



Marcelo Caetano Abias

Mestre em Gestão e Administração de Negócios - MBA

**Produção de *Camelina sativa* (L) Crantz para Energia em Solos
Contaminados com Cd/Ni**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Bioenergia

Orientador: Doutor Fernando Jorge Gomes da Costa; Professor
Adjunto; ISEC Lisboa

Co-orientador: Doutora Ana Luísa Almaça da Cruz Fernando,
Professora Associada, Faculdade de Ciências e Tecnologia da
Universidade Nova de Lisboa

Júri:

Presidente: Doutora Maria Margarida Boavida Pontes Gonçalves, FCT NOVA

Arguente: Doutor Fernando Santos, Univ. Estadual Rio Grande do Sul, Brasil

Vogal: Doutora Ana Luisa Almaça da Cruz Fernando, FCT NOVA



FACULDADE DE
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

Junho 2021

Marcelo Caetano Abias

Mestre em Gestão e Administração de Negócios - MBA

**Produção de *Camelina sativa* (L) Crantz para Energia em Solos
Contaminados com Cd/Ni**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Bioenergia

Orientador: Doutor Fernando Jorge Gomes da Costa; Professor
Adjunto; ISEC Lisboa

Co-orientador: Doutora Ana Luísa Almaça da Cruz Fernando,
Professora Associada, Faculdade de Ciências e Tecnologia da
Universidade Nova de Lisboa

Júri:

Presidente: Doutora Maria Margarida Boavida Pontes Gonçalves, FCT NOVA

Arguente: Doutor Fernando Santos, Univ. Estadual Rio Grande do Sul, Brasil

Vogal: Doutora Ana Luisa Almaça da Cruz Fernando, FCT NOVA

“Produção de *Camelina sativa* (L) Crantz para Energia em Solos Contaminados com Cd/Ni.”

© Marcelo Caetano Abias, FCT/UNL, UNL.

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de Investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

EPIÍGRAFE

Glorificado seja o Teu Senhor, o Senhor da Majestade,
acima disso que eles lhe atribuem,
e que a Paz seja com aqueles que foram enviados para aconselhar.
E louvado seja Allah, Senhor dos Mundos!
(Al-Qur'an, capítulo 37, versículo 180-182).

Pode não ser este o momento, pode não ser este o lugar.
Mas é preciso que os donos das armas escutem o seguinte:
“Não nos usem, a nós, cidadãos de Paz, como um meio de troca.
Não nos usem como carne para canhão.
Diz o provérbio que” *sob os pés dos elefantes quem sofre é o capim*”.
Mas nós não somos capim.
Merecemos todo o respeito, merecemos viver sem medo.
Quem quiser fazer política que faça política.
Mas não aponte uma arma contra o futuro dos nossos filhos.
É isto que queria dizer, antes de dizer qualquer outra coisa.

MIA COUTO

DEDICATÓRIA

Aos meus Pais, Abias António e Maija Talabo Abdula, que me ensinaram a importância do conhecimento, pelo amor e dedicação ao longo da minha vida.

A minha esposa, meus filhos e os meus sobrinhos que inundaram a minha alma de felicidade.

Aos meus irmãos, tios, tias, primos, sogros e padrinhos pelo estímulo, carinho e compreensão.

AGRADECIMENTOS

Ao encerrar mais uma etapa da vida académica, após as mais diversas dificuldades e obstáculos ultrapassados, é, com satisfação e por dever de justiça que gostaria de agradecer a todos aqueles que, direta ou indiretamente, me ajudaram neste percurso e contribuíram para que chegasse a este momento-chave da minha formação académica. Desta forma, deixo algumas palavras de reconhecimento àqueles que foram os meus grandes pilares neste percurso: Primeiramente e sempre ao ALTÍSSIMO (Allah) que nos deu a humildade para obtermos conhecimentos e por nos ter dado forças para concluir o curso.

Aos meus pais, Abias António e Maija Talabo Abdula, aos meus tios e tias, que sempre estiveram presentes no decurso da minha carreira estudantil contribuindo com tudo que estivesse ao alcance deles, isto é, ajudando-me a ultrapassar os obstáculos da vida nos momentos difícil desta caminhada. A minha esposa, meus irmãos e primos, que sempre estiveram presentes em minha vida, apoiando em tudo que puderam, cujo apoio inquebrantável, ao longo dos anos, foi vital para que esta ambição se tornasse realidade, e não só, vocês tornaram tudo possível desde o início, sempre me deram o apoio e força necessários, que nunca falharam os momentos mais importantes e que sempre acreditaram em mim.

Em especial, ao meu supervisor Fernando Jorge Costa e a minha co-supervisora Ana Luísa Fernando, que aceitaram em orientar o presente trabalho com intervenções coerentes quanto ao ponto de vista a ser adoptado e as questões de mérito mais relevantes e pela motivação que me transmitiram em todos os momentos, pelo apoio e total disponibilidade, pelo esclarecimento das dúvidas que foram aparecendo e pela orientação criteriosa que partilhamos ao longo deste trabalho. A todos os professores do Mestrado e Doutoramento da FCT-Nova Lisboa, funcionários, e aos colaboradores do laboratório (em especial a dona Rosa e dona Lurdes), por nos terem enriquecido com os seus conhecimentos, agradeço pela ajuda, disponibilização de informações cruciais para a pesquisa, a partilha do saber e as valiosas contribuições para minha vida profissional.

A Direção da UCM – FGTI-Pemba e aos demais colegas, pelo companheirismo, incentivo, compressão e ajuda que sempre me deram na concretização deste curso. Ao projeto Niche (Nelson Amade, Aldina Ferreira, Manuel Guilherme, Esme Backker, Erik Haarbrink, Michiel Berger, e Robert Otten), pela bolsa de estudo atribuída que tão diligente, e profissionalmente, colocaram os seus recursos ao serviço do presente mestrado tornar se em realidade.

Aos colegas e amigos de laboratório e de pesquisa, Miguel, Carina, Francesco, Caia, João, Carolina, Berta, Diogo, Inês, Cátia, Catarina, Cativa, Victor, Francisco, Joana, Bia, Bruno e em especial ao Leandro por despertar em mim o interesse pelo tema nas conversas fora e dentro do laboratório, pelos conhecimentos transmitidos durante o trabalho, esclarecendo-me sempre de uma forma simplista e clara, principalmente pelas técnicas experimentais partilhadas e por todo o trabalho realizado.

Aos colegas de turma (Ana Paula, Artur, Bruna, Rogério e em especial ao Vasco) Companheiros de aulas, de almoços (bandejão), de trabalhos e de lamentações. Terminar o curso teve outro sabor por poder partilhá-lo convosco e sobretudo pela disponibilidade, honestidade, amizade, companheirismo e estímulo apresentado.

Aos amigos e amigas sinceros, aqueles que sempre se preocuparam e tiveram sempre uma palavra de incentivo para mim, não querendo ser injusto com ninguém e por isso não vou mencionar os nomes para não arriscar e esquecer-me de alguém, tenho a certeza de que estas pessoas sabem o quanto reconheço a sua amizade, uns pela paciência e pela compreensão transmitidas durante a minha ausência e pouca disponibilidade, a outros que sempre mostraram interesse por minhas actividades, companheirismo, nos momentos de dificuldade e compreensão nas horas menos felizes e nas longas horas de trabalho.

Dizia meu grande amigo, António Tuzine, alguém em que me inspiro bastante, que uma obra, mesmo que aparentemente erigida por um só indivíduo, sempre conta com inúmeras pessoas que, de forma desinteressada, prestam o seu contributo. Esta dissertação não foi excepção. Foram muitos os que contribuíram para que ela se tornasse no que é hoje - uma realidade. Poder-se-á até pensar que a sua elaboração foi uma caminhada fácil - mero engano! Foi bastante difícil, mas porque, existem pessoas de bem que me apoiaram (Em especial a minha família, os meus amigos e colegas, etc.) e encorajaram sobretudo em momentos que as dificuldades existiam nesta caminhada. Por isso, tenho de confessar a minha frustração por não trazer todos os nomes dos que me estenderam a sua solidariedade, ajuda e amizade - aqueles cujos nomes omitir, peço, humildemente, que se sintam também presentes nesta dissertação através daqueles cujos nomes mencionei.

O meu muito obrigado por me ajudarem a tornar este sonho possível!!!

RESUMO

A situação energética, a nível global, tem estado fortemente dependente da exploração de combustíveis fósseis, dos quais, gás natural, petróleo e carvão. A utilização intensiva destes recursos não renováveis constitui o principal modelo de crescimento social e económico, que conduziu a graves problemas ambientais, visto que esta utilização está associada a emissões de gases com efeito de estufa e outros poluentes. Dentro deste contexto, surgem as culturas energéticas, como uma alternativa para complementar o fornecimento de produtos energéticos. A necessidade mundial por fontes alternativas para produção de biocombustíveis faz com que pesquisa com culturas oleaginosas, como a *Camelina sativa* e outras culturas, sejam realizadas. Assim, o principal objetivo foi o de avaliar o potencial de produção desta oleaginosa em solos contaminados com metais pesados, como forma de aproveitar e remediar solos marginais e, simultaneamente, contribuir para reduzir ou minimizar o agravamento das alterações climáticas através da utilização da biomassa produzida para produção de energia. Além disso, a utilização de solos marginais contribui para que os riscos associados à alteração do uso do solo sejam minorados. Este ensaio foi realizado em vasos, em condições controladas, onde se cultivaram duas variedades de *Camelina sativa* (verão e inverno), em solos contaminados com Níquel (Ni - 110/220 mg/kg) ou Cádmio (Cd - 4/8 mg/kg), de modo a conhecer as suas características de adaptabilidade, produtividade e qualidade da biomassa para fins energéticos. A contaminação com níquel não afetou de forma significativa ambas variedades de *C. sativa*, mas a contaminação com cádmio, afetou a produtividade de ambas variedades de forma significativa, sendo que, na maioria dos ensaios não chegou a produzir síliquas. Em termos da qualidade da biomassa, a contaminação (sobretudo com Cd), conduziu a biomassas com maior teor de cinzas. No que diz respeito à fitorremediação, pode concluir-se que a camelina é tolerante aos metais, tornando possível a sua produção em solos contaminados com o níquel e em alguns casos com o cádmio nas concentrações dos experimentos testados. Finalmente, com base nos resultados encontrados no índice de acumulação (IA) e fator de translocação (FT), pode concluir-se que a camelina é uma cultura altamente apropriada e com características adequadas ao processo de fitoextração com o Ni.

Palavras-chave: *Camelina sativa*; Metais Pesados; Níquel; Cádmio; Solos Contaminados; Fitorremediação.

ABSTRACT

The energy situation at a global level has been heavily dependent on the exploitation of fossil fuels, including natural gas, oil and coal. The intensive use of these non-renewable resources is the main model of social and economic growth, which has led to serious environmental problems, as this use is associated with emissions of greenhouse gases and other pollutants. Within this context, energy crops appear as an alternative to complement the supply of energy products. The worldwide need for alternative sources to produce biofuels makes research on oil crops, such as *Camelina sativa* and other crops, an interesting topic for research. Thus, the main objective was to evaluate the production potential of *C. sativa* in soils contaminated with heavy metals, to remediate marginal soils and, simultaneously, contribute to reduce or minimize the aggravation of climate change using produced biomass for energy production. Furthermore, the use of marginal land contributes to reducing the risks associated with land use change. This test was carried out in pots, under controlled conditions, where two varieties of *Camelina sativa* (summer and winter) were cultivated in soils contaminated with Nickel (Ni - 110/220 mg/kg) or Cadmium (Cd - 4/8 mg/ kg), to know the adaptability, productivity, and quality characteristics of this biomass for energy purposes. Contamination with nickel did not significantly affect both varieties of *C. sativa*, but contamination with cadmium affected the productivity of both varieties significantly, and in most trials, it did not produce siliques. In terms of biomass quality, contamination (especially with Cd) led to biomass with higher ash content. About phytoremediation, it can be concluded that camelina is tolerant to metals, making it possible to produce it in soils contaminated with nickel and in some cases with cadmium at the concentrations of the experiments tested. Finally, based on the results found in the accumulation index (AI) and translocation factor (TF) index, it can be concluded that camelina is a highly suitable crop with adequate characteristics for the phytoextraction process with Ni.

Keywords: *Camelina sativa*; Heavy Metals; Nickel; Cadmium; Contaminated Soils; Phytoremediation.

ÍNDICE GERAL

CAPÍTULO 1: ENQUADRAMENTO E OBJETIVOS DO TRABALHO	1
CAPÍTULO 2: INTRODUÇÃO	3
2.1. CARACTERIZAÇÃO DA ESPÉCIE <i>CAMELINA SATIVA</i> (L.) CRANTZ	4
2.2. ORIGEM E DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA	6
2.3. BIOLOGIA E ADAPTABILIDADE	7
2.4. CARACTERÍSTICAS DE CULTIVO E PRODUTIVIDADE.....	8
2.4.1. UTILIZAÇÃO DA CAMELINA PARA PRODUÇÃO DE BIOCOMBUSTÍVEIS E OUTROS PRODUTOS.....	10
2.5. PRODUÇÃO DE CULTURAS ENERGÉTICAS EM SOLOS CONTAMINADOS COM METAIS PESADOS	12
2.5.1. PRINCIPAIS CONCEITOS	12
2.6. CONTAMINAÇÃO DE SOLOS COM METAIS PESADOS.....	13
2.6.1. A PROBLEMÁTICA DA CONTAMINAÇÃO DE SOLOS COM CÁDMIO	14
2.6.2. A PROBLEMÁTICA DA CONTAMINAÇÃO DE SOLOS COM NÍQUEL.....	15
2.6.3. FITORREMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS COM METAIS PESADOS	17
2.6.3.1. VANTAGENS DAS TÉCNICAS DE FITORREMEDIAÇÃO.....	20
2.6.3.2. DESVANTAGENS DAS TÉCNICAS DE FITORREMEDIAÇÃO	20
CAPÍTULO 3: MATERIAIS E MÉTODOS.....	21
3.1. METODOLOGIA USADA NA CARACTERIZAÇÃO DO SOLO	22
3.2. METODOLOGIA USADA NA CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA	26
CAPÍTULO 4: RESULTADOS EXPERIMENTAIS E DISCUSSÃO.....	29
4.1. CARACTERIZAÇÃO DO SOLO.....	30
4.2. CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA	31
4.2.1. ANÁLISE DA PRODUTIVIDADE.....	31
4.2.1.1. PRODUTIVIDADE DA BIOMASSA AÉREA.....	33
4.2.1.2. PRODUTIVIDADE DAS RAÍZES.....	36

4.2.1.3. PRODUTIVIDADE DOS CAULES	37
4.2.1.4. PRODUTIVIDADE DAS FOLHAS	39
4.2.1.5. PRODUTIVIDADE DAS SÍLIQUAS	41
4.3. CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA	43
4.3.1. TEOR DE CINZAS NA BIOMASSA.....	43
4.3.2. TEOR DE CINZAS NOS CAULES DA BIOMASSA	47
4.3.3. TEOR DE CINZAS NAS FOLHAS DA BIOMASSA	48
4.3.4. TEOR DE CINZAS NAS SILIQUAS DA BIOMASSA	50
4.3.5. TEOR DE CINZAS NAS RAÍZES DA BIOMASSA.....	52
4.4. TEOR DE AZOTO DA BIOMASSA	54
4.4.1. TEOR DE AZOTO NOS CAULES DA BIOMASSA.....	54
4.4.2. TEOR DE AZOTO NAS FOLHAS DA BIOMASSA.....	56
4.4.3. TEOR DE AZOTO NAS SÍLIQUAS DA BIOMASSA	58
4.4.4. TEOR DE AZOTO NAS RAÍZES DA BIOMASSA	60
4.5. TEOR DE FÓSFORO NA BIOMASSA	62
4.5.1. TEOR DE FÓSFORO NOS CAULES DA BIOMASSA	62
4.5.2. TEOR DE FÓSFORO NAS FOLHAS DA BIOMASSA	64
4.5.3. TEOR DE FÓSFORO NAS SILIQUAS DA BIOMASSA.....	66
4.5.4. TEOR DE FÓSFORO NAS RAÍZES DA BIOMASSA.....	68
4.5.5. TEOR DE METAIS NA BIOMASSA	70
4.5.6. METAIS	70
4.5.7. NIQUEL	70
4.5.7.1. TEOR DE Ni NOS CAULES DA BIOMASSA	71
4.5.7.2. TEOR DE Ni NAS FOLHAS DA BIOMASSA	72
4.5.7.3. TEOR DE Ni NAS SILIQUAS DA BIOMASSA.....	74
4.5.7.4. TEOR DE Ni NAS RAÍZES DA BIOMASSA	75
4.6. CÁDMIO	78

4.6.1. TEOR DE Cd NOS CAULES DA BIOMASSA.....	79
4.6.2. TEOR DE Cd NAS FOLHAS DA BIOMASSA.....	81
4.6.3. TEOR DE Cd NAS SILIQUAS DA BIOMASSA	82
4.6.4. TEOR DE Cd NAS RAIZES DA BIOMASSA	83
CAPÍTULO 5: CONSIDERAÇÕES FINAIS	87
5.1. RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	90
CAPÍTULO 6: REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	91

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2-1: Rendimento médio de sementes de camelina sativa	10
Tabela 2-2: Classificação da técnica de fitorremediação	18
Tabela 3-1: Métodos analíticos usados na caracterização do solo	23
Tabela 3-2: Parâmetros físico-químicos avaliados por estrutura da camelina e a sua respetiva metodologia	28
Tabela 4-1: Caracterização inicial do solo utilizado nos ensaios	30
Tabela 4-2 Produtividade da Camelina sativa (verão) nos ensaios contaminados com níquel e cádmio	32
Tabela 4-3: Produtividade da Camelina sativa (inverno) nos ensaios contaminados com níquel e cádmio.....	33
Tabela 4-4: Teor de cinzas por estrutura da planta nos ensaios realizados com Camelina sativa (variedade de verão).	45
Tabela 4-5: Teor de cinzas por estrutura da planta nos ensaios realizados com Camelina sativa (variedade de inverno).....	45
Tabela 4-6: IA da Camelina (Verão e Inverno), para os diferentes níveis de contaminação de Ni	77
Tabela 4-7: FT da Camelina (Verão e Inverno), para os diferentes níveis de contaminação de Ni.....	78
Tabela 4-8: IA da Camelina (Verão e Inverno), para os diferentes níveis de contaminação de Cd.....	85
Tabela 4-9: FT da Camelina (Verão e Inverno), para os diferentes níveis de contaminação de Cd.....	86

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2-2: Folhas e sementes da espécie <i>Camelina sativa</i>	6
Figura 3-1: Processo de colheita do solo	22
Figura 3-2: Esquema da montagem do ensaio de fitorremediação.....	25
Figura 3-3: A - Sementeira e B - <i>Camelina</i> antes da colheita na UNL-FCT, Edifício Departamental.....	26
Figura 3-4: Separação das diferentes frações (raízes, caules, vagens e folhas).....	26
Figura 3-5: Processo de secagem da biomassa fresca na estufa	27
Figura 3-6: Armazenamento da biomassa seca em sacos de plástico.....	27
Figura 4-1: Produtividade média da Biomassa aérea da <i>Camelina Sativa</i> (verão e inverno) para cada tipo de contaminação (face a cada controlo).	34
Figura 4-2: Produtividade média das raízes da <i>camelina sativa</i> (verão e inverno) para cada tipo de contaminação (face a cada controlo).	37
Figura 4-3: Produtividade média dos caules para <i>Camelina sativa</i> (verão e inverno) para cada tipo de contaminação (face a cada controlo).	38
Figura 4-4: Produtividade média das folhas para <i>Camelina sativa</i> (verão e inverno) para cada tipo de contaminação (face a cada controlo).	40
Figura 4-5: Produtividade média das siliques da <i>Camelina sativa</i> (verão e inverno) para cada tipo de contaminação (face a cada controlo).	42
Figura 4-6: Teor de cinza médio dos caules da <i>Camelina sativa</i> para cada tipo de contaminação (em percentagem).	47
Figura 4-7: Teor de cinza médio das folhas da <i>Camelina sativa</i> para cada tipo de contaminação (em percentagem).	49
Figura 4-8: Teor de cinza médio das siliques da <i>Camelina sativa</i> para cada tipo de contaminação (em percentagem).	51
Figura 4-9: Teor de cinza médio das raízes da <i>Camelina sativa</i> para cada tipo de contaminação (em percentagem).	52
Figura 4-10: Percentagem média de azoto nos caules (%) para cada cultura e respetivo tipo contaminação	55
Figura 4-11: Percentagem média de azoto nas folhas (%) para a cultura e respetivo tipo contaminação	56
Figura 4-12: Percentagem média de azoto nas siliques (%) para a cultura e o respetivo tipo contaminação	58

Figura 4-13: Percentagem média de azoto nas raízes (%) para a cultura e o respetivo tipo contaminação	60
Figura 4-14: Percentagem média de fósforo nos caules (%) para a cultura e respetivo tipo contaminação	62
Figura 4-15: Percentagem média de fósforo nas folhas (%) para a cultura e respetivo tipo contaminação	64
Figura 4-16: Percentagem média de fósforo nas siliquas (%) para a cultura e respetivo tipo contaminação	66
Figura 4-17: Percentagem média de fósforo nas raízes (%) para a cultura e respetivo tipo contaminação	68
Figura 4-18: Teor médio de Níquel nos caules (mg.kg-1) para cada variedade e nível de contaminação	72
Figura 4-19: Teor médio de Níquel nas folhas (mg.kg-1) para cada variedade e nível de contaminação	73
Figura 4-20: Teor médio de Níquel nas Siliquas (mg.kg-1) para cada variedade e nível de contaminação	75
Figura 4-21: Teor médio de Níquel nas raízes (mg.kg-1) para cada variedade e nível de contaminação	76
Figura 4-22: Teor médio de Cádmio nos caules (mg.kg-1) para cada variedade e nível de contaminação	80
Figura 4-23: Teor médio de Cádmio nas folhas (mg.kg-1) para cada variedade e nível de contaminação	81
Figura 4-24: Teor médio de Cádmio nas siliquas (mg.kg-1) para cada variedade e nível de contaminação	82
Figura 4-25: Teor médio de Cádmio nas raízes (mg.kg-1) para cada variedade e nível de contaminação	83

ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

AI - Índice de Acumulação

% ms - Percentagem expressa em massa seca

€·t⁻¹ms - Euro por tonelada, expresso em massa seca

Cd - Cádmio

L/S – Razão líquido sólido

LD – Limite de deteção

IAF – índice de área foliar

kTEP – Quilotonelada equivalente de Petróleo

Ms – Massa seca

MTEP – Megatonelada equivalente de Petróleo

NO_x - Óxido de azoto

Ni – Níquel

SO_x – Óxido de enxofre

Tms – Tonelada, expressa em massa seca

TF - Fator de Translocação

CAPÍTULO 1:

ENQUADRAMENTO E OBJETIVOS DO TRABALHO

O futuro da energia no mundo é uma das grandes preocupações atuais da humanidade. Dentro deste contexto, as energias renováveis desempenham um papel importante para a resolução de alguns dos atuais desafios que se colocam à humanidade em matéria de energia, tais como, a segurança energética, mudanças climáticas, redução de gases de efeito estufa ou o esgotamento de combustíveis fósseis. A situação energética atual, a nível mundial, tem estado fortemente dependente da exploração de combustíveis fósseis, nomeadamente gás natural, petróleo e carvão. A utilização intensiva destes recursos não renováveis, que constitui o principal modelo de crescimento social e económico, conduziu a graves problemas ambientais, visto que esta utilização está associada a emissões de gases com efeito de estufa e outros poluentes.

As culturas energéticas surgem como uma alternativa para complementar o fornecimento de produtos energéticos. A necessidade mundial por fontes alternativas para produção de biocombustíveis faz com que pesquisas com culturas oleaginosas, como a *Camelina sativa* e outras culturas, sejam realizadas. As culturas energéticas podem, também, contribuir para a remediação de solos contaminados com metais pesados por meio de processos de fitoextração e a biomassa produzida pode proporcionar uma receita adicional aos proprietários, quando utilizada para bioenergia. De entre os diversos mecanismos de remediação de solos existentes, a fitorremediação que é de grande importância técnica e científica, uma vez que se trata de uma tecnologia verde e de baixo custo (Tandy et al., 2004). A fitoextração, que é uma das técnicas mais eficientes de fitorremediação, envolve o cultivo de plantas que concentram na parte aérea os metais pesados presentes no solo (Melo et al, 2006).

Inserido no âmbito do projeto MAGIC (Marginal lands for Growing Industrial Crops), financiado pela União Europeia, o presente trabalho pretende avaliar o potencial de produção de culturas energéticas em solos contaminados com metais pesados, como forma de aproveitar e remediar solos marginais e, simultaneamente, contribuir para reduzir ou minimizar o agravamento das alterações climáticas através da utilização da biomassa produzida para produção de energia. Assim, cultivaram-se duas variedades de *Camelina sativa* (verão e inverno), em solos contaminados com Níquel (Ni) ou Cádmio (Cd), de modo a conhecer as suas características de adaptabilidade, produtividade e qualidade da biomassa para fins energéticos, em solos contaminados por metais pesados.

CAPÍTULO 2:

INTRODUÇÃO

2.1. CARACTERIZAÇÃO DA ESPÉCIE *CAMELINA SATIVA* (L.) CRANTZ

A *Camelina sativa* é uma espécie da Família Brassicaceae, originária da Ásia Central e do Mediterrâneo e foi largamente cultivada durante a Idade do Bronze, na Europa. Possui um elevado teor em óleo, chegando a aproximadamente 35%, e apresenta um rendimento de cerca 1200 kg de semente por hectare (Abramovich, 2005 & Abram, 2006). Atualmente, esta cultura está a ser estudada por diversos investigadores, em diversas regiões, principalmente nos Estados Unidos (Waraich et al., 2013 & Zubr, 2003).

A camelina é uma cultura anual caracterizada por um período de crescimento curto, entre os 85 e os 100 dias da emergência até a maturação (Gesch, 2014 & Moser, 2010). É uma cultura que se adapta facilmente a solos poucos férteis e a diferentes condições ambientais, desde climas temperados até climas semiáridos (Mulligan, 2002). As sementes da camelina podem conter mais de 35% de óleo, 90% do qual é composto por ácidos gordos insaturados, como é caso do ácido α -linolénico. No entanto, a camelina apresenta vários atributos positivos, nomeadamente ser tolerante a défices hídricos, o que faz com que seja única, quando comparada com outras oleaginosas como o girassol ou a soja (Moser, 2010 & Waraich et al.; 2013).

A adaptabilidade a diversas condições ambientais, o que faz com que possa ser cultivada em áreas marginais, ou seja, em solos menos produtivos ou em solos contaminados por metais pesados (Borges & Torres, 2016). Com essas características, a camelina torna-se numa espécie de grande importância para ser cultivada em regiões consideradas inaptas para o cultivo da maioria das plantas (Shukla, Dutta & Artz, 2002).

A Camelina é uma dicotiledónea, com a seguinte taxonomia (USDA & NRCS, 2010):

- Reino: *Plantae* (plantas)
- Subdomínio: *Tracheobionta* (plantas vasculares)
- Superdivisão: *Espermatophyta*
- Divisão: *Magnoliophyta* (plantas com flores)
- Classe: *Magnoliopsida* (dicotiledóneas)
- Subclasse: *Dilleniidae*
- Ordem: *Capparales*
- Família: *Brassicaceae* (família da mostarda)
- Tribo: *Camelineae*
- Género: *Camelina* (linho falso)

- Espécie: *Camelina sativa* (ouro do prazer)

A camelina é uma herbácea anual com uma raiz principal. As plantas são eretas e geralmente atingem alturas entre 30 e 90 cm (Putnam et al. 1993; Francis & Warwick, 2009). Produzem pequenas flores amarelas ou amarelas-esverdeadas nas extremidades das hastes do caule e, por ser uma herbácea, possui caule flexível, ramificado ou solitário, que pode, ou não, possuir pelos.

As folhas das hastes, têm tipicamente 2 a 8 cm de comprimento, 2 a 10 mm de largura e podem ser lisas (Francis & Warwick, 2009). As hastes são únicas, tipicamente ramificadas acima e tornam-se lenhosas à medida que amadurecem. As hastes podem ser lisas ou esparsamente peludas (Putnam et al. 1993; Francis & Warwick, 2009).

Segundo Francis e Warwick (2009), as quatro pétalas são espatuladas, de 4 a 5 mm de comprimento, as quatro sépalas são eretas e os seis estames estão em três pares de comprimento desigual. Para Zubr (1997), as inflorescências são racemos com as flores em aglomerados terminais e falta de brácteas e inserem-se em diversos níveis num eixo comum, integrando-se estas últimas em aglomerados terminais. A Figura 2-1, ilustra uma imagem das folhas da espécie camelina.



Figura 2-1.: Flores e siliques da espécie *Camelina sativa* (L.) Crantz. Fonte: (GISD, 2009)

A camelina produz de 12 a 18 frutos do tipo siliques que possuem forma oblonga, com cinco a seis milímetros de diâmetro e até 14 milímetros de comprimento (Figura 2-2). Cada síliqua contém entre 8 e 15 pequenas sementes de cor dourada, sendo que um quilograma de sementes de camelina é composto por cerca de 800.000 sementes, contendo entre 38 e 43% de óleo e entre 27 e 32% de proteína (Gugel; Falk, 2006 & Klinkenberg, 2008).



Figura 2-2: Folhas e sementes da espécie Camelina sativa (Zubr, 1997)

2.2. ORIGEM E DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA

A camelina tem sido tradicionalmente cultivada para produzir óleo vegetal para a alimentação humana e animal. Evidências arqueológicas indicam que o cultivo da camelina começou no Sudeste europeu, no final do período neolítico (Knorzer, 1978), e a cultura tornou-se bem estabelecida nessa região, durante a Idade do Bronze (Bouby, 1998).

Segundo Zubr (2003) e Gugel e Falk (2006), a camelina era comumente cultivada na Europa até a Idade Média, tendo início em 3.000 a.C. O cultivo da camelina era bastante comum na Europa Oriental e na Rússia, até 1950. O seu cultivo foi retomado no século XXI devido à necessidade de diversificação de matérias-primas, para uso alimentar e como combustível (N. Li et al., 2015). No entanto, a importância desta cultura diminuiu neste período, devido ao incremento de outras oleaginosas com valores de produtividade mais elevados (Crowley, 1999).

Atualmente, a camelina é produzida, principalmente, na Eslovênia, Ucrânia, China, Finlândia, Alemanha, Áustria e Estados Unidos (Li et al., 2015). O interesse de produção desta cultura foi despertado devido à espécie possuir características de cultivo mais favoráveis, por proporcionar altas produtividades, com baixo nível de recursos utilizados no seu cultivo, quando comparada com o cultivo de outras oleaginosas como, por exemplo, a soja (Shonnard; Williams & Kalnes, 2010).

2.3. BIOLOGIA E ADAPTABILIDADE

Em relação a biologia reprodutiva da camelina, Francis e Warwick (2009) referem que é uma espécie autógama e a sua fecundação ocorre por processo de polinização direta ou autopolinização, que é a transferência do pólen da antera para o estigma da mesma flor, processo este que ocorre durante a noite à medida que a flor vai se fechando. A camelina reproduz-se por meio de sementes e num período de dois a três dias a flor cai, e não exibe nenhuma reprodução vegetativa.

As flores da camelina são conhecidas como protóginas e podem abrir em diferentes horas ao longo do dia, mas a maioria abre a meio da manhã, em que uma a duas horas antes da abertura, as anteras ficam maduras. Portanto, depois da flor abrir, os quatro estames mais longos que existem atingem a mesma altura do estigma e quando isso acontece as anteras se abrem. Mas, as anteras nos dois estames mais curtos abrem apenas algumas horas após a abertura das flores. No período de noite, o fecho da flor faz com que as anteras internas dos quatro estames mais longos sejam pressionadas contra o estigma. Assim sendo, as anteras têm menos pólen, mas ainda não estão vazias. Ela faz com que, no dia seguinte, a flor seja aberta novamente. Enquanto as anteras nos estames mais longos estarão vazias, as dos dois estames mais curtos ainda podem conter um pouco de pólen. Neste segundo dia, as pétalas começarão a murchar e depois de mais dois a três dias as pétalas e as sépalas cairão (Tedin, 1922 & Schultze, 1939).

A camelina está adaptada a uma grande variedade de condições climáticas, como demonstrado pela sua longa história de cultivo em todo o continente europeu e, mais recentemente, na América do Norte e na Austrália. Estes continentes apresentam características climáticas muito distintas, tornando as condições de cultivo muito variadas (Gugel & Falk, 2006).

Geralmente, a camelina está adaptada a condições de clima temperado até clima semiárido (Mulligan, 2002). Estas características de adaptabilidade conferem-lhe grande importância para ser cultivada em regiões consideradas inaptas para a maioria das plantas (Shukla; Dutta & Artz, 2002). A sensibilidade à maioria dos herbicidas, inviabiliza a utilização deste tipo de produtos (Francis & Warwick, 2009), pelo que se recomenda uma sementeira antecipada, quando o campo ainda se encontra mais ou menos livre de ervas daninhas que, em conjunto com uma boa germinação e estabelecimento da cultura, promovem boa competição com eventuais infestantes (Berti et al., 2016).

2.4. CARACTERÍSTICAS DE CULTIVO E PRODUTIVIDADE

A camelina adapta-se a diferentes climas e solos (Zubr, 1997 & Vollmann et al., 2007), embora o seu crescimento não seja muito notável em solos argilosos pouco drenados (Zubr, 1997). É uma espécie tolerante à seca (McVay & Lamb, 2008), apesar de apresentar uma redução de 20% no rendimento de grãos se o fornecimento de água diminuir 20%. As necessidades mínimas de água na estação de crescimento variam entre 333 e 423 mm para ensaios realizados no Arizona (French et al., 2009).

Apesar de alguns estudos referirem que a camelina pode crescer sem aplicação de fertilizantes, dependendo dos níveis de nutrientes que existem no solo (Francis & Warwick, 2009), esta não se desenvolve bem durante a fase de floração e de enchimento das sementes quando as temperaturas estão acima de 25 °C. Diversos estudos efetuados no Arizona têm demonstrado os efeitos da temperatura nas condições de crescimento agronómico da camelina quando é semeada no final do outono e colhida em abril, antes que as temperaturas ultrapassem os 25 °C. É muito resistente à geada da primavera e as sementes germinam em temperaturas em torno de 5 °C. Os ciclos de colheita das cultivares de primavera levam cerca de 120 dias na Dinamarca (Zubr 1997), 85 a 110 dias em Havre, (McVay & Lamb, 2008), 90 dias em Fargo, ND (Johnson et al., 2008) e na Áustria (Vollmann et al., 2007).

Segundo Urbaniak et al. (2008), a taxa de sementeira pode ser de 200, 400, 600 ou 800 sementes por m² em linhas de cinco metros de comprimento, com espaçamento de quinze centímetros entre linhas. Portanto, apesar de não ser consensual, a taxa ideal de sementeira da camelina é de 600 sementes por metro quadrado como uma taxa de sucesso para o plantio da espécie (Urbaniak et al., 2008). Francis e Warwick (2009), referem que a taxa de sementeira recomendada varia entre 3 e 7 kg por ha, o equivalente a aproximadamente uma variação entre 250 a 600 sementes por metro quadrado. Ainda, de acordo com McVay e Khan (2011), a taxa de sementeira recomendada para a camelina é de 5,5 kg.ha⁻¹, de forma a obter uma cultura densa e uniformemente estabelecida.

As sementes podem ser perfuradas usando rodas empacotadoras ou plantadas em profundidade rasa, com bom contacto com o solo. A data de sementeira é influenciada por condições como humidade, temperatura, stress térmico, floração ou maturidade, o que faz com que haja efeito no crescimento, rendimento e qualidade de muitas culturas oleaginosas (Urbaniak et al., 2008). Importa referir que as datas de plantio foram avaliadas em Montana e há uma indicação clara

de que o plantio no final de fevereiro ou início de março resulta em maior produtividade do que em meados de abril ou em datas posteriores (McVay & Lamb, 2008).

Angelini et al. (1997), observaram que, quando a data da sementeira era adiada, a altura da planta diminuía. Portanto, a camelina possui uma boa adaptação ambiental, pois pode crescer sob diferentes condições climáticas e de solo (Zubr, 2003). Segundo Moser e Vaughn (2010), a camelina é capaz de crescer bem em regiões semiáridas e em solos pouco férteis e salinos, requer baixos recursos agrícolas, tornando o seu custo de produção relativamente baixo. Apesar da camelina se encaixar bem nos sistemas de produção agrícola das regiões semiáridas das grandes planícies, existem algumas limitações de produção para a camelina na região sendo necessário recolher mais informação sobre práticas de manejo (datas de sementeira, necessidades de nutrientes, taxas de sementeira, controlo de ervas daninhas, etc.) com vista a maximizar a produção.

Allen et al. (2014), indicaram que a camelina pode ter um bom desempenho, mesmo em temperaturas abaixo de 0 °C. Apesar disso, o acesso limitado ao campo, como resultado de condições de solo húmido, ainda pode impedir a sementeira precoce. Todavia, é importante ter em conta que a data da sementeira é uma prática importante de manejo que pode ser adaptada para minimizar os efeitos adversos da geada tardia, do estresse hídrico e dos efeitos da alta temperatura durante os estágios críticos do crescimento da colheita e que as geadas no início da primavera representam ameaças potenciais ao crescimento e desenvolvimento das culturas.

Para Francis e Warwick (2009), a camelina pode crescer em diversas condições ambientais, embora esteja mais adaptada a zonas semiáridas temperadas. Apesar da sua capacidade de tolerância a condições de seca, sabe-se que, durante os estágios de crescimento sensíveis, como o florescimento, a existência de secas severas poderá provocar um impacto negativo no desenvolvimento da planta.

Segundo Hunsaker et al. (2011), o ciclo de vida da camelina desempenha um fator importante na medida em que ela apresenta um baixo uso de água, é resiliente à seca por causa da sua capacidade de extração de água profunda do perfil de solo (Berti et al., 2016). Nota-se que, durante a colheita da camelina, o teor de água presente nas sementes não deve exceder 11%. Assim, para um armazenamento seguro, as sementes devem ser submetidas a um processo de secagem para reduzir a percentagem de água até 8% (Zubr, 1997). A Tabela 2-1, apresenta o rendimento médio de sementes de camelina.

Tabela 2-1: Rendimento médio de sementes de camelina sativa

País	Rendimento médio de sementes (g.m⁻²)	Referências usadas
Alemanha	1,3 e 1,9	(Agegnehu & Honermeier, 1997)
Itália	1,2 e 3,3	(Masella et al., 2014)
Canadá	1,3; 1,4 e 1,5	(Urbaniak et al., 2008)
França	2,3 e 2,8	(Champolivier & Merrien, 1996)
Áustria	2,2	(Vollmann et al., 2007)
Chile	2,3	(Berti et al., 2011)
Dinamarca	1,3 e 2,4	(Zubr, 1997)

De acordo com a Tabela 2-1, nota-se que, em função da localização geográfica, o rendimento da camelina varia de acordo com as condições climáticas e ambientais, tendo em conta alguns aspectos essenciais, como é o caso do tipo de clima, o tipo de solo, o cultivo e a produtividade.

Contudo, os rendimentos da camelina, variam em quase toda a parte do mundo onde há maior produção. Apesar desta variação, em diferentes locais e com diferentes datas de sementeira, os rendimentos médios de sementes variam de 1,3 e 2,3 toneladas por hectare (Berti et al., 2011).

2.4.1. UTILIZAÇÃO DA CAMELINA PARA PRODUÇÃO DE BIOCOMBUSTÍVEIS E OUTROS PRODUTOS

Uma energia é considerada renovável quando sua produção ultrapassa o seu consumo, característica na qual os combustíveis fósseis não se enquadram. Assumindo que o biodiesel, é um combustível renovável produzido a partir de óleos vegetais ou gorduras animais, tem sido considerado como uma das principais alternativas para a substituição do diesel. Segundo Borges e Torres (2016), para a produção de biodiesel são necessários óleos vegetais obtidos em produções de ampla escala, originários de diversas fontes ou culturas, tais como a cana-de-açúcar, a soja, o cânhamo ou a canola, podendo até mesmo utilizar-se óleos reutilizados (ex. óleos alimentares). Das diferentes espécies de vegetais, cultivadas para a extração de óleo, a camelina apresenta um grande potencial para a produção de biocombustível, todavia, segundo

Berti et al. (2016), o teor de ácido linolénico varia com a temperatura durante o desenvolvimento das sementes, sendo que, a temperaturas mais elevadas, a síntese de ácido α -linolénico diminui, causando um aumento dos outros dois constituintes principais: ácido oleico e ácido linoleico. Entretanto, a camelina pode ser usada para diversos fins, entre os quais, a produção de biocombustíveis, produtos químicos, indústria cosmética ou rações para animais, para além de que pode ser fonte alimentar ou de suplementos, ela possui também características que a colocam em vantagem em relação a outras espécies oleaginosas como a colza, o milho ou a soja, por ser menos exigente em relação ao uso dos fertilizantes e defensivos agrícolas e, deste modo, apresentar um custo de produção reduzido (Berti et al., 2016). O principal produto obtido a partir da camelina é o óleo (cerca de 40% numa base de matéria seca), que possui, como principal característica, o elevado teor de ácidos gordos insaturados (aproximadamente 90%), entre os quais, cerca de 50% são polinsaturados (Zubr, 1997). O facto de o óleo de camelina possuir um elevado teor de ácidos gordos insaturados faz com que seja muito utilizado na produção de biodiesel, em detrimento de outras utilizações (McVay & Lamb, 2008).

A camelina foi recentemente proposta como matéria-prima de baixo custo para produção de biodiesel porque possui propriedades semelhantes às da canola (Frohlich & Rice, 2005). Uma das limitações do óleo de camelina como biodiesel é o seu valor em utilizações alternativas, pois esse valor seria rentabilizado para outros fins, como suplementos alimentares e para indústria cosmética, embora uma das características desejáveis seja para uso alimentar, devido à particularidade de deter uma elevada porção ómega-3 (Francis & Warwick, 2009 & Zubr, 2002).

Segundo Matheus e Zubr (2000), a camelina foi cultivada para combustível na Europa durante a Idade do Bronze e Ferro, no entanto, a sua produção diminuiu durante a Idade Média devido ao elevado custo de produção de biocombustíveis em relação aos combustíveis à base de petróleo, o que é, em grande parte, uma consequência do elevado custo de armazenamento (Demirbas, 2006). Contudo, tem havido um interesse recente na produção de oleaginosas não comestíveis devido ao aumento da procura para produção de biocombustíveis ou para outras aplicações industriais, com destaque para a camelina por apresentar reduzidos requisitos agrícolas (Robinson, 1987; Putnam et al., 1993; Gesch & Cermak, 2011).

As combustões de biocombustíveis derivados do óleo de camelina produzem menos gases de efeito estufa do que os combustíveis à base de petróleo, podendo obter-se reduções que variam entre os 75 e os 80%, em comparação com os combustíveis convencionais (Moser, 2010). Pinzi

et al. (2009) indicaram que o clima frio afeta o desempenho da maioria dos biocombustíveis, mas o combustível derivado da camelina é capaz de suportar temperaturas mais baixas devido ao seu alto teor de ácidos gordos polinsaturados. As sementes de camelina têm um teor médio de óleo de 350 a 450 g.kg⁻¹, e a proporção de ácidos gordos insaturados no óleo é de aproximadamente 900 g.kg⁻¹ (Gugel & Falk, 2006). Importa referir ainda que, os altos teores de ácidos gordos insaturados tornam a secagem rápida do óleo de camelina, útil para a fabricação de polímeros, vernizes, tintas, cosméticos e produtos dermatológicos ecologicamente corretos (Zaleckas et al., 2012).

2.5. PRODUÇÃO DE CULTURAS ENERGÉTICAS EM SOLOS CONTAMINADOS COM METAIS PESADOS

2.5.1. PRINCIPAIS CONCEITOS

A necessidade de aumentar a produção alimentar, decorrente do aumento da população, fomenta a necessidade de utilizar cada vez mais solos com aptidão agrícola e promove os conflitos com a produção de culturas energéticas, remetendo estas últimas para a produção em solos marginais. Segundo Scheufele (2017), o termo biomassa (em termos de ecologia) refere-se ao total de matéria orgânica, animal ou vegetal, morta ou viva, de uma determinada comunidade ou ecossistema, ou seja, a massa de matéria orgânica que se acumula num espaço vital. Portanto, a maior procura deste recurso para a produção de energia, biocombustíveis e materiais de base biológica levou a vários conflitos na ocupação e uso do solo. Tanto que, várias organizações internacionais, instituições governamentais e investigadores, têm defendido e promovido a utilização de solos marginais para o cultivo de biomassa para fins energéticos (Pulighe et al., 2019).

Entretanto, esta procura, levou ao debate entre a ocupação de terrenos para produção de culturas alimentares em relação a produção de culturas energéticas, sendo que, aumentaram as preocupações ambientais, como é o caso do impacto no uso do solo e os efeitos das alterações e consequências indiretas da sua utilização, impacto nos recursos hídricos, biodiversidade e conservação de habitats, fazendo com que houvesse uma transição para a produção de culturas energéticas (Dauber et al., 2012; & Pulighe et al., 2019).

Os solos marginais surgem como a melhor alternativa para responder a este conflito. Produzir culturas energéticas em terrenos marginais pode trazer alguns benefícios, tais como a geração

de receita agrícola adicional, ou o melhoramento de serviços do ecossistema (Jiang et al., 2019), bem como o controlo da erosão do solo, o sequestro de carbono e respetivo armazenamento no solo, a absorção ou retenção de poluentes ou metais presentes no solo, entre outros (Blanco-Canqui, 2016).

2.6. CONTAMINAÇÃO DE SOLOS COM METAIS PESADOS

O solo é um sistema biogeoquímico complexo, com funções ecológicas, económicas, sociais e culturais, que desempenha um papel relevante para actividade humana e para a sobrevivência dos ecossistemas e da vida em geral. Situa-se entre o substrato rochoso e a superfície e é constituído por minerais, matéria orgânica, água, ar e organismos vivos (EP Solos & Sedimentos, 2012).

Segundo Alloway (1995), o solo é considerado um sistema heterogéneo complexo, sendo constituído por componentes orgânicos, minerais, gasosos e líquidos. Desempenha um papel importante na sustentabilidade do ecossistema terrestre, por servir de habitat para diversos organismos e por ser responsável pelo crescimento das plantas e reciclagem da biomassa por degradação microbiana.

Para Kabata-Pendias (2011), o solo é parte integrante da biosfera, consagrando-se como um sumidouro geoquímico de contaminantes, com capacidade de controlar o transporte de elementos e substâncias químicas para os restantes subsistemas terrestres. Das funções do solo, destacam-se a produção de biomassa; armazenamento, filtração e transformação de nutrientes, substâncias e água; reserva de biodiversidade; reservatório de carbono; fonte de matérias-primas; conservação do património geológico e arqueológico. O solo também possui uma grande variedade de organismos e microrganismos, sendo considerado um recurso natural de grande importância, que desempenha funções na superfície da terra como reator natural, suporte de infraestrutura e fonte de materiais não renováveis (Kabata-Pendias, 2011).

A poluição do solo ocorre quando existe predominância de um elemento ou substância em concentrações superiores às consideradas naturais, quer seja de origem natural ou derivada de atividades humanas, e com efeitos prejudiciais ao meio ambiente e aos seus componentes. Logo, um solo é considerado poluído quando existe uma concentração a partir da qual começa a afetar os processos biológicos (Kabata-Pendias, 2011 & Knox et al., 1999). Uma das maiores

preocupações ambientais prende-se com o surgimento de inúmeros problemas de contaminação do solo que podem ser associados a fatores como o enriquecimento químico natural, relacionado com processos geológicos naturais e a fatores de origem antropogénica, como práticas agrícolas incorretas, rejeição de efluentes industriais indevidamente tratados, deposição descontrolada de resíduos ou atividades extrativas.

Diversos estudos vêm sendo desenvolvidos com o objetivo de conhecer as dinâmicas dos contaminantes no solo. Dentre estes, encontramos com maior destaque os metais pesados que vêm sendo intensamente estudados. Os metais pesados são componentes naturais da crosta terrestre e, em conjunto com outros elementos, fazem parte da estrutura cristalina das rochas (Kabata-Pendias, 2011). A presença de metais no solo constitui um fator de risco devido a algumas características próprias que estes apresentam, tais como a sua toxicidade, persistência, bioacumulação, sendo, por isso, considerados como um dos mais perigosos poluentes. A sua deposição pode degradar as propriedades do solo, assim como afetar o desenvolvimento e a produtividade das culturas (Wang et al., 2018).

Segundo Li et al. (2014), a poluição por metais pesados é persistente e irreversível, degradando a qualidade atmosférica, dos corpos de água e das culturas alimentares, ameaçando a saúde e o bem-estar dos animais e dos seres humanos ao longo das cadeias alimentares.

A contaminação por metais pesados é uma das mais preocupantes, pois estes não se degradam, podendo permanecer no ambiente durante centenas de anos, afetando a vegetação, os animais e os seres humanos. Neste contexto, o solo tende a ser um depósito para a maior parte dos poluentes, agindo como um filtro para proteger a água subterrânea da poluição e um birreator no qual muitos poluentes orgânicos podem ser decompostos.

2.6.1. A PROBLEMATICA DA CONTAMINAÇÃO DE SOLOS COM CÁDMIO

O cádmio (Cd) é um elemento químico pertencente ao grupo de metais. Possui número atômico 48 e seu símbolo químico é Cd. É tóxico, de aparência metálica e relativamente raro. De cor branco-prateado, com reflexos azulados, maleável, dúctil e macio, a ponto de poder ser cortado com uma faca normal (environmentchemistry.com). É mais móvel no ambiente aquático que a maioria dos outros metais pesados e pode ser removido da água por precipitação, por adsorção ou por complexação com a matéria orgânica (Anjos, 2003).

O Cd ocorre naturalmente nos solos, como resultado do desgaste da rocha-mãe. As rochas sedimentares apresentam as maiores gamas de Cd sendo as maiores concentrações encontradas em depósitos de solos com fosfato e xisto (Alloway, 1995). A contribuição das fontes antropogénicas de Cd é significativa para o enriquecimento deste metal no solo (Alloway, 1995). O Cd é, também, um constituinte dos fertilizantes fosfatados, sendo estes uma fonte de contaminação nos solos, em especial em solos utilizados para agricultura (Alloway, 1995).

Segundo McGrath e Fleming (2006), os níveis de Cd nos solos europeus são caracterizados por uma distribuição irregular em todo o continente. A maior região com alta concentração de Cd está na faixa irlandesa de calcário de xisto e as concentrações mais baixas de Cd encontra-se na Bulgária, Portugal e nos países escandinavos. O Cd é um elemento bastante presente em algumas áreas da Europa e, como todos os outros metais pesados, tem um forte impacto na saúde humana, causando, entre outros, efeitos cancerígenos, fraturas ósseas, malformações, complicações cardiovasculares ou hipertensão (Klasseen et al., 2009).

Pequenas quantidades de Cd são lançadas para o meio ambiente por fontes naturais, através das rochas, incêndios florestais e vulcões, mas, a maior contribuição deve-se às atividades antrópicas como queima de carvão mineral, resíduos industriais e domésticos e em processos de mineração e refinação de metais. Outra fonte importante de contaminação é a incorporação de fertilizantes contaminados por Cd (Cardoso & Chasin, 2001).

O Cd encontra-se presente no solo, em solução, sobre a forma de catião divalente, Cd^{2+} (espécie mais tóxica do Cd), sendo conhecido por formar iões complexos com o cloro, grupo hidroxilo, bicarbonato e sulfato. A adsorção do Cd no solo depende fortemente do valor de pH, sendo que a mobilidade deste metal diminui com o aumento da alcalinidade (Alloway, 1995b). A quantidade de matéria orgânica do solo também influencia a mobilidade do Cd no solo. Outro fator bastante importante na mobilidade do Cd no solo é a presença de óxidos de ferro e manganês (Alloway, 1995b).

2.6.2. A PROBLEMATICA DA CONTAMINAÇÃO DE SOLOS COM NÍQUEL

O níquel (Ni) é o 24º metal mais abundante na crosta terrestre. É um metal prateado, brilhante, razoavelmente duro, podendo ser facilmente forjado e soldado, apresenta uma boa condutividade térmica e elétrica (Nascimento, 2008). O Ni ocorre naturalmente nos solos

devido ao desgaste da rocha-mãe. As maiores concentrações deste metal são encontradas em rochas ígneas com concentrações mais baixas em rochas sedimentares, incluindo xistos, argilas, calcários e arenitos (McGrath, S.P., 1995). A geologia do solo nas camadas subjacentes e os processos de formação do solo influenciam fortemente a concentração de Ni nos solos. Estes apresentam maiores concentrações de Ni em argilas e siltes comparativamente a areias e turfas (McGrath, 1995). No solo, o níquel é um elemento influenciado pelo pH, a disponibilidade do mesmo diminui com a elevação desse indicador. Forma complexos com matéria orgânica, óxidos amorfos e frações de argila, sendo que a matéria orgânica tem a capacidade de o tornar imóvel, devido à eficácia de absorção do metal (Berton, 1992).

As fontes que contribuem para o aumento da concentração de Ni libertado pelo homem, incluem o processamento de metais, deposição atmosférica oriunda da queima de óleos e combustíveis fósseis, incineração de resíduos, mineração, produção e utilização de fertilizantes fosfatados, aplicação de lamas de águas residuais no solo, produção de ligas metálicas ou deposição de resíduos industriais ricos em Ni (Duarte & Pasqual, 2000).

O Ni apresenta uma forte ligação reativa com o ar ambiente, podendo inflamar espontaneamente, além de ser resistente ao processo de corrosão tanto pela água quanto pelo ar, em condições ambientais normais (ATSDR, 2005).

Os metais pesados estão presentes no solo numa grande variedade de formas, cada uma delas com um grau de disponibilidade para as plantas e de mobilidade vertical no perfil do solo. Por isso, têm-se envidado esforços no sentido de quantificar os metais compartimentados nas diferentes frações do solo (Ross, 1994). O comportamento destes metais é controlado por atributos físicos, químicos e mineralógicos que definem as suas diversas formas (solúvel, precipitado, complexado e adsorvido) (Kabata-Pendias; 2001; Fontes et al., 2001), sendo o pH o fator mais importante que determina a distribuição de Ni entre a fase sólida e a solúvel do solo, no qual a disponibilidade deste elemento está diretamente relacionada com o potencial hidrogeniônico (Uren, 1992).

No solo, o Ni é pronta e rapidamente absorvido pelas plantas na forma de Ni^{2+} (Adriano, 2001), deslocando-se pelo xilema na forma iônica ou pode ser complexado com ácidos orgânicos (cítrico e málico) (Yang et al., 1997) em valores de pH superiores a 5, em grupos de aminoácidos, como a histidina, em valores de pH superiores a 6,5 (Brown, 2006), mas também é móvel no floema e em casos de deficiência, de modo que sua redistribuição ocorre de forma rápida (Mishra & Kar, 1974).

2.6.3. FITORREMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS COM METAIS PESADOS

Nos últimos anos, a biotecnologia, baseada na fitorremediação, tem-se apresentado como uma boa alternativa, apresentando como principal vantagem a sua capacidade de empregar plantas capazes de desintoxicar ambientes degradados e/ou poluídos (Dinardi et al., 2003). Esta técnica tem como objetivo a descontaminação de solo e água, utilizando as plantas como agente de descontaminação. Após extrair o contaminante do solo, a planta armazena-o na sua estrutura, podendo metabolizá-lo ou, em alguns casos, transformá-lo em produtos menos tóxicos ou mesmo inócuos (Pires et al., 2001). A utilização da fitorremediação é baseada na seletividade, natural ou desenvolvida, que algumas espécies exibem a determinados tipos de compostos ou mecanismos de ação (Soares et al., 2005). É utilizado também para referenciar a ação realizada por plantas suscetíveis de remediar um meio contaminado, com espécies que apresentem capacidade para remover poluentes do ambiente (Vamerali et al., 2010).

A fitorremediação tem despertado grande interesse, sendo considerada como uma das melhores técnicas, devido à sua capacidade de remediar solos contaminados por metais pesados (Accioly & Siqueira, 2000). A eficiência da fitorremediação dependerá das características do solo, do contaminante em questão e da planta. A área a ser tratada por fitorremediação deverá ser propícia ao crescimento de plantas e o elemento no solo deve estar em formas disponíveis para a absorção pelas raízes. No caso dos metais, esta técnica é bastante promissora, por apresentar diversas vantagens, como a possibilidade de aplicação em áreas extensas, o baixo custo, para além de promover a redução da erosão e da lixiviação dos contaminantes.

A planta usada no processo de fitorremediação deve ser não apenas tolerante ao contaminante, mas também capaz de absorver e acumular grandes quantidades do mesmo na sua biomassa. Importa referir que a produção de biomassa na parte aérea é outro atributo importante a ser considerado. Infelizmente, a maioria das plantas identificadas como hiperacumuladoras de metais possui uma baixa produção de biomassa (Gonzaga et al, 2008).

Deste modo, percebe-se que a fitorremediação para além de ser uma tecnologia emergente que explora o potencial genético de espécies de plantas selecionadas para remover, degradar, metabolizar ou imobilizar uma ampla gama de contaminantes, é uma técnica promissora que utiliza sistemas vegetais para recuperar águas e solos contaminados por poluentes orgânicos ou

inorgânicos, entre eles os metais pesados. Esta técnica é teoricamente preferível e amplamente aceita, tendo sido intensivamente estudada em termos de viabilidade (Liu et al., 2018).

A fitorremediação abrange diversas técnicas e aplicações, as quais diferem no processo pelo qual as plantas podem imobilizar, remover ou degradar os contaminantes (Khalid et al., 2017). Nestas estratégias, incluem-se a fitoextração, a fitodegradação, a rizofiltração, a fitoestabilização e a fitovolatilização (Sherameti & Varma, 2010). A Tabela 2-2 descreve cada uma destas tecnologias.

Tabela 2-2: Classificação da técnica de fitorremediação

TECNOLOGIA	DESCRIÇÃO	FONTES
Fitoextração	- Envolve a absorção dos contaminantes pelas raízes, os quais são nelas armazenados ou são transportados e acumulados nas partes aéreas. - Consiste no cultivo de plantas que são selecionadas pela sua capacidade de concentrar contaminantes removidos do solo nos seus tecidos. - Utiliza plantas chamadas hiperacumuladoras, que tem a capacidade de armazenar altas concentrações de metais específicos.	(Mcgrath, 1998) (Sherameti & Varma, 2010)
Fitoestabilização	- O contaminante é imobilizado, limitando a sua difusão no solo, através de uma cobertura vegetal. - Baseia-se na produção de compostos químicos pela planta para imobilizar os contaminantes na interface raízes/solo. - Consiste na imobilização dos contaminantes no sistema radicular das plantas através de absorção e adsorção nas raízes, reduzindo a sua mobilidade no solo e limitando, desta maneira, a biodisponibilidade.	(Cunningham et al., 1996) (Meers & Tack, 2010) (Cristaldi et al., 2017; Mahar et al., 2016)

	- A introdução de determinadas culturas permite induzir alterações na composição química do solo, facilitando a imobilização dos contaminantes.	
Fitoestimulação	- Usa raízes em crescimento (extremidades e ramificações laterais), promovendo a proliferação de microrganismos degradativos na rizosfera, usando os metabolitos exudados da planta como fonte de carbono e energia.	(Miller, 2001)
Fitovolatilização	- As plantas absorvem os contaminantes do solo, convertendo-os, posteriormente, em compostos voláteis no seu interior, acabando por libertá-los na atmosfera através da transpiração. - Uma das vantagens desta técnica é a possibilidade de conversão dos contaminantes em substâncias menos tóxicas, como resultado da modificação metabólica a que foram sujeitos. - Este mecanismo ocorre para compostos orgânicos, em que alguns iões de elementos dos grupos II, V e VI são absorvidos pelas raízes, convertidos em formas não tóxicas e depois liberados na atmosfera.	(Ashraf et al., 2019; Khalid et al., 2017) (Brooks, 1998)
Fitodegradação	- Os contaminantes orgânicos são degradados ou mineralizados dentro das células vegetais por enzimas específicas produzidas pelas plantas. - Só pode ser utilizada no caso de contaminantes degradáveis, pelo que tem uma aplicabilidade limitada na remediação de solos contaminados com metais pesados.	(Meers & Tack, 2010)
Rizofiltração	- Emprega plantas terrestres para absorver, concentrar e/ou precipitar os contaminantes de um meio aquoso, particularmente metais pesados ou elementos radiativos, através do seu sistema radicular.	(Glass, 1999)

2.6.3.1. VANTAGENS DAS TÉCNICAS DE FITORREMEDIAÇÃO

As técnicas de fitorremediação apresentam algumas vantagens, nomeadamente:

- São efetivas para um vasto leque de compostos químicos.
- Algumas plantas possuem a capacidade para reter metais nas suas raízes e como estas ficam saturadas com contaminantes metálicos podem ser colhidas.
- Plantas com características de hiperacumulação podem remover e reter grandes quantidades de contaminantes metálicos do solo (FRTR, 2013).
- A técnica emprega as mesmas técnicas e equipamentos utilizados na agricultura e silvicultura convencionais (Andrade et al., 2007).

2.6.3.2. DESVANTAGENS DAS TÉCNICAS DE FITORREMEDIAÇÃO

Contudo apresentam também algumas desvantagens, entre as quais se destaca:

- A profundidade da zona a remediar é determinada pelas plantas utilizadas, sendo que, em alguns casos, estas técnicas de remediação limitam-se a solos superficiais;
- Elevadas concentrações de materiais perigosos podem ser tóxicas para as plantas;
- Estas técnicas estão dependentes das condições do solo e das condições climáticas, que podem afetar o sucesso do cultivo das plantas;
- Podem ser técnicas sazonais, dependendo da localização do solo contaminado;
- Podem ocorrer processos de dispersão dos contaminantes do solo para o ar;
- Os produtos finais originados podem ser mobilizados nas águas subterrâneas ou bioacumulados nos seres vivos;
- Possuem as mesmas limitações de transferência de massa como as outras técnicas biológicas;
- Não são eficazes para contaminantes fortemente e fracamente adsorvidos (FRTR, 2013).

CAPÍTULO 3:

MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia utilizada para avaliar a produtividade e as características da camelina, cultivada em solos contaminados com metais pesados, como forma a avaliar a sua capacidade de fitorremediação, teve por base a realização de ensaios em vasos, nos quais foram testadas diferentes concentrações de Ni e de Cd, possibilitando, assim, uma investigação do potencial da cultura para a descontaminação de terrenos.

3.1. METODOLOGIA USADA NA CARACTERIZAÇÃO DO SOLO

Um dos objetivos do presente estudo é compreender de que modo o crescimento de culturas energéticas poderia contribuir para a descontaminação de solos contaminados com metais pesados. Com isso, foram efetuadas análises a amostras de controlo, nas quais o solo não havia sido previamente contaminado (controlo), para, posteriormente, se realizarem os mesmos testes ao solo com presença de metais pesados (Ni e Cd).

A recolha de solos foi efetuada numa das áreas do Campus Universitário da UNL-FCT, perto do edifício departamental, usando alguns materiais, como pás, enxadas e vasos (Figura 3-1). o solo recolhido foi submetido a um processo de crivagem, antes da sua colocação nos vasos para o ensaio.



Figura 3-1: Processo de colheita do solo

Sendo o solo constituído por um sistema físico-químico heterogéneo, a determinação exata da capacidade de troca é praticamente impossível, pois os resultados obtidos são influenciados por diversos parâmetros do método de determinação: natureza e concentração do ião trocante, pH da solução, temperatura, etc. (Tedesco, 1995). A Tabela 3-1 mostra-nos o conjunto de vários parâmetros e as respetivas metodologias usadas nas determinações analíticas das amostras de solo de cada vaso.

Tabela 3-1: Métodos analíticos usados na caracterização do solo

Parâmetros	Métodos
Humidade	Perda de peso após secagem a $105 \pm 2^{\circ}\text{C}$ (4h), repetida até peso constante, expressa em relação à amostra húmida (NP-84, 1965).
Carbono orgânico	Método Walkley-Black (Walkley & Black, 1934).
pH	Determinação efetuada por potenciométrica com elétrodo de vidro, numa suspensão de terra em água destilada na razão de 1/2.5 (Baize, 2000).
Condutividade	Determinação efetuada com um condutivímetro, numa suspensão de terra em água destilada na razão de 1/2.5 (Baize, 2000).
Capacidade de Troca Catiónica	Determinação pelo método de Chapman a pH 7 com NH_4OAc 1M (Ross & Ketterings, 2011).
Azoto Total	Digestão a quente com HNO_3 e HCl . Determinação do teor de azoto no digerido (Watts & Halliwell, 1996).
Fosfatos Extraíveis	Extração com NaHCO_3 0,5M, na razão L/S igual a 200 (Olsen et al., 1954). Determinação dos fosfatos no extrato filtrado, por espectrofotometria de absorção molecular, através da formação de um complexo corado com uma solução de molibdato de amónio, na presença de ácido ascórbico e de tartarato de potássio e antimónio (Watanabe & Olsen, 1965).
Nitratos, nitritos	Os nitratos são reduzidos a nitritos com a adição de pó de zinco. Os nitritos são determinados por espectrofotometria de absorção molecular, através da formação de um complexo corado vermelho-púrpura, pela combinação do ácido sulfanílico diazotado com NED (Jenkins et al., 1996).
Fósforo Total	Digestão a quente com HNO_3 e H_2SO_4 . Determinação dos fosfatos no digerido (Watts & Halliwell, 1996).

O ensaio foi iniciado em novembro de 2018 e realizado em vasos de 30 cm de diâmetro e com uma área de cerca de 0,071 m². O ensaio decorreu no interior do campus da FCT/UNL, abrigado da precipitação, mas exposto à radiação solar. A terra utilizada foi previamente colhida numa área situada no interior do campus da FCT/UNL, tendo sido submetida a uma crivagem, com malha de 10 mm, antes de ser introduzida nos vasos para o ensaio.

A sementeira das duas variedades de camelina foi efetuada após o enchimento dos vasos com 12 kg de terra. Após a germinação das sementes, procedeu-se à fertilização da terra nos vasos: 3 g N.m⁻² (ureia, 46% N); 3 g N.m⁻² (mistura nitrolusal, NH₄NO₃+CaCO₃, 27% N); 17 g K₂O.m⁻² (sulfato de potássio, 51% K₂O); 26 g P₂O₅.m⁻² (superfosfato, 18% P₂O₅). Cada grupo de vasos foi contaminado artificialmente com um dos seguintes metais pesados: Cd e Ni.

As concentrações dos contaminantes foram escolhidas com base nos limites estabelecidos pelo Decreto-Lei 276/2009 (Legislação portuguesa que estabelece os limites para a incorporação de lamas contaminadas em solos agrícolas), sendo que esta contaminação foi efetuada utilizando a concentração limite e o dobro do limite permitida por lei para solos com pH superior a 7, ou seja, Cd: 4 mg.kg⁻¹ e 8 mg.kg⁻¹; Ni: 110 mg.kg⁻¹ e 220 mg.kg⁻¹ de matéria seca, respetivamente (Decreto-Lei n.º 276/2009, 2009).

Paralelamente, também foram realizados ensaios de controlo, sem contaminação, para ambas as variedades, de modo a comparar a produtividade e a qualidade da biomassa através dos resultados obtidos nas condições de contaminação e os verificados nas condições de solo não contaminado. Os ensaios foram realizados em triplicado para cada uma das concentrações dos metais pesados em estudo e para o controlo, perfazendo um total de 30 vasos. Todos os vasos foram irrigados artificialmente utilizando água da rede de abastecimento de FCT/UNL, com o objetivo de evitar o stress hídrico. A Figura 3-2 ilustra a montagem do ensaio.

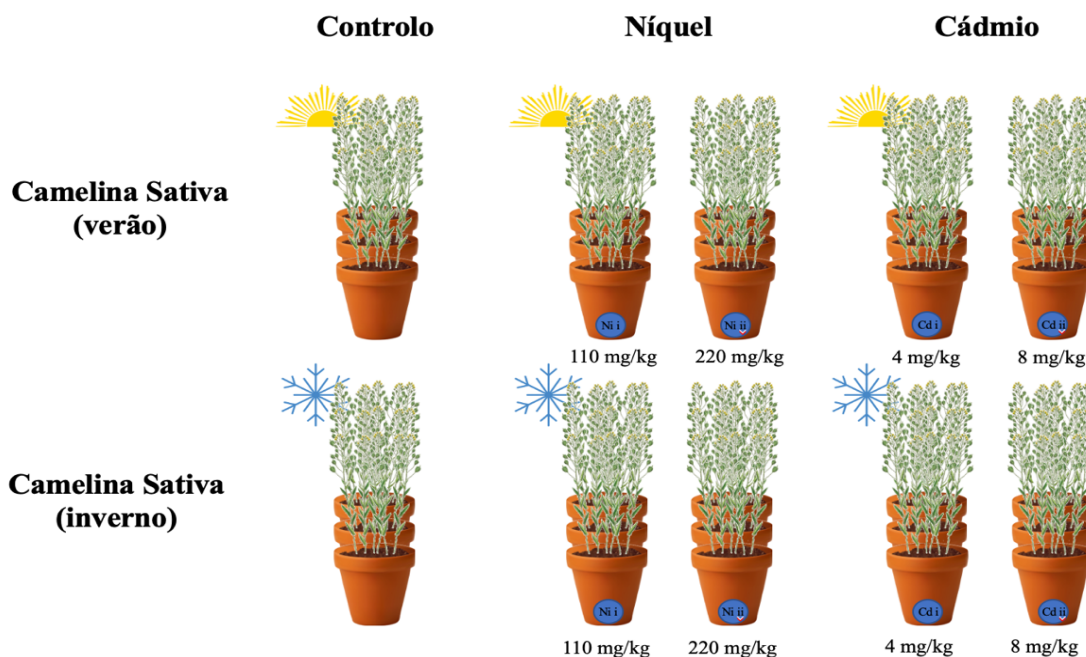


Figura 3-2: Esquema da montagem do ensaio de fitorremediação

Após o estabelecimento das plantas, procedeu-se à contaminação artificial dos solos com os metais em estudo, de forma a atingir os valores de concentração de metais pesados definidos para o ensaio. Assim, colocaram-se as seguintes quantidades em cada vaso:

- Níquel I: 110 mg.kg⁻¹ (Ni), utilizando o sal Ni (NO₃)₂
- Níquel II: 220 mg.kg⁻¹ (Ni), utilizando o sal Ni (NO₃)₂
- Cádmio I: 4 mg.kg⁻¹ (Cd), utilizando o sal Cd (NO₃)₂
- Cádmio II: 8 mg.kg⁻¹ (Cd), utilizando o sal Cd (NO₃)₂

No fim do ciclo vegetativo (Maio de 2019), as plantas foram colhidas (Figura 3-3), tendo o cuidado de registar a produtividade (de raízes, caules, folhas, siliquas e a biomassa aérea) em massa fresca e seca, após secagem na estufa de marca: Selecta, modelo: 207, número: 149006, V: 220, W: 280, a temperatura de 60 ± 5°C (até massa constante). A massa seca de biomassa foi depois caracterizada em termos de teor de cinzas, azoto, fósforo e o teor nos metais Cd e Ni.



Figura 3-3: A - Sementeira e B - *Camelina* antes da colheita na UNL-FCT, Edifício Departamental

3.2. METODOLOGIA USADA NA CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA

A análise da produtividade e da composição da biomassa em estudo é importante porque nos ajuda a perceber a influência que os metais pesados presentes no solo podem ter na qualidade da biomassa obtida.

Após a colheita e separação das estruturas integrantes de cada variedade, a etapa seguinte consistiu na determinação da massa húmida das amostras (de cada fração) por vaso, onde se fez a pesagem e depois a secagem em estufa (Figura 3-5) a 70 °C (durante 8 h ou até massa constante). Depois das amostras terem sido retiradas da estufa, foi determinada a massa seca através de nova pesagem.



Figura 3-4: Separação das diferentes frações (raízes, caules, siliques e folhas)

A secagem da biomassa e a respetiva pesagem, descritas anteriormente, permitiu a determinação da produtividade, expressa em g/m^2 , das diferentes estruturas das duas variedades da camelina em estudo. A produtividade aérea total foi calculada através do somatório das produtividades dos caules, das folhas e das siliquas.



Figura 3-5: Processo de secagem da biomassa fresca na estufa

Após a secagem, a biomassa foi moída e armazenada em sacos de plástico devidamente identificados (Figura 3-6) para posterior determinação dos parâmetros identificados.



Figura 3-6: Armazenamento da biomassa seca em sacos de plástico

Foi realizada a caracterização físico-química da camelina (Tabela 3-2) por fração da planta.

Tabela 3-2: Parâmetros físico-químicos avaliados por estrutura da camelina e a sua respetiva metodologia

Parâmetro	C	F	R	S	Metodologia
Humidade	•	•	•	•	Perda de peso após secagem a $105 \pm 2^{\circ}\text{C}$ (2h), repetida até peso constante, expressa em relação à amostra húmida (AOAC, 1990).
Cinzas	•	•	•	•	Resíduo mineral obtido após incineração a $550 \pm 50^{\circ}\text{C}$ (3h) (AOAC, 1990).
Azoto Total	•	•	•	•	Método Kjeldahl: Mineralização com H_2SO_4 , destilação e titulação do destilado com H_2SO_4 0,02N (Watts & Halliwell, 1996).
Fósforo Total	•	•	•	•	Digestão a quente com HNO_3 e H_2SO_4 (Watts e Halliwell, 1996). Determinação dos fosfatos no digerido, por espectrofotometria de absorção molecular, através da formação de um complexo corado com uma solução de molibdato de amónio, na presença de ácido ascórbico e de tartarato de potássio e antimónio (Watanabe e Olsen, 1965).
Ni e Cd	•	•	•	•	Mineralização das amostras por via seca (incineração em mufla a $550 \pm 50^{\circ}\text{C}$) e dissolução das cinzas com ácido nítrico (Vandecasteele & Block, 1993). Determinação dos metais, nos extratos, por espectrofotometria de absorção atómica.

Legendas: C- Caules F – Folhas R – Raízes S - Siliquas

A digestão dos metais foi efetuada com ácido nítrico. Este ácido possibilita o ataque oxidativo a metais que não se dissolvem em HCl (Vandecasteele & Block, 1993). Foram feitas análises, usando um protocolo destinado a este tipo de testes.

CAPÍTULO 4:

RESULTADOS EXPERIMENTAIS E DISCUSSÃO

4.1. CARACTERIZAÇÃO DO SOLO

Os resultados das propriedades físicas e químicas do solo recolhido e utilizado nos ensaios em estudo, antes de ser efetuada a contaminação com níquel e cádmio, estão apresentados na Tabela 4-1.

Tabela 4-1: Caracterização inicial do solo utilizado nos ensaios

Parâmetros	Resultado	Expressão de resultados
Humidade	$7,7 \pm 0,7$	%
Carbono orgânico	$3,1 \pm 0,5$	g C.kg^{-1}
pH	$7,66 \pm 0,04$	Escala de Sorensen
Condutividade	$0,100 \pm 0,005$	dS.cm^{-1}
Capacidade de troca catiónica	$9,3 \pm 0,6$	cmol.kg^{-1}
Azoto total	$0,29 \pm 0,00$	g.kg^{-1}
Fosfatos extraíveis	25 ± 2	mg.kg^{-1}
Fósforo total	$0,70 \pm 0,12$	g.kg^{-1}
Na	$1,50 \pm 0,07$	g.kg^{-1}
K	$2,1 \pm 0,4$	g.kg^{-1}
Ca	43 ± 5	g.kg^{-1}
Mg	$1,99 \pm 0,05$	g.kg^{-1}
Ni	$8,44 \pm 0,10$	mg.kg^{-1}
Cd	<LD	mg.kg^{-1}

Olhando a Tabela 4-1, verifica-se que o solo utilizado no ensaio é ligeiramente alcalino e, normalmente, este tipo de solos, apresenta um teor em carbono orgânico reduzido e também uma reduzida capacidade de troca catiónica. Sendo que, o pH destes solos favorece o aparecimento de elementos nocivos ao crescimento e desenvolvimento das plantas, além de reduzir a disponibilidade de muitos nutrientes presentes na solução do solo.

4.2. CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA

Neste ponto são apresentados e discutidos os resultados obtidos na caracterização da biomassa das duas variedades (verão e inverno) da camelina. Esta caracterização é fundamental para perceber qual foi a resposta desta cultura à presença de diferentes níveis de contaminação com Ni e Cd.

4.2.1. ANÁLISE DA PRODUTIVIDADE

Analisar a produtividade de diferentes variedades de culturas oleaginosas é muito importante para identificar as condições que afetam o seu crescimento e a partir destes ensaios pode-se identificar as variedades que são mais tolerantes a metais pesados.

A produtividade foi estudada separadamente, para as frações aéreas e subterrâneas da planta, tendo em conta a produtividade das raízes, caules, folhas, síliquas e da biomassa aérea.

Tabela 4-2 Produtividade da *Camelina sativa* (verão) nos ensaios contaminados com níquel e cádmio

Camelina sativa verão (Produtividade (g.m ⁻²))						
Ensaio		Raiz	Caules	Folhas	Síliquas	Biomassa aérea
Controlo	Média	1,80	91,0	25,0	14,0	125
	Erro Padrão	0,80	46,0	10,0	9,0	63
Ni I	Média	3,30	77,0	41,0	23,0	142
	Erro Padrão	1,20	10,0	8,0	3,0	18
Ni II	Média	1,00	49,0	31,0	4,70	84
	Erro Padrão	0,60	25,0	8,0	2,40	32
Cd I	Média	0,70	47,0	33,0	1,50	82
	Erro Padrão	0,50	21,0	23,0	0,20	43
Cd II	Média	0,79	27,0	19,0	0,19	47
	Erro Padrão	0,33	6,0	6,0	0,05	12

Pelos resultados apresentados na Tabela 4-2, verifica-se que, genericamente, o controlo apresenta maiores valores de produtividade para todas as estruturas. Todavia, a contaminação mais baixa de Ni apresentou resultados de produtividade acima do controlo para raízes, folhas e síliquas, mas inferior para os caules. Estes resultados são interessantes pois poderão indicar que, na presença de baixas concentrações de Ni, a camelina tende a aumentar a produção de raízes, folhas e síliquas como mecanismo de proteção para garantir a continuidade da espécie.

A produtividade dos caules resultou numa típica curva dose-resposta, onde o aumento da concentração de metal originou uma diminuição da produtividade. Quando a comparação é feita entre contaminações, verifica-se que, genericamente, o Cd é mais tóxico que o Ni, pois, na presença daquele metal, as produtividades obtidas são inferiores ao segundo em todas as estruturas. As síliquas e os caules são, do ponto de vista da bioenergia, as estruturas mais importantes pois a primeira é a fonte de óleo e a segunda, a fonte de celulose. A presença de Cd no solo inibe a produção de síliquas ao ponto da cultura se tornar inviável para bioenergia.

A produtividade dos caules também é seriamente afetada, cindo para metade, quando comparada com a produtividade do controlo.

Tabela 4-3: Produtividade da *Camelina sativa* (inverno) nos ensaios contaminados com níquel e cádmio

Camelina sativa inverno (Produtividade (g.m ⁻²))						
Ensaio		Raiz	Caules	Folhas	Síliquas	Biomassa aérea
Controlo	Média	2,30	66,0	42,0	2,10	109
	Erro Padrão	1,60	44,0	21,0	0,90	66
Ni I	Média	5,70	75,0	77,0	8,80	160
	Erro Padrão	1,50	22,0	12,0	4,20	37
Ni II	Média	2,10	44,0	59,0	3,00	107
	Erro Padrão	0,80	14,0	9,00	1,40	21
Cd I	Média	1,60	35,0	39,0	0,00	74
	Erro Padrão	0,40	12,0	10,0	0,00	21
Cd II	Média	0,80	19,0	19,0	0,00	37
	Erro Padrão	0,40	12,0	10,0	0,00	21

A Tabela 4-3, mostra aos resultados obtidos na variedade de inverno. Apesar do controlo e da contaminação com Ni, se revelarem exatamente com o mesmo padrão da variedade de verão para todos os parâmetros, com valores bastantes altos, na situação de contaminação com Cd é completamente diferente, devendo notar-se que os resultados foram muito baixos, tanto que não produziu síliquas. Assim, verifica-se que a variedade de inverno é muito mais suscetível à presença de Cd do que a variedade de verão.

4.2.1.1. PRODUTIVIDADE DA BIOMASSA AÉREA

A análise às produtividades da biomassa aérea da camelina está representada na Figura 4-1. No seguimento das análises feitas anteriormente para a produtividade das raízes, caules, folhas e síliquas, verifica-se que, quando considerada a biomassa aérea, existem comportamentos

diferentes para cada uma das variedades e suas respectivas contaminações. A produtividade da biomassa aérea permite uma análise mais aprofundada do rendimento das frações das plantas, isto porque, encontram-se abordadas todas as frações estudadas no decorrer da pesquisa até ao momento.

Assim sendo, e fazendo uma análise geral, pode verificar-se a partir da Figura 4-1, que os resultados alcançados de produtividade da biomassa aérea foram bastante positivos. Além disto, observa-se que praticamente na totalidade dos tipos e níveis de contaminação os rendimentos da variedade de verão e de inverno foram variados, visto que, em alguns casos as de verão aparentam que apresentaram resultados superiores e outros baixos e o mesmo aconteceu em outros casos aos da variedade de inverno.

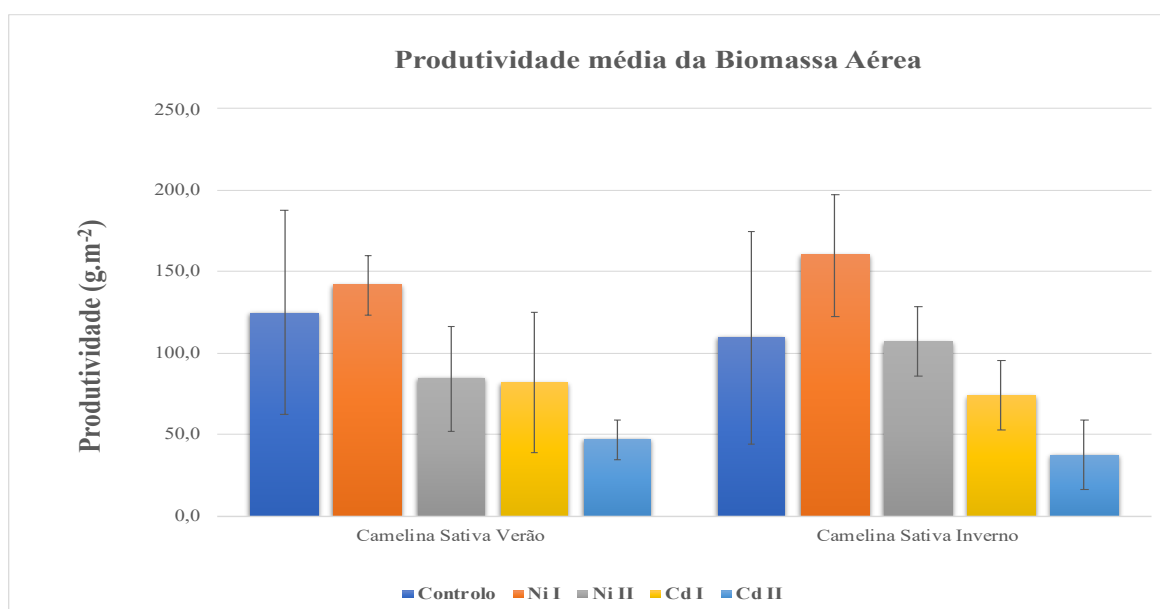


Figura 4-1: Produtividade média da Biomassa aérea da *Camelina sativa* (verão e inverno) para cada tipo de contaminação (face a cada controlo).

Na variedade de verão, pode verificar-se pelos resultados que a produtividade da biomassa aérea apresentou algumas disparidades, mas que as diferenças não foram muito altas em alguns casos, tanto na situação do controlo e assim como pelos níveis de contaminações. No que diz respeito ao ensaio de controlo, foi obtido um valor de produtividade de 125 g.m⁻², mas na situação de contaminação com Ni apresentou-se uma produtividade de 141,1 e 84,3 g.m⁻², respetivamente para os dois níveis de contaminação. Quanto à contaminação com o Cd, as concentrações foram 82,1 e 46,78 g.m⁻², respetivamente.

Em relação a variedade de inverno, foi possível notar que de acordo com os resultados aparentam que houve pequenas diferenças nos resultados, mediante a produtividade da

biomassa aérea, visto que as diferenças são bastante reduzidas e estatisticamente não são significativas. Entretanto, na situação de controlo foi obtido como resultado da análise um total de 109,4 g.m⁻². Quanto à contaminação com Ni, foi possível verificar que, em ambos os casos, a produtividade da biomassa aérea na variedade de inverno, apresentaram os seguintes valores 160,2 e 106,9 g.m⁻², respetivamente. Para a contaminação com o Cd na variedade de inverno, a produtividade da biomassa aérea apresentou os seguintes valores 74,1 e 37,3 g.m⁻², para os níveis I e II, respetivamente. Sendo este resultado, especificamente no nível II da contaminação com Cd foi o valor que aparenta que foi inferior.

Comparando ambas as variedades, se olharmos na situação do controlo, nota-se que não há diferença estatisticamente significativa em ambas variedades. Com isso, seria de esperar uma maior regressão da produtividade da biomassa aérea, em ambas as variedades submetidas ao dobro de contaminação, facto que não se verificou nas variedades em estudo. Do ponto de vista da contaminação com Ni I, a variedade de inverno aparenta que atingiu, melhores valores de produtividade (160,2 g.m⁻²) do que a de verão (141,1 g.m⁻²). Contudo, aquando da presença de Ni II, a variedade de inverno aparenta que apresentou valores mais elevados de produtividade aérea de biomassa (106,9 g.m⁻²), em comparação com a variedade de verão (84,3 g.m⁻²), mas que as diferença não são estatisticamente significativas.

Em relação à contaminação com Cd, as variedades de verão dão a entender que apresentou resultados maiores (82,1 e 46,78 g.m⁻²), aquando comparadas com a de inverno que aparentam que se apresentou com resultados mais baixos (74,1 e 37,3 g.m⁻²), mas que as diferença não são estatisticamente significativas. Isto explica-se no facto de esta variedade de verão apresentar maiores diferenças na variação das concentrações dos metais, enquanto a variedade de inverno, embora com produtividades que aparentam que seja mais baixa, apresentou valores menores entre os dois níveis de contaminação a que foram sujeitas, ou seja, a diferença dos valores é quase a duplicar.

Com isso, podemos concluir que as produtividades de biomassa aérea de ambas as variedades sugerem que foram, no geral, mais elevadas, apesar da contaminação com Cd II aparentar que tenha sido um pouco baixa, e que talvez tenha afetado a cultura porque grande parte desta produtividade deve-se às folhas, que não são utilizadas para bioenergia. É importante perceber que a aglomeração de contaminantes na biomassa aérea pode causar uma depreciação na qualidade do material para processamento, limitando assim o seu uso industrial, tendo em conta

o seu nível de contaminação por metais pesados (Barbosa et al., 2019). Finalmente, nota que não há diferenças estatisticamente significativa entre variedades para todas as contaminações, o que significa que ambas as variedades tiveram um comportamento semelhante quando expostas às mesmas condições. Desta feita, os resultados acabam concluindo um dos objetivos deste estudo, que era para avaliar a produtividade da cultura em solos contaminados por Ni e Cd.

4.2.1.2. PRODUTIVIDADE DAS RAÍZES

Os dados apresentados das produtividades das raízes obtidos ao longo do ciclo de crescimento das espécies de camelina encontram-se representados na Figura 4-2, na qual é possível efetuar uma comparação do rendimento da cultura mediante o tipo de contaminação a que foi sujeita.

No que diz respeito ao ensaio de controlo, foi possível verificar que as duas variedades de camelina apresentam resultados de produtividade estatisticamente semelhantes, com valores de 1,8 e 2,3 g.m⁻², para as variedades de verão e inverno, respetivamente. Quer nos vasos contaminados com Ni, quer nos vasos contaminados com Cd, observou-se o mesmo padrão entre as duas variedades, ou seja, as variedades de inverno aparentam que seja mais produtiva do que a de verão.

Verifica-se que as contaminações com níquel dão a entender que não afeta a produtividade das raízes, mas, de forma contrária, a contaminação com cádmio afeta significativamente a produtividade das raízes, sobretudo na variedade de verão, tendo-se verificado uma perda face ao controlo. No caso da contaminação com Ni I, as contaminações apresentaram comportamentos diferentes, sendo que a variedade de Inverno refletiu um valor de produtividade (5,7 g.m⁻²) que aparenta ser bastante superior ao da de verão (3,3 g.m⁻²), mas a diferença não é estatisticamente significativa. Já na presença de Ni II, o valor de produtividade das raízes aparenta ser superior na variedade de inverno (2,1 g.m⁻²) comparativamente à variedade de verão (1,0 g.m⁻²) mas, mais uma vez, não há diferença estatística significativa.

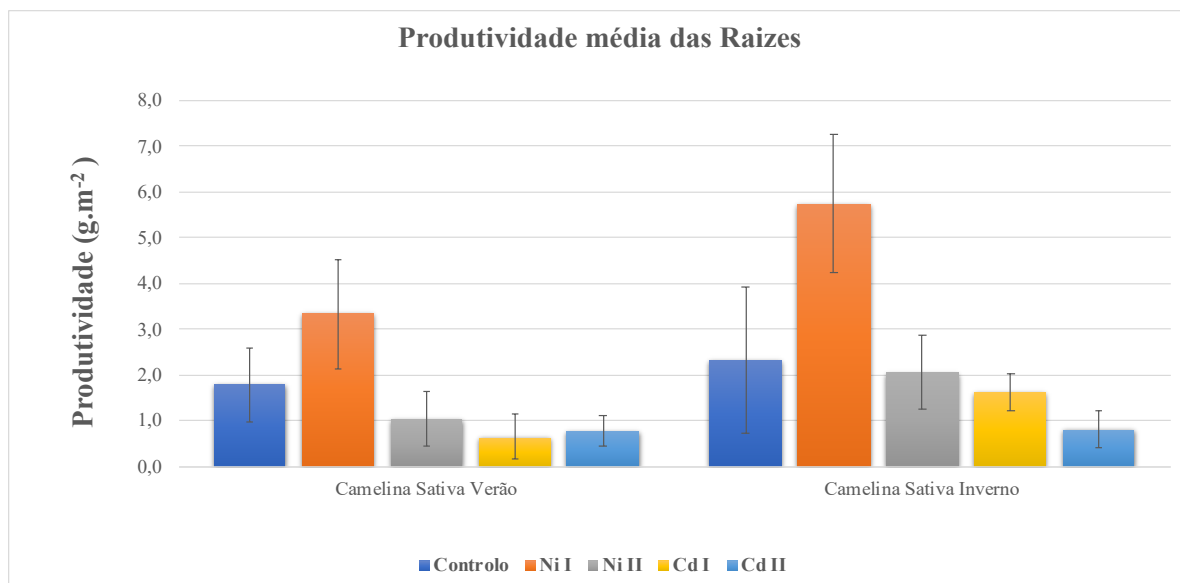


Figura 4-2: Produtividade média das raízes da camelina sativa (verão e inverno) para cada tipo de contaminação (face a cada controlo).

Para todos os níveis e tipos de contaminação, a variedade de inverno foi a que aparentam que apresentou o melhor valor de produtividade das raízes, mas estas diferenças não são estatisticamente significativas. Todavia, a presença de Cd no solo afetou significativamente a produtividade das raízes de ambas as variedades. Estes resultados, podem estar associados com o preconizado na literatura, uma vez que não são conhecidas funções biológicas essenciais para o cádmio (Cd), sendo caracterizado pela sua alta toxicidade para plantas, animais e humanos, mesmo em baixas concentrações (Ma et al., 2003; Gramlich et al., 2017). A tolerância das plantas à contaminação por metais pesados depende de um grande número de fatores e varia significativamente entre as espécies vegetais. Portanto, vários mecanismos fisiológicos podem explicar esta tolerância, sendo que as plantas podem ser protegidas externamente contra o metal, ou então tolerar altas concentrações destes elementos nos seus tecidos, através de mecanismos fisiológicos específicos que levam à minimização da sua fototoxicidade (Barbosa et al., 2018).

4.2.1.3. PRODUTIVIDADE DOS CAULES

A Figura 4-3 apresenta os resultados obtidos na produtividade dos caules ao longo do ciclo de crescimento da camelina, na qual é possível tirar algumas conclusões acerca do rendimento das variedades de verão e inverno e, conseqüentemente, efetuar uma comparação da produtividade de ambas variedades.

Portanto, para além das variedades, estão também inseridas nesta Figura 4-3 as duas contaminações (Ni e Cd) a que as variedades foram sujeitas, sendo possível realizar uma comparação das produtividades, consoante o tipo de metal presente no solo.

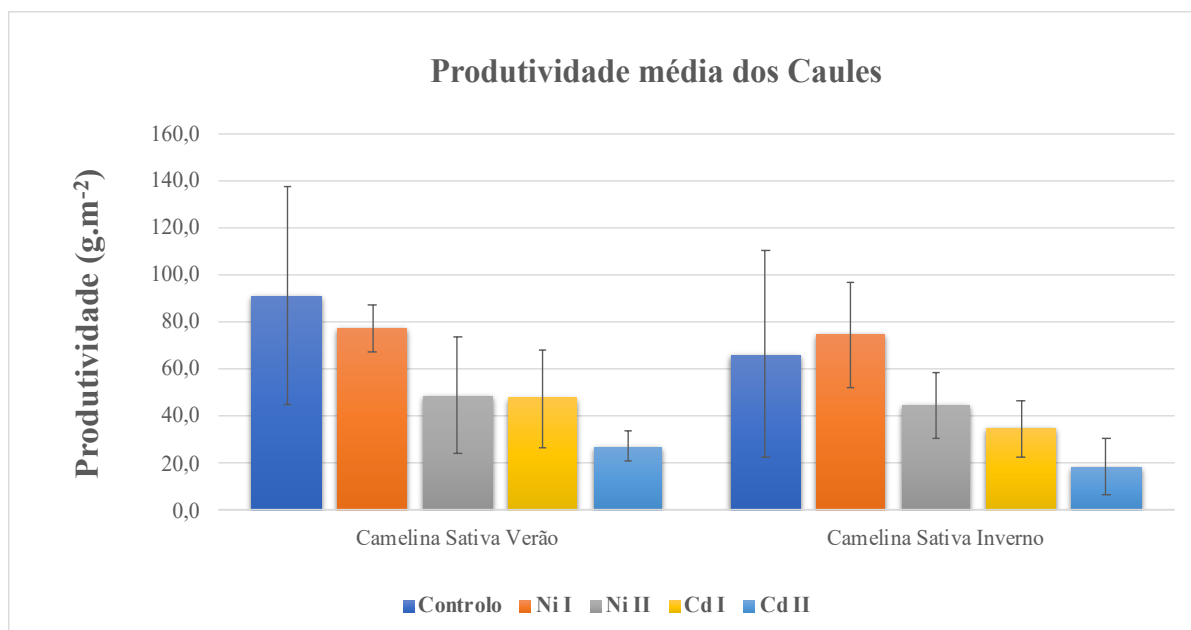


Figura 4-3: Produtividade média dos caules para *Camelina sativa* (verão e inverno) para cada tipo de contaminação (face a cada controlo).

No que diz respeito a variedade de verão, os valores das análises feitas da produtividade da média dos caules, nota-se que apresentou algumas disparidades, mas que as diferenças aparentam que não foram estatisticamente significativas, tanto na situação do controlo e assim como pelos níveis de contaminações. Na situação do ensaio de controlo, foi obtido um valor de produtividade de 91 g.m^{-2} . Quanto a contaminação com Ni apresentou-se com (77 e 49 g.m^{-2}) respetivamente. Em relação a contaminação com o Cd, as concentrações nos níveis I e II, apresentaram os seguintes resultados ($47,5$ e $27,1 \text{ g.m}^{-2}$), sendo o Cd II com o valor que aparenta que seja mais baixo de produtividade dos caules neste ponto de estudo. Mesmo sem a contaminação, neste caso o controlo aparenta que se apresenta com o maior resultado neste ponto de estudo, mas se basearmos ao desvio padrão as diferenças encontradas, não são estatisticamente significativas.

À semelhança do controlo, as contaminações com Ni dão a entender que apresenta produtividades media dos caules acima para ambos níveis de contaminações, e não só, verifica se também que, de Ni I para Ni II apresentam uma diminuição na produtividade de quase 50% e o mesmo acontece quando comparadas as contaminações do Cd nos níveis I e II.

Em relação a variedade de inverno, foi possível notar que na situação de controlo foi obtido um resultado de 66,4 g.m⁻². Quanto à contaminação com Ni, em ambos os casos, a produtividade de caule, apresentaram os seguintes valores 74,6 e 44,5 g.m⁻², respetivamente. Já para situação de contaminação com o Cd apresentaram-se os seguintes valores 34,7 e 18,7 g.m⁻², para os níveis I e II, respetivamente. Sendo este resultado, especificamente no nível II da contaminação com Cd com o valor que aparenta que foi inferior neste ponto de estudo, mas que as diferenças encontradas, estatisticamente não são significativas.

Pela análise dos resultados obtidos, comparando as variedades entre si, pode concluir-se que a de verão, no geral, aparenta uma maior produtividade dos caules, mas que todas as diferenças encontradas, não são estatisticamente significativas. No que diz respeito ao ensaio de controlo, ou seja, aqueles que não foi sujeito a nenhum tipo de contaminação, a produtividade dos caules na variedade de verão aparenta ser superior à de inverno, apresentando valores de 91 e 66,4 g.m⁻², respetivamente.

Comparativamente ao controlo, a contaminação com Ni, apresentou uma perda de produtividade, não sendo, contudo, uma perda significativa. Na contaminação com Cd, foi possível verificar que as produtividades dos caules na variedade de verão aparentam que foi superior à de inverno. Faz sentido que a contaminação com Cd em ambas as variedades sejam mais baixa, sobretudo em dobro de contaminação, uma vez que o Cd é tóxico e nas plantas contaminadas por cádmio pode ocorrer inibição da germinação, alongamento da raiz e morte. Ora, elementos tóxicos, como o Cd, podem ser absorvidos pelas plantas, quando estas se desenvolvem em ambiente contaminado (Kabata-Pendias, 2004).

4.2.1.4. PRODUTIVIDADE DAS FOLHAS

A produtividade das folhas obtidas ao longo do ciclo de crescimento da camelina (verão e inverno) encontra-se representada na Figura 4-4, sendo que, é possível fazer uma comparação do rendimento de ambas as variedades, mediante ao tipo de contaminação a que foram submetidas. Assim, na Figura 4-4 é possível perceber que os valores de produtividade das folhas na variedade de inverno aparentam que foram superiores aos da variedade de verão, em praticamente quase todos os níveis de contaminação, excepto para a contaminação de Cd II,

que apresentou um resultado ligeiramente inferior à variedade de verão (18,6 g.m⁻² contra 19,48 g.m⁻²). No entanto, esta diferença não é estatisticamente significativa.

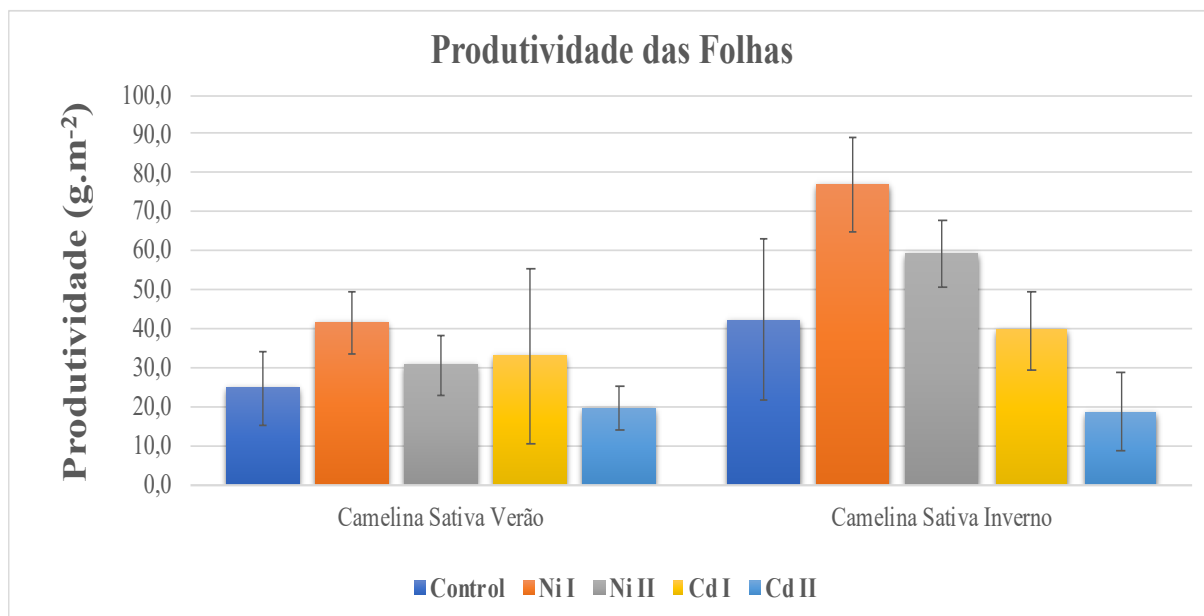


Figura 4-4: Produtividade média das folhas para *Camelina sativa* (verão e inverno) para cada tipo de contaminação (face a cada controlo).

Quanto às plantas cultivadas em condições de controlo, a produtividade da variedade de inverno aparenta que foi superior à de verão, mediante os valores de 42,3 e 24,7 g.m⁻², respetivamente, embora esta diferença não tenha significado estatístico. No que diz respeito à contaminação com Ni I, os resultados encontrados produtividades, dão a entender que sejam maiores na variedade de inverno (76,8 g.m⁻²), quando comparado com a variedade do verão (41,5 g.m⁻²), verificando-se a mesma tendência na contaminação com Ni II. Os efeitos da toxicidade, pelos níveis elevados da concentração do Ni, mostram-se nas plantas por dois sistemas distintos: um específico, que apresenta listas longitudinais nas folhas; e o outro, uma severa e completa clorose na ausência de clorofila (Al-Wabel et al., 1998; Kandiah, 1985; Matiazzo- Prezotto, 1994 & Williams, 1975).

Em relação ao controlo nas diferentes variedades, os resultados sugerem que a produtividade das folhas da variedade de inverno foi superior à de verão, com os seguintes valores de 42,3 e 24,7 g.m⁻², respetivamente. Quanto à contaminação com Cd I, foi possível verificar que, na variedade de inverno, os valores de produtividade das folhas dão a entender que foram superiores (39,4 g.m⁻²), comparativamente à de verão (33,2 g.m⁻²).

Na contaminação com Cd II, aconteceu o inverso. Neste caso, a variedade de verão apresentou uma produtividade de 19,48 g.m⁻² em comparação com a produtividade de 18,6 g.m⁻² da variedade de inverno. É importante notar que este foi único tipo de contaminação no qual a produtividade das folhas na variedade de inverno aparenta que se revelou com menor resultado, mas as diferenças não são estatisticamente significativas. Importa referir ainda que, na variedade de inverno o controlo, Ni I e Ni II, traduziram num rendimento de produtividade de quase o dobro do valor, comparativamente com as de verão, situação que não aconteceu com a contaminação com o Cd I e II.

Finalmente, pode concluir-se que o rendimento das folhas da camelina é pouco afetado pelas contaminações de Ni e de Cd, tanto na variedade de verão, como na de inverno, apesar da variedade de inverno dar a entender que tenha se apresentado produtividades superiores em comparação com as do verão. Estes resultados sugerem que o Cd se acumula mais nas raízes do que nas folhas. A baixa acumulação de Cd nas folhas pode ser uma estratégia para proteger a função fotossintética do stress oxidativo induzido pelo cádmio (Milner & Kochian, 2008 & Markovska et al. 2009).

4.2.1.5. PRODUTIVIDADE DAS SÍLIQUAS

A Figura 4-5 apresenta os valores de produtividade das siliquas obtidos ao longo do ciclo de crescimento da variedade de verão e de inverno da camelina, na qual é possível efetuar uma comparação do rendimento da cultura, mediante o tipo de contaminação a que foram sujeitas.

Olhando os resultados de produtividade obtidos para as siliquas, nota-se facilmente que esta é a fração da planta com a maior diferença entre as variedades de camelina. Analisando a Figura 4-5, pode facilmente verificar-se que as variedades de verão aparentam que apresentou valores de produtividade muito elevados que a de inverno. No ensaio de controlo a diferença de produtividade foi estatisticamente significativa, sendo mais elevada na variedade de verão do que na variedade de inverno, com resultados de 13,8 e 2,1 g.m⁻², respetivamente.

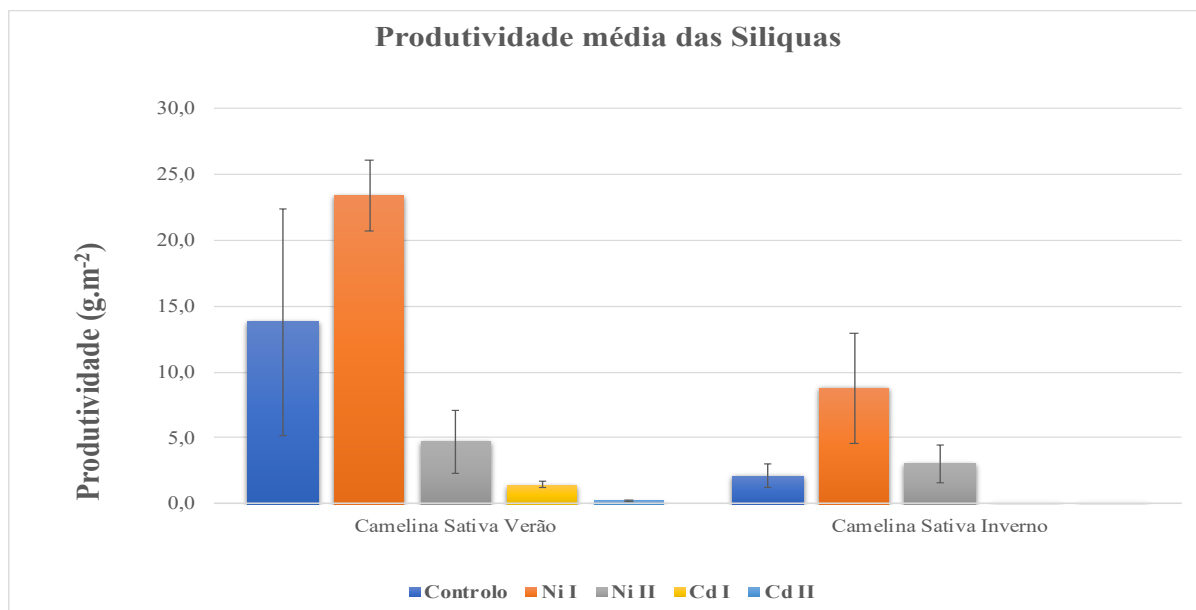


Figura 4-5: Produtividade média das siliquas da *Camelina sativa* (verão e inverno) para cada tipo de contaminação (face a cada controlo).

Em relação à contaminação com Ni I, pode verificar-se também que os resultados dão a entender que a produtividade é bastante mais elevada na variedade de verão (23,4 g.m⁻²), comparativamente à de inverno (8,8 g.m⁻²), e estas diferenças são estatisticamente significativas. Quanto à contaminação com Ni II, o rendimento da variedade de verão (4,7 g.m⁻²) aparenta que foi também superior ao da variedade de inverno (3,0 g.m⁻²), embora com uma menor discrepância de valores relativamente a Ni I, mas estas diferenças não são estatisticamente significativas.

As contaminações com Cd I e Cd II na variedade de verão aparentam que apresentaram resultados de produtividade muito baixos (1,5 e 0,19 g.m⁻²), sugerindo que o Cd tem um efeito particularmente nefasto para a produtividade das siliquas. Relativamente à variedade de inverno, ambas as concentrações de Cd inviabilizaram a produção de siliquas. Pode facilmente verificar-se que a cultura foi significativamente afetada pela contaminação com cádmio, mas não com níquel. Na generalidade, os resultados de produtividade obtidos na variedade de inverno foram, efetivamente, bastante mais reduzidos do que os resultados obtidos para a variedade de verão.

Nos solos com cádmio, nota-se que a produção de siliquas teve uma perda, e sabendo que é nas siliquas que se encontram as sementes de camelina, a partir das quais existe a possibilidade de extração de óleo para produção de biocombustíveis, pode comprometer a utilização desta

cultura como fonte de óleo para energia, biocombustíveis, etc., facto que o cultivo da variedade de verão seria uma opção preferível ao da de inverno. A literatura refere que a presença do Cd no solo pode ser tóxica às plantas que crescem em solos contaminados devido à sua forte ligação a coloides orgânicos e inorgânicos (Fernandes & Henriques, 1991). A variedade de verão foi também mais produtiva do que a de inverno (13,8 e 2,1 g.m⁻²) nos casos do controlo, sendo que, nos vasos contaminados com Cd, a variedade de inverno não chegou a produzir siliquas.

4.3. CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA

4.3.1. TEOR DE CINZAS NA BIOMASSA

Neste ponto, segue-se uma análise ao teor de cinzas presente nas diferentes frações da camelina. O teor de cinzas é um parâmetro muito importante na caracterização da qualidade da biomassa e das suas potenciais utilizações para produção de energia. Um alto teor de cinzas não é desejável, tendo em conta que pode aumentar os custos da sua eliminação e os custos associados à degradação de equipamento de conversão termoquímica da biomassa (Barbosa et al., 2016).

Um dos principais objetivos deste estudo é o potencial energético da camelina, em que, segundo Monti et al. (2008), existem factores que condicionam as características das cinzas produzidas, devendo ser considerada a percentagem do potencial de cinza em cada fração da planta, de maneira a permitir a decisão entre a utilização da totalidade ou de apenas algumas estruturas das culturas. O mesmo autor refere que a relação entre o teor de cinzas e a produtividade de uma cultura energética são inversamente proporcionais e, por cada aumento de 1% no teor de cinzas, o poder calorífico decresce cerca de 0,2 MJ/kg.

No entanto, os combustíveis com reduzido teor de cinzas são mais adequados para utilizações térmicas do que aqueles que possuem elevada percentagem de cinzas. Assim, foram analisados os teores de cinza da biomassa das duas variedades de camelina, com o intuito da análise da qualidade da biomassa para fins de produção energética. Para a formação das cinzas, os principais elementos químicos que fazem parte, são o cálcio, o magnésio, o potássio, o sódio, o ferro e o fósforo. Os outros que não são principais, mas fazem parte, são o manganês, o zinco, o níquel, o crómio, o cádmio e o cobre. Estes, por sua vez, assumem um destaque no que diz respeito aos impactos ambientais decorrentes das emissões de partículas e na posterior possibilidade de utilização das cinzas (Ferreira, 2015).

Entre estes parâmetros químicos estudados incluem-se o teor de cinzas nas raízes, caules, folhas e siliques. Os resultados obtidos para este parâmetro, nas variedades de verão e inverno, encontram-se expostos nas Neste ponto, segue-se uma análise ao teor de cinzas presente nas diferentes frações da camelina. O teor de cinzas é um parâmetro muito importante na caracterização da qualidade da biomassa e das suas potenciais utilizações para produção de energia. Um alto teor de cinzas não é desejável, tendo em conta que pode aumentar os custos da sua eliminação e os custos associados à degradação de equipamento de conversão termoquímica da biomassa (Barbosa et al., 2016).

Um dos principais objetivos deste estudo é o potencial energético da camelina, em que, segundo Monti et al. (2008), existem factores que condicionam as características das cinzas produzidas, devendo ser considerada a percentagem do potencial de cinza em cada fração da planta, de maneira a permitir a decisão entre a utilização da totalidade ou de apenas algumas estruturas das culturas. O mesmo autor refere que a relação entre o teor de cinzas e a produtividade de uma cultura energética são inversamente proporcionais e, por cada aumento de 1% no teor de cinzas, o poder calorífico decresce cerca de 0,2 MJ/kg.

No entanto, os combustíveis com reduzido teor de cinzas são mais adequados para utilizações térmicas do que aqueles que possuem elevada percentagem de cinzas. Assim, foram analisados os teores de cinza da biomassa das duas variedades de camelina, com o intuito da análise da qualidade da biomassa para fins de produção energética. Para a formação das cinzas, os principais elementos químicos que fazem parte, são o cálcio, o magnésio, o potássio, o sódio, o ferro e o fósforo. Os outros que não são principais, mas fazem parte, são o manganês, o zinco, o níquel, o crómio, o cádmio e o cobre. Estes, por sua vez, assumem um destaque no que diz respeito aos impactos ambientais decorrentes das emissões de partículas e na posterior possibilidade de utilização das cinzas (Ferreira, 2015). e

Os resultados obtidos demonstram, na Tabela 4-4 que a contaminação com Cd II nas folhas, neste caso em dobro, aparentam ter apresentado com maior resultado de 32,7%, muito acima do que se esperava com o controlo, que em nenhum caso apresentou resultados acima das contaminações, isso nos parâmetros da variedade de verão.

, assim como os respetivos erros-padrão associados:

Tabela 4-4: Teor de cinzas por estrutura da planta nos ensaios realizados com *Camelina sativa* (variedade de verão).

<i>Camelina sativa</i> Verão (Teor de Cinzas - %)					
Ensaio		Raiz	Caules	Folhas	Síliquas
Controlo	Média	11,3	15,3	24,2	12,5
	Erro Padrão	0,0	0,5	0,1	0,0
Ni I	Média	11,7	14,2	27,5	11,7
	Erro Padrão	0,1	0,2	1,9	0,1
Ni II	Média	14,2	16,2	26,5	14,2
	Erro Padrão	0,2	0,1	0,3	0,2
Cd I	Média	16,5	18	27,6	10,6
	Erro Padrão	0,0	0,4	2,7	0,0
Cd II	Média	24	20,4	32,7	14,4
	Erro Padrão	0,0	2,5	1,3	0,2

Os resultados obtidos demonstram, na Tabela 4-4 que a contaminação com Cd II nas folhas, neste caso em dobro, aparentam ter apresentado com maior resultado de 32,7%, muito acima do que se esperava com o controlo, que em nenhum caso apresentou resultados acima das contaminações, isso nos parâmetros da variedade de verão.

Já a percentagem mínima atingida, observou-se na contaminação com Cd I nas síliquas (10,6%). Isso quer dizer que, apesar das contaminações parecerem com os resultados superiores, estes não foram afetados pela presença de metais pesados no solo.

Tabela 4-5: Teor de cinzas por estrutura da planta nos ensaios realizados com *Camelina sativa* (variedade de inverno)

<i>Camelina sativa</i> Inverno (Teor de Cinzas - %)					
Ensaio		Raiz	Caules	Folhas	Síliquas
Controlo	Média	23,9	16,7	22,5	10,7
	Erro Padrão	3,2	0,2	0,2	0,0
Ni I	Média	17,7	15,3	21,8	11,1
	Erro Padrão	1,1	0,1	0,3	0,2
Ni II	Média	17,4	17	23	10
	Erro Padrão	1,4	0,3	1,7	0,0
Cd I	Média	21	17,5	20,7	-
	Erro Padrão	0,0	0,2	0,5	-
Cd II	Média	23,4	21,8	24,9	-
	Erro Padrão	0,0	0,1	1,6	-

A Já a percentagem mínima atingida, observou-se na contaminação com Cd I nas síliquas (10,6%). Isso quer dizer que, apesar das contaminações parecerem com os resultados superiores, estes não foram afetados pela presença de metais pesados no solo.

Tabela 4-5 apresenta os resultados obtidos no teor das cinzas na variedade de inverno. Nota-se novamente, tal como aconteceu na situação anterior, que a contaminação com Cd II nas folhas, neste caso em dobro, os resultados sugerem que foi superior 24,9%, não muito acima do controlo, isto porque as diferenças não foram muito significativas. Em alguns casos o controlo teve percentagem superior, como é o caso das raízes da variedade de inverno.

Já a percentagem mínima atingida, observou-se na contaminação com Ni II nas síliquas, devendo notar-se que os resultados foram baixos. Mas, também se nota claramente que a contaminação com Cd nos níveis I e II não produziu síliquas. Isso quer dizer que, estas contaminações foram afetadas pela presença de metais pesados no solo.

4.3.2. TEOR DE CINZAS NOS CAULES DA BIOMASSA

A Figura 4-6 apresenta a variação de teor de cinzas nos caules de camelina, face ao controlo. Os caules representam a fração mais interessante das plantas para valorização energética por processos de combustão.

No que diz respeito à variedade de verão, os resultados sugerem que a percentagem de cinzas mais elevada nos caules ocorreu no ensaio de contaminação com Cd II, que apresentou um total de 20,4 %. Já na presença de Cd I, apresentou uma percentagem menor que em Cd II, mas maior que em todos os restantes ensaios, com 18%. No caso da contaminação com o Ni, tanto o nível I como o nível II apresentaram valores abaixo da contaminação com Cd, de 16,2 e 14,2%, respetivamente.

Na situação das análises feitas para o controlo, só apresentou se acima da contaminação com Ni I e abaixo dos restantes resultados com 15,3%. Estes resultados sugerem que a planta está a extrair os contaminantes do solo e a incorporá-los nas suas estruturas.

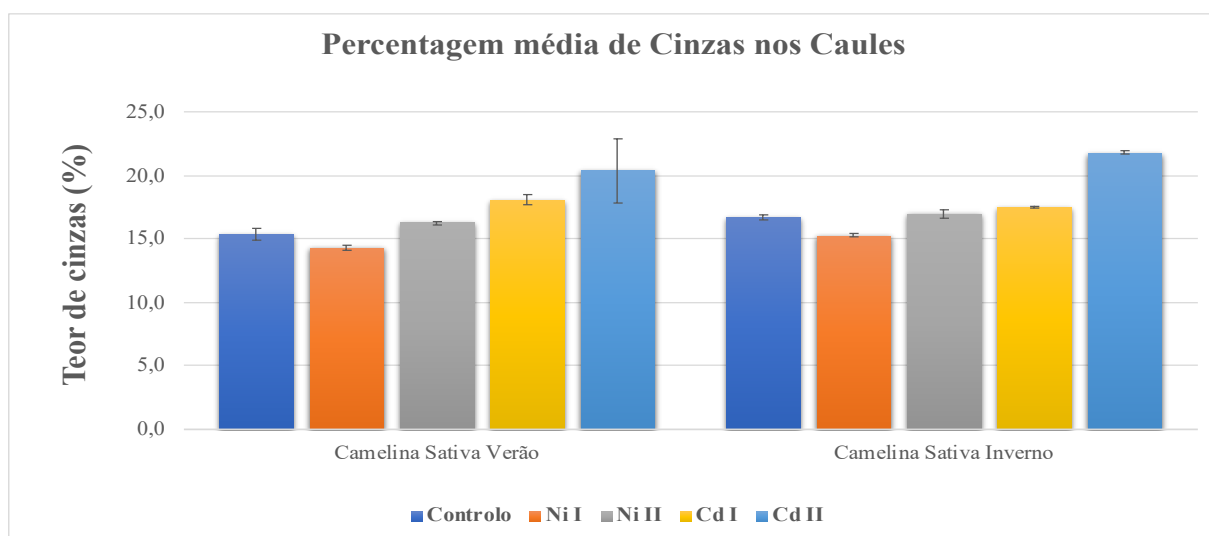


Figura 4-6: Teor de cinza médio dos caules da camelina sativa para cada tipo de contaminação (em percentagem).

Em relação à variedade de inverno, as percentagens de cinzas predominantes nos caules da biomassa, aparentam que foram superiores às da variedade de verão, tanto na situação de controlo, como em todos os tipos de contaminação estudados, exceto na contaminação com Cd I. Quanto ao controlo, teve uma percentagem total de 16,7%, superior aos 15,3% verificados na variedade de verão. Com este resultado, nota-se que houve um aumento em termos de percentagem, mas que estas diferenças não são estatisticamente significativas.

No que diz respeito à contaminação com Cd I e II, as percentagens dos teores de cinzas foram de 17,5 e 21,8%, respetivamente. Já na situação de contaminação com Ni I e II, os resultados totais foram de 15,3 e 17%, respetivamente, o que volta a confirmar o padrão de uma menor presença de cinzas nos caules aquando da menor concentração deste metal no solo.

Finalizando, quando comparado a percentagem média de cinzas nos caules de ambas as variedades, verifica-se que, para todas as análises feitas e os tipos de contaminação estudados, a variedade de inverno dá a entender que teve as maiores percentagens de cinzas nos seus caules do que a de verão, situação inversa da contaminação com Cd I, que apresentou com percentagem um pouco reduzida, sendo que o resultado apresentado teve com poucas discrepâncias, e que estas diferenças não foram estatisticamente significativas.

Portanto, vários mecanismos fisiológicos podem explicar esta tolerância, sendo que as plantas podem ser protegidas externamente contra o metal, ou então tolerar altas concentrações destes elementos nos seus tecidos, através de mecanismos fisiológicos específicos que levam à minimização da sua fitotoxicidade (Barbosa et al., 2018).

4.3.3. TEOR DE CINZAS NAS FOLHAS DA BIOMASSA

A Figura 4-7 apresenta as médias de teor de cinzas nas folhas de camelina, face ao controlo. Ambas as variedades apresentaram um maior teor de cinzas nas folhas em comparação com o que tinha sido registado nos caules. No que diz respeito ao controlo correspondente à variedade de verão, a percentagem média de cinzas nas folhas atingiu um total de 24,2 %. No que diz respeito à contaminação com Ni e Cd, foi possível verificar que, em ambos os casos, os teores de cinzas nas folhas de camelina dão a entender que foram superiores em níveis de concentração de metais no solo mais elevado.

Relativamente à contaminação com o Ni, verificou-se que, tanto no caso da concentração de nível I como de nível II, as percentagens médias de cinzas não tiveram muitas diferenças, apresentando resultados de 27,5% e 26,5%, respetivamente. Já o caso do Cd, por sua vez, atingiu as seguintes percentagens de 27,6% e 32,7%, para os níveis I e II, respetivamente. Note-se, desde já, que estes foram os valores que aparentam ser mais elevados em termos da presença de cinzas nas folhas da biomassa. Assim sendo, podemos concluir que a contaminação não afeta

na redução do teor de cinzas das folhas na variedade do verão, visto que o controle apresentou o resultado mais baixo aquando dos outros resultados com contaminações.

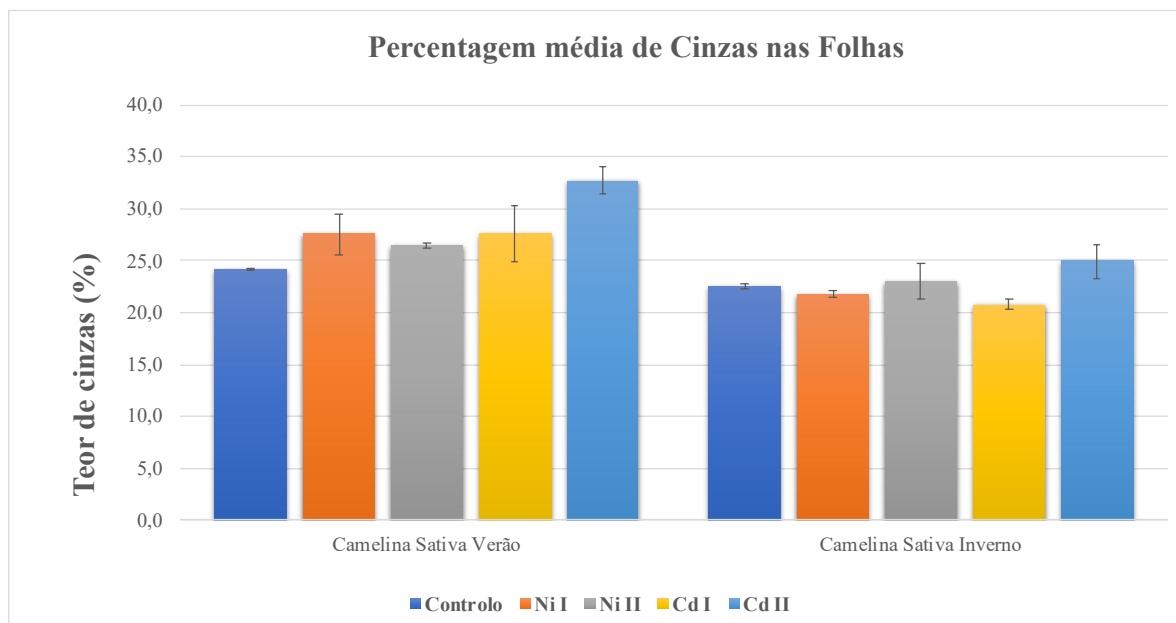


Figura 4-7: Teor de cinza médio das folhas da camelina sativa para cada tipo de contaminação (em percentagem).

Relativamente a variedade de inverno, foi possível notar que não houve muitas diferenças nos resultados, mediante as percentagens do teor de cinzas nas folhas, visto que as diferenças são bastante reduzidas. Na situação de controlo foi obtido como resultado da análise um total de 22,5%, sendo este resultado que aparentam que estão acima da contaminação com Ni I e abaixo de Cd I, que apresentaram as seguintes percentagens 21,8% e 20,7%, respetivamente. No que diz respeito à contaminação com Ni II e Cd II, foi possível verificar que, em ambos os casos, os teores de cinzas nas folhas de camelina foram superiores em níveis de concentração de metais no solo mais elevado, embora mediante discrepâncias mínimas. Entretanto, tal como observado para a variedade de verão, assim como para a variedade de inverno, a contaminação não afetou os teores de cinzas das folhas.

Comparando ambas as variedades entre si, nota-se que as percentagens de cinzas nas folhas da variedade de verão dão a entender que foi superior à da variedade de inverno em todos os casos estudados e as diferenças observadas não foram estatisticamente significativas. Entretanto, na situação em que não houve nenhuma contaminação, neste caso o controlo, o resultado da variedade de verão aparenta que foi superior relativamente à de inverno, em termos do teor de cinzas presente nas suas folhas, mediante uma diferença não muito alta, sendo elas 24,2% e

22,5%, respetivamente. Já no caso do Ni I e II, aparentam que a superioridade foi maior com cerca 27,5% e 21,8%, respetivamente, verificando-se, deste modo, uma produção de cinzas por parte das folhas da variedade de verão acrescida, comparativamente à variedade de inverno. Finalmente, em relação ao Cd I e II, a variedade de verão dão a entender que apresentou com resultados muito acima quando comparado com a do inverno, com cerca de 32,7% e 24,9%, respetivamente.

Assim, foi possível concluir, para este caso, que num solo com uma concentração de Ni e Cd mais elevada, a produção de cinzas por parte das folhas de camelina é, igualmente, acrescida. No entanto, tal como verificado para os caules, a contaminação não afetou os teores de cinzas das folhas. Isto porque as folhas apresentaram maiores teores de cinzas do que os caules, sendo este um resultado esperado. Ora, elevadas percentagens de cinzas exigem maiores cuidados no sistema de combustão, desde o tipo do permutador de calor, sistema de limpeza do mesmo e tecnologia de precipitação de poeiras. Uma baixa temperatura de fusão de cinzas numa combustão com altas temperaturas pode dar origem a um fenómeno denominado slagging, no qual as cinzas podem iniciar a sua fusão a valores mais baixos de temperatura. Este fator deve ser considerado na escolha do equipamento de controlo de temperatura necessário para o forno (Ferreira, 2015).

4.3.4. TEOR DE CINZAS NAS SILIQUAS DA BIOMASSA

Na Figura 4-8 são apresentados o aumento ou redução de teor de cinza médio das siliquas para camelina, tendo em conta a cada tipo de contaminação (em percentagem). Nestas estruturas, os teores de cinzas registados aproximaram-se de uma forma global dos resultados obtidos nos caules, sendo este facto ainda mais evidente na variedade de verão. Desta forma, e tal como já tinha sido verificado também nas folhas, os teores de cinzas na variedade de verão foram superiores às de inverno.

No que diz respeito à situação de controlo correspondente à variedade de verão, a percentagem média de cinzas nas siliquas de camelina atingiu um total de 12,5%. Quanto à presença de Ni no solo, a variedade de verão revelou percentagens médias de cinzas de 11,7% e 14,2%, para os níveis I e II, respetivamente. Em relação à contaminação com o Cd, por sua vez, refletiu um comportamento idêntico por parte da variedade de verão, mediante os resultados de 10,6% e

14,4%, tendo sido o Cd II, com o resultado que aparentam ser mais elevado obtido neste ponto do estudo.

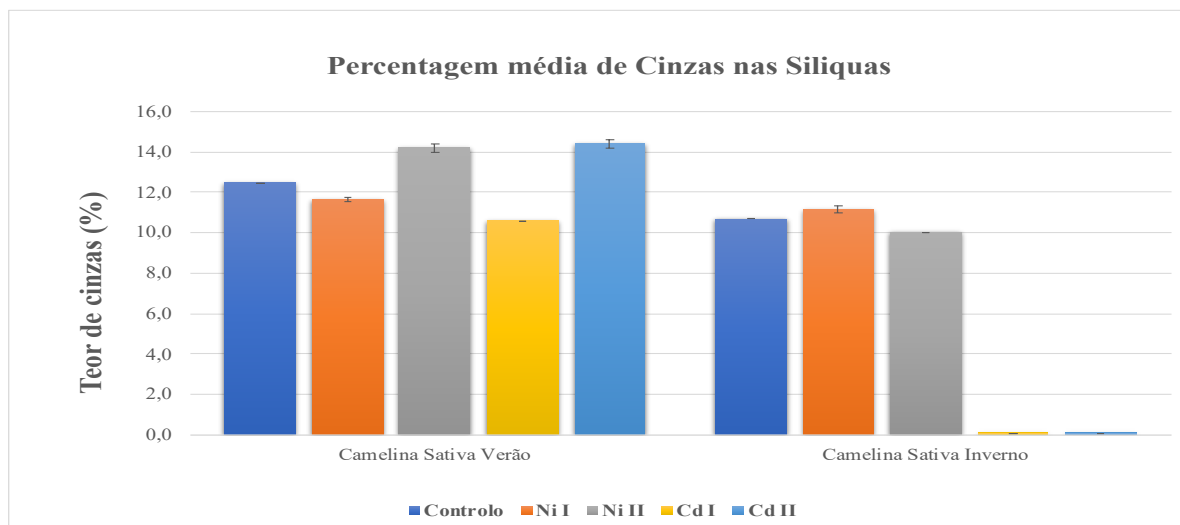


Figura 4-8: Teor de cinza médio das siliquas da camelina sativa para cada tipo de contaminação (em percentagem).

Quanto a variedade de inverno, o controlo atingiu a percentagem média de cinzas nas siliquas de camelina de 10,7%. Já no caso do Ni foram alcançadas as percentagens de 11,1% e 10%, para os níveis I e II, respetivamente, tendo sido o Ni I, com o resultado que dão a entender que seja mais elevado obtido neste ponto do estudo. Enquanto, para o Cd, em ambos os níveis I e II, as contaminações em dobro da concentração limite, previsto pela lei, não apresentaram nenhum resultado na variedade de inverno, ou seja, não chegou a produzir as siliquas e em termos de significado estatístico, as diferenças foram bastantes significativas.

Assim sendo feitas as análises, pode facilmente verificar-se que a variedade de inverno foi significativamente afetada pela contaminação com cádmio, mas não com níquel, e não só, os resultados obtidos na variedade de inverno, é necessário ter em conta que, no caso específico das siliquas, os rendimentos desta variedade foram efetivamente bastante mais reduzidos do que no caso da variedade de verão. Diferentemente de outros elementos, o cádmio não é um elemento essencial para o crescimento da planta. É usualmente tóxico às plantas em baixas concentrações. Mesmo antes de qualquer sistema ser detetado, o cádmio adicionado ao solo é, rápida e prontamente, absorvido pelas plantas, aumentando drasticamente o nível do elemento acumulado. Entretanto, a tolerância aos níveis de cádmio adicionado ao solo apresenta grande variabilidade de espécie para espécie (Matiazzo-Prezotto & 1994; Williams, 1975).

Entretanto, se compararmos as duas variedades da camelina entre si, é de notar que existe a superioridade dos valores do teor de cinzas nas siliquas de uma variedade em relação a outra. Verifica-se que, na variedade de verão, a contaminação não afetou o teor de cinzas das siliquas, visto que as diferenças observadas não apresentam significado estatístico, contrariamente o que se viu na situação da variedade de inverno em que a contaminação em dobro afetou significativamente, tanto que não produziu siliquas. Portanto, em todos e níveis de contaminação a variedade de verão, dão a entender que foi superior à de inverno. Em termos da percentagem de cinzas nas siliquas da variedade de verão, a situação da contaminação com Cd II traduziu os valores mais elevados, enquanto, na variedade de inverno, isto aconteceu na contaminação com Ni I que traduziu os valores mais elevados, mas a contaminação com Cd afetou significativamente.

4.3.5. TEOR DE CINZAS NAS RAIZES DA BIOMASSA

Na Figura 4-9 são apresentados o teor de cinza médio das raízes da camelina tanto para a variedade de verão, como para a de inverno e para cada tipo de contaminação (em percentagem).

No que diz respeito à variedade de verão, os resultados sugerem que a percentagem de cinzas mais elevada nas raízes ocorreu na situação da contaminação com Cd II, que apresentou um total de 24 %. Já na presença de Cd I, apresentou se menor que Cd II, maior que todas as restantes situações com 16,5%. Para o caso de Ni, tanto para o nível I assim como para o nível II, dão a entender que se apresentaram com os resultados abaixo da contaminação com Cd, com seguintes resultados 14,7 e 8,3%, respetivamente.

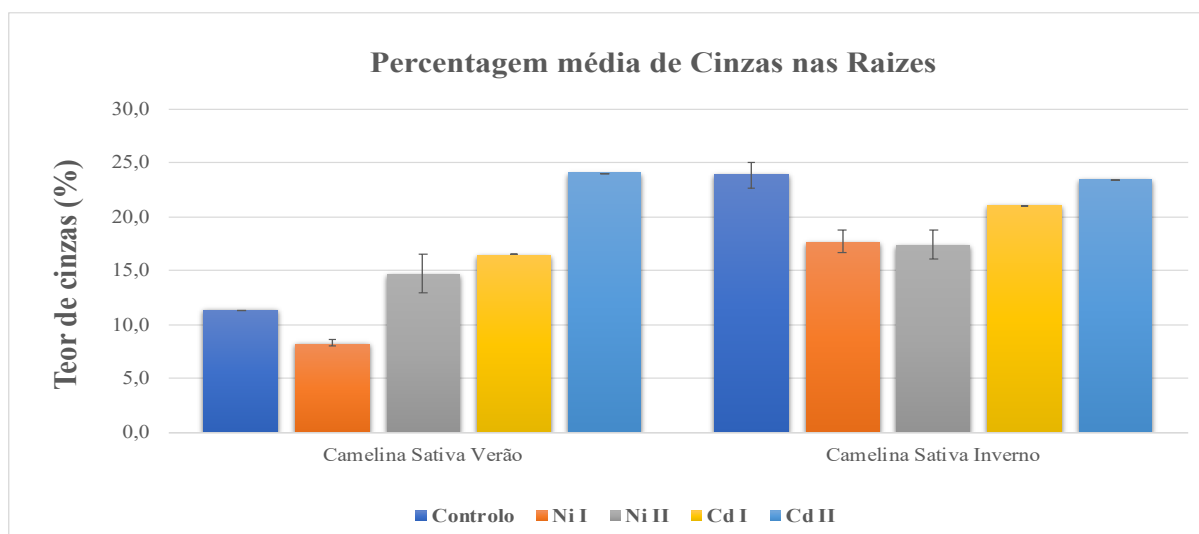


Figura 4-9: Teor de cinza médio das raízes da camelina sativa para cada tipo de contaminação (em percentagem).

Na situação do controlo na variedade de verão, aparentam que só apresentou se acima da contaminação com Ni I e abaixo dos restantes resultados com 11,3%. Em termos estatístico, as diferenças não foram significativas e a contaminação não afetou o teor de cinzas nas raízes da variedade de verão, tanto que maior parte das contaminações, os resultados sugerem que se apresentaram com maiores resultados.

No que diz respeito à variedade de inverno, as percentagens referentes ao solo contaminado, os resultados sugerem que foram inferiores à do caso de controlo. Contudo, apesar de menores resultados, foram superiores às da variedade de verão para todos os tipos e níveis de contaminação, excepto o Cd II, que aparenta ter maior resultado de todas as variedades. Para o controlo, a variedade do inverno atingiu uma percentagem de 23,9%, sendo este o resultado que dão a entender que seja mais elevado obtido neste ponto do estudo, quando comparado com as contaminações de Ni e Cd. Já no caso do Ni I e II, os teores de cinzas nas raízes foram de 17,7 e 17,4%, respetivamente. Enquanto, para as contaminações com Cd I e II, os resultados sugerem que as percentagens superiores reveladas foram de 21 e 23,4%, respetivamente. Assim sendo, foi possível verificar um padrão comportamental inverso ao da variedade de verão, visto que a percentagem de cinzas na variedade de inverno aparenta que foi superior em solos em todas concentrações excepto no Cd II que teve 24% na do verão.

Comparando as duas variedades entre si, foi possível averiguar que os teores de cinzas na variedade de inverno dão a entender que foram superiores aos do de verão, à exceção do caso de Cd II. Para o controlo, a variedade de inverno aparenta que foi bastante superior que a de verão, com as percentagens 23,9 e 11,9%, respetivamente. Comparando as situações de contaminação com Ni, os resultados sugerem uma percentagem superior no Ni I com 17,7% da parte da variedade de inverno, relativamente à variedade de verão que apresentou com Ni I 8,3%, embora que não houve muita diferença com Ni II 14,7 e 17,4%, respetivamente. Já no caso do Cd, a variedade de verão, verificou-se que o nível II, aparenta que foi superior com 24% e o nível I foi o mais inferior com 16,5%, respetivamente. Para o nível II, da variedade de inverno os resultados sugerem que os teores de cinza nas suas raízes foram superiores em 23,4%, e a do nível I com 21%.

Em geral, pode afirmar-se que a contaminação não afetou os teores de cinzas das raízes, sendo este, portanto, um ponto bastante positivo. A literatura prevê que, a maior concentração do cádmio nas raízes das plantas pode ser uma das primeiras barreiras de defesa da planta contra a toxicidade a este metal pesado. Os hidratos de carbono excretados pelas raízes têm poder

quelante sobre o Cd. Entretanto, a significância deste mecanismo na desintoxicação é variável e ainda precisa ser mais bem caracterizado (Guimarães et al., 2008).

4.4. TEOR DE AZOTO DA BIOMASSA

Neste ponto, segue-se uma análise à percentagem média do teor de azoto (%) presente em diferentes frações da camelina (verão e inverno), tendo em conta os tipos de contaminações (Ni e Cd). No entanto, o teor de azoto é um parâmetro importante na caracterização e potenciais utilizações da biomassa para produção de energia. Um elevado teor de azoto na biomassa pode limitar a sua utilização, como é no caso da combustão por exemplo, visto que está associado a um aumento das emissões de óxidos de azoto (NOx), contribuído para a acidificação (Barbosa et al., 2016; & Gomes et al., 2018).

4.4.1. TEOR DE AZOTO NOS CAULES DA BIOMASSA

Na Figura 4-10 encontram-se explicitas as percentagens de azoto presentes nos caules de camelina (verão e inverno) e as respetivas contaminações.

No que diz respeito à variedade de verão, os resultados sugerem que a percentagem de azoto mais elevada nos caules ocorreu na situação da contaminação com Cd I, que apresentou um total de 11,18 %. Já na presença de Cd I, apresentou-se menor que Cd II, com um total de 5,56%. Para o caso de Ni, tanto para o nível I assim como para o nível II, apesar de não haver muitas diferenças, dão a entender que apresentaram com os resultados abaixo da contaminação com Cd, com seguintes resultados 2,40 e 2,43%, respetivamente.

No ensaio de controlo, a variedade de verão apresentou valores abaixo de todas as contaminações com 2,21%. Em termos estatísticos, as diferenças não foram significativas e a contaminação não afetou o teor de azoto nos caules da variedade de verão, tanto que em todas as contaminações, os resultados sugerem que se apresentaram com maiores resultados, quando comparada com o controlo.

No que diz respeito à variedade de inverno, as percentagens referentes ao solo contaminado com Cd, os resultados sugerem que foram superiores à do caso de contaminação com Ni e do controlo, com os seguintes resultados 3,87 e 3,32%, respetivamente. Para o controlo, a variedade de inverno atingiu uma percentagem de 2,39%, sendo este o menor resultado quando comparado com as contaminações de Ni e Cd.

Já no caso do Ni I e II, os teores de azoto nos caules foram de 2,51 e 2,56%, respetivamente. Portanto, a literatura prevê que o Ni é considerado um poluente grave que é liberado das unidades de processamento de metal e do aumento da combustão de carvão e do petróleo. Além disso, algumas lamas de águas residuais e fertilizantes fosfatados podem ser fontes importantes de Ni em solos agrícolas (Eckel et al., 2005).

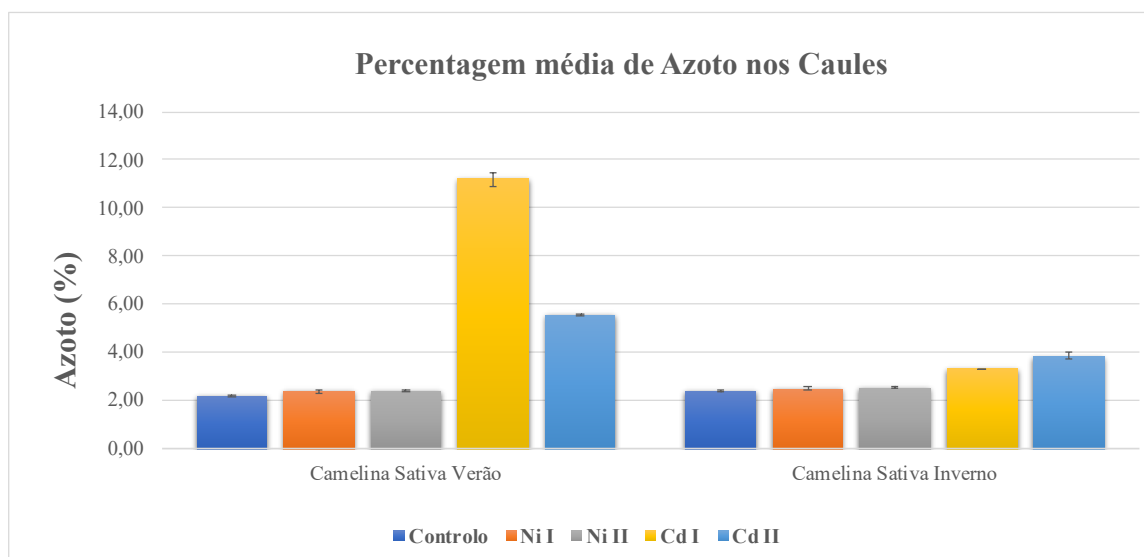


Figura 4-10: Percentagem média de azoto nos caules (%) para cada cultura e respetivo tipo contaminação

Comparando as duas variedades entre si e tendo em conta as contaminações, foi possível averiguar que os teores de azoto nos caules da variedade de verão, em alguns casos, dão a entender que foram superiores aos da variedade de inverno. Para o controlo, a variedade de inverno foi ligeiramente superior à de verão, com as com valores de 2,39 e 2,21%, respetivamente.

Comparando as situações de contaminação com Ni, os resultados sugerem uma percentagem superior no Ni I e II da parte da variedade de inverno. Já no caso do Cd, na variedade de verão, verificou-se que o nível I aparenta ter sido bastante superior com 11,18 % e o nível I da variedade de inverno foi o mais inferior com 3,32%, respetivamente. Para o nível II, da variedade de verão os resultados sugerem ainda que o teor de azotos nos caules foi superior com 5,56%, e a do inverno com 3,87%. Resumidamente, pode afirmar-se que a contaminação não afetou os teores de azoto nos caules, sendo este, portanto, um ponto bastante positivo, para este ponto de estudo.

4.4.2. TEOR DE AZOTO NAS FOLHAS DA BIOMASSA

Na Figura 4-11 estão traduzidas as percentagens de azoto presentes nas folhas de camelina, tanto na variedade de verão, como de inverno e as respetivas contaminações.

Na situação do controlo na variedade de verão, aparentam que se apresentou acima de Ni II e abaixo de todas as restantes contaminações com 4,13%. Em termos estatísticos, as diferenças não foram significativas quanto ao teor de azoto nos caules da variedade de verão, tanto que em algumas contaminações os resultados sugerem que se apresentaram com maiores resultados, quando comparada com o controlo.

Na variedade de verão, os resultados apresentados dão a entender que a percentagem de azoto mais elevada nas folhas ocorreu na situação da contaminação com Ni I, que apresentou um total de 4,39 %. Já na presença de Ni II, aparenta que apresentou se com menor resultado neste ponto de estudo com um total de 3,81%. Para o caso de Cd, tanto para o nível I assim como para o nível II, apesar de não haver muitas diferenças, dão a entender que se apresentaram com os resultados abaixo da contaminação com Ni I, com um total de 4,18 e 4,13 %, respetivamente.

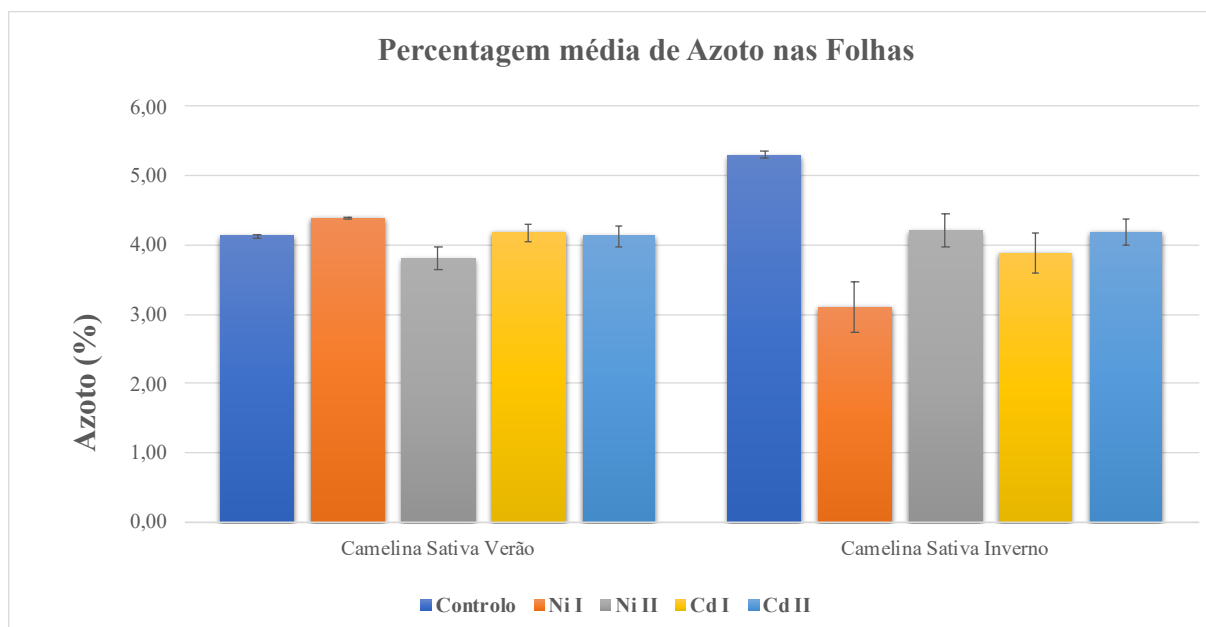


Figura 4-11: Percentagem média de azoto nas folhas (%) para a cultura e respetivo tipo contaminação

Quanto à variedade de inverno, o controlo atingiu uma percentagem de 5,30 %, sendo este o maior resultado que dão a entender que se obteve neste ponto do estudo, quando comparado com as contaminações de Ni e Cd. Já no caso do Ni I e II, os teores de azoto nos caules foram

de 3,10 e 4,21 %, respetivamente. Entretanto o Ni I, apresentou se com valor mais baixo quando comparada com as restantes análises na variedade de inverno.

No que diz respeito as percentagens referentes ao solo contaminado com Cd, os resultados aparentam que o Cd II foi superior à do caso de contaminação com Ni I e abaixo a do Ni II e controlo com 4,19 %.

Finalmente, comparando as duas variedades entre si e tendo em conta os níveis de contaminações, foi possível averiguar que os teores de azoto nas folhas da variedade de inverno, em alguns casos, dão a entender que foram superiores aos do de verão, excepto com a contaminação com Ni I, que o resultado foi acima de todas contaminações e abaixo apenas do controlo. Para o controlo, a variedade de inverno aparenta que foi superior que a de verão, com as percentagens 5,30 e 4,13%, respetivamente.

Comparando as situações de contaminação com Ni, os resultados sugerem uma percentagem superior no Ni I da parte da variedade de verão com um total de 4,39% e o Ni I da variedade de inverno aparentam ter o resultado mais baixo com um total de 3,10%, enquanto o Ni II da variedade de inverno dão a entender que apresenta com maior resultado quando comparada com Ni II da variedade de verão com um total de 4,21 e 3,81 %, respetivamente.

Já no caso do Cd, a variedade de verão, verificou-se que o nível I, aparenta que foi superior com 4,18 % e o nível II foi o inferior com 4,13%, respetivamente. Para o nível II, da variedade de inverno os resultados sugerem ainda que os teores de azotos nas folhas dão a entender que foi superior com 4,19 %. Entretanto, foi possível notar que não houve muitas diferenças nos resultados, mediante as percentagens do teor de azotos nas folhas, visto que as diferenças são bastante reduzidas, tanto que a contaminação não afetou os teores de azoto nas folhas, sendo este, portanto, um ponto bastante positivo, para esta pesquisa. O azoto tem um papel muito importante no metabolismo das plantas (Leghari et al., 2016; Signor et al., 2015). Para além disto, promove a absorção e utilização de outros nutrientes tais como o fósforo ou o potássio. Sendo que, uma deficiência de azoto provoca crescimentos reduzidos ou clorose (mudança de cor das folhas).

4.4.3. TEOR DE AZOTO NAS SÍLIQUAS DA BIOMASSA

Na Figura 4-12 encontram-se explícitas as percentagens de azoto presentes nas siliquas de camelina, tanto para a variedade de verão, como para a de inverno e as suas respectivas contaminações.

No que diz respeito à situação de controlo correspondente à variedade de verão, os resultados dão a entender que foi atingida uma percentagem média de azoto nas siliquas de 5,11%.

No que toca à presença no solo, a contaminação com o Ni na variedade de verão aparenta que revelou a percentagem menos elevadas de azoto nas siliquas aquando da predominância de uma menor concentração do metal, com um total de 4,93%, e para o Ni II apresentou 5,26%, respetivamente. O caso do Cd, por sua vez, refletiu um comportamento inverso por parte da variedade de verão, mediante os resultados de 7,74% para Cd I, sendo este o mais alto neste ponto e para o Cd II em dobro não produziu siliquas. Entretanto, tal como observado com a contaminação com Cd II, pode se concluir que a contaminação afetou os teores de azoto nas siliquas.

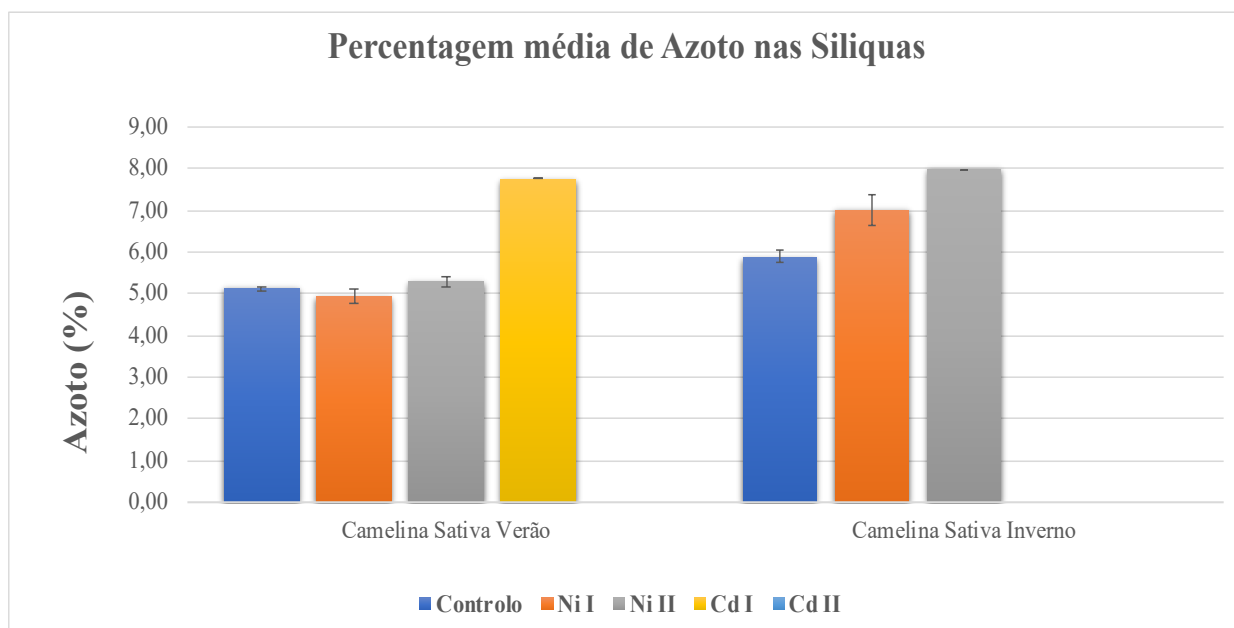


Figura 4-12: Percentagem média de azoto nas siliquas (%) para a cultura e o respetivo tipo contaminação

No que diz respeito a variedade do inverno, em relação ao controlo, atingiu uma percentagem de 5,89%, sendo este o menor resultado que aparenta que se obteve neste ponto do estudo, aquando comparado com as contaminações de Ni I e Ni II em que os teores de azoto nos caules foram de 2,51 e 2,56%, respetivamente.

Quanto a contaminação com Cd na variedade de inverno, tanto o nível I e assim como o nível II em dobro não apresentaram nenhum resultado na variedade de inverno, ou seja, não chegou a produzir as siliquas. Ora, feitas as análises, pode facilmente verificar-se que a variedade de inverno foi significativamente afetada pela contaminação com cádmio, mas não com níquel. Sabendo que é nas siliquas que se encontram as sementes de Camelina, a partir das quais existe a possibilidade de extração de óleo para produção de biocombustíveis, com estas análises feitas, pode comprometer a utilização desta variedade como fonte de óleo para energia, biocombustíveis, etc.

Quando comparamos as duas variedades entre si e tendo em conta as contaminações, foi possível averiguar que os teores de azoto nas siliquas na variedade de inverno, em alguns casos, dão a entender que foram superiores aos do de verão, apesar de que a contaminação com Cd não produzirem sementes para as análises. Este facto, justifica - se por menores produtividades da variedade de inverno, dando-se o efeito de concentração do elemento na biomassa.

Para o controlo, a variedade de inverno aparenta que foi superior que a de verão com as seguintes percentagens 5,89 e 5,11%, respetivamente. Comparando as situações de contaminação com Ni, os resultados sugerem uma percentagem superior no Ni I e II da parte da variedade de inverno, aquando comparada com as de verão, com as seguintes percentagens 6,99 e 7,97%, respetivamente.

Já no caso do Cd, a variedade de verão, verificou-se que o nível I, aparenta que foi bastante superior com 7.75 % aquando comparada com o nível I da variedade de inverno que não produziu siliquas. Para o nível II, tanto variedade de verão assim como na variedade de inverno, não teve sementes suficientes para análises. Pode afirmar-se que, para ambas as variedades, a contaminação, neste caso, não afetou os teores de Ni, nas siliquas, mas sim afetou os teores com Cd. A literatura prevê que, um efeito claro da toxidez pelo Cd pode ser observado na germinação. Quando sementes são postas a germinar em ambiente com altos níveis de cádmio, a atividade das α e β amilases é significativamente reduzida, comprometendo a respiração (Chugh & Sawhney, 1996), resultando na inibição do crescimento do eixo embrionário e da radícula (Kabata-Pendias & Pendias, 2000; Shaw et al., 2004).

4.4.4. TEOR DE AZOTO NAS RAÍZES DA BIOMASSA

Na Figura 4-13 encontram-se explícitas as percentagens de teor de azoto presentes nas raízes da camelina, tanto para a variedade de verão, como para a de inverno e as suas respetivas contaminações. No que diz respeito ao caso de controlo correspondente à variedade de verão, a percentagem média de azoto nas raízes atingiu um total de 1,07 %, sendo esta percentagem mais baixa que dão a entender aquando dos resultados das outras análises. Relativamente a contaminação com o Ni, verificou - se que, tanto no caso da concentração com nível I, como do nível II, que as percentagens médias de azoto nas raízes não tiveram muitas diferenças, mediante os seguintes resultados de 1,12 e 1,15%, respetivamente.

Já o caso do Cd na variedade de verão, por sua vez, atingiu as seguintes percentagens de azoto nas raízes de 1,48% e 1,54%, para os níveis I e II, respetivamente. Ora, estes foram os resultados de análises que aparentam ser mais elevados em termos da presença de teores nas raízes da biomassa nesta variedade em estudo. Sendo assim, pode-se concluir que, em todos os níveis de contaminação verificado, não afeta na redução do teor de azoto nas raízes, visto que, na situação do controlo aparenta que apresentou se com o resultado mais baixo aquando dos outros resultados com contaminações.

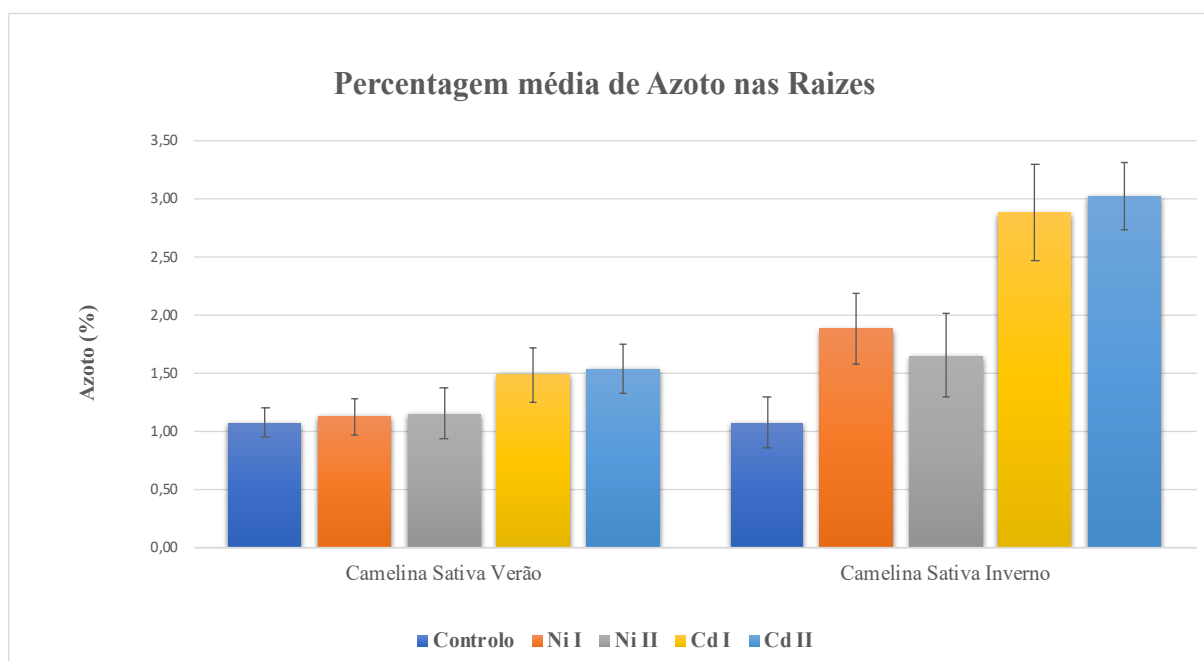


Figura 4-13: Percentagem média de azoto nas raízes (%) para a cultura e o respetivo tipo contaminação

Relativamente a variedade de inverno, foi possível notar que de acordo com os resultados dão a entender que houve diferenças nos resultados, mediante as percentagens do teor de azoto nas

raízes, visto que as diferenças são bastante reduzidas. Na situação de controle foi obtido como resultado da análise um total de 1,07%, sendo este resultado que aparenta ser o mais baixo nesta variedade em estudo. No que diz respeito à contaminação com Ni, foi possível verificar que, em ambos os casos, os teores de azotos nas raízes de variedade de inverno, apresentaram as seguintes percentagens 1,88 e 1,65%, embora mediante discrepâncias mínimas.

Quanto a contaminação com o Cd na variedade de inverno, atingiu as seguintes percentagens de azoto nas raízes de 2,88% e 3,02%, para os níveis I e II, respetivamente. Assim sendo, estes foram os resultados de análises que dão a entender que foram os mais elevados em termos da presença de teores azotos nas raízes da biomassa. Portanto, tal como observado para a variedade de verão, assim como para a variedade de inverno, a contaminação não afetou os teores de azoto nas raízes.

Comparando ambas as variedades entre si, nota-se que as percentagens de teor de azoto nas raízes da variedade de inverno dão a entender que foi superior à da variedade de verão, em todos os casos estudados, e as diferenças observadas não foram estatisticamente significativas. Entretanto, na situação em que não houve nenhuma contaminação, neste caso o controle, o resultado da variedade de verão foi o mesmo relativamente à de inverno, com uma percentagem de 1,07%. Já no caso do Ni I e II, a superioridade foi maior na variedade de inverno com cerca 1,88% e 1,65%, respetivamente, verificando-se, deste modo, uma produção de teor de azoto por parte das raízes da variedade de inverno acrescida, comparativamente à variedade de verão.

Finalmente, em relação ao Cd I e II, a variedade de inverno apresentou com resultados muito acima aquando comparado com a do verão, com cerca de 2,88% e 3,02%, respetivamente. Na opinião de Lino (2014), apesar do Azoto ser um mineral de extrema importância, seria mais sustentável, para efeitos de produção de energia, que a planta tivesse teores reduzidos de azoto na medida em que estes serão libertados durante a combustão, emitindo gases nocivos para o compartimento atmosfera (NOx).

No entanto, tal como verificado para as siliques, a contaminação não afetou os teores de azotos nas raízes. Isto porque, as raízes apresentaram maiores teores de azotos do que nas siliques, sendo este um resultado esperado. Embora sendo o resultado positivo, pode-se dizer que um maior teor de azoto levaria a uma maior produtividade da cultura, mas a uma menor sustentabilidade, já que existiria uma maior libertação de gases com efeito de estufa para a atmosfera.

4.5. TEOR DE FÓSFORO NA BIOMASSA

Segue-se neste ponto, uma análise ao teor de fosforo (%) na biomassa da Camelina nas variedades de verão e inverno, junto as contaminações de Níquel e Cádmio.

4.5.1. TEOR DE FÓSFORO NOS CAULES DA BIOMASSA

Na Figura 4-14 encontram-se explicitas as percentagens de fósforo presentes nos caules de camelina, tanto para a variedade de verão, como para a de inverno.

No que diz respeito à variedade de verão, pode verificar-se que a percentagem média do teor de fósforo presente nos caules apresentou muitas disparidades para todo o tipo de contaminações, tendo em conta o controlo, variando entre 0,09 e 1,12%. Na situação de controlo, a percentagem média de fosforo foi de 0,13%. Já, na presença de Ni I e II atingiram-se os valores de 0,09 e 0,18%, respetivamente. No caso da contaminação com Cd I, foi obtido um total de 1,12%, valor que aparenta ser muito elevado comparativamente à situação da presença de Cd II, que per fez um montante de 0,65%.

Assim sendo, e diante dos resultados obtidos pelas análises feitas, não é possível verificar um padrão no comportamento da variedade de verão, uma vez que, no caso do Ni, aquando da sua maior concentração no solo as percentagens médias de fósforo foram mais baixas, sendo esta situação inversa no caso do Cd que as percentagens medias de fosforo foram muito acima. Mas, estas diferenças não são estatisticamente significativas.

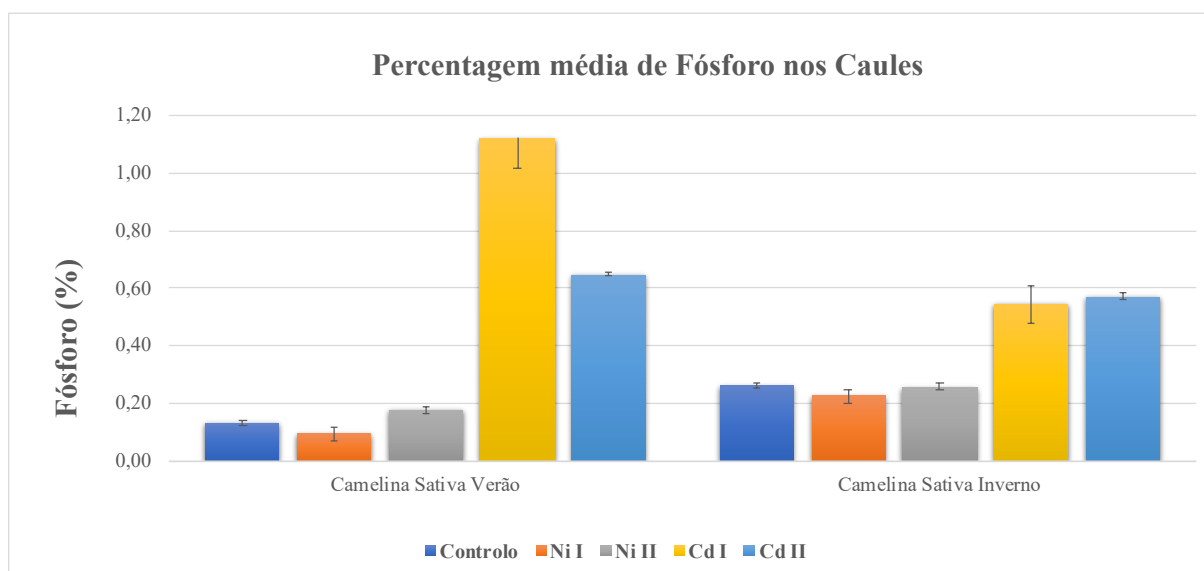


Figura 4-14: Percentagem média de fósforo nos caules (%) para a cultura e respetivo tipo contaminação

Em relação a variedade do inverno, na situação do controle, atingiu uma percentagem total de 0,26%. Quanto a contaminação com Ni, verificou-se que, em ambos os níveis, apesar das diferenças não serem muito altas, os teores de fósforos nos caules na variedade de inverno, apresentaram as seguintes percentagens 0,22 e 0,26%, respetivamente.

A contaminação com Cd na variedade de inverno, tanto o nível I e assim como o nível II em dobro apresentaram as seguintes percentagens de fósforos nos caules 0,54 e 0,57%, sendo estes os valores que aparentam ser maiores que todas as outras contaminações e na situação do controle. Feitas as análises, pode facilmente verificar-se que não houve diferenças significativas na variedade de inverno, para este ponto de estudo.

Comparando as variedades entre si, é importante notar que as percentagens de fósforo predominantes nos caules da biomassa, se revelaram alguns superiores e outros inferiores nas variedades de verão assim como na variedade de inverno. Entretanto, no caso de controle, foi atingido um total de 0,26% na variedade de inverno, sendo esta percentagem que aparenta ser superior comparativamente ao valor de 0,13% respeitante à variedade de verão, com isso podemos concluir que se verificou um aumento da absorção de fósforo para o dobro. Quanto à contaminação com Ni nos níveis I e II, as percentagens média de teores de fósforos que dão a entender que foram superiores, foi na variedade de inverno em dobro com os seguintes resultados 0,22 e 0,26%, aquando da variedade de verão com uma percentagem total de 0,09 e 0,18, respetivamente.

Na situação de contaminação com Cd nos níveis I e II, na variedade de verão, os valores atingidos perfizeram um total de 1,12 e 0,65%, sendo estas percentagens que dão a entender que seja superior, aquando comparado com a variedade de inverno que em dobro da contaminação apresentaram com resultados de 0,54 e 0,57%, respetivamente.

Assim, foi possível notar que, com o dobro de contaminação o cádmio teve influência no crescimento da camelina, mas que as diferenças não são estatisticamente significativas, principalmente, porque o cádmio é um dos metais pesados mais perigosos para as plantas, pois é tóxico mesmo em baixas concentrações. A exposição ao cádmio pode ter efeitos inibitórios sobre as atividades metabólicas das plantas (Keunen et al., 2016; Zouari et al., 2016), interromper sua homeostase celular (Howladar, 2014), afetar negativamente sua fotossíntese (Liu et al., 2017), absorção, transporte e distribuição de nutrientes e inibir o crescimento da planta (Gill et al., 2012; Ma et al., 2017).

4.5.2. TEOR DE FÓSFORO NAS FOLHAS DA BIOMASSA

Na Figura 4-15 encontram-se explicitas as percentagens de fósforo presentes nas folhas de camelina, tanto para a variedade de verão, como para a de inverno, assim como as suas respetivas contaminações.

No que diz respeito à variedade de verão, pode verificar-se que a percentagem média do teor de fósforo presente nas folhas apresentou algumas disparidades para todo o tipo de contaminações, tendo em conta o controlo, mas que as diferenças não foram muito altas em alguns casos.

Na situação de controlo, a percentagem média de fósforo nas folhas foi de 0,35%, sendo este igual ao que se verificou com a contaminação com Ni I. Já, na presença de Ni nos níveis I e II atingiram-se os valores de 0,35 e 0,64%, sendo que no nível II, nota-se que aparenta ser a percentagem superior aquando comparada em todas as restantes análises feitas neste ponto de estudo.

No caso da contaminação com Cd nos níveis I e II, foram obtidos um total de 0,37 e 0,38%, respetivamente, valor que aparenta ser abaixo comparativamente à situação da presença de Ni II, que fez um montante de 0,64%. Mas, estas diferenças não são estatisticamente significativas.

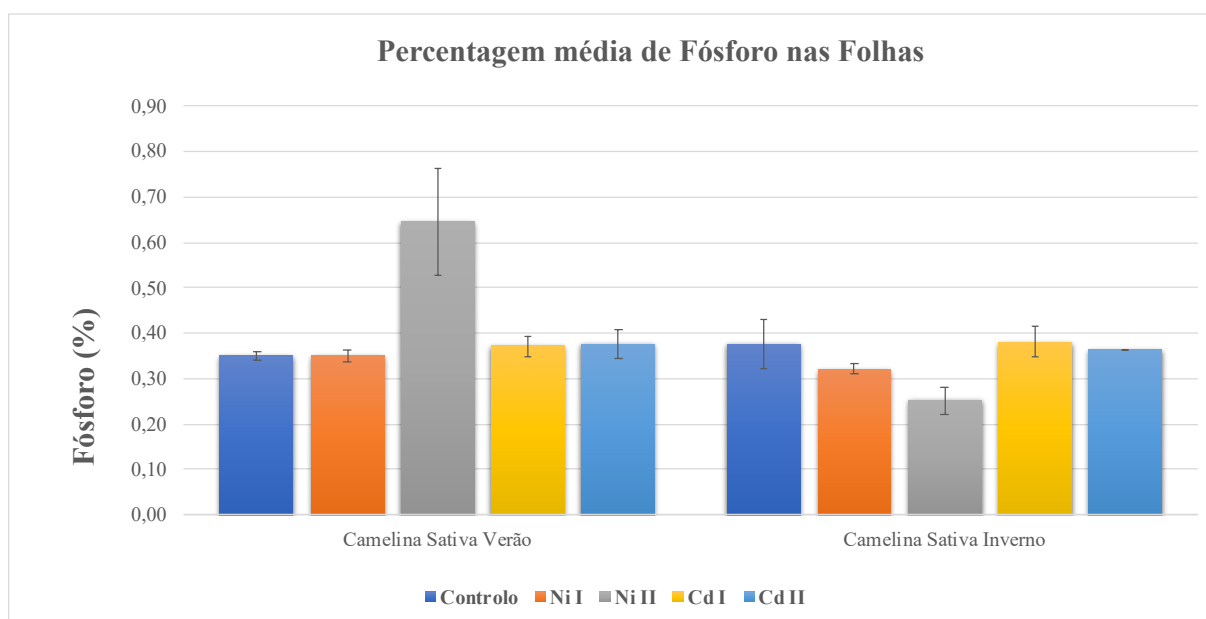


Figura 4-15: Percentagem média de fósforo nas folhas (%) para a cultura e respetivo tipo contaminação

Quanto à variedade de inverno, o controlo atingiu uma percentagem de 0,38 %, sendo este o maior resultado que aparenta ser que se obteve nesta variedade em estudo, aquando comparado com as contaminações de Ni e Cd. Para o caso do Ni I e II, as percentagens medias de fósforos nas folhas foram de 0,32 e 0,25%, respetivamente. Entretanto o Ni II, em dobro da contaminação apresentou se com valor mais baixo quando comparada com as restantes análises na variedade de inverno.

No que diz respeito as percentagens referentes ao solo contaminado com Cd, teve um total de 0,38 e 0,36%, no nível I, teve mesmo resultado que o controlo, sendo este o maior resultado que aparenta ser neste ponto de estudo com uma percentagem de 0,38%.

Concluindo, comparando as duas variedades entre si e tendo em conta os níveis de contaminações, foi possível averiguar que as percentagens de fosforo nas folhas da variedade de inverno, em alguns casos, aparentam que foram superiores aos do de verão, excepto com a contaminação com Ni II, que o resultado na variedade de verão, foi muito acima do que todas as contaminações e o controlo. Para o controlo, a variedade de inverno aparenta que foi superior que a de verão, com as percentagens 0,38 e 0,35%, com uma pequenas diferenças, mas, que estas diferenças não são estatisticamente significativas.

Comparando as situações de contaminação com Ni, os resultados sugerem uma pequena diferença em termos de percentagem no Ni I da parte da variedade de verão com um total de 0,35% e o Ni I da variedade de inverno com um total de 0,32%, enquanto o Ni II da variedade de verão dão a entender que apresenta com maior resultado com um total de 0,64% quando comparada com Ni II da variedade de inverno, que aparenta ser o mais baixo neste ponto de estudo com um total de 0,25%.

Já no caso do Cd, a variedade de verão nos níveis I e II, assim como na variedade de inverno nos níveis I e II, foi possível notar que não houve muitas diferenças nos resultados, mediante as percentagens média de fósforo nas folhas, visto que as diferenças são bastante reduzidas, tanto que a contaminação não afetou, sendo este, portanto, um ponto bastante positivo, para esta pesquisa. Assim sendo, o facto de existir mais fósforo nos locais referidos, pode ser explicado pela ação que o elemento tem na fotossíntese, daí os valores serem mais elevados nas folhas, local responsável por uma maior atividade fotossintética (Mullins, 2009).

4.5.3. TEOR DE FÓSFORO NAS SILIQUAS DA BIOMASSA

Na Figura 4-16 estão apresentadas as percentagens médias de fósforo presentes nas siliquas de camelina, tanto para a variedade de verão, como para a de inverno, assim como os níveis de contaminações. No que diz respeito à situação de controlo correspondente à variedade de verão, os resultados dão a entender que foi atingida uma percentagem média de fósforo nas siliquas de 0,57%.

No que toca à presença no solo, a contaminação com o Ni na variedade de verão aparenta que revelou a percentagem menos elevadas de teor de fosforo nas siliquas aquando da predominância de uma menor concentração do metal, com um total de 0,44%, e para o Ni II apresentou 0,68%, respetivamente.

O caso do Cd, por sua vez, refletiu um comportamento inverso por parte da variedade de verão, mediante os resultados de 0,97% para Cd I, sendo este o mais alto neste ponto de estudo e para o Cd II em dobro não produziu siliquas. Entretanto, tal como observado com a contaminação com Cd II, pode se concluir que a contaminação afetou os teores de fósforos nas siliquas e as diferenças encontradas são estatisticamente significativas.

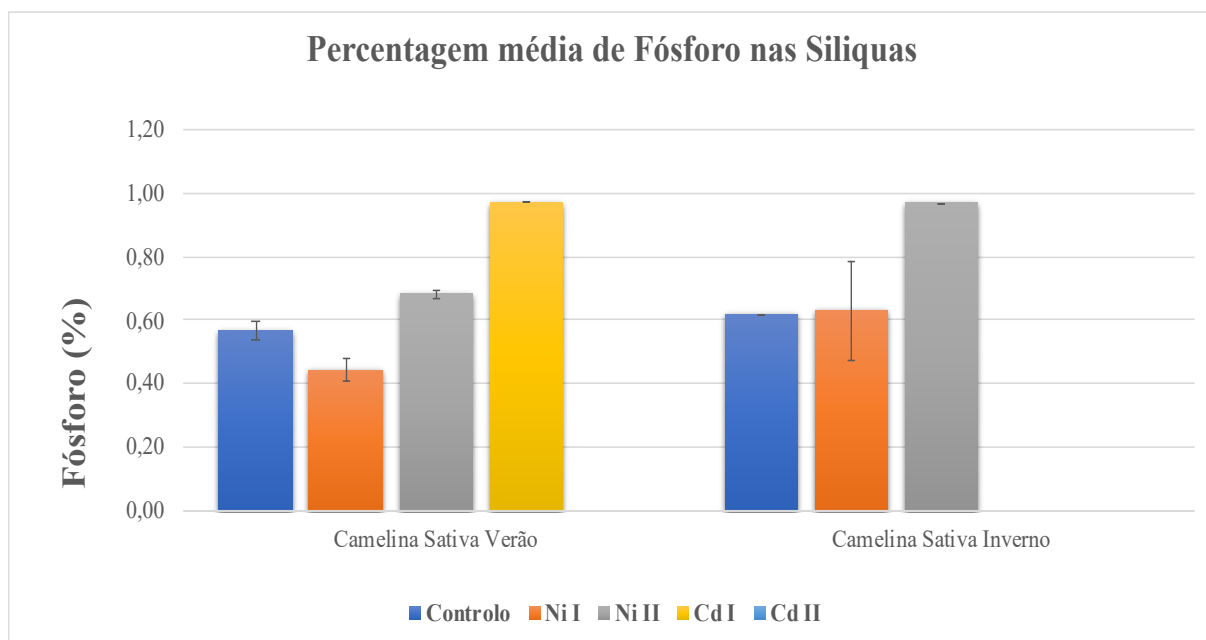


Figura 4-16: Percentagem média de fósforo nas siliquas (%) para a cultura e respetivo tipo contaminação

Em relação a variedade do inverno, quanto ao controlo, atingiu uma percentagem de 0,62%, sendo este o menor resultado que aparenta que se obteve neste ponto do estudo, de acordo com

análises feitas aquando comparado com as contaminações de Ni I e Ni II em que os teores de fósforos nas siliquas apresentaram as seguintes percentagens 0,63 e 0,97%, respetivamente.

Quanto a contaminação com Cd na variedade de inverno, tanto o nível I e assim como o nível II em dobro não apresentaram nenhum resultado, ou seja, não chegou a produzir as siliquas. Assim sendo, pode facilmente verificar-se que a variedade de inverno foi significativamente afetada pela contaminação com cádmio, mas não com níquel. Entretanto, sabendo que é nas siliquas que se encontram as sementes da cultura em estudo, tendo em conta que pode se extrair o óleo para produção de biocombustíveis, com estes resultados encontrados, pode comprometer a utilização desta variedade de inverno como fonte de produção de óleo para energia.

Comparando as duas variedades entre si e tendo em conta as contaminações, foi possível averiguar que as percentagens de fósforos nas siliquas na variedade de inverno, em alguns casos, dão a entender que foram superiores aos do de verão, apesar de que a contaminação com Cd não produzirem sementes para as análises. No que diz respeito ao controlo, a variedade de inverno aparenta que foi superior que a de verão com as seguintes percentagens medias de teor de fósforos nas siliquas 0,62 e 0,57%, respetivamente. Comparando as situações de contaminação com Ni, os resultados sugerem uma que não houve muitas diferenças, apesar do nível I na variedade de verão dar a entender que tenha apresentado o resultado mais baixo.

Finalmente, já no caso do Cd, a variedade de verão, verificou-se que o nível I, aparenta que foi bastante superior com 0,97 % aquando comparada com o nível I e II da variedade de inverno que não produziu siliquas. Para o nível II, tanto variedade de verão assim como na variedade de inverno, não teve sementes suficientes para análises. Pode afirmar-se que, para ambas as variedades, a contaminação, neste caso, não afetou os teores de fósforos de Ni e controlo nas siliquas, mas sim afetou os teores com a contaminação com Cd, e as diferenças encontradas são estatisticamente significativas. No caso das siliquas, os valores elevados poderão dever-se à função do fósforo no armazenamento energético, sendo que é nas sementes que se acumula a energia da planta (Mullins, 2009). Mas, como viu se, a maioria das plantas tem baixa tolerância ao Cd, sendo comum que níveis deste metal pesado, sejam menores nas folhas do que nas raízes, tal como se verificou neste ponto de estudo.

4.5.4. TEOR DE FÓSFORO NAS RAÍZES DA BIOMASSA

A Figura 4-17 apresentam as percentagens de fósforo presentes nas raízes de camelina, tanto para a variedade de verão, como para a de inverno, assim como as suas respetivas contaminações.

Na variedade de verão, pode verificar-se pelos resultados das análises feitas que a percentagem média do teor de fósforo presente nas raízes apresentou algumas disparidades, mas que as diferenças aparentam que não foram muito altas em alguns casos, tanto pelos níveis de contaminações e assim como na situação do controlo.

Quanto ao controlo, a percentagem média de fosforo nas raízes foi de 0,28 %. Já, na presença de Ni nos níveis I e II atingiram-se as percentagens que aparentam ser as mais baixas neste ponto de estudo, com os seguintes valores de 0,15 e 0,17 %, aquando comparada em todas as restantes análises feitas.

Para o caso da contaminação com Cd nos níveis I e II, foram obtidos um total de 0,35 e 0,42%, respetivamente, valor este que dão a entender que seja superior comparativamente à situação da presença de contaminação com Ni e na situação do controlo, que fez um montante de 0,64%. Mas, estas diferenças não são estatisticamente significativas.

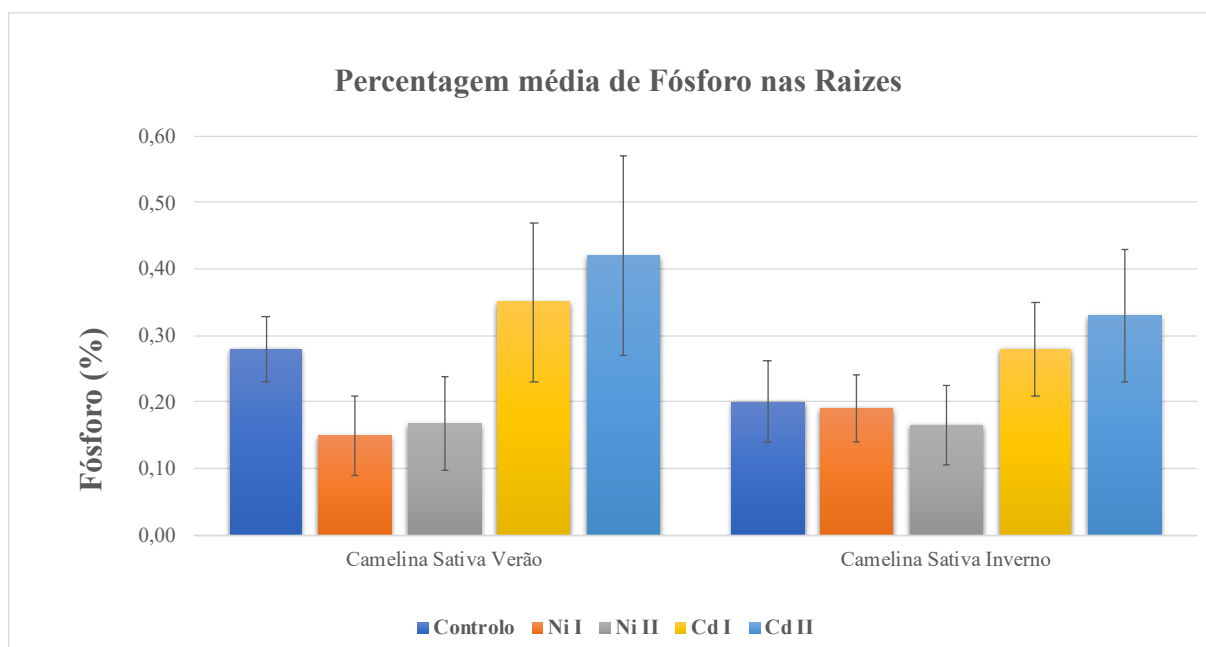


Figura 4-17: Percentagem média de fósforo nas raízes (%) para a cultura e respetivo tipo contaminação

No que diz respeito a variedade de inverno, foi possível notar que de acordo com os resultados dão a entender que houve diferenças nos resultados, mediante as percentagens do teor de fósforos nas raízes, visto que as diferenças são bastante reduzidas. Entretanto, na situação de controlo foi obtido como resultado da análise um total de 0,20%. No que diz respeito à contaminação com Ni, foi possível verificar que, em ambos os casos, as percentagens de fósforos nas raízes de variedade de inverno, apresentaram os seguintes valores 0,19 e 0,17 %, embora mediante discrepâncias mínimas.

Em relação a contaminação com o Cd na variedade de inverno, atingiu as seguintes percentagens de fósforos nas raízes de 0,28% e 0,33%, para os níveis I e II, respetivamente. Sendo que, este resultado, especificamente no nível II da contaminação com Cd foi o resultado que aparenta que foi superior em termos da presença de teores fósforos nas raízes da biomassa. Portanto, tal como observado para a variedade de verão, assim como para a variedade de inverno, a contaminação não afetou os teores médio de fósforos nas raízes.

Comparando ambas as variedades entre si, nota-se que as percentagens de teor de fósforos nas raízes da variedade de verão dão a entender que foi superior à da variedade de inverno, em maior parte dos casos estudados, e as diferenças observadas não foram estatisticamente significativas. Ora, na situação em que não houve nenhuma contaminação, neste caso o controlo, os resultados da variedade de verão dão a entender que foi superior que à de inverno, com uma percentagem de 0,28 %. Já no caso do Ni nos níveis I e II, nota se que na variedade de inverno aparenta que foi superior, verificando-se assim, uma produção de teor de fósforos por parte das raízes da variedade de inverno acrescida, aquando da variedade de verão.

Finalmente, no que diz respeito a contaminação com Cd nos níveis I e II, a variedade de verão dão a entender que apresentou com resultados superior aquando da comparação com a do inverno, com cerca de 0,35 e 0,42 %, respetivamente. Nas raízes, o Cd se acumula principalmente no vacúolo ou parede celular, sendo baixo o nível de transporte deste para a parte aérea (Milner & Kochian, 2008). Ora, tal como verificado para as análises feitas nas siliques, a contaminação não afetou os teores de fósforos nas raízes, contrariando o preconizado pela literatura, em que se esperava que houvesse uma redução no teor medio dos fósforos.

4.5.5. TEOR DE METAIS NA BIOMASSA

4.5.6. METAIS

Neste ponto apresentam-se os resultados obtidos relativos à concentração média de Ni (mg.kg⁻¹) e Cd (mg.kg⁻¹) nos caules, folhas, siliquas e raízes da camelina, nas variedades de verão e de inverno e de acordo com o nível de contaminação aplicado. Através destes dados torna-se possível entender e avaliar a capacidade de cada uma das variedades para retirar estes metais do solo e acumulá-los nos seus tecidos.

A análise dos teores médios de Ni e Cd nas diferentes frações das duas variedades (verão e inverno) da camelina é realizada recorrendo ao índice de acumulação (IA) e ao fator de translocação (FT). Segundo Barbosa et al., (2015), o IA é utilizado para avaliar a capacidade das plantas de absorver e acumular um determinado elemento em maiores quantidades do que o habitual, baseado na seguinte equação:

$$IA = \frac{\text{Concentração metálica na fração da planta do solo contaminado (mg.kg}^{-1}\text{)}}{\text{Concentração metálica na fração da planta do ensaio de controlo (mg.kg}^{-1}\text{)}}$$

Segue-se também a equação de Fator de translocação (FT), que permite avaliar a capacidade das plantas em translocar os metais para as frações aéreas. Sendo que, valores acima de um (>1) nestes parâmetros estão associados a plantas com potencial de utilização em fitoextração (Barbosa et al., 2015; Papazoglou & Fernando, 2017).

$$FT = \frac{\text{Concentração metálica na fração aérea da planta (mg.kg}^{-1}\text{)}}{\text{Concentração metálica na fração de raízes da planta (mg.kg}^{-1}\text{)}}$$

4.5.7. NIQUEL

O Ni é um nutriente essencial para o normal desenvolvimento da planta e tem como principal origem geoquímica as rochas magmáticas que podem conter até 3600 mg.kg⁻¹ do elemento. O Ni é uma componente chave de certas enzimas envolvidas no metabolismo e fixação biológica do azoto. Considerado como um nutriente e metal pesado pelas suas características e efeitos

sobre as plantas e no solo, devido à importância que tem exercido na nutrição de plantas e pelos efeitos nocivos que podem ser causados pelo excesso de Ni.

As concentrações de Ni superiores a 10 mg/kg são, geralmente, consideradas como sendo tóxicas para as plantas. Por consequência, um elevado nível de contaminação de Ni nas águas de irrigação pode ser prejudicial. É considerado um poluente grave que é liberado das unidades de processamento de metal e do aumento da combustão de carvão e petróleo. Além disso, pode ser incorporado ao solo através de ações antrópicas como a agricultura, deposição de resíduos industriais e deposições atmosféricas (Reis, 2002 & Ugarte et al., 2015).

4.5.7.1. TEOR DE NI NOS CAULES DA BIOMASSA

Na Figura 4-18 encontram-se traduzidos os teores médios de Ni obtidos nos caules nas variedades de verão e inverno de camelina.

Na variedade de verão, pode verificar-se pelos resultados das análises feitas que a percentagem média do teor de Ni presente nos caules não apresentou muitas disparidades, visto que as diferenças não foram muito significativas, tanto pelos níveis de contaminação em relação ao controlo.

No que diz respeito ao ensaio de controlo correspondente à variedade de verão, foi alcançada uma concentração de 22 mg.kg⁻¹. Já no caso do solo contaminado com Ni, os valores obtidos aparentam que foram superiores, mediante 70 e 178 mg Ni.kg⁻¹, para os níveis I e II, respetivamente. Assim sendo, diante dos resultados obtidos, nota se claramente que no caso da contaminação com o Ni II, o teor deste metal nos caules desta variedade foi bastante superior em 178 mg Ni.kg⁻¹, relativamente a contaminação com Ni I e solo de controlo.

Na variedade de inverno, por sua vez, o ensaio de controlo revelou um resultado de 20 mg.kg⁻¹. Já no caso do solo contaminado, as concentrações obtidas foram, à semelhança da variedade de verão, não muito superiores, mediante os resultados de 53 e 97 mg Ni.kg⁻¹, para os níveis I e II, respetivamente. A contaminação com Ni II, aparenta que apresentou com resultado mais alto, mas as diferenças apresentadas não são estatisticamente significativas.

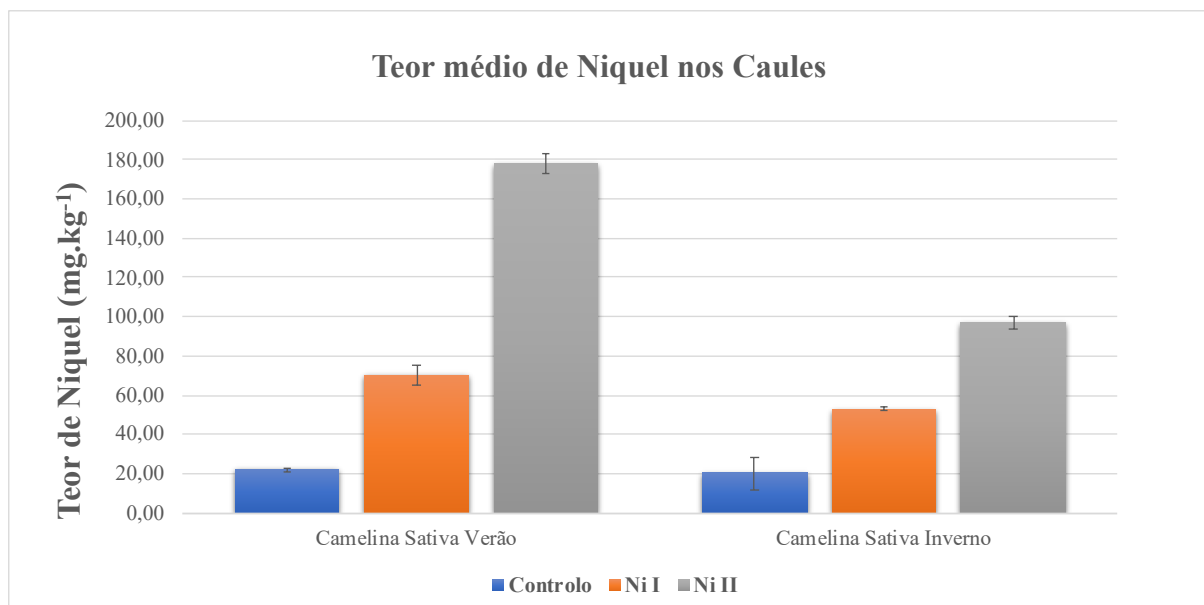


Figura 4-18: Teor médio de Níquel nos caules (mg.kg⁻¹) para cada variedade e nível de contaminação

Feita a comparação em ambas as variedades, nota-se que as percentagens de teor médio de Ni nos caules, as variedades de verão dão a entender que foi superior à da variedade de inverno, em todos casos estudados e as diferenças observadas não foram estatisticamente significativas. Já no caso do Ni no nível I, nota-se que nas variedades de verão e de inverno aparenta que foi superior, com resultados de 70 e 53 mg Ni.kg⁻¹, respetivamente.

Já no nível de concentração mais elevado, a situação é ligeiramente diferente, sendo que na variedade de verão apresentou o resultado maior de 178 mg Ni.kg⁻¹, quando comparado com Ni II da variedade de inverno que apresentou 97 mg Ni.kg⁻¹. Os metais pesados estão presentes no solo numa grande variedade de formas, cada uma delas com um grau de disponibilidade para as plantas e de mobilidade vertical no perfil do solo. Por isso, têm-se envidado esforços no sentido de quantificar os metais compartimentados nas diferentes frações do solo (Ross, 1994).

4.5.7.2. TEOR DE NI NAS FOLHAS DA BIOMASSA

Na Figura 4-19 apresentam-se os teores médios de Ni obtidos nos caules nas variedades de verão e inverno de camelina.

Na variedade de verão, pelos resultados das análises feitas pode verificar-se que a percentagem média do teor de Ni presente nas folhas apresentou muitas disparidades, visto que as diferenças foram muito significativas, tanto pelos níveis de contaminações em relação ao controlo.

Portanto, no ensaio de controlo correspondente à variedade de verão, o resultado da concentração encontrada foi de 45 mg.kg⁻¹.

Quanto ao caso do solo contaminado com Ni, os valores obtidos foram bastante superiores, com resultados de 365 e 1078 mg Ni.kg⁻¹, para os níveis I e II, respetivamente. Assim, verifica-se que, no caso da contaminação com o Ni II, os teores deste metal nas folhas na variedade de verão dão a entender que foi bastante superior em 1078 mg Ni.kg⁻¹, relativamente a contaminação com Ni I e solo de controlo. Percebe-se que plantas crescendo em ambientes contaminados com Ni apresentam uma série de distúrbios nutricionais, sendo muitas vezes os sintomas de toxicidade de Ni confundidos com deficiências de elementos essenciais.

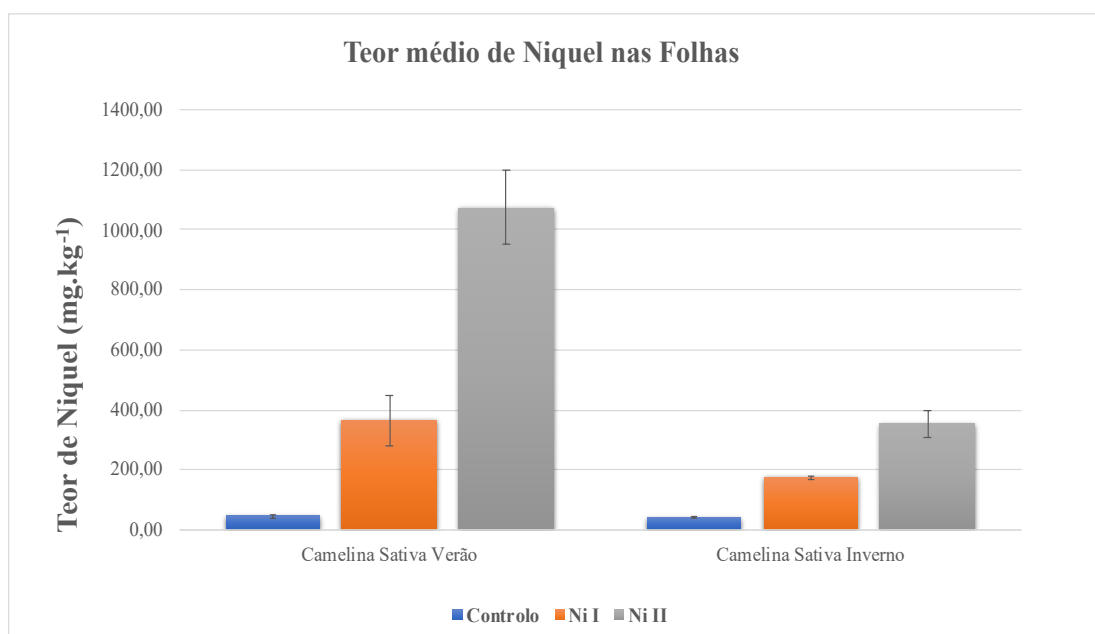


Figura 4-19: Teor médio de Níquel nas folhas (mg.kg⁻¹) para cada variedade e nível de contaminação

Em relação a variedade de inverno, o ensaio de controlo revelou um teor médio de 42 mg.kg⁻¹, sendo este o valor mais baixo obtido para esta variedade. Já na situação da contaminação, as concentrações obtidas foram, à semelhança da variedade de verão, bastantes superiores ao controlo, com resultados de 174 e 353 mg Ni.kg⁻¹, para os níveis I e II, respetivamente.

Em geral, o teor normal de Ni na matéria seca de plantas varia de 0,1 a 5 mg kg⁻¹, dependendo da espécie, parte da planta, estágio de maturidade na época de amostragem, teor no solo, acidez do solo entre outros fatores (Mitchell, 1945). Comparando ambas as variedades entre si, nota-se que as percentagens de teor médio de Ni nas folhas, nas variedades de verão dão a entender

que foi superior à da variedade de inverno, em todos casos estudados, e as diferenças observadas não foram estatisticamente significativas. Nota-se, no caso do Ni no nível I, na variedade de verão foi superior à de inverno, com resultados de 365 e 174 mg Ni.kg⁻¹, respetivamente.

Já na situação do nível II, é bastante diferente, sendo que na variedade de verão, novamente dão a entender que apresentou se com o resultado muito acima de 178 mg Ni.kg⁻¹, quando comparado com Ni II da variedade de verão que apresentou se com 353 mg Ni.kg⁻¹. Entretanto, ao contrário do que aconteceu na situação do controlo a diferença dos resultados não foram muito altas de 45 a 42 mg.kg⁻¹, e estas diferenças não são estatisticamente significativas.

4.5.7.3.TEOR DE Ni NAS SILIQUAS DA BIOMASSA

Na Figura 4-20 estão apresentados os teores médios de Ni presentes nas siliquas de camelina, tanto para a variedade de verão, como para a de inverno, assim como os níveis de contaminações.

Na variedade de verão, pode verificar-se pelos resultados das análises feitas que a percentagem média do teor de Ni presente nas siliquas apresentou algumas disparidades, mas que as diferenças não foram altas, tanto pelos níveis de contaminações e assim como na situação do controlo. Em relação ao controlo correspondente à variedade de verão, o resultado da concentração encontrada foi de 17 mg.kg⁻¹.

Na situação de contaminação com Ni, os valores obtidos dão a entender que foram superiores, mediante os seguintes resultados 31 e 69 mg Ni.kg⁻¹, para os níveis I e II, respetivamente. Assim sendo, olhando os resultados obtidos, nota se claramente que no caso da contaminação com o Ni II, o teor deste metal nas siliquas aparenta que foi superior em 69 mg Ni.kg⁻¹, relativamente a contaminação com Ni I e solo de controlo, mas que as diferenças não foram estatisticamente significativas.

Na situação da variedade de inverno, o ensaio de controlo revelou um teor médio igual da situação anterior de 17 mg.kg⁻¹, sendo este o valor que dão a entender que seja o mais baixo neste ponto de analise. Em relação a contaminação, as concentrações obtidas não foram muito diferentes, mediante os resultados de 53 e 56 mg Ni.kg⁻¹, para os níveis I e II, respetivamente.

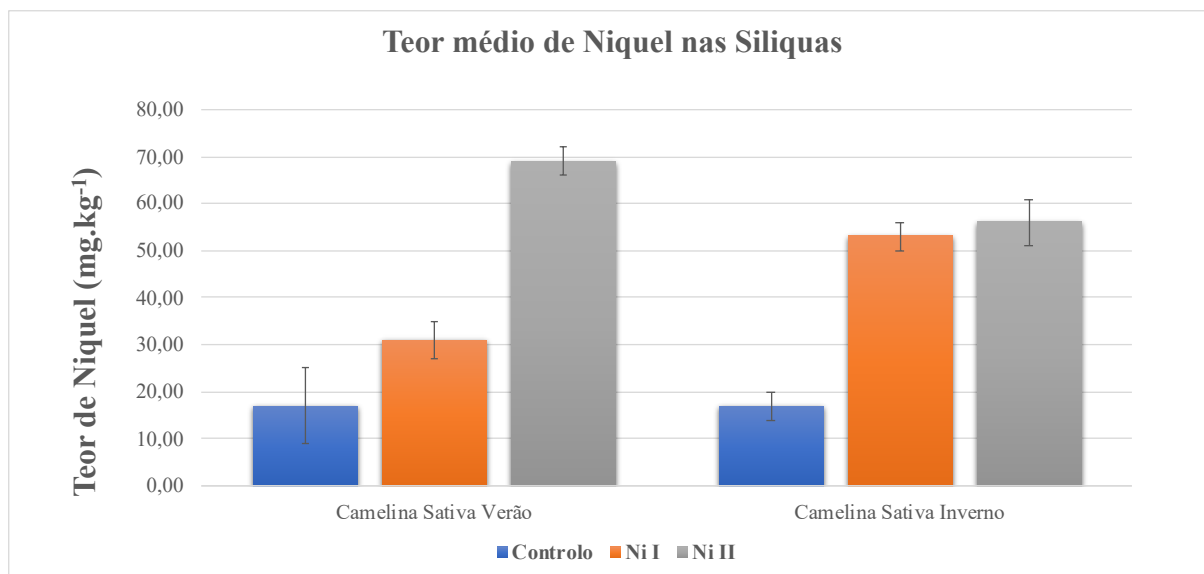


Figura 4-20: Teor médio de Níquel nas Siliquas (mg.kg⁻¹) para cada variedade e nível de contaminação.

Finalmente, comparando as variedades entre si, nota-se que as percentagens de teor médio de Ni nas siliquas, na variedade de verão aparentam que foi superior à da variedade de inverno, em quase todos casos estudados, excepto com a contaminação de Ni I, em que a de inverno aparenta que apresentou com maior resultado e as diferenças observadas não foram estatisticamente significativas.

Apesar do níquel apresentar efeitos tóxicos quando em grandes concentrações, o facto é que, ao contrário do que aconteceu na situação do controlo no teor médio das folhas, para a situação das siliquas o resultado foi bastante superior contrariando o preconizado com a literatura, onde referencia que nas plantas o excesso de níquel pode causar distúrbios fisiológicos, diminuição da produção de sementes, diminuição da concentração de clorofila em folhas, interferência na absorção de nutrientes e concentração do elemento nos grãos a níveis impróprios para o consumo (Berton et al., 2006; Queiroz, 2012 & Macedo, 2016).

4.5.7.4. TEOR DE Ni NAS RAÍZES DA BIOMASSA

Na Figura 4-21 estão apresentados os teores médios de Ni presentes nas raízes de camelina, tanto para a variedade de verão, como para a de inverno, assim como os níveis de contaminações.

Os resultados de Ni encontrados nas raízes estão de acordo com o esperado, sendo tanto mais elevados quanto maior a concentração a que a camelina esteve exposta.

Assim, relativamente ao controlo, correspondente à variedade de verão, apresentou teores de Ni de 14 mg.kg⁻¹. Na contaminação com Ni, os valores obtidos foram substancialmente superiores, com resultados de 69 e 227 mg.kg⁻¹ para os níveis I e II, respetivamente.

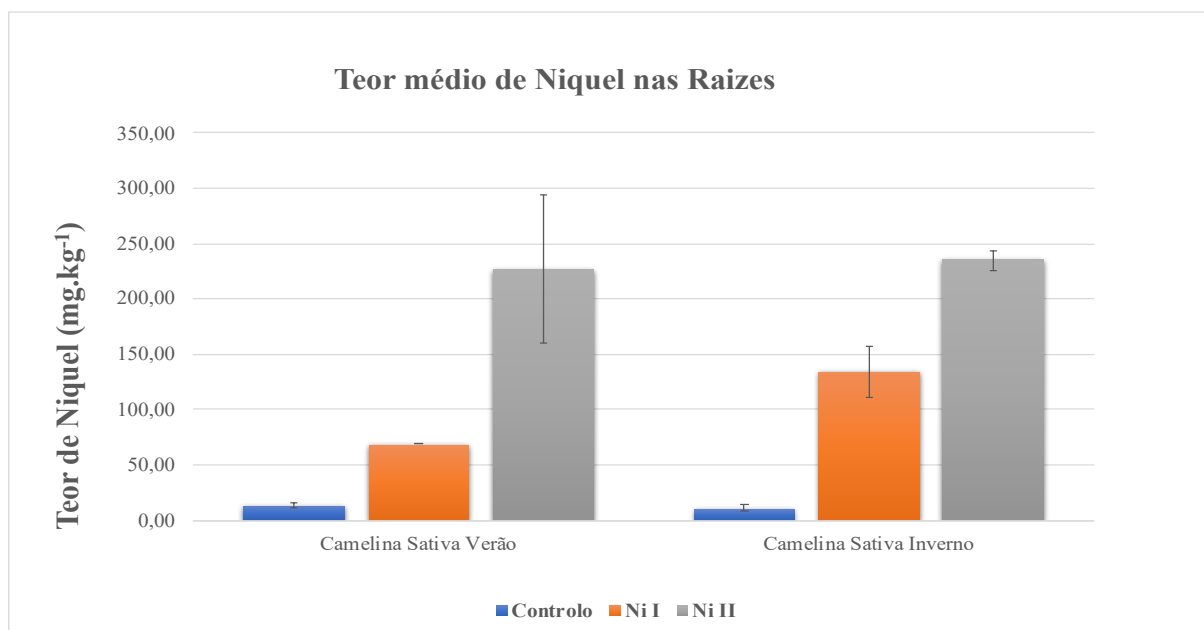


Figura 4-21: Teor médio de Niquel nas raízes (mg.kg⁻¹) para cada variedade e nível de contaminação

Quanto à variedade de inverno, os resultados foram semelhantes à variedade de verão, obtendo-se resultados de 11 mg.kg⁻¹ para o controlo e 134 e 235 mg Ni.kg⁻¹ para os níveis I e II, respetivamente. Estes resultados também estão de acordo com o esperado, indicando que a camelina tem capacidade para extrair Ni do solo e armazená-lo nas suas raízes.

Comparando as variedades entre si, nota-se que o teor médio de Ni nas raízes, na variedade de inverno aparenta ser superior à da variedade de verão. Em geral, a toxicidade do Ni expressa-se quando a sua concentração na matéria seca das plantas for maior que 50 mg kg⁻¹, com exceção das espécies acumuladoras e hiper-acumuladoras (Adriano, 1986).

Finalmente, foram calculados o IA e o FT para todas frações de ambas as variedades da camelina, tendo em conta os diferentes tipos de contaminação, cujos resultados são representados na Tabela 4-6.

Tabela 4-6: IA da *Camelina* (Verão e Inverno), para os diferentes níveis de contaminação de Ni

Fração da Planta	Variedades	IA (Ni I)	IA (Ni II)
Caules	Verão	3,1	8,0
	Inverno	2,7	4,9
Folhas	Verão	8,1	23,8
	Inverno	4,1	8,4
Síliquas	Verão	1,8	4,1
	Inverno	3,1	3,3
Raízes	Verão	4,9	16,2
	Inverno	12,1	21,4

Os resultados do IA para todas as frações das duas variedades da camelina mostra-nos a boa capacidade para acumular Ni nas diferentes concentrações estudadas. Sendo que, o menor resultado encontrado de IA ocorreu nas síliquas da variedade de verão, na contaminação Ni I, com 1.8. Para ambas as variedades, níveis de contaminação de Ni e diferentes frações da planta, os resultados obtidos foram sempre superiores a 1. Assim, estes valores indicam que as duas variedades de camelina possuem a capacidade de absorver e acumular um determinado elemento em quantidades maiores do que o habitual (Barbosa et al., 2015). A literatura prevê que, quando um IA está acima de um (>1) é um bom indicador de uma possível capacidade da planta em reter o metal nos seus tecidos.

Importa salientar que nos ensaios com maior contaminação (Ni II) foram sempre registados maiores valores de IA relativamente aos ensaios com Ni I, para ambas as variedades e as suas respetivas frações. Entretanto, as folhas da variedade de verão, com concentração do níquel em dobro de contaminação constituiu as frações com valores mais elevados com 23.8 deste índice. Com base nos resultados encontrados neste índice de IA, pode concluir-se que a camelina é uma cultura altamente apropriada e com características adequadas ao processo de fitoextração com o Ni, concordando com o preconizado na literatura em que para Wuana e Okieimen (2011), o processo de fitoextração envolve várias etapas, sendo que a primeira fase passa pela absorção da fração metálica pela superfície da raiz, e não só, envolve a absorção dos contaminantes pelas raízes, os quais são nelas armazenados ou são transportados e acumulados nas partes aéreas. (Mcgrath, 1998).

Na Tabela 4-7 estão representados os valores de fator de translocação para ambas as variedades da camelina, as suas respectivas frações e os níveis de contaminação.

Tabela 4-7: FT da Camelina (Verão e Inverno), para os diferentes níveis de contaminação de Ni

Fração da Planta	Variedades	FT (Controlo)	FT (Ni I)	FT (Ni II)
Caules	Verão	1,6	1,0	0,8
	Inverno	1,8	0,4	0,4
Folhas	Verão	3,2	5,3	4,7
	Inverno	3,8	1,3	1,5
Síliquas	Verão	1,2	0,4	0,3
	Inverno	1,5	0,4	0,2

Os valores de translocação de Ni das raízes para os caules, folhas e síliquas, não foram, de um modo geral, muito elevados. As folhas da variedade de verão, na contaminação com Ni I, foram as que demonstraram maior aptidão neste ponto com 5,3. Entretanto, o valor mínimo de FT obtido foi 0,2 para as síliquas na contaminação Ni II. Ora, os resultados obtidos para o FT mostram que a transferência de Ni, para as partes aéreas de ambas as variedades de camelina, não é muito elevada, uma vez que uma boa parte dos valores alcançados são inferiores à unidade, significando que a acumulação de níquel se dá preferencialmente nas raízes.

As características desejáveis para uma espécie vegetal em fitoextração são, ainda, um rápido crescimento e elevada biomassa, bem como um sistema radicular alargado para explorar grandes volumes de solo. Estas variedades da camelina têm potencial para ser utilizadas em fitoextração, ficando mais uma vez comprovado o seu potencial de fitoextração de níquel dos solos, e não só, possuindo um elevado fator de translocação, ser adaptáveis a ambientes específicos e de fácil gestão agrícola (Vamerali et al., 2010).

4.6. CÁDMIO

O Cd é um metal que ocorre normalmente em concentrações vestigiais, sem função biológica essencial. É caracterizado pela sua alta toxicidade para plantas, animais e humanos e, mesmo em baixas concentrações, é um metal pesado muito tóxico (Ma et al., 2003 & Gramlich et al.,

2017). Com isso, os níveis tóxicos deste elemento podem levar à desnaturação de proteínas e ao *stress* oxidativo, resultando em danos nas membranas, redução da atividade enzimática e da fotossíntese, clorose, dentre várias outras mudanças metabólicas.

O Cd nos solos pode ter uma origem natural (geogénica) ou resultar da atividade industrial (antropogénica). Em geral é encontrado na crosta terrestre ligado a outros elementos, como o oxigénio (na forma de óxido de cádmio), o cloro (na forma de cloreto de cádmio) ou o enxofre (na forma sulfato e sulfito de cádmio). Estes compostos encontram-se na forma sólida e têm diferentes solubilidades em água (ATSDR 1999). Está relacionado à fração ácido-solúvel e ligado à matéria orgânica e, portanto, a sua disponibilidade no solo pode ser afetada pela alteração do pH do solo e decomposição de matéria orgânica (Prasad & Hagemeyer, 1999; Alloway, et al., 2013; Chavez et al., 2016), capacidade de troca de catiões e teor de argila, tornando-o disponível à planta (Alloway, et al., 2013).

Em solos desenvolvidos sob a influência de clima húmido, a migração de Cd pelo perfil é mais provável de ocorrer do que a sua acumulação no horizonte superficial, portanto, o enriquecimento no conteúdo de Cd observado tão comumente em solos de topo deve estar relacionado aos efeitos de contaminação. As contaminações de cádmio nos solos são particularmente importantes porque este metal é captado eficientemente pelas plantas, entrando assim na cadeia alimentar do Homem e outros animais (ATSDR 1999).

Além disso, o Cd é particularmente perigoso porque as plantas que crescem em solos contaminados podem absorver e acumular Cd em tecidos comestíveis, em grandes quantidades, sem qualquer sinal visível, assim, introduzindo o metal na dieta humana (McBride, 2003). Portanto, conhecer a finalidade deste metal no solo é muito importante para as culturas e também para avaliar o impacto negativo que este pode causar. É considerado o elemento mais perigoso, devido o seu comportamento químico no solo e a habilidade das plantas e dos animais em acumulá-lo (Kirkham, 2006).

4.6.1. TEOR DE Cd NOS CAULES DA BIOMASSA

Na Figura 4-22 estão apresentados os teores médios de Cd presentes nos caules de camelina, tanto para a variedade de verão como para a de inverno, assim como para os níveis de contaminação. A variedade de verão, apresentou teores de Cd nos caules com poucas diferenças, tanto pelos níveis de contaminações como para o ensaio de controlo.

Na variedade de verão, os resultados encontrados dão a entender que o controlo apresentou baixa concentração, com 5,2 mg.kg⁻¹. Nos ensaios contaminados com Cd, os valores obtidos sugerem que o aumento da concentração de Cd no solo não foi acompanhado de maior concentração nos caules. Esta concentração é, aliás, pouco diferente do ensaio de controlo, o que significa que esta variedade não acumula Cd nos caules.

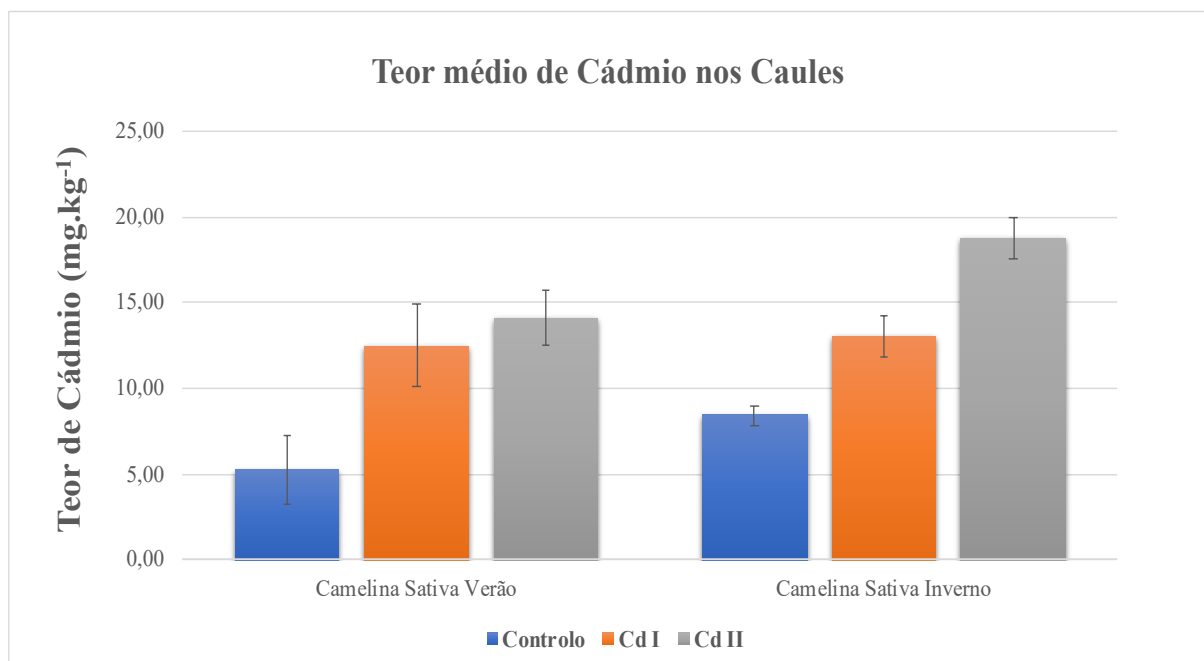


Figura 4-22: Teor médio de Cádmio nos caules (mg.kg⁻¹) para cada variedade e nível de contaminação.

Em relação a variedade de inverno, foi obtido um teor médio de 8,4 mg.kg⁻¹ para o controlo. Nesta variedade é possível observar um aumento mais significativo da concentração de Cd nos caules com o aumento da concentração de Cd no solo, mas este aumento da concentração não é suficiente para se afirmar que os caules são um local preferencial de acumulação daquele metal.

Quando se comparam as variedades entre si, nota-se que o teor médio de Cd nos caules nas variedades de inverno é superior ao da variedade de verão, mas que as diferenças observadas não foram estatisticamente significativas.

4.6.2. TEOR DE Cd NAS FOLHAS DA BIOMASSA

Na Figura 4-23 estão apresentados os teores médios de Cd presentes nas folhas de camelina, tanto para a variedade de verão como para a de inverno, assim como para os níveis de contaminação.

Os resultados encontrados no ensaio de controlo das folhas da variedade de verão são muito semelhantes aos valores encontrados no ensaio de controlo dos caules para a mesma estrutura ($4,3 \text{ mg.kg}^{-1}$). Nos ensaios de contaminação com Cd, os valores obtidos mostram que houve diferença entre os níveis de contaminação, obtendo-se concentrações de $20,5$ e $36,9 \text{ mg.kg}^{-1}$ para os níveis I e II, respetivamente. Os resultados obtidos dão a entender que quando a variedade de verão é sujeita a concentrações crescentes de Cd, este vai ser acumulado nas folhas.

No que diz respeito a variedade de inverno, o ensaio de controlo apresentou resultados semelhantes à variedade de verão ($6,20 \text{ mg.kg}^{-1}$), mas nos ensaios de contaminação os resultados não foram muito superiores ao controlo ($12,2$ e $14,9 \text{ mg.kg}^{-1}$, respetivamente), indicando que esta variedade não acumula Cd naquela estrutura.

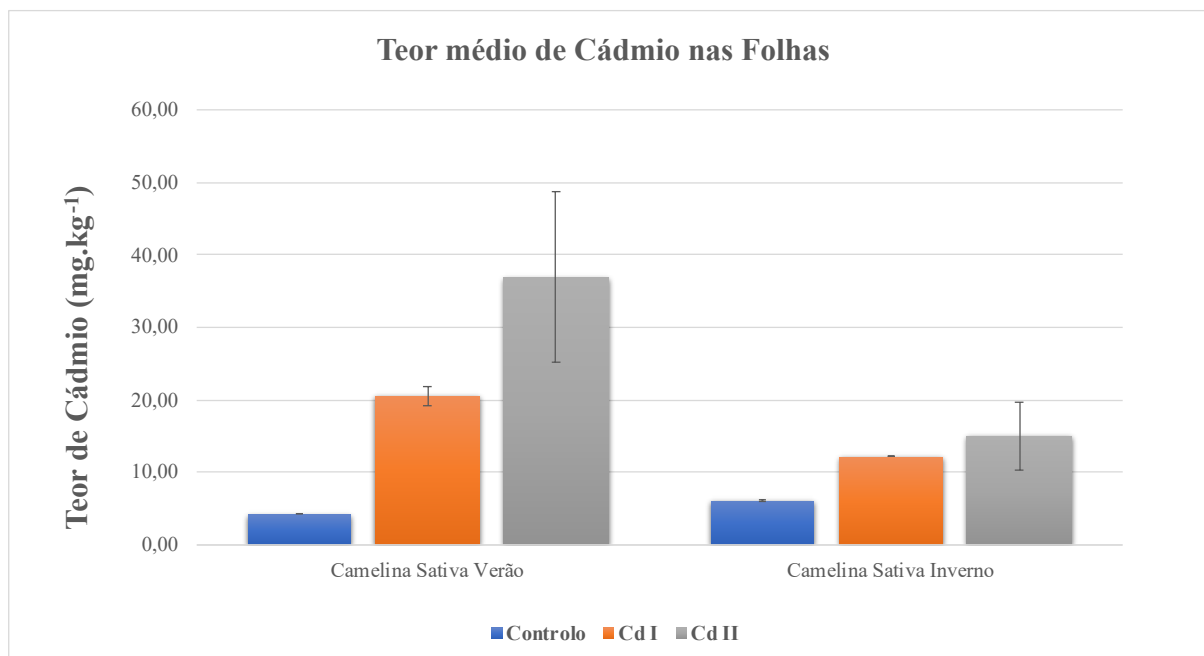


Figura 4-23: Teor médio de Cádmio nas folhas (mg.kg^{-1}) para cada variedade e nível de contaminação.

Quando comparamos as duas variedades entre si, para sabermos até que ponto a contaminação influenciou, o teor de Cd obtido nas folhas, verifica-se que a variedade de inverno acumula menos cádmio nas folhas do que a variedade de verão, com teores equivalentes aos encontrados

para os caules. Nas plantas a presença de Cd pode diminuir o crescimento, reduzir a taxa de fotossíntese e provocar alterações metabólicas tanto ao nível enzimático como não enzimático. Ao contrário do que se viu na variedade de verão, a baixa acumulação de Cd nas folhas pode ser uma estratégia para proteger a função fotossintética do stress oxidativo induzido pelo cádmio (Milner & Kochian, 2008; Markovska et al. 2009).

Apesar do Cd ser tóxico para plantas não tolerantes, mesmo em baixas concentrações. Teores entre 5 e 10 mg kg⁻¹ nas folhas resultam em efeitos tóxicos para a maioria das plantas (Gallego et al., 2012). Entretanto, algumas espécies de plantas, cultivadas em altas concentrações desse elemento, apresentam funções biológicas normais, pois desenvolveram formas de se adaptar a esse ambiente (Prasad & Freitas, 2003).

4.6.3. TEOR DE Cd NAS SILIQUAS DA BIOMASSA

Na Figura 4-24, estão apresentados os teores médios de Cd presentes nas siliquas de camelina, tanto para a variedade de verão como para a de inverno, assim como os níveis de contaminações. No que diz respeito ao ensaio de controlo correspondente à variedade de verão, foi alcançada uma concentração de 2,1 mg.kg⁻¹. No ensaio de contaminação com Cd, apenas o nível I produziu siliquas, pelo que o valor encontrado foi 4,2 mg.kg⁻¹. A ausência de siliquas nas plantas sujeitas à concentração mais elevada de Cd sugere que este produziu toxicidade suficiente para inviabilizar a cultura.

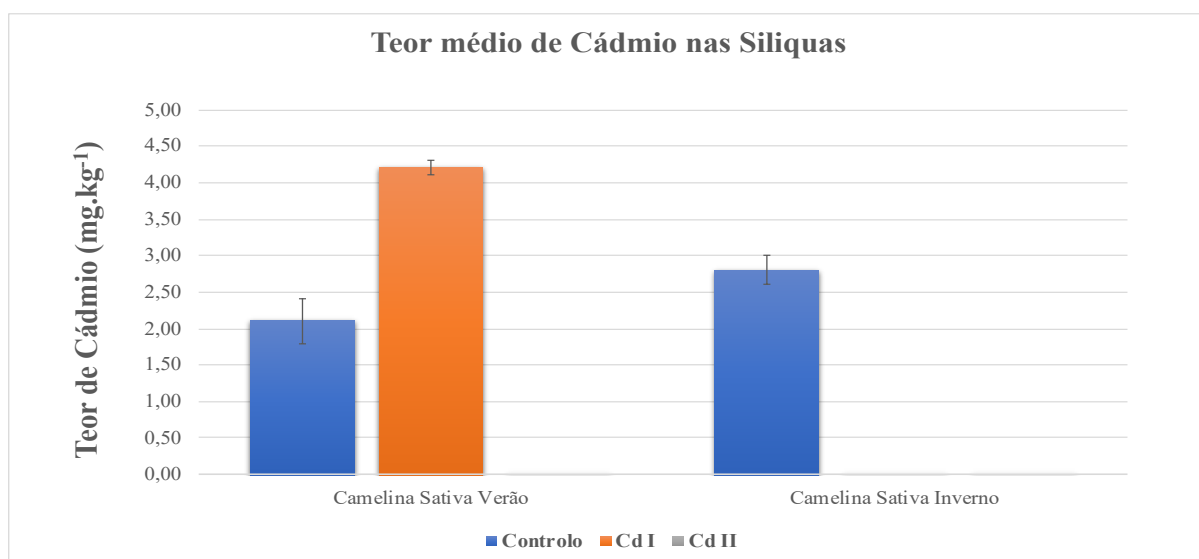


Figura 4-24: Teor médio de Cádmio nas siliquas (mg.kg⁻¹) para cada variedade e nível de contaminação.

Na variedade de inverno, o cenário encontrado não muito diferente, com o controlo a devolver uma concentração baixa e os ensaios de contaminação a afetarem significativamente a produção de siliquas, ao ponto de inviabilizarem totalmente a cultura. Contudo, com os resultados obtidos é possível observar que o Cd não se acumula nas siliquas. Ora, uma vez que as sementes da camelina são fundamentais para a produção de biocombustíveis, não deve ser considerado o seu cultivo em locais contaminados com teores de Cd em concentrações iguais ou superiores ao limite máximo definido na legislação.

4.6.4. TEOR DE Cd NAS RAIZES DA BIOMASSA

Na Figura 4-25 estão representados os teores médios de Cd obtidos nas raízes de camelina, tanto para a variedade de verão como para a de inverno e por níveis de contaminação.

No que diz respeito ao ensaio de controlo correspondente a variedade de verão, verifica-se que apresentou uma concentração de $3,3 \text{ mg.kg}^{-1}$, o que está de acordo com as restantes estruturas da planta. Por outro lado, no ensaio de contaminação com Cd, os valores obtidos mostram claramente que as raízes são a estrutura que mais Cd armazena, pois é aqui que se encontram as concentrações mais elevadas (24 e 31 mg.kg^{-1} para os níveis I e II, respetivamente).

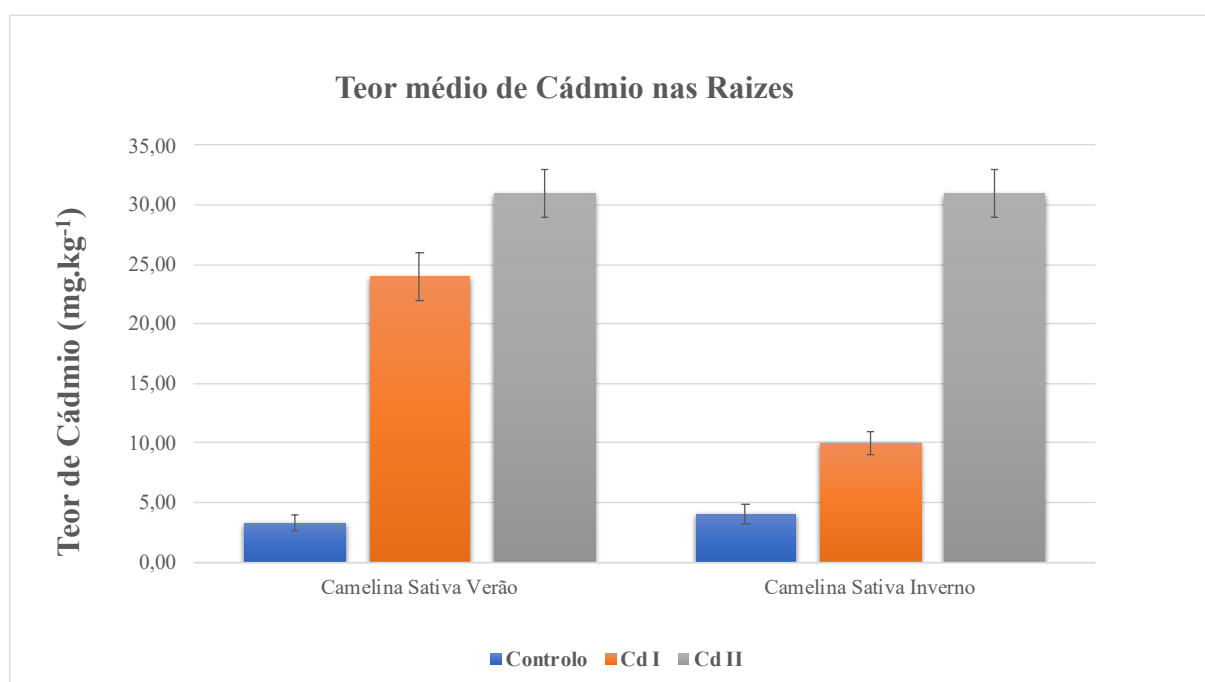


Figura 4-25: Teor médio de Cádmio nas raízes (mg.kg^{-1}) para cada variedade e nível de contaminação.

Na variedade de inverno, por sua vez, o ensaio de controlo revelou um teor de 4 mg.kg^{-1} , sendo este novamente, um resultado que aparenta que seja mais baixo neste ponto de estudo. Já no caso de contaminação com Cd, as concentrações obtidas foram bastantes diferentes, mediante os resultados de 10 e 31 mg Cd.kg^{-1} , para os níveis I e II, respetivamente.

Quando se comparam as variedades entre si, nota-se que o teor médio de Cd nas raízes do controlo, na variedade de inverno é idêntico, mas quando a comparação é feita entre contaminações, apenas existem teores idênticos no nível mais elevado. Na variedade de inverno o nível I de contaminação apresentou teores de Cd muito mais baixos do que a variedade de verão, indicando que existiu pouca acumulação daquele metal nas raízes.

O Cd é considerado um dos metais de maior toxicidade devido a sua alta mobilidade no solo e à pequena concentração nas quais se iniciam os efeitos tóxicos nas plantas não tolerantes, tal como se viu na situação de contaminação em dobro na variedade de inverno que tenha se apresentado com resultados superiores. Entretanto, em nível mundial, a concentração média de Cd no solo é estimada em $0,41 \text{ mg.kg}^{-1}$, situando-se entre $0,2$ e $1,1 \text{ mg.kg}^{-1}$. Aparentemente, valores maiores que aqueles de referência refletem o impacto antropogénico na concentração de Cd na superfície do solo (Kabata-Pendias, 2011).

Posto isso, a seguir foram calculados o IA e o FT para todas frações das ambas variedades da camelina, tendo em conta os diferentes tipos de contaminação, cujos resultados são representados na Tabela 4-8.

Os resultados do IA para as várias frações das duas variedades da camelina, mostraram uma boa capacidade para acumular o cádmio nas diferentes concentrações estudadas, excepto nas siliquas nas duas variedades, sendo este, o menor resultado encontrado de IA que ocorreu com contaminação com Cd I.

Para as ambas as variedades, níveis de contaminação de Cd e diferentes frações da planta, os valores obtidos foram, na sua grande maioria, superiores a 1. Por sua vez, estes valores indicam que as duas variedades de camelina possuem uma boa capacidade de absorver e acumular um determinado elemento em quantidades maiores do que o habitual (Barbosa et al., 2015).

Tabela 4-8: IA da Camelina (Verão e Inverno), para os diferentes níveis de contaminação de Cd

Fração da Planta	Variedades	IA (Cd I)	IA (Cd II)
Caules	Verão	2,4	2,7
	Inverno	1,5	2,2
Folhas	Verão	4,8	8,6
	Inverno	2,0	2,4
Síliquas	Verão	2,0	-
	Inverno	-	-
Raízes	Verão	7,3	9,4
	Inverno	2,5	7,8

Os ensaios em dobro de contaminação (Cd II), foram os que registaram os maiores valores de IA relativamente aos ensaios com Cd I, para ambas as variedades e as suas respectivas frações. Assim, as raízes da variedade de verão com concentração do cádmio em dobro, constituiu a fração com IA mais elevada com 9,4, seguido das folhas, com 8,6. Estes resultados indicam que os centros de acumulação de Cd para a camelina são as raízes e as folhas.

Apesar de terem sido obtidos alguns resultados superiores à unidade, o IA, da camelina poderia ser considerada mais adequada a um processo de fitoextração, porque em todas as estruturas de camelina tiveram a capacidade de acumular Cd em concentrações superiores às habituais, excepto as síliquas, concordando com o preconizado na literatura em que, no caso da fitoestabilização, os metais pesados são imobilizados no solo pelas raízes das plantas.

Esta técnica normalmente não se destina a remover contaminantes do solo, mas sim a reduzir os seus riscos para a saúde humana e para o ambiente (Liu et al., 2018; Vamerali et al., 2010; Wuana & Okieimen, 2011).

A Tabela 4-9 representa os valores de FT para ambas as variedades da camelina, as suas respectivas frações e os níveis de contaminação.

Tabela 4-9: FT da *Camelina* (Verão e Inverno), para os diferentes níveis de contaminação de Cd

Fração da Planta	Variedades	FT (Controlo)	FT (Cd I)	FT (Cd II)
Caules	Verão	1,6	0,5	0,5
	Inverno	2,1	1,3	0,6
Folhas	Verão	1,3	0,9	1,2
	Inverno	1,6	1,2	0,5
Síliquas	Verão	0,6	0,2	-
	Inverno	0,7	-	-

De um modo geral não foram alcançados valores de FT muito elevados e em alguns casos, como o das síliquas foram nulos. Os caules da variedade de inverno do controlo, apresentou-se com maior resultado neste ponto com 2.1.

Nota-se que tendo em conta o FT para todas as frações das ambas variedades em estudo em dobro de contaminação do solo, verifica-se que os resultados não são muito elevados, já que grande parte dos valores alcançados são inferiores à unidade (<1), com exceção das folhas da variedade de verão.

A semelhança com o verificado no IA, também para o FT se registaram alguns resultados maiores em quase todas as frações do controlo nos caules e folhas, em ambas variedades, contrariamente do que se viu para o FT de contaminação, e especificamente na situação das síliquas, em ambas as variedades, apresentaram-se com fatores de translocação menores a 1. A literatura prevê que, a fitoextração, consiste no cultivo de plantas que são selecionadas pela sua capacidade de concentrar contaminantes removidos do solo nos seus tecidos. (Sherameti & Varma, 2010).

CAPÍTULO 5:

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente capítulo apresenta as principais conclusões desta pesquisa, onde se articula a informação obtida da revisão da literatura e da pesquisa empírica, com os objetivos do estudo. A pesquisa teve como o principal objetivo avaliar o potencial de produção de culturas energéticas em solos contaminados com metais pesados, como forma de aproveitar e remediar solos marginais e, simultaneamente, contribuir para reduzir ou minimizar o agravamento das alterações climáticas através da utilização da biomassa produzida para produção de energia.

Para o alcance destes objetivos, foram levados a cabo um conjunto de ensaios realizados em vasos controlados, nos quais foram plantadas sementes da camelina, variedade de verão e inverno, em solos contaminados artificialmente com metais pesados (Ni ou Cd), a partir dos quais se apresentam as seguintes conclusões:

A camelina mostrou-se sendo uma espécie bastante positiva, facilmente adaptável a diversos tipos de ambientes de cultivo, sendo importante para regiões com clima desfavorável para outras espécies. Quanto ao nível das produtividades, tendo em conta os resultados alcançados de produtividade da biomassa aérea obtidos para ambas as variedades, foi então possível perceber que, comparando os valores entre as duas variedades de camelina, ambas apresentaram bons resultados de produtividade. Esperava-se uma maior regressão da produtividade da biomassa aérea, em ambas as variedades submetidas ao dobro de contaminação, facto que não se verificou e que não houve diferenças estatisticamente significativas entre variedades para todas as contaminações, o que significa que ambas as variedades tiveram um comportamento semelhante quando expostas às mesmas condições.

Entretanto, apenas no caso da presença de Ni I no solo em estudo para as duas variedades (verão e inverno), a situação aparenta que foi superior que a do controlo, mas que em termos de rendimento foi semelhante. Isto quer dizer, que nem com a contaminação do Ni, nem com o Cd afetaram a produtividade da biomassa aérea da camelina. Contrariamente, a camelina, possui perfeitas características para se desenvolver em solos contaminados com metais pesados, quer na sua variedade de verão, quer na de inverno, e não só, mas também a implementação destas variedades em solos contaminados permitirá sempre um aproveitamento e reutilização de solos poluídos, os quais, provavelmente, não teriam qualquer utilização agrícola.

Na presença de solos contaminados com Cd, nota-se que a produção de siliques teve uma perda, e sabendo que é nas siliques que se encontram as sementes de camelina, a partir das quais existe a possibilidade de extração de óleo para produção de biocombustíveis, pode comprometer a

utilização desta cultura como fonte de óleo para energia, biocombustíveis, etc. O cultivo da variedade de verão seria uma opção preferível ao da de inverno, visto que, nos vasos contaminados com Cd, a variedade de inverno não chegou a produzir siliquas.

Em relação aos teores de cinzas na biomassa de camelina das amostras de controlo e as contaminadas com Ni e Cd, foi possível concluir que houve variações em termos de resultados. Por um lado, notou-se que num solo com uma concentração de Ni e Cd mais elevada a produção de cinzas por parte das diferentes frações (caule, folhas, siliquas e raízes) de camelina é acrescida, sendo este um resultado esperado bastante positivo e interessante do ponto de vista da produção de bioenergia. Além disso, a contaminação dos solos com os metais pesados em estudo provocou alguns efeitos na qualidade da biomassa das duas variedades, verificando-se o aumento do teor de cinzas. Naturalmente, a introdução dos metais no solo originou uma maior disponibilidade destes elementos, levando ao aumento da sua incorporação na biomassa e a uma diminuição da qualidade da mesma para fins energéticos.

Deste modo, por um lado, as duas variedades não foram significativamente afetadas pela contaminação com o níquel e, por outro, foram afetadas pela presença de Cd no solo, tanto que, em alguns casos, não chegou a produzir siliquas, como observado nos resultados obtidos na variedade de inverno. Com isso, é necessário ter em conta que, no caso específico das siliquas, os rendimentos desta variedade foram efetivamente bastante mais reduzidos do que no caso da variedade de verão.

No que diz respeito aos resultados de fitorremediação, pode concluir-se que a camelina é tolerante aos metais, tornando possível a sua produção em solos contaminados com Ni e, em alguns casos com Cd nas concentrações testadas. A variedade de verão apresentou melhores resultados, sendo esta a maior acumuladora dos metais em análise. Além disto, a possibilidade de remediação de metais pesados do solo por parte da camelina constitui uma vantagem bastante acrescida para esta cultura, tanto que, o cultivo desta cultura energética acaba sendo uma boa opção para fornecer um rumo aos solos contaminados por metais pesados. Finalmente, com base nos resultados encontrados nos IA e FT, pode concluir-se que a camelina é uma cultura altamente apropriada e com características adequadas ao processo de fitoextração de Ni.

5.1. RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Tanto quanto temos estado a observar, durante o atual estudo, segundo as conclusões do presente trabalho, recomenda-se o seguinte para os diferentes níveis:

- O aprofundamento da tolerância da camelina ao metal Ni, suas características, formas, dinâmica no solo e em plantas, além da sua influência no meio ambiente, visto que, em situações de atividades antropogénicas, o Níquel se torna cada vez mais eficaz, contrariamente o que se verificou na situação da contaminação com o cádmio, sendo bastante tóxicos prejudicaram as plantas.
- Avaliar até que ponto o óleo produzido em solos contaminados tem características semelhantes ou diferenciadas do óleo obtidos em solos próprios para agricultura.
- Fazer uma avaliação económica e ambiental da sustentabilidade da produção do óleo provenientes de plantas de solos contaminados para bioenergia.

CAPÍTULO 6:

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 276/09, D.-L. nº. (2009). Anexo I, Valores limite de concentração relativos a metais pesados, compostos orgânicos e dioxinas e microrganismos. Diário da República, nº 192, I série, 2 de outubro de 2009.
- Abramovic, H.; Abram, V. (2006). *Effect of added rosemary extract on oxidative stability of Camelina sativa oil*. Acta Agriculturae Slovenica, v. 87, n. 2, p. 255-261.
- Abramovic, H.; Abram, V. (2005). *Physical chemical properties, composition and oxidative stability of Camelina sativa Oil*. Food Technology and Biotechnology, v. 43, n. 1, p. 63-70.
- Accioly, A. M. A.; Siqueira, J. O. (2000). *Contaminação química e biorremediação do solo*. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V.; V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R. Tópicos em ciência do solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 1, p. 299-352.
- Adriano, D.C. (1986). *Trace elements in the terrestrial environment*. New York: Springer-Verlag, 533p.
- Adriano, D.C., (2001). *Trace Elements in the Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals*. 2 ed. New York: Springer.
- Agegnehu, M., & Honermeier, B. (1997). *Effects of seeding rates and nitrogen fertilization on seed yield, seed quality and yield components of false flax (Camelina sativa Crtz.)*. Bodenkultur, 48(1), 15– 21.
- Alloway, B.J., (1995a). *Heavy Metals in Soils*. London: Blackie Academic & Professional. 368p.
- Alloway, B.J., (1995b). *Cadmium*. In.: Alloway, B.J. Heavy Metals in Soils. (2ª ed., cap. 5, pp. 122-147). London: Blackie Academic & Professional.
- Al-Wabel, M.I.; Et. al. (1998). *Effect of sewage sludge on some chemical properties of calcareous sandy soils*. Commun Soil Sci Plant Anal, v. 29, p. 2713-24.
- Andrade, J., Tavares, S., Mahler, C. (2007). *Fitorremediação, o uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental, Oficina de Textos*. São Paulo, Brasil, 176 p.
- Anjos, J. A. S. A. (2003). *Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (Wetland) no controle da poluição por metais pesados: o caso da plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA*. Tese de Doutorado, São Paulo, Brasil. 385pp.
- AOAC. (1990). *Official Methods of Analysis*. Agricultural Chemicals; Contaminants; Drugs, 1 § Arlington, EUA: Association of Official Analytical Chemists.

- Angelini, L.C., Moscheni, E., Colonna, G., Belloni, P., Bonari, E., (1997). *Variation in agronomic characteristics and seed oil composition of new oilseed crops in central Italy*. Ind. Crops Prod. 6, 313-323.
- Ashraf, S., Ali, Q., Zahir, Z. A., Ashraf, S., & Asghar, H. N. (2019). *Phytoremediation: Environmentally sustainable way for reclamation of heavy metal polluted soils. Ecotoxicology and Environmental Safety*, 174(November 2018), 714–727. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.02.068>.
- ATSDR – Agency of Toxic Substances and Disease Registry. (2005). *Toxicological Profile for Nickel*. Atlanta: Us Department of Health and Human Services. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 397pp.
- Baize, D. (2000). *Guide des analyses en pedologie*. (INRA editions, Ed.) (2^a ed). Paris, França.
- Barbosa, B. (2014). *Fitorremediação de solos contaminados com Zn e Cr utilizando Arundo donax L*. Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa.
- Barbosa, B., Boléo, S., Sidella, S., Costa, J., Duarte, M. P., Mendes, B., ... Fernando, A. L. (2015). *Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Soils Using the Perennial Energy Crops. Miscanthus spp. and Arundo donax L.*, 1500–1511. <https://doi.org/10.1007/s12155-015-9688-9>.
- Barbosa, B., Costa, J., Boléo, S., Duarte, M. P., & Fernando, A. L. (2016). *Phytoremediation of Inorganic Compounds*. In A. B. Ribeiro, E. P. Mateus, & N. Couto (Eds.), *Electrokinetics Across Disciplines and Continents: New Strategies for Sustainable Development*. Springer, Cham.
- Barbosa, B., Costa, J., & Fernando, A. L. (2018). *Production of Energy Crops in Heavy Metals Contaminated Land: Opportunities and Risks*. In R. Li & A. Monti (Eds.), *Land Allocation for Biomass Crops* (pp. 83–102). Springer, Cham.
- Barbosa, B., & Fernando, A. L. (2018). *Aided Phytostabilization of Mine Waste*. In M. N. V. Prasad, P. J. C. Favas, & S. K. Maiti (Eds.), *Bio-Geotechnologies for Mine Site Rehabilitation*. Elsevier.
- Barbosa, B., Costa, J., & Fernando, A. L. (2019). *Production of energy crops in heavy metals contaminated land: Opportunities and risks*. Land Allocation for Biomass Crops: Challenges and Opportunities with Changing Land Use, 23. https://doi.org/10.1007/978-3-319-74536-7_5.

- Berti, M., Gesch, R., Eynck, C., Anderson, J., & Cermak, S. (2016). *Camelina uses, genetics, genomics, production, and management*. Industrial Crops and Products, 94, 690–710. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2016.09.034>.
- Berti, M., Wilckens, R., Fischer, S., Solis, A., & Johnson, B. (2011). *Seeding date influence on camelina seed yield, yield components, and oil content in Chile*. Industrial Crops and Products, 34, 1358–1365. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2010.12.008>.
- Berton, R.S. (1992). *Fertilizantes e poluição*. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 20. Piracicaba.
- Berton, R. S.; Pires, A. M. M.; Andrade, S. A. L. de; Abreu, C. A. de; Ambrosano, E. J.; Silveira, A. P. D. da. (2006). *Toxicidade do níquel em plantas de feijão e efeitos sobre a microbiota do solo*. Pesquisa agropecuária brasileira, Brasília, v.41, n.8, p.1305-1312, ago.
- Blanco-Canqui, H. (2016). *Growing Dedicated Energy Crops on Marginal Lands and Ecosystem Services*. *Soil Science Society of America Journal*, 80(4), 845–858.
- Bouby, L. (1998). Two early finds of gold-of-pleasure (*Camelina* sp.) in middle Neolithic and Chalcolithic sites in western France. *Antiquity*, 391–398. <https://doi.org/10.1017/S0003598X0008666X>.
- Borges, A. J.; Torres, E. A. (2017). *Adaptabilidade da Camelina sativa e uso na produção de biodiesel - uma revisão*. Revista Liberato, v. 17, n. 28.
- Brooks, R.R (1998). *Phytoremediation by volatilization*. In Brooks, R.R [Ed], *Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals*, CAB International, Wallingford, p. 289.
- Brown, P. H.; Nickel. In: Barker, A.V.; Pilbeam, D.J. (2007). *Handbook of plant nutrition*. Boca Raton: CRC Press. P. 395-409.
- Cardoso, L. M. N. & Chasin, A. A. M. (2001). *Ecotoxicologia do cádmio e seus compostos*. Salvador: CRA, 121p.
- Cunningham, S. D., Anderson, T. A. & Schwab, P. F. C., (1996). *Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants*. Adv. Agron. (56) p.55.
- Champolivier, L., & Merrien, A. (1996). *Effects of water stress applied at different growth stages to Brassica napus L. var. oleifera on yield, yield components and seed quality*. European Journal of Agronomy. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(96\)02004-7](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(96)02004-7).

- Chugh, L.K.; Sawhney, S.K. (1996.). *Effect of cadmium on germination, amylases and rate of respiration of germinating pea seeds*. Environmental Pollution, London, v.92, p.1-5.
- Crowley, J. G. (1999). *Evaluation of Camelina sativa as an alternative crop*. Teagasc, 1–9.
- Cristaldi A., Oliveri Conti G., Hea Jho. E., Pietro Zuccarello, Alfina, G. & Chiara, C. M. F. (2017). *Phytoremediation of contaminated soils by heavy metals and PAHs*. A brief review. Environmental Technology and Innovation 8, 309-326.
- Dauber, J., Brown, C., Fernando, A. L., Finnan, J., Krasuska, E., Ponitka, J. & Zah, R. (2012). *Bioenergy from “surplus” land: Environmental and socio-economic implications*. BioRisk, (7), 5– 50.
- Dinardi, A. L. et al. (2003). *Fitorremediação: III Fórum de Estudos Contábeis, Faculdades Integradas Claretianas*. Anais. Rio Claro, São Paulo.
- Duarte, R.S. & Pasqual, A. (2000). *Avaliação do Cadmio (Cd), Chumbo (Pb), Níquel (Ni) E Zinco (Zn) Em Solos, Plantas e cabelos humanos*. Energia na Agricultura, v.15, p.30-40.
- Eckel, H.; Roth, U. & Dohler, H. (2005). *Assessment and reduction of heavy metal input into agro-ecosystems: final rep*. Eu-Concerted Action Aromis, KTBL – Schriift, Darmstadt.
- EP Solos e Sedimentos. (2012). *Relatório de Atividades da EP Solos e Sedimentos 2009/2011*. Plano Nacional de Acção Ambiente e Saúde – PNAAS. 120p.
- Ferreira, A. (2015). *Culturas energéticas: produção de biomassa e bioenergia*. Faculdade de Ciências e Tecnologia- Universidade de Nova de Lisboa.
- Fernandes, J.C.; & Henriques, F.S. (1991). *Biochemical, physiological, and structural effects of excess copper in plants*. Botanical Review, v.57, n.3, p.246-273.
- Francis, A., & Warwick, S. I. (2009). *The Biology of Canadian Weeds*. 142. *Camelina alyssum* (Mill.).
- French, A. N., Hunsaker, D., Thorp, K., & Clarke, T. (2009). *Evapotranspiration over a camelina crop at Maricopa, Arizona*. Industrial Crops and Products, 29, 289–300. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2008.06.001>.
- Frohlich, A.; Rice, B. (2005). *Evaluation of Camelina sativa oil as a feedstock for biodiesel production*. Industrial Crops and Products, v. 21, n. 1, p. 25-31.

- Federal Remediation Technologies Roundtable [FRTR]. (2013). http://www.frtr.gov/matrix2/top_page.html. Acedido a 3 de Junho, 2013 de FRTR em <http://www.frtr.gov>.
- Gallego, S. M.; Pena, L. B.; Barcia, R. A.; Azpilicueta, C. E.; Iannone, M. F.; Rosales, E. P.; Zawoznik, M. S.; Groppa, M. D. & Benavides, M. P. (2012). Review: *Unravelling cadmium toxicity and tolerance in plants: Insight into regulatory*. Environmental and Experimental Botany, v. 83 p. 33–46.
- Guimarães, M. A., Santana, T. A., Silva, E. V., Zenzen, I. L. & Loureiro, M. E. (2008). *Toxicidade e tolerância ao cádmio em plantas*. Revista Trópica – Ciências Agrárias e Biológicas. 3 (1): 58-68.
- Gugel, R. K., & Falk, K. C. (2006). *Agronomic and seed quality evaluation of Camelina sativa in western Canada*. Canadian Journal of Plant Science, 1047–1058. <https://doi.org/10.4141/p04-081>.
- Gesch, R. W. (2014). *Influence of genotype and sowing date on camelina growth and yield in the north central U.S.* Industrial Crops and Products, 54, 209–215. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2014.01.034>.
- Gonzaga, M. I. S.; Santos, J. A. G. & Ma, L. Q. (2008). *Extração de arsénio do solo por samambaias do género Pteris*. Magistra, Cruz das Almas-BA, v. 20, n. 3, p. 291-300, jul./set.
- Glass, D. J. (1999). *Current market trends in phytoremediation's*. Int. J. Phyto., v. 1, n. 1. p. 1-8.
- Gill, S.S., Khana, N.A. & Tuteja, N. (2012). Cadmium at high dose perturbs growth, photosynthesis and nitrogen metabolism while at low dose it up regulates sulfur assimilation and antioxidant machinery in garden cress (*Lepidium sativum* L.). Plant Sci. 182, 112–120.
- GISD (Global Invasive Species Database). (2009). *Camelina sativa*. <http://issg.org/database/species/ecology.asp?si=1440&fr=1&sts=&lang=EN>
- Gramlich, A. et al. (2017). *Cadmium uptake by cocoa trees in agroforestry and monoculture systems under conventional and organic management*. Sci. of the Total Environment, 580, 677-686.
- Howladar, S. M. (2014). *A novel Moringa oleifera leaf extract can mitigate the stress effects of salinity and cadmium in bean (Phaseolus vulgaris L.) plants*. Ecotoxicol. Environ. Saf. 1, 69–75.

- Hunsaker, D. J., French, A. N., Clarke, T. R., & El-Shikha, D. M. (2011). *Water use, crop coefficients, and irrigation management criteria for camelina production in arid regions*. Irrigation Science. <https://doi.org/10.1007/s00271-010-0213-9>.
- Jenkins, P.; Southern, T.; Truesdale, V. & Jeary, A. (1996). *Waters*. In: *Watts, S. and Halliwell, L.* (eds), *Essential Environmental Science, Methods & Techniques*, Routledge, Londres, Reino Unido, pp 305-350.
- Jiang, W., Jacobson, M. G., & Langholtz, M. H. (2019). A sustainability framework for assessing studies about marginal lands for planting perennial energy crops. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 13(1), 228–240.
- Johnson, EN, Falk, K., Klein-Gebbinck, H., Lewis, L., Vera, C., Malhi, S., Shirtliffe, S., Gan, Y., Hall, L., Topinka, K., Nybo, B., Sluth, D., Bauche, C. & Phelps, S. (2008). *Agronomia de Camelina sativa e Brassica carinata*. Relatório Anual 2008. Corporação de Pesquisa Aplicada Ocidental. [Online] Disponível: http://www.warc.ca/reports/Camelina_and_Carinata_Annual_Report_2008_57.pdf [9 de setembro de 2009].
- Kabata-Pendias, A.; Pendias, H. P. (2000). *Trace Elements in Soils and Plants*. (3 ed.). CRC Press, London. 123 – 167.
- Kabata-Pendias, A. (2004). *Soil-plant transfer of trace elements – an environmental issue*. *Geoderma*, 122: 143-149.
- Kabata-Pendias, A. (2011). *Trace elements in soils and plants*. (CRC Press, Ed.) (Fourth, Vol. 49). [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(85\)90020-1](https://doi.org/10.1016/0016-7037(85)90020-1).
- Kabata-Pendias, A. (2011). *Trace elements in soil and plants*. (4 ed.). Boca Raton: CRC Press, 505p.
- Kandiah, A. (1985). *Quality criteria in using sewage effluent for crop production*. In: Food and Agriculture Organization of United Nations. Regional Seminar on the Treatment and Use of Sewage Effluent for Irrigation. Nicosia, Roma, FAO,
- Khalid, S., Shahid, M., Niazi, N. K., Murtaza, B., Bibi, I., & Dumat, C. (2017). A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. *Journal of Geochemical Exploration*, 182, 247–268.
- Keunen, E., Florez-Sarasa, I., Obata, T., Jozefczak, M., Remans, T., Vangronsveld, J., Fernie, A.R. & Cuypers, A. (2016). *Metabolic responses of Arabidopsis thaliana roots*

and leaves to sublethal cadmium exposure are differentially influenced by alternative oxidase1a. *Environ. Exp. Bot.* 124, 64–78.

- Klaassen, C.D., Liu, J. & Diwan, B.A., (2009). *Metallothionein protection of cadmium toxicity*. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 238 (3), 215–220.
- Knox, A. S., Kolka, R. K., Gamberdinger, A. P., Kaplan, D. I., Frankenberger, W. T., Sims, R. C. & Bollag, J.-M. (1999). *Sources and Practices Contributing to Soil Contamination*. Em *Bioremediation of Contaminated Soils* (pp. 53–87). <https://doi.org/10.2134/agronmonogr37.c4>.
- Knorz, K. H. Entwicklung und ausbreitung des leindotters (*Camelina sativa*). (1978). Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1438-8677.1978.tb03642.x/abstract>>. Acesso em: 29 maio de 2015.
- Li, N., Qi, G., Sun, X. S., Xu, F., & Wang, D. (2015). *Adhesion properties of camelina protein fractions isolated with different methods*. *Industrial Crops and Products*, 69, 263–272. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2015.02.033>.
- Liu, L., Li, W., Song, W., & Guo, M. (2018). *Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: Principles and applicability*. *Science of the Total Environment*, 633, 206–219. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.161>.
- Liu, H., Zhang, C., Wang, J., Zhou, C., Feng, H., Mahajan, M.D., Xiaori Han, X. (2017). *Influence and interaction of iron and cadmium on photosynthesis and antioxidative enzymes in two rice cultivars*. *Chemosphere* 171, 240–247.
- Lino, J. R. P. A. (2014). *Fitorremediação de águas residuais contaminadas com Cd e Ni por três genótipos de Miscanthus*. Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Energia e Bioenergia. FCT – Nova Lisboa.
- Leghari, S. J., Wahocho, N. A., Laghari, G. M., Hafeez Laghari, A., Mustafa Bhabhan, G., Hussain Talpur, K. & Lashari, A. A. (2016). Role of nitrogen for plant growth and development: a review. *Advances in Environmental Biology*, 10(9), 209–219. Retrieved from [https://go.galegroup.com/ps/i.do?id=GALE%7CA472372583&sid=google Scholar&v=2.1&it=r&lin.kaccess=fulltext&issn=19950756&p=AONE&sw=w&userGroupName=ufrj_brcap](https://go.galegroup.com/ps/i.do?id=GALE%7CA472372583&sid=google%20scholar&v=2.1&it=r&lin.kaccess=fulltext&issn=19950756&p=AONE&sw=w&userGroupName=ufrj_brcap).
- MA, M. et al. (2003). *The isolation and characterization of Type 1 metallothionein (MT) cDNA from a heavy-metal-tolerant plant. Festuca rubra cv. Merlin*. *Plant Sci.*, 164, 51–60.

- Masella, P., Martinelli, T., & Galasso, I. (2014). *Agronomic evaluation and phenotypic plasticity of Camelina sativa growing in Lombardia, Italy*. Crop and Pasture Science, 65(5), 453. <https://doi.org/10.1071/cp14025>.
- Ma, Q., Cao, X., Tana, X., Sia, L., Wua, L. (2017). *Effects of cadmium stress on pakchoi (Brassica chinensis L.) growth and uptake of inorganic and organic nitrogenous compounds*. Environ. Exp. Bot. 137, 49–57.
- Matiazzo-Prezotto, M.E. (1994). *Comportamento de cobre, cádmio, cromo, níquel e zinco adicionados a solos de clima tropical em diferentes valores de pH*. Piracicaba; Tese (Livre Docência) – Universidade de São Paulo. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz.
- Mahar, A., Wang, P., Ali, A., Awasthi, M.K., Lahori, A.H., Wang, Q., Zhang, Z. (2016). *Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: a review*. Ecotoxicol. Environ. Saf. 126, 111–121.
- Macedo, F. G. (2016). *Disponibilidade de Ni no sistema solo-planta: efeito de doses e saturações por bases*. Tese (doutorado em Ciências) Universidade de São Paulo. Centro de Energia Nuclear na Agricultura. Piracicaba – SP.
- Markovska, Y. K., Gorinova, N. I., Nedkovska, M. P., Miteva, K. M. (2009). *Cadmium-induced oxidative damage and antioxidant responses in Brassica juncea plants*. Biologia Plantarum 53 (1): 151-154.
- Melo, E. E. C. DE; Nascimento, C. W. A. Do Santos, A. C. Q. (2006). *Solubilidade, fracionamento e fitoextração de metais pesados após aplicação de agentes quelantes*. Revista Brasileira de Ciências do Solo, volume 30; pg. 1051-1060,
- Meers, E. & Tack, F. (2010). *Assisted Phytoextraction: Helping Plants to Help Us*. Elements – An International Magazine of Mineralogy, Geochemistry and Petrology: Sustainable Soil Remediation, Volume 6, Número 6, pp. 383-388.
- McBride, M.B. (2003). *Cadmium concentration limits in agricultural soils: weakness in USEPA's risk assessment and the 503 rules*. Human and Ecological of the National Cancer Institute, Oxford, v.98, p.869-873.
- Mcvay, K. A. & Khan, Q. A. (2011). *Camelina yield response to different plant populations under dry land conditions*. Agronomy Journal, v. 103, n. 4, p. 1265-1269,
- Mcvay, K. A., & Lamb, P. F. (2008). *Camelina Production in Montana* (Report). Montana State University, 8.

- McGrath, S. P., (1995). *Chromium and Nickel*. Alloway, B.J. Heavy Metals in Soils. (2^a ed., cap. 7, pp. 152-174). London: Blackie Academic & Professional.
- McGrath, S.P. (1998). *Phytoextraction for soil remediation*. In Brooks, R. R [Ed], Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals, CAB International, Wallingford, p.261.
- McGrath D. & Fleming G.A. (2006). *Trace Elements and Heavy Metals in Irish Soils*. TEAGASC, Carlow, p. 216.
- Monti, A., Di Virgilio, N., & Venturi, G. (2008). *Mineral composition and ash content of six major energy crops*. Biomass and Bioenergy, 32, 216–223. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2007.09.012>.
- Miller, R. R. (1996). *Phytoremediation*. Disponível em <http://www.gwrtac.org/>. Disponível em 18 jun. 2001.
- Milner, M.J.; Kochian, L.V. (2008). *Investigating Heavy-metal Hyperaccumulation using Thlaspi caerulescens as a Model System*. Annals of Botany, v.102, p.3–13.
- Mishra, D.; Kar, M. (1974). *Nickel in plant growth and metabolisms*. Botanical Review, New York, v 40, p.395-449.
- Mitchell, R.L. (1945). *Cobalt and nickel in soils and plants*. Soil science, v.60, p.63-70
- Moser, B. R. (2010). *Camelina (Camelina sativa L.) oil as a biofuel's feedstock: Golden opportunity or false hope?* Lipid Technology, 22(12), 270–273. <https://doi.org/10.1002/lite.201000068>.
- Moser, B. R. (2012). *Biodiesel from alternative oilseed feedstocks: Camelina and field pennycress*. Biofuels, 3(2), 193–209. <https://doi.org/10.4155/BFS.12.6>.
- Mullins, G. (2009). *Phosphorus, Agriculture & the Environment*.
- Mulligan, G. A. (2002). *Weedy introduced mustards (Brassicaceae) of Canada*. Canadian Field Naturalist, v. 116, p. 623-631.
- Nascimento, L. A. (2008). *Diagnóstico Da Possível Influência Da Atividade Petrolífera Em Sedimentos De Fundo Da Bacia Piranhas-Açu, Região Baixo Açu/Rn*. Universidade Federal Do Rio Grande Do Norte, Natal-Rn. Dissertação de Mestrado.
- Olsen, S. R., Cole, C. V., Watanabe, F. S., & Dean, L. A. (1954). *Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate*. Washington D.C., EUA.
- Prasad, N.M.V. & Freitas, H.M.O. (2003). *Metal hyperaccumulation in plants – Biodiversity prospecting for phytoremediation technology*. Eletronic Journal of Biotechnology. v.6, p. 285-321.

- Putnam, D. H., Budin, J. T., Field, L. A., & Breene, W. M. (1993). *Camelina: A promising low-input oilseed. New Crops*.
- Pires, F. R. et al. (2001). *Uso da fitorremediação na descontaminação do solo*. In: Encontro regional de botânicos, 23, 2001, Viçosa, MG. Resumos. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 104p.
- Pulighe, G., Bonati, G., Colangeli, M., Morese, M. M., Traverso, L., Lupia, F. & Fava, F. (2019). Ongoing and emerging issues for sustainable bioenergy production on marginal lands in the Mediterranean regions. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 103, 58–70.
- Queiroz, C. de S. (2012). *Níquel, outros micronutrientes e silício e a ferrugem asiática (Phakopsora pachyrhizi) na cultura da soja (Glycine max)*. (Dissertação de mestrado, área de concentração: área de concentração: Produção Vegetal) Universidade Federal de Goiás. Goiânia-GO.
- Reis, T. C. (2002). *Distribuição e biodisponibilidade do níquel aplicado ao solo como NiCl₂ e biossólido*. 105p. Tese (Doutorado) Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- Robinson, R.G. (1987). *Camelina: a useful research crop and a potential oilseed crop*. Station Bulletin 579-1987 (Item No. AD-SB-3275) p. 12.
- Ross, S.M. (1994). *Retention, transformation and mobility of toxic metals in soil-plant systems*. In: ROSS, S.M., ed. Toxic metals in soil-plant system. Chichester, John Wiley, p.63-152.
- Ross, D. S., & Ketterings, Q. (2011). *Recommended Methods for Determining Soil Cation Exchange Capacity - Chapter 9*. Recommended Soil Testing Procedures for the Northeastern United States. Cooperative Bulletin, (493), 75–86.
- Soares, C. R. F. S.; Siqueira, J. O., Carvalho, J. G. e Moreira, F. M. S. (2005). *Fitotoxidez de cádmio para Eucalyptus maculata e. euophila em solução nutritiva*. R. Árvore, vol. 29, n. 2, p. 175-183.
- Sherameti, I., & Varma, A. (Eds.). (2010). *Soil Heavy Metals*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Shaw, B. P.; Sahu, S. K.; Mishra, R. K. (2004). *Heavy metal induced oxidative damage in terrestrial plants*. In: PRASAD, M. N. V. (ed). Heavy metal stress in plants: From biomolecules to ecosystems. 2nd ed. Springer, printed in India. P.84-126.

- Shonnard, D. R.; Williams, L.; Kalnes, T. N. (2010). *Camelina-derived jet fuel and diesel: 396 Sustainable advanced biofuels*. Environmental Progress & Sustainable Energy, v. 3, p. 382-392.
- Shukla, V. K. S.; Dutta, P. C. & Artz, W. E. (2002). *Camelina oil and its unusual cholesterol content*. Journal of the American Oil Chemists' Society, v. 79, p. 965- 969,
- Signor, M., Raccuia, S. A., Del Gatto, A., Toscano, G., Duca, D., Mengarelli, C., ... Melilli, M. G. (2015). *Morphological, Productive and Energetic Characterization of Brassica Carinata in Central, North and South Areas of Italy*. Acta Horticulturae, (1005), 419–426. <https://doi.org/10.17660/actahortic.2013.1005.50>
- Tandy, S.; Bossart, K.; Mueller, R.; Ritschel, J.; Hauser, L.; Schulin, R.; Nowack, B. (2004). *Extraction of heavy metals from soils using biodegradable chelating agents*. Environmental Science Technology, v.38, p.937- 944.
- Tedesco, M. J.; Gianello, C. B.; Bohnen, H.; et al.; (1995). *Análises de solo, plantas e outros materiais*. Boletim Técnico no 5. 2 ed. (rev. e amp.) Porto Alegre: Departamento de Solos; Faculdade de Agronomia; Universidade Federal do Rio Grande do Sul,
- Tedin, V. O. (1922). *Zur Blüten-und Befruchtungsbiologie der Leindotter (Camelina sativa)*. Bot. Not. 1922: 177–189.
- Ugarte, O. M.; Alfaro, M. R.; Álvarez, A. M.; Álvarez, J. E.; Accioly, A. M. de A.; & Nascimento, C. W. A. do. (2015). *El níquel em suelos y plantas de cuba*. Cultivos Tropicales, Vol. 36, n. especial. P. 27-35.
- Uren, N. C. (1992). *Forms, reaction and availability of nickel in soils*. Advances in Agronomy, San Diego, v.48p. 141.
- Urbaniak, S. D., Caldwell, C. D., Zheljazkov, V. D., Lada, R., & Luan, L. (2008). *The effect of seeding rate, seeding date and seeder type on the performance of Camelina sativa L. in the Maritime Provinces of Canada*. Canadian Journal of Plant Science, 501–508. <https://doi.org/10.4141/cjps07148>.
- Vamerali, T., Bandiera, M., & Mosca, G. (2010). *Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land*. A review. Environmental Chemistry Letters, 8, 1–17. <https://doi.org/10.1007/s10311-009- 0268-0>.
- Vandecasteele, C., & Block, C. (1993). *Modern Methods for Trace Element Determination*. John Wiley & Sons, p. 330.

- Vollmann, J. *et al.* (2007). *Agronomic evaluation of camelina genotypes selected for seed quality characteristics*. Industrial Crops and Products, v. 26, p. 270–277.
- Walkley, A., & Black, I. (1934). *An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method*. Soil Science, 29–38.
- Wang, F., Gao, J., & Zha, Y. (2018). *Hyperspectral sensing of heavy metals in soil and vegetation: Feasibility and challenges*. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 136, 73–84.
- Waraich, E. A., Ahmed, Z., Ahmad, R., Yasin Ashraf, M., Saifullah, Naeem, M. S., & Rengel, Z. (2013). *Camelina sativa, a climate proof crop, has high nutritive value and multiple uses: A review*. Australian Journal of Crop Science, 7(10), 1551–1559.
- Watanabe, F. S., & Olsen, S. R. (1965). *Test of an Ascorbic Acid Method for Determining Phosphorus in Water and NaHCO₃ Extracts from Soil*. Soil Science Society of America, 677–678.
- Watts, S., & Halliwell, L. (1996). *Appendix 3 – Detailed field and chemical methods for soil*. Routledge, Londres, Reino Unido.
- Williams, J.H. (1975). *Use of sewage on agricultural land and the effects of metals on crops*. Water Pollut Control, v. 74, p. 635-44.
- Yang, W.E.; Baligar, V. C.; Foster, J. C.; & Martens, D.C. (1997). *Accumulation and transport of nickel in relation to organic acids in ryegrass and maize grown with different nickel levels*. Plant and Soil, Dordrecht, v.196, p. 271-276.
- Yang, J. *et al.* (2016). *An evaluation of biodiesel production from Camelina sativa grown in Nova Scotia*. Industrial Crops and Products, v. 81, p. 162–168.
- Wuana, R. A., & Okieimen, F. E. (2011). *Heavy metals in contaminated soils: A review of sources, chemistry, risks, and best available strategies for remediation*. Heavy Metal Contamination of Water and Soil: Analysis, Assessment, and Remediation Strategies; ISRN Ecology, 2011, 20. <https://doi.org/10.1201/b16566>.
- Zubr, J. (2003). *Qualitative variation of Camelina sativa seed from different Locations*. Industrial Crops and Products, v. 17, p. 161-169.
- Zubr, J. (2003). *Ácidos graxos e aminoácidos alimentares de sementes de Camelina sativa*. J. Food Qual. 26: 451–462.

- Zubr, J. (2002). *Qualitative variation of Camelina sativa seed from different locations*. Industrial Crops and Products, 17, 161–169. [https://doi.org/10.1016/S0926-6690\(02\)00091-2](https://doi.org/10.1016/S0926-6690(02)00091-2).
- Zubr, J. (1997). *Oil-seed crop: Camelina sativa*. Industrial Crops and Products, 113–119. [https://doi.org/10.1016/S0926-6690\(96\)00203-8](https://doi.org/10.1016/S0926-6690(96)00203-8).
- <https://environmentalchemistry.com>