



FELIPE FOGAROLI CORRÊA

**FISIOLOGIA E ANATOMIA EM MATRIZES E CLONES DE
TYPHA DOMINGENSIS PERS. (TYPHACEAE) SUBMETIDOS
AO CÁDMIO**

Lavras - MG

2021

FELIPE FOGAROLI CORRÊA

**FISIOLOGIA E ANATOMIA EM MATRIZES E CLONES DE *TYPHA*
DOMINGENSIS PERS. (TYPHACEAE) SUBMETIDOS AO CÁDMIO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Botânica Aplicada, área de concentração de Estrutura e Funcionamento de Plantas, para obtenção do título de Doutor.

Prof. Dr. Fabricio José Pereira

Orientador

Prof. Dr. Evaristo Mauro de Castro

Coorientador

Lavras - MG

2021

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

Corrêa, Felipe Fogaroli.

Fisiologia e anatomia em matrizes e clones de *Typha domingensis* Pers. (Typhaceae) submetidos ao cádmio / Felipe Fogaroli Corrêa. - 2021.

58 p. : il.

Orientador(a): Fabricio José Pereira.

Coorientador(a): Evaristo Mauro de Castro.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2021.

Bibliografia.

1. Macrófitas. 2. Metais pesados. 3. Ecofisiologia. I. Pereira, Fabricio José. II. Castro, Evaristo Mauro de. III. Título.

FELIPE FOGAROLI CORRÊA

FISIOLOGIA E ANATOMIA EM MATRIZES E CLONES DE *TYPHA DOMINGENSIS* PERS. (TYPHACEAE) SUBMETIDOS AO CÁDMIO

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Botânica Aplicada, área de concentração de Estrutura e Funcionamento de Plantas, para obtenção do título de Doutor.

APROVADO em 30 de março de 2021.

Dr. Fabrício José Pereira	UNIFAL-MG
Dra. Cynthia de Oliveira	UFLA
Dr. Luiz Carlos de Almeida Rodrigues	UNIFAL-MG
Dra. Marinês Ferreira Pires Lira	UFLA
Dr. Vinícius Politi Duarte	UNIFEI

Prof. Dr. Fabricio José Pereira
Orientador

Prof. Dr. Evaristo Mauro de Castro
Coorientador

Lavras - MG

2021

Aos meu pais, José Roberto e Maria Cristina.

Aos meus irmãos, Gustavo e Julia.

Aos meus avós, Antônio e Leonor.

Ao meu filho, Pedro.

Aos verdadeiros e fieis amigos.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, a Deus, por nos agraciar com a vida, por guiar nossas decisões e por provar a nossa capacidade independente das circunstâncias.

Aos meus pais, José Roberto e Maria Cristina, por estarem sempre presentes, pelo incentivo e pela ajuda concedida durante toda minha caminhada, e aos meus irmãos, Gustavo e Julia, por todo apoio e companheirismo.

Ao meu filho Pedro que, mesmo em sua pouca idade, demonstra um amor incondicional e motivador.

Aos Professores Fabrício Jose Pereira e Evaristo Mauro de Castro, pela orientação e ensinamentos imprescindíveis para realização desse trabalho, e pela amizade e profissionalismo que contribuíram para o meu desenvolvimento pessoal e profissional.

A Universidade Federal de Lavras e ao Programa de Pós-Graduação em Botânica aplicada pela oportunidade de realização do doutorado e por todo apoio concedido durante essa etapa.

Aos docentes do setor de Biologia Celular da Universidade Federal de Lavras que permitiram a realização da pós-graduação mesmo enquanto servidor público da instituição.

Aos colegas do setor de Botânica Estrutural que, de alguma forma, contribuíram para a realização desse trabalho.

RESUMO

Pouco se conhece sobre o efeito diferenciado que metais pesados podem promover em plantas matrizes e seus clones, produzidos por crescimento vegetativo, e os reflexos deste efeito para sistemas de fitorremediação ou para populações naturais destas plantas. Portanto, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito do cádmio sobre a ecofisiologia e anatomia de *Typha domingensis* em plantas matrizes e clones. Foram avaliados o crescimento, as trocas gasosas e a anatomia de plantas matrizes e seus clones produzidos durante a exposição ao cádmio. Plantas foram coletadas em açudes da Universidade Federal de Lavras, desinfestadas e cultivadas em solução nutritiva e casa de vegetação visando sua aclimatização. Após esse período, plantas em boas condições fitossanitárias foram selecionadas e cultivadas individualmente em solução nutritiva contendo três concentrações de nitrato de Cd (0, 10 e 50 μM) durante 60 dias. O experimento foi conduzido em esquema fatorial 2x3 com dez repetições (n= 60). Os dados foram submetidos ao teste de normalidade, à análise de variância e ao teste de Scott-Knott para $P < 0,05$. Em relação ao crescimento foliar, foi observado apenas uma redução do comprimento final associado a maior concentração de cádmio. Porém, diferenças significativas foram notadas entre plantas matrizes e clones, observando-se maiores taxas de alongamento nas plantas clones em relação as matrizes, contudo, essas plantas matrizes apresentaram maior comprimento e área foliar em relação aos clones. Sobre os índices de crescimento, foram observadas reduções na taxa de crescimento relativo e assimilatória líquida na maior concentração de Cd. Nesse sentido, as principais diferenças foram notadas quando comparadas as plantas matrizes e clones. Não foram observadas modificações nas trocas gasosas em relação ao Cd, somente entre as plantas matrizes e clones. Houve maior taxa fotossintética nas plantas matrizes em relação aos clones, contudo, estes demonstraram maior transpiração. Não houve efeito do Cd ou da planta para a avaliação indireta de clorofila. O índice estomático apresentou diferenças apenas para as concentrações de Cd, com maiores valores no tratamento com 10 μM de Cd para face adaxial e nas concentrações de 0 e 10 μM para a face abaxial. A densidade estomática apresentou interação entre a concentração de cádmio e a planta. Para as características anatômicas foliares em secção transversal, as modificações mais notáveis foram verificadas na face abaxial, compreendendo os tecidos vasculares, de sustentação e fotossintéticos. Além disso, de uma maneira geral também foram notados maiores valores nas características foliares avaliadas associadas as plantas matrizes comparadas aos clones. Em relação as características anatômicas radiculares foram observados incrementos para a espessura da endoderme, diâmetro dos vasos de metaxilema e proporção de cilindro vascular ao longo das concentrações de Cd. Outras características, como área do floema e espessura do córtex, apresentaram redução na presença do metal. Apesar de que os resultados tenham mostrado respostas com intensidades diferentes para as plantas matrizes e clones, associadas a maturidade dessas plantas, o trabalho revela tolerância da espécie em ambos os tipos de plantas para este poluente, o que pode refletir em sua capacidade de colonização e uso para fitorremediação.

Palavras-chave: Macrófitas. Metais pesados. Fitorremediação. Taboa.

ABSTRACT

Little is known about differentiated effect that heavy metal can promote in matrix and clone plants, produced by vegetative growth, and the reflexes of this effect to phytoremediation systems or natural populations of these plants. Therefore, the aim of work was to evaluate cadmium effects in ecophysiology and anatomy of *Typha domingensis* in matrix and clone plants. Growth, gas exchange and anatomy characteristics of matrix plants and its clones produced during exposition to cadmium were evaluated. Plants were collected from Univesity Federal of Lavras water reservoirs, disinfected and cultivated under nutritive solution in a greenhouse to acclimatization. After this step, healthy plants were selected and cultivated in nutritive solution containing three cadmium nitrate concentrations (0, 10 and 50 μM) for 60 days. The experiment were conducted in 2x3 factorial scheme with ten replications (n=60). Obtained data were submitted to ANOVA test and Scott-Knott test ($P<0,05$). In relation to leaf growth, only a reduction in the final length was observed associated with a higher cadmium concentration. However, significant differences were noted between matrix plants and clones, with higher rates of elongation in the clone plants in relation to the matrices. However, these matrix plants showed greater leaf length and area in relation to the clones. Regarding the growth indexes, reductions were observed in the relative growth rate and net assimilation rate in the highest concentration of Cd. In this sense, the greatest differences were noted when comparing the matrix plants and clones. No changes were observed in gas exchange in relation to Cd, only between the matrix plants and clones. There was a higher photosynthetic rate in the matrix plants compared to the clones, however, they showed greater transpiration. There was no effect of Cd or plant for the indirect evaluation chlorophyll. The stomatal index showed differences only for Cd concentrations, with higher values in the treatment with 10 μM of Cd for the adaxial face and in the concentrations of 0 and 10 μM for the abaxial face. Stomatal density showed an interaction between cadmium concentration and plants. For leaf anatomical characteristics in cross section, the most notable changes were seen on the abaxial surface, comprising vascular, supporting and photosynthetic tissues. In addition, in general, higher values were also observed in the evaluated leaf characteristics associated with the matrix plants compared to the clones. Regarding the anatomical root characteristics, increments were observed for the endoderm thickness, metaxylem vessels diameter and vascular cylinder proportion along the Cd concentrations. Other characteristics, such as phloem area and cortex thickness, showed a reduction in the presence of the metal. Although the results have shown responses with different intensities for the matrix and clones plants, associated with the maturity of these plants, the work reveals tolerance of the species in both types of plants for this pollutant, which may reflect on its colonization capacity and use for phytoremediation.

Keywords: Macrophytes. Heavy metal. Phytoremediation. Cattail.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	9
2	REFERENCIAL TEÓRICO.....	11
2.1	Macrófitas aquáticas	11
2.2	Características morfofisiológicas das macrófitas	12
2.3	O manejo de macrófitas	13
2.4	A espécie	14
2.5	Poluição ambiental por metais pesados	15
2.6	Cádmio.....	16
2.7	Fitorremediação	16
2.8	Efeitos do cádmio nas plantas	17
3	MATERIAL E MÉTODOS	19
4	RESULTADOS.....	22
5	DISCUSSÃO.....	43
6	CONCLUSÃO	47
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	48

1 INTRODUÇÃO

Metais pesados ocorrem naturalmente nos ambientes terrestres e aquáticos, tornando-se disponíveis através da erosão de rochas, erupções vulcânicas, entre outros (GRATÃO *et al.*, 2005; SRIVASTAVA *et al.*, 2011). No entanto, atividades antrópicas têm aumentado muito essa disponibilidade, principalmente através da mineração, atividades industriais e aplicação de insumos agrícolas em larga escala. Um dos metais pesados mais tóxicos para plantas e animais é o cádmio (GRATÃO *et al.*, 2005). Esse metal, por exemplo, pode causar danos ao crescimento e desenvolvimento de plantas, bem como prejuízos para fotossíntese (PIETRINI *et al.*, 2003; BENAVIDES *et al.*, 2005).

A remoção desses metais pesados, através de técnicas tradicionais, é um grande desafio, principalmente em ambientes aquáticos, já que pode ter um custo muito elevado e causar novos danos ao local (GRATÃO *et al.* 2005, RAHMAN; HASEGAWA, 2011). No entanto, metodologias alternativas têm-se mostrado eficientes, mesmo com baixo custo de operação (YAN *et al.*, 2020). É o caso da fitorremediação de ambientes aquáticos através do uso de espécies de macrófitas tolerantes a metais pesados (PEREIRA *et al.*, 2011; RAHMAN; HASEGAWA, 2011; PEREIRA *et al.*, 2017;).

As macrófitas são plantas que habitam ambientes aquáticos, podendo ocorrer parcialmente ou completamente submersas (COOK, 1996). Nesses ambientes desempenham um importante papel ecológico, participando da ciclagem e armazenamento de nutrientes, eutrofização, produção de detritos orgânicos (ESTEVES; CAMARGO, 1986; POTT; POTT, 2000) e ainda servindo como alimento e abrigo para fauna (CERVI *et al.*, 2009). Tais funções somente são possíveis devido a uma elevada capacidade de colonização apresentada por essas plantas aquáticas através de reprodução vegetativa, permitindo que ocupem rapidamente grandes áreas do corpo d'água (THOMAZ *et al.*, 2002). Essa característica das macrófitas também pode ser considerada para o controle da poluição por metais pesados em ambientes aquáticos. Na literatura é possível encontrar trabalhos, relacionados à tolerância aos metais, utilizando diferentes espécies de macrófitas que possuem modos semelhantes de reprodução, como: *Eichhornia crassipes* (PEREIRA *et al.*, 2011), *Pistia stratiotes* (SILVA *et al.*, 2013), *Typha latifolia* (LYUBENOVA *et al.*, 2013), *Echinodorus grandiflorus* (RIBEIRO *et al.*, 2015) e *Typha domingensis* (OLIVEIRA *et al.*, 2018).

Muitos desses trabalhos relatam a capacidade de acumulação de metais pesados (BONANNO; CIRELLI, 2017; HADAD *et al.*, 2018) e modificações anatômicas e fisiológicas nas macrófitas. Pereira *et al.* (2017), por exemplo, relatam que plantas de aguapé (*Eichhornia crassipes*) apresentam aumento na fotossíntese quando submetidas a tratamento com cádmio. Oliveira *et al.* (2018), por sua vez, relatam que plantas de taboa (*Typha domingensis*) não apresentaram modificações significativas nas características fotossintéticas, de crescimento e anatômicas quando expostas ao Cd. Em ambos os casos, os autores classificam as plantas como tolerantes, o que pode justificar o seu emprego em atividades de fitorremediação, como já mencionado anteriormente. No entanto, o efeito dessa poluição sobre a fisiologia e anatomia dos clones gerados pela propagação vegetativa, em relação às plantas matrizes e durante a sua exposição aos metais pesados, ainda carece de informações na literatura. O entendimento de como os metais pesados afetam a reprodução dessas plantas poderia corroborar ainda mais na sua eficiência para o uso em procedimentos de fitorremediação. Segundo Gratão *et al.* (2005), estudos relacionados a características morfofisiológicas de plantas tolerantes podem ser de grande importância para desenvolvimento desses procedimentos.

Dessa forma, o trabalho foi embasado nas seguintes hipóteses: a) os clones são protegidos do efeito de metais e apresentam maior crescimento; b) ambos os tipos de plantas, matrizes e clones, apresentam tolerância ao Cd; c) a tolerância das plantas matrizes e/ou clones está relacionada com suas trocas gasosas e modificações na anatomia.

Portanto, O objetivo do presente trabalho foi avaliar o efeito do cádmio sobre a ecofisiologia e anatomia de plantas matrizes de *Typha domingensis* e seus clones produzidos durante a sua exposição a esse metal pesado.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Macrófitas aquáticas

As macrófitas são plantas que ocorrem em ambientes aquáticos ou alagados. Nesses ambientes, apresentam suas partes fotossinteticamente ativas emersas, submersas ou até mesmo flutuantes, sendo que a posição desses órgãos em relação ao nível da água ainda pode variar durante o ciclo de vida da planta (COOK, 1996).

Essas plantas desempenham várias funções ecológicas, o que as tornam de grande importância para esses ambientes. Dentre essas funções, destacam-se: seu papel de produtoras primárias, a participação na ciclagem e armazenamento de nutrientes, o controle da poluição e a eutrofização (ESTEVES; CAMARGO, 1986; POTT; POTT, 2000). Além disso, ainda podem servir como abrigo e alimento para a fauna (CERVI *et al.*, 2009). Tal importância está associada a capacidade de colonização dessas espécies que se reproduzem, principalmente, por propagação vegetativa, através de rizomas, estolões, tubérculos e outros órgãos (JOHANSSON; NILSSON, 1993; ECKERT *et al.*, 2016). Todas essas características das macrófitas justificam a importância de estudos sobre levantamentos florísticos dessas espécies, bem como estudos dos seus ambientes, já que essas informações podem estar associadas à sua conservação e manejo. Além disso, esses estudos podem auxiliar na conscientização da população sobre a importância dessas plantas para o ambiente aquático (MATIAS; AMADO, 2003; CERVI *et al.*, 2009).

Como mencionado anteriormente, a importância desses estudos é tamanha que, ultimamente, tem sido notado um aumento nos trabalhos relacionados ao tema. Esse aumento vem acontecendo nos últimos 40 anos, principalmente nos trópicos. O Brasil tem o destaque de ser o terceiro país do mundo em publicações com esse tipo de enfoque, estando atrás apenas dos Estados Unidos e Alemanha. No entanto, os trabalhos são relacionados, principalmente, à ambientes de lagos, rios ou terras inundáveis, sendo o ambiente de reservatórios pouco explorado (PADIAL; BINI; THOMAZ, 2008).

2.2 Características morfofisiológicas das macrófitas

Segundo Sculthorpe (1967), as macrófitas são plantas que retornaram do ambiente terrestre para o ambiente aquático, desenvolvendo uma série de modificações morfológicas, anatômicas e fisiológicas o seu estabelecimento nessas condições. As mais notáveis dessas modificações são aquelas de plantas completamente submersas, já que estas necessitam retirar todos os seus recursos diretamente da água. As plantas flutuantes e enraizadas, por sua vez, conseguem obter esses recursos a partir da atmosfera e do solo/substrato (PIERINI; THOMAZ, 2004).

As mais notáveis das adaptações dessas plantas ao ambiente aquático está associada à captação de CO₂ em folhas completamente submersas. Nesse ambiente, a difusão do gás carbônico é reduzida e ainda existe uma camada de líquido entre as células da epiderme e a água adjacente, que recebe o nome de zona de interface, onde qual o fluxo de água é reduzido, tornando a disponibilidade de CO₂ ainda menor. Dessa forma, plantas de metabolismo C₄ e CAM que conseguem aproveitar outras formas químicas de carbono com maior capacidade de difusão no meio aquoso, como o bicarbonato (HCO₃⁻), possuem vantagem adaptativa em relação a plantas de metabolismo C₃ (PIERINI; THOMAZ, 2004).

Sobre as modificações em sua morfologia externa e interna, as principais também estão relacionadas à manutenção de seu metabolismo, captação e armazenamento de gases. Algumas macrófitas, por exemplo, podem desenvolver folhas com grande capacidade de flutuação, o que permite que usufruam dos gases diretamente da atmosfera e maior absorção de radiação solar (PIERINI; THOMAZ, 2004). Além disso, as macrófitas podem apresentar um aumento na porosidade das raízes, o que também contribui para uma melhor difusão dos gases nesses órgãos (INSAUSTI *et al.*, 2001).

As modificações nas características anatômicas ocorrem em diferentes tecidos e órgãos das plantas. Segundo Pereira *et al.* (2008) e Castro, Pereira e Paiva (2009), tanto plantas de ambientes aquáticos quanto as que são submetidas ao alagamento, podem desenvolver um tecido chamado aerênquima, especializado no armazenamento de gases e, conseqüentemente, na manutenção da respiração celular, metabolismo aeróbio e fotossíntese. Espécies do gênero *Typha*, por exemplo, desenvolvem esse tipo de tecido nas raízes, rizomas e folhas. Além disso, apresentam grandes quantidades de fibras esclerenquimáticas que possibilitam a manutenção de suas folhas acima do nível da água (MANUS; SEAGO

JUNIOR; MARSH, 2002). As modificações anatômicas ainda podem estar associadas a tecidos vasculares, fotossintéticos e características estomáticas (VASELATTI *et al.*, 2001; CASTRO; PEREIRA; PAIVA, 2009).

As macrófitas ainda podem apresentar modificações em características fisiológicas, como na atividade enzimática. Trabalhos revelam que plantas submetidas ao alagamento podem apresentar maior atividade de enzimas do sistema antioxidante (PEREIRA *et al.*, 2010). Segundo Drew (1997), condições de alagamento, levam as plantas a produzirem maiores quantidades de espécies reativas de oxigênio, o que está diretamente relacionado à morte celular programada. Dessa forma, o aumento na atividade dessas enzimas seria uma forma de manutenção do metabolismo celular e da integridade das membranas.

Apesar da grande influência do ambiente no desenvolvimento e modificação de todas essas características, tais adaptações também podem ser promovidas por características genéticas das plantas, o que leva a diferentes respostas adaptativas e melhor desempenho de determinados indivíduos ao seu ambiente (PEREIRA *et al.*, 2008; SOUZA *et al.*, 2009).

2.3 O manejo de macrófitas

Muitas espécies de macrófitas, inclusive a taboa (*T. domingensis*), possuem intenso crescimento populacional, permitindo sua rápida expansão e a colonização de extensas áreas do corpo d'água. Apesar de essa colonização acontecer de forma natural, atividades antrópicas aceleram ainda mais esse processo, principalmente devido ao assoreamento de ambientes aquáticos, desmatamento e atividades agrícolas, o que promove a ocorrência de grandes populações das macrófitas (FORD, 1990; THOMAZ, 2002).

Esse fenômeno causar prejuízos significativos para a biodiversidade e atividades realizadas no ambiente aquático. Dentre eles destacam-se a geração de energia hidrelétrica, captação de água para irrigação, prática de esportes náuticos e o transporte aquaviário, que podem ser prejudicadas por essas condições (THOMAZ, 2002). Apesar disso, as macrófitas são plantas de elevada importância para o ambiente aquático, o que justifica e torna necessária a obtenção de dados e, conseqüentemente, a realização de manejos de uma forma mais adequada, possuindo grande valor informações que possibilitem sua preservação simultaneamente ao controle de suas populações (THOMAZ, 2002).

O conhecimento sobre a biologia das macrófitas, fatores limitantes para seu crescimento populacional, bem como levantamentos e monitoramentos são questões centrais no manejo dessas espécies e dos seus ecossistemas, podendo fornecer subsídios necessários para que eles sejam feitos da melhor forma possível (THOMAZ; BINI, 1999; THOMAZ, 2002). No entanto, a maioria dos trabalhos relacionados a essas espécies possui caráter descritivo, de levantamentos florísticos e sistemática, sendo escassos os trabalhos experimentais e aplicados (PADIAL; BINI; THOMAZ, 2008).

Segundo Donabaum, Schagerl e Dokulil (1999), os fatores limitantes têm sido estudados para predição do potencial de colonização do ambiente aquático por macrófitas. No entanto, como esses fatores influenciam o desenvolvimento dos diversos órgãos das plantas, bem como sua fisiologia das macrófitas, ainda são pouco explorados e possuem alto potencial para o auxílio no monitoramento dessas espécies.

2.4 A espécie

A espécie *Typha domingensis* Pers., popularmente conhecida como taboa, pertence à família Typhaceae e é considerada uma planta emergente encontrada comumente em áreas de menor profundidade dos corpos d'água (ZENDEL *et al.*, 1995; MEXICANO *et al.*, 2013). Pode ser encontrada em diversas localidades do mundo, sendo que estudos relatam sua ocorrência em países como a Argentina, Brasil, México, Estados Unidos, Egito, Iraque e Austrália (DAVIS, 1991; HADAD; MAINE, 2007; HENRIQUES-DE-OLIVEIRA; BAPTISTA; NESSIMIAN, 2007; HAMDAN *et al.*, 2010; EID; SHALTOUT; ASAEDA, 2012; ADAMS *et al.*, 2013; MEXICANO *et al.*, 2013). Suas folhas são anfiestomáticas com grande quantidade de fibras esclerenquimáticas localizadas entre grupos de células de parênquima paliádico e associadas aos feixes vasculares (HENRY, 2003). A espécie é utilizada na medicina popular da Turquia no combate a queimaduras e feridas (YESILADA, 2002). Alguns trabalhos ainda comprovam que partes das plantas de taboa, como as inflorescências e os frutos, podem estar relacionados ao tratamento dessas enfermidades (AKKOL *et al.*, 2011; GESCHER; DETERS, 2011).

Devido a sua capacidade de colonização, a taboa tem sido amplamente utilizada em estudos relacionados à fitorremediação (MOLLARD; ROY; FOOTE, 2013; MOORE; TYLER; LOCKE, 2013). Apesar disso, essas plantas também podem estar associadas à

emissão de gases de efeito estufa e à perda de biodiversidade. Santos-Neves, Aragon e Silva-Filho (2011), por exemplo, observaram maior emissão de gás metano (CH₄) em ambiente alagado construído, ocupado por plantas de *Typha domingensis* e em condições de eutrofização. Li *et al.* (2009), por sua vez, associam a redução de populações de *Cladium jamaicense* Crantz à expansão populacional de *T. domingensis* na região de Everglades nos Estados Unidos da América. Segundo Urban, Davis e Aumen (1993) e Santos *et al.* (2015), a explosão populacional de espécies de taboa, como no caso citado anteriormente, pode estar associada à concentração de nutrientes, principalmente o fósforo (P). Dessa forma, estudos relacionados a esses nutrientes, bem como a fitorremediação, podem ser de grande importância para a compreensão de sua biologia, controle populacional da espécie e sua utilização em ambientes contaminados.

2.5 Poluição ambiental por metais pesados

O desenvolvimento das atividades industriais e agrícolas promoveu um rápido aumento da poluição ambiental e, conseqüentemente, a deposição de altos níveis de metais pesados (CHANDRA; YADAV, 2011). Os mais comumente encontrados são: mercúrio, crômio, chumbo, cobre, zinco e níquel, sendo que na maioria das vezes estes se encontram sedimentados em ambientes aquáticos (ZHOU *et al.*, 2008; AKGUC *et al.*, 2010), ocasionando um grave problema ambiental (CHANDRA; YADAV, 2010). Vale ressaltar, que esses metais podem ser encontrados em diversos locais, porém, diferem das demais substâncias tóxicas por persistirem no meio ambiente (GHOSH; SINGH, 2005; KERMANI *et al.*, 2010).

Um grave problema relacionado aos metais pesados está relacionado à perda de biodiversidade, pois estes se acumulam ao longo da cadeia trófica (KARENLAMPI *et al.*, 2000). Contudo, o dano causado por eles não está restrito a fauna, já que sua maior parte é absorvida pelas plantas (CARDWELL; HAWKER; GREENWAY, 2002; MOHAMED *et al.*, 2012) e o restante vai para corpos d'água. Esses fatos são muito preocupantes já que esses ambientes aquáticos ainda podem ser utilizados na irrigação para cultivo de outras espécies de plantas destinadas ao abastecimento de outros seres vivos, aumentando a possibilidade de contaminação de seres humanos e animais (BYRNE *et al.*, 2009; SINGH *et al.*, 2016). Os metais pesados promovem o estresse oxidativo nas células, gerando disfunções crônicas e

agudas, inclusive a morte celular programada (GHOSH; SINGH, 2005; MALAYERI *et al.*, 2008; SINGH *et al.*, 2010; GALL *et al.*, 2015).

2.6 Cádmio

O cádmio (Cd) é um elemento químico classificado como metal pesado, sendo considerado tóxico e solúvel (SIDDIQUI *et al.*, 2009; BUR *et al.*, 2010; NAIR *et al.*, 2013; LI *et al.*, 2017). Esse elemento é associado à contaminação do solo e da água (SIMMONS *et al.*, 2005; TEEYAKASEM *et al.*, 2007) sendo comumente encontrado em áreas alagadas próximas a instalações industriais, mineração e grandes culturas agrícolas com aplicação elevada de insumos (N'GUESSAN *et al.*, 2009; SOUZA *et al.*, 2009). Dessa forma, esse elemento vem se tornando alvo de estudos em diversos ramos da ciência (GRATÃO *et al.*, 2005). Além disso, é um dos principais contaminantes industriais, principalmente em áreas relacionadas à extração e fundição de Zinco (Zn), já que está comumente associado ao zinco, chumbo e minério de cobre (AZEVEDO; AZEVEDO, 2006; HUANG; HUANG, 2008).

O Cd é considerado um dos poluentes com maior grau de importância ambiental, já que seus efeitos prejudiciais aos organismos vivos podem estar associados a alterações deletérias no DNA e estruturas celulares (SALT; SMITH; RASKIN, 1998; AZEVEDO; AZEVEDO, 2006; HUANG; HUANG, 2008).

2.7 Fitorremediação

A grande quantidade e variedade de produtos tóxicos depositados no meio ambiente promove a contaminação dos ecossistemas, sendo que uma grande parte é lixiviada para sistemas aquáticos. Para reversão dessa condição catastrófica, uma técnica comumente empregada é a fitorremediação. Trata-se de um procedimento que consiste no uso de plantas para a remoção desses poluentes em ambientes terrestres e aquáticos contaminados (GRATÃO *et al.*, 2005; GHOSH; SINGH, 2005; ZHANG; XU; CHAMPAGNE, 2010; ANNING; AKOTO, 2018; HOANG *et al.*, 2018).

Ao contrario de outras técnicas, como a eletroquímica que tem elevado custo e pode causar dano ao ambiente, a fitorremediação é considerada uma técnica de baixo custo e

eficiente (GRATÃO *et al.*, 2005; HANIF; BHATTI, 2015). Além disso, a utilização dessa técnica ainda possui outras vantagens em relação às demais, já que as plantas tolerantes de fácil cultivo crescem nos ambientes contaminados, absorvem e acumulam os metais pesados em seus tecidos, podendo ainda ser utilizadas em processos de produção de energia (SALT; SMITH; RASKIN, 1998; PEUKE; RENNENBERG, 2005).

Em ambientes aquáticos, a fitorremediação é associada principalmente com as macrófitas aquáticas de elevada capacidade de crescimento e colonização como *Eichhornia crassipes* (PEREIRA *et al.*, 2014), *Typha latifolia* (HOANG *et al.*, 2018), *Chrysopogon zizanioides* (ANNING; AKOTO, 2018) e *Typha angustifolia* (BONANNO; CIRELLI, 2017). Essas e outras espécies de macrófitas compreendem um grupo de plantas que despertam grande interesse em pesquisas na área em questão (RUBIO *et al.*, 2004; WOLFF *et al.*, 2009), justamente devido a sua capacidade de estabelecimento e crescimento nos mais diversos ambientes aquáticos.

Dessa forma, a fitorremediação é uma área de crescente demanda tecnológica, oportunidades de pesquisa científica e possibilidades de negócios, pois são soluções de baixo custo e impacto ambiental (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000; EGGERMONT *et al.*, 2015; ANNING; AKOTO, 2018;). Vale ressaltar que as áreas contaminadas comumente não apresentam vegetação, o que contribui para erosão do solo e lixiviação. Portanto, além de serem utilizadas para retirada dos poluentes, as plantas tolerantes também contribuem a revegetação dessas paisagens. Apesar de todos esses benefícios, trata-se de uma técnica pouco explorada.

2.8 Efeitos do cádmio nas plantas

A absorção de Cádmio pelas plantas é determinada pela concentração desse elemento no solo e sua disponibilidade biológica. De acordo com Pereira *et al.* (2016), o elemento é absorvido por via simplástica ou apoplástica, sendo transportado radialmente através do córtex da raiz até o xilema. A partir dessas células, pode ser transportado até a parte aérea. De maneira geral, a distribuição desse metal nas plantas acontece na seguinte ordem decrescente: raiz, folhas e frutos (HASAN *et al.*, 2009).

Um dos efeitos do cádmio é o aumento da competitividade de nutrientes, o que dificulta o metabolismo da planta (HASAN *et al.*, 2009) e, conseqüentemente, afeta o crescimento, a taxa fotossintética e o acúmulo de biomassa. Esse metal pesado também pode causar alterações no desenvolvimento dos tecidos, clorose, diminuição da quantidade de pigmentos, alterações na atividade enzimática, atrofia foliar e modificações no balanço hídrico, necroses e senescência. Além disso, estudos ainda relataram acúmulo de sulfeto solúvel em algumas plantas (COOBET *et al.*, 2000; SEREGIN; IVANOV, 2001; PIETRINI *et al.*, 2003; BENAVIDES; GALLEGO; TOMARO, 2005; CUNHA *et al.*, 2008; ALAHVERDI; SAVABIEASFAHANI, 2012; SINGH *et al.*, 2016; GUAN *et al.*, 2018). Outros trabalhos também relatam distúrbios nutricionais (PAIVA *et al.*, 2004) e alterações na membrana plasmática (SEMEDO *et al.*, 2012; SOUID *et al.*, 2013). Vale ressaltar que muitos autores consideram a redução do crescimento como o sintoma mais significativo de toxicidade do Cd (GUIMARÃES *et al.*, 2008; DELMAIL *et al.*, 2011;).

Muitas outras alterações como o espessamento da endoderme e exoderme, a lignificação de tecidos radiculares corticais e periféricos são relatadas em plantas expostas a esse metal pesado. São alterações de grande importância para plantas tolerantes, pois promovem o acúmulo do Cd nas raízes e diminuem a translocação desse elemento para parte aérea, preservando assim grande parte do seu tecido mais fotossinteticamente ativo (LUX *et al.*, 2010; WIANGKHAM; PRAPAGDEE, 2018). No entanto, pouco se conhece a respeito do efeito do metal pesado no início do desenvolvimento de muitas plantas, principalmente macrófitas. Essa informação é de grande importância, pois auxiliaria a compreender se a presença desse tipo de poluente afetaria a capacidade de colonização dessas plantas, inclusive a taboa, que apresenta um potencial de colonização elevado e, conseqüentemente, uma característica de grande valor para seu emprego em procedimentos de fitorremediação. Além disso, forneceria subsídios para promover o conhecimento da relação entre plantas matrizes e clones, que utilizam o crescimento vegetativo como principal forma de propagação.

3 MATERIAL E MÉTODOS

Plantas de *Typha domingensis* foram coletadas de populações naturais em açudes localizados no campus universitário da Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais (21°13'17"S, 44°57'47"O). Tais plantas eram compostas de rizomas (aproximadamente 20 cm de comprimento e 2,5 cm de diâmetro), raízes e dez folhas completamente expandidas (1,5 m de comprimento). Após a coleta, as plantas foram desinfestadas em solução de hipoclorito de sódio 1%, lavadas em água corrente, acondicionadas em bandejas plásticas contendo dez litros de solução nutritiva a 40% de força iônica (HOAGLAND; ARNON, 1950) e cultivadas em casa de vegetação. Esse cultivo para aclimatização foi mantido por 90 dias, sendo que a água evaporada foi reabastecida diariamente e a solução nutritiva substituída a cada 15 dias.

Após o período de propagação, 30 plantas (contendo 10 folhas e aproximadamente 1 metro de altura) em boas condições fitossanitárias foram selecionadas e cultivadas em solução nutritiva a 40% de força iônica (HOAGLAND; ARNON, 2016) acrescida de nitrato de cádmio - $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$ - nas concentrações de 0, 10 e 50 μM . Tais concentrações foram definidas segundo Pereira et al. (2016) e Oliveria et al. (2018), onde 0 μM é considerado controle, 10 μM corresponde a uma concentração com baixa toxicidade e 50 μM como uma concentração que toxicidade mais pronunciada para *T. domingensis* que é tolerante. Esse experimento foi conduzido em casa de vegetação durante 60 dias, sendo que, ao término desse período foram coletadas as plantas que inicialmente foram introduzidas (denominadas “matrizes”) e seus clones (denominadas “clones”) durante esse período.

Ao término do período experimental, foram mensurados o comprimento foliar final (CFF) e largura foliar, ambos com o auxílio de uma régua métrica. Esses dados, juntamente com o comprimento foliar inicial (CFI) que foi mensurado na montagem do experimento, foram utilizados para calcular o alongamento foliar (AF), de acordo com a equação abaixo. Além disso, foi contado o número das folhas de cada planta e o número de clones produzidos a partir de cada planta matriz.

$$\text{AF} = [(\text{CFF} - \text{CFI})/\text{CFI}] * 100$$

As folhas ainda foram escaneadas e sua área mensurada com auxílio de software de imagem UTHSCSA-Imagetool (The University of Texas Health Science Center, San Antonio,

Texas, USA). Posteriormente, as plantas foram separadas em folhas, raízes e rizomas, sendo esses órgãos submetidos à secagem em estufa com circulação forçada de ar a 60 °C durante 72 horas e sua massa seca aferida com auxílio de balança analítica (AY220, Shimadzu, São Paulo, Brasil). Após a obtenção desses dados, foram calculadas a taxa de crescimento relativo, razão de área foliar, área foliar específica, taxa assimilatória líquida e alocação de biomassa para cada um dos órgãos das plantas, sendo essas avaliações realizadas segundo a metodologia proposta por Hunt *et al.* (2002).

Para obtenção dos dados relacionados às trocas gasosas, foi utilizado o sistema portátil de fotossíntese LI-6400XT (Li-COR Biosciences, Lincoln, Nebraska, USA) equipado com câmara de 6 cm² e fonte artificial de luz 6400-02 B Red Blue (Li-Cor, Nebraska, EUA). As avaliações foram realizadas no período entre 8 e 11 horas da manhã, na região mediana da folha e com a densidade de fluxo de fótons fotossinteticamente ativos (DFFFA) ajustada para 1000 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. O déficit de pressão de vapor da folha foi de 2,66 kPa, o fluxo da bomba ajustado para 500 $\mu\text{mol s}^{-1}$, sendo utilizadas cápsulas de CO₂ para fornecer 380 ppm desse gás para as análises. Foram avaliadas a fotossíntese líquida (A), concentração de carbono intercelular (Ci), transpiração (E), condutância estomática (gs). Além disso, também foi realizada a avaliação indireta do conteúdo de clorofila utilizando-se o equipamento medidor portátil de clorofila SPAD-502 (Konica-Minolta, Japão), sendo obtidos dados do ápice, região mediana e base da folha, que forneceram uma média por folha.

Em relação às avaliações anatômicas, ao término do período experimental, folhas e raízes foram coletadas e fixadas em solução de F.A.A_{70%} (formaldeído, ácido acético glacial e álcool etílico 70%, 1:1:18) por 72 horas. Após esse período, foram transferidas para solução de álcool etílico 70%, onde permaneceram até a data das análises (JOHANSEN, 1940). As secções paradérmicas das folhas foram obtidas à mão livre com auxílio de lâminas de aço, sendo posteriormente clarificadas em solução de hipoclorito de sódio com 1% de cloro ativo, lavadas em água destilada, coradas em safranina 1% e montadas em lâmina e lamínula com glicerol 50% (KRAUS; ARDUIN, 1997). As secções transversais da região mediana da folha e da zona de maturação das raízes (aproximadamente a dois cm do ápice) foram obtidas com auxílio de um micrótopo manual de mesa (tipo LPC). Em seguida, essas secções foram submetidas a procedimentos semelhantes aos das secções paradérmicas, porém coradas com corante Safrablau (safranina 1% e azul de astra 0,1% na proporção de 7:3) (KRAUS; ARDUIN, 1997). Esse material foi fotomicrografado com auxílio de um microscópio óptico

Olympus CX31 com câmera acoplada (Olympus, Tóquio, Japão). As imagens obtidas foram avaliadas com auxílio do software de análise de imagens UTHSCSA-Imagetool, sendo contabilizados uma lâmina e cinco campos por repetição a partir dos quais foi calculada a média. As características avaliadas foram: índice estomático da face adaxial, índice estomático da face abaxial, densidade estomática da face adaxial e densidade estomática da face abaxial, espessura do mesofilo, proporção de aerênquima no mesofilo, área de fibras de esclerênquima da face adaxial, diâmetro dos vasos de metaxilema da face adaxial, área de floema da face adaxial, espessura do parênquima paliçádico da face adaxial, espessura da epiderme da face adaxial, área de fibras de esclerênquima da face abaxial, diâmetro dos vasos de metaxilema da face abaxial, área de floema da face abaxial, espessura do parênquima paliçádico da face abaxial, espessura da epiderme da face abaxial, espessura da epiderme radicular, espessura da exoderme radicular, espessura da endoderme radicular, espessura do floema radicular, espessura do córtex radicular, diâmetros dos vasos de metaxilema radicular, proporção de cilindro vascular na raiz e proporção de aerênquima no córtex.

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado em esquema fatorial de 2 (plantas matriz e clone) x 3 (0, 10 e 50 μM de Cd) com dez repetições ($n= 60$), sendo que cada repetição corresponde a uma planta. Os dados obtidos foram submetidos ao teste de normalidade e ao teste de Scott-Knott à 5% de significância, com auxílio do software SISVAR 5.0 (FERREIRA, 2011).

4 RESULTADOS

Em relação às características morfológicas foliares, não houve interação para nenhuma das características avaliadas. Os valores de alongamento não apresentaram diferenças para as concentrações de cádmio (Tabela 1; Figura 1A). No entanto, os clones apresentaram alongamento foliar aproximadamente 10 vezes maior em relação às plantas matrizes (Tabela 1; Figura 1B). O número de folhas também não foi influenciado pelas concentrações de cádmio (Tabela 1; Figura 1C). Porém, apresentou um valor 76,14% (Tabela 1; Figura 1D) superior para as plantas matrizes em relação aos clones. A largura foliar apresentou resultados semelhantes ao número de folhas, não sendo afetada pelas concentrações de cádmio (Tabela 1; Figura 1E) e com valores 30,12% (Tabela 1; Figura 1F) superiores para as plantas matrizes. Em relação ao comprimento final das folhas, foram observadas diferenças tanto para as concentrações de cádmio quanto para o tipo de planta. Nesse caso, os valores foram 15,68% (Tabela 1; Figura 1G) inferiores para o tratamento de 50 μ M de Cd e 74,18% (Tabela 1; Figura 1H) superiores para as plantas matrizes em relação aos clones. O comprimento inicial das folhas, por sua vez, não foi afetado pelas concentrações de cádmio (Tabela 1; Figura 1G). No entanto, essa característica apresentou valores aproximadamente quatro vezes maiores para as plantas matrizes em relação aos clones (Tabela 1; Figura 1H).

Tabela 1. Resultados da ANAVA para as variáveis analisadas, incluindo valores de quadrado médio, resultados do Teste-F e o *P*-valor (continua).

Variável	CV (%)	Quadrado médio	Teste-F	<i>P</i> -valor
Alongamento foliar (Cd)	84,08	2476,20	0,26	0,766
Alongamento foliar (P)	84,08	528944,34	56,96	<0,001
Número de folhas (Cd)	19,98	17,02	2,78	0,071
Número de folhas (P)	19,98	700,42	114,37	<0,001
Largura foliar (Cd)	20,09	0,05	1,47	0,239
Largura foliar (P)	20,09	0,88	24,13	<0,001
Comprimento foliar final (Cd)	23,31	1665,62	3,07	0,055
Comprimento foliar final (P)	23,31	43956,27	80,85	<0,001
Comprimento foliar inicial (Cd)	18,01	156,01	1,13	0,331
Comprimento foliar inicial (P)	18,01	98415,00	711,44	<0,001
Taxa de crescimento relativo (Cd)	10,33	<0,01	8,48	0,001
Taxa de crescimento relativo (P)	10,33	0,09	1.416,79	<0,001
Razão de área foliar (Cd)	32,33	80,07	1,63	0,217
Razão de área foliar (P)	32,33	2537,62	51,54	<0,001

Tabela 1. Resultados da ANAVA para as variáveis analisadas, incluindo valores de quadrado médio, resultados do Teste-F e o P-valor (continua).

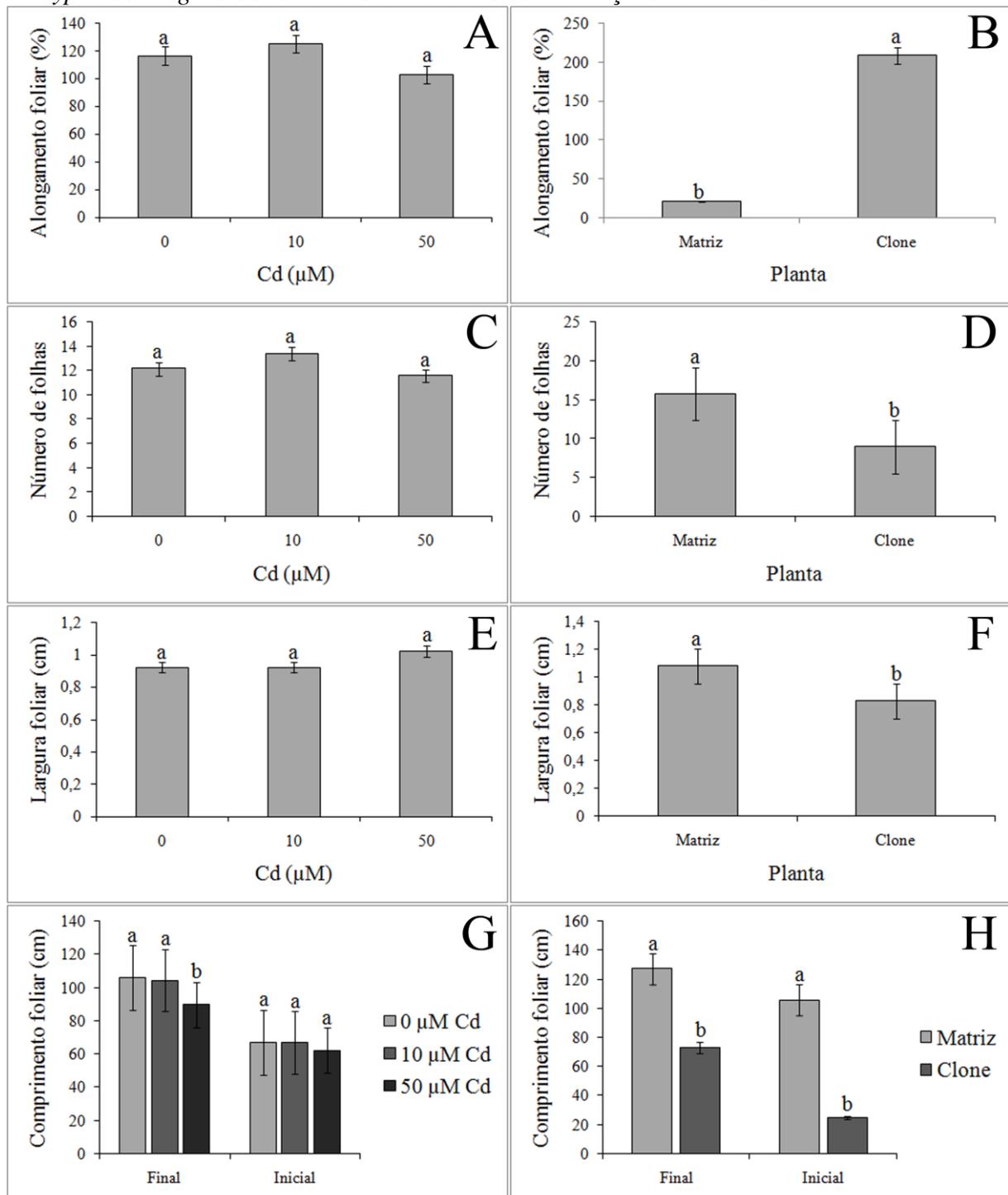
Área foliar específica (Cd)	38,73	572,15	1,11	0,343
Área foliar específica (P)	38,73	3434,87	6,70	0,016
Taxa assimilatória líquida (Cd)	72,15	2,78	3,75	0,038
Taxa assimilatória líquida (P)	72,15	7,72	10,41	0,003
Alocação de biomassa / Rizoma (Cd)	38,76	301,75	1,50	0,243
Alocação de biomassa / Rizoma (P)	38,76	197,96	0,98	0,331
Alocação de biomassa / Folha (Cd)	37,49	1606,20	7,11	0,003
Alocação de biomassa / Folha (P)	37,49	1728,91	7,65	0,010
*Alocação de biomassa / Raízes	39,97	594,43	6,82	0,004
Número de plantas clones (Cd)	28,89	8,40	2,37	0,135
Fotossíntese líquida (Cd)	18,21	5,67	0,92	0,404
Fotossíntese líquida (P)	18,21	71,48	11,61	0,001
Concentração de carbono intercelular (Cd)	5,10	49,76	0,54	0,584
Concentração de carbono intercelular (P)	5,10	1655,75	18,05	<0,001
Transpiração (Cd)	20,00	0,22	0,11	0,893
Transpiração (P)	20,00	14,13	7,45	0,008
Condutância estomática (Cd)	23,47	<0,01	0,17	0,842
Condutância estomática (P)	23,47	<0,01	0,21	0,646
SPAD (Cd)	40,22	250,30	0,32	0,724
SPAD (P)	40,22	616,00	0,80	0,375
Índice estomático da face adaxial (Cd)	18,65	26,22	7,64	<0,001
Índice estomático da face adaxial (P)	18,65	4,36	1,27	0,261
Índice estomático da face abaxial (Cd)	16,39	29,11	11,07	<0,001
Índice estomático da face abaxial (P)	16,39	2,45	0,93	0,336
*Densidade estomática da face adaxial	23,62	61079,54	9,06	<0,001
*Densidade estomática da face abaxial	24,06	39527,94	5,60	0,004
*Espessura do mesofilo	24,56	4306364,59	9,95	<0,001
*Proporção de aerênquima no mesofilo	9,78	0,02	5,19	0,006
Área de fibras de esclerênquima da face adaxial (Cd)	47,32	110379,73	0,19	0,825
Área de fibras de esclerênquima da face adaxial (P)	47,32	25864724,49	44,93	<0,001
*Diâmetro dos vasos de metaxilema da face adaxial	19,63	452,21	6,50	0,002
*Área de floema da face adaxial	33,55	5183768,31	6,17	0,002
Espessura do parênquima paliçádico da face adaxial (Cd)	14,69	1709,60	12,69	<0,001
Espessura do parênquima paliçádico da face adaxial (P)	14,69	213,39	1,58	0,209
*Espessura da epiderme da face adaxial	17,05	18,40	3,43	0,033
*Área de fibras de esclerênquima da face abaxial	29,76	572330,23	5,93	0,003
*Diâmetro dos vasos de metaxilema da face abaxial	17,81	665,19	9,14	<0,001
*Área de floema da face abaxial	29,54	9817880,07	6,33	0,002

Tabela 1. Resultados da ANAVA para as variáveis analisadas, incluindo valores de quadrado médio, resultados do Teste-F e o *P*-valor (conclusão).

*Espessura do parênquima paliçádico da face abaxial	17,10	1389,15	8,09	<0,001
Espessura da epiderme da face adaxial (Cd)	19,76	15,85	2,44	0,088
Espessura da epiderme da face adaxial (P)	19,76	13,75	2,12	0,147
Espessura da epiderme radicular (Cd)	28,42	408,48	7,95	<0,001
Espessura da epiderme radicular (P)	28,42	60,47	1,18	0,279
Espessura da exoderme radicular (Cd)	31,08	1612,18	23,16	<0,001
Espessura da exoderme radicular (P)	31,08	1,46	0,02	0,885
Espessura da endoderme radicular (Cd)	23,60	26,32	4,80	0,008
Espessura da endoderme radicular (P)	23,60	0,01	0,01	0,962
Espessura do floema radicular (Cd)	18,47	114,65	12,87	<0,001
Espessura do floema radicular (P)	18,47	71,27	8,00	0,005
*Espessura do córtex	16,50	203080,89	19,15	<0,001
*Diâmetro dos vasos de metaxilema	25,18	372,65	3,43	0,033
*Proporção de cilindro vascular na raiz	39,19	0,01	13,17	<0,001
*Proporção de aerênquima no córtex	70,97	0,06	13,23	<0,001

(CV) - coeficiente de variação; (Cd) - concentrações de cádmio; (P) - plantas matrizes e clones. * - Variáveis que apresentaram interação entre o tipo de planta e a concentração de cádmio.

Figura 1. Gráficos das características morfológicas foliares em plantas matrizes e seus clones de *Typha domingensis* submetidas a diferentes concentrações de cádmio.



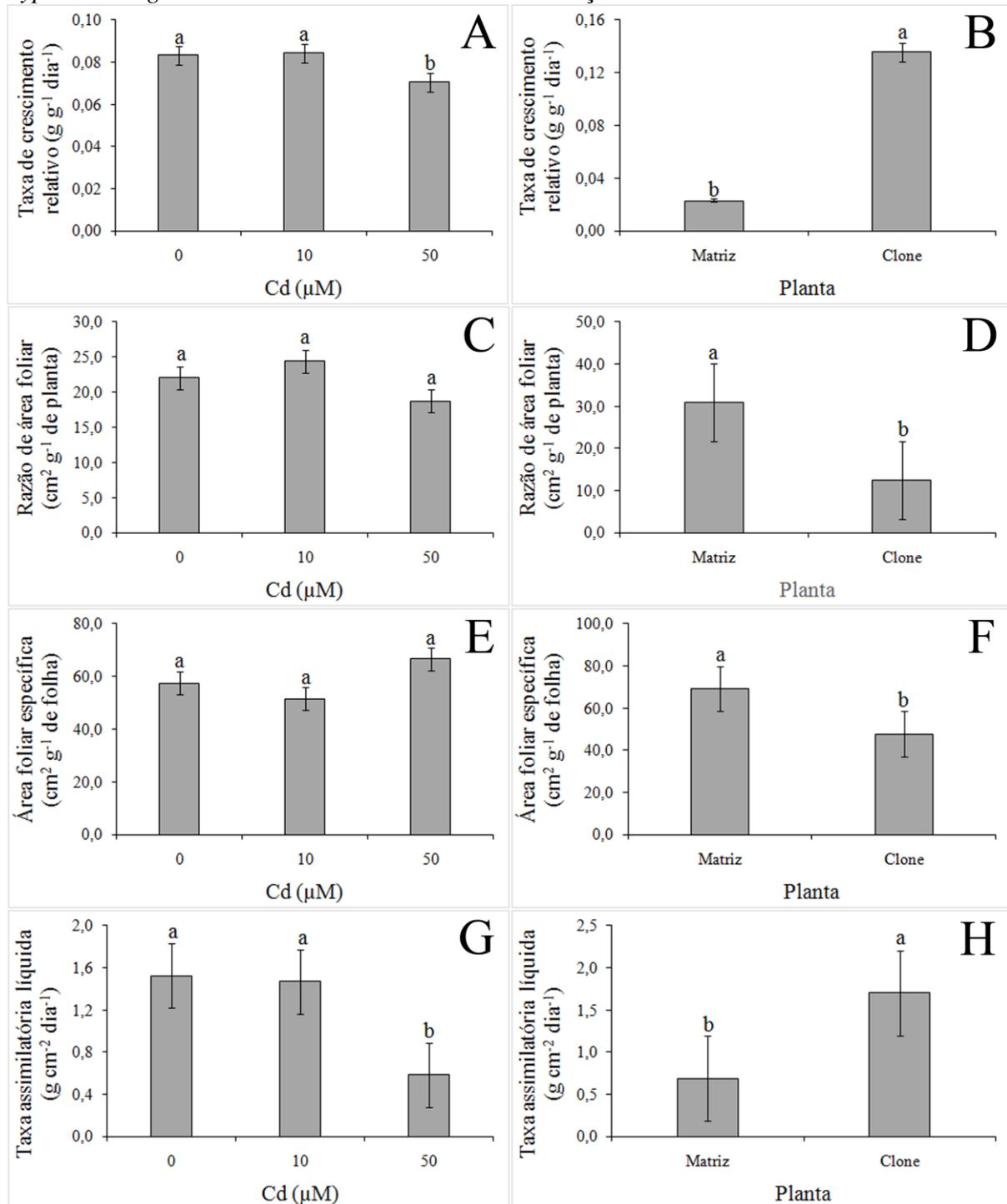
Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de significância.

Para os índices fisiológicos de crescimento, não foi observada interação para as características avaliadas (Tabela 1; Figura 2). A taxa de crescimento relativo apresentou uma redução de 16,05% no tratamento de 50 μM de Cd em relação aos demais tratamentos (Tabela

1; Figura 2A). Essa mesma característica apresentou valores cerca de seis vezes maiores para as plantas clones em relação as matrizes (Tabela 1; Figura 2B). A razão de área foliar não apresentou diferenças para as concentrações do metal pesado (Tabela 1; Figura 2C). Porém, apresentou valores 2,47 vezes maiores para as plantas matrizes em relação às plantas clones (Tabela 1; Figura 2D). A área foliar específica apresentou resultados semelhantes à razão de área foliar ao longo das concentrações de Cd (Tabela 1; Figura 2E). Em relação aos dois tipos de plantas, foram observados valores 44,79% superiores para as matrizes (Tabela 1; Figura 2F). A taxa assimilatória líquida apresentou incremento de 162,06% para os tratamentos de 0 e 10 μM de Cd em relação ao tratamento de maior concentração (Tabela 1; Figura 2G). Para os tipos de plantas, foram observados valores 147,83% superiores para as plantas clones em relação as matrizes (Tabela 1; Figura 2H).

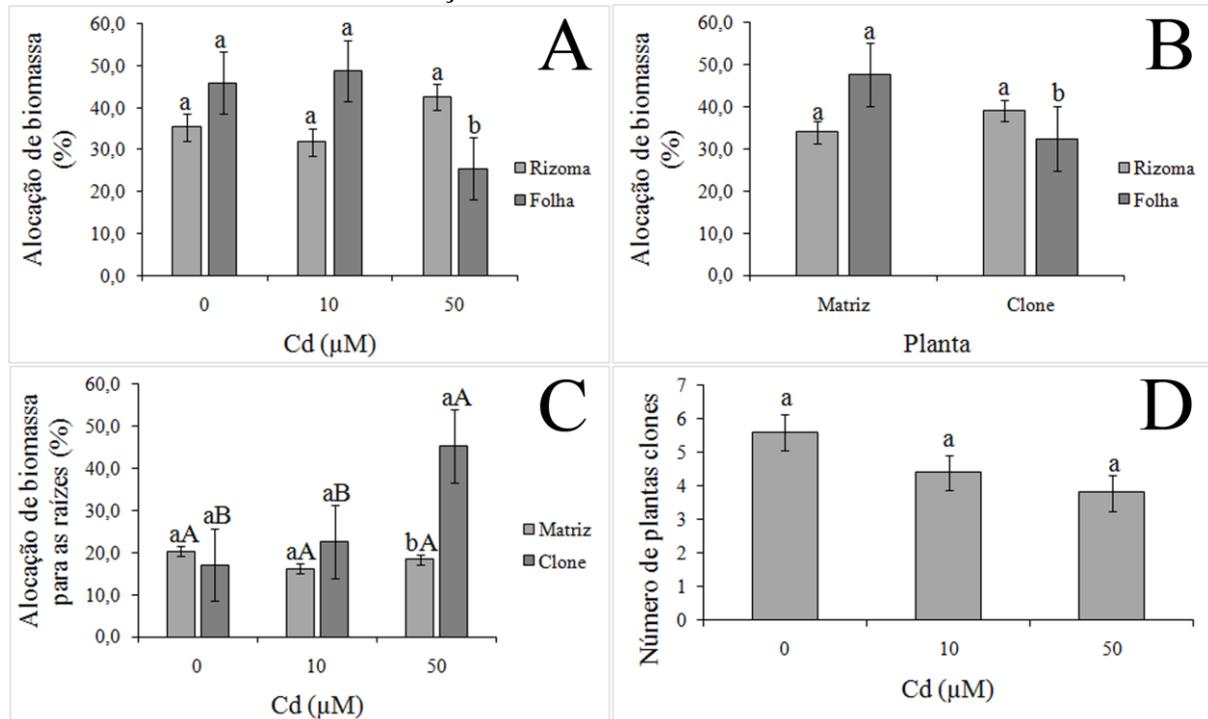
Alocação de biomassa para os rizomas não apresentou diferença entre as concentrações e tipos de plantas (Tabela 1; Figura 3A-B). A alocação de biomassa para as folhas, por sua vez, apresentou redução de 47,62 % no tratamento de maior concentração de Cd (Tabela 1; Figura 3A) e redução de 31,84% para as plantas clones (Tabela 1; Figura 3B). A alocação de biomassa para raízes, por sua vez, foi o única característica desse grupo que apresentou interação entre as concentrações de cádmio e o tipo de planta. Foi observada a manutenção dos valores aos longos das três concentrações para as plantas matrizes. Já para as plantas clones, foi observado um incremento de 165,01% para o tratamento de maior concentração em relação aos demais tratamentos. Comparando-se as os tipos de plantas dentro de cada um dos três tratamentos não foram observadas diferenças para as concentrações de 0 e 10 μM de Cd. Na maior concentração, por sua vez, foi observado um incremento de 146,57% para as plantas clones em relação as plantas matrizes (Tabela 1; Figura 3C). Em relação ao número de plantas clones produzidos a partir de cada planta matriz, não foram observadas diferenças significativas entre as três concentrações de cádmio (Tabela 1; Figura 3D).

Figura 2. Gráficos dos índices fisiológicos de crescimento em plantas matrizes e clones de *Typha domingensis* submetidas a diferentes concentrações de cádmio.



Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de significância.

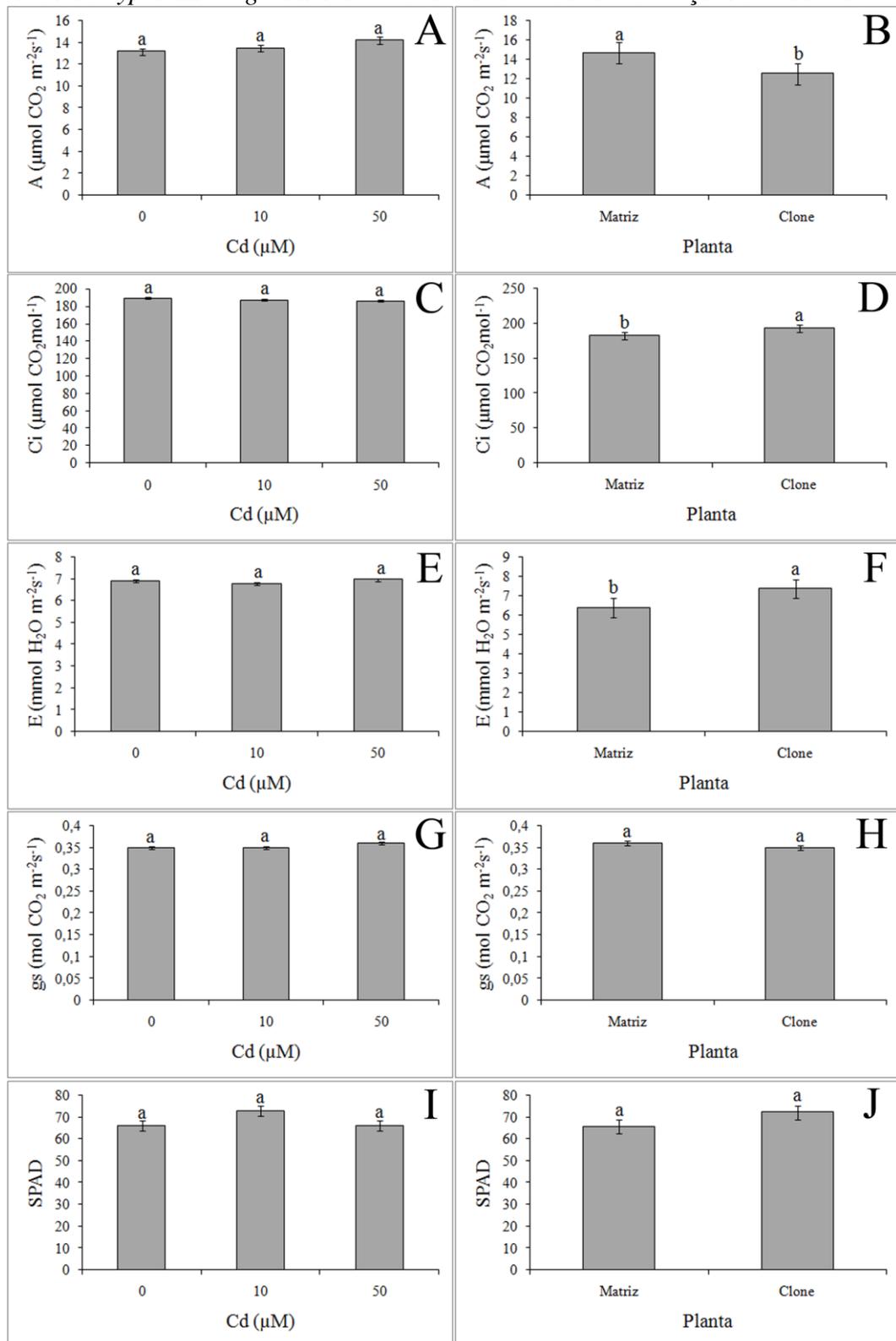
Figura 3. Gráficos de alocação de biomassa para os diferentes órgãos em plantas matrizes e clones de *Typha domingensis* submetidas a diferentes concentrações de cádmio. Gráfico do número de plantas clones produzidas a partir de cada planta matriz de *Typha domingensis* submetidas a diferentes concentrações de cádmio.



Médias seguidas da mesma letra minúscula entre as plantas e maiúscula entre as concentrações não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de significância

Com relação às trocas gasosas, não foi observada interação para nenhuma das características avaliadas. A fotossíntese líquida não demonstrou diferenças significativas para as crescentes concentrações de cádmio (Tabela 1; Figura 4A). Porém, as plantas matrizes apresentaram valores 17,40% maiores para esta variável (Tabela 1; Figura 4B) em relação aos clones. A concentração de carbono intercelular não foi afetada pela concentração de cádmio (Tabela 1; Figura 4C) e foi 5,76% superior (Tabela 1; Figura 4D) para os clones em relação as matrizes. A transpiração não apresentou diferença em relação às concentrações de cádmio (Tabela 1; Figura 4E). Porém, foram observados valores 15,16% superiores para os clones em relação às plantas matrizes (Tabela 1; Figura 4F). Em relação à condutância estomática, não foram observadas diferenças para as concentrações de cádmio (Tabela 1; Figura 4G) e para as plantas matrizes e clones (Tabela 1; Figura 4H). Para o conteúdo de clorofila também não foram observadas diferenças significativas para ambos os fatores (Tabela 1; Figura 4I-J).

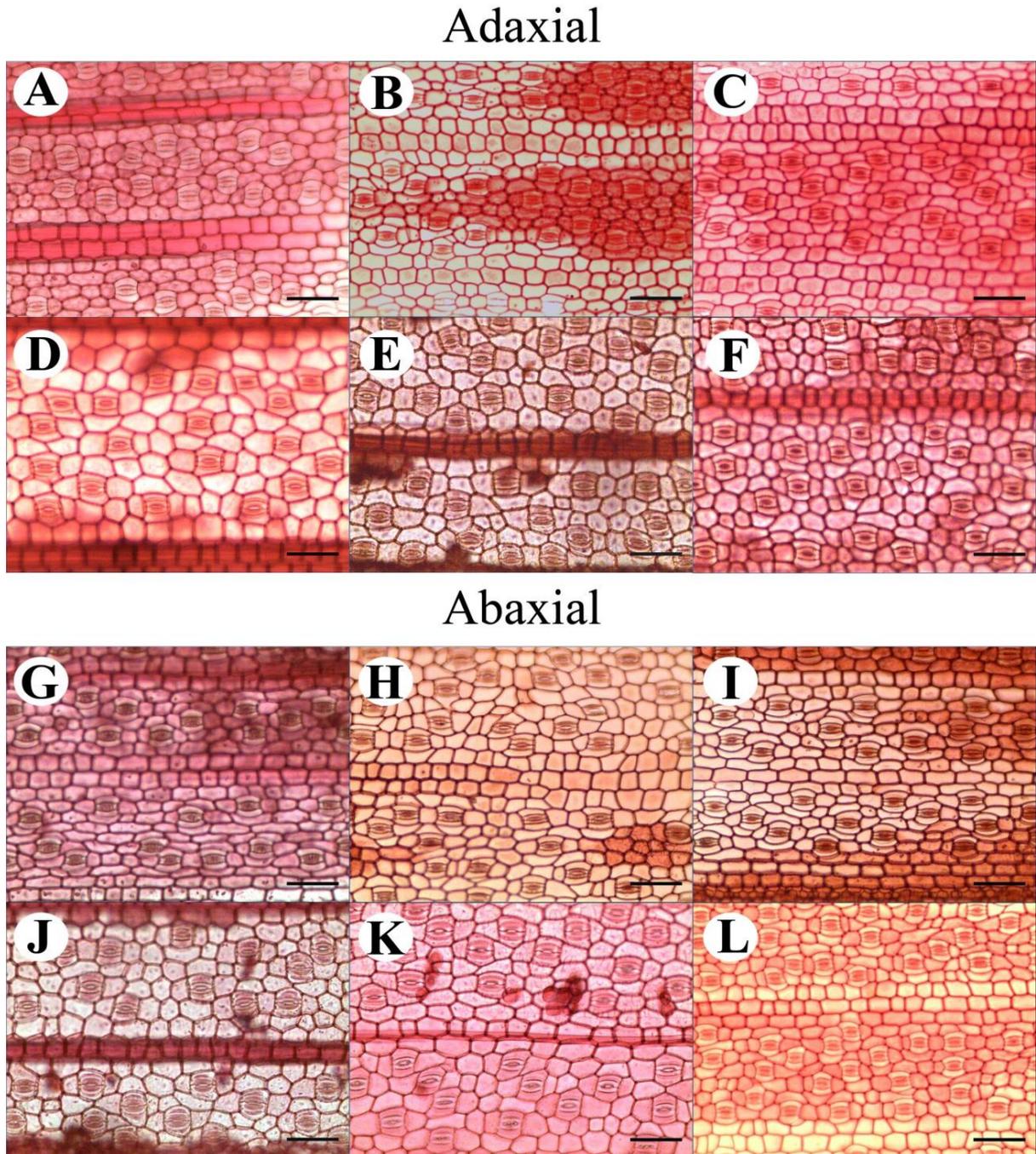
Figura 4. Gráficos das trocas gasosas e conteúdo de clorofila foliares em plantas matrizes e seus clones de *Typha domingensis* submetidas a diferentes concentrações de cádmio.



Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de significância. A – fotossíntese líquida; Ci – concentração de carbono intercelular; E – transpiração; gs – condutância estomática; SPAD – avaliação indireta de clorofila.

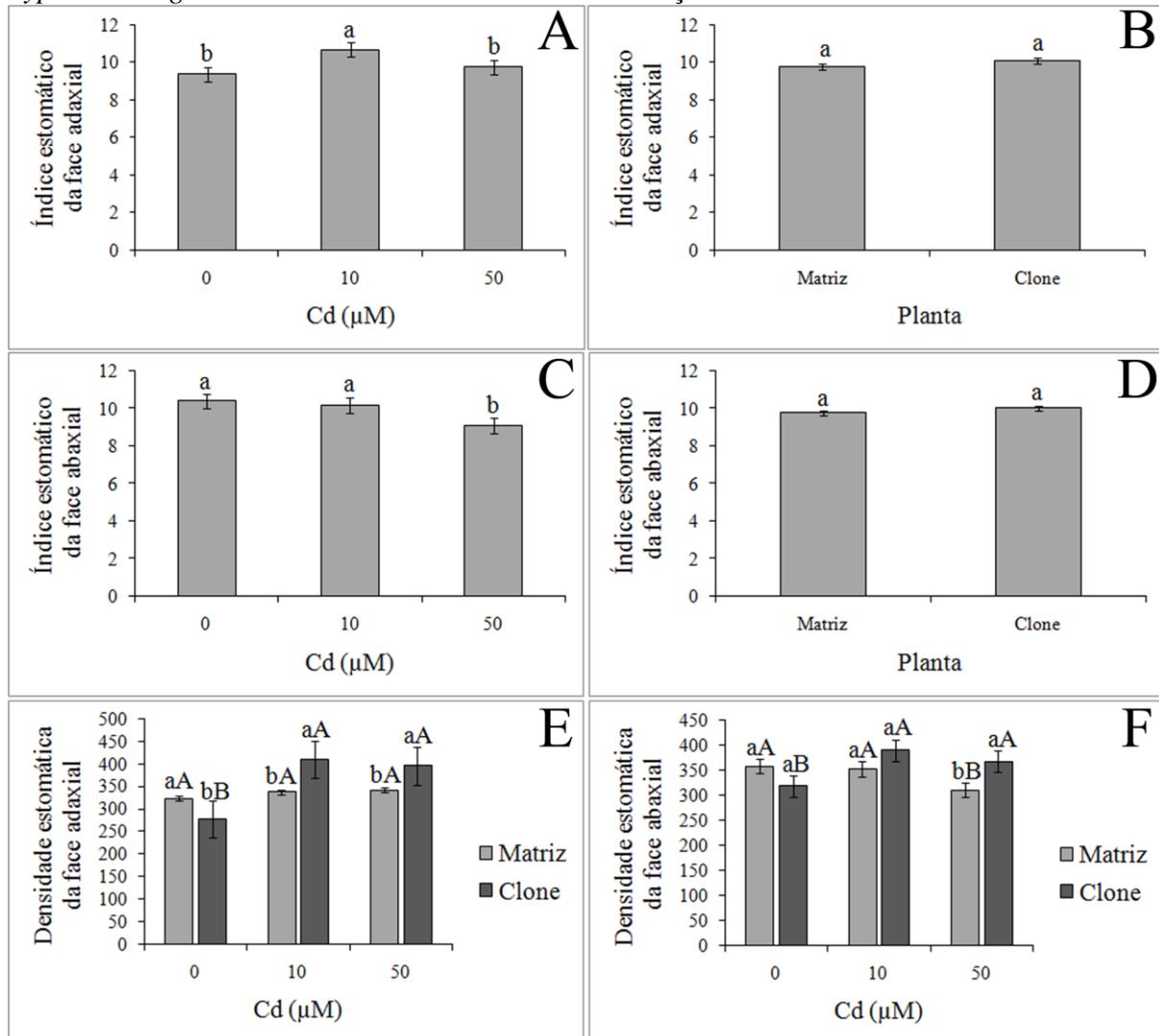
Em secção paradérmica, os estômatos estão localizados em ambas as faces da folha e são classificados como tetracíticos, sendo que suas paredes anticlinais possuem poucas sinuosidades. Além disso, foi possível observar feixes paralelos de células epidérmicas que estão localizados acima de feixes vasculares (Figura 5). Em relação às características estomáticas quantitativas avaliadas, não foram observadas diferenças para o índice estomático entre as plantas matrizes e clones, tanto na face adaxial como na abaxial (Tabela 1; Figura 6B-D). As concentrações de Cd, por sua vez, promoveram modificações e o índice estomático da face adaxial foi 13,75% superior no tratamento de 10 μM de Cd em relação aos demais (Tabela 1; Figura 6A). Já para face abaxial, os resultados apontaram valores 14,29% superiores para os tratamento de 0 e 10 μM de Cd em relação ao tratamento de 50 μM de Cd (Tabela 1; Figura 6C).

Figura 5. Secções paradérmicas de plantas matrizes e clones de *Typha domingensis* submetidas à diferentes concentrações cádmio.



(A | G) – planta matriz / 0 μM de Cd; (B | H) – planta matriz / 10 μM de Cd; (C | I) – planta matriz / 50 μM de Cd; (D | J) – planta clone / 0 μM de Cd; (E | K) – planta clone / 10 μM de Cd; (F | L) planta clone / 50 μM de Cd. Barra = 50 μm.

Figura 6. Gráficos das características estomáticas em folhas de plantas matrizes e clones de *Typha domingensis* submetidas a diferentes concentrações de cádmio.



Médias seguidas da mesma letra minúscula entre as plantas e maiúscula entre as concentrações não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de significância

Diferentemente das demais características estomáticas, a densidade foi a única característica avaliada que apresentou interação entre as concentrações de Cd e o tipo de planta. Em relação à face adaxial, foi verificado para as plantas matrizes que a característica se mantém estável ao longo das concentrações de cádmio. Já para os clones, observou-se um aumento de 47,55% desta variável nas concentrações de 10 e 50 μM de Cd em comparação ao controle. Quando se compara as plantas dentro de cada concentração de Cd, verificou-se que as plantas matrizes apresentaram uma densidade estomática 16,70% superior em relação aos clones no tratamento com 0 μM de Cd, sendo que nos tratamentos de 10 e 50 μM de Cd os maiores valores foram observados para os clones com médias 21,35% e 15,80% superiores,

respectivamente (Tabela 1; Figura 6E). Para face abaxial, a densidade estomática da planta matriz diminuiu 13,42% na concentração de 50 μM de Cd em relação às demais (Tabela 1; Figura 6F). Os clones, por sua vez, apresentaram valores 22,56% maiores para as concentrações de 10 e 50 μM de Cd em relação ao tratamento com ausência desse metal. Quando se compara cada uma das concentrações, foi observado que não há diferença entre as plantas matrizes e clones para os tratamentos de 0 e 10 μM Cd, enquanto que, na maior concentração de Cd foram 18,29% superiores para os clones em relação a planta matriz (Tabela 1; Figura 6F).

As secções transversais foliares revelaram epiderme unisseriada nas faces abaxial e adaxial. Esse tecido é seguido por três a quatro camadas de parênquima paliçádico entremeado por feixes vasculares colaterais arranjados de forma paralela. A bainha desses feixes vasculares ainda apresenta extensões de fibras esclerenquimáticas que conectam os feixes vasculares a epiderme. O parênquima esponjoso está localizado entre os parênquimas paliçádicos de ambas a faces, formando trabéculas de tecido parenquimático que delimitam grandes câmaras de aerênquima (Figura 7).

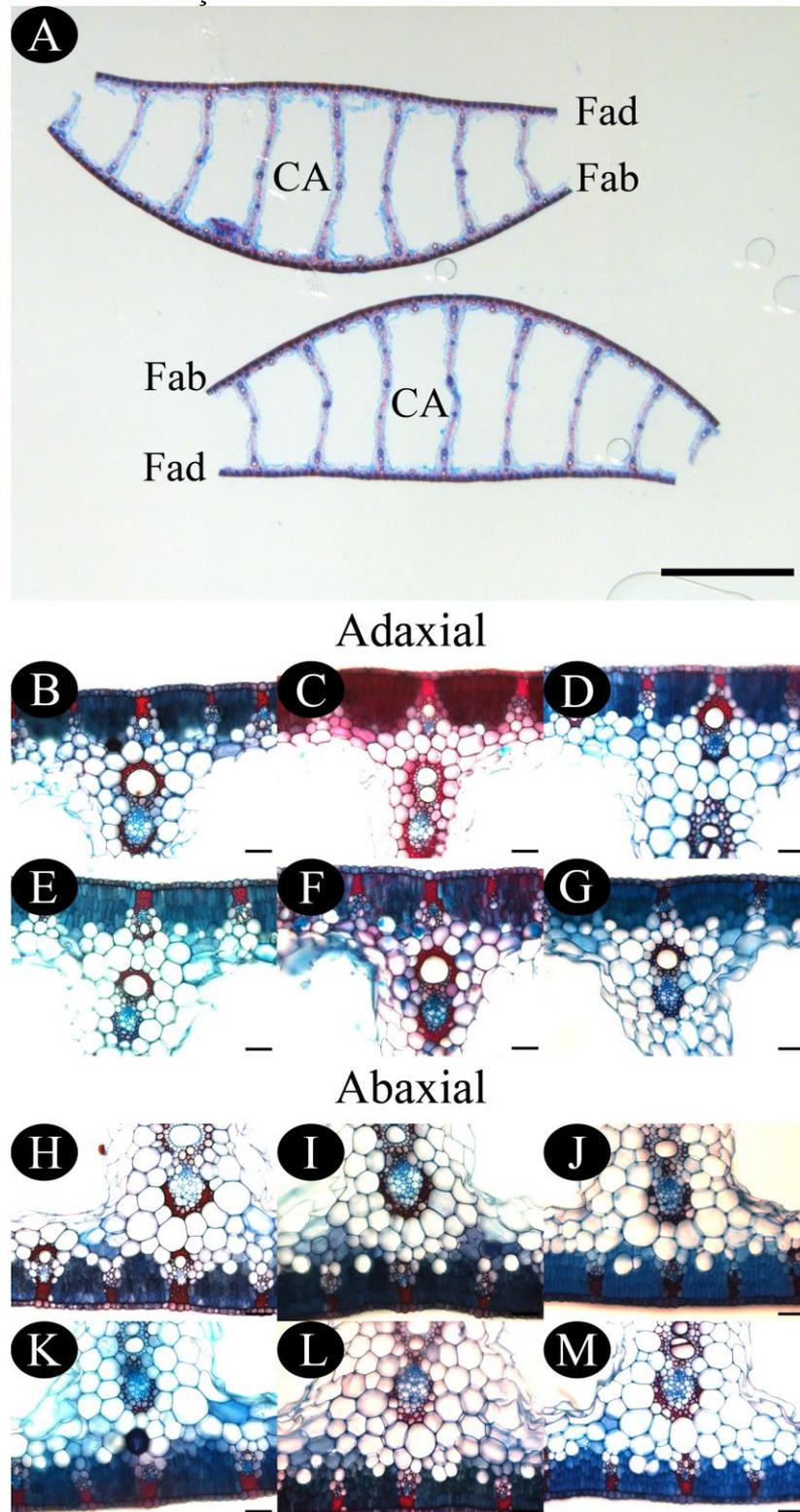
Para as características anatômicas quantitativas em secção transversal, os parâmetros de espessura do mesofilo, proporção de aerênquima no mesofilo, diâmetro dos vasos de metaxilema na face adaxial, área de floema da face adaxial, espessura da epiderme da face adaxial, área de esclerênquima da face abaxial, diâmetro dos vasos de metaxilema da face abaxial, área de floema da face abaxial e espessura do parênquima paliçádico da face abaxial apresentaram interação entre o tipo de planta e as concentrações do metal pesado (Tabela 1; Figura 8, 9, 10). Em relação a espessura do mesofilo, as plantas clones apresentaram um incremento de 26,51% para a concentração de 10 μM de Cd comparada ao tratamento controle e redução de 11,55% para a concentração de 50 μM de Cd também comparada ao controle. As plantas matrizes, por sua vez, não apresentaram diferenças entre as concentrações do metal pesado para essa característica. Quando comparado o tipo de planta dentro de cada tratamento, foram observados incrementos de 41,64%, 12,15% e 59,41% para as plantas matrizes em relação aos clones nos três tratamentos avaliados (Tabela 1; Figura 8A). A proporção de aerênquima no mesofilo apresentou um incremento de 7,37% para o tratamento de 10 μM de Cd em relação ao tratamento controle e uma redução de 9,65% comparado ao mesmo tratamento para as plantas clones. As plantas matrizes, por sua vez, apresentaram um incremento de 8,57% para o tratamento de 10 μM de Cd em relação ao demais. Comparando-

se plantas dentro de cada concentração, foi possível observar que nos três tratamentos estudados as plantas matrizes foram superiores as plantas clones, apresentando valores de 7,70%, 7,42% e 17,60%, respectivamente (Tabela 1; Figura 8B).

A área das fibras de esclerênquima da face adaxial não apresentou diferença para as três concentrações de Cd (Tabela 1; Figura 9A). No entanto, foram observados valores 44,92% superiores dessa características para as plantas matrizes em relação aos clones (Tabela 1; Figura 9B). Em relação ao diâmetro dos vasos de metaxilema da face adaxial, não foram observadas diferenças para as plantas matrizes ao longo das concentrações de Cd. Essas características nas plantas clones, por sua vez, foi 14,73% menor para o tratamento de maior concentração do metal pesado em comparação as demais concentrações. Avaliando-se os tipos de plantas dentro de cada tratamento, foi notado que não houve diferença entre elas nas concentrações de 10 μM e 50 μM de Cd. No tratamento controle, por sua vez, os valores foram 9,34% superiores para as plantas matrizes em relação aos clones (Tabela 1; Figura 9C). A área do floema da face adaxial apresentou valores 37,58% superiores nas plantas clones para o tratamento de 10 μM de Cd em relação aos demais. As plantas matrizes, por sua vez, apresentaram valores 16,51% superiores para o tratamento controle em relação aos tratamentos com a presença do metal pesado. Quando comparados os tipos de plantas dentro de cada tratamento, foram observadas diferenças para os tratamentos controle e o de maior concentração de Cd, sendo que na concentração intermediária as plantas matrizes e clones apresentaram resultados semelhantes. O primeiro deles, ou seja, sem a presença de Cd, apresentou valores 41,36% superiores para as plantas matrizes em relação aos clones. Já o segundo, ou seja, com a maior concentração de Cd, os valores foram 35,05% superiores também para as plantas matrizes (Tabela 1; Figura 9D). A espessura do parênquima paliçádico da face adaxial apresentou uma redução de 9,28% (Tabela 1; Figura 9E) para a maior concentração do metal pesado e não apresentou diferença entre os tipos de plantas (Tabela 1; Figura 9F). Em relação a espessura da epiderme da face adaxial, foram observadas médias 10,15% superiores para o tratamento de 50 μM de Cd em relação aos demais nas plantas matrizes. As plantas clones, por sua vez, apresentaram valores 12,63% superiores para os tratamentos controle e de maior concentração de Cd em relação ao tratamento intermediário. Avaliando-se os tipos de planta dentro de cada uma das concentrações, não foram observadas diferenças entre plantas matrizes e clones para os tratamento de 0 e 50 μM de Cd. Na concentração de 10 μM de Cd, foram observados valores 8,95% superiores para as plantas matrizes em relação aos clones (Tabela 1; Figura 9G).

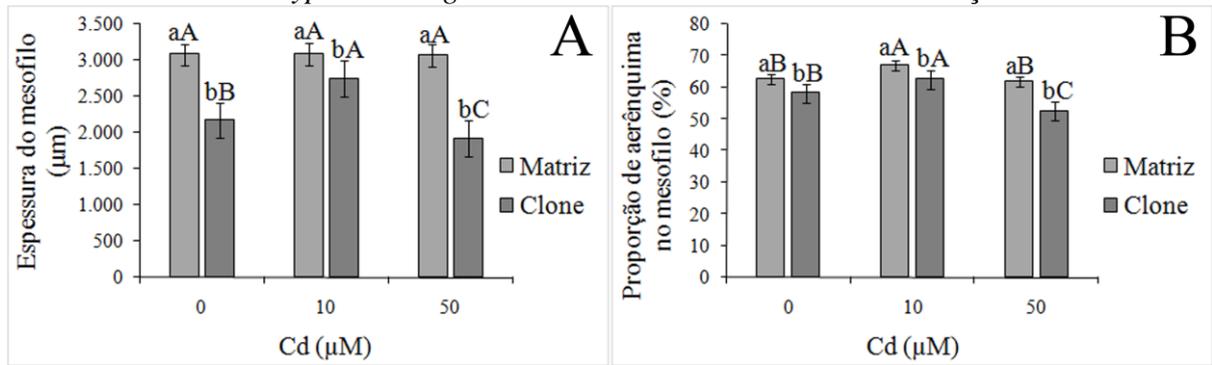
Em relação às características anatômicas foliares da face abaxial, a área de fibras de esclerênquima das plantas clones apresentou uma redução de 21,30% nos tratamento com a presença de Cd. Essa mesma características das plantas matrizes, por sua vez, apresentou redução de 25,03% e 33,99% para os tratamento de 10 e 50 μM de Cd, respectivamente, em relação ao tratamento controle. Comparando os tipos de planta dentro de cada uma das concentrações de Cd, foi possível notar médias 50,89%, 41,89% e 26,51% superiores para as plantas matrizes em relação as plantas clones nos tratamentos de 0, 10 e 50 μM de Cd, respectivamente (Tabela 1; Figura 10A). Em relação ao diâmetro dos vasos de metaxilema da face abaxial, as plantas matrizes não apresentaram diferenças ao longo das três concentrações de cádmio. No entanto, as plantas clones mostraram aumento de 8,77% para o tratamento de 10 μM de Cd em relação ao controle e redução de 11,70% para o tratamento de 50 μM de Cd comparado a esse mesmo tratamento. Os valores observados para os dois tipos de plantas revelaram um incremento de 17,28% das plantas matrizes em relação aos clones na concentração de 0 μM de Cd. Para a concentração de 10 μM de Cd não foram observada diferenças entre matrizes e clones. Já na concentração de 50 μM de Cd foi notado novamente um incremento de 33,19% das plantas matrizes em relação aos clones (Tabela 1; Figura 10B). A área do floema apresentou redução de 16,61% nas plantas matrizes para os tratamentos com a presença de cádmio. As plantas clones, por sua vez, apresentaram um incremento de 25,03% para o tratamento de 10 μM de Cd e redução de 18,23% para o tratamento de 50 μM de Cd, ambos em relação ao controle. Avaliando-se os tipos de plantas dentro de cada um dos tratamentos, foram observados médias 59,20%, 19,03% e 62,36% superiores para as plantas matrizes nas concentrações de 0, 10 e 50 μM de Cd, respectivamente (Tabela 1; Figura 10C). Em relação a espessura do parênquima paliçádico da face abaxial, não foram observadas diferenças para as médias de plantas clones nos três tratamentos com o metal pesado. As plantas matrizes, por sua vez, apresentaram uma redução de 17,64% no tratamento de maior concentração. As plantas, comparadas dentro de cada um dos tratamentos, apresentaram diferenças apenas para os tratamentos de 0 e 10 μM de Cd, sendo observado incremento de 7,38% no primeiro deles para as plantas matrizes e incremento de 18,13% no segundo também para essas plantas (Tabela 1; Figura 10D). A espessura da epiderme da face abaxial não apresentou diferenças para as concentrações de cádmio e os tipos de plantas (Tabela 1; Figura 10E-F).

Figura 7. Secções transversais foliares de plantas matrizes e clones de *Typha domingensis* submetidas à diferentes concentrações cádmio.



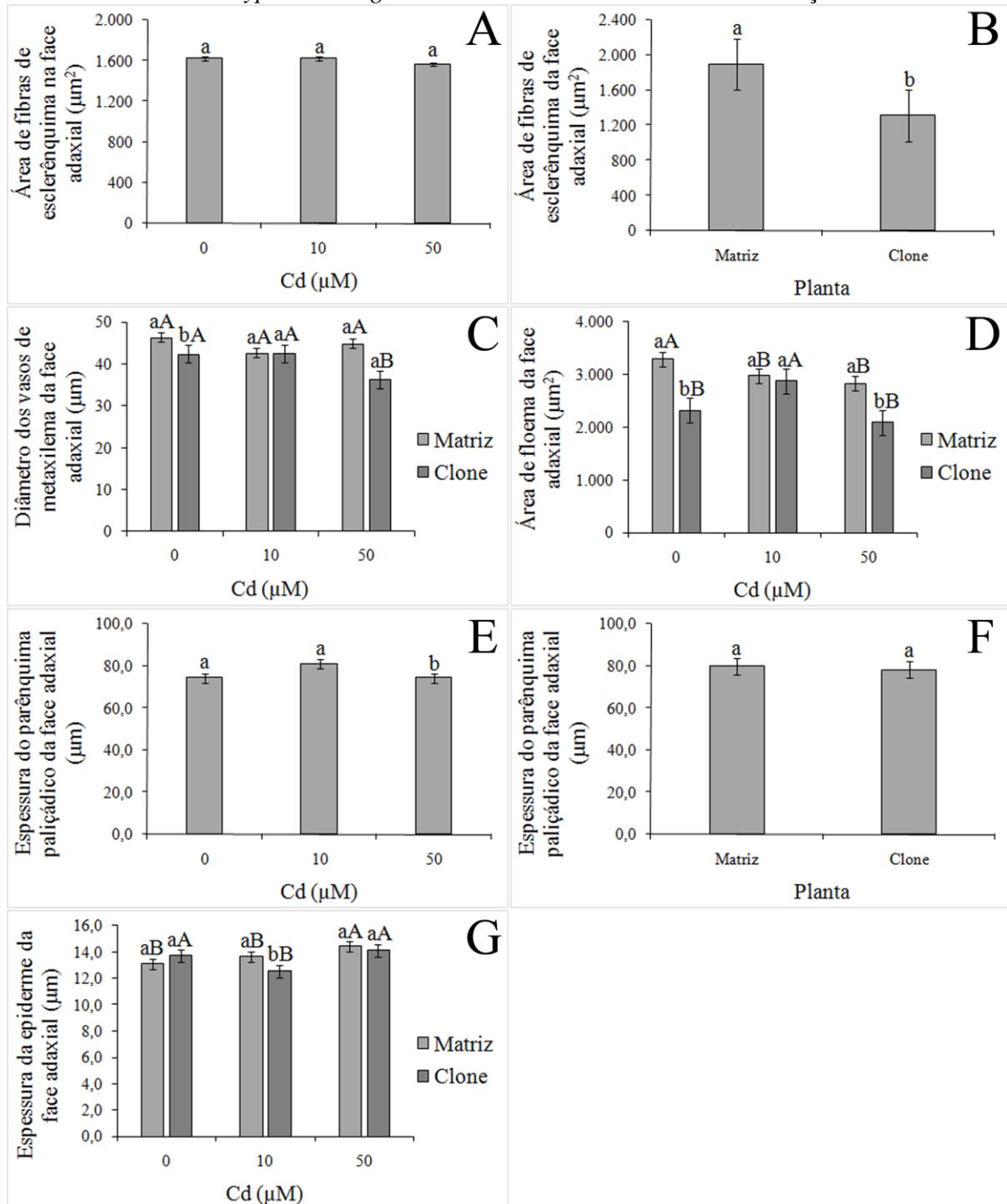
(A) - Fotomicrografia geral da secção transversal da folhas da espécie. Barra = 2000 μm . (B | H) - planta matriz / 0 μM de Cd; (C | I) - planta matriz / 10 μM de Cd; (D | J) - planta matriz / 50 μM de Cd; (E | K) - planta clone / 0 μM de Cd; (F | L) - planta clone / 10 μM de Cd; (G | M) - planta clone / 50 μM de Cd. (Fad) - face adaxial; (Fab) - face abaxial; (CA) - câmara de aerênquima. Barra = 50 μm .

Figura 8. Gráficos da espessura e proporção de aerênquima do mesofilo em folhas de plantas matrizes e clones de *Typha domingensis* submetidas a diferentes concentrações de cádmio.



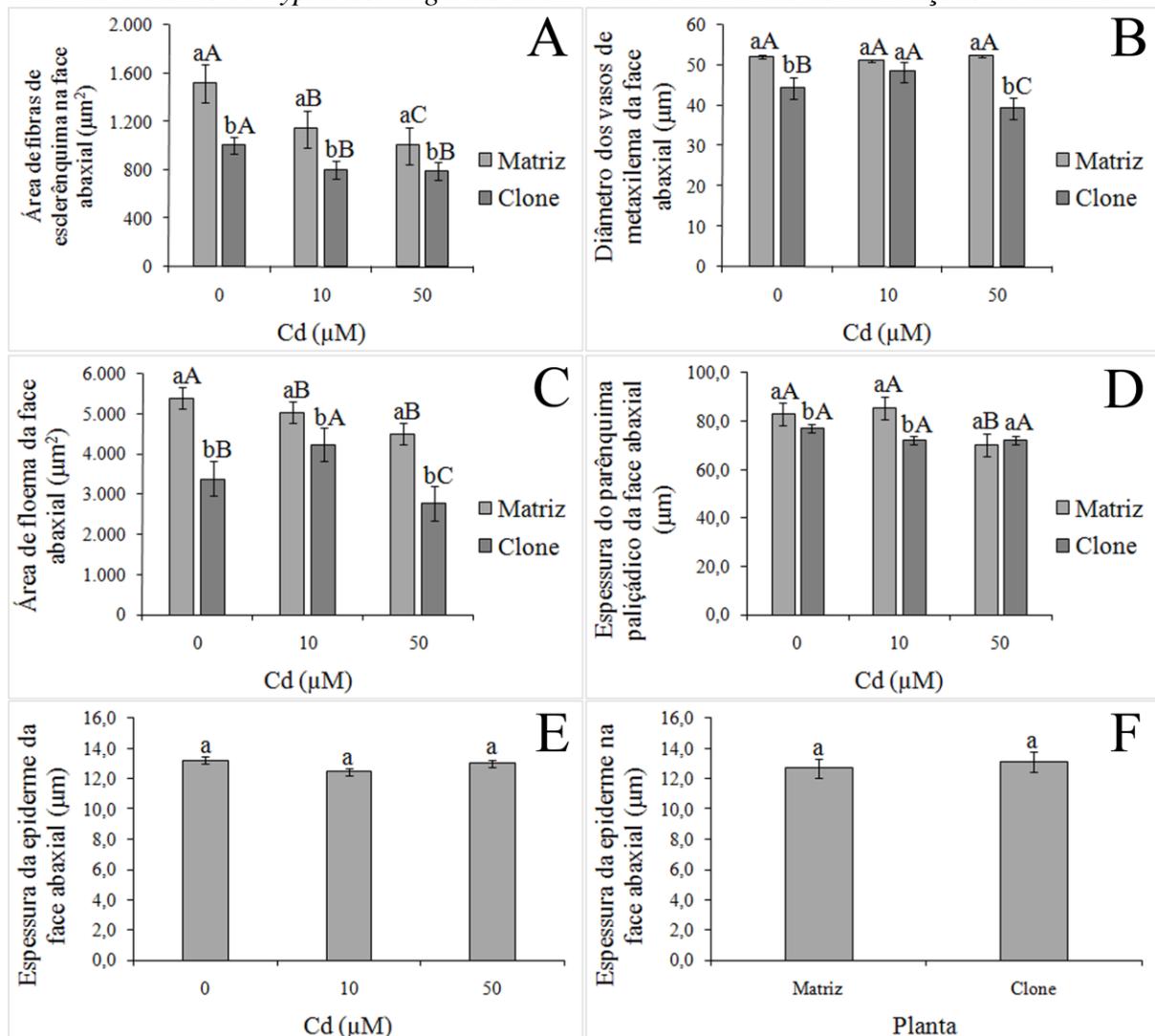
Médias seguidas da mesma letra minúscula entre as plantas e maiúscula entre as concentrações não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de significância.

Figura 9. Gráficos das características anatômicas da face adaxial em folhas de plantas matrizes e clones de *Typha domingensis* submetidas a diferentes concentrações de cádmio.



Médias seguidas da mesma letra minúscula entre as plantas e maiúscula entre as concentrações não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de significância.

Figura 10. Gráficos das características anatômicas da face abaxial em folhas de plantas matrizes e clones de *Typha domingensis* submetidas a diferentes concentrações de cádmio.



Médias seguidas da mesma letra minúscula entre as plantas e maiúscula entre as concentrações não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de significância.

As raízes da espécie *Typha domingensis* apresentam epiderme do tipo unisseriada com a presença de tricomas. Em seguida, o córtex radicular é dividido em três regiões: o córtex externo, composto por células parenquimáticas e poucos espaços intercelulares; o córtex médio, com grandes câmaras de aerênquima e células parenquimáticas formando trabéculas; e o córtex interno, composto por camadas de pequenas células parenquimáticas. Além disso, é observada uma camada de endoderme unisseriada ao redor do cilindro vascular, seguido por uma ou duas camadas de periciclo (Figura 11).

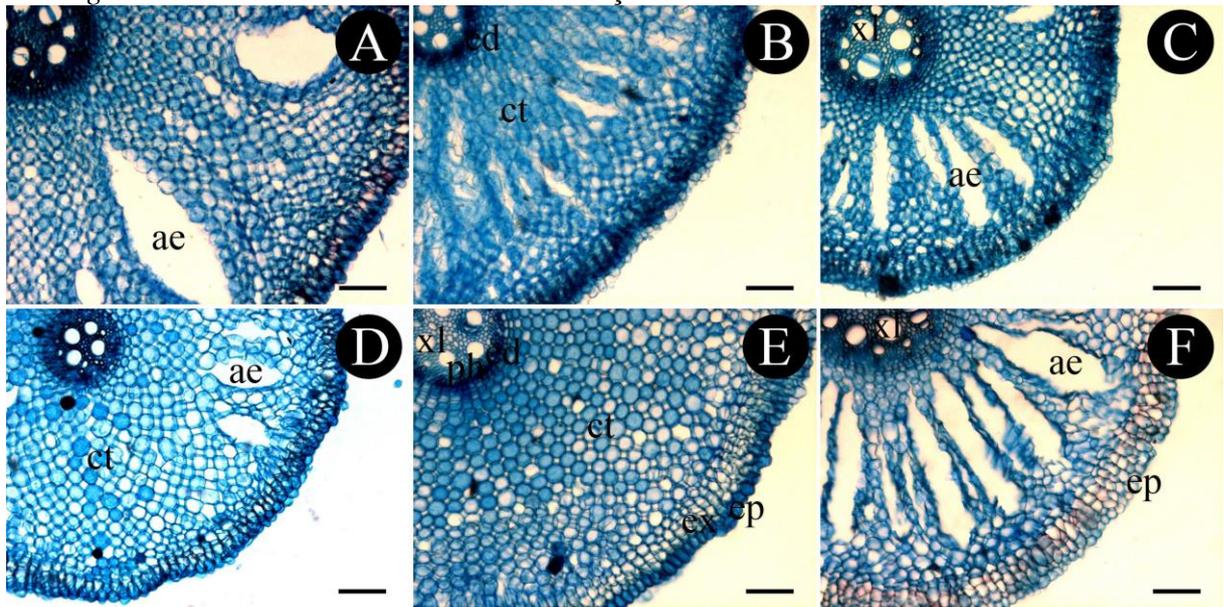
Em relação às características quantitativas anatômicas radiculares, foi observada interação entre o tipo de planta e as concentrações de metal para a espessura do córtex,

diâmetro dos vasos de metaxilema, proporção de cilindro vascular na raiz e proporção de aerênquima no córtex (Tabela 1; Figura 12E,F,G,H). A espessura da epiderme apresentou uma redução de 14,41% para o tratamento de maior concentração de Cd quando comparado aos demais tratamentos (Tabela 1; Figura 12A). Essa mesma característica não apresentou diferenças entre os dois tipos de plantas (Tabela 1; Figura 12B). Em relação à espessura da exoderme foi notada uma redução de 12,50% do tratamento de 0 μM de Cd para o de 10 μM de Cd e 15,48% desse tratamento para o de 50 μM de Cd (Tabela 1; Figura 12A). Semelhante à espessura da epiderme, a exoderme também não apresentou diferenças entre as plantas matrizes e clones (Tabela 1; Figura 12B). A espessura da endoderme, diferentes das outras barreiras apoplásticas, apresentou incremento na maior concentração do metal pesado, sendo que os valores observados foram 10,78% maiores para essa concentração em relação às demais (Tabela 1; Figura 12A). Essa característica também não apresentou diferenças entre os dois tipos de plantas (Tabela 1; Figura 12B).

Em relação à espessura do floema, houve uma redução de 11,65% (Tabela 1; Figura 12C) para a maior concentração em relação às demais e incremento de 6,25% para as plantas clones em relação às matrizes (Tabela 1; Figura 12D). Para a espessura do córtex, foi notada redução ao longo das concentrações de Cd para as plantas matrizes. Para as plantas clones, por sua vez, foi observado incremento de 17,95% para o tratamento de 10 μM de Cd em relação aos demais. Comparando-se as plantas dentro de cada tratamento não foram observadas diferenças no tratamento de 10 μM de Cd. No tratamento com ausência do metal pesado, foram observados valores 16,52% maiores para as plantas matrizes em relação às plantas clones. No tratamento de maior concentração de Cd, por sua vez, foram observados valores 13,98% maiores para as plantas clones em relação às plantas matrizes (Tabela 1; Figura 12E). Em relação ao diâmetro dos vasos de metaxilema, resultados semelhantes foram observados para as plantas clones e matrizes ao longo das concentrações de Cd, com médias maiores nas maiores concentrações. Os tipos de plantas dentro de cada um dos tratamentos não apresentaram diferenças para as concentrações de 10 e 50 μM de Cd. No tratamento de ausência de Cd foram observadas médias 12,51% maiores para as plantas matrizes em relação às plantas clones (Tabela 1; Figura 12F). A proporção de cilindro vascular nas raízes apresentou resultados semelhantes à característica anterior para os dois tipos de plantas ao longo dos diferentes tratamentos, com maiores médias observadas na maior concentração de Cd. Comparando-se os dois tipos de plantas em cada um dos tratamentos, não foram observadas diferenças para o tratamento com ausência de Cd. No tratamento com 10 μM de

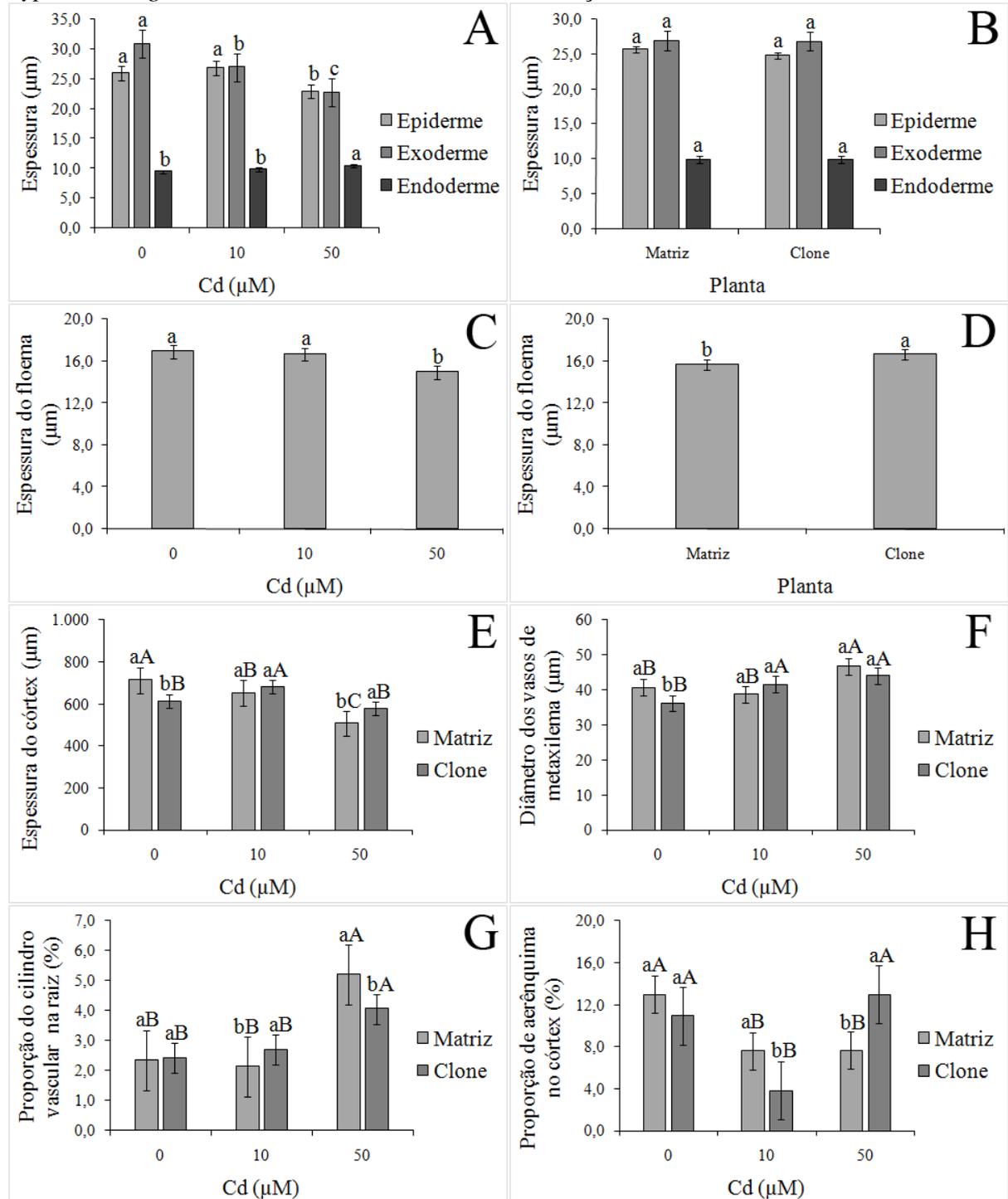
Cd, foram observados valores 28,57% superiores para os clones em relação as matrizes. No tratamento de maior concentração, por sua vez, os valores observados foram 30% maiores para as matrizes (Tabela 1; Figura 12G). A proporção de aerênquima no córtex para as plantas matrizes apresentou valores 70,69% superiores para o tratamento livre de Cd quando comparado aos demais. Já para as plantas clones, os valores observados foram três vezes superiores para os tratamentos de 0 e 50 μM de Cd. Para os dois tipos de planta em cada uma das concentrações, não foram notadas diferenças entre essas plantas para o tratamento com ausência do metal pesado. No tratamento intermediário foram observadas médias 97,66% superiores para as plantas matrizes em relação às plantas clones. No tratamento com maior concentração de Cd, por sua vez, foram observadas médias 69,45% superiores para as plantas clones (Tabela 1; Figura 12H).

Figura 11. Secções transversais radiculares de plantas matrizes e clones de *Typha domingensis* submetidas à diferentes concentrações cádmio.



(A) - Planta matriz / 0 μM de Cd; (B) - Planta matriz / 10 μM de Cd; (C) - Planta matriz / 50 μM de Cd; (D) - Planta clone / 0 μM de Cd; (E) - Planta clone / 10 μM de Cd; (F) - Planta clone / 50 μM de Cd. (ae) - câmaras de aerênquima; (ct) - córtex; (ep) - epiderme; (ex) - exoderme; (ed) - endoderme; (xl) - vasos de metaxilema; (ph) - floema. Barra = 100 μm .

Figura 12. Gráficos das características anômicas radiculares de plantas matrizes e clones de *Typha domingensis* submetidas a diferentes concentrações de cádmio.



Médias seguidas da mesma letra minúscula entre as plantas e maiúscula entre as concentrações não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de significância

5 DISCUSSÃO

Trabalhos disponíveis a respeito da tolerância à metais pesados na literatura revelam resultados semelhantes aos encontrados no presente trabalho para outras espécies de plantas aquáticas quando expostas à estes poluentes, sendo tais plantas classificadas pelos autores como tolerantes a esse tipo de poluição. Pereira *et al.* (2017) em trabalho realizado com *Eichhornia crassipes* observaram aumento na fotossíntese líquida, condutância estomática, transpiração e razão Ci/Ca em função das crescentes concentrações de cádmio. Oliveira *et al.* (2018), por sua vez, mostraram a manutenção da fotossíntese, transpiração e avaliação indireta de clorofila (SPAD) em plantas de *Typha domingensis* submetidas a esse mesmo metal pesado. Nesse trabalho ainda é possível observar a manutenção de alguns parâmetros de crescimento, como número de novas plantas, número de novas folhas, tamanho das folhas, massa seca das raízes, folhas e rizomas, corroborando o exposto no presente trabalho. Resultados semelhantes são observados para essas espécies macrófitas submetidas a outros metais pesados como chumbo e arsênio (PEREIRA *et al.*, 2011; PEREIRA *et al.*, 2014). Vale destacar que, diferentemente da literatura anterior, o presente estudo demonstra que esta tolerância e a capacidade de manutenção dos parâmetros de crescimento são características presente tanto em plantas matrizes como nos clones, mesmo em estágio inicial de desenvolvimento, ainda com poucas semanas de formação. Sabe-se que, os estádios iniciais de desenvolvimento das plantas configuram entre os mais sensíveis à fatores externos do meio ambiente (LI *et al.*, 2005). Portanto, a capacidade de *T. domingensis* em apresentar ausência de toxicidade do Cd nos estádios iniciais de formação e durante o crescimento do clone é essencial para a sua aplicação em sistemas de fitorremediação. Destaca-se que, nestes sistemas, algumas plantas são introduzidas e espera-se que a população propague-se, melhorando a capacidade de absorção do poluente. Dessa forma, os resultados do presente trabalho são importantes para definir o uso desta espécie e a viabilidade dos sistemas de fitorremediação que a utilizem.

Os índices de crescimento apresentados pelas plantas matrizes e clones no presente trabalho, corroboram a viabilidade de sua utilização em projetos de fitorremediação. Em relação à taxa de crescimento relativo, por exemplo, houve uma pequena queda na maior concentração de cádmio em comparação com as demais concentrações e as plantas clones demonstraram taxas de crescimento muito superiores às plantas mães, revelando novamente

que as plantas nesse estágio inicial não sofreram efeitos prejudiciais significativos diferentes aos das plantas matrizes. Em comparação a outros trabalhos, a resposta das plantas clones foi muito interessante para relevar sua resistência à presença desse metal pesado (LI *et al.*, 2005; SILVA *et al.*, 2013; PEREIRA *et al.*, 2017) . O mesmo foi observado para a taxa assimilatória líquida, que novamente revela seu potencial tolerante ao Cd. Esses fatores refletem diretamente no seu potencial fotossintético e no surgimento de novas plantas, que não foram afetados no presente estudo pela concentração do metal pesado. Em relação aos demais índices de crescimento, as diferenças foram observadas apenas entre as plantas matrizes e clones. Devido a escassez de trabalhos que comparem esses dois tipos de plantas, é difícil fazer qualquer comparação entre elas. No entanto, essa diferença pode ser explicada pela diferenças de idade das plantas, a seqüência de diferenciação dos tecidos em plantas de *Typha domingensis* e a presença de um meristema intercalar na base das suas folhas, o que assegura o seu crescimento durante todo seu ciclo de vida (CORRÊA *et al.*, 2017b).

As células epidérmicas e os estômatos apresentam características semelhantes a outros trabalhos já descritos na literatura (CORRÊA *et al.*, 2017a). Os resultados quantitativos para plantas matrizes e seus clones também se assemelham à outros estudos desenvolvidos com macrófitas expostas a arsênio, chumbo e cádmio (OLIVEIRA *et al.*, 2018; PEREIRA *et al.*, 2011; PEREIRA *et al.*, 2017; PEREIRA *et al.*, 2018). No presente trabalho, destaca-se a ausência de sinais de toxicidade e é possível observar a manutenção ou até mesmo incremento de algumas características na presença de Cd. Segundo Grisi *et al.* (2008) e Souza *et al.* (2009), o estresse ocasionado por condições adversas pode favorecer o aumento da densidade estomática como uma alternativa para manutenção da fotossíntese, já que os estômatos são a principal fonte de entrada de CO₂ para esse processo metabólico. Apesar de concentrações muito elevadas de metais pesados ocasionarem o aparecimento de uma pequena redução em alguns parâmetros, como o índice estomático, esta mudança pode ser pouco significativa para a fotossíntese e a redução do tamanho dos estômatos, associado com o aumento da sua densidade pode, claramente favorecer a taxa fotossintética (PEREIRA *et al.*, 2011; PEREIRA *et al.*, 2014; PEREIRA *et al.*, 2016; PEREIRA *et al.*, 2017) . Além disso, em plantas anfiestomáticas, o principal fator limitante para difusão de CO₂ é a resistência do mesofilo (TERASHIMA *et al.*, 2006). Portanto, os resultados para as características estomáticas comprovam a tolerância de *T. domingensis* e auxiliam à explicar a manutenção da taxa fotossintética sob contaminação por Cd. Por outro lado, destaca-se a inédita comparação entre estes parâmetros nas plantas matrizes e os seus clones. Percebe-se que não há diferença

significativa para a densidade estomática ou esta é maior nas plantas matrizes em relação aos clones em condições não contaminadas. Contudo, sob contaminação por Cd percebe-se uma maior densidade estomática nos clones em comparação às plantas matrizes. Este é um efeito interessante, pois pode destacar que há, sim, certa proteção dos clones pelas plantas matrizes que, possivelmente estão absorvendo o Cd em maior proporção em comparação aos seus clones. Com a maior densidade estomática, estes clones adquirem melhor capacidade de trocas gasosas e absorção de CO₂ o que pode favorecer a manutenção da sua taxa fotossintética. Percebe-se, no entanto, certo contraste onde a taxa fotossintética foi maior nas plantas matrizes, mas a taxa transpiratória foi maior nos clones. Este resultado é interessante, uma vez que a maior taxa fotossintética pode ser explicada por uma maior espessura foliar (TERASHIMA *et al.*, 2006; PEREIRA *et al.*, 2016), assim como observado no presente trabalho. A maior taxa transpiratória, por sua vez, pode ser explicada pela maior densidade estomática, que, em plantas aquáticas não necessita de controlar tão intensamente a perda de água e, por isso, podem captar mais nutrientes. Este efeito pode, de fato, explicar uma maior aquisição proporcional de nutrientes e o aumento das taxas de crescimento observadas para os clones em relação às plantas matrizes.

As folhas observadas em secção transversal não apresentaram diferenças em relação aos outros relatos já realizados (CORRÊA *et al.*, 2017a). As características anatômicas quantitativas foliares avaliadas em secção transversal também revelam resultados interessantes que comprovam sua tolerância a metais pesados e, conseqüentemente, o seu potencial para aplicação em técnicas de fitorremediação. Em relação às características da face adaxial, foi notado pouco ou nenhum efeito nas características de parênquima paliçádico, fibras esclerenquimáticas, diâmetro dos vasos de metaxilema e espessura da epiderme. Isso é muito interessante, pois devido a sua morfologia e anatomia, é essa face da folha que fica mais exposta a fatores ambientais. Suas folhas, principalmente sua face adaxial, são ricas em fibras esclerenquimáticas, permitindo que esse órgão fique acima do nível da água e as trocas gasosas aconteçam entre a planta e a atmosfera (HENRY, 2003). Dessa forma, é a face adaxial que recebe maior quantidade de radiação solar e, conseqüentemente, tem maior contribuição para sua taxa fotossintética. Resultados observados para essas características são semelhantes aos observados em outras folhas, como um todo, em algumas espécies de macrófitas consideradas tolerantes a contaminação por metais pesados (PEREIRA *et al.*, 2011; PEREIRA *et al.*, 2017; OLIVEIRA *et al.*, 2018). Em relação à face abaxial, a presença do metal pesado parece ter sido significativamente prejudicial, inclusive com efeitos de

toxicidade. A área das fibras de esclerênquima, por exemplo, apresentou redução ao longo das concentrações de cádmio, tanto para plantas matrizes quanto para clones. Resultados semelhantes são observados para os vasos de metaxilema, área de floema, parênquima paliçádico, principalmente em plantas clones. No entanto, mesmo com a alteração dessas características não houve prejuízo significativo para a fotossíntese, taxas de crescimento e surgimento de novas plantas, o que corrobora o maior papel dos tecidos localizados na face adaxial sobre os parâmetros de crescimento citados há pouco. As demais diferenças observadas podem estar associadas à maturidade das plantas matrizes em relação às plantas clones, já que conforme relatado em trabalho realizado por Corrêa *et al.* (2007b), tecidos como fibras de esclerênquima e aerênquima são os últimos a completarem sua diferenciação nessas plantas.

As raízes observadas em secção transversal apresentam características semelhantes a outros trabalhos presentes na literatura (CORRÊA *et al.*, 2017a). Resultados quantitativos relevantes para corroborar os demais e explicar a tolerância das plantas matrizes e clones foram observados nas características anatômicas e de crescimento das raízes. Dentre as características de alocação de biomassa, a mais notável é relacionada à alocação de biomassa nas raízes das plantas clones na maior concentração de cádmio. Segundo Oliveira *et al.* (2018) esse resultado, juntamente com o aumento da espessura do córtex, podem estar relacionadas ao acúmulo desse metal pesado na raiz, impedindo o seu transporte para as partes aéreas da plantas e, conseqüentemente, a ocorrência de prejuízos para a fotossíntese. Outra característica que corrobora essa hipótese é o espessamento de barreiras apoplásticas, principalmente a endoderme, que impedem a chegada dos poluentes no cilindro vascular e são consideradas uma modificação observada em plantas tolerantes (RIBEIRO *et al.*, 2015; PEREIRA *et al.*, 2017). O espessamento da endoderme pode ser prejudicial para o transporte de nutrientes para as demais partes das plantas clones. No entanto, o investimento na maior quantidade de raízes, incremento nos vasos de metaxilema, proporção de cilindro vascular e o aumento da densidade estomática, que conseqüentemente promove o transporte de água e nutrientes na planta já citado acima, podem ser uma forma de compensação para manutenção do crescimento e fotossíntese dessas plantas, como observado nos resultados desse trabalho. Além de todo conjunto de modificações desenvolvidas pela planta clone, o incremento nas características de floema observada em ambas às plantas, principalmente em planta clones, podem estar associados ao incremento do transporte de fotoassimilados para as plantas clones e, conseqüentemente, a manutenção de seu metabolismo e crescimento, como observado

nesse estudo. Trabalhos disponíveis na literatura revelam resultados semelhantes em características relacionadas ao floema nesses órgãos, sugerindo à manutenção do seu crescimento e propagação em macrófitas tolerantes a contaminação por metais pesados (PEREIRA *et al.*, 2011; PEREIRA *et al.*, 2014; RIBEIRO *et al.*, 2015; PEREIRA *et al.*, 2017).

De modo geral, as modificações na estrutura interna e a manutenção das características fotossintéticas na espécie podem ser de extrema importância para o fornecimento de fotoassimilados para os clones que surgem durante o seu ciclo de vida. Isso garante o crescimento e desenvolvimento destes clones, o que conseqüentemente implica diretamente na capacidade de colonização da espécie. Esses resultados, associados a outros da literatura, relacionados à fotossíntese, características anatômicas, crescimento (OLIVEIRA *et al.*, 2018) e capacidade de acúmulo de metais pesados (BONANNO; CIRELLI, 2017; HADAD *et al.*, 2018) refletem em grande potencial para uso dessas plantas em atividades de fitorremediação.

6 CONCLUSÃO

As plantas matrizes e clones de *Typha domigensis* apresentaram pouca ou nenhuma toxicidade significativa nas características fisiológicas e anatômicas quando na presença do metal pesado cádmio. As modificações observadas, principalmente em sua estrutura interna, podem estar associadas a manutenção das características de trocas gasosas, crescimento e desenvolvimento dos clones, o que afeta diretamente a capacidade de colonização da espécie. Os clones apresentam tolerância ao Cd mesmo em seus estádios iniciais de desenvolvimento e maior capacidade de crescimento do que as plantas matrizes. Tais resultados justificam a possibilidade de uso dessa espécie em procedimentos fitorremediação de ambientes contaminados por Cd.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. **Tópicos em Ciências do Solo**, v. 1, p. 229-351, 2000.

ADAMS, A. A.; RAMAN, A.; HODGKINS, D. S.; NICOL, H. I. Accumulation of heavy metals by naturally colonizing *Typha domingensis* (Poales: Typhaceae) in waste-rock dump leachate storage ponds in a gold-copper mine in the central tablelands of New South Wales, Australia. **International Journal of Mining Reclamation and Environment**, v. 27, n. 4, p. 294-307, 2013.

AKGUC, N.; OZYIGIT, I.; YASAR, U.; LEBLEBICI, Z.; YARCI, C. Use of *Pyracantha coccinea* Roem. as a possible biomonitor for the selected heavy metals. **International Journal of Environmental Science & Technology**, v. 7, n. 3, p. 427-434, 2010.

AKKOL, E. K.; SÜNTAR, I.; KELES, H.; YESILADA, E. The potencial role of female flower inflorescence of *Typha domingensis* Pers. in wound management. **Journal of Ethnopharmacology**, v. 133, n. 3, p. 1027-1032, 2011.

ALAHVERDI, M.; SAVABIEASFAHANI, M. Seaweed and chlorophyll as biomarkers of metals in the Persian Gulf, Iran. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 89, n. 3, p. 501-506, 2012.

ANNING, A. K.; AKOTO, R. Assisted phytoremediation of heavy metal contaminated soil from a mined site with *Typha latifolia* and *Chrysopogon zizanioides*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 148, p. 97-104, 2018.

AZEVEDO, J. A.; AZEVEDO, R. A. Heavy metals and oxidative stress: where do we go from here? **Communications in Biometry Crop Science**, v. 1, p. 135-138, 2006.

BENAVIDES, M. P.; GALLEGO, S. M.; TOMARO, M. L. Cadmium toxicity in plants. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 17, n. 1, p. 21-34, 2005.

BONANNO, G.; CIRELLI, G. L. Comparative analysis of element concentrations and translocation in three wetland congener plants: *Typha domingensis*, *Typha latifolia* and *Typha angustifolia*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 143, p. 92-101, 2017.

BUR, T.; PROBST, A.; BIANCO, A.; GANDOIS, L.; CROUAU, Y. Determining cadmium critical concentrations in natural soils by assessing Collembola mortality, reproduction and growth. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 73, n. 3, p. 415-422, 2010.

BYRNE, C.; DIVEKAR, S. D.; STORCHAN, G. B.; PARODI, D. A.; MARTIN, M. B. Cadmium—a metallo hormone?. **Toxicology and applied pharmacology**, v. 238, n. 3, p. 266-271, 2009.

CARDWELL, A.J.; HAWKER, D.W.; GREENWAY, M. Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland, Australia. **Chemosphere**, v. 48, n. 7, p. 653-663, 2002.

CASTRO, E. M.; PEREIRA, F. J.; PAIVA, R. **Histologia Vegetal: Estrutura e Função de Órgãos Vegetativos**. Lavras: UFLA, 2009. 234 p.

CERVI, A. C., BONA, C., MOÇO, M. C. C.; VON LINSINGEN, L. Macrófitas aquáticas do Município de General Carneiro, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**. v. 9, n. 3, p. 215-222, 2009.

CHANDRA, R; YADAV, S. Potential of *Typha angustifolia* for phytoremediation of heavy metals from aqueous solution of phenol and melanoidin. **Ecological Engineering**, v. 36, n. 10, p. 1277-1284, 2010.

CHANDRA, R; YADAV, S. Phytoremediation of Cd, Cr, Cu, Mn, Fe, Ni, Pb and Zn from aqueous solution using *Phragmites cummunis*, *Typha angustifolia* and *Cyperus esculentus*. **International Journal of Phytoremediation**, v. 13, n. 6, p. 580-591, 2011.

COOBET, G. P.; SANDS, K.; WALTER, M.; WIXSON, B. G.; DOWARD-KING, E. Accumulation of Heavy metals by Vegetables Grown in mine wastes. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 19, n. 3, p. 600-607, 2000.

COOK, C. D. K. **Aquatic Plant Book**. Amsterdam: SPB Academic Publishing, 1996. 228 p.

CORRÊA, F. F.; PEREIRA, M. P.; MADAIL, R. H.; SANTOS, B. R.; BARBOSA, S.; CASTRO, E. M.; PEREIRA, F. J. Anatomical traits related to stress in high density populations of *Typha angustifolia* L. (Typhaceae). **Brazilian Journal of Biology**, v. 77, n. 1, p. 52-59, 2017a.

CORRÊA, F. F.; PEREIRA, M. P.; KLOSS, R. B.; CASTRO, E. M.; PEREIRA, F. J. Leaf ontogeny and meristem activity of *Typha domingensis* Pers. (Typhaceae) under different phosphate concentrations. **Aquatic Botany**, v. 136, p. 43-51, 2017b.

CUNHA, K. P. V.; NASCIMENTO, C. W. A.; PIMENTEL, R. M. M.; ACCIOLY, A. M. A.; SILVA, A. J. Disponibilidade, acúmulo e toxidez de cádmio e zinco em milho cultivado em solo contaminado. **Seção IX – Poluição do Solo e Qualidade Ambiental. Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 32: 1319-1328, p. 1328, 2008.

DAVIS, S. M. Growth, decomposition and nutrient retention of *Cladium jamaicense* Crantz and *Typha domingensis* Pers. in the Florida Everglades. **Aquatic Botany**, v. 40, n. 3, p. 203-224, 1991.

DELMAIL, D.; LABROUSSE, P.; HOURDIN, P.; LARCHER, L.; MOESCH, C.; BOTINEAU, M. Physiological, anatomical and phenotypical effects of a cadmium stress in different-aged chlorophyllian organs of *Myriophyllum alterniflorum* DC (Haloragaceae). **Environmental and Experimental Botany**, v. 72, n. 2, p. 174-181, 2011.

DREW, M. C. Oxygen deficiency and root metabolism: injury and acclimation under hypoxia and anoxia. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, v. 48, n. 1, p. 223-250, 1997.

DONABAUM, K.; SCHAGERL, M.; DOKULIL, M. T. Integrated management to restore macrophyte domination. **Hydrobiologia**, v. 395/396, n. 1, p. 87-97, 1999.

ECKERT, C. G.; DORKEN, M. E.; BARRETT, S. C. H. Ecological and evolutionary consequences of sexual and clonal reproduction in aquatic plants. **Aquatic Botany**, v.135, p. 46-61, 2016.

EID, E. M.; SHALTOUT, K. H.; ASAEDA, T. Modeling growth dynamics of *Typha domingensis* (Pers.) Poir. ex Steud. in Lake Burullus, Egypt. **Ecological Modelling**, v. 243, n. 1, p. 63-72, 2012.

EGGERMONT, H.; BALIAN, E.; AZEVEDO, J. M. N.; BEUMER, V.; BRODIN, T.; CLAUDET, J.; REUTER, K. Nature-based solutions: new influence for environmental management and research in Europe. **GAIA-Ecological Perspectives for Science and Society**, v. 24, n. 4, p. 243-248, 2015.

ESTEVEZ, F. A.; CAMARGO, A. F. M. Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. **Acta Limnologia Brasiliensia**, v. 1, n.1, p.273-298, 1986.

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

FORD, D. E. Reservoir transport processes In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. **Reservoir Limnology: ecological perspectives**. New York: John Wiley & Sons, 1990. p. 15-41.

GALL, J.E., BOYD, R.S. and RAJAKARUNA, N. Transfer of heavy metals through terrestrial food webs: a review. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 4, p. 201, 2015.

GERSCHER, K.; DETERS, A. M. *Typha latifolia* L. fruit polysaccharides induce the differentiation and stimulate the proliferation of human keratinocytes in vitro. **Journal of Ethnopharmacology**, v. 137, n. 1, p. 352-358, 2011.

GHOSH, M.; SINGH, S. P. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of it's by products. **Asian Journal Energy Environmental**, v. 6, n. 4, p. 18, 2005.

GRATÃO, P. L.; PRASAD, M. N. V.; CARDOSO, P. F.; LEA, P. F.; AZEVEDO, R. A. Phytoremediation: green technology for the clean up toxic metals in the environment. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 17, n. 1, p. 53-64, 2005.

GRISI, F. A.; ALVES, J. D.; CASTRO, E. M.; OLIVEIRA, C.; BIAGIOTTI, G.; MELO, L. A. Avaliações anatômicas foliares em mudas de café 'catuaí' e 'siriema' submetidas ao estresse hídrico. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 32, n. 6, p. 1730-1736, 2008.

GUAN, M. Y.; ZHANG, H. H.; PAN, W.; JIN, C. W.; LIN, X. Y. Sulfide alleviates cadmium toxicity in *Arabidopsis* plants by altering the chemical form and the subcellular distribution of cadmium. **Science of The Total Environment**, v. 627, p. 663-670, 2018.

GUIMARÃES, M. D. A.; SANTANA, T. A.; SILVA, E. V.; ZENZEN, I. L.; LOUREURO, M. E. Toxicidade e tolerância ao cádmio em plantas. **Revista Trópica - Ciências Agrárias e Biológicas**, v. 2, p. 58-68, 2008.

HADAD, H. R.; MAINE, M. A. Phosphorous amount in floating and rooted macrophytes growing in wetlands from the Middle Paraná River floodplain (Argentina). **Ecological Engineering**, v. 31, n. 4, p. 251-258, 2007.

HADAD, H. R.; MUFARREGE, M. M.; DI LUCA, G. A.; MAINE, M. A. Long-term study of Cr, Ni, Zn, and P distribution in *Typha domingensis* growing in a constructed wetland. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 18130-18137, 2018.

HAMDAN, M. A.; ASADA, T.; HASSAN, F. M.; WARNER, B. G.; DOUABUL, A.; AL-HILLI, M. R. A.; ALWAN, A. A. Vegetation Response to Re-flooding in the Mesopotamian Wetlands, Southern Iraq. **Wetlands**, v. 30, n. 1, p. 177-188, 2010.

HANIF, M. A.; BHATTI, H. N. Remediation of heavy metals using easily cultivable, fast growing, and highly accumulating white rot fungi from hazardous aqueous streams. **Desalination and Water Treatment**, v. 53, n. 1, p. 238-248, 2015.

HASAN, S. A.; FARIDUDDIN, Q.; ALI, B.; HAYAT, S.; AHMAD, A. Cadmium: toxicity and tolerance in plants. **Journal of Environmental Biology**, v. 30, n. 2, p. 165-174, 2009.

HENRIQUES-DE-OLIVEIRA, C.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Sewage input effects on the macroinvertebrate community associated to *Typha domingensis* Pers. in a costal lagoon in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 1, p. 73-80, 2007.

HENRY, R. **Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos**. São Carlos: Rima, 2003. 349 p.

HOAGLAND, D. R.; ARNON, D. I. The water-culture method for growing plants without soil. **California Agricultural Experiment Station Circular**, v. 347, n. 1, p. 1-39, 1950.

HOANG, T. K.; PROBST, A.; ORANGE, D.; GILBERT, F.; ELGER, A.; KALLERHOFF, J.; GERINO, M. Bioturbation effects on bioaccumulation of cadmium in the wetland plant *Typha latifolia*: A nature-based experiment. **Science of The Total Environment**, v. 618, p. 1284-1297, 2018.

HUANG, T. L.; HUANG, H. J. ROS and CDPK-like kinase-mediated activation of MAP kinase in rice roots exposed to lead. **Chemosphere**, v. 71, p. 1377-1385, 2008.

HUNT, R.; CAUSTON, D. R.; SHIPLEY, B.; ASKEW, A. P. A modern tool for classical plant growth analysis. **Annals of Botany**, v. 90, p. 485-488, 2002.

INSAUSTI, P.; GRIMOLDI, A. A.; CHANETON, E. J.; VASELLATI, V. Flooding induces a suite of adaptive plastic responses in the grass *Paspalum dilatatum*. **New Phytologist**, v. 152, n. 2, p. 291-299, 2001.

JOHANSEN, D. A. **Plant microtechnique**. 2nd ed. New York: Mc-Graw-Hill, 1940. 523 p.

JOHANSSON, M. E.; NILSSON, C. Hydrochory, population dynamics and distribution of the clonal aquatic plant *Ranunculus lingua*. **Journal of Ecology**, v. 81, p. 81-91, 1993.

KARENLAMPI, S.; SCHAT, H.; VANGRONSVELD, J.; VERKLEIJ, J. A. C.; VAN DER LELIE, D.; MERGEAY, M.; TERVAHAUTA, A. I. Genetic engineering in the improvement of plants for phytoremediation of metal polluted soils. **Environmental Pollution**, v. 107, n. 2, p. 225-231, 2000.

KERMANI, A. J. N.; GHASEMI, M. F.; KHOSRAVAN, A.; FARAHMAND, A.; SHAKIBAIE, M. R. Cadmium bioremediation by metal-resistant mutated bacteria isolated from active sludge of industrial effluent. **Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering**, v. 7, n. 4, p. 279, 2010.

KRAUS, J. E.; ARDUIM, M. **Manual básico de métodos em morfologia vegetal**. Seropédica: EDUR, 1997. 221 p.

LI, W.; KHAN, M. A.; YAMAGUCHI, S.; KAMIYA, Y. Effects of heavy metals on seed germination and early seedling growth of *Arabidopsis thaliana*. **Plant Growth Regulation**, v. 46, n. 1, p. 45-50, 2005.

LI, S. MENDELSSON, I. A.; CHEN, H.; OREM, W. H. Does sulphate enrichment promote the expansion of *Typha domingensis* (cattail) in the Florida Everglades? **Freshwater Biology**, v. 54, n. 9, p. 1909-1923, 2009.

LI, L. Z.; TU, C.; PEIJNENBURG, W. J. G. M.; LUO, Y. M. Characteristics of cadmium uptake and membrane transport in roots of intact wheat (*Triticum aestivum* L.) seedlings. **Environmental Pollution**, v. 221, p. 351-358, 2017.

LUX, A.; MARTINKA, M.; VACULÍK, M.; WHITE, P.J. Root responses to cadmium in the rhizosphere: a review. **Journal of Experimental Botany**, v. 62, n. 1, p. 21-37, 2010.

LYUBENOVA, L.; PONGRAC, P.; VOGEL-MIKUS, K. The fate of arsenic, cadmium, and lead in *Typha latifolia*: A case study on the applicability of micro-PIXE in plant ionomics. **Journal of Hazardous Materials**, v. 248, p. 371-378, 2013.

MALAYERI, B. E.; CHEHREGANI, A.; YOUSEFI, N.; LORESTANI, B. Identification of the hyper accumulator plants in copper and iron mine in Iran. **Pakistan Journal of Biological Sciences: PJBS**, v. 11, n. 3, p. 490-492, 2008.

MANUS, H. A.; SEAGO JUNIOR, J. L.; MARSH, L. C. Epifluorescent and histochemical aspects of shoot anatomy of *Typha latifolia* L., *Typha angustifolia* L., and *Typha glauca* Godr. **Annals of Botany**, v. 90, n. 4, p. 1-5, 2002.

MATIAS, L. Q.; AMADO, E. R. Macrófitas aquáticas da lagoa de Jicoca de Jericoacoara, Ceará, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, n. 4, p. 623-631, 2003.

MEXICANO, L.; NAGLER, P. L.; ZAMORA-ARROYO, F.; GLENN, E. P. Vegetation dynamics in response to water inflow rates and fire in a brackish *Typha domingensis* Pers. marsh in the delta of the Colorado River, Mexico. **Ecological Engineering**, v. 59, n. 1, p. 167-175, 2013.

MOHAMED, A.A.; CASTAGNA, A.; RANIERI, A.; DI TOPPI, L.S. Cadmium tolerance in *Brassica juncea* roots and shoots is affected by antioxidant status and phytochelatin biosynthesis. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 57, p. 15-22, 2012.

MOLLARD, F. P. O.; ROY, M.; FOOTE, A. L. *Typha latifolia* plant performance and stand biomass in wetlands affected by surface oil sands mining. **Ecological Engineering**, v. 58, n. 1, p. 26-34, 2013.

MOORE, M. T.; TYLER, H. L.; LOCKE, M. A. Aqueous pesticide mitigation efficiency of *Typha latifolia* (L.), *Leersia oryzoides* (L.) Sw., and *Sparganium americanum* Nutt. **Chemosphere**, v. 92, n. 10, p. 1307-1313, 2013.

NAIR, A. R.; DEGHESELLE, O.; SMEETS, K.; VAN KERKHOVE, E.; CUYPERS, A. Cadmium-induced pathologies: where is the oxidative balance lost (or not)? **International Journal of Molecular Sciences**, v. 14, n. 3, p. 6116-6143, 2013.

N'GUESSAN, Y. M.; PROBST, J. L.; BUR, T.; PROBST, A. Trace elements in stream bed sediments from agricultural catchments (Gascogne region, SW France): where do they come from? **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 8, p. 2939-2952, 2009.

OLIVEIRA, J. P. V.; PEREIRA, M. P.; DUARTE, V. P.; CORRÊA, F. F.; CASTRO, E. M.; PEREIRA, F. J. Cadmium tolerance of *Typha domingensis* Pers. (Typhaceae) as related to growth and leaf morphophysiology. **Brazilian Journal of Biology**, v. 78, n. 3, p. 509-516, 2018.

PADIAL, A. A.; BINI, L. M.; THOMAZ, S. M. The study of aquatic macrophytes in Neotropics: a scientometrical view of the main trends and gaps. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4 supl, p. 1051-1059, 2008.

PAIVA, H. N.; CARVALHO, J. G.; SIQUEIRA, J. O.; MIRANDA, J. R.; FERNANDES, A. R. Absorção de Nutrientes por mudas de Ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standl.) em solução nutritiva Contaminada por cádmio. **Revista Árvore**, v. 28, n. 2, p. 189-197, 2004.

PEREIRA, F. J.; CASTRO, E. M.; SOUZA, T. C.; MAGALHÃES, P. C. Evolução da anatomia radicular do milho 'Saracura' em ciclos de seleção sucessivos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 12, p. 1649-1656, 2008.

PEREIRA, F. J.; MAGALHÃES, P. C.; SOUZA, T. C.; CASTRO, E. M.; ALVES, J. D. Atividade do sistema antioxidante e desenvolvimento de aerênquima em raízes de milho 'Saracura'. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, n. 5, p. 450-456, 2010.

PEREIRA, F. J.; CASTRO, E. M.; OLIVEIRA, C.; PIRES, M. F.; PASQUAL, M. Mecanismos anatômicos e fisiológicos de plantas de aquapé para a tolerância à contaminação por arsênio. **Planta Daninha**, v. 29, p. 259-267, 2011.

PEREIRA, F. J.; CASTRO, E. M.; OLIVEIRA, C.; PIRES, M. F.; PEREIRA, M. P.; RAMOS, S. J.; FAQUIN, V. Lead tolerance of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* Mart. - Pontederiaceae) as defined by anatomical and physiological traits. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 86, n. 3, p. 1423-1433, 2014.

PEREIRA, F. J.; CASTRO, E. M.; PIRES, M. F.; OLIVEIRA, C.; PASQUAL, M. Anatomical and physiological modifications in water hyacinth under cadmium contamination. **Journal of Applied Botany and Food Quality**, v. 90, p. 10-17, 2017.

PEREIRA, M. P.; RODRIGUES, L. C. A.; CORRÊA, F. F.; CASTRO, E. M.; RIBEIRO, V. E.; PEREIRA, F. J. Cadmium tolerance in *Schinus molle* trees is modulated by enhanced leaf anatomy and photosynthesis. **Trees - Structure and Function**, v. 30, p. 807-814, 2016.

PEUKE, A. D.; RENNENBERG, H. Phytoremediation. **EMBO Reports**, v. 6, n. 6, p. 497-501, 2005.

PIERINI, S. A.; THOMAZ, S. M. Adaptações de plantas submersas à absorção de carbono inorgânico. **Acta Botanica Brasilica**, v. 18, n. 3, p. 629-641, 2004.

PIETRINI, F.; IANNELLI, M. A.; PASQUALINI, S.; MASSACCI, A. Interaction of cadmium with glutathione and photosynthesis in developing leaves and chloroplasts of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. **Plant Physiology**, v. 133, n. 2, p. 829-837, 2003.

POTT, V. J.; POTT, A. **Plantas aquáticas do Pantanal**. Brasília: Embrapa, 2000. 404 p.

RAHMAN, M. A.; HASEGAWA, H. Aquatic arsenic: phytoremediation using floating macrophytes. **Chemosphere**, v. 83, p. 633-646, 2011.

RIBEIRO, E. S.; PEREIRA, M. P.; CASTRO, E. M.; BARONI, G. R.; CORRÊA, F. F.; PEREIRA, F. J. Relações da anatomia radicular na absorção, no acúmulo e na tolerância ao chumbo em *Echinodorus grandiflorus*. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 6, p. 605-612, 2015.

RUBIO, J.; SCHNEIDER, I. A. H.; RIBEIRO, T.; COSTA, C. A.; KALFEZ, C. A. Plantas aquáticas: sorventes naturais. **Ciência hoje**, v. 35, n. 205, p. 68-71, 2004.

SALT, D. E.; SMITH, R. D.; RASKIN, I. Phytoremediation. **Annual Review of Plant Physiology**, v. 49, p. 643-668, 1998.

SANTOS, K. R.; PEREIRA, M. P.; FERREIRA, A. C. G.; RPDRIGUES, L. C. A.; CASTRO, E. M.; CORREA, F. F.; PEREIRA, F. J. *Typha domingensis* Pers. Growth responses to leaf anatomy and photosynthesis as influenced by phosphorus. **Aquatic Botany**, v. 122, n. 1, p. 47-53, 2015.

SANTOS-NEVES, J. M. C. O.; ARAGON, G. T.; SILVA-FILHO, E. V. Effects of eutrophication and *Typha domingensis* Pers on methanogenesis in tropical constructed wetland. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 2, p. 145-153, 2011.

SCULTHORPE, C. D. **The Biology of Aquatic Vascular Plants**. London: Belhaven Press, 1967. 610 p.

SEMEDO, M.; REIS-HENRIQUES, M. A.; REY-SALGUEIRO, L.; OLIVEIRA, M.; DELERUE-MATOS, C.; MORAIS, S.; FERREIRA, M. Metal accumulation and oxidative stress biomarkers in octopus (*Octopus vulgaris*) from Northwest Atlantic. **Science of the Total Environment**, v. 433, p. 230-237, 2012.

SERENGIN, I. V.; IVANOV, V. B. Physiological aspects of cadmium and lead toxic effects on higher plants. **Russian Journal of Plant Physiology**, v. 48, n. 4, p. 523-544, 2001.

SIDDIQUI, S.; MEGHVANSI, M.K.; WANI, M.A.; JABEE, F. Evaluating cadmium toxicity in the root meristem of *Pisum sativum* L. **Acta Physiologiae Plantarum**, v. 31, n. 3, p. 531, 2009.

SILVA, S. A.; TECHIO, V. H.; CASTRO, E. M.; FARIA, M. R.; PALMIERI, M. J. Reproductive, cellular, and anatomical alterations in *Pistia stratiotes* L. plants exposed to cadmium. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 224, p. 1454-1461, 2013.

SIMMONS, R. W.; PONGSAKUL, P.; SAIYASITPANICH, D.; KLINPHOKLAP, S. Elevated levels of cadmium and zinc in paddy soils and elevated levels of cadmium in rice grain downstream of a zinc mineralized area in Thailand: implications for public health. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 27, n. 5-6, p. 501-511, 2005.

SINGH, R.; TRIPATHI, R.D.; DWIVEDI, S.; SINGH, M.; TRIVEDI, P.K.; CHAKRABARTY, D. Cadmium-induced biochemical responses of *Vallisneria spiralis*. **Protoplasma**, v. 245, n. 1, p. 97-103, 2010.

SINGH, S.; PARIHAR, P.; SINGH, R.; SINGH, V.P.; PRASAD, S.M. Heavy metal tolerance in plants: role of transcriptomics, proteomics, metabolomics, and ionomics. **Frontiers in Plant Science**, v. 6, p. 1143, 2016.

SOUID, G.; SOUAYED, N.; YAKTITI, F.; MAAROUFI, K. Effect of acute cadmium exposure on metal accumulation and oxidative stress biomarkers of *Sparus aurata*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 89, p. 1-7, 2013.

SOUZA, T. C.; CASTRO, E. M.; PEREIRA, F. J.; PARENTONI, S. N.; MAGALHÃES, P. C. Morpho-anatomical characterization of root in recurrent selection cycles for flood tolerance of maize (*Zea mays* L.). **Plant Soil and Environment**, v. 55, p. 504-510, 2009.

SRIVASTAVA, S.; SHRIVASTAVA, M.; SUPRASANNA, P.; D'SOUZA, S. F. Phytofiltration of arsenic from simulated contaminated water using *Hydrilla verticillata* in field conditions. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 1937-1941, 2011.

TEEYAKASEM, W.; NISHIJO, M.; HONDA, R.; SATARUG, S.; SWADDIWUDHIPONG, W.; RUANGYUTTKARN, W. Monitoring of cadmium toxicity in a Thai population with high-level environmental exposure. **Toxicology Letters**, v. 169, n. 3, p. 185-195, 2007.

TERASHIMA, I.; HANBA, Y. T.; TAZOE, Y.; VYAS, P.; YANO, S. Irradiance and phenotype: comparative eco-development of sun and shade leaves in relation to photosynthetic CO₂ diffusion. **Journal of Experimental Botany**, v. 57, n. 2, p. 343-354, 2006.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. A expansão das macrófitas aquáticas e implicações para o manejo de reservatórios: um estudo na represa de Itaipu. In: HENRY, R. **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: Fundibio, 1999. p. 599- 625.

THOMAZ, S. M. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas e desafios de manejo. **Planta Daninha**, v. 20, p. 21-33, 2002.

URBAN, N. H.; DAVIS, S. M.; AUMEN, N. G. Fluctuations in sawgrass and cattail densities in Everglades Conservation Area 2A under varying nutrient, hydrologic and fire regimes. **Aquatic Botany**, v. 46, n. 3-4, p. 203–223, 1993.

VASELLATI, V.; OESTERHELD, M.; MECHAN, D.; LORETI, J. Effects of flooding and drought on the anatomy of *Paspalum dilatatum*. **Annals of Botany**, v. 88, n. 3, p. 355- 360, 2001.

WIANGKHAM, N.; PRAPAGDEE, B. Potential of Napier grass with cadmium-resistant bacterial inoculation on cadmium phytoremediation and its possibility to use as biomass fuel. **Chemosphere**, v. 201, p. 511-518, 2018.

WOLFF, G.; ASSIS, L. R.; PEREIRA, G. C.; CARVALHO, J. G.; CASTRO, E. M. Effects of zinc toxicity on leaves of *Salvinia auriculata* cultivated in nutrient solution. **Planta Daninha**, v. 27, n. 1, p. 133-137, 2009.

YAN, A.; WANG, Y.; TAN, S. N.; YUSOF, M. L. M.; GHOSH, S.; CHEN, Z. Phytoremediation: A promising approach for revegetation of heavy metal-polluted land. **Frontiers in Plant Science**, v. 11, p. 1-15, 2020.

YESILADA, E. Biodiversity in Turkish folk medicine. In: SENNER, B. **Biodiversity: Biomolecular Aspects of Biodiversity and Innovative Utilization**. London: Kluwer Academic/Plenum Publishers, 2002. p. 119–135.

ZHANG, L., XU, C., CHAMPAGNE, P. Overview of recent advances in thermo-chemical conversion of biomass. **Energy Conversion and Management**, v. 51, 969–982, 2010.

ZENGEL, S. A.; MERETSKY, V. J.; GLEN, E. P.; FELGER, R. S.; ORTIZ, D. Cienega de Santa Clara, a remnant wetland in the Rio Colorado delta (Mexico): vegetation distribution and the effects of water flow reduction. **Ecological Engineering**, v. 4, n. 1, p. 19-36, 1995.

ZHOU, Q. A.; ZHANG, J.; FU, J.; SHI, J.; JIANG, G. Biomonitoring: an appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. **Analytica Chimica Acta**, v. 606, n. 2, p. 135-150, 2008.