPESEN, E.; LAURIDSEN, T. L.; KAIRESALO, T.; PERROW, M. R. Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton interactions in lakes. In: JEPPESEN, E.; SOONDERGAARD, M.; SOONDERGAARD, M.; CHRISTOFFERSEN, K. (org.). **The Structing Role of submerged macrophytes in Lakes**. New York: Springer, p. 91 – 114, 1998.

JESUS, A. S.; CARVALHO, J. C. Processos erosivos em área urbana e as implicações na qualidade de vida. **Revista Goiana de Geografia**, v. 37, n. 1, p. 1 - 17, 2017.

JONES J. I.; COLLINS, A. L.; NADEN, P. S.; SEAR, D. A. The relationship between fine sediment and macrophytes in rivers. **River Research and Applications**, v. 28, p. 1006–1018, 2002.

JOHNSTON, J. M.; BARBER, M. C.; WOLFE, K.; GALVIN, M.; CYTERSKI, M.; PARMAR, R. An integrated ecological modeling system for assessing impacts of multiple stressors on stream and riverine ecosystem services within river basins. **Ecological Modelling**, v. 354, p. 104 – 114, 2017.

JORGENSEN, S.E.; BENDOROCHIO, G. Fundamentals of ecological modelling. 3rd ed. New York: Elsevier, (Developments in Environmental Modelling, 21), 530 p, 2001.

JORGENSEN, S. E. A review of recent developments in lake modelling. **Ecological Modelling**, v. 221, n. 4, p. 689–692, 2010.

JUDD, W.S., CAMPBELL, C.S., KELLOGG, E.A., STEVENS, P.F., DONOGHUE, M.J. Sistemática Vegetal: Um Enfoque Filogenético. 3. ed. Porto Alegre: **Artmed**, 612 p, 2009.

KAHARA, S. N.; VERMAAT, J. E. The effect of alkalinity on photosynthesis – light curves and inorganic carbon extraction capacity of freshwater macrophytes. **Aquatic Botany**, v. 75, p. 217-227, 2003.

KARAMESOUTI, M.; DETSIS, V.; KOUNALAKI, A.; VASILOU, P.; SALVATI, L.; KOSMAS, C. Land-use and land degradation processes affecting soil resources: Evidence from a traditional Mediterranean cropland (Greece). **CATENA**, v. 132, p. 45 - 55, 2015.

KARLSSON, J.; BYSTRÖM, P.; ASK, J.; ASK, P.; PEARSSON, L.; JANSSON, M. Light limitation of nutrient-poor lake ecosystems. **Nature**, v. 460, p. 506 - 509, 2009.

KELLER, W.; HENEBERRY, J.; LEDUC, J.; GUNN, J.; YAN, N. Variations in epilimnion thickness in small Boreal Shield Lakes: Relationships with transparency, weather and acidification. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 115, p. 419 – 431, 2006.

KISSOON, L.; JACOB, D. L.; HANSON, M. A.; HERWING, B. R.; BOWE, S. E.; OTTE, M. Macrophytes in shallow lakes: relationships with water, sediment and watershed characteristics. **Aquatic Botany**, v. 109, p. 39 – 48, 2013.

KRITZBERG, E. S., HASSELQUIST, E. M., ŠKERLEP, M., LÖFGREN, S., OLSSON, O., STADMARK, J., VALINIA, S.; HANSSON, L.A.; LAUDON, H. Browning of freshwaters: Consequences to ecosystem services, underlying drivers, and potential mitigation measures. **Ambio**, v. 49, Issue 2, pp 375–390, 2019.

LACET, J. B.; MOURA, A. N.; DANTAS, E. W. Invasion of *Egeria densa* Planch in semiarid reservoirs. **Brazilian Journal of Botany**, v. 42, n. 3, p. 491 - 497, 2019. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs40415-019-00548-9>>. Acesso em: 12 nov. 2019.

LAIR, N.; REYES-MARCHANT, P.; JAQUET, V. Développement du phytoplancton, des Ciliés et des Rotifères sur deux sites de la Loire moyenne (France), en période d'étiage. **Annales de Limnologie**. v. 34, p. 35-48, 1998.

LARA, M.V.; ANDREO, C.S. Photosynthesis in nontypical C<sub>4</sub> species. In: Pessarakli M (ed) Handbook of photosynthesis. Taylor & Francis, **Tucson**, pp 391–421, 2005.

LARA, M. V., OFFERMANN, S., SMITH, M., OKITA, T. W., ANDREO, C. S., EDWARDS, G. E. Leaf development in the single-cell C<sub>4</sub> system in *bienertia sinuspersici*: expression of genes and peptide levels for C<sub>4</sub> metabolism in relation to chlorenchyma structure under different light conditions. **Plant Physiology** 148, 593–610, 2008.

LARA, M.V.; ANDREO, C.S. C<sub>4</sub> plants adaptation to high levels of CO<sub>2</sub> and to drought environments: In *Abiotic Stress in Plant-Mechanisms and Adaptations*; Shanker, A; Ed; In Tech: **Hampshire**, UK, p.415-428, 2011.

LARGE, A. R. G et al. Producers and primary production. In: **River hydrosystems**. Amoros & Peets (dir), Paris: Masson, p. 107- 124, 1993.

LARCHER, W., 2000. **Ecofisiologia vegetal**. RIMA, São Carlos - SP, 550p

LEFF, E. **Discursos sustentáveis**. Tradução de Silvana Cobucci Leite. São Paulo: Cortez, p.31, 2010.

LEITE, O. L.; ORLANDO, P. H. K.; VIOLA, M. R. Mapeamento de feições erosivas lineares em três ranchos (GO). **Espaço em revista**, v. 18, n. 2, p. 100 - 110, 2016.

LE MOS, J. de O. **Caracterização de gleissolos com e sem tiomorfismo da região litorânea do estado de Pernambuco**. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Agronomia, UFRPE, Recife, Pernambuco, 129p, 2013.

LI, Z. Q.; KONG, L. Y.; YANG, L. F.; ZHANG, M.; CAO, T.; XU, J.; WANG, Z. X.; LEI, Y. Effect of substrate grain size on the growth and morphology of the submersed macrophyte *Vallisneria spiralis* L. **Limnologia** v. 42, p. 81–85, 2012.

LI, W.; LI, Y.; ZHONG, J.; FU, H.; TU, J.; FAN, H. Submerged macrophytes exhibit different phosphorus stoichiometric homeostasis. **Frontiers in Plant Science**., 2018, vol. 9, p.1-9, 10.3389/fpls.2018.01207.

LINDHOLM, M.; EIE, M.; HESSEN, D. O.; JOHANSEN, J. T.; WEIBY, K.; THAULOW, J. Effects of water browning on freshwater biodiversity: the case of the predatory phantom midge *Chaoborus nyblaei*. **Hydrobiologia**, v. 813, n. 1, p. 33 - 40, 2018.

LORANDI, R.; FREIRE, A., GONÇALVES, A. R. L.; TRINDADE, M. **Levantamento pedológico semi-detalhado da bacia do córrego do Jataí e suas aplicações**. São Carlos: UFSCar, 1990, 79 p. (FINEP/CNPq/DCB-UFSCar, 1990).

LORANDI, R.; GONÇALVES, A. R. L.; FREIRE, O.; TRINDADE, M.; MINOTTI, R. T. Relações entre a natureza dos solos e suas posições na paisagem da Estação Ecológica de Jataí (Luiz Antônio, SP). In: SANTOS, J.E.; PIRES, J.S.R.; MOSCHINI, L.E. (Org.). **Estudos Integrados em Ecossistemas. Estação Ecológica de Jataí**. 1ª ed. São Carlos/SP: Editora da Universidade Federal de São Carlos, v. 3. p. 81-95, 2006.

LOUGHEED, V. L.; CROSBIE, B.; CHOW-FRASER, P. Primary determinants of macrophyte community structure in 62 marshes across the Great Lakes basin: latitude, land use, and water

quality effects. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 58, n. 8, p. 1603–1612, ago. 2001.

MADSEN, J. D. Overview of the Ecological Assessment Technology Area. **Aquatic Plant Management Society**, v.36, 25-27, 1998.

MADSEN, T. V., HAHN, P.; JOHANSEN, J. Effects of inorganic carbon supply on the nitrogen requirement of two submerged macrophytes, *Elodea canadensis* and *Callitriche cophocarpa*. **Aquatic Botany**, 62(2), 95–106, 1998.

MADSEN, J. D.; CHAMBERS, P. A.; JAMES, W. F.; KOCH, E. W.; WESTLAKE, D. F. The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes, **Hydrobiologia**, v. 444, p. 71–84, 2001.

MAIER, M. H.; TAKINO, M.; CANO, C. B. Temperature, color and turbidity of Salto Grande Stream Micro-basin: 22°09' S and 48°19' W, Dourado, SP, Brazil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 23, p. 117-134, 1996.

MARACAJÁ, M. C. S. **Qualidade da água e estrutura da comunidade fitoplanctônica em tanques de piscicultura sobre efeito de probióticos**. 2010 Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2010.

MARIANO, M. F.; LADEIRA, F. S. B. Relação solo de vertente/solo de terraço e várzea na Estação Ecológica de Jataí: Luís Antônio, SP. **Décimo sétimo Congresso Interno de Iniciação Científica da Unicamp**, Pôster/Painel 0800285, UNICAMP/Pró-Reitoria de Pesquisa, Campinas-SP, 2009.

MARMONTEL, C. V. F.; RODRIGUES, V. A. . Parâmetros Indicativos para Qualidade da Água em Nascentes com Diferentes Coberturas de Terra e Conservação da Vegetação Ciliar. **FLORAM - Revista Floresta e Ambiente**, v. 22, p. 171-181, 2015

MARTINS, A. T.; PITELLI, R. A. Efeitos do manejo de *Eichhornia crassipes* sobre a qualidade da água em condições de mesocosmos. **Planta Daninha**, p. 23, n. 2, p. 233 – 242, 2005.

MARTINS, S. V.; MILNE, J.; THOMAZ, S. M.; MCWALTERS, S.; MORMUL, R. P.; KENNEDY, M.; MURPHY, K. Human and natural drivers of changing macrophyte community dynamics over 12 years in a Neotropical riverine floodplain system. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v.23, p. 678–697, 2013.

MAZZEO, N.; RODRÍGUEZ-GALLEGO, L.; KRUK, C.; MEERHOFF, M.; GORGA, J.; LACEROT, G.; QUINTANS, F.; LOUREIRO, M.; LARREA, D.; GARCÍA-RODRÍGUEZ, F. Effects of *Egeria densa* Planch. beds on a shallow lake without piscivorous fish. **Hydrobiologia**, v. 506-508, p. 591-602, 2003.

MCCREARY, N. J. Competition as a mechanism of submerged macrophyte community structure. **Aquatic Botany**, v. 41, p.177-193, 1991.

MCGREGOR, E. B.; SOLOMON, K. R.; HANSON, M. L. Monensin Is Not Toxic to Aquatic Macrophytes at Environmentally Relevant Concentrations. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 53, n. 4, p. 541 - 551, 2007.

MCKEE, D.; HATTON, K.; EATON, J. W.; ATKINSON, D.; ATHERTON, A.; HARVEY, I.; MOSS, B. Effects of simulated climate warming on macrophytes in freshwater microcosm communities. **Aquatic Botany**, v. 74, n.1, p. 71 - 83, 2002.

MEDEIROS, P. R. P.; SEGUNDO, G. H. C.; MAGALHÃES, E. M. M. Comportamento da turbidez e material em suspensão em um rio com vazão regularizada por sistema de barragens em cascata: Rio São Francisco (NE, Brasil). **Geochimica Brasiliensis**, v. 29, n. 1, p. 35 - 44, 2015.

MEDEIROS, G. de O. R.; GIAROLLA, A.; SAMPAIO, G.; MARINHO, M. de A. Estimates of Annual Soil Loss Rates in the State of São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 40, p.19-36, 2016.

MEERHOFF, M.; MAZZEO, N. Importancia de las plantas flotoantes libres de gran porte en la conservación y rehabilitación de lagos someros de Sudamérica. **Ecosistemas**, v.13, n.2, pp.13-22, 2004.

MEERHOFF, M. **The structuring role of macrophytes on trophic dynamics in shallow lakes under a climate warming scenario**. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Faculty of Science, University of Aarhus, Aarhus-Dinamarca, 156 p, 2006.

MEYER, S. T.; FRANCESCHINELLI, E. V. Influência de variáveis limnológicas sobre a comunidade das macrófitas aquáticas em rios e lagoas da Cadeia do Espinhaço, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, v. 62, n. 4, p. 743-758, 2011.

MICHELAN, T. S.; THOMAZ, S. M.; MORMUL, R. P.; CARVALHO, P. Effects of an exotic invasive macrophyte (tropical signal grass) on native plant community composition, species richness and functional diversity. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 1315–1326, 2010.

MIDGLEY, G. F. Biodiversity and Ecosystem Function. **Science**, v. 335, n. 6065, p. 174 - 175, 2012.

MOLION, L. C. B. Aquecimento global: uma visão crítica. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 3, p. 1 - 24, 2008.

MORINI, S.; MULEO, R. Effects of light quality on micropropagation of woody species. In: JAIN, S. M.; ISHII, K. (Eds.). Micropropagation of woody trees and fruits. Dordrecht: **Kluwer Academic Publishers**, p.3-35. 2003.

MORMUL, R. P.; EKVALL, M. K.; HANSSON, L. A.; BRÖNMARK, C. Water brownification may increase the invasibility of a submerged non-native macrophyte. **Biological Invasions**, v. 14, p. 2091-2099, 2012.

MOSS, B.; JEPPESEN, E.; SONDERGAARD M.; LAURIDSEN, T.L.; LIU, Z. Nitrogen, macrophytes, shallow lakes and nutrient limitation: resolution of a current controversy? **Hydrobiologia**, vol. 710, no. 1, p. 3-21, 2013.

NASA –Climate kids. Disponível em: <https://climatekids.nasa.gov/greenhouse-effect/> Acesso em 4 dez. 2019.

NETTEN, J. J. C.; ARTS, G. H. P.; GYLSTAR, R. et al. Effect of temperature and nutrients on the competition between free-floating *Salvinia natans* and submerged *Elodea nuttallii* in mesocosms. **Fundamental and Applied Limnology**, v. 177, p. 125–132, 2010.

NOBRE, P. Aquecimento global, oceanos e sociedade. **INTERFACEHS - Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente**, v. 3, p. 1 - 14, 2008.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan S.A., 1998. 434p.

O'HARE, M. T., AGUIAR, F. C., ASAEDA, T., BAKKER, E. S., CHAMBERS, P. A., CLAYTON, J. S., WOOD, K. A. Plants in aquatic ecosystems: Current trends and future directions. **Hydrobiologia**, 812,1–11, 2018.

OLIVEIRA, M. J.; VECCHIA, F. A controvérsia das mudanças climáticas e do aquecimento global antropogênico: consenso científico ou interesse político? **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 5, p. 946 - 962, 2009.

OLIVEIRA, T. P.; ENSINAS, S. C.; BARBOSA, G. F.; NANZER, M. C.; BARRETA, P. G. V. Atributos químicos de um Neossolo Quartzarênico de cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista de Agricultura Neotropical**, v. 4, Suplemento 1, p. 72-78, 2017.

OOSTHOEK, S. **Global browning: Why the world's fresh water is getting murkier** (2016). Disponível em: <<https://www.newscientist.com/article/mg22930550-600-global-browning-why-the-worlds-fresh-water-is-getting-murkier/#ixzz63IRISNMc>>. Acesso em: 29 out. 2019.

PACHECO, F. A. L; VARANDAS, S. G. P.; SANCHES FERNANDES, L. F.; VALLE JUNIOR, R. F. Soil losses in rural watersheds with environmental land use conflicts. **Science of The Total Environment**, v. 485–486, p. 110-120, 2014.

PAERL, H. W. et al. Mitigating cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic ecosystems impacted by climate change and anthropogenic nutrients. **Harmful Algae**, v. 54, p. 213 - 222, 2016.

PEIFER, M.; TIMMER, J. Parameter estimation in ordinary differential equations for biochemical processes using the method of multiple shooting. **IET Systems Biology**, 1(2), 78–88, 2007.

PEREIRA, C. L. A. **Impacto do uso do solo no crescimento, limitação nutricional, taxonomia e variação estequiométrica do perifíton em rios tropicais**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução), Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, UERJ, Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, 169 p, 2015.

PETRUCIO, M. M.; ESTEVES, F. A. Influence of photoperiod on the uptake of nitrogen and phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 3, p. 373 - 379, 2000.

PEZZATO, M. M.; CAMARGO, A. F. M. Photosynthetic rate of the aquatic macrophyte *Egeria densa* Planch. (Hydrocharitaceae) in two rivers from the Itanhaém River Basin in São Paulo State, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 47, n. 1, p. 153-162, 2004.

PEZZATO, M. M. **Macrófitas aquáticas submersas: fotossíntese, crescimento e variáveis abióticas da água**. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2007.

PINTO, H. S.; ASSAD, E. D.; ZULLO JR., J. O aquecimento global e a agricultura. **Saneas**, v. 18, p. 34 - 37, 2004.

PINTO, L. V. A.; ROMA, T. N.; BALIEIRO, K. R. C. Avaliação qualitativa da água de nascentes com diferentes usos do solo em seu entorno. **Cerne**, v. 18, n. 3, p. 495 - 505, 2012.

PISTORI, R. E. T.; CAMARGO, A. F. M.; HENRY-SILVA, G. G. Relative growth rate and doubling time of the submerged aquatic macrophyte *Egeria densa* Planch. **Acta Limnológica Brasiliensis**, v. 16, n. 1, p. 77 – 84, 2004.

POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas aquáticas e perifiton, aspectos ecológicos e metodológicos**. 1ª Ed., São Carlos SP, Editora Rima, 2003.

POMPÊO, M. L. M.; MARIANI, C. F. TEMPORAL VARIATION OF AVS AND SEM IN SEDIMENT OF RIO GRANDE RESERVOIR (BILLINGS COMPLEX, SÃO PAULO, BRAZIL). In: 30th Congress of the International Association of Theoretical and Applied Limnology, 2007, Montreal. 30th **Congress of the International Association of Theoretical and Applied Limnology**, 2007. v. 30.

POMPÊO, M. Monitoramento de macrófitas aquáticas. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 406 - 424, 2008.

POMPÊO, M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros. São Paulo; **Instituto de Biociências da USP**, 2017. 138p.

POTT, V. J.; POTT, A. **Plantas aquáticas do Pantanal** - Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal (Corumbá, MS), EMBRAPA, 404 p, 2000.

PRESS, W.H., SAUL A.T., WILLIAM T.V., BRIAN P.F. Numerical Recipes in C: the art of scientific computing. New York: **Cambridge University Press**, 994 p, 1993.

PRETTY, J. N.; NOBLE, A. D.; BOSSIO, D.; DIXON, J.; HINE, R. E.; DE VRIES, F.; MORISON, J. I. L. Resource-conserving agriculture increases yields in developing countries. **Environmental Science & Technology**, v. 40, p. 1114 – 1119, 2006.

PRETTY, J., et al. The top 100 questions of importance to the future of global agriculture. **International Journal of Agricultural Sustainability**, v. 8, n. 4, p. 219–236, 2010.

PRIMAVESI A. M. **Agroecologia: ecosfera, tecnosfera e agricultura**. São Paulo: Editora Nobel. 199p, 1997.

QUINTON, J. N.; GOVERS, G.; VAN OOST, K.; BARDGETT, R. D. The impact of agricultural soil erosion on biogeochemical cycling. **Nature Geoscience**, v. 3, p. 311-314, 2010.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing (2018)**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Áustria. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Acesso em: 29 nov. 2018.

RABETTE, C.; LAIR, N. Influence of abiotic factors on the migration from the sediments of *Cyclops vicinus* and *Chaoborus flavicans* in the sub-littoral and profundal zone of an eutrophic temperate lake. **Annales de Limnologie**., v. 34, p. 295-303, 1998.

RAMOS, C. I.; ROSINI, E. F. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água da bacia hidrográfica Popuca-Botinhas, Guarulhos (SP). **Revista Saúde - UNG - SER**, v. 11, n. 2, p. 13 - 13, 2017.

RANÅKER, L.; JÖNSSON, M.; NILSON, P. A.; BRÖNMARK, C. Effects of brown and turbid water on piscivore-prey fish interactions along a visibility gradient. **Freshwater Biology**, v. 57, n. 9, 1761 - 1768, 2012.

RAUEN, M. J. **Mineralogical identification of a topossequence of soils from basaltic rocks in the state of Parana, Brazil**. (Dissertação de Mestrado) West Lafayette, Purdue University, 161 p, 1980.

- RAVEN, J. A. The early evolution of land plants: aquatic ancestors and atmospheric interactions: **Botanical Journal of Scotland**, v.47, 151-175, 1995.
- REDDY, K. R.; DELAUNE, RD. Biochemistry of wetlands - science and applications. **Boca Raton**: CRC Press. Florida, 774 p, 2008.
- REITSEMA, R. E., MEIRE, P.; SCHOELYNCK, J. The future of freshwater macrophytes in a changing world: Dissolved organic carbon quantity and quality and its interactions with macrophytes. **Frontiers in Plant Science**, v.9, 629, 2018.
- RIBEIRO, B. R.; NASCIMENTO, D. C.; CURI, N.; GUILHERME, L. R. G.; COSTA, E. T. S. Assessment of Trace Element Contents in Soils and Water from Cerrado Wetlands, Triângulo Mineiro Region. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 43, 2019.
- RIMAC, A.; STANKOVIC, I.; ALEGRO, A.; GOTTSTEIN, S.; KOLETIC, N.; VOKOVIC, N.; SEGOTA, V.; ZIZIC-NAKIC, A. The Brazilian elodea (*Egeria densa* Planch.) invasion reaches Southeast Europe. **BiolInvasions Records**, v. 7, n. 4, p. 381 - 389, 2018.
- RISS, T.; OLESAN, B.; CLAYTON, J. S.; LAMBERTIBI, C.; BRIX, H.; SORREL, B. K. Growth and morphology in relation to temperature and light intensity in the establishment of three invasive aquatic plant species. **Aquatic Botany**, v. 102, p. 56–64, 2012.
- ROBERTO, M. C.; GUIMARÃES, A. P. M.; RIBEIRO, J. L.; CARVALHO, A. V.; NERES, J. C. I.; CERQUEIRA, F. B. Avaliação do pH, turbidez e análise microbiológica da água do córrego Guará Velho em Graraí, Estado do Tocantins. **Revista Desafios**, v. 4, n. 4, p. 3 - 14, 2017.
- ROCHA, L. O. **Mapeamento de áreas de risco a erosão da bacia hidrográfica do ribeirão da Ave-Maria por meio da aplicação da equação universal de perda de solos - EUPS**. (Monografia de Conclusão de curso em Tecnólogo em Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Faculdade de Tecnologia de Jahu, Jahu, 88 p., 2018.
- ROCKSTRÖM J. et al. A safe operating space for humanity. **Nature**, v. 461, n. 7263, p. 472-475, 2009.
- RODRIGUES, R. B.; THOMAZ, S. M. Photosynthetic and growth responses of *Egeria densa* to photosynthetic active radiation. **Aquatic Botany**, v. 92, n. 4, p. 281 – 284, 2010.
- RODRIGUES, A. L.; MELO, L. P.; SOUZA, W. B.; LIMA, L. C. S.; SOUZA, D. C. Levantamento e análises das fontes alternativas de captação de água utilizadas no abastecimento de uma população rural de Visconde do Rio Branco - MG. **Águas Subterrâneas**, v. 33, n. 1, p. 1 - 6, 2019.
- ROLIM, G. S., CAMARGO, M. B. P. LANIA, D. G., MORAES, J. F. L. de. Classificação climática de Köppen e de Thornthwaite e sua aplicabilidade na determinação de zonas agroclimáticas para o estado de São Paulo. **Bragantia**, v. 66, n.4, p. 711-720, 2007.
- ROONEY, N.; KALFF, J. Inter-annual variation in submerged macrophyte community biomass and distribution: the influence of temperature and lake morphometry. **Aquatic Botany**, v. 68, p. 321–335, 2000.
- ROSA, M. C. V. S.; UCKER, F. E. Influência do lençol freático na condutividade elétrica e pH em cemitério. **Revista Águas Subterrâneas**, v. 33, n. 1, p. 1 - 8, 2019.
- ROTTRAY, M.R.; HOWARD-WILLIAMS, C.; BROWN, M.A. Sediment and water as sources of nitrogen and phosphorus for submerged rooted aquatic macrophytes. **Aquatic Botany**, v. 40, p. 225–237, 1991.

- ROULET, N., MOORE, T. Browning the waters. **Nature**, v. 444, 283–284, 2006.
- SABBAG, A.; ZINA, J. Anurans of a riparian forest in Sao Carlos, state of Sao Paulo, Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v.11, n. 3, p. 179-188, 2011.
- SAND-JENSEN, K. Environmental variables and their effect on photosynthesis of aquatic plant communities. **Aquatic Botany**, v. 34, p. 5-25, 1989.
- SAND-JENSEN, K.; BORUM, J. Epiphyte shading and its effect on photosynthesis and diel metabolism of *Lobelia dortm-annal*. during the spring bloom in a Danish lake. **Aquatic Botany**, v. 20, p. 109–119, 1984.
- SANTOS, J.E., SATO, M., PIRES, J.S.R., MAROTI, P.S., 2000. Environmental Education in Practice. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60(3):361-372.
- SANTOS, U. P. Poluição, aquecimento global e repercussões na saúde. **Revista da Associação de Medicina Brasileira**, v. 53, n. 3, p. 193-194, 2007.
- SANTOS, M. G. **Decomposição aeróbia de *Myriophyllum aquaticum* (Vell) Verdc. e caracterização limnológica na bacia hidrográfica do Rio do Monjolinho (São Carlos, SP, Brasil)**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos - SP, 154 p, 2009.
- SCHARNWEBER, K.; STRANDBERG, U.; KARLSSON, K.; EKLÖV, P. Decrease of Population Divergence in Eurasian Perch (*Perca fluviatilis*) in Browning Waters: Role of Fatty Acids and Foraging Efficiency. **PLoS ONE**, v. 11, n. 9, 2016.
- SCHEFFERS, B. R.; DE MEESTER, L.; BRIDGE, T.; WATSON, J. E. M. The broad footprint of climate change from genes to biomes to people. **Science**, 354(6313), pp.719-732, 2016.
- SCHULZ, M., KOZERSKI, H. P., PLUNTKE, T., RINKE, K., 2003. The influence of macrophytes on sedimentation and nutrient retention in the lower River Spree (Germany). **Water Research** 37, 569–578.
- SESHAVATHARAM, V. Traditonal uses and problem of noxious growth. In: GOPAL, B. (Ed.). Ecology and management of aquatic vegetation in the Indian subcontinent. **Dordrecht: Kluwer Academic**, p. 201-218, 1990.
- SHARDENDU, AMBASHT, R. S. (1991). Relationship of nutrients in water with biomass and nutrient accumulation of submerged macrophytes of a tropical wetland. **New Phytologist**, 117(3), 493–500. 10.1111/j.1469-8137.1991.tb00013.x
- SHARMA, B. M.; EDEM, E. S. Ecophysiological studies on water hyacinth in the Nigerian waters. **Polish Archives of Hidrobiology**, v. 38, n. 3-4, p. 381-395, 2001.
- SHARMA L. K. et al. Mitochondrial respiratory complex I dysfunction promotes tumorigenesis through ROS alteration and AKT activation. **Human Molecular Genetics**, v. 20, n. 23, p. 4605-4616, 2011.
- SIH, A. Effects of turbidity and an invasive waterweed on predation by introduced largemouth bass. **Environmental Biology of Fishes**, v. 97, p. 79–90, 2014.
- SILVA, A. S.; OLIVEIRA, R. Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias. Campina Grande – PB -Editora G. **Marcone**. 266p, 2001.

SILVA, F. L.; MOITAS, M. L.; BIANCHINI JR., I; CUNHA-SANTINO, M. B. Qualidade dos sedimentos do rio Monjolinho: índice de geoacumulação. **Revista Ciência, Tecnologia & Ambiente**, v. 4, n. 1, p. 79 - 87, 2016.

SILVA, F. L.; OLIVEIRA-ANDREOLI, E. Z.; PICHARILLO, C.; RUGGIERO, M. H.; COSTA, C. W.; MOSCHINI, L. E. Naturalidade da Paisagem Verificada por Meio de Indicadores Ambientais: Manancial do Rio Monjolinho, São Carlos-SP. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n. 3, p. 970-980, 2017.

SILVA, F. L. **Várzeas urbanas: uma abordagem ecológica aplicada para o seu manejo**. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 118 f, 2018.

SILVA, R. W. C.; PAULA, B. L. Causa do aquecimento global: antropogênica versus natural. **Terra e Didática**, v. 5, n. 1, p. 42 - 49, 2009.

SILVEIRA, M. J.; CHOLLET, S.; THIÉBAUT, G.; THOMAZ, S. M. Abiotic factors, not herbivorous pressure, are primarily responsible for the performance of an invasive aquatic plant. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, v. 54, p. 1 – 8, 2018.

SILVEIRA, M. J.; ALVES, D. C.; THOMAZ, S. M. Effects of the density of the invasive macrophyte *Hydrilla verticillata* and root competition on growth of one native macrophyte in different sediment fertilities. **Ecological Research**, v.33, 927–934, 2018.

SIMÕES-FILHO, F.F.L. 1993 A hidrodinâmica de particulados em planícies de inundação: um estudo sobre as taxas de sedimentação de lagoas marginais do Rio Mogi-Guaçu, Estação Ecológica de Jataí (Luiz Antônio, SP), Dissertação de Mestrado, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 109p.

SLEITH, R. D.; WEHR, J. D.; KAROL, K. G. Untangling climate and water chemistry to predict changes in freshwater macrophyte distributions. Wiley, **Ecology and Evolution**, p. 2802-2811, 2018.

SMITH, V.H.; TILMAN G.D., NEKOLA J.C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. **Environmental Pollution**, v.100, 179-196, 1999.

SMITH, W. S.; SILVA, F. L.; BIAGIONI, R. C. Desassoreamento de rios: quando o poder público ignora as causas, a biodiversidade e a ciência. **Ambiente & Sociedade**, v. 22, p.1-20, 2019.

SORREL P.; DEBRET M.; BILLEAUD I.et al. Persistent non-solar forcing of Holocene storm dynamics in coastal sedimentary archives. **Nature Geoscience** v.5(12): 892–896, 2012.

SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A. C.; COSENTINO, P. R. S.; GUIMARÃES, A. V. A. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas “wetlands” construídos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 4, n. 1, p. 87-91, 2009.

SOUZA, A. B. **Avaliação da qualidade ambiental nas nascentes do rio Monjolinho na porção à montante da estação de captação de água do Espriado, São Carlos – SP**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2011.

SOUZA, N. C.; PITOMBO, C.; CUNHA, A. L.; LAROCCA, A. P.; ALMEIRA FILHO, G. S.

Modelo de classificação de processos erosivos lineares ao longo de ferrovias através de algoritmo de árvore de decisão e geotecnologias. **Boletim de Ciências Geodésicas**, v. 23, n. 1, p. 72 - 86, 2017.

SPENCER, W., BOWES, G. Ecophysiology of the world's most troublesome aquatic weeds. In: PIETERSE, A.H., MURPHY, K.J. (Eds.), **Aquatic Weeds: The Ecology and Management of Nuisance Aquatic Vegetation**. Oxford: Oxford University Press pp. 39–73, 1990.

STIERS, I.; CROHAIN, N.; JOSENS, G.; TRIEST, L. Impact of three aquatic invasive species on native plants and macroinvertebrates in temperate ponds. **Biological Invasions**, v. 13, p. 2715–2726, 2011.

STIEVEN, A. C.; MARTINS, E. O.; ARAÚJO, I. C. F. DE; BARRETO, J. P.; SILVA, W. J. Caracterização da água e teste de eficiência de macrófitas aquáticas no tratamento de lago intermitente. **Caderno de Publicações Univag**, v. 8, p. 1 – 16, 2018.

STOLER, J.; BREWIS, A.; HARRIS, L. M.; WUTICH, A.; PEARSON, A. L.; ROSINGER, A. Y.; SCHUSTER, R. C.; YOUNG, S. L. Household water sharing: a missing. **International Health**, v. 11, Issue 3, p. 163-165, 2019.

STRASSBURG, B. B. N. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, p. 1 - 3, 2017.

SU, S.; ZHOU, Y.; QIN, J. G.; WANG, W.; YAO, W.; SONG, L. Physiological responses of *Egeria densa* to high ammonium concentration and nitrogen deficiency. **Chemosphere**, v. 86, 538–545. 2012.

TANNER, C. C.; CLAYTON, J. S.; WELLS, R. D. S. Effects of suspended solids on the establishment and growth of *Egeria densa*. **Aquatic Botany**, v. 45, p. 299–310, 1993.

TANNER, C. C.; LONG NGUYEN, M.; SUKIAS, J. P. S. Using constructed wetlands to treat subsurface drainage from intensively grazed dairy pastures in New Zealand. **Water Science and Technology**, 48(5), 207–213, 2003.

TECHSOLO - Agricultura de Precisão - **Laudo de Análise de Solo nº 697/2018**. Lençóis Paulista - SP – Brasil, 2018.

THOMAZ, S. M. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. **Planta Daninha**, v. 20, p. 21-34, 2002. (Edição Especial).

THOMAZ, S. M.; ESTEVES, F. A.; MURPHY, K. J.; SANTOS, A. M.; CALIMAN, A.; GUARIENTO, R. D. Aquatic macrophytes in the tropics: Ecology of populations and communities, impacts of invasions and use by man. In: **Tropical Biology and Conservation Management. Encyclopedia of Life Support System (EOLSS)**. Paris: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, 2008, 28 p.

THOMAZ S. M.; MICHELAN, T. S. Associations between a highly invasive species and native macrophytes differ across spatial scales. **Biological Invasions**, v. 43, p. 1881–1891, 2011.

THOMAZ, S. M.; MORMUL, R. P.; MICHELAN, T. S. (2014). Propagule pressure, invasibility of freshwater ecosystems by macrophytes and their ecological impacts: a review of tropical freshwater ecosystems. **Hydrobiologia**, 746(1), 39–59. doi:10.1007/s10750-014-2044-9

TIMCHENKO, E. V.; TIMCHENKO, P. E.; TREGUB, N. V.; ASADOVA, A. A.; ZHERDEVA, L.

A. Optical methods for monitoring aquatic plants under the influence of pollutants. *In: international conference on biophotonics*, número do evento, 2015, Florença-Itália. **Anais of 3<sup>rd</sup> Internation Conference of BioPhotonics**, Florença:Institute of Applied Physics Nello Carrara, 2015. p. 1 - 4.

TOLKKINEN, M. J.; MYKRÄ, H.; VIRTANEN, R.; TOLKKINEN, M.; KAUPPILA, T.; PAASIVIRTA, L.; MUOTKA, T. Land use impacts on stream community composition and concordance along a natural stress gradient. **Ecological Indicators**, v. 62, p. 14 - 21, 2016.

TRENBERTH, K. E.; JONES, P. D.; AMBENJE, P.; BOJARIU, R.; EASTERLING, D.; KLEIN TANK, A.; PARKER, D.; RAHIMZADEH, F.; RENWICK, J. A.; RUSTICUCCI, M.; SODEN, B.; ZHAI, P. **Observations: sur-face and atmospheric climate change**. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.

TRINDADE, C. R. T.; PEREIRA, S. A.; ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA, C. Caracterização e importância das macrófitas aquáticas com ênfase nos ambientes límnicos do campus carreiros-FURG, Rio Grande, RS. **Cadernos de Ecologia Aquática**, v. 5, n. 1, p. 1 - 22, 2010.

TRINDADE, C. R. T.; ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA., C. Temporal variation in the biomass and nutriente status of *Azolla filiculoides* Lam. (Salviniaceae) in a small shallow dystrophic lake. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.23, n.º.4, p.368-375.2011.

TRINDADE, S. P.; RODRIGUES, R. A. Uso do solo na microbacia do Ribeirão Samambaia e sua relação com a suscetibilidade a erosão preliminar. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 10, n. 1, p. 163 - 181, 2016.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia** São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. *Biota Neotropica*, v. 10, n. 4, p. 67–75, 2010.

TUVIKENE, L. **The effect of natural variability on the assessment of ecological status of shallow lakes**. 2018 Tese (Doutorado em Biologia Aplicada) - Estonian University of Life Sciences (Eesti Maaülikool), Tartu-Estonian, 228p, 2018.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA, **Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling** (Second Edition). Environmental Research Laboratory, Athens GA 30613, EPA/600/3-85/040, 1985, 472p.

URBAN, R. A.; TITUS, J. E.; ZHU, W. X. An invasive macrophyte alters sediment chemistry due to suppression of a native isoetid. **Oecologia**, v. 148, p. 455–463, 2006.

VALLE JUNIOR, R. F.; VARANDAS, S. G. P.; SANCHES FERNANDES, L. F., PACHECO, F. A. L. Environmental land use conflicts: A threat to soil conservation. **Land Use Policy**, v. 41, p. 172-185, 2014.

VAN'T HOFF, J.H. **Lectures on theoretical and physical chemistry**. Part. I. Chemical dynamics. In: ARNOLD, E. (ed.), *Academic Press*, London. pp.224-229, 1898.

VANDE HATERD, R. J. W., TER HEERDT, G. N. J. Potential for the development of submerged macrophytes in eutrophicated shallow peaty lakes after restoration measures. **Hydrobiologia**, v. 584, 277–290, 2007.

VELTHIUS, M.; KOSTEN, S.; ABEN, R.; KAZANJIAN, G.; HILT, S.; PEETERS, E. T. H. M.; VAN DONK, E.; BAKKER, E. S. Warming enhances sedimentation and decomposition of organic

carbon in shallow macrophyte-dominated systems with zero net effect on carbon burial. **Global Change Biology**, v. 24, n. 11, p. 5231 - 5242, 2018.

VERHOFSTAD, M. J. J. M.; ALIRANGUES-NUÑEZ, M. M.; REICHMAN, E. P.; VAN DONK, E.; LAMERS, L. P. M.; BAKKER, E. S. Mass development of monospecific submerged macrophyte vegetation after the restoration of shallow lakes: roles of light, sediment nutrient levels, and propagule density. **Aquatic Botany**, v. 141, p. 29 – 38, 2017.

VILAS BOAS, L. K. **Efeito das variações de temperatura relacionadas às mudanças climáticas globais sobre as respostas fotossintéticas de macrófitas aquáticas de ecossistemas lóticos tropicais**. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas), Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 76 p., 2016.

VISCHI, O. J. et al. Diagnóstico e reabilitação agroambiental de trecho de bacia hidrográfica por sensoriamento remoto e turbidez da água. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1099 - 1109, 2016.

VOGELS, M.; ZOECKLER, R.; STASIW, D. M.; CERNY, L. C. 1975. Verhult's "notice sur la loi que la populations suit dans son accroissement" form correspondence mathematique et physique. Ghent, v. X, 1828. **Journal of Biological Physics**. 3: 183-192.

XAVIER, D. R.; BARCELLOS, C.; FREITAS, C. M. de. Eventos climáticos extremos e consequências sobre a saúde: o desastre de 2008 em Santa Catarina segundo diferentes fontes de informação. **Ambiente & Sociedade**, São Paulo, v. 17, n. 4, p. 273-294, 2014.

XU, X., W. J.; RILEY, C. D.; KOVEN, G. S.; JIA, G. Observed and simulated sensitivities of spring greenup to preseason climate in northern temperate and boreal regions. **Journal of Geophysical Research. Biogeosciences**, 123, 60-78, 2018.

WELCH, P. S. **Limnology**. New York: McGraw-Hill Book Co., 1952, 538p.

WENGER, S. J. et al. Flow regime, temperature, and biotic interactions drive differential declines of trout species under climate change. **PNAS**, v. 108, n. 34, p. 14175-14180. 2011.

WERSAL, R.M.; MADSEN, J.D. Influences of water column nutrient loading on growth characteristics of the invasive aquatic macrophyte *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. **Hydrobiologia**, v. 665, p. 93 - 105, 2011.

WETZEL, R. G.; SOONDERGAARD, M. Role of submerged macrophytes for the microbial community and dynamics of dissolved organic carbon in aquatic ecosystems. In: JEPPESEN, E.; SOONDERGAARD, M.; SOONDERGAARD, M.; CHRISTOFFERSEN, K. (org.). *The Structing Role of submerged macrophytes in Lakes*. New York: Springer, p. 133 – 148, 1998.

WEYHENMEYER, G. A.; PRAIRIE, Y. T.; TRANVIK, L. J. Browning of Boreal freshwaters coupled to carbon-iron Interactions along the aquatic continuum. **PLoS ONE**, v. 9, n. 8, 1965–1976, 2014.

WEYHENMEYER, G. A.; MÜLLER, R. A.; NORMAN, M. N.; TRANVIK, L. J. Sensitivity of freshwaters to browning in response to future climate change. **Climatic Change**, v. 134, n. 1-2, p. 225 - 239, 2016.

WILKEN, S.; SOARES, M.; URRUTIA-CORDERO, P.; RATCOVICH, J.; EKVALL, M.; VAN DONK, E.; HANSSON, L. Primary producers or consumers? Increasing phytoplankton bacterivory along a gradient of lake warming and browning. **Limnology and Oceanography**, v. 63, n. S1, p. 142 – 155, 2017.

WINTON, M. D.; CLAYTON, J. S. The impact of invasive submerged weed species on seed banks in lake sediments. *Aquatic Botany*, v. 53, p. 31-45, 1996.

WOLF, R.; HEUSCHELE, J. Water browning influences the behavioral effects of ultraviolet radiation on zooplankton. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 6, p. 1 - 8, 2018.

WORLD REFERENCE BASE FOR SOIL RESOURCES - WRB: A framework for international classification, correlation and communication. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome: **IUSS/ISRIC/FAO**; 2014. (World soil resources reports, 106).

YARROW, M.; MARÍN, V. H.; FINLAYSON, M.; TIRONI, A.; DELGADO, L. E.; FISCHER, F. The ecology of *Egeria densa* Planchon (Liliopsida: Alismatales): A wetland ecosystem engineer? **Revista Chilena de Historia Natural** v. 82, p. 299–313, 2009.

ZAFFANI, A. G. **Poluição difusa da drenagem urbana com base ecohidrológica: diagnóstico atual e cenários de longo prazo em bacias urbanas de São Carlos, SP**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

ZANCOPE, M. C. **Estudo dos padrões de canal fluvial do rio Mogi Guaçu/SP**. Dissertação (mestrado). Instituto de Geociências e Ciências Exatas –UNESP. Rio Claro, 2004.101p.

ZILMER, T. A.; VARELA, R. F.; ROSSETE, A. N. Avaliação de algumas características físico-químicas da água do Ribeirão Salgadinho, Nova Xavantina-MT. **Holos Environment**, v. 7, n. 2, p. 123 - 138, 2007.

ZHAO, Z.; ZHAO, H.; LI, B.; NIE, B.; FENG, X.; GAO, H. Biomechanical tactics of chiral growth in emergent aquatic macrophytes, **Scientific Reports**, v. 5, p. 1 - 13, 2015.

ZHANG, M.; G. M. J; SU, G.; XU, J. Spatially structured environmental variation plays a prominent role on the biodiversity of freshwater macrophytes across China. **Frontiers in Plant Science**, v. 10, p. 1-10, 2019.

ZHU, B.; MAYER, C. M.; RUDSTAM, L. G.; MILLS, E. L.; RITCHIE, M. E. A. Comparison of irradiance and phosphorus effects on the growth of three submerged macrophytes. **Aquatic Botany**, v. 88, p. 358–362, 2008.

## ANEXO A – Resultado da análise química dos solos utilizados nos bioensaios

**TS TECNOLOGIA EM ANÁLISE DE SOLO E SERVIÇOS AGRÍCOLA EIRELI**

**TechSolo**  
Agricultura de Precisão

RUA ANTONIO LUDOVICO NETO - Nº 140 - JARDIM MARIA LUIZA IV  
LENÇÓIS PAULISTA - SP | CEP: 18.684-576.  
FONE: 014 3269 7311 | e-mail: contato@techsolo.com.br

## Laudo de Análise de Solo

<b>Solicitante:</b> ASSOCICANA	<b>Data:</b> 30/01/2018
<b>Proprietário:</b> RICARDO R. R. DA SILVA	<b>Telefone:</b> (14) 3622-6600
<b>Propriedade:</b> UFSCAR - DHB	<b>Convênio:</b> ASSOCICANA
<b>Município:</b> São Carlos - SP	<b>Laudo Nº:</b> 697/2018

## Resultado de Análise Química

Cod. Lab.	Descrição Amostra	pH				P (res.) P (meh.) S		K (res) Na Ca Mg Al H + Al					M.O.	Cond. Elétrica		
		H <sub>2</sub> O	SMP	CaCl <sub>2</sub>	KCl	mg . dm <sup>-3</sup> (ppm)		mmolc . dm <sup>-3</sup>					g/dm <sup>3</sup>	uS/cm		
2240	01/AM 01/ORGANOSOLO	ns	5,25	4,5	ns	22,3	ns	ns	3,00	ns	23,3	10,6	2	92,67	59,0	ns
2241	02/AM	ns	5,81	4,8	ns	29,1	ns	ns	2,76	ns	17,0	8,6	0	51,46	60,0	ns
2242	03/AM 03/REPRESA	ns	5,37	4,2	ns	22,4	ns	ns	0,60	ns	6,5	3,8	4	81,69	33,0	ns
2243	04/AM 04/MONTOLINHO-RIO	ns	5,29	4,4	ns	13,0	ns	ns	1,08	ns	17,7	8,5	2	88,85	54,0	ns
2244	05/AM 05/LATOSSOLOCROXO	ns	5,87	4,8	ns	35,7	ns	ns	2,25	ns	20,1	10,0	1	48,31	41,0	ns
2245	06/AM 06/MEOSSOLO/FLORESTA	ns	6,26	4,0	ns	9,5	ns	ns	0,89	ns	3,9	1,5	8	32,07	13,0	ns

## Resultados Complementares

Cod. Lab.	Descrição Amostra	SB	t	CTC	V	m	Ca/T	Mg/T	K/T	H+Al/T	Ca+Mg/T	Ca/Mg	Ca/K	Mg/K	Ca+Mg/K
		mmolc.dm <sup>-3</sup>			%		Relações Entre Bases (T) %								
2240	01/AM 01/ORGANOSOLO	36,90	38,90	129,57	28	5	18	8	2	72	26	2,2	7,8	3,5	11,3
2241	02/AM	28,36	28,36	79,82	36	0	21	11	4	64	32	2,0	6,2	3,1	9,3
2242	03/AM 03/REPRESA	10,90	14,90	92,59	12	27	7	4	1	88	11	1,7	10,8	6,3	17,2
2243	04/AM 04/MONTOLINHO-RIO	27,28	29,28	116,13	24	7	15	7	1	76	23	2,1	16,4	7,9	24,3
2244	05/AM 05/LATOSSOLOCROXO	32,35	33,35	80,66	40	3	25	12	3	60	37	2,0	8,9	4,4	13,4
2245	06/AM 06/MEOSSOLO/FLORESTA	6,29	14,19	36,36	16	56	10	4	2	84	14	2,6	4,4	1,7	6,1

## Resultados de Micronutrientes

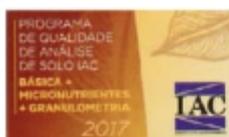
## Resultados de Análise Física

Cod. Lab.	Descrição Amostra	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Areia Grossa	Areia Fina	Areia Total	Argila	Silte	Classificação Textura
		mg . dm <sup>-3</sup> (ppm)						Textura (g/kg)				
2240	01/AM 01/ORGANOSOLO	0,24	7,2	201	35,9	5,6	ns	ns	ns	ns	ns	ns
2241	02/AM	0,21	5,8	129	21,4	2,8	ns	ns	ns	ns	ns	ns
2242	03/AM 03/REPRESA	0,21	9,1	195	9,0	14,1	ns	ns	ns	ns	ns	ns
2243	04/AM 04/MONTOLINHO-RIO	0,19	4,3	23	83,0	5,5	ns	ns	ns	ns	ns	ns
2244	05/AM 05/LATOSSOLOCROXO	0,23	2,4	24	29,4	0,9	ns	ns	ns	ns	ns	ns
2245	06/AM 06/MEOSSOLO/FLORESTA	0,18	1,0	181	1,5	0,4	ns	ns	ns	ns	ns	ns

ns = não solútil;  
P(res.) = Fósforo resíduo;  
P(meh.) = Fósforo remanescente;  
SB = Soma de bases;  
t = CTC a pH 7,0;m = Sat. Alumínio;

Análise Física (Areia Grossa, Areia Fina, Areia Total, Argila e Silte) = Método Densimétrico;  
Condutividade Elétrica = Extrato 1:5

OBS:  
Este laudo não tem fins jurídicos.  
Após 30 dias todas as amostras serão descartadas.



*Mariana Lopes da Silva*

Mariana Lopes da Silva

Responsável Técnico  
04487786-SP

## ANEXO B – Autorização de visita para coleta das amostras de solos na EE Jataí – Luis Antonio – SP



PROCESSO SMA N.º  
INTERESSADO  
ASSUNTO

EQUIPE  
VIGÊNCIA

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE  
INSTITUTO FLORESTAL  
Rua do Horto, 931 - CEP 02377-000 - S. Paulo, SP - Brasil - Fone: (0xx11) 2231-8555  
www.iflorestal.sp.gov.br  
: 260108 - 006.497/2016  
: Raphael Machado  
: Encaminha o Projeto de Pesquisa: "Efeito da temperatura e do *browning* no crescimento de *Egeria densa* Planch"  
: Raphael Machado, Irineu Bianchini Jr. e Marcela Bianchessi da Cunha Santino  
: Agosto de 2016 a Agosto de 2019

Carta COTEC nº 574/2016 D116/2016 PGH

São Paulo, 06 de Outubro de 2016.

Senhor  
Raphael Machado  
Rua Rafael de Abreu Sampaio Vidal, 2919  
São Carlos-SP  
CEP: 13.566-220  
Tel.: (14) 9-9658-4771  
E-mail: machado.jau@gmail.com

Apraz-nos informar que o projeto "Efeito da temperatura e do *browning* no crescimento de *Egeria densa* Planch", constante do processo em referência, de autoria de Raphael Machado, Irineu Bianchini Jr. e Marcela Bianchessi da Cunha Santino, foi aprovado para ser executado, no período de Agosto de 2016 a Agosto de 2019, na seguinte Unidade:

UNIDADE e RESPONSÁVEL	ENDEREÇO DA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO	OBSERVAÇÕES
Estação Ecológica de Jataí  Ao responsável pela Unidade  Gestor: Edson Montilha de Oliveira	a) <u>Sede Administrativa:</u> Endereço: Estrada da Fazenda Jataí, s/nº Luiz Antônio-SP CEP: 14.210-000 Caixa Postal 26 Telefones para informação: 16) 3683-1224 (16) 3637-1939 (11) 95652-2593 E-mail: ec.jatai@fflorestal.sp.gov.br edson.montilha@fflorestal.sp.gov.br  Dias e horário de funcionamento: de segunda-feira a sexta-feira das 8h às 17h.  b) <u>Visitação:</u> Endereço: Estrada da Fazenda Jataí, s/nº Luiz Antônio-SP CEP: 14.210-000 Caixa Postal 26  Dias e horário de funcionamento: Visitação somente para Educação Ambiental e realização de pesquisa científica mediante agendamento.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Com relação à realização do projeto na Estação Ecológica de Jataí, manifestamo-nos: <u>De acordo com a execução do projeto;</u></li> <li>• Com relação aos resultados do projeto, as informações geradas serão de: Média Prioridade;</li> <li>• Com relação ao planejamento da Unidade, a Estação Ecológica de Jataí, possui: Plano de Manejo;</li> <li>• Com relação às atividades previstas pelo projeto, existem restrições quanto: Ao Plano de Manejo;</li> <li>• <u>As seguintes colocações devem ser observadas pelos autores, por ocasião da visita a esta Unidade:</u></li> <li>• Marcar reunião com o gestor antes de iniciar as coletas;</li> <li>• Avisar antecipadamente quando das coletas de dados;</li> <li>• Portar equipamentos de segurança individual em todas as atividades no campo;</li> <li>• Na Unidade respeitar os limites de velocidade;</li> <li>• Material produzido da pesquisa (artigos, teses, etc.) deverá ter cópia também entregue na Unidade;</li> <li>• Fotos digitais relevantes do projeto devem ter cópias para compor o acervo da Unidade, que se utilizadas terão o registro do crédito;</li> <li>• Reserva de hospedagem deve ser feita com 15 dias de antecedência, pelo e-mail: <a href="mailto:ec.jatai@fflorestal.sp.gov.br">ec.jatai@fflorestal.sp.gov.br</a> ou <a href="mailto:marcusnegreiros@bol.com.br">marcusnegreiros@bol.com.br</a>;</li> <li>• Material para divulgação fotográfica junto aos órgãos de imprensa deve ter autorização da Diretoria Executiva da Fundação Florestal;</li> <li>• Pesquisadores que não fazem parte do projeto deverão ter sua entrada na Unidade informada e justificada;</li> <li>• Relatórios parciais e final encaminhados à COTEC devem também ser remetidos à administração da Estação Ecológica de Jataí, para serem juntados ao acervo da Unidade.</li> </ul>



SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE  
 INSTITUTO FLORESTAL  
 Rua do Horto, 931 - CEP 02377-000 - S. Paulo, SP - Brasil - Fone: (0xx11) 2231-8555  
 www.iflorestal.sp.gov.br

PROCESSO SMA N.º : 260108 - 006.497/2016  
 INTERESSADO : Raphael Machado  
 ASSUNTO : Encaminha o Projeto de Pesquisa: "Efeito da temperatura e do *browning* no crescimento de *Egeria densa* Planch"  
 EQUIPE : Raphael Machado, Irineu Bianchini Jr. e Marcela Bianchessi da Cunha Santino  
 VIGÊNCIA : Agosto de 2016 a Agosto de 2019

*"O projeto pretende avaliar, em laboratório, o crescimento e desenvolvimento de uma espécie de macrófita aquática, em relação a diferentes condições de temperatura e de características da água.*

*Não há menção ao envolvimento de áreas protegidas administradas pelo Instituto Florestal ou pela Fundação Florestal na pesquisa, seja na coleta de material botânico, no desenvolvimento do estudo ou no vínculo dos autores com as instituições."*

Por ocasião das visitas nesta Unidade, solicitamos:

1. Agendar os trabalhos de campo junto à administração da Unidade, com antecedência mínima de 15 dias, fornecendo o nome de todos os membros da equipe visitante;
2. Visitas de pesquisadores, representantes de outras instituições, convidados, pesquisadores estrangeiros, alunos, amigos, fotógrafos, imprensa, etc., não relacionados no projeto original como membro da equipe executora devem ser previamente notificadas e autorizadas pela administração da Unidade;
3. Permitir acompanhamento por pessoal da Unidade, quando o responsável pela Unidade assim estabelecer;
4. Atividades não previstas no projeto original estão vetadas, devendo ser previamente notificadas e submetidas à análise e aprovação do Instituto Florestal;
5. Atividades não previstas no projeto original, como a captura e manipulação da fauna, estão vetadas, devendo ser previamente notificadas e submetidas à análise e aprovação do Instituto Florestal;
6. As atividades devem restringir-se à observação de mamíferos/aves..., não sendo permitida a captura e manipulação da fauna;
7. Questionários, formulários, entrevistas orais e outras formas de abordagem de pessoal local e do público visitante devem ter o roteiro previamente submetido à ciência do responsável pela administração da Unidade;
8. Atividades de coleta de amostras da biodiversidade estão condicionadas à apresentação de cópia da licença SISBIO/IBAMA. Quando renovada, apresentar cópia para ser anexada ao processo;
9. As intervenções a serem executadas na Unidade, como colocação de placas, pregos, faixas, distribuição de folhetos, etc. devem ser previamente e formalmente autorizadas pelo responsável pela administração da Unidade;
10. Não deixar no campo vestígios da passagem no local como resíduos, buracos, embalagens, armadilhas, tambores, etc. Trincheiras e escavações devem ser seguidas de processos de recuperação, minimizando o dano local;
11. Havendo necessidade de acompanhamento por mateiros, guarda-parques, consultar a Unidade sobre possível disponibilidade, com antecedência mínima de 15 dias e;
12. Havendo necessidade de deslocamento de equipamentos, realizar por conta própria ou consultar a Unidade sobre possível disponibilidade de auxiliares, com antecedência mínima de 15 dias.

Responsáveis por projetos com previsão de coletas devem providenciar a autorização SISBIO/IBAMA na página [http://www.ibama.gov.br/sisbio/index.php?id\\_menu=205](http://www.ibama.gov.br/sisbio/index.php?id_menu=205). Obtida a autorização, encaminhar cópia à Comissão Técnico-Científica - COTEC para ser anexado no processo respectivo. A partir de janeiro de 2008, toda e qualquer forma de coleta nas UCs deverá ser formalmente licenciada pelo SISBIO/IBAMA.

Conforme estabelece a Portaria do Diretor Geral de 23/01/90, e cientificado à V. Senhoria **nos Termos de Compromisso e de Responsabilidade assinados em 08/08/2016**, há necessidade de encaminhar à COTEC, um relatório **anual, no mês de Dezembro de cada ano**. Nos relatórios assinalar a área de estudos em GPS/coordenadas geográficas.

Relatórios parciais e final encaminhados à COTEC devem também ser remetidos à administração das Unidades de Conservação, para serem juntados ao acervo da Unidade.



PROCESSO SMA N.º  
INTERESSADO  
ASSUNTO

EQUIPE  
VIGÊNCIA

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE

INSTITUTO FLORESTAL

Rua do Horto, 931 - CEP 02377-000 - S. Paulo, SP - Brasil - Fone: (0xx11) 2231-8555  
www.iflorestal.sp.gov.br

: 260108 - 006.497/2016  
: Raphael Machado  
: Encaminha o Projeto de Pesquisa: "Efeito da temperatura e do *browning* no crescimento de *Egeria densa* Planch"  
: Raphael Machado, Irineu Bianchini Jr. e Marcela Bianchessi da Cunha Santino  
: Agosto de 2016 a Agosto de 2019

Cópia da dissertação, tese, artigos, resumos em eventos científicos e outras formas de publicações podem ser apresentados como relatório parcial e final. Não havendo possibilidade de cópias, solicita-se o encaminhamento da(s) referência(s) bibliográfica(s), que possibilite(m) o acesso a todas as informações geradas no projeto.

A utilização para outros fins que não seja a pesquisa científica, de fotografias, imagens, vídeos e outras mídias registradas nas Unidades a título deste projeto devem ser objetos de termo específico, conforme a Portaria CINP, de 09/02/1999, publicada no DOE de 10/02/1999.

Esta aprovação não implica em suporte financeiro de qualquer natureza por parte do Instituto Florestal. A participação e ou auxílio financeiro por parte do Instituto Florestal, quando houver, deverá ser detalhado e formalizado através de contratos, convênios e outros instrumentos legais pertinentes, cuja cópia deve ser juntada ao presente processo.

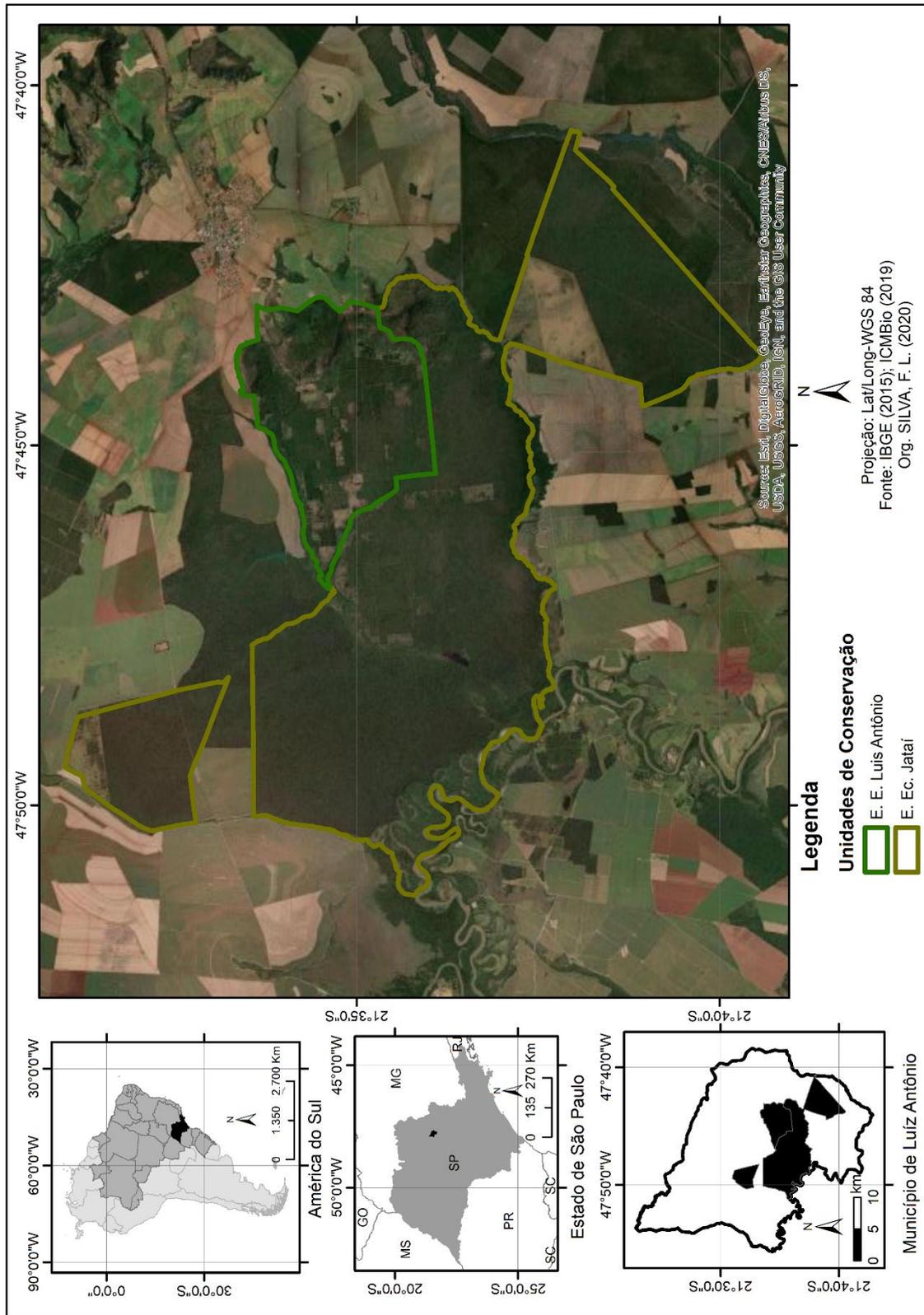
Para qualquer informação ou eventualidade, colocamo-nos à sua inteira disposição.

Por prestigiar a nossa instituição, agradecemos.

Atenciosamente,

Israel Luiz de Lima  
COTEC - Comissão Técnico-Científica  
Instituto Florestal  
Rua do Horto, nº 931  
02377-000 - São Paulo - SP  
Fone: (011) 2231- 8555 - Ramal 2071 Fax: Ramal 2220  
cotec2@gmail.com  
cotec@if.sp.gov.br

**ANEXO C – Imagem de satélite da Estação Ecológica de Jataí – Luis Antonio – SP**

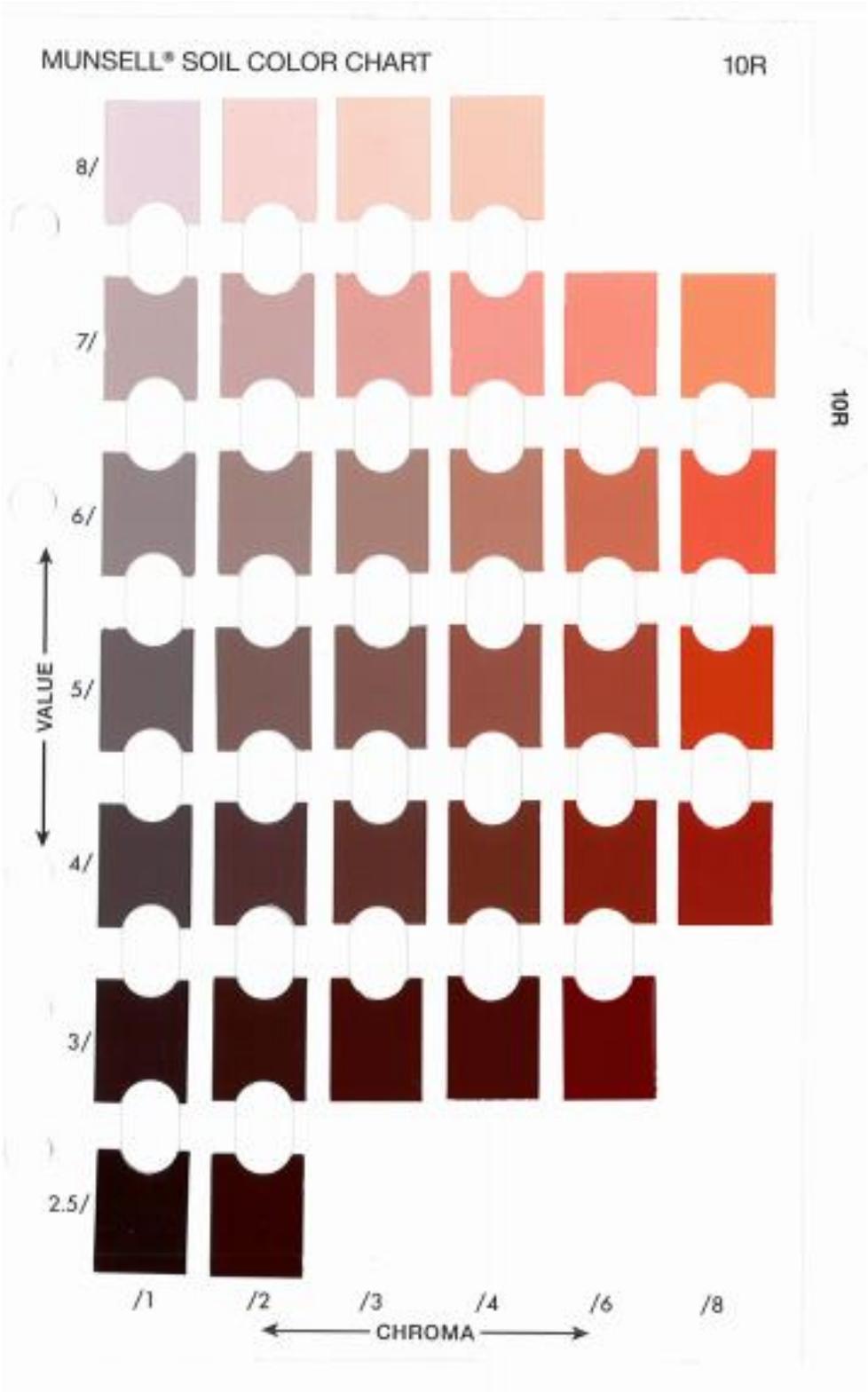


## ANEXO D: Correspondência da nomenclatura dos solos nos diferentes sistemas

### Correspondência entre classes do SiBCS, WRB/FAO e Soil Taxonomy

SiBCS	WRB/FAO	Soil Taxonomy
Argissolos	Acrisols	Ultisols
	Lixisols	Oxisols (Kandic)
	Alisols	
Cambissolos	Cambisols	Inceptisols
Chernossolos	Chernozems	---
	Kastanozems	Molisols (apenas os Ta)
	Phaeozems	---
Espodossolos	Podzols	Spodosols
Gleissolos	Gleysols	Entisols (Aquepts), Alfisols (Aqualfs) e Inceptisols (Aquepts)
Gleissolos Sálícos	Solonchaks	Aridisols e Entisols
Latossolos	Ferralsols	Oxisols
Luvisolos	Luvisols	Alfisols, Aridisols (Argids)
Neossolos	---	Entisols
Neossolos Flúvicos	Fluvisols	Entisols (Fluvents)
Neossolos Litólicos	Leptsols	Entisols (Lithic... Orthents; Lithic... Psamments)
Neossolos quartzarênicos	Arenosols	Entisols (Quartzipsamments)
Neossolos Regolíticos	Regosols	Entisols (Psamments e Orthents)
Nitossolos	Nitisols	Ultisols, Oxisols (Kandic), Alfisols
	Lixisols	
	Alisols	
Organossolos	Histosols	Histosols
Planossolos	Planosols	Alfisols
Planossolos Nátricos	Solonetz	Alfisols (Natrustalfs e Natrudalfs)
Planossolos Háplicos	Planosols	Ultisols (Albaquults e Plintaquults) e Alfisols (Albaqualfs e Plintaqualfs)

ANEXO E: Tabela de cores de solos de Munsell



## ANEXO F: Fluxograma com resumo das atividades efetuadas nesse trabalho

