

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

HAUANE DA SILVA CORREA

RESPOSTAS ANATÔMICAS E FISIOLÓGICAS DE *Typha domingensis* Pers.
(Typhaceae) e *Neocabreria serrulata* (DC.) R. M. KING & H. ROB (Asteraceae) EM
SOLO CONTAMINADO COM PETRÓLEO

CURITIBA

2021

HAUANE DA SILVA CORREA

RESPOSTAS ANATÔMICAS E FISIOLÓGICAS DE *Typha domingensis* Pers.
(Typhaceae) e *Neocabreria serrulata* (DC.) R. M. KING & H. ROB (Asteraceae) EM
SOLO CONTAMINADO COM PETRÓLEO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Área de Concentração em Conservação da Natureza, Departamento de Ciências Florestais, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Florestal.

Orientador: Prof. Dr. Franklin Galvão.

Coorientadores: Prof. Dr Christopher Thomas Blum.

Profa. Dra. Leila Teresinha
Maranho

CURITIBA

2021

Ficha catalográfica elaborada pela
Biblioteca de Ciências Florestais e da Madeira - UFPR

Correa, Hauane da Silva

Respostas anatômicas e fisiológicas de *Typha domingensis* Pers. (Typhaceae) e *Neocabreria serrulata* (DC.) R. M. King & H. Rob (Asteraceae) em solo contaminado com petróleo / Hauane da Silva Correa. – Curitiba, 2021.

1 recurso on-line : PDF.

Orientador: Prof. Dr. Franklin Galvão

Coorientadores: Prof. Dr. Christopher Thomas Blum

Profa. Dra. Leila Teresinha Maranhão

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal.

Defesa: Curitiba, 26/08/2021.

Área de concentração: Conservação da Natureza.

1. Solos - Poluição por óleo. 2. Degradação ambiental. 3. Plantas aquáticas. 4. Petróleo. 5. Compostas (Botânica). 6. Teses. I. Galvão, Franklin. II. Blum, Christopher Thomas. III. Maranhão, Leila Teresinha. IV. Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias. V. Título.

CDD – 634.9

CDU – 634.0.181.3

Bibliotecária: Berenice Rodrigues Ferreira – CRB 9/1160



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENGENHARIA
FLORESTAL - 40001016015P0

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA FLORESTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da dissertação de Mestrado de **HAUANE DA SILVA CORREA** intitulada: **Respostas anatômicas e fisiológicas de *Typha domingensis* Pers. (Typhaceae) e *Neocabreria serrulata* (DC.) R. M. King & H. Rob (Asteraceae) em solo contaminado com petróleo**, sob orientação do Prof. Dr. FRANKLIN GALVÃO, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa. A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 26 de Agosto de 2021.

Assinatura Eletrônica

26/08/2021 17:28:00.0

FRANKLIN GALVÃO

Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica

26/08/2021 13:55:18.0

NELSON LUIZ COSMO

Avaliador Externo (SECRETARIA MUNICIPAL DO MEIO AMBIENTE DE CURITIBA)

Assinatura Eletrônica

26/08/2021 12:57:30.0

ERIKA AMANO

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Á minha família e meus orientadores, por
toda compreensão, carinho e dedicação.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha família e amigos por serem presentes na minha vida e não desistirem de mim durante todo período que me mantive ausente. Em especial aos meus pais e meus queridos avós.

Ao meu companheiro, Maykon, que me deu forças para continuar, pela companhia e compreensão durante os momentos difíceis, por sacrificar seu tempo para me ajudar.

Aos meus orientadores por todo carinho e incentivo, sempre presentes e solícitos. Ao Franklin, sempre muito querido e de bom humor, uma pessoa incrível! Agradeço por toda a orientação, pela confiança, dedicação, conselhos e paciência. Pelos dias de trabalho sob sol intenso na várzea, pela força física para retirar as raízes das plantas e pelas ligações, sempre disposto a ajudar.

Ao Professor Christopher, também por me acompanhar nos trabalhos na várzea, por cuidar de toda a parte burocrática de acesso a área do projeto, agradeço pelas conversas, ao conhecimento passado e as contribuições ao trabalho.

A Professora Leila, que aceitou me orientar novamente, pelas palavras de consolo e força, pela dedicação, carinho e amizade. Por todos os ensinamentos e seu conhecimento que parece nunca ter fim, com certeza a mente mais brilhante que conheço!

Ao amigo e técnico de laboratório, Caique, por toda disposição e ajuda para acessar os materiais e laboratórios em meio a essa pandemia que dificultou tudo. Da mesma forma, a Professora Márcia por facilitar muitas vezes meu acesso à universidade e sempre estar disposta a ajudar.

A todos que me auxiliaram nas idas a REPAR, sempre muito alegres e dispostos: Professor Roderjan, Rennan, Renata e Edilaine.

A Universidade Federal do Paraná e ao curso Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, pela estrutura para realização desse projeto.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Capes pela concessão de bolsa de estudos.

RESUMO

O petróleo é a matéria-prima mais utilizada no mundo, utilizado na fabricação de diversos produtos, com crescente exploração e demanda. Durante seu processo de extração, refino e transporte, podem ocorrer acidentes desencadeando a chegada de petróleo no ambiente, causando diversos impactos ambientais. Dentre os acidentes ocorridos, um grande derramamento ocorreu na Refinaria Presidente Getúlio Vargas, em 2000, no município de Araucária, PR, Brasil, causando irreversíveis danos ao meio ambiente. Após 20 anos do ocorrido, o óleo ainda, persiste em uma área de Formação Pioneira Flúvio-Lacustre, muito afetada pelo petróleo. Alguns estudos foram realizados na área, entretanto são desconhecidos os efeitos que o petróleo causou a nível fisiológico e anatômico na vegetação. Dessa forma, o objetivo da presente pesquisa foi avaliar os efeitos causados pelo petróleo na anatomia e fisiologia de duas das espécies mais abundantes na área: *Typha domingensis* e *Neocabreria serrulata*. Para as análises anatômicas foram coletadas amostras de folhas e raízes na área contaminada e em uma área controle, que não foi afetada pelo derramamento de petróleo. A partir dessas amostras foram confeccionadas lâminas permanentes, sendo analisados aspectos qualitativos e mensurados todos os tecidos vegetais presentes. Para as análises fisiológicas foi utilizado o analisador a gás LC-PRO com o objetivo de medir a taxa de fotossíntese, a condutância estomática e a taxa de transpiração. Ainda, foram coletadas amostras de folhas frescas para medir os teores de clorofila total, a e b. Para a análise dos dados foi realizado os testes de Shapiro Wilk e ANOVA. O petróleo não afetou a densidade estomática e a anatomia foliar de ambas as plantas, mas foram observadas respostas anatômicas nas raízes, como o maior número de células na exoderme, aumento da região do córtex e do aerênquima, como resposta ao estresse hídrico e o oxidativo, respectivamente. Na fisiologia, não foram observadas modificações, mostrando que o petróleo não afetou as plantas nesse parâmetro. Os poucos efeitos observados e a permanência dessas plantas na área contaminada, são indicativos que as espécies estudadas são candidatas a fitorremediação e podem estar promovendo a recuperação ambiental, possibilitando a degradação do contaminante ao longo dos anos.

Palavras-chave: Fitotoxicidade. Contaminação. Flúvio-Lacustre. Hidrocarboneto. Tolerância.

ABSTRACT

Petroleum is the most used raw material in the world, used in the manufacture of various products, with increasing exploration and demand. During its extraction, refining and transportation process, accidents may occur, triggering the arrival of oil in the environment, causing several environmental impacts. Among the accidents that occurred, a large spill occurred at the Presidente Getúlio Vargas Refinery, in 2000, in the municipality of Araucária, PR, causing irreversible damage to the environment. Twenty years after the occurrence, the oil still persists in an area of floodplain vegetation, which was heavily affected by the petroleum. Some studies have been carried out in the area, although the effects that the oil caused on the physiological and anatomical level on this vegetation are unknown. Thus, the aim of this research was to identify the effects caused by oil on the anatomy and physiology of two of the most abundant species in the area: *Typha domingensis* and *Neocabreria serrulata*. For the anatomical analysis, the leaves and roots were collected in the petroleum-contaminated area and in a control area, which was not affected by the oil spill. From these samples, permanent slides were made, qualitative dissaporators and measured all plant tissues present. For physiological analysis, a LC-PRO gas analyzer was used in order to evaluate the photosynthesis rate, stomatal conductance and transpiration rate. Still, they were collected from fresh leaves to measure the total chlorophyll contents, a and b. The data analysis was performed using Shapiro Wilk and ANOVA tests. The petroleum did not affect the stomatal density and leaf anatomy of both plants. However, anatomical responses were observed in the roots, such as a greater number of cells in the exoderm, increase in the cortex and aerenchyma region, as a response to water stress and the oxidative, respectively. In physiology, no changes were observed, showing that oil did not affect the plants in this parameter. The few effects observed and the permanence of these plants in the contaminated area, indicate that the species are candidates for phytoremediation and can be promoting environmental recovery, enabling the degradation of the contaminant over the years.

Keywords: Phytotoxicity. Contamination. Floodplain vegetation. Hydrocarbon. Tolerance.

LISTA DE E FIGURAS

FIGURA 1 - EFEITOS DIRETOS DA CONTAMINAÇÃO POR PETRÓLEO POR VIA-SOLO-RAIZ E VIA-FOLHAS-CAULE.	28
FIGURA 2 - RESUMO DOS EFEITOS CAUSADOS NAS PLANTAS PELA CONTAMINAÇÃO DE PETRÓLEO NO SOLO.....	31
FIGURA 3 - MODELO DIGITAL DOS VALORES DE HIDROCARBONETOS TOTAIS DE PETRÓLEO (TPH) NOS DIFERENTES GRUPAMENTOS SOBRE A VÁRZEA DA REPAR, ARAUCÁRIA, PR.....	42
FIGURA 4 - DELIMITAÇÃO DA ÁREA CONTAMINADA E DA ÁREA CONTROLE.	42
FIGURA 5 - MEDIÇÃO EM CAMPO DA TAXA DE FOTOSSÍNTESE DE <i>T. domingensis</i>	45
FIGURA 6 - AMOSTRAS APÓS A COMPLETA EXTRAÇÃO DOS PIGMENTOS DE CLOROFILA.....	46
FIGURA 7 - ESTÔMATOS EM VISTA FRONTAL DE <i>T. domingensis</i>	48
FIGURA 8 - SECÇÃO TRANSVERSAL DA FOLHA DE <i>T. domingensis</i>	49
FIGURA 9 - CORTE TRANSVERSAL DA RAIZ DE <i>T. domingensis</i>	51
FIGURA 10 - COMPARAÇÃO ANATÔMICA DA RAIZ DE <i>T. domingensis</i>	53
FIGURA 11 - VISTA FRONTAL DA FOLHAS DE <i>N. serrulata</i>	54
FIGURA 12 - SECÇÃO TRANSVERSAL DA FOLHA DE <i>N. serrulata</i>	54
FIGURA 13 - TRICOMAS GLANDULARES E NÃO GLANDULARES DE <i>N. serrulata</i>	55
FIGURA 14 - NERVURA PRINCIPAL DE <i>N. serrulata</i>	56
FIGURA 15 - SECÇÃO TRANSVERSAL DA RAIZ DE <i>N. serrulata</i>	57
FIGURA 16 - COMPARATIVO DA RAIZ DE <i>N. serrulata</i> ENTRE INDIVÍDUO CONTROLE E INDIVÍDUO EXPOSTO CONTAMINADO COM PETRÓLEO.	59
FIGURA 17 - COMPARAÇÃO DA TAXA DE FOTOSSÍNTESE PARA <i>Typha domingensis</i> ENTRE OS INDIVÍDUOS CONTROLE E OS EXPOSTOS A CONTAMINAÇÃO.	60
FIGURA 18 - COMPARAÇÃO DA TAXA DE FOTOSSÍNTESE PARA <i>Neocabreria serrulata</i> ENTRE OS INDIVÍDUOS CONTROLE E OS EXPOSTOS A CONTAMINAÇÃO.....	61

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - ESTUDOS ENCONTRADOS NA LITERATURA SOBRE OS EFEITOS CAUSADOS PELA CONTAMINAÇÃO DE PETRÓLEO NAS PLANTAS.....	32
TABELA 2 - SISTEMÁTICA UTILIZADAS PARA A COLETA DOS DADOS FISIOLÓGICOS EM CAMPO	44
TABELA 3 - COMPARAÇÃO DAS CARATERÍSTICAS ANATÔMICAS DE <i>T. domingensis</i> ENTRE OS INDIVÍDUOS CONTROLE E OS EXPOSTOS A CONTAMINAÇÃO POR PETRÓLEO.	52
TABELA 4 - COMPARAÇÃO DAS CARATERÍSTICAS ANATÔMICAS DE <i>N. serrulata</i> ENTRE OS INDIVÍDUOS CONTROLE E OS EXPOSTOS A CONTAMINAÇÃO.....	58
TABELA 5 - COMPARAÇÃO DOS TEORES DE CLOROFILA, EM mmol/mg, DE <i>T. domingensis</i> E <i>N. serrulata</i> ENTRE OS INDIVÍDUOS CONTROLE E OS EXPOSTOS A CONTAMINAÇÃO.....	59
TABELA 6 - COMPARAÇÃO DAS CARATERÍSTICAS FISIOLÓGICAS DE <i>T. domingensis</i> ENTRE OS INDIVÍDUOS CONTROLE E OS EXPOSTOS A CONTAMINAÇÃO.	61
TABELA 7 - COMPARAÇÃO DAS CARATERÍSTICAS FISIOLÓGICAS DE <i>N. serrulata</i> ENTRE OS INDIVÍDUOS CONTROLE E OS EXPOSTOS A CONTAMINAÇÃO.....	62

LISTA DE ABREVIATURAS OU SIGLAS

PR – Paraná

REPAR – Refinaria Presidente Getúlio Vargas

TPH – Hidrocarbonetos totais de petróleo

CT-T – Indivíduos controle de *Typha domingensis*

PT-T – Indivíduos expostos a contaminação de *Typha domingensis*

CT-N – Indivíduos controle de *Neocabreria serrulata*

PT-N – Indivíduos expostos a contaminação de *Neocabreria serrulata*

CUT – Cutícula

EP – Epiderme

PPÇ – Parênquima clorofiliano paliçádico

PL – Parênquima clorofiliano lacunoso

PF – Parênquima fundamental

CR – Cristais

FX – Feixe de fibras

FV – Feixe vascular

FL – Floema

XI – Xilema

AER – Aerênquima

EX – Exoderme

ED – Endoderme

MX – Metaxilema

PX – Protoxilema

CE – Câmara estomática

CT – Córtex

CC – Cilindro central

TG – Tricoma glandular

TT – Tricoma tector

CL – Colênquima

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	16
1.1 OBJETIVO GERAL	18
1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
2 REVISÃO DE LITERATURA	19
2.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	19
2.1.1 Localização	19
2.1.2 Histórico da Área.....	19
2.1.3 Clima.....	20
2.1.4 Geologia regional	20
2.1.5 Solos	21
2.1.6 Vegetação.....	22
2.2 AS FORMAÇÕES PIONEIRAS DE INFLUÊNCIA FLÚVIO-LACUSTRES	22
2.2.1 Importância ecológica das várzeas	23
2.2.2 <i>Typha domingensis</i> Pers.	23
2.2.3 A espécie <i>Neocabreria serrulata</i> (DC.) R. M. King & H. Rob	25
2.3 O PETRÓLEO NO AMBIENTE	26
2.4 EFEITO DO PETRÓLEO SOBRE AS PLANTAS	27
2.4.1 Contaminação via-solo-raiz	28
2.4.2 Contaminação via folhas/caule.....	30
2.4.3 Efeitos tardios da contaminação	30
2.4.4 Estratégias desenvolvidas pelas plantas para sobreviver em solos contaminados com petróleo	37
2.4.5 Plantas com potencial para fitorremediação.....	38
3 METODOLOGIA.....	41
3.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	41
3.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL.....	41
3.2.1 Análises anatômicas	43
3.2.2 Análises fisiológicas	44
3.2.3 Análise dos dados	46
4 RESULTADOS	48
4.1 ANÁLISES ANATÔMICAS	48
4.1.1 Anatomia de <i>Typha domingensis</i>	48

4.1.1.1 Comparação da anatomia de <i>T. domingensis</i> entre os indivíduos controle e os expostos a contaminação	52
4.1.2 Anatomia de <i>Neocabreria serrulata</i>	53
4.1.1 Comparação da anatomia de <i>N. serrulata</i> entre os indivíduos controle e os expostos a contaminação.....	58
4.2 ANÁLISES FISIOLÓGICAS	59
4.2.1 Teor de clorofila	59
4.2.2 Taxa de fotossíntese, transpiração e condutância estomática.....	60
5 DISCUSSÃO.....	64
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	68
REFERÊNCIAS	69

1 INTRODUÇÃO

O petróleo é uma das matérias-primas mais importantes do mundo, sendo essencial para a produção de diversos produtos, como combustíveis, reagentes químicos, produtos farmacêuticos, solventes, fertilizantes e plásticos (HEDLUND; STALEY, 2001). A composição do petróleo bruto é variável e complexa (XUE et al., 2015), podendo conter milhares de diferentes compostos de hidrocarbonetos em sua composição (KUHL et al., 2013).

Com sua crescente exploração e demanda, tem se tornado cada vez mais comum a ocorrência de acidentes durante a extração, refino e transporte, desencadeando o derramamento de petróleo no ambiente (IVSHINA et al., 2015). Em acidentes de grande proporção como “Exxon Valdez”, “DeepWater Horizon” e “Penglai 19-3”, foram derramados milhões de litros de petróleo no meio ambiente, devido à imprudência humana. Esses eventos resultaram em diversos danos, afetaram a economia local e causaram inúmeros impactos ambientais, que persistiram durante muitos anos, afetando toda a fauna e a flora local (XUE et al., 2015).

A toxicidade por petróleo ocorre porque este é um contaminante que pode persistir no ambiente por um longo período devido à lenta biodegradação dos hidrocarbonetos (ZHANG et al., 2014), persistindo principalmente no solo e na água. Além de ser prejudicial para o ambiente, afeta a saúde humana, sendo relatados efeitos citotóxicos, genotóxicos, carcinogênicos e mutagênicos (ZAFRA et al., 2014).

Um derramamento de consideráveis proporções ocorreu no ano 2000 na Refinaria Presidente Getúlio Vargas (REPAR) localizada em Araucária, Paraná, Brasil. Nesse evento, cerca de 4 milhões de litros de petróleo cru foram lançados no ambiente, afetando principalmente o componente biótico, além dos solos, águas e os ambientes ripários adjacentes ao rio e as várzeas (MELO et al., 2003).

Após 12 anos desse derramamento, Bardelli da Silva (2014) verificou que o óleo ainda persistia de forma heterogênea no solo da Formação Pioneira Flúvio-Lacustre (várzea) da área afetada, sendo identificados altos teores de hidrocarbonetos em alguns pontos. Diferentes estudos foram realizados na área (MELO et al., 2003; BARDDAL et al., 2004; OLIVEIRA et al., 2004; MARANHO et al., 2006; ALBARELLO, 2008; BARDELLI-DA-SILVA, 2014; SOUSA et al., 2020), a fim de identificar os efeitos causados pelo petróleo na vegetação. Entretanto, ainda não

são totalmente conhecidos os efeitos do petróleo aos níveis fisiológicos e anatômicos na comunidade vegetal localizada na área de várzea na REPAR.

De maneira geral, o petróleo causa alterações no desenvolvimento das plantas, podendo causar a redução da biomassa (GOGOSZ et al., 2010), clorose nas folhas (SANCHES et al., 2013), diminuição da germinação de sementes (ZHU et al., 2018), extensão do comprimento da raiz (ALMANSOORY et al., 2020), respostas morfoanatômicas (CORREA; MARANHO, 2021) e fisiológicas (OLARANONT et al., 2018).

Segundo Sousa (2020), na várzea da REPAR, *Typha domingensis* Pers. e *Neocabreria serrulata* (DC.) R. M. King & H. Rob estão entre as espécies mais abundantes, sendo assim escolhidas como o foco dessa pesquisa. A presença dessas espécies na área contaminada com petróleo indica que ambas são tolerantes ao contaminante e podem estar desenvolvendo estratégias para sobreviver aos efeitos causados pela contaminação. Entender os efeitos da contaminação é essencial para identificar plantas com potencial de fitorremediação e criar estratégias adequadas para a recuperação de áreas contaminadas (KIDD et al., 2015).

As plantas do gênero *Typha* já tiveram sua eficiência comprovada para a fitorremediação de metais pesados (RAY SARKAR et al., 2017), efluentes (MARTINS et al., 2007) e petróleo, onde ocorreu a degradação deste contaminante em até de 74% (PAVANELLI, 2007). Ainda, não existem na literatura estudos de fitorremediação sobre o gênero *Neocabreria*, mas a família Asteraceae já se mostrou promissora na recuperação de ambientes contaminados com cádmio (YAZDI et al., 2019), poluentes radionuclídeos (SINGH et al., 2009) e hidrocarbonetos totais de petróleo (TPH) (SUSHKOVA et al., 2014).

Dessa forma, a presente pesquisa foi realizada baseada na hipótese que *T. domingensis* e *N. serrulata* são tolerantes ao solo contaminado com petróleo e estão gerando respostas nos níveis anatômico e fisiológico para sobreviver à contaminação, e, portanto, estão contribuindo para a recuperação do ambiente contaminado, sendo possíveis candidatas para estratégias de fitorremediação.

1.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral do presente projeto de pesquisa foi avaliar as respostas anatômicas e fisiológicas das espécies *Typha domingensis* e *Neocabreria serrulata* expostas ao solo contaminado com petróleo em área de Formação Pioneira Flúvio-lacustre, localizada na Refinaria Presidente Getúlio Vargas (REPAR), Paraná, Brasil.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Analisar os efeitos do petróleo sobre a anatomia de folhas e de raízes (quantitativa e qualitativa) de *Typha domingensis* e *Neocabreria serrulata*.
2. Avaliar os efeitos da contaminação na fisiologia das espécies estudadas.
3. Investigar as respostas geradas pelas plantas para se estabelecer no ambiente contaminado com petróleo.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

2.1.1 Localização

A área estudada está localizada nas abrangências da Refinaria Presidente Getúlio Vargas (REPAR), no município de Araucária, região metropolitana de Curitiba, PR, nas coordenadas 25°34'02,5" S e 49°20'53,5" W, em uma altitude média de 920 m s.n.m. O acesso a área ocorre através da BR-476, conhecida como Rodovia do Xisto (CARVALHO et al., 2009).

2.1.2 Histórico da Área

Em julho de 2020 ocorreu a ruptura de um oleoduto OSPAR, nas abrangências da REPAR. Nesse evento, houve o derramamento de cerca de 4 milhões de litros de petróleo cru (FUNPAR, 2013). O óleo escoou através do ponto de ruptura, no *scraper* da REPAR, passando pela encosta do arroio Saldanha, afetando diretamente a bacia do rio Barigui, o principal afluente do rio Iguaçu, onde percorreu cerca de 40 km a jusante. No Ponto Zero, o petróleo contaminou terrenos com diferentes características geológica de diversas formas: (a) totalmente livre, no caso das encostas, (b) completamente canalizado pelo arroio Saldanha, (c) afetado por represamentos que criaram verdadeiras piscinas, e (d) extravasando o canal deste arroio e contaminando os banhados ao longo do mesmo (MELO et al., 2006)

Os maiores impactos negativos ocorreram próximo aos 2,25 km de extensão do arroio Saldanha, por onde foi drenado primeiramente, desde uma de suas nascentes até a sua foz, na margem direita do rio Barigui. Foi afetado principalmente o componente biótico, além dos solos, águas e os ambientes ripários adjacentes ao arroio e as várzeas. Dos 4 milhões de litros de óleo derramados, cerca de 800 mil litros evaporaram, 2,2 milhões de litros ficaram na área interna da refinaria e 1 milhão de litros foram para os rios Barigui e Iguaçu. Do total derramado foram recuperados aproximadamente 2,85 milhões de litros. Já, os litros restantes, que não foi possível recolher, percolaram pela drenagem dos terrenos adjacentes e o maior

volume deste ficou retido ao longo do arroio Saldanha, principalmente na várzea formada junto ao rio Barigui (FUNPAR, 2013).

Nesse cenário, a contaminação ocorreu de diferentes formas, sendo aplicadas diferentes técnicas de avaliação e remediação ao longo dos anos, tornando o Ponto Zero um campo experimental onde foram utilizadas inúmeras técnicas de avaliação ambiental, avaliação de risco, monitoramento e remediação da contaminação (ARELLANO, 2008).

As comunidades vegetais foram intensamente impactadas pelas ações de remoção do óleo, onde circularam muitas pessoas e maquinários, além de terem o fluxo hídrico superficial alterado pela instalação de redes de manilhas de concreto, que foram construídas com o objetivo de realizar uma inundação controlada no banhado, como sistema de remediação. Entretanto, após 12 anos do derramamento, foi verificado que o óleo ainda persiste de forma heterogênea no solo da várzea da REPAR (BARDELLI-DA-SILVA, 2014).

2.1.3 Clima

Os sistemas atmosféricos atuantes na região são derivados, principalmente, da Zona de Convergência Intertropical e da Zona de Convergência do Atlântico Sul, juntamente com a atuação frequente de Frentes Frias Polares, que interferem decisivamente nos regimes térmicos e pluviométricos.

Segundo a classificação de Koppen, o clima da região enquadra-se no tipo Cfb, caracterizado como subtropical úmido mesotérmico, sem estação seca definida, de verões frescos e invernos com geadas frequentes (IPPUC, 2012). A temperatura média anual é de 17,8 °C, com variação de 14,0 °C até 21,7 °C, no mês mais frio e no mês mais quente, respectivamente. As precipitações médias anuais chegam a 1.633,61 mm, variando mensalmente de 85,7 mm a 224,7 mm, com média de 170 dias de chuva ao ano, sendo no verão os meses de maior precipitação e no inverno os mais secos.

2.1.4 Geologia regional

A região em que está localizada a REPAR, se encontra no Primeiro Planalto Paranaense. Nele, são encontradas três diferentes unidades geológicas, o

Complexo Gnáissico-Migmatítico, a Formação Guabirotuba e os Depósitos Recentes (FELIPE, 2011). O Complexo Gnáissico-Migmatítico é constituído predominantemente por gnaisses e migmatitos de coloração acinzentada. Essas rochas são a base para os sedimentos da Formação Guabirotuba (MELO, 2006). Esta é composta principalmente de argilas siltosas e siltes argilosos, também sendo possível a presença de solos granulares (KORMANN, 2002). A Formação Guabirotuba se estende por grande parte da cidade de Curitiba e região metropolitana, com uma área de aproximadamente 900 km², formando uma região de colinas e planícies fluviais com suaves rampas (FELIPE, 2011).

O local do estudo é formado por planícies aluvionares, influenciadas pelo rio Barigui, que possuem sedimentos argilo-siltícos-arenosos (SALAMUNI, 1998). Ela está localizada sobre os Depósitos Recentes, que são constituídos por sedimentos de origem continental, como os arenosos e os aluviões fluviais. Os depósitos aluvionares fluviais são de maneira geral representados pelos cascalhos e areias, com presença de seixos subarredondados e subangulosos de quartzo. Esses depósitos possuem espessura média de 3 m, encobertos por solos hidromórficos com aproximadamente 1 m de espessura (MELO, 2006).

2.1.5 Solos

Os solos dessa região são constituídos por argilas, areias com matéria orgânica e óxidos de ferro, sendo classificado como Gleissolo, apresentando coloração acinzentada, azulada ou esverdeada. Esses solos passam pelo processo de gleização, no qual ocorre a concentração de compostos ferrosos, devido à escassez de oxigênio causada pela saturação de água que ocorre ao longo de todo ano. Os solos da área são encontrados mal drenados em condições naturais, sujeitos a constante ou periódico excesso d'água, causada pelas cheias do rio Barigui, adjacente à várzea. O horizonte A tem espessura entre 10 e 50 cm e teores médios a altos de carbono orgânico, apresentando cores cinzentas a pretas (MELO, 2006).

2.1.6 Vegetação

Na região do arroio Saldanha, dentro da área da REPAR, é encontrado um complexo vegetacional adaptado à saturação hídrica, predominando a Floresta Ombrófila Mista Aluvial e a Formação Pioneira de Influência Flúvio-lacustre (várzea) (BARDDAL et al., 2004).

Nessa área, o remanescente de floresta aluvial se encontra bem conservado. No dossel, predomina *Gymnanthes klotzschiana* Müll. Arg., comum no estrato superior da Floresta Ombrófila Mista Aluvial, no Planalto Meridional Brasileiro. A segunda espécie em importância é *Allophylus edulis* Hieron. ex Niederl que é clímax (CARVALHO et al., 2009).

Já a área de várzea se encontra adjacente à formação florestal aluvial, uma fisionomia predominantemente herbácea com espécies arbóreas esparsas (FUNPAR, 2013). Bardelli da Silva (2014) registrou nessa área 46 espécies, 37 gêneros e 25 famílias, dominando as espécies herbáceas, seguidas pelas subarbustivas, trepadeiras. As espécies de maior dominância foram: *Typha domingensis* Pers., *Hymenachne pernambucensis* (Spreng.) Zuloaga *Leersia hexandra* Sw., *Mimosa oblonga* Benth., *Mikania micranta* Kunth., *Schoenoplectus californicus* (C.A. Mey.), *Neocabreria serrulata* (DC.) R.M.King & H.Rob. e *Thalia geniculata* L., sobre as demais espécies amostradas. Bardelli da Silva (2014) também identificou que a área possui certa heterogeneidade, que não é devida somente às roçadas frequentes, mas as diferenças no nível do lençol freático.

2.2 AS FORMAÇÕES PIONEIRAS DE INFLUÊNCIA FLÚVIO-LACUSTRES

As formações pioneiras de maneira geral são ecossistemas vegetais em constante sucessão ecológica, presentes em ambientes instáveis, ou seja, são comunidades vegetais que se estabelecem em locais que não proporcionam condições edafoclimáticas para o estabelecimento de uma comunidade florestal (MANABE; SILVA, 2010). Segundo o IBGE (2012), existem três tipos de formações pioneiras no Paraná, as influenciadas pela água do mar (Marinha), dos rios (Flúvio-lacustre) ou por ambas (Flúvio-marinha).

As Formações Pioneiras Flúvio-lacustres, também chamadas de várzeas, são influenciadas pelas águas dos rios. Essas comunidades vegetais das planícies

aluviais refletem os efeitos das cheias dos rios nas épocas chuvosas, sendo áreas alagadas periódica ou permanentemente, caráter seletivo à diversidade da vegetação, que limitam o estabelecimento de uma cobertura florestal (ACCIOLY, 2013).

Nessas áreas, caracterizadas como mal drenadas e condicionadas pela dinâmica do lençol freático, ocorrem Organossolos e Gleissolos, cuja presença determina variações na dispersão da vegetação dentro da comunidade, sendo comum as famílias Cyperaceae, Poaceae e Typhaceae, que são famílias cosmopolitas no Brasil (RODERJAN et al., 2002).

2.2.1 Importância ecológica das várzeas

As planícies de inundação, como as várzeas, estão associadas aos rios, sendo inundadas em determinados períodos do ano. Nesse sentido, esses ecossistemas possuem várias funções ecológicas como, reter sedimentos e poluentes, evitar as cheias dos rios e abrigar diversas espécies aquáticas e terrestres (THOMAZ, 2011). Além disso, essas áreas absorvem o excesso de chuvas e devolvem parte dessa água para a atmosfera, para o lençol freático e para os riachos e rios conectados, fazendo um “efeito esponja” na paisagem (JUNK, 2013).

Nessas regiões, também chamadas de banhados, ocorre a interação entre a água subterrânea e a superficial, criando ambientes diferentes dos aquíferos “convencionais”. Os quais se sabe muito pouco sobre a evolução da contaminação da água e do solo, no que se refere aos processos de atenuação natural por biodegradação ou dos processos físicos que controlam a migração dos contaminantes, como os hidrocarbonetos de petróleo (ALBARELLO, 2008).

2.2.2 *Typha domingensis* Pers.

A espécie *T. domingensis* Pers é uma macrófita aquática emergente, pertencente à família Typhaceae, popularmente conhecida como taboa. Sua distribuição é cosmopolita de regiões tropicais e subtropicais, sendo comum em áreas úmidas (RODERJAN et al., 2002). É a planta aquática emersa mais representativa do Brasil (HOENE, 1948) e do mundo (MITCH, 2000).

Tem como principais características o hábito perene, caule com porção rizomatosa e folhas longas inseridas próximas à base, nervura paralela e 1 a 3 metros de altura. Sua reprodução pode ocorrer por propagação vegetativa, formando densos grupamentos (BELARMINO, 2013).

T. domingensis possui um relevante papel ecológico nos ecossistemas aquáticos, devido à sua atividade no ciclo biológico do carbono, em que incorpora grande quantidade de carbono em sua biomassa e o devolve à atmosfera através do processo de respiração e decomposição biológica (THOMAZ, ESTEVES, 2011). Podendo incorporar o carbono presente na coluna de água e assim contribuir para a diminuição da eutrofização e tratamento de efluentes (BIANCHINI Jr., 2003).

Além do tratamento de efluentes, as plantas do gênero *Typha* já tiveram sua eficiência comprovada para a fitorremediação de diferentes contaminantes ambientais, principalmente os metais pesados, conforme constatado por diversos autores (ZOCHE et al., 2010; MENDONÇA; FIGUEIREDO; 2015; GOMES, 2013; RAY SARKAR et al., 2017; SUBRAMANYAN et al., 2017; VIANA et al., 2020).

Ray Sarkar et al. (2017) observaram que *Typha latifolia* é capaz de promover a absorção de metais pesados em solos contaminados, uma estratégia fitorremediadora denominada fitoextração. Nos ambientes aquáticos, *T. domingensis* também é capaz de promover a fitoextração do cobre, zinco e manganês (SUBRAMANYAN et al., 2017), bem como para o mercúrio, em água residuária contaminada (GOMES, 2013).

Em ambientes contaminados com hidrocarbonetos de petróleo, Pavanelli (2007) observou que a planta *T. latifolia* foi capaz de promover a degradação da fração aromática dos hidrocarbonetos de petróleo, diminuindo 33% da fluorescência do óleo após 120 dias de cultivo, sem mostrar diferença significativa para os solos fertilizados. Nesse estudo, o cultivo de *T. latifolia* promoveu a diminuição da concentração relativa do benzo(a)antraceno em 49 % e do benzo(b)fluoranteno em 21 %. Já para o fluoranteno, 64% foram removido do solo cultivado contra 19% em solo não cultivado e o fluoreno deixou de ser detectado após 120 dias em solo cultivado. Sendo a degradação dos hidrocarbonetos totais de petróleo de 74% em solo cultivado contra 35% em solo não cultivado.

Gazzoni et al. (2010) encontraram resultados semelhantes para *T. latifolia* estabelecida em água contaminada com óleo diesel e biodiesel, em que a planta foi capaz de promover a remoção ou a degradação do contaminante, reduzindo a

fluorescência do diesel e do biodiesel disperso na água em 60% e 40%, respectivamente. Em contrapartida, foi observado que a presença desses contaminantes na água reduziu a absorção de nutrientes pela planta.

2.2.3 A espécie *Neocabreria serrulata* (DC.) R. M. King & H. Rob

A espécie *N. serrulata* pertence à família Asteraceae, subfamília Asteroideae, tribo Eupatorieae. Essa tribo é a mais diversa da família, com 2.400 espécies pertencentes a 180 gêneros e 19 subtribos (ROBINSON et al. 2009). Quanto à distribuição geográfica, essa tribo é considerada neotropical, sendo umas das mais ricas no Brasil, com muitas espécies endêmicas (PACHECO, 2014)

A literatura sobre o gênero *Neocabreria* é escassa. Segundo Pacheco (2014), *N. serrulata* é comumente encontrada na região Sul do Brasil, sendo principalmente na Mata Atlântica e em Florestas Estacionais. Possui forma de vida arbustiva, com ramos pubescentes, folhas opostas e pecioladas com margem serrilhada (HALTORI, 2015).

Ainda, não existem na literatura estudos de fitorremediação sobre o gênero *Neocabreria*, mas a família Asteraceae já se mostrou promissora na recuperação de ambientes contaminados (NIKOLIC; STEVOVIC, 2015). Muitas espécies dos gêneros *Solidago* (L.), *Tanacetum* (L.) e *Rudbeckia* (L.) são consideradas eficazes na biorremediação de poluentes urbanos ambientes (GAWRONSKI; GAWRONSKA, 2007).

Já *Chromolaena odorata* (L.) é fitorremediadora de metais pesados (Tanhan et al., 2007), bem como, *Tanacetum vulgare* (L.), *T. parthenium* (L.) e *T. balsamita* (L.) (STEVOVIC' et al., 2009). Segundo Tang e Willey (2003), *C. odorata* também é eficaz na fitorremediação de poluentes radionuclídeos.

Macrófitas do gênero *Senecio*, já foram descritas como fitorremediadoras de metais pesados (TURNAU; MESJASZ-PRZYBYLOWICZ, 2003; MESJASZ-PRZYBYŁOWICZ; PRZYBYŁOWICZ, 2011). Da mesma forma, Yazdi et al. (2019) observaram que *Lactuca sativa* Linn. é capaz de absorver o cádmio, podendo ser uma fitorremediadora para áreas contaminadas urbanas.

Sushkova et al. (2014) verificaram que plantas do gênero *Tanacetum* (presentes em várzeas) são capazes de promover a degradação de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos como o benzo[a]pireno. Já Sharonova e Breus (2012)

constatarem que indivíduos da família Asteraceae, como *Helianthus annuus* L., *Coreopsis tinctoria* Nutt., *Tagetes patula* L., *Dahlia x cultonim* Thorsr. et Reis., *Silybum Marianum* (L.) Gaertn., *Cichorium intybus* L., *Taraxacum officinale* F.H. Wigg., *Calendula officinalis* L., *Arctium lappa* L. e *Tussilago farfara* L., são tolerantes à querosene, um derivado do petróleo e podem ser utilizadas na recuperação ambiental.

2.3 O PETRÓLEO NO AMBIENTE

A chegada do petróleo ao ambiente é uma das maiores causas de poluição da água e do solo, o que afeta diretamente a fauna e a flora de uma região. A sua toxicidade geralmente está associada à longa permanência no ambiente e a constituição. De maneira geral, o petróleo bruto possui uma mistura com cerca de 80% de hidrocarbonetos e compostos orgânicos como metais, enxofre, nitrogênio e outros elementos. Os compostos saturados e de baixa massa molecular são os mais tóxicos e assim podem causar diversos danos no ambiente, por um longo período de tempo (PEZESHKI et al., 2000).

Embora muitos artigos relatem os efeitos do petróleo sobre o ambiente marinho, ocorrem mais casos de derramamento de petróleo na terra do que na água (ZHANG et al., 2014; IVSHINA et al., 2015; AL-BALDAWI et al., 2015). No mar, as manchas de óleo formadas geram uma condição anaeróbica que leva a morte da fauna e da flora, além de seus constituintes tóxicos causarem o envenenamento de animais, como peixes e mamíferos, impactando a teia alimentar global, o que pode impactar diretamente à saúde humana (AL-BALDAWI et al., 2015).

Já no ambiente terrestre, a dispersão do petróleo irá depender de diferentes fatores, como as propriedades químicas do óleo derramado, além das propriedades físicas no próprio solo, como a sua porosidade (SCHMIDT-ETKIN, 2015). Diante desses aspectos, um solo contaminado com petróleo pode se tornar um ambiente inóspito para o crescimento das plantas, pois a contaminação pode causar a indisponibilidade de nutrientes ou comprometer a absorção daqueles que são necessários para o crescimento e desenvolvimento vegetal (ANOLIEFO et al., 2003).

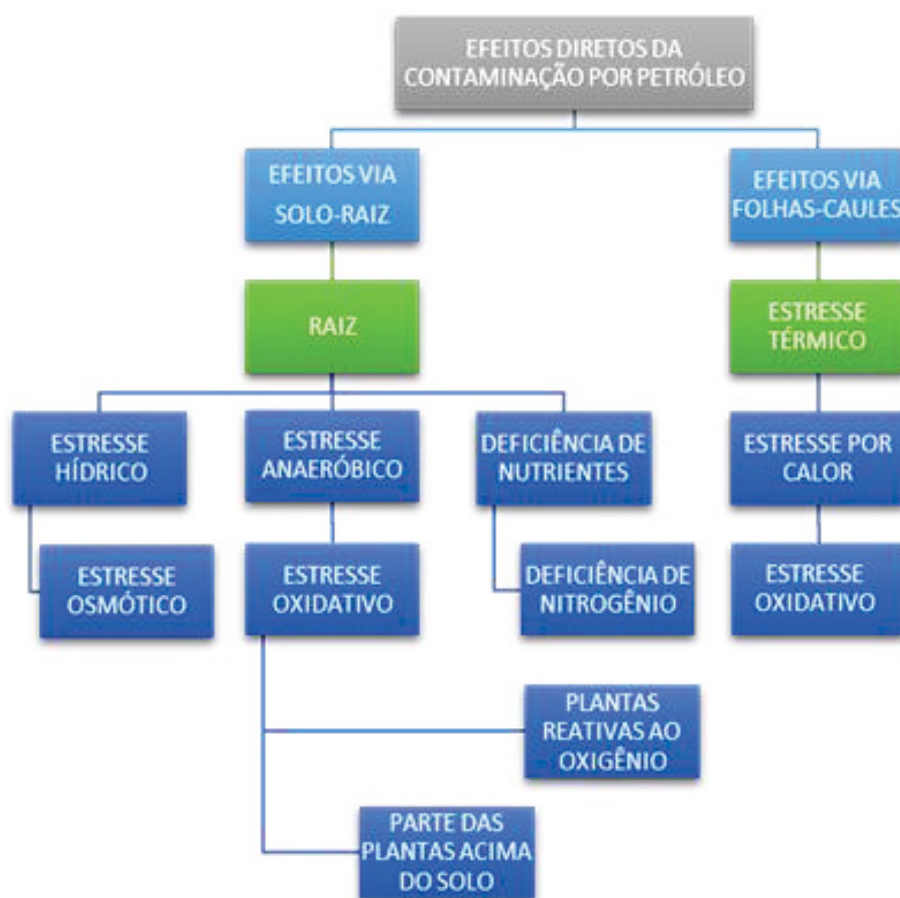
Os efeitos mais visíveis da contaminação no solo são alterações das propriedades físicas e químicas, além da diminuição da disponibilidade de oxigênio, água e nutrientes, o que pode resultar em efeitos adversos para o desenvolvimento

das plantas, podendo diminuir a taxa de germinação das sementes, o crescimento e a incorporação de biomassa (NOGUEIRA et al., 2011). Ao afetar o desenvolvimento das plantas, a contaminação por petróleo pode ser prejudicial para a conservação e manutenção da biodiversidade, podendo prejudicar todo o ecossistema (ZAFRA et al., 2014).

2.4 EFEITO DO PETRÓLEO SOBRE AS PLANTAS

A fitotoxicidade do petróleo pode ocorrer devido ao contato direto deste sobre as plantas ou, de forma indireta, quando está presente no solo (PEÑA-CASTRO et al., 2006). Os mecanismos destes impactos ocorrem: (1) pela ruptura das relações planta-solo; (2) pelos impactos diretos no metabolismo das plantas; (3) pela toxicidade para as células vivas; e (4) pela reduzida troca de oxigênio entre o ambiente e o solo (BAKER, 1970; LIN; MENDELSSOHN, 1998). Alguns efeitos serão mais críticos e imediatos, sendo observados assim que o petróleo entrar em contato com as plantas. Já outros serão tardios, em que a planta irá desenvolver mecanismos para sobreviver na contaminação. Os estresses ambientais de maneira geral influenciam as plantas indiretamente, as respostas irão variar em função de suas características, como idade (PEZESHKI et al., 2000), espécie, o tempo de exposição ao contaminante, a estação do ano, entre outros fatores (PEZESHKI; DELAUNE, 2015). Quando ocorre uma contaminação por petróleo, a fitotoxicidade pode ocorrer devido ao contato direto deste sobre os órgãos das plantas, podendo ser via-caule/folhas ou pela via-solo-raízes (PEÑA-CASTRO et al., 2006). Os efeitos desse contato serão imediatos e mais críticos, desencadeando uma reação em cadeia. Dependendo de qual a via de contato, o petróleo irá gerar diferentes estresses nas plantas, o resumo dessas interações pode ser visualizado na FIGURA 1.

FIGURA 1 - EFEITOS DIRETOS DA CONTAMINAÇÃO POR PETRÓLEO POR VIA-SOLO-RAIZ E VIA-FOLHAS-CAULE.



FONTE: A autora (2021).

2.4.1 Contaminação via-solo-raiz

Ao entrar em contato com o solo, o petróleo irá gerar uma série de efeitos para as plantas através das interações que ocorrem entre o solo e as raízes. Dessa forma, a contaminação irá desencadear diferentes estresses para as plantas. Eles podem ser divididos em estresses: hídrico, anaeróbico, osmótico, oxidativo e de deficiência de nutrientes.

O primeiro estresse gerado pela presença do petróleo no solo é o estresse hídrico (CHAVES et al., 2002). O déficit hídrico de maneira geral, afeta diretamente a fotossíntese e o crescimento das plantas, cujos efeitos podem ser diretos, como os decorrentes da alteração na difusão de CO₂ nas folhas por meio de uma diminuição na condutância estomática e mesófila (FLEXAS et al., 2004). Ainda, pode originar

efeitos secundários, como o estresse oxidativo e o estresse osmótico (CHAVES et al., 2009).

O estresse osmótico, por sua vez, pode agravar a falta de água, gerar excesso de sal e congelamento dos tecidos. As plantas podem responder a esse estresse ao nível morfológico, anatômico e celular, o que pode alterar o desenvolvimento da planta, o transporte de íons, bem como as relações metabólicas (KUMAR et al., 2014). Esses efeitos primários podem desencadear ainda efeitos secundários, como a produção de fitohormônios. Além disso, podem ocorrer modificações na expressão gênica e na atividade enzimática, gerar estresse oxidativo, acelerar a senescência, e reduzir o teor de água, o que desencadeia efeitos na translocação e absorção de minerais, afetando diretamente a biomassa da planta (WANG; FREI, 2011).

O petróleo pode gerar a deficiência de nutrientes essenciais, como o nitrogênio. Essa deficiência pode incentivar a geração de espécies ativas de oxigênio (EAOs). As EAOs consistem em radicais livres, moléculas reativas e de íons que são derivados do oxigênio, que nas plantas, dependendo da sua concentração, podem ser prejudiciais ou benéficos (SHARMA, 2012).

Todos esses estresses citados (hídrico, osmótico, anaeróbico e deficiência de nutrientes) irão desencadear o estresse oxidativo, que é definido como um estado em que a oxidação excede os sistemas antioxidantes, causando uma perda do equilíbrio entre a geração e eliminação de EAOs (ODUKOYA et al., 2019). Quando o nível dessas EAOs produzidas excede o de remoção pelos mecanismos de defesa antioxidante, o estresse oxidativo ocorre na célula (SHARMA et al., 2012). Em concentrações elevadas, as EAOs causam danos às biomoléculas, já em concentrações mais baixas elas funcionam como segundos mensageiros na sinalização intracelular, que medeiam várias respostas em células vegetais, podendo afetar as propriedades intrínsecas da membrana, como fluidez, transporte de íons, perda da atividade enzimática, ligação cruzada de proteínas, inibição da síntese proteica e danos ao DNA, que eventualmente podem levar à morte celular (SHARMA et al., 2012).

2.4.2 Contaminação via folhas/caule

Ao entrar em contato direto com folhas e caules, o petróleo pode causar o bloqueio das vias de transpiração, afetando todo o processo de fotossíntese, pois recobre os estômatos impedindo a difusão de oxigênio e a entrada de CO₂. O grau em que a transpiração e a fotossíntese serão afetadas irá depender de quanto da planta foi recoberta pelo óleo, variando também conforme a quantidade de petróleo derramado, as condições hidrológicas e a dispersão do óleo. O bloqueio dos estômatos ainda pode desencadear em outros estresses, como o estresse térmico, que como consequência também irá gerar o estresse oxidativo. O estresse térmico ocorre porque, ao recobrir os estômatos, o petróleo irá diminuir a condutância estomática e como consequência reduzir a transpiração, aumentando a temperatura da folha. Esse estresse pode causar um efeito adverso na integridade foliar, podendo desencadear danos irreversíveis ao crescimento da planta (PEZESHKI et al., 2000).

Outro efeito causado pelo estresse térmico é a diminuição da difusão do oxigênio para as raízes, gerando um estresse oxidativo nesse órgão, que irá limitar o crescimento da planta. Entretanto, se a planta sobreviver ao bloqueio dos estômatos pelo petróleo, ela pode recuperar as atividades de trocas gasosas, gerando o crescimento de novos brotos (ALEXANDER; WEBB, 1987).

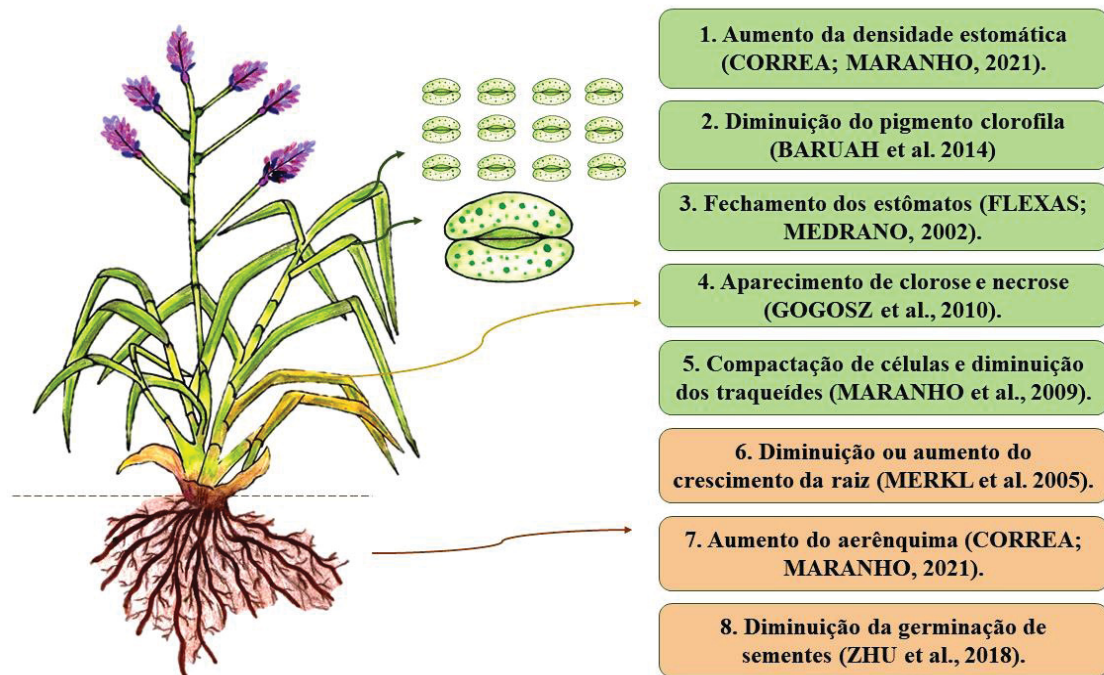
2.4.3 Efeitos tardios da contaminação

Os efeitos tardios ou secundários da contaminação irão ocorrer após o contato da planta com o petróleo. Se a planta sobreviver, ela irá gerar respostas para tolerar o contaminante e se manter em equilíbrio com o ambiente no qual está inserida. Os efeitos tardios geralmente são menos críticos que os efeitos imediatos. Dessa forma, a fitotoxicidade geralmente é menor quando o óleo já está envelhecido, em comparação ao solo recentemente contaminado (TANG et al., 2012).

Na literatura são registrados diversos efeitos da contaminação por petróleo nas plantas. Foram encontrados 32 artigos relatando sobre esses efeitos nos últimos 10 anos (2010-2020). Esses estudos estão descritos na TABELA 1 e um resumo desses efeitos podem ser visualizados FIGURA 2. É importante ressaltar que cada estudo utiliza um parâmetro diferente, sendo utilizados diferentes concentrações de

petróleo e variadas espécies de plantas. Assim, os resultados podem parecer contraditórios, mas os efeitos observados irão variar sobretudo em decorrência das características da espécie vegetal (PÉREZ-HERNÁNDEZ et al., 2016).

FIGURA 2 - RESUMO DOS EFEITOS CAUSADOS NAS PLANTAS PELA CONTAMINAÇÃO DE PETRÓLEO NO SOLO.



FONTE: A autora (2021).

TABELA 1 - ESTUDOS ENCONTRADOS NA LITERATURA SOBRE OS EFEITOS CAUSADOS PELA CONTAMINAÇÃO DE PETRÓLEO NAS PLANTAS.

Espécies	Local de estudo	Duração do experimento	Concentração de TPH no solo	Efeitos	Referências
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg (Myrtaceae)	CV	60 dias	5809 mg/kg ⁻¹	Redução da biomassa e necrose nas folhas, sem alteração na germinação das sementes	GOGOSZ et al., 2010
<i>Lolium perene</i> L. (Poaceae)	IS	162 dias	75000 mg/kg de solo	O peso úmido foi maior em todos os tratamentos do que nos indivíduos controle	TANG et al., 2010
<i>Festuca arundinacea</i> Schreb. <i>Festuca pratensis</i> (Huds.) P. (Poaceae)	CV	210 dias	4700 ± 2100 mg/kg ⁻¹	Incremento de biomassa nas raízes e caules	SOLEIMANI et al., 2010
<i>Impatiens balsamina</i> L. (Balsaminaceae)	CV	120 dias	5000 - 40000 mg/kg (4/0%, petróleo/solo)	A presença de <i>I. balsamina</i> promoveu a dissipação de TPHs nos solos	CAI et al., 2010
<i>Pharbitis nil</i> L. (Convolvulaceae)	CV	127 dias	5000 - 40.000 mg/kg	A biomassa não diminuiu significativamente	ZHANG et al., 2010
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> (Baill) L. B. Sm. & Downs (Euphorbiaceae) <i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi. (Anacardiaceae)	CV	60-210 dias	924000 mg/kg de solo	Mudanças morfoanatômicas na raiz e nas folhas	BONA et al. 2011
<i>Mimosa pilulifera</i> Benth. (Fabaceae)	CV	30-90 dias	13651 mg/kg ⁻¹	Não afetou a germinação das sementes, mas houve redução na biomassa aérea	INCKOT et al., 2011
<i>Melilotus albus</i> L. (Fabaceae)	CV	60 dias	7500 mg/kg ⁻¹	Afetou o crescimento e a absorção de nutrientes	HERNÁNDEZ-ORTEGA et al., 2012
<i>Brachiaria brizantha</i> (Hochst ex A. Rich) (Poaceae) <i>Neonotonia wightii</i> J.A.Lackey (Fabaceae) <i>Zea mays</i> L. (Poaceae)	IS	58 dias	não especificado	Amarelecimento das folhas, diminuição da biomassa verde, aumento da matéria seca e espargimento da cobertura do dossel	SANCHES et al., 2013
<i>Poa foliosa</i> Hook. F. (Poaceae)	CV	0-240 dias	40000 mg/kg ⁻¹	Redução da área foliar	BRAMLEY-ALVES et al., 2014
<i>Juncus maritimus</i> Lam. (Juncaceae) <i>Phragmites australis</i> Trin ex. Steud. (Poaceae)	CV	150 dias	5000 ml/L ⁻¹	Diminuição do desenvolvimento do sistema radicular	RIBEIRO et al., 2014
<i>Scirpus grossus</i> L.f. Tikiu (Tag.) (Cyperaceae)	CV	72 dias	5 concentrações de diesel (8700, 17400, 26100, 34800, e 43500 mg/L)	O diesel afetou negativamente o crescimento e o estado nutricional O crescimento foi bem adaptado, mas foi severamente afetado por uma concentração de diesel relativamente alta de 26.100 mg / L	AL-BALDAWI et al., 2015

<i>Festuca arundinacea</i> Schreb (Poaceae)	CV	120 dias	1443 mg/kg ⁻¹ - 4407 mg/kg ⁻¹	A biomassa da parte aérea não apresentou diferença significativa entre os tratamentos significativamente maior do que outros tratamentos	HOU et al., 2015
<i>Zea mays</i> L. (Poaceae)	IS	90 dias	5000 mg/kg ⁻¹	Não afetou significativamente a produção de biomassa, mas inibiu a crescimento da folha	LIAO et al., 2016
<i>Salix schwerinii</i> E. Wolf. (Salicaceae)	CV	141 dias	Não especificado	Uma correlação positiva significativa foi observada entre a extensão da raiz e a biomassa por planta única	SALAM et al., 2016
<i>Medicago sativa</i> L. (Fabaceae)	CV	90 dias	3800 mg/kg ⁻¹	As plantas foram capazes de tolerar e crescer no solo contaminado	AGNELLO et al., 2016
20 espécies arbóreas	CV	2 anos	5997,86 mg/kg ⁻¹	Não afetou a sobrevivência das plantas	VILLACÍS et al., 2016
<i>Cedrela odorata</i> L. (Meliaceae) <i>Haematoxylum campechianum</i> L. (Fabaceae) <i>Swietenia macrophylla</i> King. (Meliaceae) <i>Tabebuia rosea</i> Bertol. (Bignoniaceae)	CV	245 dias	18000 - 47100 mg/kg ⁻¹	A altura e a biomassa de todas as espécies diminuíram significativamente conforme a concentração de óleo aumentou, embora a sobrevivência da planta não tenha sido afetada, indicando que essas espécies são tolerantes ao óleo nessas concentrações	PÉREZ-HERNÁNDEZ et al., 2017
<i>Ischaemum muticum</i> L. (Poaceae)	CV	60 dias	120 ml/3 kg de solo	Diminuição do feixe vascular, da densidade estomática, do teor de clorofila e da largura da folha	OLARANON T et al., 2018
Poaceae: <i>Festuca rubra</i> L. <i>Lolium perenne</i> L. <i>Dactylis glomerata</i> L. <i>Buchloe dactyloides</i> Nutt. <i>Schizachyrium scoparium</i> (Michx.) Nash <i>Panicum capillare</i> L. <i>Sporobolus cryptandrus</i> L. <i>Sorghum halepense</i> L. Pers. <i>Digitaria ischaemum</i> (Schreb.) Muhl.	CV	14 dias	1 parte de petróleo para 8,5 partes de solo	A germinação de sementes de espécies de gramíneas foi significativamente afetada pelas concentrações de óleo bruto nos solos	ZHU et al., 2018
<i>Lolium multiflorum</i> L. (Poaceae)	CV	75 dias	3,4% de TPH no volume total do solo	Melhoria do crescimento da planta e na quantidade de bactérias na rizosfera	HUSSAIN et al., 2018
<i>Eucalyptus camaldulensis</i> (Schreb.) Muhl. (Myrtaceae)	CV	90 dias	1-4% de TPH no volume total do solo	Diminuição do peso seco dos brotos e raízes, volume da raiz, altura da planta, diâmetro do caule, número de folhas e índice de área foliar, diâmetro do caule e número de folhas	TAHERI et al., 2018
<i>Salicornia pérsica</i> L. (Amaranthaceae)	CV	120 dias	10000 e 30000 mg/kg	A biomassa aérea não foi influenciada pela presença de petróleo bruto, mas o crescimento radicular foi retardado	EBADI et al., 2018

<i>Helianthus Annuus</i> L. (Asteraceae)	CV	20 dias	10000 mg/kg ⁻¹	A germinação das sementes de girassol foi afetada pelo tipo de tratamento utilizado	ROCHA et al., 2019
<i>Spartina anglica</i> (C.E.Hubb.) (Poaceae)	CV	60 dias	10000, 30000 e 50000 mg/kg	Aumento da altura da planta, vitalidade da raiz e do teor total de clorofila	ZHEN et al., 2019
<i>Zea mays</i> L. (Poaceae)	CV	15 dias	20000 mg/kg ⁻¹	Obteve-se 100% de sobrevivência, com aumento dos pigmentos fotossintéticos da planta e redução do tamanho da raiz	BOAOUNE et al., 2019
<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb (Amaranthaceae)	CV	60 dias	20000 mg/kg ⁻¹	Houve redução da biomassa, raiz e caule. No entanto, os dados foram reduzidos quando o selênio foi adicionado	HUANG et al., 2019
<i>Echinochloa polystachya</i> (Kunth) Hitchc. (Poaceae)	CV	60 dias	100 mg/kg ⁻¹	Aumento da biomassa, altura, densidade estomática e do aerênquima	CORREA; MARANHÃO, 2020
<i>Cynodon dactylon</i> L. (Poaceae) <i>Panicum virgatum</i> L. (Poaceae)	CV	240 dias	373 mg/kg ⁻¹	O inóculo contribui para aumentar a biomassa da parte aérea e da raiz	WOLF et al., 2020
<i>Vetiveria</i> L. (Poaceae)	CV	120 dias	0- 12% de TPH no volume total do solo	Tratamentos com consórcios bacterianos promoveram aumento do crescimento das plantas, bem como degradação de hidrocarbonetos	KIAMARSI et al., 2020
<i>Rhizophora mangle</i> L. (Rhizophoraceae)	CV	90 dias	10540,33 mg/g ⁻¹	Não foram observadas variações morfológicas, mas ocorreu deformações nas folhas e aparecimento de novos brotos tanto nos experimentos	VERÂNE et al., 2020
<i>Scirpus mucronatus</i> L. (Cyperaceae)	CV	72 dias	5000, 10000 e 30000 mg/kg ⁻¹	Tecido vegetal foi afetado negativamente, indicado por estruturas alteradas na raiz	ALMANSOO RY et al., 2020

FONTE: A autora (2021).

LEGENDA: CV – Casa de vegetação; IS – *In Situ*.

Os efeitos tardios relatados podem ocorrer ao nível morfológico (BONA et al., 2011), anatômico (CORREA; MARANHO, 2021) e fisiológico (OLARANONT et al., 2018). Ao nível morfológico, o petróleo causa alterações na altura das plantas (TAHERI et al., 2018), no tamanho, espessura e quantidade de folhas, sendo comum o aparecimento de clorose ou necrose, em razão da diminuição de água e nutrientes disponíveis para as plantas devido a contaminação (GOGOSZ et al., 2010).

Ainda, podem ser observadas modificações no diâmetro do caule (TAHERI et al., 2018) e no comprimento e volume das raízes (MERKL et al., 2005; EBADI et al., 2018). As raízes têm o crescimento prejudicado devido ao fato de que a presença de petróleo no solo irá dificultar a capacidade das raízes de absorver água no solo (TAIZ et al., 2015). Outro fato, é que a presença dos TPHs causa a ruptura mecânica das membranas celulares das raízes que estão em crescimento, dificultando a capacidade de reter água. Em adição, o petróleo também inibe a ação de hormônios (auxinas) e do metabolismo de organelas celulares, impedindo o processo de expansão celular nas raízes (MAILA; CLOETE, 2002).

Além disso, a contaminação pode alterar a produção de biomassa nas plantas, causando um aumento (CORREA; MARANHO, 2021; PÉREZ-HERNÁNDEZ et al., 2016) ou diminuição desses parâmetros (GOGOSZ et al., 2010). A diminuição geralmente ocorre quando a presença do petróleo prejudica a fertilidade do solo, causando a redução da retenção de nutrientes, a diminuição da água disponível, a compactação do solo e mudanças na porosidade, no pH e na salinidade do solo. O petróleo gera uma superfície hidrofóbica ao redor das raízes, limitando a absorção de água e nutrientes, o que afeta diretamente o desenvolvimento das plantas (ADAMS et al., 2008).

Já o aumento do crescimento e da biomassa pode ocorrer devido ao fato de que o petróleo é constituído de compostos orgânicos que podem ser utilizados como fonte de carbono para os microrganismos, que por sua vez irão disponibilizar essa fonte de nutrientes para as plantas, estimulando o seu desenvolvimento (KHAN, 2005; GLICK, 2010).

O petróleo pode afetar a germinação e a biomassa de sementes, que pode ser inibida pelas condições desfavoráveis geradas em um solo contaminado (ZHU et al., 2018). Pois, os hidrocarbonetos podem adentrar nas sementes e alterar suas reações metabólicas como inibir a atividade das enzimas amilase e amido fosforilase

(ACHUBA, 2006). Já ao recobrir as sementes, o petróleo irá impedir a captação de água e oxigênio, ocasionando a morte do embrião (BAKER, 1970).

A inibição da germinação pelo petróleo, pode estar ligada ao fato que o óleo afeta a capacidade do solo de fornecer água e nutrientes essenciais para as plantas, pois a hidrofobicidade do petróleo faz com que esses compostos se espalham de forma desigual, levando a deficiência em algumas partes do solo (MERKL et al., 2005). Mas, apesar desses efeitos fitotóxicos, algumas plantas não sofrem alterações na germinação com a presença do petróleo (GOGOSZ et al., 2010; BONA et al., 2011). Isso pode ser em razão das características da planta, como rápida germinação e crescimento (BONA et al., 2011).

Além dos efeitos mais visíveis, o petróleo pode modificar aspectos internos da planta, como a anatomia e a fisiologia (OLARANONT et al., 2018). Ao nível anatômico podem ocorrer modificações no tamanho e na quantidade de células presentes nos tecidos vegetais, podendo ocorrer a diminuição e a compactação das células vegetais, sendo relatado o aumento da densidade estomática (CORREA; MARANHO, 2021; MARANHO et al., 2009). Outro efeito observado são alterações nos elementos de condução do xilema, causando a diminuição dos traqueídes (MARANHO et al., 2009).

Já na anatomia da raiz, o petróleo pode desencadear no aparecimento de células epidérmicas e tecido subepidérmico rompidos, com células desestruturadas, gerando modificações na área lacunar do córtex, proporcionando um aumento no diâmetro e na quantidade de células (BONA et al., 2011). Essas modificações podem ser estratégias desenvolvidas pelas plantas para sobreviver no solo contaminado com petróleo (CORREA; MARANHO, 2021).

Os efeitos fisiológicos do petróleo sobre as plantas ainda são pouco conhecidos (KUMAR et al., 2014). Alguns autores relatam um grande impacto na síntese do pigmento clorofila, que desempenha um papel significativo na fisiologia e produtividade vegetal (BARUAH et al., 2014). O efeito mais observado é a diminuição deste pigmento em plantas expostas a contaminação. Isso ocorre pois o petróleo é uma mistura de compostos aromáticos, alifáticos e orgânicos de alto peso molecular que inibem as enzimas necessárias para a síntese de clorofila (BARUAH et al., 2014). Além disso, a diminuição do teor de clorofila total nas folhas pode ocorrer devido à condição alcalina criada pela dissolução dos constituintes do petróleo no solo, que aumentam a degradação da clorofila (BARUAH et al., 2014),

podendo inibir a formação de novas folhas (ADENIPEKUN et al., 2008; ALKIO et al., 2005). Outro pigmento que pode ser criticamente afetado são os carotenoides, mas a literatura sobre esses efeitos é escassa (KUMAR et al., 2014).

2.4.4 Estratégias desenvolvidas pelas plantas para sobreviver em solos contaminados com petróleo

No solo contaminado com petróleo, algumas plantas conseguem desenvolver respostas que são consideradas estratégias para tolerar os efeitos tóxicos causados pelo petróleo, essas modificações são observadas principalmente nas raízes, folhas e caules (CORREA; MARANHO, 2021).

Todas as plantas que sobrevivem à contaminação estão desenvolvendo respostas para tolerar o contaminante, e para isso, elas desenvolvem diferentes estratégias. Em geral, as plantas respondem com o aumento ou diminuição de estruturas e parâmetros, mas uma diminuição não significa um efeito negativo e um aumento não significa um efeito positivo. Ambos indicam que a planta foi capaz de sobreviver à contaminação e gerar respostas para se manter em equilíbrio no ambiente a qual está inserida. As estratégias observadas irão variar conforme a espécie vegetal e o grau de contaminação (PÉREZ-HERNÁNDEZ et al., 2016).

Nas folhas, é comumente observada a diminuição das dimensões como um mecanismo para evitar a perda de água por transpiração, já que o petróleo diminui a disponibilidade de água no solo (AGBOGIDI et al., 2007). Para compensar a diminuição da área foliar, pode ser observado um aumento da densidade estomática (LARCHER, 2000). Já para manter a transpiração em equilíbrio e evitar a perda de água, pode ser observado o fechamento dos estômatos presentes nas folhas, com a consequente diminuição da condutância estomática (FLEXAS; MEDRANO, 2002).

As raízes desenvolvem muitas estratégias para sobreviver ao solo contaminado, pelo fato de serem estruturas em contato direto (FARIAS et al., 2009). Como respostas podem ser observados o aumento da formação de aerênquima nas raízes, nas plantas que possuem esse tecido. Isso é um mecanismo para manter o crescimento das plantas em solos contaminados, pois nesses tecidos podem ser armazenados uma grande quantidade de oxigênio (CORREA; MARANHO, 2021).

Algumas plantas têm seu desenvolvimento estimulado na presença do petróleo, isso ocorre, pois o óleo no solo pode ser uma fonte energética, liberando

nutrientes, que serão quebrados em cadeias menores pelos microrganismos e assim biodisponibilizados para as plantas (GERHARDT et al., 2009). Outro motivo, ainda pouco estudado, são as auxinas de petróleo que estão presentes em algumas espécies. Esses hormônios são identificados como ácidos naftênicos, que podem: (a) melhorar o rendimento de diferentes variedades de safras; (b) estimular a fotossíntese; e (c) aumentar o nitrogênio proteico, o que irá favorecer o desenvolvimento da planta em solo contaminado (ODUKOYA et al., 2019).

As plantas também são capazes de estimular a degradação dos hidrocarbonetos de petróleo presentes no solo através da liberação de exsudados, enzimas, carboidratos, aminoácidos, flavonoides e terpenos, que além de auxiliar na degradação do petróleo, irão estimular o crescimento microbiano na rizosfera, que serão os principais agentes degradadores (ARSLAN et al., 2017). Essa técnica é conhecida como rizodegradação e pode ser considerada uma estratégia natural das plantas para sobreviver no ambiente contaminado (FATIMA et al., 2016).

2.4.5 Plantas com potencial para fitorremediação

Os componentes do petróleo são moléculas muito grandes e hidrofóbicas para atravessar a parede celular das plantas, por isso elas não são capazes de degradar o petróleo em seu interior, ocorrendo a remediação apenas na zona da rizosfera (COOK; HESTERBERG, 2013). Entretanto, a remediação de solos contaminados pode ser facilitada pelas plantas, essa estratégia é denominada fitorremediação. Essa técnica pode oferecer vários benefícios que irão auxiliar na degradação do petróleo presente no solo (MOREIRA et al., 2013).

O primeiro benefício observado é que o crescimento das plantas irá alterar as propriedades do solo contaminado, pois suas raízes diminuem a compactação do solo e criam canais que permitem a passagem de água e nutrientes (GERHARDT et al., 2009). O que irá permitir a liberação de exsudados como o ácido cítrico, ânions bicarbonato, enzimas, nutrientes e energia, a liberação de exsudados como o ácido cítrico, ânions bicarbonato, enzimas, nutrientes e energia, que além de serem usados pelos microrganismos, também auxiliam na degradação do contaminante (BECERRA-CASTRO, et al., 2013).

O maior benefício do uso de plantas na remediação de solos contaminados é a formação de uma região denominada rizosfera, que irá propiciar o

desenvolvimento de microrganismos degradadores dos TPHs (ROBINSON et al., 2009). Apesar de os microrganismos serem os grandes responsáveis pela degradação dos hidrocarbonetos de petróleo, eles dependem das plantas para a disponibilidade de oxigênio no solo, que irá favorecer o crescimento de microrganismos aeróbicos e facilitar a rizodegradação, uma estratégia fitorremediadora. Além do oxigênio, as plantas irão disponibilizar nutrientes e exsudados (DA SILVA CORREA; MARANHO, 2021).

O sucesso da fitorremediação de solos contaminados com petróleo depende de diversos fatores, incluindo as condições ambientais, as características do solo, a espécie da planta e a metodologia implementada nos experimentos (MCINTOSH et al., 2016). A seleção de plantas para ser utilizada na fitorremediação deve ser baseada primeiramente na capacidade da planta em sobreviver às condições climáticas do local onde o experimento será realizado, sendo preferenciais as espécies nativas daquela região (KIDD et al. 2015). Além disso, as plantas devem: tolerar a concentração de petróleo no solo; ser capaz de crescer em solos pobres; ter crescimento rápido e alta produção de biomassa; raízes profundas e densamente compactas (GERHARDT et al., 2016).

Algumas famílias possuem uma maior taxa de sobrevivência em solos contaminados com petróleo, como: Poaceae, Asteraceae, Fabaceae, Polygonaceae, Chenopodiaceae, Convolvulaceae e Euphorbiaceae, Typhaceae. Entre essas, a família com maior destaque é a Poaceae (RINELLA et al., 2012; CORREA; MARANHO, 2021). Este grupo taxonômico abrange plantas que apresentam crescimento rápido e raízes ramificadas, o que propicia uma maior área para a colonização de microrganismos rizosféricos responsáveis pela biodegradação do petróleo (GLICK, 2003; MERKL et al., 2005).

Diferentes tipos de plantas, como *Scirpus* (junco), *Eichhornia* (aguapé), *Typha* (taboa) e *Phragmites* (junco comum), são aplicadas em experimentos de fitorremediação devido à sua ampla distribuição, elevada biomassa, tolerância e resistência a toxicidade ambiental e a contaminantes (JEEVANANTHAM et al., 2019).

Apesar de as gramíneas (Poaceae) apresentarem maior eficiência na rizodegradação de solos contaminados com petróleo, as espécies arbóreas devem ser consideradas. As árvores podem prover uma variedade de serviços ambientais, como captura de carbono, habitat, refúgio para a fauna e regulação dos ciclos

hidrológicos. Dessa forma o uso de árvores é recomendado para a recuperação de solos contaminados com petróleo (PÉREZ-HERNÁNDEZ et al., 2002).

3 METODOLOGIA

3.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área estudada está localizada na Refinaria Presidente Getúlio Vargas – REPAR, em Araucária, Região Metropolitana de Curitiba, PR, nas coordenadas 25°34'02,5" S e 49°20'53,5" W, em uma altitude média de 920 m s.n.m. O local está situado no primeiro planalto paranaense, em planície adjacente ao arroio Saldanha, sendo influenciado diretamente pelas variações de vazão do rio Barigui, afluente do rio Iguaçu (BARDELLI-DA-SILVA et al., 2014). Os solos são hidromórficos em diferentes graus de intensidade, com saturação de água ao longo de quase todo o ano, prevalecendo assim, Gleissolos Melânicos, caracterizados como mal ou muito mal drenados, podendo ser intercalados com manchas de Organossolos (FUNPAR, 2013).

Devido às características do solo, a vegetação encontrada na área de estudo é adaptada à saturação hídrica, sendo classificada como Formação Pioneira Flúvio-lacustre (várzeas) (FUNPAR, 2013). Bardelli da Silva (2014) ao realizar um levantamento florístico na área, encontrou 221 espécies vegetais, distribuídas em 152 gêneros e 60 famílias, predominando espécies como: *Typha domingensis*, *Hymenachne perambucensis*, *Mimosa oblonga*, *Mikania micrantha*, *Schoenoplectus californicus*, *Neocabreria serrulata* e *Thalia geniculata*.

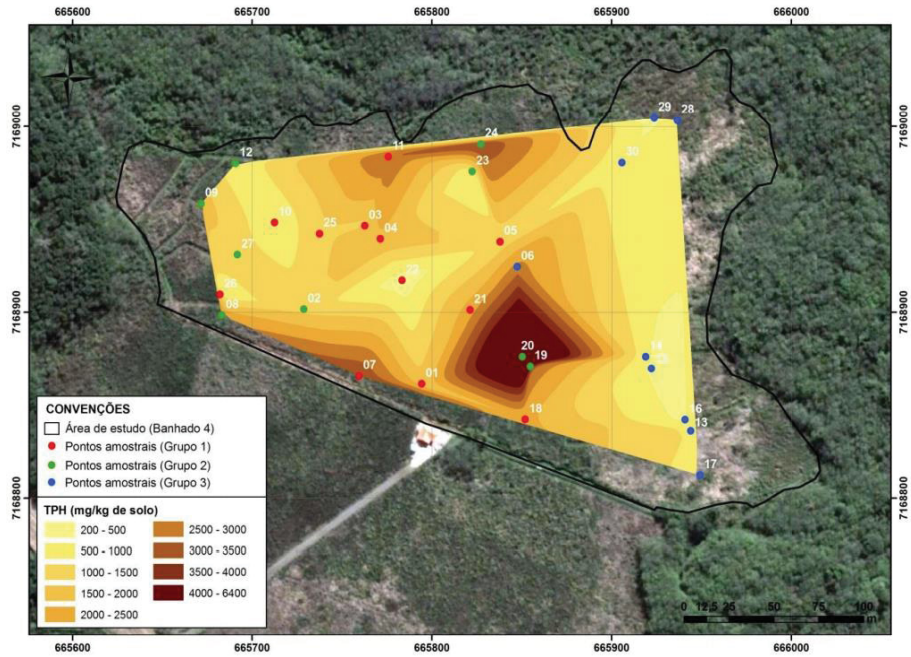
3.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Para orientar a escolha dos pontos amostrais foi considerado o estudo realizado por Bardelli da Silva (2014), em que foram analisados 30 pontos amostrais do solo na área de estudo, com o objetivo de avaliar a concentração de petróleo. Assim, Bardelli da Silva (2014) produziu um modelo digital com a distribuição do petróleo na área de várzeas (FIGURA 3).

O ponto com maior concentração de Hidrocarbonetos totais de petróleo (TPH) foi o ponto amostral nº 20 (P.20), que apresentou concentração de 6.444,62 mg de petróleo/ kg de solo. Esses resultados foram confirmados por Sousa et al. (2020). Assim, esse ponto foi escolhido para representar a área contaminada nesta pesquisa, sendo realizado nele a coleta de dados da área contaminada (FIGURA 4).

De forma a comparar os dados obtidos na área contaminada, foi selecionada uma área controle, que não foi afetada pelo derramamento de petróleo (FIGURA 4).

FIGURA 3 - MODELO DIGITAL DOS VALORES DE HIDROCARBONETOS TOTAIS DE PETRÓLEO (TPH) NOS DIFERENTES GRUPAMENTOS SOBRE A VÁRZEA DA REPAR, ARAUCÁRIA, PR.



FONTE: (BARDELLI-DA-SILVA, 2014).

FIGURA 4 - DELIMITAÇÃO DA ÁREA CONTAMINADA E DA ÁREA CONTROLE.



FONTE: Google Earth Pro (adaptado).

LEGENDA: área contaminada delimitada em vermelho (P. 20 representa o local de coleta das amostras) e área controle delimitada em azul.

Quanto às espécies selecionadas para a pesquisa, foram escolhidas duas das mais abundantes na área, conforme um levantamento feito por Bardelli-da-Silva, (2014) e por Sousa (2020), sendo elas: *Typha domingensis* e *Neocabreria serrulata*. Para analisar o efeito do petróleo sobre essas plantas, as análises foram divididas em duas etapas principais: análises anatômicas e fisiológicas.

3.2.1 Análises anatômicas

Para as análises anatômicas foram coletadas amostras de raízes e folhas de seis indivíduos por área e por espécie, totalizando 24 amostras. As amostras foliares foram selecionadas na porção mediana das folhas, para ambas as espécies, sendo que para *N. serrulata*, as folhas foram coletadas a partir do 4º nó caulinar. Já as amostras das raízes, foram coletadas a partir de 2 cm do ápice. Essas amostras foram fixadas em FAA 70, que consiste em uma solução de formaldeído 40%, ácido acético glacial e etanol 70% (90:5:5 em volume), por 168 h, como descrito por Johansen (1940), e mantidas em etanol 70% até o processamento final (BERLYN; MIKSCHE, 1976).

Para a confecção das lâminas permanentes, foi utilizada resina histológica (Leica®), conforme orientações do fabricante. As secções transversais com espessura de 7 µm foram feitas em micrótomo de rotação modelo HistoCore BIOCUT (Leica®). A coloração do material foi realizada com azul de toluidina e, após secagem, as lâminas foram finalizadas com resina sintética (Entellan®). Através do fotomicroscópio BX41 (OLYMPUS®) foram analisadas as secções transversais, sendo mensurados os caracteres anatômicos através do programa LCmicro (OLYMPUS®).

Para a análise de densidade estomática, foi selecionada a porção mediana das folhas, sendo preparadas de acordo com o método de Franklin (1946), em que é utilizado uma solução contendo ácido acético glacial e água oxigenada 30 volumes (1:1). As folhas permaneceram nessa solução em estufa a 60° C durante 72 horas, até a dissociação completa dos tecidos internos e separação da epiderme.

Após dissociação, as epidermes das folhas foram processadas e coradas com azul de toluidina 0,05%. Para montagem das lâminas, usou-se glicerina, sendo posteriormente finalizadas com resina sintética (Entellan®). As lâminas foram analisadas no fotomicroscópio BX41 (OLYMPUS®) e, com auxílio do programa

LCmicro (OLYMPUS®), foram mensuradas as espessuras das seguintes regiões e/ou tecidos das folhas: nervura central (para *N. serrulata*), epiderme, mesofilo (parênquimas clorofilianos e parênquima fundamental), e para as raízes: exoderme, córtex e cilindro central, já os estômatos foram contabilizados em um campo de 1 mm².

3.2.2 Análises fisiológicas

As análises fisiológicas foram divididas em duas etapas: análise da taxa de fotossíntese e análise do teor de clorofila. A sistemática dos dados coletados pode ser observada na TABELA 2.

TABELA 2 - SISTEMÁTICA UTILIZADAS PARA A COLETA DOS DADOS FISIOLÓGICOS EM CAMPO

	Área contaminada	Área controle	Área contaminada	Área controle
	Taxa de fotossíntese, condutância estomática e transpiração		Teor de clorofila	
<i>T. domingensis</i>	6 indivíduos (1 folha por indivíduo)	6 indivíduos (1 folha por indivíduo)	6 indivíduos (28 mg por folha)	6 indivíduos (28 mg por folha)
<i>N. serrulata</i>	6 indivíduos (1 folha por indivíduo)	6 indivíduos (1 folha por indivíduo)	6 indivíduos (28 mg por folha)	6 indivíduos (28 mg por folha)

FONTE: A autora (2021).

Para a determinação da taxa de fotossíntese foi utilizado o analisador a gás LC-PRO (FIGURA 5), em condições naturais em campo, no intervalo de tempo de 9 h e 14 h, visto ser período de maior incidência solar e de desempenho das plantas. Para isso, foram selecionados seis indivíduos de cada espécie nas áreas testemunha e contaminada, sendo escolhida uma folha de cada indivíduo, que parecesse saudável e estivesse na porção mediana das plantas.

Para realizar a medição, as folhas foram colocadas na posição horizontal dentro da câmara. Os dados foram coletados em cinco diferentes intensidades luminosas: 1739, 869, 434, 86 e, por último, 0 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$, em que a planta foi submetida à escuridão, com a finalidade de determinar a respiração. Para cada intensidade luminosa foram realizadas 10 repetições, com espaçamento de

aproximadamente 10 segundos cada. Além da taxa de fotossíntese, com o analisador também foram obtidas: transpiração da folha e condutância estomática.

FIGURA 5 - MEDIÇÃO EM CAMPO DA TAXA DE FOTOSSÍNTESE DE *T. domingensis*.



FONTE: A autora (2020).

As análises dos teores de clorofila foram efetuadas em amostras coletadas de seis indivíduos em cada área. Foram utilizados 28 mg de cada folha, sendo adicionados 5 mL de dimetilsulfóxido para extração dos pigmentos. Essa solução permaneceu em banho-maria por 6 h (FIGURA 6). Os extratos obtidos foram analisados em espectrofotômetro nos comprimentos de onda 648 nm e 665 nm, com o objetivo de obter os teores de clorofila a, b e total. Os respectivos valores de absorbância obtidos foram aplicados nas equações 1, 2 e 3.

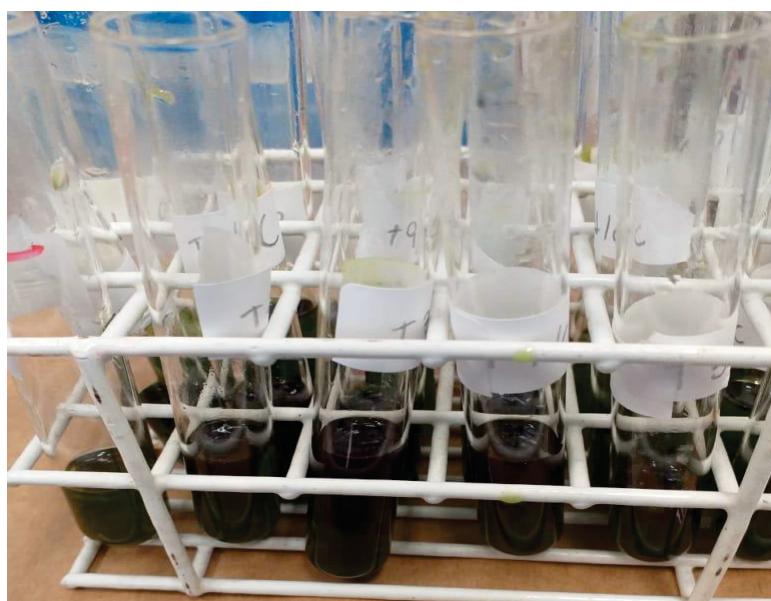
Equação 1: $Ca = 14,85A665 - 5,14A648$

Equação 2: $Cb = 25,48A648 - 7,36A665$

Equação 3: $C(a + b) = 7,49A665 + 20,34A648$

LEGENDA: Em que Ca = Clorofila a, Cb = Clorofila b e C (a + b) = Clorofila total. Para conversão de unidades, os valores calculados para Ca e Cb foram multiplicados pelo volume do solvente que foi utilizado (5 mL) e divididos pelo peso da folha de cada tubo de ensaio (28 mg), obtendo a concentração de cada pigmento por unidade de peso foliar em ml.mg⁻¹. Os valores obtidos para clorofila a e b, foram multiplicados por 1,121 e 1,104 (peso molecular), sendo a unidade expressa em mmol.mg⁻¹.

FIGURA 6 - AMOSTRAS APÓS A COMPLETA EXTRAÇÃO DOS PIGMENTOS DE CLOROFILA.



FONTE: A autora (2021).

3.2.3 Análise dos dados

Para as análises estatísticas foram utilizados doze indivíduos, seis na área controle e seis no ambiente contaminado, de cada espécie. Para as análises anatômicas foram realizadas três medições nos tecidos de cada indivíduo analisado, já para a densidade estomática, foram contabilizados três campos amostrais de cada folha analisada, de forma a obter uma acurácia da média mais precisa.

Os dados obtidos foram tabulados no programa Excel, da Microsoft, 2013. As análises estatísticas foram realizadas no programa BioEstat 5.0, calculando, a média, o desvio padrão e a distribuição dos dados pelo teste de Shapiro Wilk. Constatado que as variáveis apresentavam distribuição normal, foi realizado o teste paramétrico ANOVA, de forma a comparar as medidas anatômicas e fisiológicas da

área controle com as obtidas na área contaminada, sendo consideradas significativas as diferenças em que $p < 0,05$.

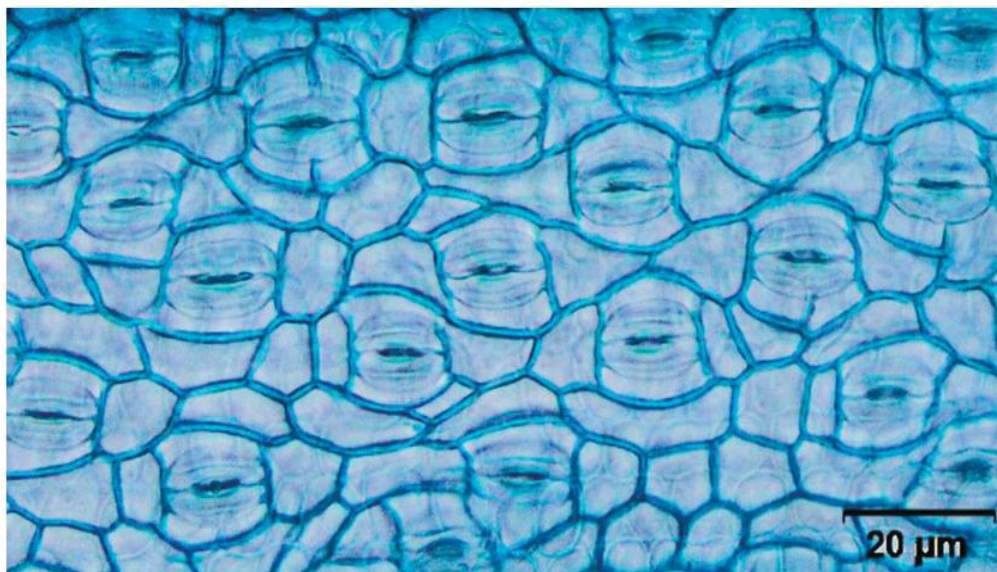
4 RESULTADOS

4.1 ANÁLISES ANATÔMICAS

4.1.1 Anatomia de *Typha domingensis*

As folhas de *T. domingensis* são anfiestomáticas. Em vista frontal, a epiderme é composta por células que variam de tamanho e apresentam parede arredondada (FIGURA 7). Os complexos estomáticos são tetracíclicos e as células-guarda se localizam no mesmo nível em relação às demais células epidérmicas entre as nervuras, em fileiras (FIGURA 7).

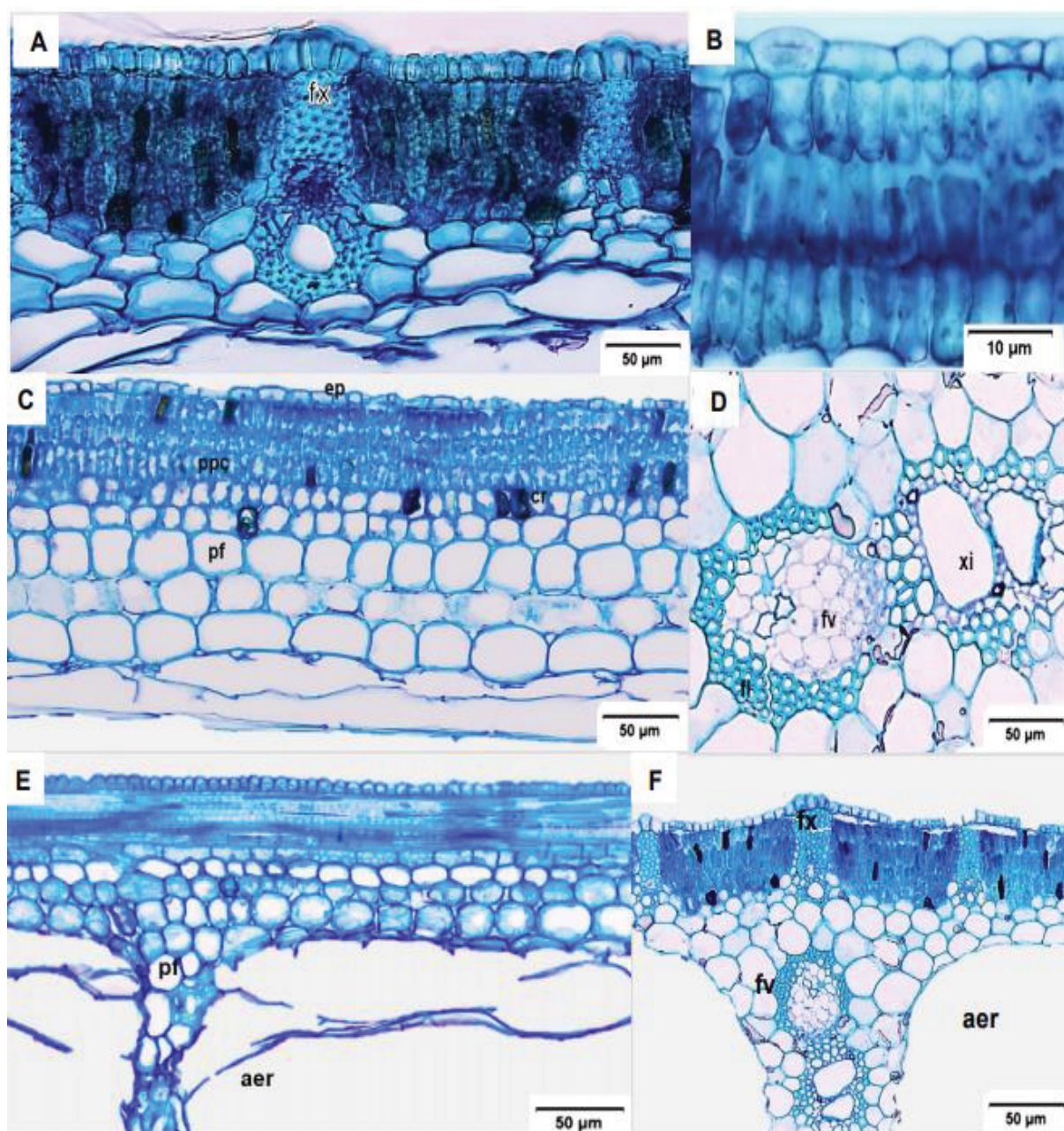
FIGURA 7 - ESTÔMATOS EM VISTA FRONTAL DE *T. domingensis*.



FONTE: A autora (2021).

A densidade estomática é de 250 estômatos por mm² nos indivíduos controle. Em secção transversal a epiderme é unisseriada nas faces adaxial e abaxial. As células epidérmicas apresentam parede celular delgada, variando de cúbicas a retangulares e possuem tamanho variado. O mesofilo é simétrico; o parênquima clorofiliano paliçádico (FIGURA 8 A) mede, aproximadamente, 91,17 μm na face adaxial e 86,82 na face abaxial, e é composto por 3-4 camadas de células alongadas e justapostas (FIGURA 8 B), adjacentes à epiderme em ambas as faces (FIGURA 8 C).

FIGURA 8 - SECÇÃO TRANSVERSAL DA FOLHA DE *T. domingensis*



FONTE: A autora (2021).

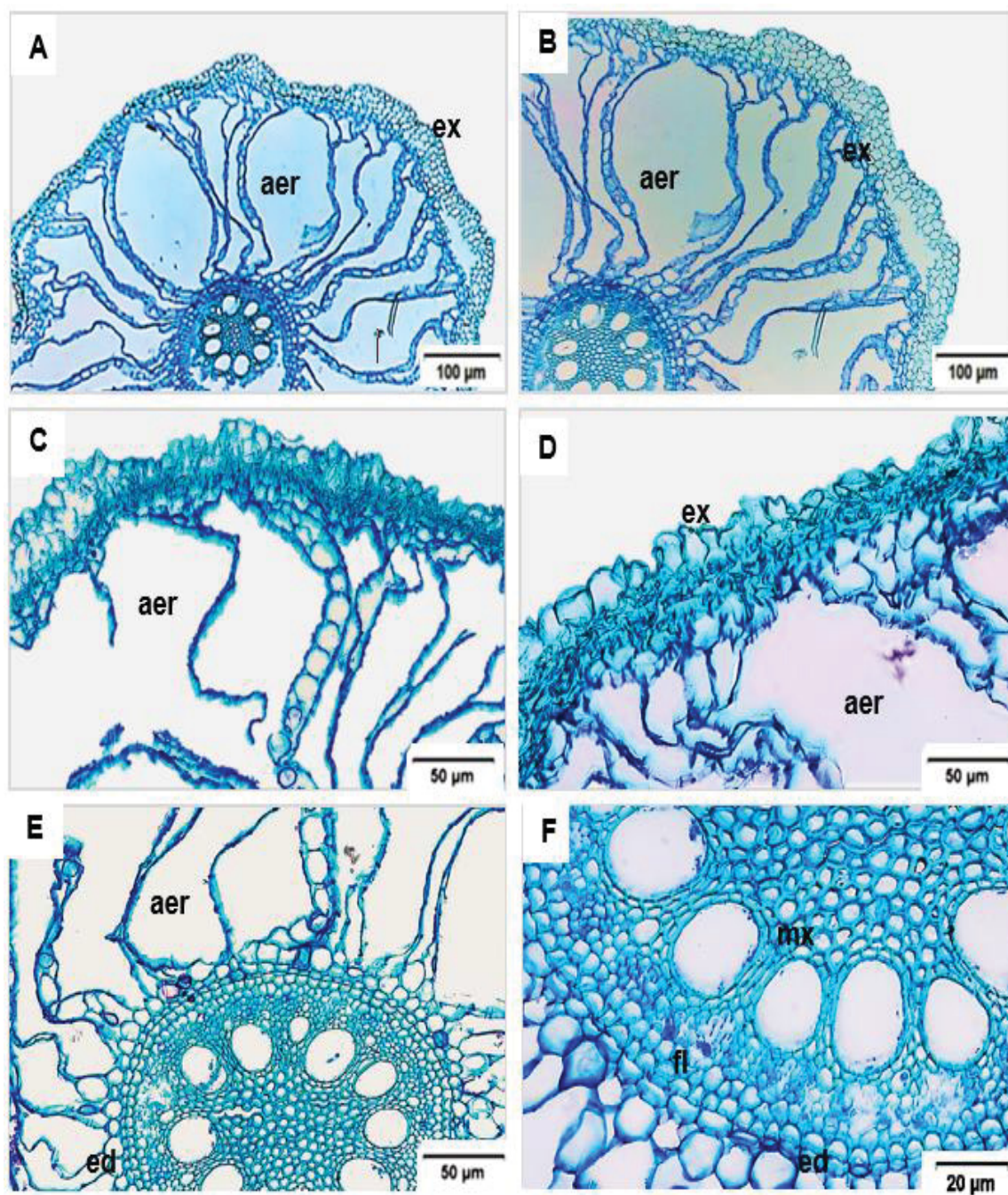
LEGENDA: A: fx – feixe de fibras; B: ppç – parênquima clorofiliano paliçádico; C: ep – epiderme, ppç – parênquima clorofiliano paliçádico, pf – parênquima fundamental, cr – cristais; D: - fv – feixe vascular, fl – floema, xi – xilema; E: pf – parênquima, aer – aerênquima; F: fx – feixe de fibras, fv – feixe vascular, aer – aerênquima.

O parênquima clorofiliano paliçádico é continuamente interrompido por feixes de fibras que possuem paredes espessas e lume reduzido (FIGURA 8 A). Os feixes de fibras estão localizados em posição subepidérmica e externa aos feixes

vasculares e distribuídos ao longo de toda a lâmina foliar. Internamente, o parênquima paliçádico está envolvido por 1-2 camadas de células de parênquima fundamental, com espessura média de 152,37 μm na face adaxial e 211,13 μm na face abaxial, que delimitam amplos espaços intercelulares, formando grandes lacunas formando o aerênquima (FIGURA 8 D). Essas lacunas são delimitadas por colunas de células parenquimáticas e por pequenos feixes vasculares do tipo colateral que atravessam o mesófilo e comunicam a epiderme nas faces adaxial e abaxial (FIGURA 8 F). Ocorre a presença de cristais no parênquima paliçádico, distribuídos de forma heterogênea (FIGURA 8 C). As células de parênquima fundamental mais internas apresentam as paredes celulares colabadas. Nas secções transversais, as lacunas que formam o aerênquima podem ser observadas macroscopicamente e estão distribuídas em toda extensão da folha, ocupando cerca de 90% de sua área (FIGURA 8 F).

As raízes de *T. domingensis*, em secção transversal, possuem a epiderme unisseriada (FIGURA 9 A e B), internamente ocorre a presença de uma faixa constituída por 2-3 camadas de células de exoderme, sendo as células com paredes espessas e lignificadas (FIGURA 9 C e D). O córtex é formado por células de aerênquima dispostas radialmente e ocupa uma área média de 0,37 mm^2 , cerca de 80% da área total da raiz. Duas camadas contínuas de parênquima cortical estão dispostas ao redor da endoderme (FIGURA 9 E). O cilindro vascular ocupa, aproximadamente, 0,25 mm^2 e é delimitado por uma endoderme unisseriada com células de formato cúbico e paredes espessas. A endoderme apresenta células com reforço em U (FIGURA 9 F). Internamente à endoderme, se localiza o periciclo, constituído por uma camada de células. O sistema vascular é poliarco, constituído por elementos de vaso intercalados pelo floema. Os elementos de vaso do metaxilema são grandes e região medular é composta por células esclerificadas (FIGURA 9 F).

FIGURA 9 - CORTE TRANSVERSAL DA RAIZ DE *T. domingensis*.



FONTE: A autora (2021).

LEGENDA: A e B: ex – exoderme, aer – aerênquima; C: aer – aerênquima D: ex – exoderme, aer – aerênquima; E: aer – aerênquima, ed – endoderme; F: ed – endoderme, fl – floema; mx – metaxilema.

4.1.1.1 Comparação da anatomia de *T. domingensis* entre os indivíduos controle e os expostos a contaminação

A comparação dos dados obtidos para a anatomia de *T. domingensis* nos indivíduos expostos a contaminação (PT-T) em relação aos indivíduos controle (CT-T) podem ser observados na Tabela 3.

TABELA 3 - COMPARAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS ANATÔMICAS DE *T. domingensis* ENTRE OS INDIVÍDUOS CONTROLE E OS EXPOSTOS A CONTAMINAÇÃO POR PETRÓLEO.

CARACTERÍSTICAS ANATÔMICAS	CT-T	PT-T	valor de <i>p</i>
Comprimento parênquima clorofiliano adaxial (µm)	91,17 ± 17,21	100,99 ± 14,61	0,71
Comprimento parênquima clorofiliano abaxial (µm)	86,82 ± 5,49	82,66 ± 14,26	0,29
Comprimento parênquima fundamental adaxial (µm)	152,37 ± 61,00	149,33 ± 26,58	0,49
Comprimento parênquima fundamental abaxial (µm)	211,13 ± 63,33	135,03 ± 25,35	0,57
Área cilindro central da raiz (mm ²)	0,25 ± 0,13	0,35 ± 0,23	0,93
Área córtex da raiz (mm ²)	0,37 ± 0,24	0,54 ± 0,67	0,01
Densidade estomática (mm ²)	250,33 ± 3,20	259,66 ± 8,89	0,67

FONTE: A autora (2021).

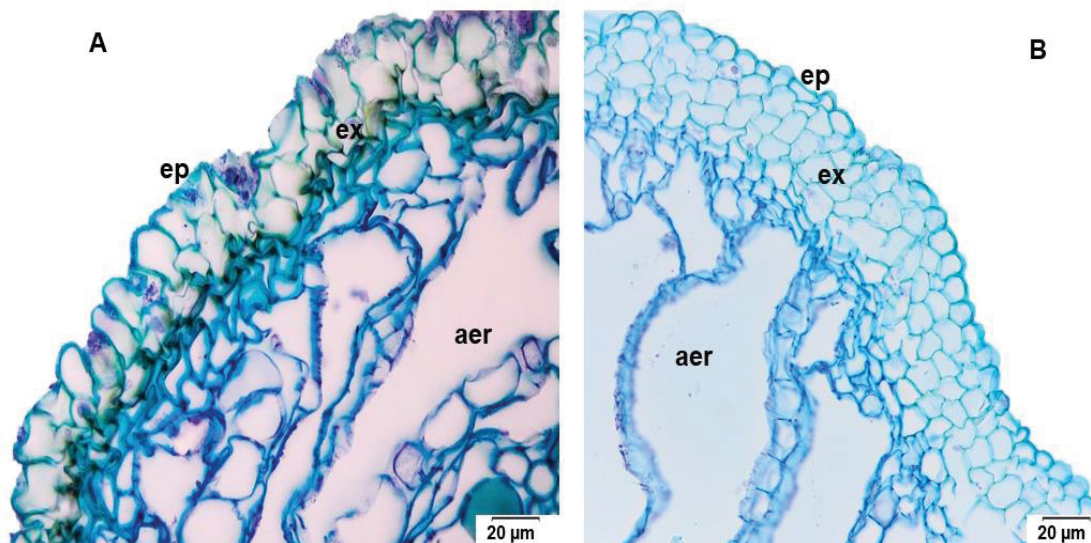
LEGENDA: CT-T – Indivíduos controle; PT-T – Indivíduos expostos a contaminação.

Não foram encontradas diferenças anatômicas nas folhas dos indivíduos expostos a contaminação (PT-T), os valores obtidos das medidas dos tecidos foliares podem ser observados na Tabela 3. Da mesma forma, não foram encontradas diferenças na densidade estomática.

Do ponto de vista qualitativo, as raízes dos indivíduos expostos a contaminação apresentaram mais camadas de células na exoderme, com 5 camadas de células em 50% dos indivíduos (FIGURA 11). A área do córtex também foi maior, com tamanho médio de 0,54 mm² na área contaminada, um aumento de 45% em relação as raízes da área controle.

Bem como, o aerênquima se mostrou maior nos indivíduos expostos à contaminação, ocupando mais de 90% da área total da raiz em todos os indivíduos analisados. Além disso, foi observado um número maior de feixes vasculares, apresentando 8 feixes em 50% dos indivíduos.

FIGURA 10 - COMPARAÇÃO ANATÔMICA DA RAIZ DE *T. domingensis*.



FONTE: A autora (2021).

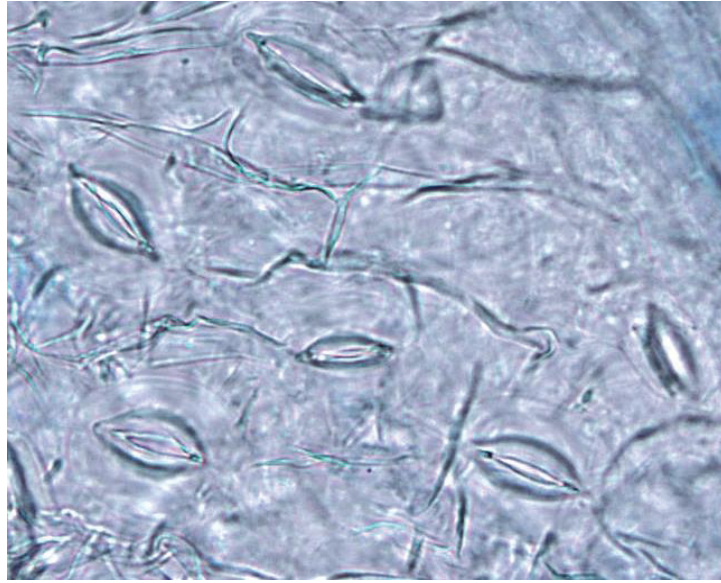
LEGENDA: A: indivíduos controle; B: indivíduos contaminados com petróleo. ex – exoderme; aer – aerênquima; ep – epiderme.

4.1.2 Anatomia de *Neocabreria serrulata*

As folhas de *N. serrulata* são epiestomáticas. Em vista frontal, a epiderme é composta por células que variam de tamanho e apresentam parede arredondada (FIGURA 13). Os complexos estomáticos são anomocíticos e as células-guarda se localizam no (mesmo nível ou em depressão) em relação às demais células epidérmicas (FIGURA 12).

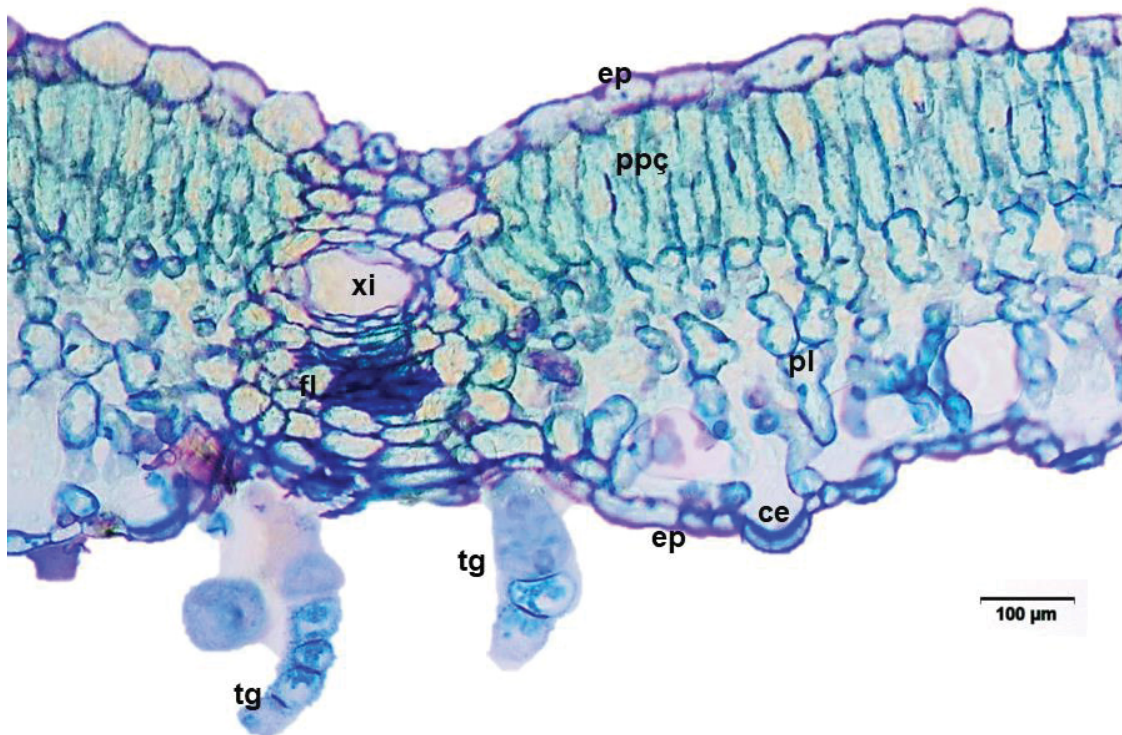
A densidade estomática é de 360 estômatos por mm² nos indivíduos controle. Em secção transversal, a epiderme apresenta-se unisseriada em ambas as faces (FIGURA 13). Os estômatos estão localizados no mesmo nível das demais células epidérmicas (FIGURA 13). Na face abaxial as células epidérmicas são papilosas, portando, muitos tricômas. Os tricômas, tanto glandulares (FIGURA 14 A e B), quanto não glandulares (FIGURA 14 C) podem ocorrer isolados ou em tufo frequentemente, localizados em depressões na face abaxial da epiderme. Os tricomas glandulares podem ser multicelulares (FIGURA 14 A) ou unicelulares (FIGURA 14 B), com uma cabeça secretora ligada à epiderme por um pedúnculo. Já os tricomas não glandulares, são tectores unisseriados (FIGURA 14 B).

FIGURA 11 - VISTA FRONTAL DA FOLHAS DE *N. serrulata*.



FONTE: A autora (2021).

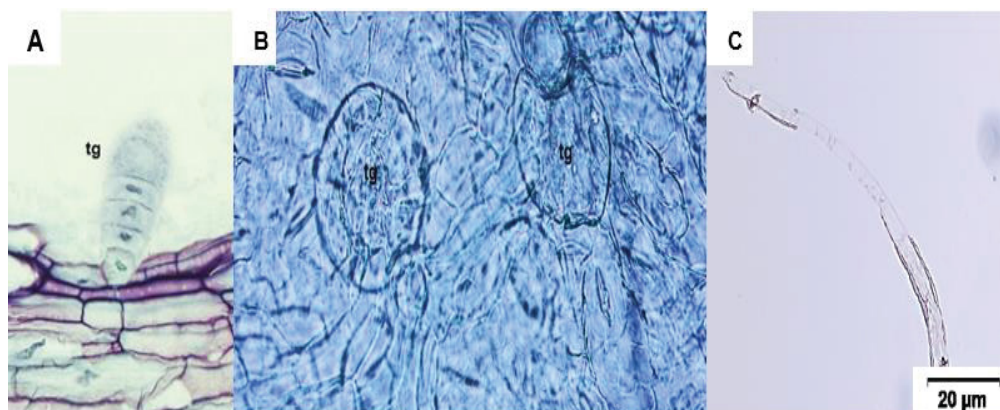
FIGURA 12 - SECÇÃO TRANSVERSAL DA FOLHA DE *N. serrulata*.



FONTE: A autora (2021).

LEGENDA: ep – epiderme; ppç – parênquima clorofiliano paliçádico; pl – parênquima clorofiliano lacunoso; fl – floema; xi – xilema; ce - câmara estomática; tg – tricoma glandular.

FIGURA 13 - TRICOMAS GLANDULARES E NÃO GLANDULARES DE *N. serrulata*.



FONTE: A autora (2021).

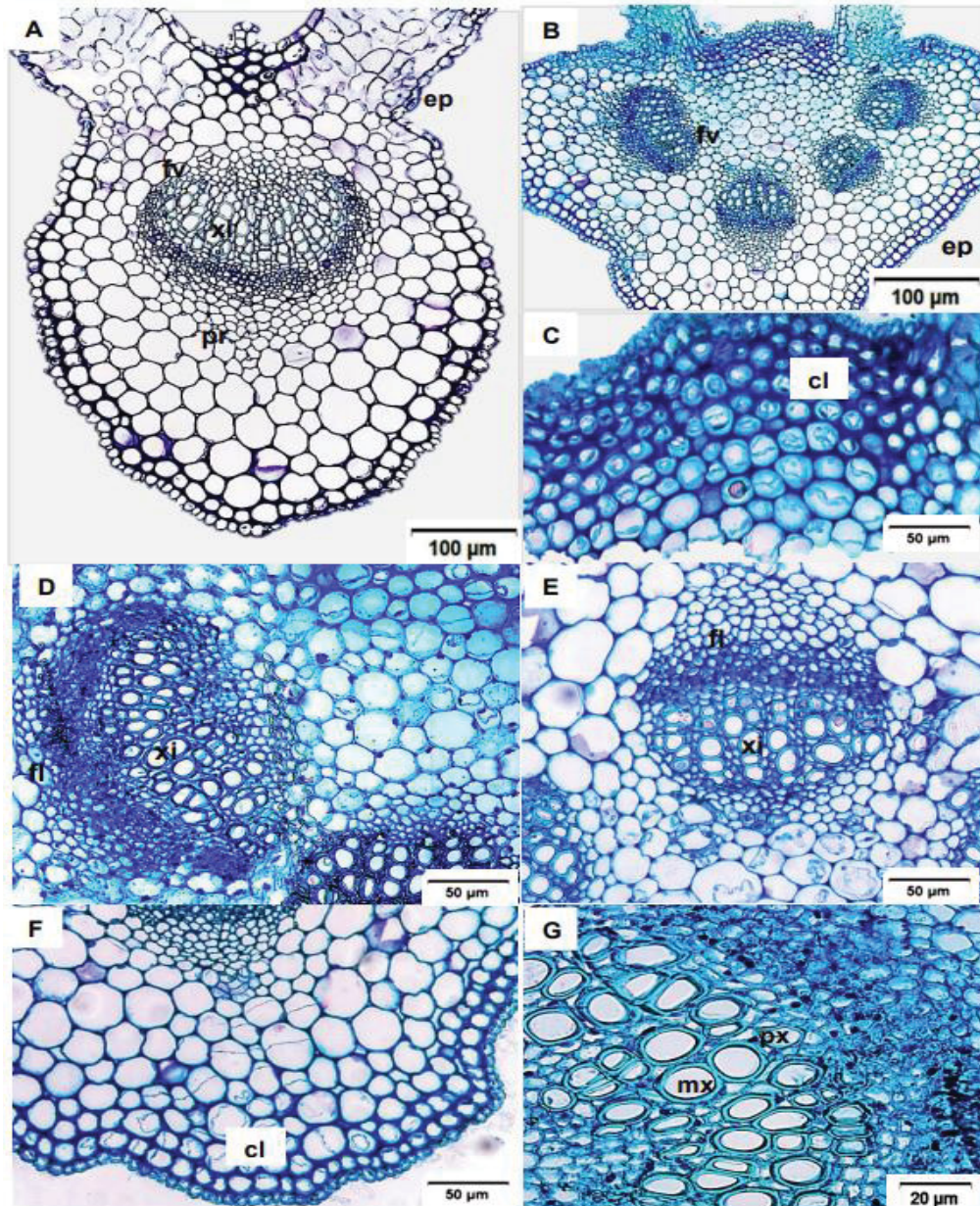
LEGENDA: A: Tricoma glandular multicelular; B: Tricoma glandular unicelular; C: Tricoma tector.

O mesofilo é diferenciado em parênquima clorofiliano paliçádico e parênquima lacunoso (FIGURA 13), caracterizando-se como dorsiventral, sendo constituído pelo parênquima clorofiliano paliçádico com células alongadas, dispostas em 1-2 estratos adjacentes à epiderme (espessura média de 29,18 μm) e pelo parênquima esponjoso formado por cerca de 2-3 camadas (espessura média 42,98 μm), delimitando pequenos espaços intercelulares e amplas câmaras subestomáticas (FIGURA 13). Feixes vasculares de pequeno porte e do tipo colateral estão distribuídos na região mediana do mesofilo (FIGURA 13). Esses feixes estão envoltos por bainha parenquimática e podem estar associados a dutos secretores, que se dispõem externamente ao floema. A nervura principal, em secção transversal, possui formato côncavo na face adaxial e convexo na face abaxial, medindo aproximadamente 388,89 μm de largura por 363,88 μm de altura (FIGURA 14 A e B). A epiderme unisseriada é revestida por cutícula e, subjacente a mesma, ocorrem 1-3 camadas de colênquima angular, em ambas as faces (FIGURA 14 C e F). As células do parênquima, inicialmente são de pequeno diâmetro, aumentando gradativamente na região mediana da nervura e, posteriormente, reduzindo-se novamente (FIGURA 14 A).

Na região central da nervura, observa-se o feixe vascular do tipo colateral com células de floema e camadas de células dispostas em fileiras radiais, que correspondem a região xilemática (FIGURA 14 D). Devido à ação de um câmbio, há formação de tecidos vasculares secundários. O floema se dispõe em forma de um

arco com a abertura voltada para a face adaxial, apresentando feixes de fibras e células parenquimáticas (FIGURA 14 E).

FIGURA 14 - NERVURA PRINCIPAL DE *N. serrulata*.

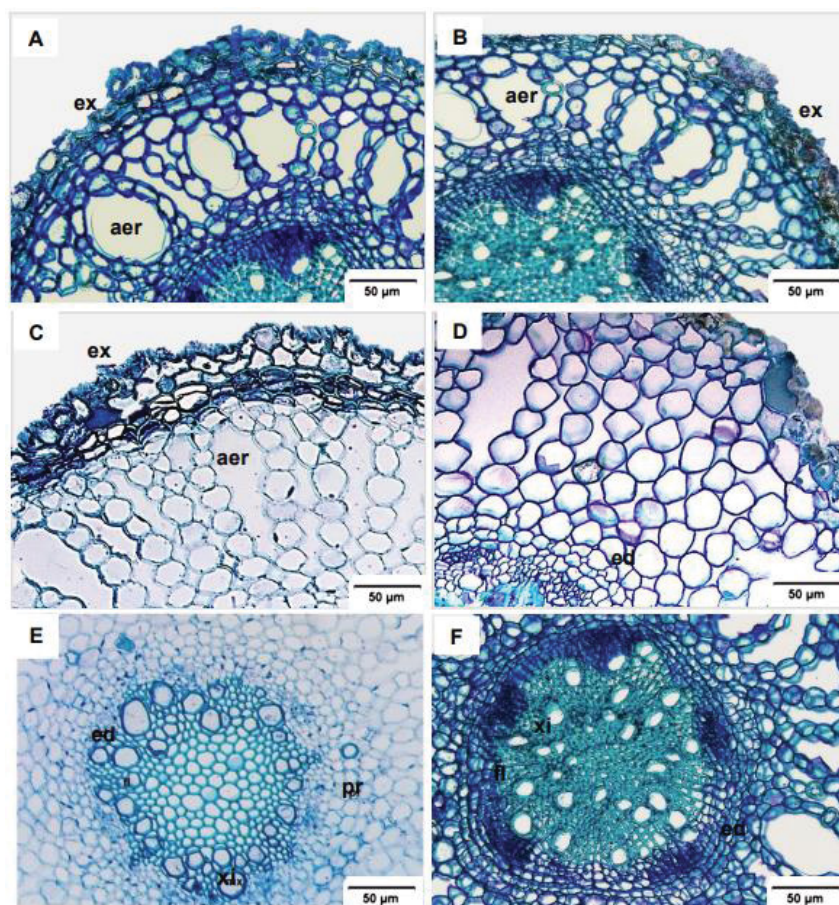


FONTE: A autora (2021).

LEGENDA: A: Nervura central; ep – epiderme, pf – parênquima, fl – floema, xi – xilema; B: Nervura central, fv – feixe vascular; C: colênquima região ventral, cl - colênquima; D: Feixe vascular; fl – floema, xi – xilema; E: fl – floema, xi – xilema; F: cl – colênquima região dorsal, cl – colênquima; G: mx - metaxilema, px – protoxilema.

As raízes de *N. serrulata*, em secção transversal, possuem uma exoderme com 1-2 camadas de células com parede celular espessa (FIGURA 15 A e B). Internamente à exoderme, se localiza a região do córtex radicular que possui uma área aproximada de 0,36 mm², constituído de 10 a 12 camadas de células parenquimáticas, que se apresentaram com formato circular (FIGURA 15 C). No córtex, ocorre a presença de aerênquima, que ocupa cerca de 5-10% da área da raiz, delimitado por células com paredes celulares colapsadas (FIGURA 15 C). Na área mais interna do córtex, observa-se 2-3 camadas de células justapostas que circundam a endoderme (FIGURA 15 D). O cilindro central (FIGURA 15 E e F) ocupa aproximadamente 0,19 mm² e é delimitado por endoderme unisseriada com células que possuem estrias de Caspary. Internamente à endoderme, se localiza o periciclo, constituído por uma camada de células. O sistema vascular é poliarco, constituído por parênquima fundamental centralmente (FIGURA 15 E e F).

FIGURA 15 - SECÇÃO TRANSVERSAL DA RAIZ DE *N. serrulata*.



FONTE: A autora (2021).

LEGENDA: A, B, C, D: ex – exoderme, aer – aerênquima; E: Cilindro central, ed – endoderme; pr – parênquima de preenchimento, xi – xilema; F: ed – endoderme, fl – floema; xi – xilema.

4.1.1 Comparação da anatomia de *N. serrulata* entre os indivíduos controle e os expostos a contaminação

Os resultados quantitativos obtidos para os tecidos anatômicos de *N. serrulata* podem ser observados na TABELA 4, na qual estão sendo comparados com os valores obtidos para os indivíduos expostos a contaminação.

TABELA 4 - COMPARAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS ANATÔMICAS DE *N. serrulata* ENTRE OS INDIVÍDUOS CONTROLE E OS EXPOSTOS A CONTAMINAÇÃO.

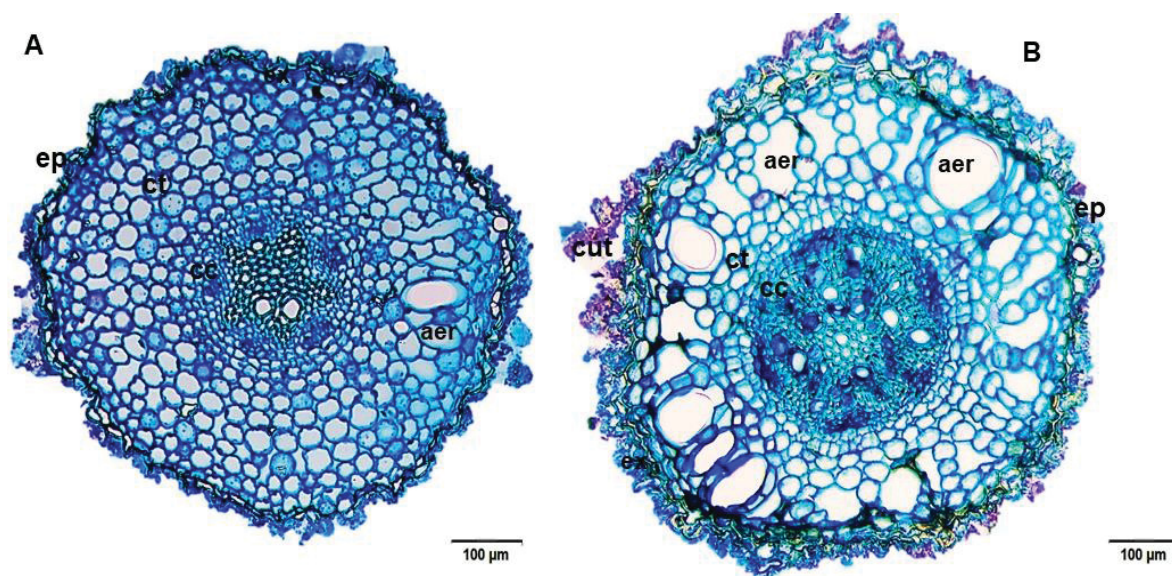
CARACTERÍSTICAS ANATÔMICAS	CT- N	PT- N	valor de p
Largura mesofilo da folha (μm)	80,14 $\pm$ 12,4	86,44 $\pm$ 9,29	0,56
Comprimento parênquima clorofiliano paliádico (μm)	29,18 $\pm$ 1,35	29,17 $\pm$ 4,44	0,84
Comprimento parênquima clorofiliano esponjoso (μm)	45,53 $\pm$ 9,12	38,00 $\pm$ 7,52	0,24
Largura nervura central (μm)	388,89 $\pm$ 143,91	405,7 $\pm$ 124,5	0,39
Altura nervura central (μm)	385,1 $\pm$ 86,95	360,94 $\pm$ 72,85	0,17
Área cilindro central da raiz (mm^2)	0,19 $\pm$ 0,04	0,27 $\pm$ 0,05	0,02
Área córtex da raiz (mm^2)	0,36 $\pm$ 0,32	0,38 $\pm$ 0,18	0,03
Densidade estomática (mm^2)	360,50 $\pm$ 6,53	372,83 $\pm$ 7,35	0,67

FONTE: A autora (2021).

LEGENDA: CT-N – Indivíduos controle; PT-N – Indivíduos expostos a contaminação.

Não foram observadas diferenças significativas nas folhas dos indivíduos de *N. serrulata* expostos à contaminação, o mesmo foi verificado para a densidade estomática. Já nas raízes, foi observado um maior número de células na exoderme dos indivíduos expostos a contaminação, apresentando 3 camadas de células em 50% dos indivíduos (FIGURA 20). Neles, também foi observado uma maior área cortical, com tamanho médio de 0,38 mm^2 , correspondendo ao maior volume de aerênquima encontrado, correspondendo a 40% do volume total da raiz em 50% dos indivíduos analisados (FIGURA 20). Da mesma forma, o cilindro central foi maior nesses indivíduos, apresentando 0,27 mm^2 .

FIGURA 16 - COMPARATIVO DA RAIZ DE *N. serrulata* ENTRE INDIVÍDUO CONTROLE E INDIVÍDUO EXPOSTO CONTAMINADO COM PETRÓLEO.



FONTE: A autora (2021).

LEGENDA: A – Raiz de *N. serrulata* na área controle; B: raiz de *N. serrulata* na área contaminada; cut – cutícula, ep – epiderme, aer – aerênquima, ct – córtex e cc – cilindro central.

4.2 ANÁLISES FISIOLÓGICAS

4.2.1 Teor de clorofila

Os dados obtidos para o teor de clorofila de *T. domingensis* e *N. serrulata* podem ser observados na TABELA 5.

Não foram observadas diferenças significativas em ambas as espécies para o teor de clorofila nos indivíduos expostos a contaminação em relação aos indivíduos controle.

TABELA 5 - COMPARAÇÃO DOS TEORES DE CLOROFILA, EM mmol/mg, DE *T. domingensis* E *N. serrulata* ENTRE OS INDIVÍDUOS CONTROLE E OS EXPOSTOS A CONTAMINAÇÃO.

PARÂMETRO	<i>T. domingensis</i>			<i>N. serrulata</i>		
	AC	PT	<i>p</i>	AC	PT	<i>p</i>
Clorofila Total	62,92 ± 6,39	56,65 ± 7,68	0,97	62,92 ± 6,38	56,65 ± 7,68	0,97
Clorofila a	5,00 ± 0,49	5,08 ± 0,31	0,24	5,11 ± 0,31	4,72 ± 0,14	0,53
Clorofila b	7,47 ± 1,43	6,15 ± 1,82	0,89	6,08 ± 2,09	8,33 ± 0,80	0,43

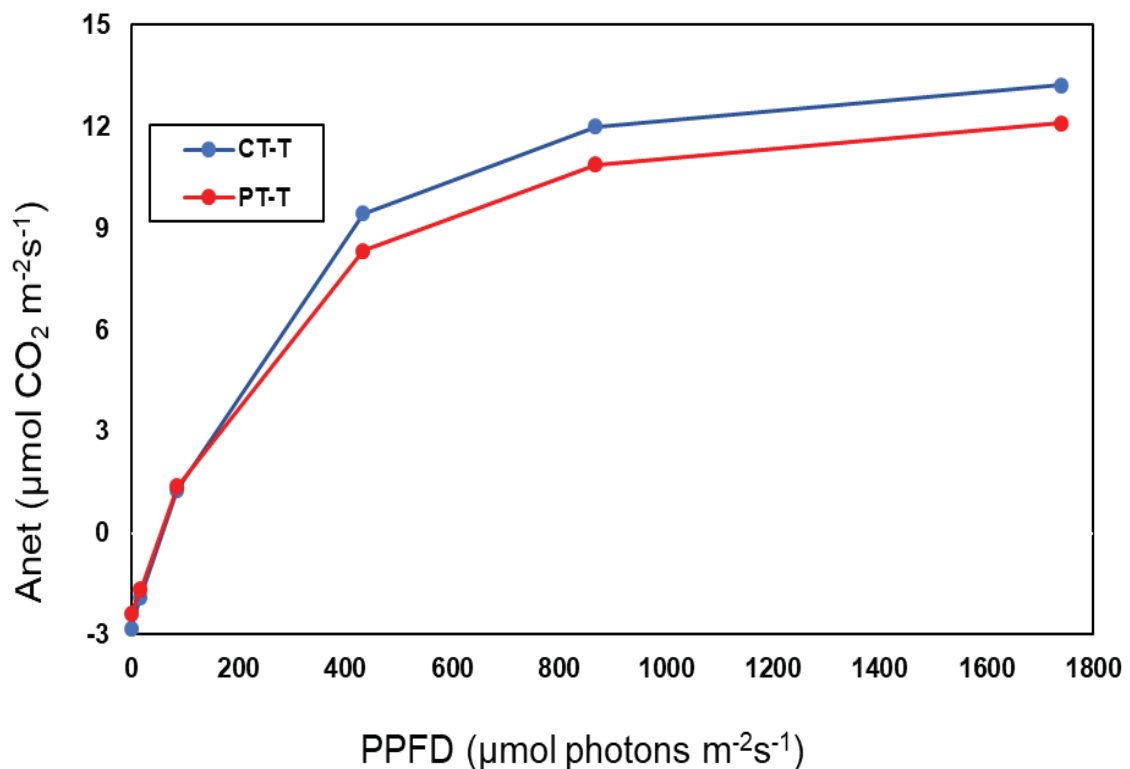
FONTE: A autora (2021).

LEGENDA: AC – área controle, PT – área contaminada, *p* – valor de *p*.

4.2.2 Taxa de fotossíntese, transpiração e condutância estomática

As curvas da taxa de fotossíntese de *T. domingensis* podem ser observadas na FIGURA 26. Foi possível observar que as curvas da taxa de fotossíntese entre os indivíduos controles e os expostos à contaminação mostram uma ascensão até 869 $\text{m}^{-2}\text{s}^{-1}$, e a partir desse ponto tendem à estabilização. A ascensão mostra grande variação da taxa de fotossíntese conforme a mudança da intensidade luminosa. Já a respiração pode ser observada abaixo de 17 $\text{m}^{-2}\text{s}^{-1}$, intensidade em que a taxa de fotossíntese se tornou negativa.

FIGURA 17 - COMPARAÇÃO DA TAXA DE FOTOSSÍNTESE PARA *Typha domingensis* ENTRE OS INDIVÍDUOS CONTROLE E OS EXPOSTOS A CONTAMINAÇÃO.

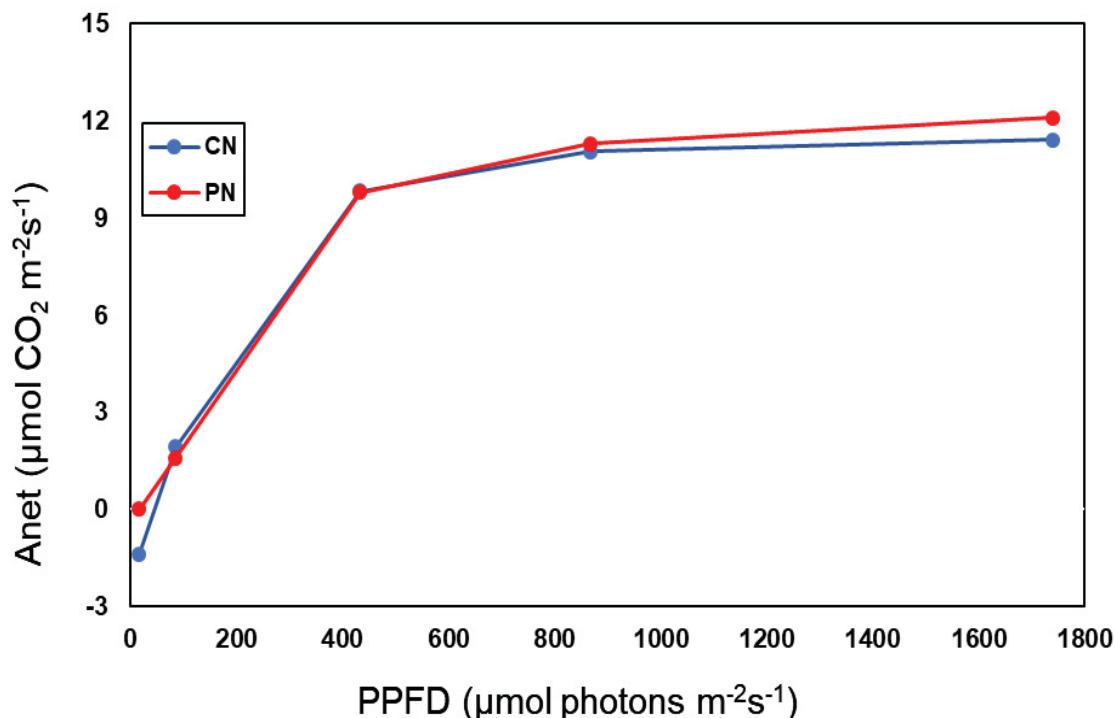


FONTE: A autora (2021).

LEGENDA: CT-T – Indivíduos controle; PT-T – Indivíduos expostos a contaminação.

Já para *N. serrulata*, as curvas mostraram que ocorreu uma ascensão da taxa de fotossíntese até 869 $\text{m}^{-2}\text{s}^{-1}$, e a partir desse ponto tendeu a estabilização. Já a respiração pode ser observada abaixo de 17 $\text{m}^{-2}\text{s}^{-1}$, em que a taxa de fotossíntese se tornou negativa.

FIGURA 18 - COMPARAÇÃO DA TAXA DE FOTOSSÍNTESE PARA *Neocabreria serrulata* ENTRE OS INDIVÍDUOS CONTROLE E OS EXPOSTOS A CONTAMINAÇÃO.



FONTE: A autora (2021).

LEGENDA: CT-N – Indivíduos controle; PT-N – Indivíduos expostos a contaminação.

Os resultados obtidos para os parâmetros de taxa de fotossíntese, transpiração e condutância estomática para *T. domingensis* e *N. serrulata*, estão apresentados nas TABELA 7 E TABELA 8, respectivamente. Em que foram comparados os valores obtidos na área controle e na área contaminada. Os parâmetros foram subdivididos conforme a intensidade luminosa registrada no analisador a gás, sendo: 1739, 869, 434, 86, 17 e 0 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$. É possível observar que para ambas as espécies não foram constatadas diferenças significativas nos parâmetros fisiológicos estudados.

TABELA 6 - COMPARAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS FISIOLÓGICAS DE *T. domingensis* ENTRE OS INDIVÍDUOS CONTROLE E OS EXPOSTOS A CONTAMINAÇÃO.

Intensidade luminosa ($\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$)	Parâmetro	CT-T	PT-T	valor de <i>p</i>
1739	Taxa de Fotossíntese ($\mu\text{molm}^2/\text{s}$)	13,21 ± 1,23	12,08 ± 1,41	0,38

	Transpiração (umolm ² /s)	1,06 ± 1,87	3,06 ± 0,48	0,73
	Condutância estomática (umolm ² /s)	0,67 ± 1,78	0,22 ± 0,03	0,49
869	Taxa de Fotossíntese (umolm ² /s)	11,98 ± 0,94	10,87 ± 1,03	0,17
	Transpiração (mmolm ² /s)	1,73 ± 0,59	2,56 ± 0,78	0,95
	Condutância estomática (umolm ² /s)	1,70 ± 0,64	0,19 ± 0,04	0,54
434	Taxa de Fotossíntese (umolm ² /s)	9,42 ± 0,72	8,33 ± 0,80	0,34
	Transpiração (mmolm ² /s)	0,71 ± 0,31	2,12 ± 0,90	0,88
	Condutância estomática (umolm ² /s)	0,49 ± 0,63	0,15 ± 0,04	0,63
86	Taxa de Fotossíntese (umolm ² /s)	1,27 ± 0,48	1,38 ± 0,51	0,55
	Transpiração (umolm ² /s)	0,35 ± 0,14	1,85 ± 0,05	0,71
	Condutância estomática (umolm ² /s)	0,24 ± 0,30	0,13 ± 0,05	0,82
17	Taxa de Fotossíntese (umolm ² /s)	-1,90 ± 0,45	-1,68 ± 0,48	0,80
	Transpiração (umolm ² /s)	0,03 ± 0,01	1,8 ± 0,95	0,50
	Condutância estomática (umolm ² /s)	0,02 ± 0,00	0,13 ± 0,05	0,69
0	Taxa de Fotossíntese (umolm ² /s)	-2,82 ± 0,71	-2,37 ± 0,40	0,33
	Transpiração (mmolm ² /s)	0,17 ± 0,37	2,04 ± 0,84	0,32
	Condutância estomática (molm ² /s)	0,00 ± 0,01	0,15 ± 0,04	0,43

FONTE: A autora (2021).

LEGENDA: CT-T – Indivíduos controle; PT-T – Indivíduos expostos a contaminação.

TABELA 7 - COMPARAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS FISIOLÓGICAS DE *N. serrulata* ENTRE OS INDIVÍDUOS CONTROLE E OS EXPOSTOS A CONTAMINAÇÃO.

Intensidade luminosa (μmol m ⁻² s ⁻¹)	Parâmetro	CT-N	PT-N	valor de <i>p</i>
1739	Taxa de Fotossíntese (umolm ² /s)	11,41 ± 1,41	12,09 ± 2,82	0,20
	Transpiração (umolm ² /s)	1,08 ± 0,19	2,54 ± 0,97	0,07

	Condutância estomática ($\mu\text{molm}^2/\text{s}$)	$0,07 \pm 0,02$	$0,14 \pm 0,06$	0,31
869	Taxa de Fotossíntese ($\mu\text{molm}^2/\text{s}$)	$11,06 \pm 1,19$	$11,29 \pm 2,38$	0,12
	Transpiração ($\mu\text{molm}^2/\text{s}$)	$0,46 \pm 0,18$	$1,92 \pm 1,22$	0,33
	Condutância estomática ($\mu\text{molm}^2/\text{s}$)	$0,04 \pm 0,02$	$0,13 \pm 0,09$	0,39
434	Taxa de Fotossíntese ($\mu\text{molm}^2/\text{s}$)	$9,80 \pm 0,84$	$9,78 \pm 2,24$	0,16
	Transpiração ($\mu\text{molm}^2/\text{s}$)	$0,18 \pm 0,14$	$1,56 \pm 1,32$	0,43
	Condutância estomática ($\mu\text{molm}^2/\text{s}$)	$0,02 \pm 0,01$	$0,12 \pm 0,10$	0,46
86	Taxa de Fotossíntese ($\mu\text{molm}^2/\text{s}$)	$1,92 \pm 0,42$	$1,58 \pm 0,71$	0,70
	Transpiração ($\mu\text{molm}^2/\text{s}$)	$0,10 \pm 0,11$	$1,33 \pm 1,35$	0,45
	Condutância estomática ($\mu\text{molm}^2/\text{s}$)	$0,01 \pm 0,01$	$0,11 \pm 0,11$	0,45
17	Taxa de Fotossíntese ($\mu\text{molm}^2/\text{s}$)	$-1,37 \pm 0,59$	$-1,97 \pm 0,85$	0,83
	Transpiração ($\mu\text{molm}^2/\text{s}$)	$0,07 \pm 0,03$	$1,13 \pm 1,40$	0,51
	Condutância estomática ($\mu\text{molm}^2/\text{s}$)	$0,01 \pm 0,02$	$0,10 \pm 0,09$	0,53
0	Taxa de Fotossíntese ($\mu\text{molm}^2/\text{s}$)	$-2,04 \pm 0,62$	$-2,39 \pm 0,99$	0,58
	Transpiração ($\mu\text{molm}^2/\text{s}$)	$0,60 \pm 1,35$	$2,33 \pm 1,28$	0,35

Condutância estomática ($\mu\text{molm}^2/\text{s}$)	0,06 $\pm$ 0,14	0,14 $\pm$ 0,07	0,26
--	-----------------	-----------------	------

FONTE: A autora (2021).

LEGENDA: CT-N – Indivíduos controle; PT-N – Indivíduos expostos a contaminação.

5 DISCUSSÃO

Os resultados obtidos demonstram que foram encontradas diferenças anatômicas nas raízes de *T. domingensis* e de *N. serrulata* expostas ao solo contaminado com petróleo, sendo observado o espessamento da área do córtex, o aumento do número de camadas de células na exoderme e maior volume de aerênquima. Essas alterações demonstram que o petróleo presente no solo pode gerar diferentes estresses nas plantas, sendo o estresse hídrico o de maior impacto (CHAVES et al., 2002). Isso ocorre, pois este é um composto hidrofóbico que dificulta a absorção de água pelas raízes das plantas, causando a diminuição desse recurso (NOORI et al., 2015). No solo da REPAR foi demonstrado por Oliveira (2004) que as plantas estão sob estresse hídrico, com menor disponibilidade de água, em relação à outra área não contaminada.

A raiz é o reflexo da composição do ambiente nas quais as plantas estão inseridas (OLIVEIRA, 2004), pois está diretamente em contato com os contaminantes presentes no solo. Além de afetar a disponibilidade de água, a presença do petróleo diminui a permeabilidade do oxigênio, causando condições anaeróbicas. Esse estresse irá afetar diretamente as plantas, modificando a fisiologia, o crescimento e o desenvolvimento das plantas (BAILEY-SERRES; CHANG, 2005).

Neste âmbito, foram observados diferentes efeitos causados pelo petróleo nas raízes das plantas estudadas. Em ambas as espécies foi verificado um número maior de camadas de células na exoderme. A exoderme corresponde a camada mais externa do córtex, em que as paredes celulares podem desenvolver estrias de Caspary em dicotiledôneas, constituindo uma barreira que diminui o refluxo de íons e água acumulada no cilindro vascular e no córtex, dificultando a perda de água para o meio (HARTUNG et al., 2002). Portanto, o aumento do número de camadas

celulares nesse tecido pode ser uma resposta para a escassez hídrica causada pela presença de petróleo no solo. MONO E DICOTILEDONEA

Outra modificação observada foi o aumento do córtex das raízes de *T. domingensis* e *N. serrulata*. Segundo Pezeshki et al. (2000), o petróleo cria uma película ao redor das raízes, podendo alterar a absorção de água e nutrientes. Assim, conforme descrito por Taiz e Zeiger (2009), o estresse hídrico gerado pela contaminação pode causar a turgescência das células da raiz devido ao aumento da pressão osmótica com a finalidade de aumentar o acúmulo de água no ápice da raiz. Além disso, o espessamento da raiz pode ser uma adaptação para manter a conservação de água (SOUSA, 2020).

Bona e Santos (2003) observaram nas raízes de *Mimosa scabrella*, estabelecida em solo contaminado com petróleo retirado da REPAR, um sistema radicular mais ramificado e denso. O mesmo resultado foi observado por Oliveira (2004) nas raízes de *Schinus terebinthifolia* expostas ao petróleo. Bem como, SOUSA (2020) encontrou maior comprimento específico da raiz de *T. domingensis* e *N. serrulata* crescendo no solo contaminado da REPAR, corroborando com os resultados observados na presente pesquisa. Correa e Maranhão (2021) também relataram o aumento do córtex da raiz de *Echinochloa polystachya* estabelecida em solo contaminado com petróleo em casa de vegetação sob condições controladas. Justificaram pelo maior volume de aerênquima encontrado nesses indivíduos, o que também foi observado na presente pesquisa para ambas as espécies estudadas, em que foi observado maior área no córtex em conjunto com o maior volume de aerênquima.

O aerênquima possibilita um maior armazenamento de oxigênio frente ao ambiente anóxico gerado pelo petróleo (CORREA; MARANHÃO, 2021). O espessamento desse tecido pode induzir uma maior espessura do córtex. Outra estratégia que pode ser observada é o aumento desse tecido com o consequente aumento do diâmetro da raiz, que irá otimizar a absorção de nutrientes e a busca por água, enquanto limita a perda pela transpiração (CREELMAN et al., 1990).

A ausência de diferenças estatísticas observadas para a anatomia foliar e a fisiologia são indicativos de que o petróleo não afeta as espécies estudadas nesses parâmetros. Sendo um indicativo que ambas as espécies são tolerantes ao contaminante, uma vez que estão estabelecidas no local sem prejuízos em seu desenvolvimento.

Outro ponto a ser observado é o fato dessas plantas serem pioneiras, ou seja, possuem alta capacidade de colonização, rápido crescimento, grande produção de sementes e plasticidade para se adaptar e resistir em um ambiente perturbado (LORENZI, 2008). Essas características são consideradas pré-requisitos desejados em plantas para estratégias de fitorremediação (GKOREZIS et al. 2016).

Outros atributos adequados para fitorremediação, são presença de um sistema de raízes denso, alta capacidade reprodutiva e ampla distribuição (cosmopolita), como é o caso de *T. domingensis* (CORSINO et al., 2013). Essa espécie, já foi descrita por diversos autores quanto à sua capacidade fitorremediadora de metais pesados (MENDONÇA; FIGUEIREDO; 2015; GOMES, 2013; RAY SANKAR et al., 2015; SUBRAMANYAN et al., 2017; VIANA et al., 2020), efluentes (THOMAZ, ESTEVES, 2011; BIANCHINI Jr., 2003) e hidrocarbonetos de petróleo (PAVANELLI, 2007; GAZZONI et al., 2010). Da mesma forma, a família Asteraceae já se mostrou promissora na recuperação de ambientes contaminados (NIKOLIC; STEVOVIC, 2015).

A primeira característica observada em uma planta fitorremediadora é a capacidade em sobreviver em um ambiente contaminado com petróleo, e ao se desenvolver, deve proporcionar condições favoráveis para o estabelecimento de microrganismos na rizosfera, proporcionando a liberação de exsudados pelas raízes, como enzimas e aminoácidos, que serão utilizados como fonte energética para os microrganismos presentes na rizosfera, que serão os principais agentes degradadores (ARSLAN et al., 2017). Os microrganismos, por sua vez, promovem a biodegradação dos contaminantes, que, como resultado do metabolismo, irão disponibilizar energia e substâncias como água, dióxido de carbono e carbono para o ambiente, gerando um processo de recuperação natural e gradativo (WOLICKA et al., 2009).

Pesquisas realizadas por Al-Baldawi et al. (2017) e Alanbary et al. (2019) demonstraram que as cadeias mais longas de TPHs foram degradadas ao longo do tempo em cadeias menores de carbono. Isso ocorre, pois algumas plantas em conjunto com rizobactérias, podem excretar enzimas no ambiente, que irão promover a degradação do petróleo para componentes orgânicos menos tóxicos ou de cadeias de carbono mais curtas que poderão ser adsorvidas pelas raízes das plantas e posteriormente fitoextraídos para as partes superiores da planta (HIDAYATI et al., 2018).

Os compostos mais tóxicos do petróleo podem ser biodegradados na ordem hexadecano > naftaleno > pristano > benzantraceno. Ainda, os alcanos aromáticos de baixo peso molecular podem ser convertidos pelos microrganismos em CO₂, sendo considerados os mais biodegradáveis entre os TPHs, enquanto os de alto peso molecular são mais resistentes à degradação microbiana (JABBAR et al., 2017).

A concentração de petróleo se manteve constante na várzea entre os anos de 2014-2020, conforme demonstrado por Sousa (2020). Em contrapartida, não foi realizado um estudo sobre os componentes dos hidrocarbonetos que estão presentes na várzea ao longo do tempo. Neste caso, podendo ter ocorrido a conversão dos TPHs pelos microrganismos presentes na rizosfera, em compostos menos tóxicos, liberando-os para o ecossistema, proporcionando a recuperação ambiental através das plantas presentes na área.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Para sobreviver ao solo contaminado com petróleo, as plantas estudadas desenvolveram respostas na anatomia radicular, sendo observado em *T. domingensis* e *N. serrulata*, o espessamento da exoderme, do córtex e do aerênquima, como mecanismos para armazenar mais água e oxigênio, frente ao ambiente hidrofóbico e anóxico gerado pela contaminação.

Nos parâmetros da anatomia foliar e fisiológicos analisados, não foram observadas modificações, negando a hipótese inicial, em que se acreditava que o petróleo afetaria as plantas nesses aspectos. As poucas diferenças significativas observadas e a permanência dessas plantas na área contaminada, são indicativos que as espécies estudadas apresentam tolerância ao contaminante, sendo consideradas candidatas a fitorremediação, uma vez que podem estar promovendo a recuperação ambiental, gerando um ambiente favorável para a presença de microrganismos degradadores de petróleo. Além disso, a presença dessas plantas promove a proteção do solo contra erosões e a manutenção de uma comunidade vegetal típica da região.

São necessários estudos complementares sobre a composição dos hidrocarbonetos de petróleo presente na REPAR, como forma de analisar se os componentes estão sendo convertidos em compostos menos tóxicos ao longo do tempo e quais microrganismos estão favorecendo a recuperação ambiental em conjunto com as plantas.

REFERÊNCIAS

- ACCIOLY, P. **Mapeamento dos remanescentes vegetais arbóreos do estado do Paraná e elaboração de um sistema de informações geográficas para fins de análise ambiental do estado.** 127 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.
- ACHUBA, F. I. The effect of sublethal concentrations of crude oil on the growth and metabolism of cowpea (*Vigna unguiculata*) seedlings. **Environmentalist**, v. 26, n. 1, p. 17- 20, 2006.
- ADAMS, R. H.; ZAVALA-CRUZ, J.; MORALES-GARCÍA, F. Concentración residual de hidrocarburos en suelo del trópico II: Afectación a la fertilidad y su recuperación. **Interciencia**, v. 33, n. 7, p. 483–489, 2008.
- ADENIPEKUN, C. O.; OYETUNJI, O. J.; KASSI, M. L. S. Effect of spent engine oil on the growth parameters and chlorophyll content of *Corchorus olitorius* Linn. **Environmentalist**, v. 28, n. 1, p. 446–450, 2008.
- AGBOGIDI, O. M.; ERUOTOR, P. G.; AKPAROBI, S. O. Effects of crude oil levels in the growth of maize (*Zea mays* L.). **American Journal of Food Technology** v. 2, n. 7, p. 529-535, 2007.
- AGNELLO, A. C.; BAGARD, M.; VAN HULLEBUSCH, E. D.; ESPOSITO, G.; HUGUENOT, D. Comparative bioremediation of heavy metals and petroleum hydrocarbons co-contaminated soil by natural attenuation, phytoremediation, bioaugmentation and bioaugmentation-assisted phytoremediation. **Science of The Total Environment**, v. 563, n. 4, p. 693–703, 2016.
- AHAMMED, G. J.; WANG, M. M.; ZHOU, Y. H.; XIA, X. J.; MAO, W. H.; SHI, K.; YU, J. Q. The growth, photosynthesis and antioxidant defense responses of five vegetable crops to phenanthrene stress. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 80, n. 1, p. 132–139, 2012.
- AKSMANN, A.; TUKAJ, Z. Intact anthracene inhibits photosynthesis in algal cells: a fluorescence induction study on *Chlamydomonas reinhardtii* cw 92 strain. **Chemosphere**, v. 74, n. 1, p. 26–32, 2008.
- ALANBARY, S. R. N.; ABDULLAH, S.R.S.; AL-BALDAWI, I.A.W.; HASAN, H.A.; ANUAR, N.; OTHMAN, A.R.; FATIHAH SUJA, F. Phytotoxicity of contaminated sand containing crude oil sludge on *Ludwigia octovalvis*. **Journal of Ecological Engineering**, v. 20, n. 11, p. 246-255, 2019.
- AL-BALDAWI, I. A.; ABDULLAH, S. R. S.; ANUAR, N.; SUJA, F.; MUSHRIFAH, I. Phytodegradation of total petroleum hydrocarbon (TPH) in diesel-contaminated water using *Scirpus grossus*. **Ecological Engineering**, v. 74, p. 463–473, 2015.
- AL-BALDAWI, I.A.; SHEIKH ABDULLAH, S.R.; ANUAR, N.; IDRIS, M. Bioaugmentation for the enhancement of hydrocarbon phytoremediation by

rhizobacteria consortium in pilot horizontal subsurface flow constructed wetlands. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 14, p. 75-84, 2017.

ALBARELLO, L. C. **Avaliação ambiental da área do banhado 4 afetada por vazamento de petróleo – REPAR, Araucária, PR**. 111 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geologia), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

ALEXANDER; S. K.; WEBB; J. W. Relationship of *Spartina alterniflora* growth to sediment oil content following an oil spill. In 1987 Oil Spill Conference Proceedings; **American Petroleum Institute: Washington**; DC; USA, 445–449. v. 55, n. 3, p. 221-238, 1987.

ALKIO, M.; TABUCHI, T. M.; WANG, X.; COLÓN-CARMONA, A. Stress responses to polycyclic aromatic hydrocarbons in *Arabidopsis* include growth inhibition and hypersensitive response-like symptoms. **Journal of Experimental Botany**, v. 56. 7, p. 2983–2994, 2005.

ALMANSOORY, A. F.; IDRIS, M.; ABDULLAH, S. R. S.; ANUAR, N.; KURNIAWAN, S. B. Response and capability of *Scirpus mucronatus* (L.) in phytotreating petrol-contaminated soil. **Chemosphere**, v. 269, n. 128760, p. 1-9, 2020.

ANOLIEFO, G. O.; VWIOKO, D. E.; MPAMAH, P. Regeneration of *Chromolaena odorata* (L.) K. & R. in crude oil polluted soil: A possible phytoremediating agent. **Benin Science Digest**, v. 215, n. 1, p. 9-16, 2003.

ARELLANO, P.; TANSEY, K.; BALZTER, H.; BOYD, D.S. Detecting the effects of hydrocarbon pollution in the Amazon forest using hyperspectral satellite images. **Environmental Pollution**, v. 205, p. 225–239, 2015.

ARSLAN, M.; IMRAN, A.; KHAN, Q. M.; AFZAL, M. Plant-bacteria partnerships for the remediation of persistente organic pollutants. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 5, p. 4322-4336, 2014.

BAILEY-SERRES, J.; CHANG, R. Sensing and Signalling in response to oxygen deprivation in plants and other organisms. **Annals of Botany**, v. 96, n. 4, p. 507–518, 2005.

BAKER, J. M. The effects of oils on plants. **Environmental Pollution**, v. 1, n. 2, p. 27-44, 1970.

BARDDAL, M. L.; RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; CURCIO, G. R. Caracterização florística e fitossociológica de um trecho sazonalmente inundável de floresta aluvial, em Araucária, PR. **Revista Ciência Florestal**, v. 14, n. 2, p. 37-50, 2004.

BARDDAL, M.L. **Aspectos florísticos e fitossociológicos do componente arbóreo-arbustivo de uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial – Araucária, PR**. 90 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

BARDELLI-DA-SILVA, M. Y. **Florística e estrutura de uma formação pioneira com influência flúvio-lacustre 12 anos após derramamento de óleo, Araucária, Paraná.** 2014. 129 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

BARUAH, P.; SAIKIA, R. R.; BARUAH, P. P.; DEKA, S. Effect of crude oil contamination on the chlorophyll content and morpho-anatomy of *Cyperus brevifolius* (Rottb.) Hassk. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 21, p. 12530-12538, 2014.

BECERRA-CASTRO, C. Improving performance of *Cytisus striatus* on substrates contaminated with hexachlorocyclohexane (HCH) isomers using bacterial inoculants: developing a phytoremediation strategy. **Plant Soil**, v. 362, n. 1, p. 247–260, 2013.

BELARMINO, M. G. **O sequestro de carbono por rametes de *Typha domingensis* Pers. (Typhaceae) no contexto de adaptação e mitigação das mudanças climáticas.** 74 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Ambientais e Conservação, UFRJ, Macaé, 2013.

BERLYN, G. P.; MIKSCHE, J. P. **Botanical microtechnique and cytochemistry.** Iowa: Iowa University; 1976. 326 p.

BIANCHINI Jr.; I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S.M.; BINI, L. M. (Ed.). **Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas.** Maringá: EDUEM, 2003. p. 85-126.

BONA, C.; SANTOS, O. G. Adaptações fisiológicas de espécies vegetais crescendo em solo contaminado com petróleo. Relatório técnico. Curitiba: FUNPAR - UFPR, 2003.

BRITISH PETROLEUM (BP). **Statistical Review of World Energy** (69th edition), London, England, 2020.

CAI, Z.; ZHOU, Q.; PENG, S.; LI, K. Promoted biodegradation and microbiological effects of petroleum hydrocarbons by *Impatiens balsamina* L. with strong endurance. **Journal of Hazardous Materials**, v. 183, n. 3, p. 731–737, 2010.

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

CARVALHO, J.; MARQUES, M.C.M.; RODERJAN, C.V.; BARDDAL, M.; SOUSA, S. G. A. Relações entre a distribuição das espécies de diferentes estratos e as características do solo de uma floresta aluvial no Estado do Paraná, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 1, p. 1-9, 2009.

CHAVES, M. M.; FLEXAS, J.; PINHEIRO, C. Photosynthesis under drought and salt stress: Regulation mechanisms from whole plant to cell. **Annals of Botany**, v. 103, n. 4, p. 551–560, 2009.

CHAVES, M. M.; PEREIRA, J. S.; MAROCO, J.; RODRIGUES, M. L.; RICARDO C. P. P.; OSORIO, M. L.; CARVALHO, I.; FARIA, T.; PINHEIRO, C. How plants cope with water stress in the field. Photosynthesis and growth. **Annals of Botany**, v. 89, n. 7, p. 907–916, 2002.

COOK, R. L.; HESTERBERG, D. Comparison of trees and grasses for rhizoremediation of petroleum hydrocarbons. **International Journal of Phytoremediation**, v. 15, n. 9, p. 844–860, 2013.

CORREA, H. S.; MARANHO, L. T. The potential association of *Echinochloa polystachya* (Kunth) Hitchc. with bacterial consortium for petroleum degradation in contaminated soil. **SN Applied Sciences**, v. 80, n. 3, p. 1-12, 2021.

CORSINO, B.; BOEGER, M. R. T.; MARANHO, L. T. Arquitetura do escapo de *Schoenoplectus californicus* (C.A. Mey.) Soják (Cyperaceae). **Iheringia, Série Botânica**. Porto Alegre, v. 68, n. 1, p. 27-35, junho. 2013.

CREELMAN, R. A.; MASON, H. S.; BENSON, R. J.; BOYER, J. S.; MULLET, J. E. Water deficit and abscisic acid cause differential inhibition of shoot versus root growth in soybean seedlings. **Plant Physiology**, v. 92, n. 1, p. 205–214, 1990.

EBADI, A.; KHOSHKHOLGH SIMA, N. A.; OLAMAE, M.; HASHEMI, M.; GHORBANI NASRABADI, R. Remediation of saline soils contaminated with crude oil using the halophyte *Salicornia persica* in conjunction with hydrocarbon-degrading bacteria. **Journal of Environmental Management**, v. 219, p. 260–268, 2018.

ESTEVEZ, B. S.; SUZUKI, M. S. Efeito da salinidade nas plantas. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 4, p. 662-679, 2008.

EVANS, L. S.; TING, I. P. Ozone sensitivity of leaves: relationship to leaf water content, gas transfer resistance, and anatomical characteristics. **American Journal of Botany**, v. 61, n. 6, p. 592-597, 1974.

FAHN, A. **Plant anatomy**. Oxford: Pergamon, 1990.

FARIAS, V.; MARANHO, L. T.; VASCONCELOS, E. C.; CARVALHO FILHO M. A. S.; LACERDA, L. G.; AZEVEDO, J. Á. M.; PANDEY, A.; SOCCOL, C. R. Phytodegradation potential of *Erythrina crista-galli* L.; Fabaceae; in petroleum-contaminated soil. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 157, n. 1, p. 10-22, 2009.

FATIMA, K.; IMRAN, A.; AMIM, I.; KHAN, Q. M.; AFZAL, M. Plant species affect colonization patterns and metabolic activity of associated endophytes during phytoremediation of crude oil-contaminated soil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 7, p. 6188-6196, 2016.

FELIPE, R. S. **Características Geológico-Geotécnicas na Formação Guabirotuba**. Curitiba: Mineropar, 2011.

FLEXAS, J.; BOTA, J.; LORETO, F.; CORNIC, G.; SHARKEY, T. D. Diffusive and metabolic limitations to photosynthesis under drought and salinity in C3 plants. **Plant Biology**, v. 6, n. 3, p. 269–279, 2004.

FLEXAS, J.; MEDRANO, H. Drought inhibition of photosynthesis in C3 plants: stomatal and non-stomatal limitations revisited. **Annals of Botany**, v. 89, n. 2, p. 183-189, 2002.

FRANKLIN, G. L. A rapid method of softening wood for microtome sectioning. **Trop. Woods**, v.88, n. 1, 1946.

FUNDAÇÃO DA UNIVERSIDADE FEDERAL PARA O DESENVOLVIMENTO DA CIÊNCIA, DA TECNOLOGIA E DA CULTURA (FUNPAR). Continuidade dos estudos da cobertura vegetal da área atingida pelo vazamento de óleo ocorrido em julho de 2000 na Refinaria Presidente Getúlio Vargas/PR. Relatório Final: Componente Herbáceo. UFPR, Curitiba, 2013.

GAWRONSKI, S.; GAWRONSKA, H. Plant taxonomy for phytoremediation. In: MARMIROLI, N.; SAMOTOKIN, B.; MARMIROLI, M. (Eds.), **Advanced Science and Technology for Biological Decontamination of Sites Affected by Chemical and Radiological Nuclear Agents**. Springer, The Netherlands, pp. 79–89, 2007.

GAZZONI, F. G.; QUESSADA, T. P.; BRITO, O. R.; GUEDES, C. L. B. Tratamento de água residual contendo diesel de petróleo e B2 utilizando *Thypha latifolia*. **Enciclopédia Biosfera**, v. 6, n. 11; p. 1-11, 2010.

GERHARDT, K. E.; HUANG, X-D; GLICK, B. R.; GREENBERG, B. M. Phytoremediation and rhizoremediation of organic soil contaminants: potential and challenges. **Plant Science**, v. 176, n. 1, p. 20–30, 2009.

GERHARDT, K. E.; PERRY, D.G.; BRUCE, M. G. Opinion: Taking phytoremediation from proven technology to accepted practice Karen E. **Plant Science**, v. 256, n. 1, p. 170-185, 2016.

GKOREZIS, P.; DAGHIO, M.; FRANZETTI, A.; HAMME, J. D. V.; SILLEN, S. VANGRONSVELD, J. The Interaction between Plants and Bacteria in the Remediation of Petroleum Hydrocarbons: Na Environmental Perspective. **Frontiers in Microbiology**, v. 7, p. 1-27, 2016.

GLICK, B. R. Using soil bacteria to facilitate phytoremediation. **Biotechnology Advances**. v. 28, n. 7, p. 367–374, 2010.

GOGOSZ, A. M.; BONA, C.; SANTOS, G. O.; BOTOSSO, P. C. Germination and initial growth of *Campomanesia xanthocarpa* O. Berg. (Myrtaceae); in petroleum-contaminated soil and bioremediated soil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 4, p. 977-998, 2010.

GOMES, M. V. T. **Fitorremediação utilizando *Typha domingensis* em sistema de zonas úmidas construídas**. 96f. Tese (Doutorado em Biotecnologia) – Rede Nordeste de Biotecnologia – RENORBIO, Universidade Federal de Sergipe, 2013.

GOPAL, B. **Aquatic weed problems and management in Asia**. In: PIETERSE, A.H.; MURPHY, K.J. (Ed.). *Aquatic weeds: the ecology and management of nuisance aquatic vegetation*. Oxford: Oxford University Press, 1990. p. 318-340.

HAIDER, F. U.; EJAZ, M.; CHEEMA, S.A.; KHAN, M.I.; ZHAO, B.; LIQUN, C.; SALIM, M.A.; NAVEED, M.; KHAN, N.; NÚÑEZ-DELGADO, A.; MUSTAFA, A. Phytotoxicity of petroleum hydrocarbons: Sources, impacts and remediation strategies. **Environmental Research**, v. 197, p. 111031, 2021.

HALE, K. L.; MCGRATH, S. P.; LONBI, E.; STACK, S. M.; TERRY, N.; PICKERING, I. J.; GEORGE, G. N.; PILON-SMITS, E. A. H. Molybdenum sequestration in Brassica species. A role for anthocyanins? **Plant Physiology**, v. 126, n. 4, p. 1391-1402, 2001.

HARTUNG, W.; SAUTER, A.; HOSE, E. Absciscic acid in the xylem: where does it come from, where does it go to? **Journal of Experimental Botany**, v. 53, n. 366, p. 27-32, 2002.

HATTORI, E. K. O. *Neocabreria* in Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2015. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB111698>>.

HEDLUND, B. P.; STALEY, J. T. *Vibrio cyclotrophicus* sp. nov., apolycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-degrading marine bacterium. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 51, n. 1, p. 61–66, 2001.

HELDT, H. W. **Plant Biochemistry**. New York: Elsevier, 2005.

HERNÁNDEZ-ORTEGA, H. A.; ALARCÓN, A.; FERRERA-CERRATO, R.; ZAVALA-MANCERA, H. A.; LÓPEZ-DELGADO, H. A.; MENDOZA-LÓPEZ, M. R. Arbuscular mycorrhizal fungi on growth, nutrient status, and total antioxidant activity of *Melilotus albus* during phytoremediation of a diesel-contaminated substrate. **Journal of Environmental Management**, v. 95, p. 319–324, 2012.

HIDAYATI, N.; HAMIM, H.; SULISTYANINGSIH, Y. C. Phytoremediation of petroleum hydrocarbon using three mangrove species applied through tidal bioareactor. **Biodiversitas**, v. 19, p. 786- 792, 2018.

HOENE, F. C. **Plantas Aquáticas**. São Paulo: Secretaria da Agricultura, 1948.
HUANG, X. D.; MCCONKEY, B. J.; BABU, T. S.; GREENBERG, B. M. Mechanisms of photoinduced toxicity of photomodified anthracene to plants: inhibition of photosynthesis in the aquatic higher plant *Lemna gibba* (duckweed). **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 16, n. 8, p. 1707–1715, 1997.

HUNG, C. M.; HUANG, C. P.; CHEN, C. W.; WU, C. H.; LIN, Y. L.; DONG, C. D. Activation of percarbonate by water treatment sludge-derived biochar for the remediation of PAH contaminated sediments. **Environmental Pollution**, v. 265, n. 2, p. 1-10, 2020.

HUSSAIN, F.; HUSSAIN, I.; KHAN, A. H. A.; MUHAMMAD, Y. S.; IQBAL, M.; SOJA, G.; YOUSAF, S. Combined application of biochar, compost, and bacterial consortia with Italian ryegrass enhanced phytoremediation of petroleum hydrocarbon contaminated soil. **Environmental and Experimental Botany**, v. 153, p. 80–88, 2018.

INCKOT, R. C. Efeito do solo contaminado com óleo diesel na estrutura da raiz e da folha de plântulas de *Sebastiania commersoniana* (Euphorbiaceae) e *Schinus terebinthifolius* (Anacardiaceae). **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 2, p. 277-285, 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2 ed., revista e ampliada. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 275 p.

IPPUC - Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba. Curitiba em dados. Disponível em: <https://ippuc.org.br/> . Acesso em: 30 de maio de 2020.

IVSHINA, I. B.; KUYUKINA, M. S.; KRIVORUCHKO, A. V.; ELKIN, A. A.; MAKAROV, S. O.; CUNNINGHAM, C. J.; PESHKUR, T. A.; ATLAS, R. M.; PHILP, J. C. Oil spill problems and sustainable response strategies through new technologies. From the journal: **Environmental Science: Processes & Impacts**, v. 17, n. 2, p. 1201–1219, 2015.

JABBAR, N. M; KADHIM, E. H.; MOHAMMED, A.K. Biodegradation of diesel contaminated soil using single bacterial strains and a mixed bacterial consortium. **Al-Khwarizmi Engineering Journal**, v.13, p. 80-88, 2017.

JEEVANANTHAM, S.; SARAVANAN, A.; HEMAVATHY, M. V.; KUMAR, P. S.; YAASHIKAA, P. R.; YUVARAJ, D. Removal of toxic pollutants from water environment by phytoremediation: A survey on application and future prospects. **Environmental Technology & Innovation**. v. 13, n. 2, p. 1-12, 2019.

JOHANSEN, D. A. **Plant microtechnique**. New York: Mc Graw Hill Book, 1940.
JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. Species diversity and distribution of herbaceous plants in the floodplain of the middle Amazon. **SIL Proceedings**, v. 25, n. 3, p. 1862-1865, 1994.

KAMRAN, M.; MALIK, Z.; PARVEEN, A.; HUANG, L.; RIAZ, M.; BASHIR, S.; MUSTAFA, A.; ABBASI, G. H.; XUE, B.; ALI, U. Ameliorative effects of biochar on rapeseed (*Brassica napus* L.) growth and heavy metal immobilization in soil irrigated with untreated wastewater. **Journal of Plant Growth Regulation**, v. 39, n. 1, p. 266–281, 2020.

KERBAUY, B. G. **Fisiologia vegetal**. Rio de Janeiro: Guanabara koogan S.A, 2004.

KERSTEN, R. de A. **Epifitismo vascular na Bacia do Alto Iguaçu, Paraná**. 218 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

KHAN, A. G. Role of soil microbes in the rhizospheres of plants growing on trace metal contaminated soils in phytoremediation. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 18, n. 4, p. 355–364, 2005.

KIAMARSI, Z.; KAFI, M.; SOLEIMANI, M.; NEZAMI, A.; LUTTS, S. Conjunction of *Vetiveria zizanioides* L. and oil-degrading bacteria as a promising technique for remediation of crude oil-contaminated soils. **Journal of Cleaner Production**, v. 253, n. 119719, p. 1-36, 2019.

KIDD, P.; MENCH, M.; ÁLVAREZ-LÓPEZ, V.; BERT, V.; DIMITRIOU, I.; FRIESL-HANL, W.; HERZIG, R.; JANSSEN, J. O.; KOLBAS, A.; MÜLLER, I.; NEU, S.; RENELLA, G.; RUTTENS, A.; VANGRONSVELD, J.; PUSCHENREITER, M. Agronomic practices for improving gentle remediation of trace element-contaminated soils. **International Journal of Phytoremediation**, v. 17, n. 7, p. 1005–1037, 2015.

KING, R. M.; ROBINSON, H. **The genera of *Eupatorieae* (Asteraceae)**. Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden, v. 22, p. 1-581, 1987.

KLICH, M. G. Leaf variations in *Elaeagnus angustifolia* related to environmental heterogeneity. **Environmental and Experimental Botany**, v. 44, n. 3, p. 171-183, 2000.

KORMANN, A. C. M. **Comportamento Geomecânico da Formação Guabirotuba: estudos de campo e laboratório**. 411 f. Tese (Doutorado em Engenharia) – Setor de Engenharia de Estruturas e Fundações, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo - USP, São Paulo, 2002.

KUHL, A. J.; NYMAN, J. A.; KALLER, M. D.; GREEN, C. C. Dispersant and salinity effects on weathering and acute toxicity of South Louisiana crude oil. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 32, n. 11, p. 2611–2620, 2013.

KUMAR, S. P.; MINHAS, P. S.; GOVINDASAMY, V.; CHOUDHARY, R. L. **Influence of moisture stress on growth; development; physiological process and quality of fruits and vegetables and its management strategies**. In *Approaches to Plant Stress and Their Management*; Gaur; R.K.; Sharma; P.; Eds.; Springer: New Delhi; India, p. 125–148, 2014.

KUMMEROVA, M.; VANOVA, L.; FISEROVA, H.; KLEMS, M.; ZEŽULKA, S.; KRULOVA, J. Understanding the effect of organic pollutant fluoranthene on pea in vitro using cytokinins, ethylene, ethane and carbon dioxide as indicators. **Plant Growth Regulation**, v. 61, p. 161–174, 2010.

LARCHER, W. **Ecofisiologia Vegetal**. São Carlos: Rima Artes e Textos, 2000.
LAWLOR, D. W. Limitation to photosynthesis in water-stressed leaves: stomata vs metabolism and the role of ATP. **Annals of Botany**, v. 89, n. 7, p. 871-885, 2002.

LIAO, C. T.; LIN, C. H. Physiological adaptation of crop plants to flooding stress. **Proceedings of the National Science Council**, v. 25, n. 7, p. 148-157, 2001.

LICK, B. R. Using soil bacteria to facilitate phytoremediation. **Biotechnology Advances**, v. 28, p. 367–374, 2010.

LIMA, A. P. B.; LOBATO, A. K. S.; OLIVEIRA NETO, C. F.; ALMEIDA, C. M.; GOUVÊA, D. D. S.; MARQUES, L. C.; CUNHA, R. L. M. COSTA, R. C. L. Transpiração e condutância estomática em folhas de mudas de mogno (*Swietenia macrophylla* King R.A) submetidas ao estresse hídrico e à reidratação. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. 2, p. 933-935, 2007.

LIN, Q.; MENDELSSOHN, I. A. The combined effects of phytoremediation and biostimulation in enhancing habitat restoration and oil degradation of petroleum contaminated wetlands. **Journal of Ecological Engineering**, v. 10, n. 3, p. 263–274, 1998.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais**. 4 ed. Nova Odessa: Editora Plantarum, 2008.

MAACK, R. **Geografia Física do Estado do Paraná**. Curitiba: José Olympio, 1981. MACHADO, E. C.; MEDINA, C. L.; GOMES, M. M. A. Teor de água no substrato de crescimento e fotossíntese em laranjeira 'Valência'. **Biotecnologia/Fisiologia de Plantas**, v. 58, n. 2, 1-10, 1999.

MAILA, M.P.; CLOETE, T. E. Germination of *Lepidium sativum* as a method to evaluate polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) removal from contaminated soil. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 50, n. 2, p. 107-113, 2002. MALTCHIK, L. Áreas úmidas: importância, inventários e classificação. In: Biodiversidade e conservação das áreas úmidas., São Leopoldo, p. 13-22, 2003.

MANABE, V. D.; SILVA, J. S. V Distribuição de formações pioneiras no Pantanal brasileiro. In: SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIAS NO PANTANAL, 3., 2010, Cáceres, MT. **Anais**. Campinas: Embrapa Informática Agropecuária; São José dos Campos: INPE, 2010. p. 304-313.

MARANHO, L.T.; GALVÃO, F.; MUÑIZ, G.I.B.; KUNIYOSHI, Y.S.; PREUSSLER, K. H. Variação dimensional das traqueídes ao longo do caule de *Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl. Podocarpaceae. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 3, p. 633-640, 2006.

MARTINS, A. P. L.; REISSMANN, C. B.; FAVARETTO N.; BOEGER M. R. T.; OLIVEIRA E. B. Capacidade da *Typha domingensis* na fitorremediação de efluentes de tanques de piscicultura na Bacia do Iraí, Paraná. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 3, p. 324-330, 2007.

MCINTOSH, P.; KUZOVKINA, Y. A; SCHULTHESS, C. P; GUILLARD, K. Breakdown of low-level total petroleum hydrocarbons (THP) in contaminated soil using grasses and willows. **International Journal of Phytoremediation**, v. 18, n. 1, p. 656–663, 2016.

MELO, C. L. **Evolução da contaminação na área do vazamento de óleo cru na Repar (2000): Estudo do sistema “Banhado 4” e aplicação do método de polarização induzida na investigação da biodegradação de hidrocarbonetos**.

2006. 315 f. Tese (Doutorado em Geociências) - Setor de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

MELO, C. L.; NETO, A. C. B.; CAICEDO, N. O. L.; SCHWARZ, M. R. Contaminação do Lençol Freático pelo Vazamento de Óleo na Refinaria Presidente Getúlio Vargas - REPAR, Município de Araucária, Paraná. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 1, p. 13-19, 2003.

MENDONÇA, T. G.; FIGUEIREDO, B. F. Metal accumulation by *Typha dominguensis* Pers. From a hygrophilous forest fragment in Brazil. **Geochimica Brasiliensis**, v. 29, n. 2, p. 58 -69, 2015.

MENEZES N. L.; SILVA D. C.; PINNA G. F. M. Folha. In: PAOLI, A. et al. **Anatomia Vegetal**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2003.

MERKL, N.; SCHULTZE-KRAFT, R.; INFANTE, C. Assessment of tropical grasses and legumes for phytoremediation of petroleum-contaminated soils. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 165, n. 1, p. 195–209, 2005.

MESJASZ-PRZYBYŁOWICZ, J.; PRZYBYŁOWICZ, J. W. PIXE and metal hyperaccumulation: from soil to plants and insects. **X-Ray Spectrometry**, v. 40, p. 181–185, 2011.

MINERAIS DO PARANÁ (MINEROPAR). **Atlas Geológico do Estado do Paraná**. Curitiba: MINEROPAR, 2001.

MITCH, L. M. Common Cattail, *Typha latifolia* L. **Weed technology**, v. 14, n. 2, p. 446-450, 2000.

MOREIRA, I. T. A.; OLIVEIRA, O. M. C.; TRIGUIS, J. A.; QUEIROZ, A. F. S.; FERREIRA, S. L. C.; MARTINS, C. M. S.; SILVA, A. C. M.; FALCÃO, B. A. Phytoremediation in mangrove sediments impacted by persistent total petroleum hydrocarbons (TPH's) using *Avicennia schaueriana*. **Marine Pollution Bulletin**, v. 67, n. 2, p. 130–136, 2013.

NAKATA, C.; QUALIZZA, C.; MACKINNON M.; REANEULT S. Growth and Physiological Responses of *Triticum aestivum* and *Deschampsia caespitosa* Exposed to Petroleum Coke. **Water Air Soil Pollut**, v. 216, n. 6, p. 59–72, 2011.

NIKOLIĆ, M.; STEVOVIĆ, S. Family Asteraceae as a sustainable planning tool in phytoremediation and its relevance in urban areas. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 14, n. 4, p. 782–789, 2015.

NOGUEIRA, L.; RODRIGUES, A. C. F.; TRIDICO, C. P, FOSSA, C. E; DE ALMEIDA, E. A. Oxidative stress in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and armored catfish (*Pterygoplichthys anisitsi*) exposed to diesel oil. **Environmental Monitoring and Assessment**. v. 180, n. 4, p. 243-255, 2011.

NOORI, A.; MAIVAN, H. Z.; ALAIE, E.; NEWMAN, L. A. *Leucanthemum vulgare* Lam. crude oil phytoremediation. **International Journal of Phytoremediation**, v. 20, n. 13, p. 1292-1299, 2015.

ODUKOYA, J.; LAMBERT, R.; SAKRABANI, R. Understanding the Impacts of Crude Oil and its Induced Abiotic Stresses on Agrifood Production: A Review. **Horticulturae**, v. 5, n. 2, p. 47-74, 2019.

OLARANONT, Y.; STEWART, A. B.; TRAIPEM, P. Physiological and anatomical responses of a common beach grass to crude oil pollution. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 28, p. 28075-28085, 2018.

OLIVEIRA, L. S. **Influência do solo contaminado com petróleo na morfologia e fisiologia de *Schinus terebinthifolius* Raddi (Anacardiaceae)**. 2004. 74 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba (PR), 2004.

PACHECO, R. A. **A família Asteraceae na Serra dos Pirineus, Goiás, Brasil**. 171 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia (MG), 2014.

PAVANELLI, A. G. **Fitorremediação de solo contaminado com petróleo utilizando *Typha latifolia***. 2007. 76 p. Dissertação (Mestrado em Química dos Recursos Naturais) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina-PR, 2007.

PAVANELLI, A. G. **Fitorremediação de solo contaminado com petróleo utilizando *Typha latifolia***. 76 f. Dissertação (Mestrado em Química dos Recursos Naturais) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina (PR), 2007.

PEÑA-CASTRO, J. M.; BARRERA-FIGUEROA, B. E.; FERNÁNDEZ-LINARES, L., RUIZ-MEDRANO, R., XOCONOSTLE-CÁZARES, B. Isolation and identification of up-regulated genes in bermudagrass roots (*Cynodon dactylon* L.) grown under petroleum hydrocarbon stress. **Plant Science** v. 170, n. 4, 724-731, 2006.

PÉREZ-HERNÁNDEZ, I. OCHOA-GAONA, S.; ADAMS, R. H. Growth of four tropical tree species in petroleum-contaminated soil and effects of crude oil contamination. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 2, p. 1769–1783, 2002.

PEZESHKI, S. R.; DELAUNE, R. D. United States Gulf of Mexico coastal marsh vegetation response and sensitivities to oil spill: A review. **Environments**, v. 2, n. 4, p. 586–607, 2015.

PEZESHKI, S.R.; HESTER, M. W; LIN, Q.; NYMAN, J. A. The effects of oil spill and cleanup on dominant US Gulf coast marsh macrophytes: a review. **Environmental Pollution**, v. 108, n. 2, p. 129–139, 2000.

RAY SARKAR, S.; MAJUMDAR, A.; BARLA, A.; PRADHAN, N.; SINGH, S; OJHA, N.; BOSE, S. (2017). A conjugative study of *Typha latifolia* for expunge of phyto-available heavy metals in fly ash ameliorated soil. **Geoderma**, v. 305, p. 354–362, 2017.

RIBEIRO, H.; MUCHA, A. P.; ALMEIDA, C. M. R.; BORDALO, A. A. Potential of phytoremediation for the removal of petroleum hydrocarbons in contaminated salt marsh sediments. **Journal of Environmental Management**, v. 137, n. 1, p. 10–15, 2014.

RINELLA, M. J.; MANGOLD, J. M.; ESPELAND, E. K.; SHELEY, R. L.; JACOBS, J. S. Long-term population dynamics of seeded plants in invaded grasslands. **Ecological Applications**, v. 22, n. 4, p. 1320–1329, 2012.

ROBINSON, H.; SCHILLING, E.; PANERO, J. L. Eupatorieae. In: Funk, V.A., Susanna, A. & Bayer, R.J. (Eds.), **Systematic, evolution and Biogeography of Compositae**. Washington: IAPT, v. 1, n. 1, p. 731–744, 2009.

ROCHA, I. M. V.; SILVA, K. N. O.; SILVA, D. R.; MARTÍNEZ-HUITLE, C. A.; SANTOS, E. V. Coupling electrokinetic remediation with phytoremediation for depolluting soil with petroleum and the use of electrochemical technologies for treating the effluent generated. **Separation and Purification Technology**, v. 208, p. 194–200, 2018.

RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; HATSCHBACH, G. G. As unidades fitogeográficas do Estado do Paraná. **Ciência & Ambiente**, v. 24, n. 1, p. 75–92, 2002.

SALAM, M. M. A.; KAIPAINEN, E.; MOHSIN, M.; VILLA, A.; KUITTINEN, S.; PULKKINEN, P.; PAPPINEN, A. Effects of contaminated soil on the growth performance of young *Salix* (*Salix schwerinii* E. L. Wolf) and the potential for phytoremediation of heavy metals. **Journal of Environmental Management**, v.183, p. 467–477, 2019.

SALAMUNI, E. **Tectônica da bacia sedimentar de Curitiba (PR)**. 211 f. Tese (Doutorado em Geociências), Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, São Paulo, 1998.

SANCHES, I. D.; SOUZA FILHO, C. R.; MAGALHÃES, L. A.; QUITÉRIO, G. C. M.; ALVES, M. N.; OLIVEIRA, W. J. Unravelling remote sensing signatures of plants contaminated with gasoline and diesel: An approach using the red edge spectral feature. **Environmental Pollution**, v. 174, p. 16–27, 2013.

SCHMIDT-ETKIN. **Spill occurrences: A world overview**. In **Oil Spill science and Technology: Prevention, Response, and Cleanup**. 1st ed. Fingas M, Ed. Gulf Professional Publishing: Amsterdam, The Netherlands, 2011.

SHARMA, P.; JHA, A. B.; DUBEY, R. S.; PESSARAKLI, M. Reactive oxygen species; oxidative damage; and antioxidative defense mechanism in plants under stressful conditions. **American Journal of Botany**, v. 7, n. 1, p. 1005–1037, 2012.

SHIMONO, H.; SUZUKI, K.; AOKI, K.; HASEGAWA T.; OKADA M. Effect of panicle removal on photosynthetic acclimation under elevated CO₂ in rice. **Photosynthetica**, v. 48, n. 4, p. 530–536, 2010.

SINGH, S.; THORAT, V.; KAUSHIK, P.C.; RAJ, K.; EAPEN, S.; D'SOUZA, F. S. Potential of *Chromolaena odorata* for phytoremediation of ¹³⁷Cs from solution and low level nuclear waste. **Journal of Hazardous Materials**, v. 162, p. 743–745, 2009.

SOLEIMANI, M.; AFYUNI, M.; HAJABBASI, M. A.; NOURBAKHSH, F.; SABZALIAN, M. R.; CHRISTENSEN, J. H. Phytoremediation of an aged petroleum contaminated soil using endophyte infected and non-infected grasses. **Chemosphere**, v. 81, n. 9, p. 1084–1090, 2010.

SOMTRAKOON, K.; CHOUYCHAI, W. Phytotoxicity of single and combined polycyclic aromatic hydrocarbons toward economic crops. **Russian Journal of Plant Physiology**, v. 60, n. 34, p. 139–148, 2012.

SOUSA, R. P. S. **Dinâmica temporal e ecologia funcional de uma formação Pioneira de Influência Flúvio-Lacustre 19 anos após derramamento de petróleo**. 2020. 84 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Floresta) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2020.

SOUZA, A. P.; GASPAR, M.; SILVA, E. A.; ULIAN, E. C.; WACLAWOVSKY, A. J.; NISHIYAMA JR, M. Y.; SANTOS, R. V.; TEIXEIRA, M. M.; SOUZA, G. M.; BUCKERIDGE, M. S. Elevated CO₂ increases photosynthesis, biomass and productivity, and modifies gene expression in sugarcane. **Plant, Cell and Environment**, v. 31, n. 8, p. 1116–1127, 2008.

STEUDLE, E. Water uptake by roots: effects of water deficit. **Journal of Experimental Botany**, v. 51, n. 350, p. 1531–1542, 2000.

STEVOVIC, S.; SURCINSKI MIKOVILOVIC, V.; CALIC DRAGOSAVAC, D.; 2009. Environmental adaptibility of Tansy (*Tanacetum vulgare* L.). Afr. **Journal of Biotechnology**, v. 8, p. 6290–6294, 2009.

SUBRAMANYAN, S.; ADAMS, A.; RAMAN, A.; HODGKINS, D.; HEFFERNAN, M. Ecological modelling of a wetland for phytoremediating Cu, Zn and Mn in a gold–copper mine site using *Typha domingensis* (Poales: Typhaceae) near Orange, NSW, Australia. **European Journal of Ecology**, v. 3, n. 2, p. 77–91, 2017.

SUKUMARAN, DIPU. "Phytoremediation of heavy metals from industrial effluent using constructed wetland technology." **Applied Ecology and Environmental Sciences**, v. 1 n. 5, p. 92–97, 2013.

SUNKAR, R. MicroRNAs with macro-effects on plant stress responses. **Seminars in Cell and Developmental Biology**, v. 21, n. 1, p. 805–811, 2010.

SUSHKOVA, N. S.; VASILYEVA, K. G.; MINKINA, M. T.; MANDZHIEVA, S. S.; KOLESNIKOV, I. S.; KIZILKAYA, R.; ASKIN, T.; TJURINA, G. I. New method for benzo[a]pyrene analysis in plant material using subcritical water extraction. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 144, p. 267–272, 2014.

TAHERI, M.; MOTESHAREZADEH, B.; ZOLFAGHARI, A. A.; JAVADZARRIN, I. Phytoremediation modeling in soil contaminated by oil-hydrocarbon under salinity stress by eucalyptus (A comparative study). **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 150, n.1, p. 162–169, 2018.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**, ed. ARTMED, 3ª ed, Porto Alegre/RS, 2004, 719 p.

TANG, J.; LU, X.; SUN, Q.; ZHU, W. Aging effect of petroleum hydrocarbons in soil under different attenuation conditions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 149, n. 7, p. 109–117, 2012.

TANG, S.; WILLEY, N.J. Uptake of ¹³⁴Cs by four species from Asteraceae and two variants from Chenopodiaceae grown in two types of Chinese soil. **Plant Soil**, v. 250, p. 75–81, 2003.

TANHAN, P.; KRUATRACHUE, M.; POKETHITIYOOK, P.; CHAIYARAT, R. Uptake and accumulation of cadmium, lead and zinc by siam weed (*Chromolaena odorata* (L.) King & Robinson). **Chemosphere**, v. 68, p. 323–329, 2007.

THOMAZ, S. M.; ESTEVES, F. A. **Comunidade de macrófitas aquáticas**. In: ESTEVES, F. A. (Coord.). Fundamentos de Limnologia. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, p. 461-521, 2011.

TOMAR, N. S.; SHARMA, M.; AGARWAL, R. M. Phytochemical analysis of *Jatropha curcas* L. during different seasons and developmental stages and seedling growth of wheat (*Triticum aestivum* L.) as affected by extracts/leachates of *Jatropha curcas* L. **Physiology and Molecular Biology of Plants**, v. 21, n. 1, p. 83–92, 2015.

TURNAU, K., MESJASZ-PRZYBYLOWICZ, J. Arbuscular mycorrhiza of *Berkheya coddii* and other Ni-hyperaccumulating members of Asteraceae from ultramafic soils in South Africa. **Mycorrhiza**, v. 13, p. 185–190, 2003.

VERÂNE, J.; DOS SANTOS, N. C. P.; DA SILVA, V. L.; DE ALMEIDA, M.; DE OLIVEIRA, O. M. C.; MOREIRA, Í. T. A. Phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in mangrove sediments using *Rhizophora mangle*. **Marine Pollution Bulletin**, v. 160, n. 111687, p. 1-11, 2020.

VIANA, D. G.; PIRES, F. R.; FERREIRA, A. D.; EGREJA FILHO, F. B.; CARVALHO, C. F. M. DE; BONOMO, R.; MARTINS, L. F. Effect of planting density of the macrophyte consortium of *Typha domingensis* and *Eleocharis acutangula* on phytoremediation of barium from a flooded contaminated soil. **Chemosphere**, v. 262, n. 127869, p. 1-8, 2021.

VILLACÍS, J.; CASANOVES, F.; HANG, S.; KEESSTRA, S.; ARMAS, C. Selection of forest species for the rehabilitation of disturbed soils in oil fields in the Ecuadorian Amazon. **Science of The Total Environment**, v. 566, n. 567, p. 761–770, 2016.

WANG, Y.; FREI, M. Stressed food—the impact of abiotic environmental stresses on crop quality. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 141, n. 1, p. 271–286, 2011.

WOLF, D. C.; CRYDER, Z.; KHOURY, R.; CARLAN, C.; GAN, J. Bioremediation of PAH-contaminated shooting range soil using integrated approaches. **Science of The Total Environment**, v. 726, n. 138440, p. 1-11, 2020.

WOLICKA, D.; SUSZEK, A.; BORKOWSKI, A.; BIELECKA, A. Application of aerobic microorganisms in bioremediation in situ of soil contaminated by petroleum products. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 3221-3227, 2009.

XUE, J.; YU, Y.; BAI, Y. Marine Oil-Degrading Microorganisms and Biodegradation Process of Petroleum Hydrocarbon in Marine Environments: A Review. **Current Microbiology**, v. 71, n. 2, p. 220–228, 2015.

YAZDI, M.; KOLAH, M.; MOHAJEL KAZEMI, E.; GOLDSON BARNABY, A. (2019). Study of the contamination rate and change in growth features of lettuce (*Lactuca sativa* Linn.) in response to cadmium and a survey of its phytochelatin synthase gene. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 180, p. 295–308, 2019.

ZAFRA, G.; ABSALÓN, A. E.; CUEVAS M. D.; CORTÉS-ESPINOSA, D. V. Isolation and selection of a highly tolerant microbial consortium with potential for PAH biodegradation from heavy crude oil-contaminated soils. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 225, n. 4, p. 1-18, 2014.

ZARCO-TEJADA, P. J.; MILLER, J. R.; MOHAMMED, G. H.; NOLAND, T. L. Chlorophyll Fluorescence Effects on Vegetation Apparent Reflectance I. Leaf-Level Measurements and Model Simulation. **Remote Sensing of Environment**, v. 74, n. 3, p. 582–595, 2000.

ZHANG, J.; FAN, S.; YANG, J.; DU, X.; LI, F.; HOU, H. Petroleum contamination of soil and water, and their effects on vegetables by statistically analyzing entire data set. **Science of the Total Environment**, v. 476-477, n. 1, p. 258-265, 2014.

ZHU, H.; GAO, Y.; LI, D. Germination of grass species in soil affected by crude oil contamination. **International Journal of Phytoremediation**, v. 20, n. 6, p. 567–573, 2018.

ZOCHE, J. J.; FREITAS, M. QUADROS, K. E. Concentração de Zn e Mn nos efluentes do beneficiamento de Carvão mineral e em *Typha domingensis* Pers (Typhaceae). **Revista árvore**, v. 34, n. 1, p. 177-188, 2010.

ZWEIFEL, R.; RIGLING, A.; DOBBERTIN, M. Species-specific Stomatal Response of Trees to Drought e a Link to Vegetation Dynamics? **Journal of Vegetation Science**, v. 20, n. 1, p. 442–454, 2009.