



Tratamento de água residual suinícola através de vermifiltração e hidroponia

Mestrado em Engenharia da Energia e do Ambiente

Tomás Michael do Rosário da Luz

Leiria, setembro de 2023



Tratamento de água residual suinícola através de vermifiltração e hidroponia

Mestrado em Engenharia da Energia e do Ambiente

Tomás Michael do Rosário da Luz

Dissertação realizada sob a orientação do Professor Doutor Luis Miguel Igreja Aires e do Professor Doutor Kirill Ispolnov

Leiria, setembro de 2023

Originalidade e Direitos de Autor

A presente Dissertação é original, elaborada unicamente para este fim, tendo sido devidamente citados todos os autores cujos estudos e publicações contribuíram para o elaborar.

Reproduções parciais deste documento serão autorizadas na condição de que seja mencionado o Autor e feita referência ao ciclo de estudos no âmbito do qual o mesmo foi realizado, a saber, Curso de Mestrado em Engenharia Energia e do Ambiente, no ano letivo 2022/2023, da Escola Superior de Tecnologia e Gestão do Instituto Politécnico de Leiria, Portugal, e, bem assim, à data das provas públicas que visaram a avaliação destes trabalhos.

Dedicatória

A Deus, à toda a minha família, minha fundação, especialmente à força da natureza que era a minha tia/mãe Maria Isabel do Rosário Gomes “Mãe Lena”. *Cê kode t estmob bestent!*

Agradecimentos

Primeiramente, a Deus toda honra e glória. Grato pela vida e saúde, pelas novas oportunidades, e pelo caminho reto e iluminado.

Agradeço os meus orientadores, ao Professor Doutor Luis Miguel Igreja Aires e ao Professor Doutor Kirill Ispolnov, pelo entusiasmo, disponibilidade, dedicação, apoio, ajuda e amparamento em todos os processos envolvidos na investigação desenvolvida e na escrita desta dissertação.

Agradeço também à técnica de laboratório Maria Carlos Rodrigues pelo apoio e esclarecimentos durante as análises laboratoriais, química e instrumental, e ao Engenheiro André Fonseca pelo suporte que me foi dado na realização das análises microbiológicas. E também à Professora Doutora Judite Vieira pela ajuda, sugestões e encorajamento.

Quero agradecer à Mónica Margarida pelo apoio incondicional, e aos meus amigos mais próximos, Marcos, Délcio, William, Aloísio, Noel, Kevin, Denilson, Hugo e José pela grande motivação. Ao Manuel Luz e à Margareth Baptista pelo apoio e carinho que me deram desde sempre. Aos meus amigos e colegas do mestrado, em especial ao Andre, Ana Raquel, Danielle e a Yessenia, pelas tantas experiências e por torcerem por mim.

E do fundo do meu coração, quero agradecer toda a minha família pelo incentivo durante a concretização deste trabalho. Aos meus pais Itaulina do Rosário e Osvaldo Luz, as minhas avós Ana do Rosário e Sabina Luz, pelo amor, educação, valores, força e encorajamento que sempre me transmitiram. Agradeço também os meus irmãos, Danny, Tracy e Osvaldo Rúben e às minha primas/irmãs Ana Isabel e Viviane pelo apoio e por acreditarem em mim.

Este trabalho foi financiado por LA/P/0045/2020 (ALiCE), UIDB/50020/2020 e UIDP/50020/2020 (LSRE-LCM), financiado por fundos nacionais através da FCT/MCTES (PIDDAC).

Página intencionalmente deixada em branco

Resumo

A suinicultura, apesar da sua importância, contribui para o aumento da indisponibilidade de água potável devido às descargas das águas residuais deste setor sem o tratamento adequado, ricas em sólidos, nutrientes, metais pesados e agentes patogénicos. Perante as dificuldades de implementação de sistemas convencionais de tratamento de água, e pela dispersão das explorações suinícolas, parece fundamental estudar novas alternativas, mais sustentáveis e descentralizadas, de gestão e tratamento destes efluentes. Este estudo teve por objetivo principal avaliar a vermifiltração integrada com a hidroponia no tratamento de água residual suinícola. Para isso, primeiramente foi concebido e otimizado um sistema hidropónico DWC (*Deep Water Culture*) à escala laboratorial, que permitisse produzir adequadamente alfaces, de bom aspeto, com elevada eficiência de uso de água e de radiação e um efluente com teores baixos de azoto (N) e fósforo (P), com o intuito de se usar posteriormente esse sistema no tratamento hidropónico de água residual suinícola vermifiltrada. Para o efeito foram testados diferentes níveis de radiação (DLI, integral diário de luz fotossintética, entre 8 e 23 mol m⁻² d⁻¹), usando luz fluorescente, e volumes de solução nutritiva (SN) por alface entre 1,5 e 3 L, em dois estudos consecutivos de 35 dias de crescimento de alface frisada (*Lactuca sativa* L. var. *crispa*). Os resultados revelaram que 2 L de SN por alface e DLI entre 10 e 12 mol m⁻² d⁻¹ foram as condições que permitiam alcançar os objetivos pretendidos com o sistema concebido. Uma vez otimizado o sistema hidropónico, foram realizados 2 estudos de tratamento de água residual suinícola por vermifiltração e hidroponia. A alface frisada foi cultivada hidroponicamente durante 35 dias num primeiro momento em água vermifiltrada (AV), e posteriormente em água vermifiltrada suplementada (AVS), tendo como controlo a SN. O crescimento das plantas foi monitorizado semanalmente, através de análises métricas de alguns parâmetros de crescimento, assim como os parâmetros físico-químicos e microbiológicos de qualidade de água. A água vermifiltrada usada nos estudos foi recolhida após aclimação das minhocas usadas (*Eisenia fetida*) e maturação do vermifiltro, construído e testado em estudos anteriores. As análises pontuais realizadas mostraram que o vermifiltro conseguiu remover da água residual 84% dos SST, mais de 80% da turvação, 20% dos SDT, mais de 47% da CBO₅, mais de 80% do NH₃-N e mais de 80% dos coliformes totais e *E. coli*. O acréscimo máximo observado de PO₄-P foi de 2,2 mgP L⁻¹, e de NO₃-N foi de 113 mgN L⁻¹. A água vermifiltrada evidenciou ter teores médios de NO₃-N adequados à hidroponia de alface, mas valores baixos de PO₄-P. No estudo de hidroponia em AV, usou-se 2 L de solução por planta e DLIs de 8,06, 10,4 e 12,1 mol m⁻² d⁻¹, com a SN como controlo. A AV evidenciou excelente viabilidade para o crescimento de alface, no entanto o crescimento médio, a biomassa produzida e o aspeto final das alfaces foram significativamente inferiores nos tratamentos com AV, sendo o fósforo um dos nutrientes limitantes. A AV no final da hidroponia apresentou, contudo, critérios legais de qualidade que permitiriam a sua reutilização em rega, com algumas restrições, e a sua reutilização em alguns usos urbanos. No tratamento hidropónico em AVS, a suplementação com fósforo e outros macro e micronutrientes foi realizada com o objetivo de se melhorar a produtividade de alface e ao mesmo tempo potenciar o tratamento da água,

tendo decorrido também com volume 2 L de solução por planta, mas com um DLI médio de $11 \text{ mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, usando a SN e a AV como controles. Em termos de biomassa produzida e aspeto das alfaces, o tratamento AVS foi igual ao tratamento SN. No final do estudo hidropónico, os parâmetros analisados na AV como na AVS estavam em conformidade com os requisitos legais para descarga de águas residuais. No que respeita ao aproveitamento de águas residuais tratadas para reutilização em rega (Decreto-Lei 119/2019) a AV e a AVS poderiam ser classificadas com uma classe de qualidade C em função da quantidade de *E. coli* ainda presente na água. Os resultados obtidos mostraram boa capacidade do sistema integrado de vermifiltração e hidroponia no tratamento de águas residuais suinícolas, produzindo uma água com qualidade de ser reutilizada em diversos fins e permitindo em simultâneo a produção de alfaces com elevada eficiência de uso de água e com potencial se serem valorizadas economicamente.

Palavras-chave: vermifiltração, hidroponia, água residual suinícola, água vermifiltrada, solução nutritiva.

Abstract

Despite its importance, pig farming contributes to an increase in the unavailability of drinking water due to the discharge of wastewater from this sector without adequate treatment, rich in solids, nutrients, heavy metals, and pathogens. Given the difficulties in implementing conventional water treatment systems and the dispersion of pig farms, it seems essential to study new, more sustainable, and decentralized alternatives for managing and treating these effluents. The main aim of this study was to evaluate vermifiltration integrated with hydroponics in the treatment of pig wastewater. To this end, a hydroponic DWC (Deep Water Culture) system was first designed and optimized on a laboratory scale, which would allow for the adequate production of good-looking lettuces, with high efficiency in the use of water and radiation and an effluent with low nitrogen (N) and phosphorus (P) contents, with the aim of later using this system in the hydroponic treatment of vermifiltered pig wastewater. To this end, different levels of radiation (DLI, daily photosynthetic light integral, between 8 and 23 mol m⁻² d⁻¹) were tested using fluorescent light, and volumes of nutrient solution (SN) per lettuce between 1.5 and 3 L, in two consecutive 35-day studies of curly lettuce (*Lactuca sativa* L. var. *crispa*) growth. The results showed that 2 L of SN per lettuce and DLI between 10 and 12 mol m⁻² d⁻¹ were the conditions that allowed the intended objectives of the system to be achieved. Once the hydroponic system had been optimized, two studies were carried out on the treatment of pig wastewater using vermifiltration and hydroponics. Curly lettuce was grown hydroponically for 35 days, first in vermifiltered water (AV) and then in supplemented vermifiltered water (AVS), with SN as the control. The growth of the plants was monitored on a weekly basis through metric analyses of some growth parameters, as well as the physico-chemical and microbiological parameters of water quality. The vermifiltered water used in the studies was collected after acclimatization of the earthworms used (*Eisenia fetida*) and maturation of the vermifilter, built and tested in previous studies. The spot analyses carried out showed that the vermifilter was able to remove 84% of TSS, more than 80% of turbidity, 20% of TDS, more than 47% of BOD₅, more than 80% of NH₃-N and more than 80% of total coliforms and *E. coli* from the wastewater. The maximum increase observed in PO₄-P was 2.2 mgP L⁻¹, and in NO₃-N was 113 mgN L⁻¹. The vermifiltered water proved to have average NO₃-N levels suitable for lettuce hydroponics, but low PO₄-P values. In the AV hydroponics study, 2 L of solution per plant and DLIs of 8.06, 10.4 and 12.1 mol m⁻² d⁻¹ were used, with SN as the control. The AV showed excellent viability for lettuce growth, however the average growth, biomass produced, and final appearance of the lettuces were significantly lower in the AV treatments, with phosphorus being one of the limiting nutrients. However, at the end of the hydroponics process, the water had legal quality criteria that would allow it to be reused for irrigation, with some restrictions, and to be reused in some urban uses. In the hydroponic treatment in AVS, supplementation with phosphorus and other macro and micronutrients was carried out with the aim of improving lettuce productivity and at the same time enhancing water treatment, which also took place with a volume of 2 L of solution per plant, but with an average DLI of 11 mol m⁻² d⁻¹, using SN and AV as controls. In terms of biomass produced

and lettuce appearance, the AVS treatment was equal to the SN treatment. At the end of the hydroponic study, the analyzed parameters in both AV and AVS complied with the legal requirements for discharging wastewater. Regarding the use of treated wastewater for reuse in irrigation (Decree-Law 119/2019), AV and AVS could be classified with a quality class C depending on the amount of *E. coli* still present in the water. The results obtained show that the integrated vermifiltration and hydroponics system has a good capacity for treating pig wastewater, producing water of a quality that can be reused for a variety of purposes, while at the same time enabling the production of lettuces that are highly efficient in terms of water use and have the potential to be economically valued.

Keywords: vermifiltration, hydroponics, pig wastewater, vermifiltered water, nutrient solution.

Índice

| | |
|---|-------------|
| Originalidade e Direitos de Autor | iii |
| Dedicatória | iv |
| Agradecimentos | v |
| Resumo | vii |
| Abstract | ix |
| Lista de Figuras | xiii |
| Lista de Tabelas | xvi |
| Lista de Siglas e Acrónimos | xix |
| 1. Introdução | 1 |
| 1.1. Enquadramento e Motivação científica | 1 |
| 1.2. Suiniculturas, importância e impactes ambientais | 3 |
| 1.2.1. Suinicultura em Portugal | 3 |
| 1.2.2. Impactes ambientais dos efluentes suinícolas | 4 |
| 1.3. Origem, tratamento e valorização de águas residuais | 7 |
| 1.4. Objetivos do estudo | 9 |
| 1.5. Organização do trabalho | 10 |
| 2. Revisão da Literatura..... | 11 |
| 2.1. Vermifiltração | 11 |
| 2.1.1. Minhocas – Ecologia e biologia | 11 |
| 2.1.2. Mecanismo e funcionamento da vermifiltração | 12 |
| 2.1.3. Mecanismos das minhocas no tratamento de AR por vermifiltração | 13 |
| 2.1.4. Design e operação de um Vermifiltro..... | 14 |
| 2.1.5. Desempenho geral de um Vermifiltro | 18 |
| 2.1.6. Aplicação da vermifiltração em diferentes águas residuais..... | 21 |
| 2.1.7. Vantagens e limitações da vermifiltração..... | 22 |
| 2.2. Hidroponia | 23 |
| 2.2.1. Tecnologias e técnicas de cultivo hidropónico e as suas operações..... | 24 |
| 2.2.2. Substratos de crescimento | 28 |
| 2.2.3. Solução Nutritiva..... | 28 |
| 2.2.4. pH e condutividade elétrica (EC) em hidroponia | 29 |
| 2.2.5. Sistemas hidropónicos no tratamento de águas residuais..... | 30 |

| | | |
|-------------|--|------------|
| 2.2.6. | Vantagens e limitações dos sistemas hidropônicos..... | 33 |
| 2.3. | Enquadramento Legal | 33 |
| 3. | Materiais e Métodos | 35 |
| 3.1. | Cultura | 35 |
| 3.2. | Otimização de um sistema hidropônico DWC com luz artificial..... | 36 |
| 3.2.1. | Instalação experimental..... | 36 |
| 3.2.2. | Experiências | 38 |
| 3.3. | Tratamento de água residual suinícola por vermifiltração e hidroponia | 39 |
| 3.3.1. | Instalação experimental..... | 39 |
| 3.3.2. | Experiências | 42 |
| 3.4. | Monitorização da temperatura, luminosidade e dos parâmetros de crescimento das plantas..... | 45 |
| 3.5. | Monitorização dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos | 45 |
| 3.6. | Cálculos e análise estatística..... | 47 |
| 4. | Resultados e Discussão..... | 48 |
| 4.1. | Otimização do sistema hidropônico DWC para a produção de alface..... | 48 |
| 4.1.1. | Luz artificial e crescimento das plantas | 48 |
| 4.1.2. | Eficiência do uso de água e luz | 54 |
| 4.1.3. | Qualidade da água e consumo de nutrientes | 55 |
| 4.2. | Tratamento de água residual suinícola por vermifiltração e hidroponia | 62 |
| 4.2.1. | Características da água residual suinícola | 62 |
| 4.2.2. | Tratamento por vermifiltração e a eficiência do vermifiltro | 63 |
| 4.2.3. | Tratamento da água vermifiltrada por Hidroponia..... | 72 |
| 5. | Conclusões..... | 98 |
| 6. | Trabalho futuro | 100 |
| | Referências Bibliográficas | 101 |
| | Anexos | 113 |

Lista de Figuras

| | |
|---|----|
| Figura 2.1. O corpo das minhocas e o seu mecanismo na vermifiltração (adaptado de Singh et al., 2017 e de Das & Paul, 2023a). | 14 |
| Figura 2.2. Processo de tratamento de águas residuais por vermifiltração (adaptado de Arora & Saraswat, 2021)..... | 20 |
| Figura 2.3. Exemplo de diferentes tipos de sistemas hidropónicos utilizados. Legenda: (a) DWC; (b) Sistema de gotejamento; (c) Aeroponia; (d) NFT; (e) Fluxo e refluxo; (f) Aquaponia; (g) Sistema de pavios. Nota: Figuras a, b, c, d, e, f, adaptado de Gonzalez et al., 2022 e g adaptado de Nosoilsolution, n.d.). | 27 |
| Figura 3.4. Representação esquemática do sistema hidropónico. Legenda: a) unidades hidropónicas; b) compressor de ar; c) luminária. | 36 |
| Figura 3.5. Sistema hidropónico DWC, sem recirculação..... | 37 |
| Figura 3.6. Estudos preliminares de otimização do sistema hidropónico E1 (a) e E2 (b). | 39 |
| Figura 3.7. Sistema de tratamento por vermifiltração. Legendas Fig. I e II: a) Reservatório de efluente bruto; b) Tanque de mistura; c) Bomba peristáltica; d) Vermifiltro (VF); e) Reservatório do efluente tratado..... | 40 |
| Figura 3.8. Configuração do VF e os materiais utilizados..... | 41 |
| Figura 3.9. Sistema utilizado no tratamento de água residual suínica através de vermifiltração e hidroponia. | 42 |
| Figura 3.10. Disposição das unidades hidropónicas no estudo 1 de tratamento do efluente suínica por vermifiltração e hidroponia. Nota: AV em A, B, C; SN em D, E, F. | 43 |
| Figura 3.11. Disposição das unidades hidropónica no estudo 2 de tratamento de efluente suínica por vermifiltração e hidroponia. | 44 |
| Figura 4.12. <i>Inner tipburn</i> verificado nas alfaces no estudo 1 de otimização do sistema hidropónico DWC. 49 | |
| Figura 4.13. Parâmetros de monitorização do crescimento das plantas, estudo 1 (<i>i, iii, v, vii, ix, xi</i>) e estudo 2 (<i>ii, iv, vi, viii, x, xii</i>). Letras diferentes no mesmo DAT indicam valores médios com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$)..... | 53 |
| Figura 4.14. Variação da EC durante o estudo 1 (<i>i</i>) e estudo 2 (<i>ii</i>) de otimização do sistema hidropónico DWC. | 56 |
| Figura 4.15. Variação do pH durante o estudo 1 (<i>i</i>) e estudo 2 (<i>ii</i>) de otimização do sistema hidropónico DWC. | 57 |
| Figura 4.16. Variação da temperatura da água durante o estudo 1 (<i>i</i>) e estudo 2 (<i>ii</i>) de otimização do sistema hidropónico DWC. | 58 |
| Figura 4.17. Variação da concentração de NO ₃ -N e PO ₄ -P durante o estudo 1 de otimização do sistema hidropónico DWC. Letras diferentes no mesmo DAT indicam valores médios com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$)..... | 59 |
| Figura 4.18. Variação da concentração de NH ₃ -N, NO ₃ -N e PO ₄ -P durante o estudo 2 de otimização do sistema hidropónico DWC. Letras diferentes no mesmo DAT indicam valores médios com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$)..... | 60 |
| Figura 4.19. Água residual suínica (esquerda) e água vermifiltrada (direita). | 63 |

| | |
|--|----|
| Figura 4.20. Variação da T (<i>i</i>) e do pH (<i>ii</i>) durante o crescimento das plantas em AV e em SN no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia. | 72 |
| Figura 4.21. Variação da EC e dos SDT durante o crescimento das plantas em AV e em SN no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia. | 73 |
| Figura 4.22. Variação de OD durante o crescimento das plantas em AV e em SN no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia. | 74 |
| Figura 4.23. Variação de NH ₃ -N durante o crescimento das plantas em AV e em SN no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia. | 75 |
| Figura 4.24. Variação de NO ₃ -N durante o crescimento das plantas em AV e em SN no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes no mesmo DAT indicam valores com diferenças significativas (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$). | 75 |
| Figura 4.25. Variação de PO ₄ -P durante o crescimento das plantas em AV e em SN no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes no mesmo DAT indicam valores com diferenças significativas (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$). | 76 |
| Figura 4.26. Monitorização do comprimento da raiz (<i>i</i>) e altura das plantas (<i>ii</i>) ao longo dos 35 dias do estudo 1 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes no mesmo DAT indicam valores médios com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$)..... | 78 |
| Figura 4.27. Monitorização do comprimento (<i>i</i>) e diâmetro da maior folha (<i>ii</i>) ao longo dos 35 dias do estudo 1 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes no mesmo DAT indicam valores médios com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$)..... | 79 |
| Figura 4.28. Monitorização do diâmetro da folha (<i>i</i>) e do n° de folhas (<i>ii</i>) das plantas ao longo dos 35 dias do estudo 1 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes no mesmo DAT indicam valores médios com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$). | 79 |
| Figura 4.29. BF média por alface e BF total produzida ao final dos 35 dias de crescimento no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia. | 81 |
| Figura 4.30. Aspeto das plantas ao longo do tempo de crescimento, estudo 1 de vermifiltração e hidroponia (AV nos 3 vasos mais à esquerda, e SN nos 3 vasos mais à direita). | 82 |
| Figura 4.31. Aspeto de uma das melhores alfaces crescida em AV ao final dos 35 dias, no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia. | 83 |
| Figura 4.32. Variação da T (<i>i</i>) e do pH (<i>ii</i>) durante o crescimento das plantas em AV, SN e AVS no estudo 2 de vermifiltração e hidroponia. | 86 |
| Figura 4.33. Variação da EC (<i>i</i>) e dos SDT (<i>ii</i>) durante o crescimento das plantas em AV, SN e AVS no estudo 2 de vermifiltração e hidroponia. | 87 |
| Figura 4.34. Variação do NH ₃ -N durante o crescimento das plantas em AV, SN e AVS no estudo 2 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes no mesmo DAT indicam valores médios com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$)..... | 87 |
| Figura 4.35. Variação do NO ₃ -N durante o crescimento das plantas em AV, SN e AVS no estudo 2 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes no mesmo DAT indicam valores médios com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$)..... | 88 |
| Figura 4.36. Variação do PO ₄ -P durante o crescimento das plantas em AV, SN e AVS no estudo 2 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes no mesmo DAT indicam valores médios com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$)..... | 88 |

| | |
|---|-----|
| Figura 4.37. Monitorização do comprimento da raiz (<i>i</i>) e da altura das plantas (<i>ii</i>) ao longo dos 35 dias, em AV, SN e AVS, do estudo 2 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes no mesmo DAT indicam valores médios com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$)..... | 91 |
| Figura 4.38. Monitorização do comprimento (<i>i</i>) e diâmetro da maior folha (<i>ii</i>) ao longo dos 35 dias, em AV, SN e AVS, do estudo 2 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes no mesmo DAT indicam valores médios com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$)..... | 91 |
| Figura 4.39. Monitorização do diâmetro da folhagem (<i>i</i>) e do nº de folhas (<i>ii</i>) das plantas ao longo dos 35 dias, em AV, SN e AVS, do estudo 2 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes indicam valores médios com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$). | 92 |
| Figura 4.40. BF média e total produzida ao final dos 35 dias de crescimento em AV, SN e AVS, do estudo 2 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes indicam valores com diferenças significativas (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$). | 93 |
| Figura 4.41. Aspeto das plantas ao longo do tempo de crescimento, em AV, SN e AVS, do estudo 2 de vermifiltração e hidroponia. | 94 |
| Figura 4.42. Aspeto das alfaces em AV, SN e AVS no final dos 35 dias de crescimento do estudo 2 de vermifiltração e hidroponia. | 95 |
| Figura A.43. Normas de qualidade das águas destinadas à rega (adaptado DL 236/98). | 113 |
| Figura A.44. Valores limite de emissão na descarga de águas residuais (adaptado do DL 236/98)..... | 113 |
| Figura A.45. Normas de qualidade de água para reutilização (Quadro 1.a), descrição das classes de rega (Quadro 2) e normas de qualidade de água para usos urbanos e usos paisagísticos (Quadro 3) (adaptado do DL 119/2019). | 114 |

Lista de Tabelas

| | |
|--|----|
| Tabela 2.1. Aplicação da vermifiltração no tratamento de diferentes ARD, com as eficiências de remoção de matéria orgânica e de nutrientes (adaptado de Singh et al., 2019). | 21 |
| Tabela 2.2. Aplicação da vermifiltração no tratamento de diferentes ARs, com as eficiências de remoção de matéria orgânica e de nutrientes (adaptado de Singh et al., 2019). | 22 |
| Tabela 2.3. Exemplos de culturas utilizadas na hidroponia (adaptado de Gonzalez et al., 2022, Banerjee et al., 2016 e de Ragaveena et al., 2021). | 24 |
| Tabela 2.4. Nutrientes que constituem as soluções nutritivas (adaptado de Aquino, 2014). | 29 |
| Tabela 2.5. Gama ótima de valores de EC e pH para algumas culturas em hidroponia (adaptado de Dunn & Singh, 2016). | 30 |
| Tabela 2.6. Aplicação da hidroponia no tratamento de diferentes ARs, e as eficiências de remoção de matéria orgânica e de nutrientes (adaptado de Magwaza et al., 2020 e de Prazeres et al., 2017). | 32 |
| Tabela 3.7. Composição da solução nutritiva utilizada. | 38 |
| Tabela 3.8. Especificações técnicas do VF. | 40 |
| Tabela 3.9. Elementos alterados da SN para suplementar a AV. | 43 |
| Tabela 3.10. DLI médio por unidade hidropônica (média \pm DP). | 44 |
| Tabela 3.11. Métodos de quantificação dos parâmetros de qualidade de água durante os estudos. | 47 |
| Tabela 4.12. DLI nos vasos durante os estudos de otimização do sistema hidropônico DWC. | 48 |
| Tabela 4.13. Aumento da biomassa seca (BS) ao final do ciclo de crescimento no estudo 1 de otimização do sistema hidropônico DWC. Letras diferentes indicam valores com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$). | 49 |
| Tabela 4.14. Aumento da biomassa seca (BS) ao final do ciclo de crescimento no estudo 2 de otimização do sistema hidropônico DWC. Letras diferentes indicam valores com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$). | 51 |
| Tabela 4.15. WUE e LUE do estudo 1 e estudo 2 de otimização do sistema hidropônico DWC. | 54 |
| Tabela 4.16. Variação relativa (média \pm DP) de N e de P no final do estudo 1 de otimização do sistema hidropônico DWC. Letras diferentes na mesma coluna indicam valores com diferenças significativas (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$). | 59 |
| Tabela 4.17. Variação relativa de N e de P (média \pm DP) no final do estudo 2 de otimização do sistema hidropônico DWC. Letras diferentes na mesma coluna indicam valores com diferenças significativas (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$). | 61 |
| Tabela 4.18. Características da água residual suinícola de uma segunda lagoa facultativa de uma série de 3 lagoas de uma suinicultura da região de Leiria. | 62 |
| Tabela 4.19. Indicadores microbiológicos da água residual suinícola. | 63 |
| Tabela 4.20. pH, EC e OD da AR de entrada do VF e da AV no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia. ... | 64 |

| | |
|--|----|
| Tabela 4.21. pH, EC e OD da AR de entrada do VF e da AV no estudo 2 de vermifiltração e hidroponia. ... | 65 |
| Tabela 4.22. Turvação, teor de SDT e SST na AR de entrada do VF e na AV, e a variação relativa (VR) pela vermifiltração no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia. | 65 |
| Tabela 4.23. Turvação e teor de SDT na AR de entrada no VF e na AV, e a variação relativa (VR) pela vermifiltração no estudo 2 de vermifiltração e hidroponia. | 66 |
| Tabela 4.24. Teor de CBO ₅ na AR de entrada do VF e na AV, e a variação relativa (VR) pela vermifiltração no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia, (média ± DP, n = 2). | 66 |
| Tabela 4.25. Teor de CBO ₅ na AR de entrada do VF e na AV, e a variação relativa (VR) pela vermifiltração no estudo 2 de vermifiltração e hidroponia, (média ± DP, n = 2). | 67 |
| Tabela 4.26. Teor de NH ₃ -N na AR de entrada do VF e na AV, e respetiva variação relativa (VR) pela vermifiltração no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia, (média ± DP, n = 2). | 67 |
| Tabela 4.27. Teor de NH ₃ -N na AR de entrada do VF e na AV, e respetiva variação relativa (VR) pela vermifiltração no estudo 2 de vermifiltração e hidroponia, (média ± DP, n = 2). | 68 |
| Tabela 4.28. Teor de NO ₃ -N na AR de entrada no VF e na AV, e respetiva variação relativa (VR) pela vermifiltração no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia, (média ± DP, n = 2). | 69 |
| Tabela 4.29. Teor de NO ₃ -N na AR de entrada do VF e na AV, e respetiva variação relativa (VR) pela vermifiltração no estudo 2 de vermifiltração e hidroponia, (média ± DP, n = 2). | 69 |
| Tabela 4.30. Teor de PO ₄ -P na AR de entrada do VF e na AV, e respetiva variação relativa (VR) pela vermifiltração no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia, (média ± DP, n = 2). | 69 |
| Tabela 4.31. Teor de PO ₄ -P na AR de entrada do VF e na AV, e respetiva variação relativa (VR) pela vermifiltração no estudo 2 de vermifiltração e hidroponia, (média ± DP, n = 2). | 70 |
| Tabela 4.32. Teores de K, Mg e Ca na AR de entrada do VF e na AV, e respetiva variação relativa (VR) pela vermifiltração, aos 26 dias de operação no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia. | 70 |
| Tabela 4.33. Teores de K, Mg e Ca da AV durante o estudo 2 de vermifiltração e hidroponia. | 71 |
| Tabela 4.34. Coliformes Totais e <i>E. coli</i> na AR de entrada do VF e na AV, e a variação relativa (VR) pela vermifiltração durante o estudo 2 de vermifiltração e hidroponia. | 72 |
| Tabela 4.35. Variação relativa de N e de P ao final dos 35 dias do estudo 1 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes na mesma coluna indicam valores com diferenças significativas (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$). | 76 |
| Tabela 4.36. Variação absoluta da CBO ₅ e dos SDT ao final dos 35 dias do estudo 1 de vermifiltração e hidroponia. | 77 |
| Tabela 4.37. Variação relativa de K, Ca e Mg ao final dos 35 dias do estudo 1 de vermifiltração e hidroponia. | 77 |
| Tabela 4.38. Biomassa seca produzida no final dos 35 dias de crescimento do estudo 1 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes indicam valores com diferenças significativas (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$). | 80 |
| Tabela 4.39. Comparação da água residual tratada por vermifiltração e hidroponia e da SN no final do estudo 1, com o VMR de qualidade das águas destinadas à rega e com o VLE para descarga de águas residuais do DL 236/98. | 84 |
| Tabela 4.40. Comparação das concentrações de P, K, Ca e Mg entre os tratamentos (AV, SN e AVS) com as concentrações recomendadas de Furlani et al. (1999) para o cultivo de alface. | 85 |

| | |
|---|----|
| Tabela 4.41. Variação relativa de N e de P ao final dos 35 dias no estudo 2 de vermifiltração e hidroponia (média ± DP; $n = 4$). Letras diferentes na mesma coluna indicam valores médios com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$). | 89 |
| Tabela 4.42. Variação absoluta da CBO ₅ e dos SDT ao final dos 35 dias do estudo 2 de vermifiltração e hidroponia (média ± DP; $n = 4$). | 90 |
| Tabela 4.43. Variação relativa de K, Ca e Mg ao final dos 35 dias do estudo 2 de vermifiltração e hidroponia (média ± DP; $n = 4$). Letras diferentes na mesma coluna indicam valores médios com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$). | 90 |
| Tabela 4.44. Biomassa seca (BS) produzida no final dos 35 dias de crescimento no estudo 2 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes indicam valores com diferenças significativas (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$). | 93 |
| Tabela 4.45. Variação dos coliformes totais e <i>E. coli</i> da AV e da AVS no final da hidroponia (média ± DP). | 95 |
| Tabela 4.46. Comparação da AV, AVS e SN no final do estudo 2 de vermifiltração e hidroponia, com o VMR de qualidade das águas destinadas à rega e com o VLE para descarga de águas residuais do DL 236/98 (média ± DP, $n = 2$). | 96 |

Lista de Siglas e Acrónimos

| | |
|--------------------|---|
| ANOVA | <i>Analysis of variance</i> |
| AR(s) | Água Residual(s) |
| AV | Água Vermifiltrada |
| AVS | Água Vermifiltrada Suplementada |
| BF | Biomassa Fresca |
| BS | Biomassa Seca |
| CBO ₅ | Carência Bioquímica de Oxigénio após 5 dias a 20 °C |
| CQO | Carência Química de Oxigénio |
| DAT | Dias Após Transplantação |
| DLI | <i>Daily Light Integral</i> |
| DP | Desvio Padrão |
| DWC | <i>Deep Water Culture</i> |
| EC | Condutividade Elétrica |
| HLR | <i>Hydraulic Loading Rate</i> |
| HRT | <i>Hydraulic Retention Time</i> |
| LUE | <i>Light-Use Efficiency</i> |
| NH ₃ -N | Azoto amoniacal |
| NO ₃ -N | Azoto nítrico |
| NT | Azoto Total |
| NTU | Unidade Nefelométrica de Turbidez |
| OD | Oxigénio Dissolvido |
| ORP | Potencial de Oxidação-Redução |
| PO ₄ -P | Fósforo Dissolvido |
| PPFD | <i>Photosynthetic Photon Flux Density</i> |
| PT | Fósforo Total |
| SDT | Sólidos Dissolvidos Totais |
| SMEWW | <i>Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater</i> |
| SN | Solução Nutritiva |
| SST | Sólidos Suspensos Totais |
| UFC | Unidades Formadoras de Colónias |
| VA | Varição Absoluta |
| VF | Vermifiltro |
| VLE | Valor Limite de Emissão |
| VMA | Valor Máximo Admissível |
| VMR | Valor Máximo Recomendado |
| VR | Varição Relativa |
| WUE | <i>Water-Use Efficiency</i> |

Página intencionalmente deixada em branco

1. Introdução

1.1. Enquadramento e Motivação científica

Atualmente, o homem é substancialmente responsável por todas as tensões no planeta, pelas mudanças físicas observadas, no clima, nos ecossistemas e na sua biodiversidade, levando alguns autores a identificarem este período como uma nova época geológica, o Antropoceno (Albuquerque & Souza, 2022). A ação antropogénica também tem conduzido à escassez de recursos naturais e contribuído para a degradação e poluição do ambiente. É um quadro que tende a piorar com a rápida urbanização e industrialização, com o crescimento acelerado da população mundial e com a expansão da agricultura (Magwaza et al., 2020).

De acordo com a Organização das Nações Unidas (ONU, 2022), estima-se que a população mundial será de cerca de 8,5 mil milhões em 2030 e 9,7 mil milhões em 2050. Segundo o Departamento de Assuntos Económicos e Sociais das Nações Unidas a população mundial poderá atingir um pico de aproximadamente de 10,4 mil milhões de pessoas na década de 2080 e permanecerá estável até 2100. Este ritmo de crescimento populacional implica um maior consumo de recursos naturais de forma a satisfazer as necessidades da população.

Os recursos naturais, nomeadamente a água, não são bem preservados e têm sido sobre-explorados, sendo o seu consumo superior ao que a Terra consegue regenerar ou produzir. A procura da água excede a oferta disponível em muitas regiões, devido sobretudo à distribuição desigual dos recursos hídricos e das densidades populacionais (Velho et al., 2012), agravada pela poluição das massa de água e pelas alterações no sistema climático.

A água limpa e segura e o saneamento foram declarados como direito humano essencial à vida em 28 de julho de 2010 pela Assembleia Geral das Nações Unidas através da resolução A/RES/64/292 (ONU, 2014). Atualmente, a água constitui somente o sexto objetivo de desenvolvimento sustentável, com a meta de terem todos, até 2030, acesso a água potável segura, ao saneamento e higiene adequada; reduzir a poluição dos recursos hídricos; aumentar a eficiência hídrica em todos os setores e aumentar a reciclagem e reutilização das águas residuais (ONU, 2016).

Mais de 2 mil milhões de pessoas, segundo a ONU, vivem em países em situação de *stress* hídrico, sem acesso a água limpa e potável ao consumo, 4,5 mil milhões carecem de serviços de saneamento com segurança e 80% das águas residuais (ARs) retornam aos ecossistemas sem serem tratadas ou reutilizadas. Milhões de famílias, para terem acesso a água, percorrem, diariamente, 6 km em 6 horas; metade das camas dos hospitais do mundo são ocupadas por pessoas com doenças associadas a escassez de água potável, e cerca de 4,3 milhões de pessoas morrem anualmente devido a utilização de água contaminada (Tzanakakis et al., 2020).

O *stress* hídrico não é causado apenas pela indisponibilidade física da água, mas também pela escassez econômica da água, relacionada com a ausência de infraestruturas que permitem o acesso a água disponível. Cerca de 1,6 mil milhões de pessoas enfrentam a escassez econômica da água (WWAP, 2021). Na pandemia da COVID-19, uma das recomendações era lavar as mãos constantemente, mas as pessoas que sobrevivem em situações de *stress* hídrico, o vírus era o menor problema de todos. São realidades desconhecidas por aqueles que vivem num mundo, que para terem acesso a água só precisam de abrir a torneira, e deste modo não compreendem o valor da água.

Para além da redução da disponibilidade de recursos hídricos superficiais, os principais aquíferos mundiais encontram-se sob *stress* hídrico, com 30% dos maiores sistemas de água subterrânea em esgotamento (WWAP, 2021).

Segundo o Grupo de Recursos da Água 2030, o mundo poderá enfrentar um déficit hídrico global de 40% até 2030 (WWAP, 2021), e estima-se que nesse mesmo ano, metade da população mundial poderá encarar uma grave escassez de água, aumentando a procura de água em 40% para todos os setores de produção (Magwaza et al., 2020).

A Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO, 2019) considera a agricultura como a maior causa e vítima da escassez de água, sendo responsável pelo consumo de pelo menos 70% da água, podendo chegar a 90% nos países desenvolvidos.

Outra razão para a escassez da água é a má gestão das ARs, devido a infraestruturas inadequadas ou ausentes, fazendo com que as ARs sejam descartadas sem qualquer tipo de tratamento (Eregno et al., 2017). Cerca de 80% da água de abastecimento utilizada pela sociedade entram como AR municipal na rede de esgotos (Sinha et al., 2008).

Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS, 2003), uma água é considerada contaminada quando sofre alterações na sua composição, sendo os principais contaminantes as bactérias, parasitas, vírus, pesticidas, fertilizantes, medicamentos, fosfatos, nitratos, substâncias radioativas, resíduos fecais e plásticos. A poluição das massas de água tem como consequência a diminuição da qualidade da água disponível, situação esta que poderá obrigar aos consumidores à utilização de água poluída, ou a pagar mais para terem acesso a água potável (Arora & Saraswat, 2021).

A agricultura, além de ser o setor que mais consome água no mundo, é considerada como a maior fonte de poluição da água, causada por pesticidas e fertilizantes, e sendo o nitrato o contaminante químico mais encontrado em aquíferos subterrâneos (Drugowich & D'Auria, 2012).

Com o aumento significativo da população mundial, para além de aumentar a procura de água, a necessidade de produção de alimentos também irá necessariamente aumentar (Alves, 2014). A FAO estima, num cenário “sem alterações”, que o mundo precisará de aproximadamente mais 60% de alimentos até 2050 e com a possibilidade da água captada para ser utilizada na agricultura aumentar 10% (WWAP, 2021). A pecuária é responsável por 40% do valor global de produção agrícola e o maior consumidor mundial de recursos

terrestres, com aproximadamente 80% das pastagens e terras agrícolas destinadas à produção de alimentos para os animais (Ruivo, 2017).

Apesar da importância das atividades agropecuárias e agroindustriais na sociedade, os efluentes e outros resíduos provenientes destas, afetam negativamente o ambiente, devido à poluição das águas, dos solos e do ar. O crescimento da população, desenvolvimento económico e o desenvolvimento das sociedades está associado à uma produção intensa e a utilização intensiva de recursos. Deste modo, esse crescimento de produção tem como consequência o aumento dos volumes de efluentes produzidos (Alves, 2014).

Parece assim importante encontrar estratégias para o tratamento adequado das ARs do setor da pecuária, quer através de soluções tradicionais quer recorrendo a soluções verdes inovadoras, que diminuam os impactes ambientais associados ao setor e permitam reaproveitar a água tratada para diversos fins, entre outros subprodutos do tratamento, na ótica da circularidade.

1.2. Suiniculturas, importância e impactes ambientais

Estima-se que o consumo de carne e de produtos derivados poderá aumentar globalmente em 15% em 2031 (OECD/FAO, 2021), com o setor da suinicultura a ter uma contribuição crucial na alimentação da população global. Atualmente, a carne de porco é a segunda mais consumida mundialmente, depois da carne de aves, com uma produção em 2022 de 109 846 megatoneladas (Mt) e um consumo de 108 677 Mt (USDA, 2022).

As projeções indicam um aumento na produção de carne suína de 17% em 2031 e preveem que o consumo global de carne de porco poderá aumentar para 129 Mt, representando um terço do aumento total do consumo de carne (OECD/FAO, 2021). A China, a União Europeia e os Estados Unidos são, respetivamente, os maiores produtores e consumidores de carne de porco no mundo (USDA, 2022). Apesar das produções intensivas de suínos, ainda existem muitos sistemas de produção tradicionais de pequena escala, que permitem reaproveitar alimentos que seriam perdidos e no final proporcionar valor acrescentado aos proprietários (Ruivo, 2017).

1.2.1. Suinicultura em Portugal

O setor da suinicultura em Portugal tem um grande contributo na economia do país, com a carne de porco a representar 19,6% do valor da produção animal em 2021, correspondendo a um valor de 597 milhões de euros, e constituindo cerca de 6,5% da produção agrícola total no país. A contribuição da carne suína na produção animal variou nas últimas décadas entre os 16% e 23%. A indústria da carne suína representa 10% do total das indústrias alimentares e 50% do total da indústria de carnes, sendo 42% do total do abate e produção de carnes e cerca de 74% do total da fabricação de produtos à base de carne. Grande parte das explorações suinícolas encontram-se no Alentejo e no Centro, com 45% e 39%, respetivamente (GPP, 2022).

Na região Centro, nomeadamente na região de Leiria, região alvo do presente trabalho, a bacia do rio Lis, que abrange os concelhos de Batalha, Leiria, Marinha Grande, Ourém, Pombal e Porto de Mós, de acordo com a Câmara Municipal de Leiria (CML, 2021), concentra 15% da produção nacional de suínos. Esta produção é orientada principalmente para a criação para abate e de leitões para assar (Ruivo, 2017). Apesar da contribuição das explorações para a economia regional, são muitos os problemas associadas às mesmas que estão relacionadas com a falta de mão-de-obra, formação dos produtores, legalização das explorações e, principalmente, os problemas ambientais (CML, n.d.).

A dispersão das explorações, a ausência de sistemas adequados de recolha e tratamento das ARs, nomeadamente sistemas de tratamento secundário e terciário, faz do rio Lis e os seus afluentes o destino de descargas ilegais de resíduos de centenas de suiniculturas na região (Ferreira, 2016; Vieira et al., 2012). Com as décadas de descargas ilegais no rio, este perdeu a sua capacidade depurativa natural dos cursos de água, gerando níveis de poluição agudos, com consequências graves para o ambiente, saúde pública e para a qualidade de vida das populações (CML, 2021).

1.2.2. Impactes ambientais dos efluentes suinícolas

Apesar da importância do setor na alimentação e na economia das sociedades, as suiniculturas produzem resíduos com grande carga de matéria orgânica, fósforo (P), azoto (N), bactérias patogénicas e outros organismos fecais. Constituem desta forma, uma fonte significativa de poluição de águas superficiais e subterrâneas, poluição dos solos (acidificação dos solos), poluição atmosférica através da emissão de partículas (PM₁₀ e PM_{2.5}), de bio-aerossóis e de Gases com Efeito de Estufa (GEE), e a perturbação local (o ruído e os odores desagradáveis) (European Commission, 2015). Outra problemática das suiniculturas é a difusão de metais pesados, pesticidas e de resíduos farmacêuticos, nomeadamente, antibióticos e hormonas (Cheng, Ngo, Guo, Liu, et al., 2018).

O nível de produção de efluentes (quantidade, qualidade e estrutura) depende do tipo de alimentação e da eficiência da digestão dos animais, da idade dos efetivos, do objetivo final, e também da quantidade de água e da técnica de limpeza utilizada, que por sua vez depende do tipo de instalação (Ruivo, 2017). Conforme a fase de vida dos porcos, as suas necessidades variam, mas durante o crescimento e reprodução tornou-se habitual alimentá-los em excesso dos seus requisitos alimentares (European Commission, 2015).

A. Emissões para a atmosfera

Amoníaco

As emissões de amoníaco dão-se a partir dos edifícios onde estão alojados os animais, durante o armazenamento ou na aplicação e espalhamento de estrume ao solo, tendo como principal fonte as fezes dos animais (Webb et al., 2005). O seu nível de concentração depende da temperatura, humidade, ventilação e limpeza do ar no ambiente, da alimentação dos efetivos, e da densidade de animais no local de exploração (European Commission, 2015). O amoníaco reage com ácidos presentes na atmosfera, contribuindo para o aumento

da concentração de partículas, e é também responsável pelo transporte de poluentes ácidos a longas distâncias. Em elevadas concentrações irrita a garganta, os olhos e mucosas em humanos e limita a produção e o crescimento dos animais (European Commission, 2015).

Gases com efeito de estufa (GEE)

Na pecuária intensiva, o metano e o óxido nitroso são os principais GEE emitidos. A quantidade de metano gerado depende das condições anaeróbias, da temperatura e o do tempo de retenção do material orgânico no sistema, e é maior quando o resíduo se encontra em estado líquido e é armazenado em lagoas ou tanques (European Commission, 2015). A produção da maior parte do óxido nitroso dá-se a partir dos processos de nitrificação (condições aeróbias) e de desnitrificação (condições anaeróbias). O processo de desnitrificação produz o gás azoto (N_2) e quando o processo é incompleto, resulta na produção de monóxido de azoto (NO) e de óxido nitroso (Oenema et al., 2005). A emissão de dióxido de carbono é feita a partir da casa onde se encontram os animais, mas também a partir da queima de combustíveis para o aquecimento e transporte (European Commission, 2015).

Odor

O odor é uma mistura complexa de diferentes compostos, emitido por fontes estacionárias, como as casas dos animais, os locais de armazenamento de estrume e durante o espelhamento do mesmo (European Commission, 2015). É gerado pela conversão microbiana dos alimentos no trato intestinal dos porcos e pela degradação microbiana dos excrementos em condições anaeróbias (European Commission, 2015; Le et al., 2007). Foram identificados 331 diferentes compostos a partir das instalações suinícolas, classificados em 4 grupos: ácidos gordos voláteis, compostos indólicos e fenólicos, compostos sulfurosos, amoníaco e amins voláteis (Le et al., 2007).

Partículas sólidas

As partículas sólidas, nomeadamente as frações mais finas (PM_{10} e $PM_{2.5}$) são consideradas um risco ambiental para a saúde por causarem doenças no sistema respiratório. As principais fontes de emissão de partículas finas (orgânicas ou inorgânicas) são as instalações e a gestão da alimentação dos efetivos, e é afetada pela atividade dos suínos, ventilação e humidade do local, tipo e consistência dos alimentos, e pela técnica de alimentação. Os mais afetados são os animais, os exploradores e as populações nas proximidades das explorações (European Commission, 2015).

B. Emissões para a água e para o solo

A contaminação dos recursos hídricos ocorre devido às condições inadequadas das instalações, erros de operação e descargas diretas nas águas superficiais, e a contaminação dos solos é devida à aplicação do estrume e o espalhamento de terras. A mais preocupante é a contaminação das águas pelos nitratos (NO_3^-), fosfatos (PO_4^{3-}), organismos patogénicos, nomeadamente os coliformes fecais e *Salmonella*, e metais pesados, principalmente o cobre (European Commission, 2015).

Azoto

As principais fontes de azoto (N) são a urina e os excrementos dos animais, que varia nos efluentes suinícolas entre 1110 e 3213 mg L^{-1} . Após a aplicação do estrume no solo (azoto orgânico), os processos de nitrificação e desnitrificação geram amónio e nitrato. A problemática do azoto é menor quando a área disponível para espalhar a quantidade de estrume produzido é grande o suficiente (European Commission, 2015). Em função das condições atmosféricas poderão ocorrer perdas de 25-30% de azoto para a atmosfera, e a sua taxa de emissão tende a ser elevada nas primeiras horas após aplicação, mas vai diminuindo após o primeiro dia (Whalen et al., 2013).

O azoto amoniacal contribui para a acidificação e eutrofização do solo e da água, com efeitos adversos nas florestas, vegetações e nos sistemas aquáticos. O azoto nítrico ($\text{NO}_3\text{-N}$), para além de contribuir para a eutrofização das águas, pode também ser lixiviado para as massas de água subterrânea quando presente no solo (European Commission, 2015). A eutrofização corresponde a uma produção excessiva de algas, o que leva a uma redução da concentração de oxigénio na água, causando alterações químicas e biológicas e resultando na morte dos organismos aquáticos (Carvalho & Zabet, 2012). A presença de nitratos e nitritos (NO_2^-) em água potável causam metemoglobinémia e favorecem a formação de nitrosaminas cancerígenas no organismo humano (Das & Paul, 2023a).

Fósforo

O teor de fósforo (P) nos efluentes suinícolas varia de 310 mg L^{-1} a 987 mg L^{-1} . Geralmente é reciclado nos ecossistemas, estando a maior parte fixa no solo. Em caso de aplicações excessivas no solo, resulta no enriquecimento desnecessário, e a sua lixiviação nas águas superficiais e nos lençóis freáticos constitui também um problema. Como dito anteriormente, é também responsável pela eutrofização das águas e pode ser prejudicial para a vida aquática em concentrações de apenas 20-30 $\mu\text{gP L}^{-1}$ nos lagos ou rios de baixo caudal (European Commission, 2015).

Antibióticos e compostos tóxicos

Atualmente, para aumentar a velocidade de produção e para controlar as doenças nos animais, são frequentemente usadas antibióticos e hormonas, e consequentemente a concentração destas substâncias nas ARs é elevada, logo, as dificuldades para tratar estes resíduos são maiores (Cheng, Ngo, Guo, Chang, et al., 2018). A presença destes fármacos nas águas e nos solos constitui um risco para a vida aquática, saúde humana e segurança ambiental, sendo reconhecida como um problema emergente (Cheng et al., 2020).

Os antibióticos e as hormonas são não totalmente absorvidos pelos porcos, e 70 a 90% destas substâncias são excretados na urina ou nas fezes como substâncias bioativas intactas ou metabólitos (Cheng, Ngo, Guo, Liu, et al., 2018). As classes de antibióticos frequentemente encontrados na AR suinícola são as sulfonamidas, tetraciclinas e macrolídeos. As hormonas estrogénicas são também abundantes nas ARs suinícolas (Cheng et al., 2020), limitando assim o crescimento de microrganismos com interferências na duplicação do DNA, na produção de proteína e noutros processos do metabolismo celular. Considerando que o tratamento aeróbio é o mais utilizado para o tratamento de ARs suinícolas, a presença de antibióticos irá alterar a estabilidade e a eficiência do processo (Cheng, Ngo, Guo, Chang, et al., 2018).

C. Ruído

Outro problema proveniente das explorações suinícolas é o ruído, que poderá persistir com a expansão da agricultura e com o crescimento de empreendimentos tradicionais em zonas rurais (European Commission, 2015). Nas instalações suinícolas os ruídos são emitidos durante a alimentação, e também em situações não adequadas para os animais, como o medo, sofrimento, fome, doença, desconforto ou qualquer outro distúrbio (Sampaio et al., 2007). De acordo com o estudo de Sampaio et al. (2007), ao comparar os níveis de ruído entre uma instalação de crescimento de suínos com outra para a engorda dos animais, verificou que os picos de ruídos foram registados durante a alimentação, e que o ruído emitido esteve relacionado com as condições de desconforto térmico nas instalações. Donham (2017), ao medir a audição de suinicultores, observou que cerca de 33% tem perda de audição induzida pelo ruído.

1.3. Origem, tratamento e valorização de águas residuais

As águas residuais (ARs) são diariamente provenientes de várias atividades, com elevada carga hidráulica e com diversos compostos. Nas zonas rurais, nomeadamente nos países em desenvolvimento, devido a ausência de infraestruturas, são descartadas para as massas de água, estradas e espaços abertos na proximidade das zonas residenciais (Priya et al., 2021).

Estima-se que anualmente são produzidas cerca de 380 mil milhões m³ de ARs, valor este que poderá aumentar cerca de 24% no final de 2030 e 52% em 2050. A América do Norte é a região com a maior produção de ARs per capita por ano, com 231 m³, seguida pela

Europa (124 m³), Médio Oriente e Norte de África (114 m³). Apenas 60% das ARs totais produzidas pelas indústrias são tratadas, e aquelas que não são tratadas seguem para as massas de água próximas afetando negativamente a vida aquática (Kundu et al., 2022).

As ARs, quando tratadas de forma adequada, podem ser reutilizadas na irrigação, no reabastecimento de águas subterrâneas, no uso doméstico e industrial. Após tratamento secundário, é sugerido serem utilizadas para a irrigação de culturas que não são utilizadas para a alimentação, e as que forem descontaminadas poderão ser reutilizadas para regar culturas alimentares. Os desafios para a reutilização são os riscos para a saúde, a aceitação social e também os custos dos sistemas de duplo abastecimento de água (Priya et al., 2021).

A quantidade de matéria orgânica presente nas ARs faz destas uma fonte de energia química, que pode ser convertida em vários produtos energéticos, como eletricidade, biogás, bio-hidrogénio, biodiesel e bioetanol (Kundu et al., 2022). Constituem também uma fonte de metais e nutrientes valiosos como azoto, fósforo e potássio (Arora & Saraswat, 2021; Kundu et al., 2022; Priya et al., 2021). A recuperação total desses nutrientes dos efluentes pode compensar 13,4% da procura mundial dos mesmos na agricultura (WWAP, 2021).

Existe uma variedade de tecnologias centralizadas e descentralizadas para o tratamento de ARs, implementadas para o tratamento e recuperação de nutrientes, sendo os custos associados à implementação, operação e manutenção das tecnologias centralizadas superiores aos das tecnologias descentralizadas (Arora & Saraswat, 2021). São alguns dos fatores que limitam o uso generalizado destas tecnologias, especialmente nos países em desenvolvimento, por serem economicamente insustentáveis (Muga & Mihelcic, 2008).

As operações de tratamento com processos físicos são fáceis e económicas, mas são menos eficientes devido à incompleta remoção de contaminantes. Os tratamentos químicos estão mais centrados em torno da regulação do pH para a remoção da matéria coloidal, requerem um alto investimento, e produzem subprodutos que também requerem uma atenção especial e mão-de-obra especializada (Singh et al., 2019). O grande consumo de energia por parte das tecnologias convencionais torna-as fontes emissoras de dióxido de carbono para a atmosfera (Mogã & Mihelcic, 2008). Perante as deficiências, os custos e os impactos associados às tecnologias de tratamento físico e químico, o tratamento biológico tem vindo a ser cada vez mais utilizado e aceite socialmente (Singh et al., 2019).

O tratamento biológico pode ser feito a partir de um sistema anaeróbio ou de um sistema aeróbio, com ambos os processos a serem praticados desde 1970. Nos processos anaeróbios a matéria orgânica é convertida biologicamente em metano e dióxido de carbono através de reações de hidrólise, acidogénese e metanogénese; é completado com a conversão de resíduos orgânicos em dióxido de carbono e biomassa. Devido as possibilidades de desestabilização, causadas por desvios das condições ótimas de operação que pode conduzir ao colapso e num pior cenário o encerramento do sistema, e ao longo período de recuperação (2 a 3 meses), faz deste um método não fiável e menos atrativo (Singh et al., 2019).

Os sistemas aeróbios, comparativamente com os anaeróbios, são mais robustos, eficientes, precisam de menos energia e de menos tempo (horas ou dias) para recuperarem de desestabilizações. Todavia, perante a produção excessiva de lamas e com os requisitos de arejamento, os sistemas aeróbios, na sua maioria, não são considerados para o tratamento de ARs com elevada carga de poluentes do que o normal (Singh et al., 2019).

Assim sendo, é necessário estudar e selecionar tecnologias alternativas, economicamente sustentáveis e eficientes para o tratamento de ARs (Jiang et al., 2016), e reutilização dos efluentes tratados em operações que requerem água de baixa qualidade (Singh et al., 2019). São denominadas de Tecnologias Verdes Avançadas as tecnologias descentralizadas que utilizam metodologias e materiais baseados em processos químicos não tóxicos, de baixo impacto ambiental e de fácil operação. Entre as opções existentes, a vermifiltração é considerada uma escolha inovadora, natural e sustentável (Arora & Saraswat, 2021).

A Vermifiltração é uma técnica emergente de tratamento biológico de ARs, sustentável e com baixo custo associado, que consiste na biofiltração baseada numa relação simbiótica e sinérgica entre os microrganismos de um biofiltro e as minhocas introduzidas (Zhao et al., 2010). Tem vindo a ser aplicada em ARs municipais, domésticas e também em efluentes de atividades industriais (Singh et al., 2017). Segundo a literatura, a água vermifiltrada (AV) resultante é tipicamente rica em nutrientes, inodora, estéril e neutra em pH, e é considerada adequada para ser usada para fins como irrigação, autoclismo, limpeza exterior e interior de habitações ou instituições, ou para usos industriais (Sinha et al., 2012). Devido ao elevado teor de nutrientes poderá ser remediada em outras soluções, como por exemplo a hidroponia.

A hidroponia permite associar o tratamento de ARs com o crescimento de culturas, reutilizando e reaproveitando os nutrientes dos efluentes tratados (Mavrogianopoulos et al., 2002). É uma técnica de cultivo de plantas sem solo e em ambiente protegido (Magwaza et al., 2020), que necessita de menos água e fertilizantes químicos do que o cultivo em solo, uma vez que a solução nutritiva pode ser reutilizada durante um período prolongado (Chen et al., 2020). O crescimento hidropónico possibilita uma poupança de água até 70-80% em comparação com o sistema de agricultura tradicional (Kannan et al., 2022).

1.4. Objetivos do estudo

Dada a importância de se encontrar novas soluções eficientes e sustentáveis que permitam o tratamento dos efluentes suinícolas, e minimizar os seus impactos ambientais, este trabalho teve como objetivos principais estudar o tratamento de águas residuais suinícolas através de vermifiltração e hidroponia em escala laboratorial, e avaliar a viabilidade de cultivo hidropónico de alfaces em água residual suinícola vermifiltrada. De forma a alcançar os principais objetivos do trabalho, os objetivos específicos estabelecidos foram:

- ✚ Conceber um sistema de vermifiltração e hidroponia DWC (*Deep Water Culture*), sem recirculação à escala laboratorial;

- ✚ Validar o sistema de hidroponia a ser utilizado, otimizando a produção hidropônica de alface e a remoção de nutrientes pela cultura em crescimento em solução nutritiva sintética em função da luz artificial do sistema;
- ✚ Conhecer as características físicas e químicas da água residual suinícola a ser utilizada na vermifiltração, da água de entrada e saída do vermifiltro (água vermifiltrada - AV) e avaliar a eficiência do vermifiltro;
- ✚ Estudar o crescimento hidropônico de uma cultura de alface em AV, usando solução nutritiva (SN) como controlo positivo;
- ✚ Analisar a eficiência de tratamento de água residual suinícola através de vermifiltração e hidroponia, e classificar a qualidade da água final obtida, identificando os seus possíveis destinos.

1.5. Organização do trabalho

A presente Dissertação encontra-se estruturada em cinco capítulos. No capítulo 1, Introdução, enquadra-se o tema do estudo, abordando a problemática da água (poluição e escassez), diretamente associada a má gestão das ARs, em particular das ARs suinícolas e dos seus impactes ambientais. É introduzida a vermifiltração e a hidroponia como técnicas sustentáveis de tratamento de ARs.

O capítulo 2, Revisão da Literatura, é dedicado primeiramente à vermifiltração como técnica de tratamento de ARs, descrevendo os mecanismos, a sua aplicação e eficiência em diferentes tipos de efluentes, assim como os fatores que afetam o processo, as suas vantagens e limitações. Ainda nesse capítulo é introduzida a hidroponia, as técnicas e tecnologias associadas com enfoque no tratamento de ARs e as suas vantagens e limitações.

O capítulo 3, Materiais e Métodos, apresenta toda a metodologia e os procedimentos experimentais aplicados durante o estudo, e encontra-se dividido em duas partes: na primeira faz referência a dois estudos preliminares de otimização do sistema hidropônico, e a segunda parte do capítulo refere-se ao tratamento de AR suinícola por vermifiltração e hidroponia.

No capítulo 4, Resultados e Discussão, apresentam-se os dados obtidos em cada estudo, sendo feita também uma interpretação e análise crítica dos resultados conseguidos.

Por último, o capítulo 5 e o capítulo 6, Conclusões e Trabalho futuro, respetivamente, apresentam as principais conclusões do estudo, bem como as considerações finais acerca de oportunidades de melhoria e de trabalho futuro.

2. Revisão da Literatura

2.1. Vermifiltração

Perante a utilização inadequada da água e o crescente *stress* hídrico observado, é importante considerar o tratamento e reutilização de águas residuais (ARs) produzidas no uso doméstico e industrial como uma solução para diminuir o ritmo da depleção das massas de água doce. A vermifiltração é considerada uma das melhores tecnologias sustentáveis para o tratamento e reutilização de ARs (Singh et al., 2019).

A vermifiltração é uma tecnologia emergente de tratamento biológico de ARs, que consiste na biofiltração num vermifiltro (VF), baseada numa relação conjunta, simbiótica e sinérgica entre um componente biótico (os microrganismos, bactérias e fungos, de um biofiltro e as minhocas introduzidas) e um componente abiótico (materiais inertes de um leito filtrante) (Zhao et al., 2010). O VF consegue, através de processos e mecanismos, separar em simultâneo a fase sólida da fase líquida do efluente (Dore et al., 2022).

A vermifiltração foi defendida pela primeira vez como uma tecnologia sustentável e de baixo custo, com grande potencial de descentralização em áreas rurais para o tratamento de ARs pelo professor José Toha na Universidade do Chile, em 1992 (Bobade & Ansari, 2016; Jiang et al., 2016). A introdução das minhocas no biofiltro tradicional foi uma grande inovação no processo de remediação de efluentes, desenvolvendo-se assim um novo método biológico (Xing et al., 2010).

É considerada ideal para os países em desenvolvimento, áreas rurais e de pouca densidade populacional, pela sua flexibilidade de gestão e simplicidade de construção, operação e manutenção, além de ser ambiental e economicamente sustentável (Arora & Saraswat, 2021; Singh et al., 2019). Requer pouca energia, além de ser autopromovida, autorregulada e autoalimentada (Gupta, 2015).

A vermifiltração engloba todas as formas de tratamento: primário (remoção de sólidos, lamas), secundário (degradação biológica e remoção de nutrientes) e terciário (recuperação de nutrientes e remoção de patogénicos) (Arora & Saraswat, 2021). Do processo de vermifiltração resulta um efluente tratado para a reutilização e um vermicomposto que pode ser utilizado como fertilizante na agricultura (Arora & Saraswat, 2021; Singh et al., 2017).

2.1.1. Minhocas – Ecologia e biologia

As minhocas têm um papel muito importante na gestão dos resíduos ao longo da história, tendo sido designadas por Charles Darwin como os soldados não reconhecidos da humanidade e amigos dos agricultores (Sinha et al., 2008). Foram identificadas mais de 4400 espécies de minhocas, mas as mais comuns utilizadas na gestão de resíduos são *Eisenia fetida*, *Perionyx excavatus* e *Eudrillus eugeniae* (Arora & Saraswat, 2021; Kumar & Ghosh, 2019).

As minhocas são animais invertebrados, com o corpo cilíndrico de simetria bilateral, segmentado e coberto com uma cutícula delicada. O corpo destes animais contém 65% de proteína, 14% de gorduras, 14% de hidratos de carbono, e 3% de cinzas. O tempo de vida das minhocas varia em média entre 3 e 7 anos e depende da espécie e das condições ambientais a que estão sujeitas. São seres hermafroditas, e precisam de apenas 4-6 semanas para ser tornarem sexualmente maduros. Conseguem produzir três casulos por semana, e de cada casulo emergem cerca de 10-12 minhocas. Entre 8-10 semanas pesam mais de 1400 mg. Em média, 2000 minhocas adultas chegam a pesar 1 kg, e 5 kg de minhocas conseguem tratar 1 tonelada de resíduos orgânicos em 30 dias, sendo que o processo se torna mais rápido com o tempo. Têm quimiorreceptores que ajudam na procura de alimentos (Sinha et al., 2008, 2010).

São animais sensíveis ao toque, à luz e à secura; resistentes a baixas temperaturas e a temperaturas mais elevadas. A sua atividade fica reduzida durante o inverno, e embora toleram perdas extensivas de água por desidratação, o excesso de calor pode matá-las instantaneamente (Sinha et al., 2008). A temperatura do meio ótima para as minhocas varia entre 15 °C e 30 °C (Samal et al., 2017b), e a humidade ótima entre 50 a 75% (Bobade & Ansari, 2016; Sinha et al., 2008). Encontram-se ausentes em solos argilosos, de textura grossa e de pH < 4, mas há espécies de minhocas tolerantes a salinidade moderada e resistentes a metais pesados e outras substâncias tóxicas. Minhocas da espécie *Eisenia fetida* conseguem tolerar altas gamas de sal, a rondar os 15 g/kg de solo (Sinha et al., 2008, 2010).

De todos os invertebrados, são o grupo que desempenha o papel mais importante no que diz respeito ao ciclo do carbono, na mineralização do azoto, degradação da celulose e na acumulação de húmus, provenientes de resíduos orgânicos (Kumar & Ghosh, 2019).

2.1.2. Mecanismo e funcionamento da vermifiltração

A vermifiltração é vista como uma evolução de geofiltros e biofiltros, onde ocorre em simultâneo o processamento microbiano e o vermiprocessamento, com a presença de minhocas a acelerar o tratamento (Arora & Saraswat, 2021). No processo, o efluente passa primeiramente pela camada ativa, onde a água é filtrada e a matéria orgânica é convertida em húmus, e segue para os meios filtrantes, onde é novamente filtrada e ocorre o tratamento secundário. Na camada ativa encontra-se o leito das minhocas, as minhocas e grande parte dos microrganismos (Arora & Saraswat, 2021; Bobade & Ansari, 2016). As minhocas e os microrganismos são os responsáveis pela degradação bioquímica dos resíduos presentes na AR (Jiang et al., 2016).

O leito das minhocas, que pode ser feito de diversos materiais, naturais ou artificiais, é um dos elementos mais importante do sistema de tratamento. É o habitat e fonte de alimento para as minhocas, ajuda também no estabelecimento, crescimento e reprodução da comunidade microbiana, na remoção de nutrientes e de poluentes através de mecanismos de adsorção (Liu et al., 2013).

2.1.3. Mecanismos das minhocas no tratamento de AR por vermifiltração

A ação das minhocas contribui a múltiplos níveis para a melhoria da eficiência de tratamento num vermifiltro. A ação mecânica das minhocas revolve e areja o leito, possibilitando uma filtração mais eficiente, enquanto os processos de biodegradação aeróbia são intensificados (Sinha et al., 2008, 2012). Granulam e moem as partículas de argila e de areia, os sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos são retidos por adsorção e estabilizados através de processos complexos de biodegradação pelas minhocas (Sinha et al., 2008). Os sólidos dissolvidos que passam para os filtros no leito do VF são depois degradados pela ação de enzimas e de microrganismos libertados pelas minhocas (Arora et al., 2014; Arora & Saraswat, 2021).

A literatura mostra que no intestino das minhocas existem várias espécies de microrganismos com grande capacidade de degradação de matéria orgânica de várias categorias, incluindo os géneros *Pseudomonas*, *Mucor*, *Paenibacillus*, *Azoarcus*, *Burkholderia*, *Spiroplasma*, *Alcaligenes* e *Acidobacterium* (Sinha et al., 2008). A flora microbiana dos seus intestinos é excretada no VF e ajuda na biodegradação de nutrientes através de processos como a nitrificação, desnitrificação e a oxidação da matéria orgânica (Singh et al., 2019).

A digestão da matéria pelas minhocas gera partículas finas, que por sua vez irão misturar-se com o material presente no leito filtrante, permitindo assim aumentar a condutividade hidráulica do sistema, a área específica de superfície e a capacidade de adsorção da camada ativa (Singh et al., 2017). O aumento da condutividade hidráulica do sistema possibilita alcançar o tempo de residência desejado e evitar o entupimento do VF (Singh et al., 2019).

As células de cloragógeno presentes nas minhocas permitem a acumulação e a imobilização de metais pesados e pesticidas, tornando parte destes metais biologicamente inativos com a ação de proteínas chamadas de metalotioneínas (Sinha et al., 2012). Também ajudam na neutralização do pH dentro do VF, através da libertação de cálcio (Ca), auxiliando assim na disponibilidade dos compostos que não estavam disponíveis para degradação (Singh et al., 2017).

As minhocas segregam do seu corpo fluidos viscosos (muco) que ajuda na sobrevivência dos microrganismos favoráveis, e também no processo de mineralização dos poluentes presentes na AR (Singh et al., 2017). O muco excretado também contribui na remoção de agentes patogénicos ao produzir antibacterianos, na manutenção de um ambiente aeróbio e da relação C/N para a degradação microbiana, sendo que tem na sua composição proteínas, aminoácidos e pequenas moléculas glicosídicas (Singh et al., 2017).

A Figura 2.1 mostra como o corpo da minhoca contribui para a degradação dos resíduos orgânicos através de diferentes processos.

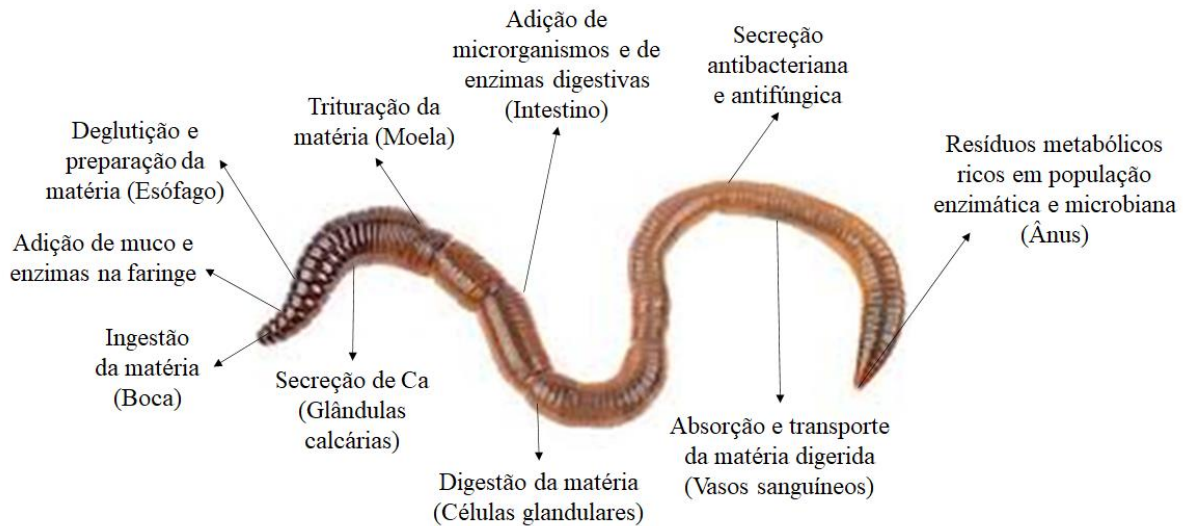


Figura 2.1. O corpo das minhocas e o seu mecanismo na vermifiltração (adaptado de Singh et al., 2017 e de Das & Paul, 2023a).

Um quarto da matéria orgânica degradada pelas minhocas e microrganismos é convertida em húmus (Sinha et al., 2010). Verifica-se também uma redução significativa no carbono dos ácidos fúlvicos, e um aumento da concentração do carbono dos ácidos húmicos (Pandit et al., 2011). A adsorção de metais pesados e outros poluentes das ARs é favorecida pela presença de grupos hidrofílicos, anéis aromáticos e grupos carbonilo e hidroxilo alcoólico na composição de lignina e do húmus no vermicomposto (Sinha et al., 2012).

2.1.4. Design e operação de um Vermifiltro

A conceção e a otimização da operação de um vermifiltro (VF) são cruciais para que uma boa eficiência de tratamento seja alcançada. No design vertical de um VF, o fluxo da água dá-se pela ação da gravidade, enquanto no design horizontal a água flui horizontalmente, abaixo da matriz do filtro (Samal et al., 2017b).

A eficiência de tratamento é afetada por alguns fatores como a carga hidráulica (*Hydraulic Loading Rate* - HLR), o tempo de retenção hidráulica (*Hydraulic Retention Time* - HRT), a seleção e a densidade de minhocas, os materiais a serem utilizadas no biofiltro e também a altura do leito das minhocas (Arora & Saraswat, 2021; Singh et al., 2017). São parâmetros que devem ser medidos e otimizados durante o funcionamento do sistema.

Carga Hidráulica (HLR)

A HLR define o volume de efluente que é fornecido ao VF, por unidade de área e por unidade de tempo, e determina a quantidade de matéria orgânica e sólidos suspensos que entram no sistema. Os seus valores ótimos dependem do tamanho e da saúde das minhocas, do número de minhocas adultas vivas por unidade de área no leito, e das características do leito, como a textura, estrutura e porosidade, densidade e mineralogia (Sinha et al., 2007, 2008).

Tempo de Retenção Hidráulica (HRT)

O HRT é o tempo que a água leva para passar pelos meios filtrantes e indica o período que o efluente estará em contacto com as minhocas, biofilmes e com os meios filtrantes, permitindo assim a ocorrência dos processos de sorção, e a remediação dos poluentes. Quanto maior for o tempo de retenção, maior será a eficiência do processo e a retenção dos nutrientes. O HRT depende da carga hidráulica, do volume e das características do leito das minhocas utilizado, assim como do número de minhocas vivas por unidade de área (Sinha et al., 2007, 2008). Os valores ótimos de HRT e de HLR parecem variar de estudo para estudo e poderão eventualmente depender do tipo de água a tratar, por exemplo Kumar et al. (2014) estudaram a eficiência do VF no tratamento de ARs domésticas com diferentes taxas de HLR (1,5, 2, 2,5 e 3 m³ m⁻² d⁻¹) e verificaram que os melhores resultados foram observados com um HLR de 2,5 m³ m⁻² d⁻¹, e com um HRT de 2 h.

A espécie e a densidade de minhoca

A eficiência do processo é afetada pelas diferentes características de escavação de cada espécie de minhoca utilizada. Espécies anécicas preferem fazer buracos verticais e permanentes, o que reduz o contacto do efluente com os meios de filtração, enquanto espécies endogéicas de minhoca, permitem uma maior distribuição da AR, uma vez que escavam na horizontal e os buracos não são permanentes. Por outro lado, as espécies epigéicas, como a *Eisenia fetida* e *Eisenia andrei*, preferem substratos ricos em matéria orgânica à superfície do solo, e são por isso as mais usadas em vermifiltração (Jiang et al., 2016).

A densidade, a saúde e a maturidade da população de minhocas influenciam os vários processos fisiológicos e a dinâmica de transformação dos nutrientes, e consequentemente a eficiência do tratamento (Samal et al., 2017b, 2019). Wang et al. (2013) observaram que a eficiência de remoção de azoto amoniacal (NH₃-N) foi superior com uma densidade de minhocas de 12,5 g L⁻¹ do que com 4,5 g L⁻¹.

Modo de alimentação do sistema

Os processos envolvidos na remediação de AR, como os processos de oxidação-redução ou a transferência e difusão de oxigénio dissolvido no sistema, são influenciados pelo tipo de alimentação utilizada, que pode ser contínua, intermitente ou em *batch*. O modo de alimentação intermitente, que corresponde à alimentação do sistema de forma periódica, tem algumas vantagens em relação as outras. Comparativamente à alimentação contínua do VF, o modo intermitente melhora o arejamento do sistema, relacionado com a entrada do ar quando a água atinge o leito (Samal et al., 2017b; Singh et al., 2019); a pausa periódica pode ser aproveitada para remover o excesso de biomassa do sistema e restaurar a capacidade hidráulica do filtro; e permite a libertação dos gases que são produzidos no sistema durante o processo (Samal et al., 2017b).

Composição da alimentação e carga nutritiva

Estes dois fatores têm influência direta na sobrevivência, desenvolvimento e reprodução das minhocas e dos microrganismos, e por isso, a carga orgânica de alimentação do sistema deve ser regulada para uma boa performance do sistema. As minhocas preferem pequenas partículas de modo a acelerar a digestão, e a sua nutrição depende de fatores como a fração orgânica presente na água de alimentação do VF, salinidade, razão C/N, entre outros (Jiang et al., 2016; Samal et al., 2019).

A AR a tratar deve ter uma salinidade inferior a 0,5% e ser isenta de substâncias não biodegradáveis ou tóxicas como vidro, metal, plásticos, detergentes e produtos farmacêuticos (Samal et al., 2019). A degradação de resíduos depende de uma razão ótima C/N, rondando os 25-30, sendo o carbono necessário tanto para o catabolismo, sendo esta fração perdida como dióxido de carbono, como para a biossíntese, sendo o azoto usado na síntese de proteínas. Se a razão C/N for muito elevada, a atividade microbiana e das minhocas diminui (Samal et al., 2019).

Meios de filtração e altura do leito das minhocas

Os meios de filtração têm uma interação direta com os poluentes ao serem atravessados pela água, e devido às suas propriedades físico-químicas (pH, porosidade, área, tamanho das partículas e o conteúdo de matéria orgânica) têm grande influência na eficiência do tratamento. Como exemplo, meios filtrantes de grande dimensão não devem ser utilizados porque são inadequados para o crescimento de biofilmes, assim como os de pequeno tamanho proporcionam uma maior área de superfície específica para o estabelecimento de biofilme e não promovem uma boa condutividade hidráulica (Samal et al., 2017b).

Outro aspeto que deve ser considerado na escolha dos meios filtrantes é a permeabilidade hidráulica e a interação desses meios com o corpo das minhocas, ao nível de lesões, a atividade e o metabolismo respiratório (Jiang et al., 2016). Meios filtrantes mais utilizados na vermifiltração são o ceramsite, solo, vermicomposto, bolas de vidro, material de leito de rio (cascalho e areia), areia de quartzo, carvão de madeira, carvão de escória, serradura, seixos, etc. (Arora & Saraswat, 2021; Kumar et al., 2015).

A altura do leito das minhocas influencia na distribuição dos poluentes das ARs e a atividade das minhocas dentro do VF, sendo que deslocam-se para as camadas superiores e inferiores, de acordo com a disponibilidade de alimentos e de oxigénio (Singh et al., 2017). A variação da altura do leito altera fatores como a humidade, arejamento, que por sua vez afetará a reprodução, metabolismo e as características das minhocas, para além de promover o desenvolvimento de condições anaeróbicas na zona mais inferior do VF. Uma altura de 60 cm demonstrou suficiente para uma boa remoção de nutrientes e boa reprodução e atividade das minhocas (Jiang et al., 2016).

pH

É um fator que afeta muito a atividade microbiana e das minhocas, e os mecanismos de absorção de nutrientes. A gama de pH que possibilita a sobrevivência da maioria das espécies de minhocas é de 5 a 9 (Singh et al., 2017), e depende da composição da AR a ser tratada, bem como do metabolismo das minhocas e microrganismos (Wang et al., 2014).

Durante a aclimatização do VF, o pH é mais elevado, isto devido ao aumento do teor de amoníaco resultante da amonificação microbiana do azoto orgânico presente no leito das minhocas (Rajpal et al., 2012). Posteriormente, os processos de conversão de azoto em nitratos, de fósforo em fosfatos e o dióxido de carbono proveniente do processo de biodegradação da matéria orgânica, contribuirão para a diminuição do pH (Sinha et al., 2008). Deste modo, no efluente tratado por vermifiltração o pH aumenta inicialmente e mais tarde aproxima-se da gama neutra ou torna-se ligeiramente ácido (Arora et al., 2014).

Temperatura

A temperatura afeta a atividade metabólica das minhocas e dos microrganismos, sendo que um aumento moderado de temperatura provoca uma maior atividade microbiana e um maior consumo de oxigénio devido ao metabolismo mais acelerado, e a sua diminuição limita a atividade biológica (Ma et al., 2016). A temperatura corporal das minhocas está em equilíbrio com a temperatura exterior, e elas tendem a proteger-se do frio e do calor nas camadas mais profundas (Sinha et al., 2012). Os limites de tolerância à temperatura variam entre espécies de minhoca, mas geralmente situam-se entre 5 °C e 45 °C (Samal et al., 2019), sendo a gama entre 15 °C e 30 °C ótima para a sua atividade (Samal et al., 2017b). A temperatura ótima do sistema de vermifiltração varia entre 26 °C e 37 °C (Jones & Hood, 1980). A temperatura dentro do VF poderá ser regulada com o fornecimento de água (Singh et al., 2017).

A temperatura também afeta os processos de desnitrificação e nitrificação, sendo a temperatura ótima para estes processos entre 20 e 30 °C. As bactérias oxidantes de amónia apresentam um crescimento mais rápido do que as bactérias oxidantes de nitritos a temperaturas superiores a 15 °C (Samal et al., 2017b). Arora & Kazmi, (2015) estudaram os efeitos da temperatura sazonal sobre a remoção de poluentes, e os resultados apresentaram variações na remoção de CQO e CBO, na população de minhocas, número de bactérias e na remoção de agentes patogénicos. O estudo apresenta ainda maior remoção de CQO e CBO durante a primavera e outono, e maior remoção de patogénicos durante o verão.

Arejamento

Na vermifiltração, o oxigénio dissolvido (OD) pode acelerar ou desacelerar a taxa dos mecanismos dentro do VF, e a variação da sua concentração no sistema depende fortemente da atividade das minhocas, do tipo de alimentação do sistema, espécie e densidade de minhocas, temperatura e humidade, carga nutritiva e carga hidráulica do VF (Singh et al., 2019). Inicialmente pode ser verificado um défice de oxigénio dissolvido, mas aumenta

posteriormente até atingir um estado mais estável. Poderá estar associado à presença de matéria orgânica e de nutrientes no leito das minhocas, à reduzida atividade das minhocas durante a aclimação (Singh et al., 2019), ou à maior atividade microbiana no interior do VF (Singh et al., 2017).

Arora et al. (2014) estudou a concentração de oxigénio dissolvido num VF e num filtro desprovido de minhocas, e verificou que a concentração inicialmente era a mesma, mas ao passar do tempo apurou que a concentração foi diminuindo no filtro sem minhocas, demonstrando assim que a atividade das minhocas permite o aumento de oxigénio no sistema. Mas são também responsáveis por parte do oxigénio dissolvido que é consumido no sistema, atribuído a atividade metabólica e respiratória dos animais, maior quando se verifica o aumento da temperatura (Singh et al., 2017).

2.1.5. Desempenho geral de um Vermifiltro

Odor

Comparado com os sistemas convencionais, a produção de odor a partir da vermifiltração é mínimo, visto que não há produção de gases com elevado odor como o sulfureto de hidrogénio, metano e metanotiol, gerados em condições anaeróbias. A ação mecânica das minhocas dentro do VF aumenta as concentrações de oxigénio, permitindo a criação e a manutenção de condições aeróbias, e a inibição de anaeróbios. A água vermifiltrada é reconhecidamente inodora (Sinha et al., 2008).

Remoção de nutrientes

Azoto

O azoto (N) é um dos mais comuns nutrientes presentes nas ARs, em várias formas, como o amónio, nitritos, nitratos e aminoácidos como compostos orgânicos (Das & Paul, 2023a; Singh et al., 2019). A remoção de azoto orgânico do efluente é alcançada pela amonificação, seguida pela nitrificação, que é favorecida pelo aumento das condições aeróbias (Singh et al., 2017). A nitrificação promove a biodisponibilidade do azoto na forma de nitratos, sujeito à desnitrificação, que depende do substrato disponível, e que geralmente ocorre em zonas menos arejadas do VF (Li et al., 2008). Além das bactérias, as minhocas também contribuem para a remediação do azoto. Segundo Bajsa et al. (2003) (citado por Singh et al., 2017), algumas substâncias libertadas por elas, como o muco, proteínas e polissacarídeos, contribuem para a mineralização do azoto, tornando-o biodisponível para as plantas.

Fósforo

A vermifiltração não é altamente eficiente na remoção de fósforo (P), sendo afetada pelos efeitos sazonais, nomeadamente no inverno, sobre o metabolismo, crescimento e reprodução das minhocas e microrganismos (Das & Paul, 2023a). A remoção de fósforo pode ser realizada através do processo de mineralização, convertendo-o em fosfatos de diferentes catiões metálicos, e através do processo físico de adsorção, que depende da área de superfície

e do tamanho do material do leito do VF (Fang et al., 2010, citado por Singh et al., 2017). Geralmente, verifica-se um incremento da concentração de fósforo na água vermifiltrada (Kumar et al., 2014). Está relacionada com um aumento da mineralização do nutriente e a lixiviação de compostos excretados pelas minhocas no VF, como proteínas, polissacarídeos e outros (Sinha et al., 2008).

Remoção de matéria orgânica

A ação conjunta das minhocas e dos microrganismos no VF faz da vermifiltração uma técnica com elevada taxa de remoção de matéria orgânica. A matéria orgânica é triturada e moída em partículas finas pelas minhocas antes da digestão e através de enzimas digestivas específicas como amilase, celulase, fosfatase, protease, lipase e quitinase permitem a degradação da matéria, com a formação de compostos aromáticos (Singh & Kaur, 2015; Xing et al., 2010). As substâncias que as minhocas não conseguem degradar são digeridas por uma comunidade microbiana endossimbiótica, desenvolvida a partir da mistura do conteúdo do intestino das minhocas com sólidos orgânicos ingeridos (Rajpal et al., 2014).

As atividades das minhocas dentro do VF possibilitam o movimento de água, nutrientes e microrganismos, o aumento da área de superfície de matéria orgânica, favorecendo assim a sua degradação pelos microrganismos. Como a concentração de oxigênio dissolvido é superior no topo do VF, a remoção do material orgânico é maior na camada superior (Jiang et al., 2016). A eficiência de remoção é também influenciada pela temperatura, e o seu aumento conduz a um aumento da atividade metabólica dos organismos, e consequentemente uma maior degradação da matéria orgânica (Arora & Kazmi, 2015).

As minhocas e microrganismos do sistema permitem a redução e a estabilização das lamas produzidas (vermicomposto) (Li et al., 2014), que têm vindo a ser utilizadas de forma progressiva por serem ricas em nutrientes, enzimas, vitaminas (B e D) e hormonas de crescimento (Sinha et al., 2014). A sua aplicação no solo ajuda na nutrição e prevenção de doenças nas plantas, melhora a fertilidade e a resistência do solo à erosão e permite a captura de carbono; podem ser reutilizadas na preparação do VF, melhorando a sua condutividade hidráulica e a capacidade de absorção de poluentes e metais pesados (Sinha et al., 2012, 2014).

Remoção de organismos patogénicos

O teor de organismos patogénicos (bactérias, fungos, protozoários) na água tratada é um dos parâmetros de qualidade para descarga ou reutilização. A redução de agentes patogénicos no VF resulta em parte da retenção mecânica pelos meios filtrantes e da atividade das minhocas e dos microrganismos (Arora et al., 2014). Uma maior eficiência de remoção de patógenos pode ser obtida em temperaturas mais elevadas, devido a uma maior atividade microbiana (Singh et al., 2017). Durante o verão, Arora & Kazmi, (2015) obtiveram uma remoção de indicadores microbiológicos máximo de 99,9%, com a *Salmonella* reduzida a 96,6% e a *E. coli* em 99,3%.

2.1.6. Aplicação da vermifiltração em diferentes águas residuais

Águas residuais domésticas

A vermifiltração é hoje um método efetivo de tratamento de águas residuais domésticas (ARD), provenientes de lavagens, da cozinha e da casa de banho, eficiente na remoção de matéria orgânica e de nutrientes, como apresentado na Tabela 2.1.

Tabela 2.1. Aplicação da vermifiltração no tratamento de diferentes ARD, com as eficiências de remoção de matéria orgânica e de nutrientes (adaptado de Singh et al., 2019).

| Tipo de AR | Espécie de minhoca | Matéria orgânica (%) | Nutrientes (%) | Referências |
|------------------------|--------------------------|-------------------------------|--|---------------------|
| | <i>Eisenia fetida</i> | CBO 88 | NH ₄ ⁺ -N 86 | Kumar et al. (2016) |
| | <i>Eudrilus eugeniae</i> | CBO 70 | | |
| Municipal | <i>Eisenia fetida</i> | CQO 47,3-64,7; CBO 54,7-66 | NT 7,6-14,9; NH ₄ ⁺ - N 2-62 | Xing et al. (2010) |
| | <i>Eisenia fetida</i> | CBO > 90; CQO 80-90 | - | Sinha et al. (2008) |
| | <i>Eisenia fetida</i> | CBO 75,9; CQO 66,7 | - | Arora et al. (2014) |
| Doméstica rural | <i>Eisenia fetida</i> | CQO 83,5; CBO 81,3 | NT 32,4; NH ₄ ⁺ -N 55,6; PT 38,6 | Wang et al. (2016) |
| | <i>Eisenia fetida</i> | CQO 78; CBO 98,4 | NH ₄ ⁺ -N 90,3; PT 62,4 | Wang et al. (2010) |
| Esgoto doméstico rural | <i>Eisenia fetida</i> | CQO 67,6; CBO 78 | NH ₄ ⁺ -N 92,1 | Li et al. (2013) |

Águas residuais de atividades industriais

A vermifiltração tem vindo também a ser aplicada às águas residuais industriais (ARI), embora a sua aplicação seja limitada devido às gamas de salinidade, pH, e das concentrações de metais pesados e pesticidas não adequadas as minhocas, colocando em causa a eficiência do processo (Singh et al., 2019). Foi aplicada inicialmente apenas a ARs provenientes de sistemas de produção de animais, de alimentos e de bebidas, mas foi posteriormente expandida para outras unidades industriais como de gelatina, petróleo, suiniculturas, farmacêutica e de laticínios (Jiang et al., 2016). A Tabela 2.2 apresenta as variedades de ARs industriais remediadas por vermifiltração e as eficiências de remoção de alguns parâmetros de qualidade de água.

Tabela 2.2. Aplicação da vermifiltração no tratamento de diferentes ARs, com as eficiências de remoção de matéria orgânica e de nutrientes (adaptado de Singh et al., 2019).

| Tipo de AR | Espécie de minhoca | Matéria orgânica (%) | Nutrientes (%) | Referência |
|---------------------------------|---------------------------|----------------------------------|--|-------------------------|
| Indústria de gelatina | <i>Lumbricus rubellus</i> | CQO 90; CBO 89 | - | Ghatnekar et al. (2010) |
| Fábricas de óleo de palma | <i>Eudrilus eugeniae</i> | CQO 19,7-87,9; SSV 52,7 | - | Lim et al. (2014) |
| Farmacêuticas à base de plantas | <i>Eudrilus eugeniae</i> | CQO 85,44-94,48; CBO 89,77-96,26 | - | Dhadse et al. (2010) |
| Indústria de laticínios | <i>Eisenia fetida</i> | CQO 82; CBO 76; SST 77 | NT 60; PT 77 | Merlin & Cottin, (2009) |
| Suicultura | <i>Eisenia andrei</i> | CQO 42,8 | NH ₄ ⁺ -N 85; NT 83; PT 62 | Li et al. (2008) |
| Indústria de petróleo | <i>Eisenia fetida</i> | CQO 60-80; CBO > 90 | - | Sinha et al. (2012) |
| Indústria de laticínios | <i>Eisenia fetida</i> | CQO 80-90; CBO 98 | - | Sinha et al. (2007) |
| Cervejarias | <i>Eisenia fetida</i> | CQO 64-95 | NT 8-21; PT 40-60 | Singh et al. (2018) |

2.1.7. Vantagens e limitações da vermifiltração

A vermifiltração, comparada com as tecnologias convencionais de tratamento de ARs, tem muitas vantagens a nível ambiental, social e económico. É uma tecnologia biológica, compacta, descentralizada e economicamente viável, que não necessita de equipamentos modernos e de uma gestão operacional tão exigente (Sinha et al., 2008). Permite o tratamento de uma variedade de ARs e com a máxima eficiência em condições ótimas de operação (Singh et al., 2017). No tratamento não há produção de lamas e nem de odores, e são obtidos produtos de valor acrescentado que são a água vermifiltrada e o vermicomposto (Sinha et al., 2008).

Apesar dos benefícios da vermifiltração no tratamento e reutilização de ARs, foram observadas algumas limitações da tecnologia. As minhocas são sensíveis ao calor e à luz solar, fazendo com que a eficiência do processo seja reduzida quando a sua operação passar da escala laboratorial para o campo; a sua operação não é possível em condições de submersão, uma vez que as minhocas não sobrevivem durante muito tempo em meio aquático (Singh et al., 2019); elevada carga hidráulica igualmente conduz à saturação do solo e compromete a sobrevivência das minhocas (Sinha et al., 2012).

As ARs com elevada concentração de metais pesados e salinidade (superior a 0,5%), em particular com cloreto de sódio (NaCl), não podem ser tratadas por serem tóxicas para as minhocas (Samal et al., 2017b, 2019). O problema com a salinidade pode ser resolvido com um pré-tratamento da água antes de alimentar o sistema, ou selecionando espécies de minhoca resistentes à salinidade (Singh et al., 2019).

A deposição de sólidos e a formação de vermicomposto e de colónias microbianas na camada superior podem fazer com que o VF não consiga funcionar de forma contínua durante longos períodos de tempo (Samal et al., 2017b). Embora não existe uma metodologia padrão de limpeza do biofiltro, no entanto deve ser feita com uma frequência de 7 a 8 meses e de forma criteriosa, principalmente no processo de remoção das minhocas de modo a evitar lesões, resultante de um manuseamento inadequado (Samal et al., 2017).

Devido a ineficiência do VF em remover fósforo e azoto das ARs, a vermifiltração deve ser integrada com outros sistemas de tratamento com foco na sua remoção da água (Singh et al., 2017). Mesmo com algumas limitações na operação, nas condições ótimas de funcionamento, a vermifiltração é uma tecnologia promissora de tratamento de ARs e com grande eficiência de remoção de vários poluentes.

2.2. Hidroponia

A hidroponia baseia-se numa técnica utilizada ao longo da história (desde do século X d.C.), que permite o crescimento de plantas sem recorrer ao uso do solo, consistindo em fornecer nutrientes em água diretamente às raízes das plantas, de acordo com as necessidades nutricionais de cada cultura, em condições adequadas de arejamento e luminosidade (Ragaveena et al., 2021; Schafer, 2022). Com os avanços científicos, e com um melhor entendimento da fisiologia das plantas e com a identificação de macro e micronutrientes necessários para promover um crescimento saudável, a hidroponia também foi evoluindo (Gonzalez et al., 2022).

Pode ser aplicada em ambiente de estufa, onde a temperatura e a luz são controladas, ou ao ar livre, onde o clima for favorável ao desenvolvimento das plantas (Schafer, 2022). É ideal em regiões onde as condições para a prática agrícola não são as melhores, incluindo os desertos, montanhas e centros urbanos com elevada densidade populacional (Schafer, 2022; Magwaza et al., 2020).

Os sistemas hidropónicos permitem o cultivo de uma variedade de culturas de frutas e vegetais, mas estes produtos devem satisfazer critérios como tamanho da raiz e do fruto, o ciclo de crescimento e colheita, os aspetos nutricionais, cor, sabor e a resistência a agentes patogénicos (Gonzalez et al., 2022; Magwaza et al., 2020). A Tabela 2.3 apresenta algumas culturas utilizadas na hidroponia.

Tabela 2.3. Exemplos de culturas utilizadas na hidroponia (adaptado de Gonzalez et al., 2022, Banerjee et al., 2016 e de Ragaveena et al., 2021).

| Tipo de culturas | Nome das culturas |
|-------------------------|--|
| Cereais | Arroz (<i>Oryza sativa</i>), Trigo (<i>Triticum</i>), Milho (<i>Zea mays</i>) |
| Culturas de bolbo | Alho (<i>Allium sativum</i>), Alho-francês (<i>Allium porrum</i>), Cebola (<i>Allium cepa</i>) |
| Culturas de fruto | Pepino (<i>Cucumis sativus</i>), Melancia (<i>Citrullus lanatus</i>), Melão Cantaloupe (<i>Cucumis melo</i>), Curgete (<i>Cucurbita pepo</i>), Tomate (<i>Solanum lycopersicum</i> e <i>Physalis ixocarpa</i>), Beringela (<i>Solanum melongena</i>); Morango (<i>Fragaria ananassa</i>) |
| Leguminosas | Faba (<i>Vicia faba</i>), Ervilha (<i>Pisum sativum</i>), Feijão verde (<i>Phaseolus vulgaris</i>) |
| Tubérculos | Batata (<i>Solanum tuberosum</i>), Batata-doce (<i>Ipomoea batatas</i>) |
| Culturas de raiz | Cenoura (<i>Daucus carota</i>), Beterraba (<i>Beta vulgaris</i>), Nabo (<i>Brassica rapa</i>), Rabanete (<i>Raphanus sativus</i>) |
| Folhosas | Alface (<i>Lactuca sativa</i>), Couve (<i>Brassica oleracea</i>), Mostarda (<i>Brassica nigra</i>), Salsa (<i>Petroselinum crispum</i>), Espinafre (<i>Spinacea oleracea</i>), Aipo (<i>Apium graveolens</i>) |
| Vegetais inflorescentes | Brócolos (<i>Brassica oleracea</i> var. <i>Italica</i>), Couve-flor (<i>Brassica oleracea</i> var. <i>botrytis</i>) |
| Plantas medicinais | <i>Aloe vera</i> , Manjeriço (<i>Ocimum basilicum</i>), Menta (<i>Mentha</i>) |

2.2.1. Tecnologias e técnicas de cultivo hidropónico e as suas operações

O cultivo de plantas em sistema hidropónico requer condições controladas e equipamentos que permitam o fornecimento de oxigénio, nutrientes e suporte para um crescimento saudável das plantas. São necessários equipamentos como recipientes, substratos, luminárias, ventiladores/aquecedores, compressores de ar e bombas que possam regular a temperatura (Schafer, 2022).

As técnicas hidropónicas envolvem a suspensão das raízes das plantas em soluções aquosas, lavagem ou pulverização periódica das raízes com solução (Schafer, 2022). A aplicação de determinada técnica depende de fatores como os objetivos e a produtividade pretendida, o espaço e a disponibilidade de meio de cultivo, as características e especificidades das plantas, o clima local, o investimento e outros recursos (Banerjee et al., 2016; Gonzalez et al., 2022).

A hidroponia pode ser feita em meio líquido (“hidroponia líquida”), sem a utilização de qualquer substrato, ou em meios sólidos, onde determinado volume de substrato é utilizado

para segurar as raízes e ajudar na fixação de microrganismos (Banerjee et al., 2016; Maucieri et al., 2018). Os sistemas que utilizam substratos podem ser divididos de acordo com o tipo de substrato utilizado, podendo este ser orgânico, inorgânico ou sintético (Maucieri et al., 2018), e de acordo com a irrigação, que pode ser *sub-irrigation* e *top-irrigation* (Banerjee et al., 2016). A técnica do saco suspenso, técnica de saco de cultivo, técnica de trincheira ou de canal, técnica de vaso são alguns métodos de cultivo em substrato (Banerjee et al., 2016).

Na “hidroponia líquida”, os sistemas podem ser abertos ou fechados. Nos sistemas abertos, a solução nutritiva (SN) é fornecida de forma contínua às plantas e o excesso é drenado e muitas vezes é considerado um resíduo. Nos sistemas fechados, a solução aquosa depois de drenada é reutilizada e reciclada (Ragaveena et al., 2021). Os sistemas fechados apresentam menor impacto ambiental, menor contaminação e melhor produtividade (Ragaveena et al., 2021), enquanto nos sistemas abertos, a solução nutritiva quando dispensada para o ambiente constitui sério problema de poluição devido a descarga de uma variedade significativa de nutrientes (Magwaza et al., 2020).

Sistema de cultura submersa

Também designado de *Deep Water Culture* (DWC) é uma técnica que fornece a SN, de forma contínua, diretamente às raízes das plantas, assegurando que as suas raízes se encontrem sempre submersas na solução (Saaïd et al., 2013). O resto da planta está apoiado por materiais como a madeira e o poliestireno, acima do nível da água (Gonzalez et al., 2022). Segundo Kannan et al. (2022), a DWC é geralmente utilizada para plantas grandes, especialmente de frutas e de legumes. A SN a ser utilizada precisa de ser equilibrada e específica para a determinada cultura, e deve ser arejada de forma a permitir a oxigenação e assegurar a absorção dos nutrientes pelas plantas (Nursyahid et al., 2021). Para além do oxigénio dissolvido, outros fatores como o pH, a salinidade e as concentrações de cada nutriente devem ser também verificados regularmente (Kannan et al., 2022).

Sistema de técnica de fluxo profundo

Os sistemas de fluxo profundo (*Deep Flow Technique*, DFT) são parecidos com a técnica de DWC, mas nesses sistemas a SN circula continuamente em canais de drenagem de 4 a 6 cm de altura, estando as raízes das plantas sempre submersas na solução. A solução, depois recolhida de volta ao reservatório da solução, é novamente recirculada (Pramono et al., 2020).

Sistema de pavio

O sistema de pavio (*Wick system*) é uma técnica ideal para plantas pequenas, como ervas e especiarias, onde as plantas são colocadas em vasos com meio inerte com um pavio de *nylon*, ou outro material absorvente, ligando assim as raízes das plantas ao recipiente de SN.

Através da ação capilar no pavio de *nylon*, é assegurado o fornecimento da quantidade necessária de SN às raízes das plantas (Kannan et al., 2022; Schafer, 2022).

Sistema de gotejamento

Designado em inglês por *Drip System*, é um sistema que consiste no bombeamento da SN a partir de um reservatório diretamente para as raízes das plantas, com um fluxo regulado. O fornecimento da SN faz-se em intervalos de tempo previamente estabelecidos. Em sistemas fechados, a solução restante é devolvida ao tanque de armazenamento (Gonzalez et al., 2022). É a técnica mais simples e económica, utilizada por agricultores domésticos e comerciais, e que permite o cultivo sistemático de várias culturas, com maior eficiência de uso de água (Kannan et al., 2022).

Sistema de fluxo e refluxo

O sistema de fluxo e refluxo (*Ebb and flow*) inclui também o bombeamento periódico da solução aquosa para um tabuleiro preenchido com meio inerte, onde se encontram as raízes das plantas, funcionando como um reservatório temporário da solução. A SN é devolvida através da gravidade ao reservatório para ser reutilizada (Schafer, 2022; Gonzalez et al., 2022). Entre as técnicas, é caracterizada pelo seu funcionamento simples e pelo baixo custo inicial (Kannan et al., 2022).

Sistema de técnica de filme de nutrientes

A técnica de filme de nutrientes, "*Nutrient Film Technique*" (NFT), consiste num sistema fechado de recirculação, em que a SN é fornecida às plantas de forma contínua ou periódica. Através da bombagem, ativada por um temporizador, a solução passa por todo o sistema, geralmente constituído por tubagens, que servem em simultâneo para sustentar as plantas, que por sua vez não têm as suas raízes inteiramente submersas (Schafer, 2022; Gonzalez et al., 2022). As tubagens são geralmente inclinadas para permitir o regresso da solução ao reservatório através da gravidade. Embora a quantidade de solução seja menor, a NFT exige mais energia e outros componentes adicionais (Gonzalez et al., 2022). É comumente utilizado no cultivo comercial de vegetais de folhas verdes, especialmente alfaces (Kannan et al., 2022).

Aeroponia

É o método em que as plantas são cultivadas num ambiente aéreo, geralmente em painéis, com as suas raízes suspensas no ar por baixo deste, e obtêm os nutrientes a partir da pulverização periódica da SN, através de um sistema de aspersão. É a técnica que proporciona a maior taxa de arejamento das raízes, cerca de 100% (Banerjee et al., 2016; Gonzalez et al., 2022). A aeroponia é praticada geralmente em estruturas protegidas e é ideal para o crescimento de vegetais de folhas baixas como alfaces e espinafre (Banerjee et al., 2016).

Aquaponia

A aquaponia corresponde a um sistema que combina hidroponia com aquacultura (criação de peixes em ambiente controlado). Baseia-se na simbiose entre os dois sistemas, onde a água dos tanques dos peixes e a excreção dos animais é utilizada para fornecer nutrientes às plantas (Schafer, 2022). Para além da absorção dos nutrientes pelas plantas, processos de nitrificação e de desnitrificação permitem o aproveitamento e a reutilização da água no tanque dos peixes (Gonzalez et al., 2022).

A Figura 2.3 apresenta as técnicas de cultivo hidropónico descritos anteriormente.

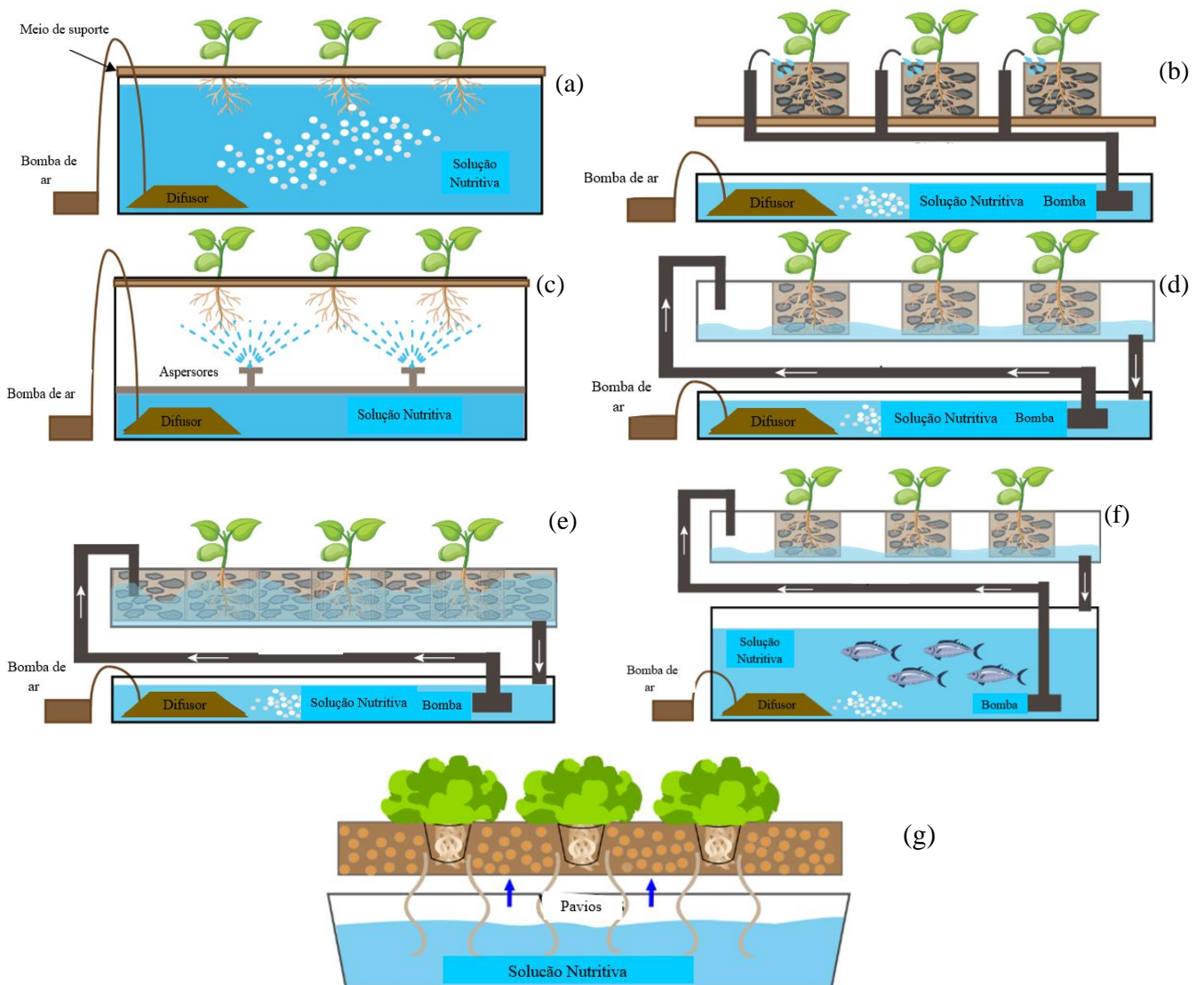


Figura 2.3. Exemplo de diferentes tipos de sistemas hidropónicos utilizados. Legenda: (a) DWC; (b) Sistema de gotejamento; (c) Aeroponia; (d) NFT; (e) Fluxo e refluxo; (f) Aquaponia; (g) Sistema de pavios. Nota: Figuras a, b, c, d, e, f, adaptado de Gonzalez et al., 2022 e g adaptado de Nosoilsolution, n.d.).

2.2.2. Substratos de crescimento

Substratos ou meios de crescimento são, para além do solo, todos os materiais sólidos, orgânicos ou inorgânicos que, isolados ou misturados, garantem melhores condições de crescimento das plantas do que nos solos agrícolas (Savvas & Gruda, 2018). As principais características a serem consideradas relativamente à escolha de substratos são a densidade e a capacidade de retenção de água (Maucieri et al., 2018; Savvas & Gruda, 2018), a porosidade, capilaridade, oxigenação e ter uma natureza quimicamente e biologicamente inerte (Gonzalez et al., 2022). Na escolha do substrato deve ser também considerada a sua humidade, estabilidade, esterilidade, manuseamento fácil e principalmente a adequação à cultura a ser cultivada (Ragaveena et al., 2021).

Os substratos mais utilizados são a perlite, argila expandida (LECA), lã de rocha, areia, cascalho, fibra de coco, seixos, bolas de barro, etc. Cada substrato tem as suas próprias vantagens e desvantagens. Em relação ao solo, a utilização de substratos permite reduzir o volume de água utilizada, uma vez que têm maior capacidade de retenção de água e pelo facto de poderem ser reutilizados (Ragaveena et al., 2021).

2.2.3. Solução Nutritiva

A composição da solução nutritiva (SN) a ser aplicada e a sua otimização dependem das especificidades de cada cultura, da fase de crescimento da planta, do tamanho do recipiente, do volume e das características físico-químicas dos substratos, assim como dos sistemas de irrigação e das condições climáticas da região (Banerjee et al., 2016). Na hidroponia, deve ser monitorizado o fornecimento de nutrientes e a resposta das plantas à SN (Banerjee et al., 2016). A solução pode ser preparada de raiz, quer tendo em atenção a fase de crescimento da planta, quer para todo o ciclo de crescimento (Aquino, 2014; Gonzalez et al., 2022). Durante a fase vegetativa das plantas, para o desenvolvimento da folhagem e crescimento das raízes, a SN deve ser rica em fósforo, e já na fase de maturação do fruto, precisa ser rica em potássio e baixa em azoto (Gonzalez et al., 2022).

Grande parte dos fertilizantes utilizados na hidroponia são inorgânicos e muito solúveis, embora a solução possa também ser preparada com nutrientes orgânicos, e ter na sua composição ácidos inorgânicos (Savvas & Gruda, 2018). Os nutrientes que compõem a SN são divididos, como resumido na Tabela 2.4, em macronutrientes primários, macronutrientes secundários e os micronutrientes (Aquino, 2014). Os macronutrientes essenciais para as plantas são o azoto, fósforo e potássio, chamado de solução NPK, e os micronutrientes, são o ferro, boro, zinco, cobre, manganês, molibdénio e magnésio (Ragaveena et al., 2021). O ferro deve ser adicionado na forma de quelato, com a finalidade de melhorar a sua disponibilidade (Gonzalez et al., 2022). O hidrogénio e o oxigénio são obtidos tanto através do ar como pela água, e o carbono é obtido a partir do dióxido de carbono do ar (Ragaveena et al., 2021; Gonzalez et al., 2022).

Tabela 2.4. Nutrientes que constituem as soluções nutritivas (adaptado de Aquino, 2014).

| Macronutrientes primários | Formas absorvidas pelas plantas |
|------------------------------------|--|
| N | NO_3^{2-} , NH_4^+ |
| P | PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- |
| K | K^+ |
| Macronutrientes secundários | |
| Ca | Ca^{2+} |
| Mg | Mg^{2+} |
| S | SO_4^{2-} |
| Micronutrientes | |
| Fe | Fe^{2+} , Fe^{3+} |
| Mn | Mn^{2+} |
| Zn | Zn^{2+} |
| Cu | Cu^{2+} |
| Mo | MoO_4^{2-} |
| B | BO_3^{2-} |

2.2.4. pH e condutividade elétrica (EC) em hidroponia

Na hidroponia, a absorção de nutrientes pelas plantas depende do pH (Aquino, 2014), e este deve ser controlado e corrigido em qualquer SN, tendo em conta que varia à medida que a planta cresce (Banerjee et al., 2016). A gama ótima encontrada na literatura para a disponibilidade dos nutrientes da maioria das soluções nutritivas, para grande partes das culturas, situa-se genericamente entre 5 e 7, embora algumas possam crescer fora da gama indicada (Banerjee et al., 2016; Gonzalez et al., 2022).

Com pH superior a 7, há a diminuição da solubilidade do ferro (II), ferro (III) e dihidrogenofosfato, e a formação de precipitados de cálcio e magnésio, além de outras reações de outros componentes, impossibilitando a absorção de micronutrientes. A pH inferior a 5, há a inibição da absorção de nutrientes-chave como o azoto, fósforo, potássio, cálcio e magnésio e a contaminação da água pela presença do manganês (Gonzalez et al., 2022).

A condutividade elétrica (EC) reflete a concentração total dos iões presentes numa solução, e deve ser mantida dentro da gama ideal para cada cultura, de forma a não afetar o crescimento e qualidade das plantas. Valores baixos apontam para a escassez de nutrientes, e valores demasiados altos conduzem a *stress* salino e consequentemente a *stress* osmótico nas plantas, além da toxicidade iónica e do desequilíbrio nutricional (Dunn & Singh, 2016).

A Tabela 2.5 apresenta gamas ideais de pH e EC para algumas culturas utilizadas na hidroponia.

Tabela 2.5. Gama ótima de valores de EC e pH para algumas culturas em hidroponia (adaptado de Dunn & Singh, 2016).

| Culturas | pH | EC (dS m ⁻¹) | Culturas | pH | EC (dS m ⁻¹) |
|--------------|-----------|--------------------------|-----------|---------|--------------------------|
| Aboborinhas | 6 | 1.8 - 2.4 | Feijão | 6 | 2 - 4 |
| Aipo | 6.5 | 1.8 - 2.4 | Manjeriço | 5.5 - 6 | 1 - 1.6 |
| Alho francês | 6.5 - 7 | 1.4 - 1.8 | Morango | 6 | 1.8 - 2.2 |
| Banana | 5.5 - 6.5 | 1.8 - 2.2 | Pepino | 5 - 5.5 | 1.7 - 2 |
| Brócolos | 6 - 6.8 | 2.8 - 3.5 | Pimentos | 5.5 - 6 | 0.8 - 1.8 |
| Couve | 6.5 - 7 | 2.5 - 3 | Salsa | 6 - 6.5 | 1.8 - 2.2 |
| Espargos | 6 - 6.8 | 1.4 - 1.8 | Tomate | 6 - 6.5 | 2 - 4 |
| Espinafres | 6 - 7 | 1.8 - 2.3 | | | |

2.2.5. Sistemas hidropónicos no tratamento de águas residuais

Na hidroponia, em substituição das soluções nutritivas, é possível também aproveitar as ARs, sejam elas não tratadas ou parcialmente tratadas como meio de crescimento das plantas, possibilitando em simultâneo um tratamento primário e secundário destes resíduos, e a sua reutilização (Kundu et al., 2022). Caso a carga nutritiva da AR não seja suficiente para satisfazer as exigências de qualidade e de produção hidropónica, poderá ser suplementada de acordo com as suas carências, necessidades da cultura e com os objetivos pretendidos.

Ainda não existe uma metodologia para selecionar as plantas adequadas para este tratamento, no entanto podem ser utilizadas tanto plantas ornamentais, como alimentícias. Na escolha das culturas devem ser levados em conta fatores como o ciclo de vida, cor, resistência a patógenos, aspetos nutricionais, a arquitetura das raízes e das folhas, que determinam a absorção e assimilação de nutrientes, e também a capacidade das plantas em acumular os mesmos (Magwaza et al., 2020).

O tratamento envolve a combinação de processos físicos, químicos e biológicos, incluindo a sedimentação, a biodegradação microbiana, adsorção, a nitrificação e também a absorção pelas plantas, que tem uma grande importância na eficiência do tratamento (Magwaza et al., 2020). Os nutrientes mais rápidos a serem absorvidos são o nitrato, amónio, fósforo, potássio e manganês; os de remoção mais lenta são o cálcio e o boro, e os de remoção intermediária são o magnésio, enxofre, ferro, zinco, cobre, cloro e molibdénio (Bugbee, 2004).

A hidroponia permite também a remoção de patógenos, dada através da sedimentação, filtração, morte natural e também através da antibiose e predação (Tibebu et al., 2022). Ndulini et al. (2018) verificaram uma eficiência de remoção de coliformes fecais de 92,77%, utilizando uma AR doméstica, num sistema hidropónico que teve como meio de crescimento areia e cascalho, com a água a ser bombeada para a caixa de plantação. Tibebu et al. (2022) estudaram a remoção de patógenos em hidroponia de violeteira em AR doméstica, utilizando como substrato o cascalho e esponja de poliéster. Nos dois meios, a remoção média obtida

foi de 98,7% e 89,8% para as bactérias heterotróficas, 96,2% e 86,8% para os coliformes totais e 92,9% e 84% para os coliformes fecais, respetivamente.

A remoção de poluentes é influenciada por fatores como as propriedades do substrato e da solução, como o pH, EC, temperatura, OD e das características da cultura a ser utilizada (Magwaza et al., 2020). Os sistemas hidropónicos fechados, para efeito de tratamento de ARs, são os mais adequados por terem uma grande capacidade de eliminar grande parte dos contaminantes (Magwaza et al., 2020).

A Tabela 2.6 apresenta as percentagens de remoção de poluentes de diferentes ARs em diferentes sistemas hidropónicos e espécies de plantas.

Tabela 2.6. Aplicação da hidroponia no tratamento de diferentes ARs, e as eficiências de remoção de matéria orgânica e de nutrientes (adaptado de Magwaza et al., 2020 e de Prazeres et al., 2017).

| Fonte/Tipo de AR | Sistema hidropônico | Tipo de planta | Remoção de matéria orgânica (%) | Remoção de nutrientes (%) | Referência |
|-------------------------|----------------------------|-------------------------|---|---|--------------------------|
| Domésticas sedimentadas | Comercial com recirculação | Alface Mignonette verde | CQO 86; CBO 87; SST 99 | N 80; P 77 | Rababahb & Boyden (1996) |
| Domésticas | Sistema hidropônico | Espinafre de água | CQO 25,28; CBO 42,77; SST 68,96 | N 57,91; P 23,81 | Cui et al. (2003) |
| | Sistema hidropônico | Alface-romana | CQO 37,36; CBO 82,31; SST 89,42 | N 66,76; P 47,62 | Cui et al. (2003) |
| Municipais primárias | NFT (fluxo horizontal) | Macieira recurvada | CQO 82; CBO 91; SST 98 | N 93; P 38 | Vaillant et al. (2005) |
| Municipais | Aquaponia | Tomate | CQO 20-61; CBO 61-72 | NT 75-78; PT 63 - 75 | Rana et al. (2011) |
| De cervejarias | DWC | Vetiver | CQO 58; CBO 73; SST 97 | N 58; P 63 | Worku et al. (2018) |
| De fábrica de cartão | DWC | Vetiver | CQO 57,03; CBO 80,77; SST 70; SDT 74,98 | NT 68,59; PT 68 | Davamani et al. (2021) |
| De lagares de azeite | | | CQO 59; CBO ₅ 55 | PT 53; NH ₄ 78; NO ₃ 41 | Afonso et al. (2023) |
| De adegas | NFT | Alface | CQO 52; CBO ₅ 26 | PT 34; NH ₄ 57; NO ₃ 38 | Afonso et al. (2023) |
| De soro de queijo | | | CQO 73; CBO ₅ 83 | PT 38; NH ₄ 49; NO ₃ 43 | Afonso et al. (2023) |
| De laticínios | DWC | Beldroega e côleus | CQO 81,86; CBO 82,36%; SST 79,43%; SDT 64,36% | NT 74,67%; PT 75,55%; PO ₄ 74,24% | Das & Paul (2023b) |

2.2.6. Vantagens e limitações dos sistemas hidropônicos

Para além da grande eficiência no uso de água e de permitir o cultivo de diversas culturas independente da estação e em regiões com clima menos favorável à agricultura (Banerjee et al., 2016), a hidroponia possibilita uma maior produção numa mesma área de cultivo do que a agricultura convencional, uma vez que o cultivo também pode ser feito na vertical e em várias camadas (Gonzalez et al., 2022). O desenvolvimento das culturas é sempre controlado, com uma taxa de crescimento 30% a 50% maior do que no solo. São sistemas sustentáveis, com baixa emissão de GEE e que permitem o tratamento e reutilização de ARs, e obtenção de produtos de alta qualidade e alto valor nutricional (Rudel, 2021). Caracterizam-se ainda por serem flexíveis, de fácil uso, além de permitir a implementação de sistemas de operação automática, como por exemplo para o controlo do nível da SN e da concentração dos nutrientes (Kannan et al., 2022). Nestes sistemas não há pragas de insetos que são transportados pelo solo, ou infestação de ervas daninhas, logo o uso de pesticidas e a possibilidade de toxicidade e contaminação das culturas são reduzidos (Kannan et al., 2022).

A principal limitação dos sistemas hidropônicos é o elevado custo inicial e continuado, associado à área, e à implementação das infraestruturas necessárias e dos demais equipamentos associados (Kannan et al., 2022). Além do elevado gasto energético para o funcionamento, os sistemas e as plantas requerem um controlo e monitorização contínuo de parâmetros como a EC, pH, concentração dos nutrientes, luminosidade, arejamento e a temperatura (Banerjee et al., 2016; Kannan et al., 2022;). É necessário um acompanhamento técnico e especializado, nomeadamente em química, fisiologia vegetal e em sistemas de controlo de informação (Gonzalez et al., 2022). Outro potencial problema é a descarga inadequada das soluções nutritivas, ricas em fósforo e azoto, para o ambiente, provocando alguns impactes ambientais já mencionados anteriormente (Gonzalez et al., 2022). Contudo, uma adequada otimização do sistema de produção pode reduzir os teores de fósforo e azoto da SN no final da produção, minimizando os impactes ambientais (Aires et al., 2023).

2.3. Enquadramento Legal

As legislações no âmbito da água têm como finalidade proteger os recursos hídricos disponíveis a longo prazo, e obrigam ao cumprimento das normas de qualidade nas descargas para o meio hídrico, procurando reduzir os níveis de poluição e alcançar um bom estado das águas superficiais (APA, 2021).

A Portaria n.º 79/2022 de 3 de fevereiro, revogando as Portarias n.ºs 631/2009, de 9 de junho, e 114-A/2011, de 23 de março, define o regime aplicável à gestão de efluentes pecuários. Tem como objetivo o estabelecimento de normas para a gestão (transporte, armazenamento, valorização ou eliminação) de efluentes pecuários, e adaptar essa gestão no âmbito do novo regime do exercício da atividade pecuária (NREAP), de forma a proteger o ambiente, a saúde pública e o bem-estar animal.

Relativamente a descargas de águas residuais na água e no solo, o Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto estabelece as normas, critérios e objetivos de qualidade de modo a proteger o

meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos. Os critérios de qualidade são aplicados para as águas destinadas para o consumo humano, vida aquícola, rega e para as águas balneares. O decreto ainda estabelece valores limite de emissão (VLE) na descarga de águas residuais em parâmetros físicos, químicos e biológicos, apresentado no Anexo A.

Como um dos objetivos deste trabalho é tratar uma água residual suinícola de forma a poder ser descarregada com segurança nas linhas de água ou ser reutilizada para rega e outras finalidades, são apresentados também no Anexo A os valores máximos recomendados (VMR) e os valores máximos admissíveis (VMA) para a qualidade das águas destinadas para rega, também de acordo com o DL 236/98.

O Decreto-Lei n.º 119/2019, de 21 de agosto de 2019 estabelece normas de produção e utilização de água para reutilização provenientes do tratamento de águas residuais (domésticas, urbanas e industriais), destinadas à rega, usos paisagísticos, usos urbanos e industriais, com a finalidade de evitar efeitos indesejados para a saúde e para o ambiente. O decreto-lei classifica a água a ser reutilizada em cinco classes de qualidade e define os seus possíveis usos. No Anexo B são apresentadas as normas de qualidade de água para reutilização em rega e a descrição das classes de rega, assim como para usos urbanos e paisagísticos.

3. Materiais e Métodos

Para avaliar o tratamento da água residual suinícola através de vermifiltração e hidroponia, foram criadas as condições laboratoriais consideradas necessárias para que os objetivos pré-estabelecidos para o estudo fossem alcançados. Para o efeito, vários estudos experimentais foram realizados no Laboratório de Hidráulica, Recursos Hídricos e Ambiente da Escola Superior de Tecnologia e Gestão, na cidade de Leiria. O laboratório, localizado no piso -1, tem aproximadamente 130 m², sem radiação solar direta e uma temperatura ambiente a rondar os 20-22 °C.

Numa primeira fase do estudo procedeu-se à preparação, validação e otimização do sistema hidropónico com a técnica de DWC, sem recirculação, e das condições de crescimento, nomeadamente em termos de integral de luz diária (*daily light integral* - DLI) e volume de solução nutritiva (SN) por planta, de modo a maximizar a produção de biomassa e as taxas de remoção de azoto (N) e fósforo (P). O objetivo foi a otimização do sistema hidropónico de modo a permitir o cumprimento dos critérios estabelecidos para reutilização de águas residuais (ARs) em rega, no que respeita ao teor de N e P, garantindo também que o sistema DWC preparado produzia a cultura selecionada adequadamente para poder ser usado como sistema de tratamento de ARs.

Depois de otimizado o sistema hidropónico, procedeu-se ao tratamento de AR suinícola por vermifiltração e hidroponia em dois estudos distintos. Cada um dos estudos iniciou-se com a preparação, otimização e verificação das performances do vermifiltro (VF) de acordo com a bibliografia de referência, e após essa fase procedeu-se ao crescimento hidropónico da cultura em água vermifiltrada (AV) com vista ao tratamento desta, especialmente no que respeita à remoção de nutrientes.

Em todas as experiências foram monitorizados periodicamente o crescimento das plantas e alguns parâmetros importantes de qualidade de água, de acordo com os objetivos do estudo, como irá ser descrito ao longo deste capítulo.

3.1. Cultura

Nos estudos realizados de crescimento hidropónico, foi utilizada a alface da variedade frisada de folhas verdes, (*Lactuca sativa* L. var. *crispa*). A alface é uma das culturas vegetais mais comuns a serem cultivadas hidroponicamente pelo facto de ter um ciclo de crescimento relativamente curto (cerca de 1 mês), da possibilidade de ser cultivada durante todo o ano e de ser colhida em qualquer das suas fases de desenvolvimento vegetativo (Gonzalez et al., 2022).

As alfaces utilizadas para os estudos foram adquiridas ainda pequenas na Agriloja, Leiria, um dia antes de se iniciarem os estudos em hidroponia. Em todos os estudos realizados o ciclo de crescimento hidropónico foi de 35 dias após transplantação (DAT), um tempo de crescimento amplamente usado na ciência (e.g. Lei & Engeseth, 2021).

3.2. Otimização de um sistema hidropônico DWC com luz artificial

3.2.1. Instalação experimental

Unidades hidropônicas

A técnica de DWC (*Deep Water Culture*) ou cultura mergulhada em água, em que as plantas crescem com as raízes suspensas e imersas na solução aquosa, foi aplicada em 6 recipientes de plástico, opacos e com capacidade de 8 litros. As unidades hidropônicas ou vasos hidropônicos utilizados tinham 49 cm de comprimento, 18 cm de largura e 14 cm de altura, sendo abertos na parte superior e com fundo mais estreito. Foram colocados lado a lado sobre uma mesa de 1,2 m de comprimento, 60 cm de largura e 74 cm de altura, como apresentado na Figura 3.4.

Para evitar a entrada de luz e reduzir a perda de água por evaporação, foram colocadas placas de poliestireno extrudido (XPS) de forma justa na abertura superior dos vasos, servindo de tampa e de suporte para a plantação da cultura. Em cada placa de poliestireno foram feitos orifícios de 4,5 cm de diâmetro para a plantação hidropônica, conforme o número de plantas pretendido em cada vaso.

As plantas, com as suas raízes lavadas com cuidado, foram colocadas em pequenos vasos de plástico com 5,5 cm de diâmetro, contendo no seu interior agregado argiloso expandido leve (LECA) para o suporte de raízes e para maximizar a capacidade de retenção e armazenamento de água na região radicular. A LECA é um substrato inerte, estável e não tóxico.

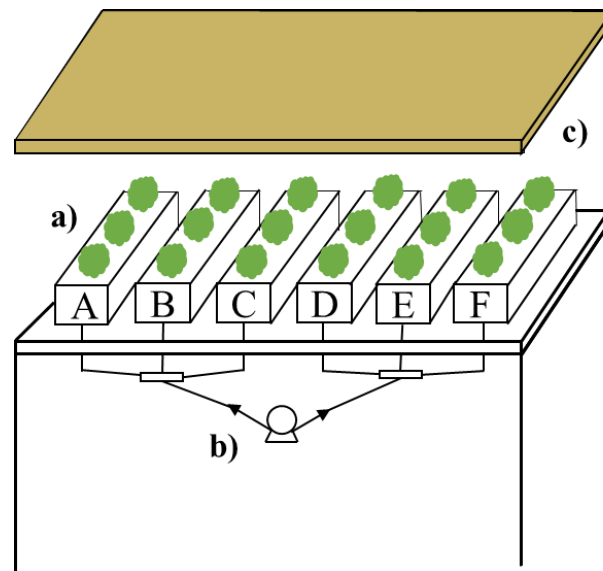


Figura 3.4. Representação esquemática do sistema hidropônico. Legenda: a) unidades hidropônicas; b) compressor de ar; c) luminária.

Arejamento

A oxigenação e a mistura de água nas unidades hidropônicas foram promovidas por uma linha de ar comprimido existente no laboratório. Dois distribuidores de plástico acoplados à mesa, com quatro saídas cada e ambos com torneiras de controlo de caudal distribuíaam o ar. O ar era levado aos vasos de hidroponia por tubos de plástico ligados a pequenos difusores esféricos de 2,2 cm, colocados no fundo de cada vaso (1 por vaso hidropónico). De modo a evitar a constante agitação dos difusores e sua deslocação devido à pressão do ar, foi utilizada uma rede de plástico e pedras de granito de modo a manter os difusores estáveis no fundo dos recipientes.

Luminosidade

Devido à ausência de radiação solar direta para a fotossíntese, foi usada luz artificial, fornecida por uma luminária Reflector Intertek 4008920, de 1190 x 605 x 60 mm, suspensa horizontalmente e equipada com 8 lâmpadas fluorescentes de *high-output*, T5 de 54 W, 6500K, *PRO Pure Light*. É considerado um modelo ideal para o processo de germinação e para a fase de crescimento de plantas. Continha dois interruptores independentes para as lâmpadas interiores e as exteriores, o que permitia o ajuste da intensidade da luz. Para a suspensão horizontal da luminária foram usados cabos de aço, correntes metálicas e ganchos, sustentados por um suporte de madeira, com 1,5 m de comprimento e 2 m de altura, como pode ser observado na Figura 3.5. A instalação descrita permitia o ajuste do DLI, visto que está relacionado com a distância da fonte luminosa às plantas. O DLI é uma medida da densidade total do fluxo de fotões fotossintéticos (PPFD) fornecida ao longo de 1 dia, ou seja, quantifica o número acumulado de fotões fotossinteticamente disponíveis incidentes numa determinada área ao longo de um dia (Faust & Logan, 2018). O fotoperíodo, controlado por uma tomada temporizada, foi de 16 horas (das 6 h às 22 h), com a finalidade de imitar o período de verão, sendo um fotoperíodo amplamente usado e adequado à produção de alface no interior dos edifícios (Pennisi et al., 2020; Zhang et al., 2018).

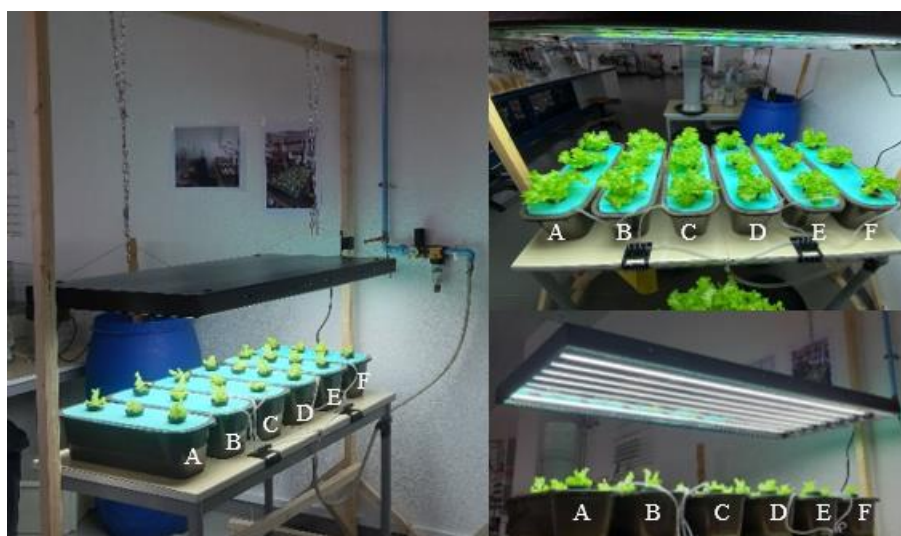


Figura 3.5. Sistema hidropónico DWC, sem recirculação.

O crescimento da cultura em cada unidade hidropônica foi realizado em 6 litros de SN, baseada em Carvalho et al. (2018) e cuja composição está apresentada na Tabela 3.7. As alterações à composição original consistiram na substituição do nitrato de cálcio pelo fertilizante comercial YaraTera™ Calcinit™ (1,1% azoto amoniacal, 14,4% nitratos e 26,5% óxido de cálcio), e do dihidrogenofosfato de amônio por dihidrogenofosfato de potássio. Para os reagentes de concentração mais reduzida foram preparadas soluções mais concentradas, posteriormente adicionadas na SN na quantidade adequada.

Tabela 3.7. Composição da solução nutritiva utilizada.

| Componentes | Concentração (mg L⁻¹) |
|---|---|
| YaraTera™ Calcinit™ | 900 |
| KNO ₃ | 134 |
| K ₂ SO ₄ | 280 |
| MgSO ₄ ·7H ₂ O | 495 |
| KCl | 138 |
| KH ₂ PO ₄ | 168 |
| FeCl ₃ ·6H ₂ O | 12 |
| MnSO ₄ ·H ₂ O | 3.4 |
| H ₃ BO ₃ | 2.9 |
| ZnSO ₄ ·7H ₂ O | 0.49 |
| CuSO ₄ ·5H ₂ O | 0.08 |
| Na ₂ MoO ₄ ·2H ₂ O | 0.12 |
| Na ₂ EDTA·2H ₂ O | 16.4 |

3.2.2. Experiências

No primeiro estudo, E1, a luminária foi colocada 30 cm acima do topo dos vasos, onde foram colocadas 3 plantas nos recipientes A, B e C, e 4 plantas nos restantes recipientes designados de D, E e F. Nos primeiros três recipientes, a distância entre as plantas era de 12,5 cm e nos restantes de 7 cm. Os 6 L de SN em cada vaso correspondiam, respetivamente, a 2 L e a 1,5 L por planta. Esta gama foi considerada conveniente para os objetivos pretendidos, tendo em conta os resultados de estudo prévio (Santos, 2021).

No segundo estudo, E2, a disposição das unidades hidropônicas manteve-se, mas foram retiradas duas lâmpadas centrais da luminária, e a sua altura ao topo dos recipientes passou a ser de 43 cm. O número de plantas nos recipientes A, B e C continuou a ser 3, e em D, E e F passou a ser 2, como apresentado na Figura 3.6. Isto equivale a 2 L e 3 L por planta, respetivamente. Nos recipientes com duas plantas a distância entre as plantas foi de 19 cm.



Figura 3.6. Estudos preliminares de otimização do sistema hidropónico E1 (a) e E2 (b).

A alteração da distância da luminária ao topo dos vasos hidropónicos nos dois estudos alterou o nível de DLI por vaso. Naturalmente, a intensidade da luz varia do centro para a borda da mesa, com as unidades hidropónicas centrais a receberem mais luz do que as mais exteriores. O objetivo foi iniciar o primeiro estudo com um DLI de $14 \text{ mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, considerado ótimo em muitos estudos (Pennisi et al., 2020; Zhang et al., 2018), e a distribuição diferencial da luz permitiu estudar diferentes DLI em cada estudo: E1 (DLI mais elevados) e E2 (DLI mais baixos).

3.3. Tratamento de água residual suinícola por vermifiltração e hidroponia

3.3.1. Instalação experimental

O sistema de tratamento de AR por vermifiltração, apresentado na Figura 3.7 era constituído por um reservatório para a AR, um tanque de mistura, um VF e um reservatório para recolher o efluente tratado. As ARs utilizadas no sistema, depois de recolhidas, foram armazenadas no laboratório, em reservatórios tapados com um pano, de forma a permitir trocas gasosas entre a AR e a atmosfera e prevenir atividade microbiana anaeróbia.

As ARs utilizadas no sistema foram recolhidas da 2ª lagoa de sedimentação de uma série de 3 lagoas, de uma suinicultura localizada no distrito de Leiria. Os sólidos maiores foram filtrados com um coador de 1,2 mm de malha, e os sólidos sedimentáveis ainda presentes na AR sedimentaram-se durante o armazenamento. A cada recolha de AR foi realizada a sua caracterização físico-química e microbiológica, com a finalidade de otimizar a diluição da água à entrada do VF.

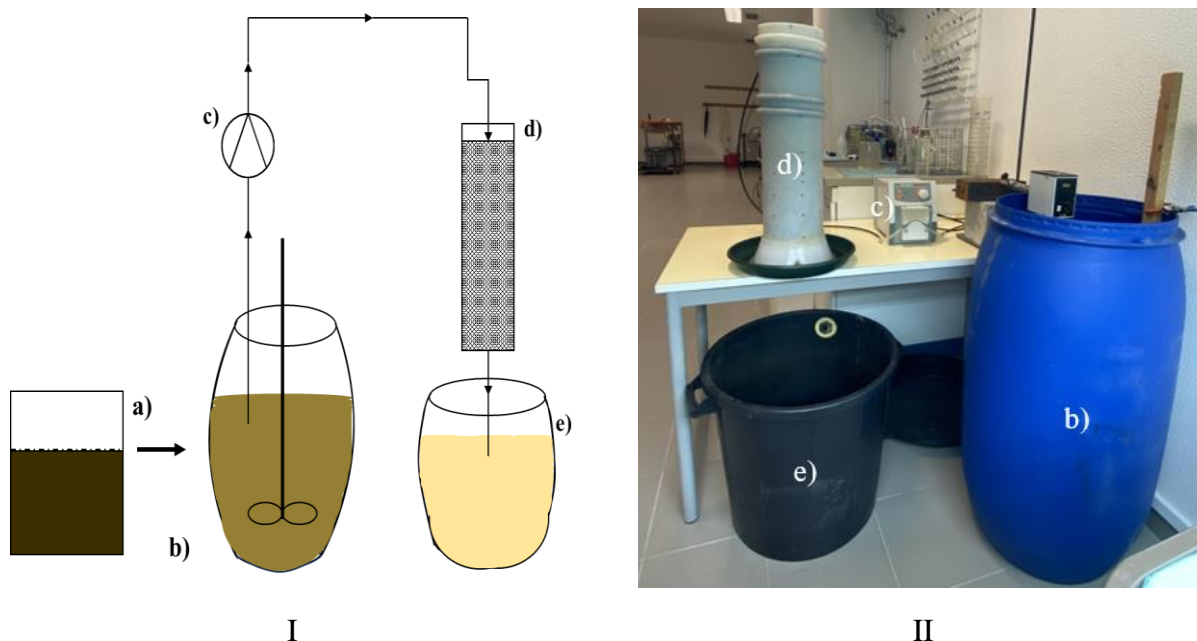


Figura 3.7. Sistema de tratamento por vermifiltração. Legendas Fig. I e II: a) Reservatório de efluente bruto; b) Tanque de mistura; c) Bomba peristáltica; d) Vermifiltro (VF); e) Reservatório do efluente tratado.

Como tanque de mistura foi utilizado um barril cilíndrico de 160 L, onde a AR era diluída com água da torneira a 10% - 20% (v/v) com o objetivo de diminuir a condutividade elétrica da AR bruta, e gerar uma água a tratar com EC entre 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 1800 $\mu\text{S}/\text{cm}$, considerada adequada às minhocas e posteriormente às plantas. Durante todo o funcionamento do sistema, a mistura foi agitada de forma contínua por um agitador CAT 120W R50 a 120 rpm com rotor de quatro lâminas planas, de diâmetro e largura de 100 mm e 50 mm, respetivamente. Com uma bomba peristáltica Heidolph Pumpdrive 5101 a água do tanque de mistura era encaminhada até o topo do VF através de um tubo de plástico de 4 mm de diâmetro. O VF utilizado foi construído num estudo prévio (Pereira, 2020), e consistia num cilindro de plástico (PVC), opaco, de 90 cm de altura e 15,7 cm de diâmetro interno. De forma a permitir o arejamento na metade inferior do biofiltro, ele continha perfurações laterais com diâmetro de 1,5 mm, distanciados 7 cm na horizontal e na vertical. A Tabela 3.8 mostra as especificações técnicas do VF utilizado no estudo.

Tabela 3.8. Especificações técnicas do VF.

| Especificações | Valores |
|---|---|
| Altura (m) | 0,9 |
| Diâmetro (m) | 0,157 |
| Volume total (m^3) | 0,017 |
| Área da base (m^2) | 0,019 |
| Densidade de minhocas (g L^{-1}) | 10-12 |
| Caudal (L dia^{-1}) | 13 |
| Taxa de Carga Hidráulica (HLR, $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$) | 0,684 |
| Tempo de Retenção Hidráulica (HRT, h) | 8 (valor teórico, estimado como Vlivre/caudal, com Vlivre = 4,4 L (Ispolnov, 2021)) |

O VF foi preenchido com diferentes materiais por camadas, como apresentado na Figura 3.8. De baixo para cima foi colocada brita granítica (cascalho) do maior para o menor tamanho: 10 cm de cascalho de tamanho 4, 7,5 cm do tamanho 2, seguido também por 7,5 cm do tamanho 1 e 5 cm do tamanho 0,5. Foi colocada ainda uma camada de 3 cm de areia grossa de rio, 10 cm de areia fina de rio, e uma camada de 15 cm de uma mistura de vermicomposto de minhoca e serrim (1:2 por volume aparente) para a cama ou leito das minhocas. O vermicomposto utilizado no estudo foi da marca SIRO[®], preparado a partir de estumes de galinha e cavalo, de classe I, com teor de metais inferior aos limites autorizados para esta classe.

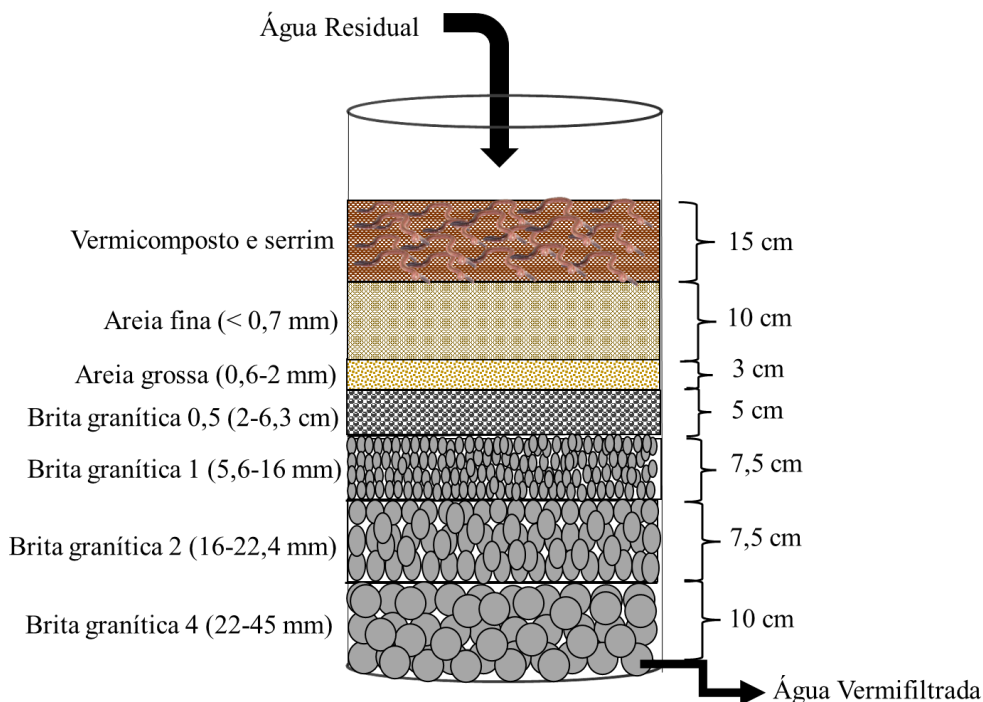


Figura 3.8. Configuração do VF e os materiais utilizados.

O VF foi construído para permitir o fluxo de água por gravidade com drenagem através de um orifício de 3 mm na base. Estava assente num tabuleiro circular de PVC para receber e encaminhar a AV através de outro orifício para um reservatório de armazenamento de capacidade de 50 litros. O caudal de alimentação do VF em todos os estudos de tratamento de AR por vermifiltração foi aproximadamente $0,15 \text{ mL s}^{-1}$ (13 L dia^{-1}), correspondendo a um tempo de retenção (teórico) HRT de cerca de 8 horas e uma taxa de carga hidráulica (HLR) de $684 \text{ L m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. O efluente a ser tratado era gotejado no topo do VF à uma altura de 10 cm. Com a finalidade de amortecer a queda e reduzir o impacto das gotas sobre a cama das minhocas e distribuir o efluente, foi colocado um pequeno pedaço de plástico no topo do VF. Depois de um período de 2 semanas, para permitir a estabilização da comunidade microbiana no VF, foram introduzidas minhocas da espécie *Eisenia fetida*, provenientes de um vermicompostor existente no laboratório. Foram inseridas cerca de $100 (\pm 3)$ minhocas, juvenis a adultas, o que corresponde a uma densidade aproximada de 10 a 12 g L^{-1} . Depois da introdução das minhocas no sistema, este passava novamente por um período (no mínimo

de 2 semanas) de aclimatização das minhocas ao novo ambiente, aos materiais do leito e ao efluente a ser tratado.

Foi realizada a caracterização físico-química e microbiológica da AV com o objetivo de conhecer as suas características, as principais carências nutricionais, e melhorar as diluições de forma que a EC, pH e as concentrações de N e P estivessem dentro das gamas ideais para a hidroponia. A AV era recolhida e seguia para a segunda etapa de tratamento, a instalação hidropónica. O sistema utilizado para o tratamento de água residual suinícola através de vermifiltração e hidroponia está apresentado na Figura 3.9.



Figura 3.9. Sistema utilizado no tratamento de água residual suinícola através de vermifiltração e hidroponia.

3.3.2. Experiências

Estudo 1: Hidroponia em água vermifiltrada

No primeiro estudo de tratamento de água residual suinícola através de vermifiltração e hidroponia (E1VH), foi utilizada a mesma disposição das unidades hidropónicas empregada no último estudo preliminar de otimização do sistema hidropónico e também a mesma altura de 43 cm da luminária ao topo da placa de suporte do cultivo (DLI de 8 a 12 mol m⁻² d⁻¹). Foram colocadas 3 alfaces por vaso, equivalendo a 2 L de solução por planta (Figura 3.10), volume este averiguado como a melhor opção para os objetivos de tratamento de acordo com os estudos preliminares (ver Cap. 4 – Resultados e Discussão). Nos vasos A, B e C usou-se água vermifiltrada (AV) como meio de crescimento das alfaces, enquanto nos vasos D, E e F foi utilizada a SN, como controlo positivo.

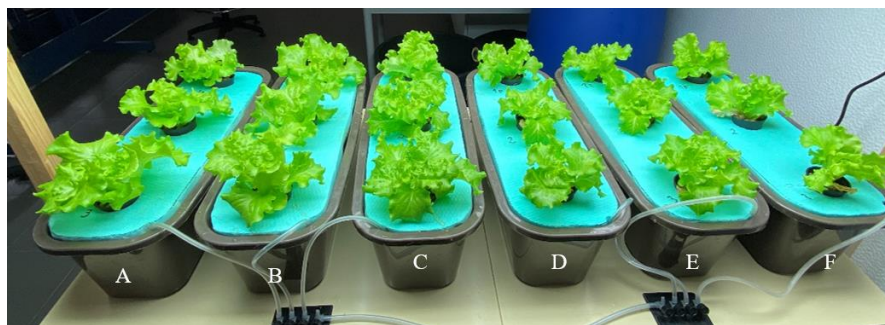


Figura 3.10. Disposição das unidades hidropônicas no estudo 1 de tratamento do efluente suinícola por vermifiltração e hidroponia. Nota: AV em A, B, C; SN em D, E, F.

Estudo 2: Hidroponia em água vermifiltrada suplementada com nutrientes

Com base nos resultados do estudo anterior, neste segundo estudo de tratamento por vermifiltração e hidroponia (E2VH) testou-se a hidroponia em AV suplementada (AVS) em condições iguais de radiação fotossintética, usando AV e SN como controles. A suplementação da AV foi feita com reagentes puros, com a mesma quantidade de micronutrientes usada na SN para garantir que não existiam carências de micronutrientes, e a concentração de P foi corrigida de modo a manter uma razão N/P próxima da existente na SN usada (Tabela 3.9). Na suplementação foi utilizada o KH_2PO_4 , e as concentrações adicionadas equivaleram a 30 mgP/L e 37,9 mgK/L. Relativamente à suplementação com cálcio, foi usado CaCl_2 numa concentração final correspondente a 50% do teor de cálcio na SN. Esta suplementação incompleta foi necessária para manter a EC abaixo dos limites que podiam conduzir a efeitos de salinidade das alfaces (De Pascale & Barbieri, 1995), valor que foi controlado por medição direta. A suplementação realizada não teve em conta os teores de nutrientes existentes na AV.

Tabela 3.9. Elementos alterados da SN para suplementar a AV.

| SN | | AVS | |
|---|--------------------|---|--------------------|
| Componentes | mg L ⁻¹ | Componentes | mg L ⁻¹ |
| YaraTera™ | 900 | CaCl ₂ anidro | 471.982 |
| Calcinit™ | | - | |
| KNO ₃ | 134 | - | |
| K ₂ SO ₄ | 280 | MgSO ₄ ·7H ₂ O | 495 |
| MgSO ₄ ·7H ₂ O | 495 | - | |
| KCl | 138 | KH ₂ PO ₄ | 131.828 |
| KH ₂ PO ₄ | 168 | FeCl ₃ ·6H ₂ O | 12 |
| FeCl ₃ ·6H ₂ O | 12 | MnSO ₄ ·H ₂ O | 3.39 |
| MnSO ₄ ·H ₂ O | 3.39 | H ₃ BO ₃ | 2.92 |
| H ₃ BO ₃ | 2.92 | ZnSO ₄ ·7H ₂ O | 0.49 |
| ZnSO ₄ ·7H ₂ O | 0.49 | CuSO ₄ ·5H ₂ O | 0.08 |
| CuSO ₄ ·5H ₂ O | 0.08 | Na ₂ MoO ₄ ·2H ₂ O | 0.12 |
| Na ₂ MoO ₄ ·2H ₂ O | 0.12 | Na ₂ EDTA·2H ₂ O | 16.42 |
| Na ₂ EDTA·2H ₂ O | 16.4 | | |

O $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ foi previamente misturado com EDTA ($\text{Na}_2\text{EDTA} \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) para ser adicionado sob a forma de quelato a fim de evitar a formação de flocos, visto que o FeCl_3 é um agente coagulante muito utilizado no tratamento de AR (Higashi et al., 2016).

O crescimento das plantas e a remoção de nutrientes foi estudado em duplicado nos 3 tratamentos referidos, AV, SN e AVS, com as unidades hidropônicas sujeitas a níveis médios de radiação iguais em cada vaso. A disposição dos vasos nesse estudo está apresentada na Figura 3.11, e manteve-se as 3 plantas por vaso (2 L de solução por planta).



Figura 3.11. Disposição das unidades hidropônicas no estudo 2 de tratamento de efluente suinícola por vermifiltração e hidroponia.

A altura da luminária passou a ser de 40,5 cm e os níveis de DLI médio por vaso foram de cerca de $11 \text{ mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, como apresentado na Tabela 3.10, não existindo diferenças significativas entre as médias (Teste de Tukey; $p < 0,05$).

Tabela 3.10. DLI médio por unidade hidropônica (média \pm DP).

| Vaso | DLI médio ($\text{mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) |
|------|--|
| AV1 | $10,7 \pm 1,5$ |
| AV2 | $10,8 \pm 1,4$ |
| SN1 | $10,9 \pm 1,7$ |
| SN2 | $11,2 \pm 1,7$ |
| AVS1 | $11,0 \pm 1,8$ |
| AVS2 | $10,9 \pm 1,8$ |

3.4. Monitorização da temperatura, luminosidade e dos parâmetros de crescimento das plantas

O PPFD foi medido a 10 cm acima da placa de poliestireno com um sensor de radiação fotossinteticamente ativa (LI-250Q PAR package, LI-COR, Lincoln, NE, EUA) e o DLI ($\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$) determinado através do cálculo apresentado na Equação 1. As medições da temperatura do ar interior e no topo das plantas foi feita com um termopar de tipo K da Hanna Instruments (HI- 935007N).

Equação 1

$$DLI = PPFD (\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}) \times \text{fotoperíodo (h)} \times 3600(\text{s h}^{-1}) \times 1000000 (\mu\text{mol mol}^{-1})$$

Foi efetuado em todos os estudos um registo fotográfico ao longo do ciclo de crescimento para avaliação visual e qualitativa do aspeto das plantas em cada vaso. O crescimento das plantas foi monitorizado através de parâmetros como o comprimento da raiz, altura e diâmetro da parte área da planta, diâmetro e comprimento da maior folha. As medições foram feitas com uma fita métrica, no início, durante e no fim de cada estudo. Foi efetuada também a contagem do número de folhas, não incluindo as folhas de comprimento menor que 2 cm e aquelas com mais de metade da sua área murcha e/ou seca. A monitorização do crescimento foi feita duas vezes por semana em ambos os estudos preliminares (otimização do sistema hidropónico) e apenas uma vez por semana nos estudos com AV.

A biomassa fresca (BF) de cada planta foi determinada no início, com uma balança analítica de precisão de 0,0001 g (Precisa Gravimetrics 262SMA-FR, Switzerland) e no final de cada experiência com uma balança KERN 470-36, D-72336 Balingen, Germany. Em ambos os estudos preliminares, a biomassa seca (BS) foi estimada considerando um teor de água de 95% na alface (Kim et al., 2016).

3.5. Monitorização dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos

Todas as determinações dos parâmetros descritos nesta secção e a recolha das amostras em cada vaso para análises laboratoriais foram realizadas após ser compensada a água perdida por evapotranspiração com adição de água da torneira, que foi contabilizada. Todos os parâmetros mencionados foram determinados em duplicado, e com filtração previa para a determinação do PO_4 , NO_3 e NH_4 .

Estudos de otimização do sistema hidropónico

Nos estudos preliminares realizou-se a monitorização da condutividade elétrica (EC), da temperatura (T) e do pH, com aparelhos da Hanna Instruments - HI 98.304 DiST® 4 e com a sonda HI 98.107 pHelp®, respetivamente. A monitorização destes parâmetros foi feita duas vezes por semana, e nos mesmos dias em que se efetuou a medição dos parâmetros de crescimento das plantas. Para além destes, determinaram-se as concentrações de NT, $\text{NO}_3\text{-N}$,

NH₃-N e PO₄-P, no início, durante (com duas e três análises intermédias no E1 e no E2, respetivamente) e no fim de cada ciclo de crescimento das plantas, de forma a monitorizar a remoção destes nutrientes.

Tratamento de AR suinícola por vermifiltração e hidroponia

No estudo do tratamento de AR por vermifiltração, para o controlo da performance do VF e no crescimento hidropónico AV-SN, para além da EC e do pH, foram também medidos os sólidos dissolvidos totais (SDT) e o oxigénio dissolvido (OD), com uma sonda multiparamétrica Hanna-HI9829. Já no estudo realizado com AVS, os parâmetros como a EC, pH, T e SDT foram medidos com a sonda PeakTech® 5307, e o OD com um medidor de OD Yellow Springs 5000, com o pH a ser corrigido nas unidades hidropónicas com ácido sulfúrico, para valores próximo de 6,5 e 7, quando este começava a atingir valores de 8.

A eficiência do tratamento da AR suinícola através de vermifiltração e hidroponia foi validada através de análises laboratoriais de parâmetros de qualidade de água (Tabela 3.11). Em todos os estudos de vermifiltração, durante o período de funcionamento do VF e com a finalidade de avaliar a sua eficiência e conhecer as características da AV, foram recolhidas semanalmente amostras de água da entrada e de saída do sistema. Para além dos parâmetros medidos com as sondas referidas, as análises compreenderam também a determinação de nutrientes (NT, NO₃-N, NH₃-N e PO₄-P), turvação, Carência Bioquímica de Oxigénio a 5 dias (CBO₅), Sólidos Suspensos Totais (SST), coliformes fecais (com contagem de *E. coli*) e de metais, nomeadamente potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg).

No crescimento hidropónico dos dois estudos (E1VH e E2VH) os nutrientes eram semanalmente determinados, com o objetivo de se avaliar o consumo pelas plantas ao longo do ciclo de crescimento. A turvação, SST, CBO₅, coliformes fecais e os metais, de cada unidade hidropónica, foram determinados somente no início e no fim de cada ciclo de crescimento. A turvação, expressada em NTU (Unidade Nefelométrica de Turbidez), foi medida com o turbidímetro Hanna-HI88703. Os SST foram determinados através do método da SMEWW 2540.D, e foram utilizados filtros de microfibras de vidro da filtraTECH, de 0,7 µm de diâmetro de poro.

A determinação dos coliformes fecais realizou-se para caracterizar a AR suinícola, verificar a performance do VF relativamente aos agentes patogénicos e caracterizar a água de entrada e saída da hidroponia. A quantificação foi feita de acordo com a norma ISO 9308-1, por filtração através de filtros de membrana estéreis da Sartorius Stedim Biotech, de 0,45 µm de diâmetro de poro, com posterior inoculação em placas estéreis com meio de cultura cromogénico (*Microbiology Chromocult® Coliform Agar*) da EMD Millipore Corporation, e incubados a 37 °C durante 24 h. A incubação foi feita numa estufa incubadora Binder BD 53. Após a incubação procedeu-se à contagem do número de colónias, expressa em Unidades Formadoras de Colónias por 100 mL (UFC/100 mL). A confirmação das colónias positivas foi feita através das tiras de oxidase.

Tabela 3.11. Métodos de quantificação dos parâmetros de qualidade de água durante os estudos.

| Parâmetro | Norma e método | Equipamento |
|---|---|--|
| NT (mg N L ⁻¹) | SMEWW 4500-N C | Espectrofotômetro VARIAN- Cary 50 UV-vis |
| NO ₃ -N (mg N L ⁻¹) | EPA 352.1 - Método colorimétrico da brucina | Espectrofotômetro VARIAN- Cary 50 UV-vis |
| NH ₄ -N (mg N L ⁻¹) | ISO 7150-1 - Método colorimétrico do dicloroisocianurato de sódio | Espectrofotômetro VARIAN- Cary 50 UV-vis |
| PO ₄ -P (mg P L ⁻¹) | SMEWW 4500P-E - Método colorimétrico do ácido ascórbico | Espectrofotômetro VARIAN- Cary 50 UV-vis |
| CBO ₅ (mg O ₂ L ⁻¹) | SMEWW 5210 B. - Método do elétrodo seletivo | Elétrodo de OD Yellow Springs 5000 |
| SST (mg L ⁻¹) | SMEWW 2540 D. – Filtração e secagem a 103 – 105 °C | Estufa (SELETA Digiheat 150L–20001245) |
| K, Mg, Ca (mg L ⁻¹) | SMEWW 3111B - Espectrometria de absorção atômica com chama | Espectrofotômetro de absorção atômica VARIAN- spectrAA 55B |

3.6. Cálculos e análise estatística

Foram calculados as médias e os desvios padrões (DP) de cada um dos parâmetros. A variação absoluta (VA) e a variação relativa (VR) de cada parâmetro foram calculadas de acordo com as Equações 2 e 3, com o objetivo de conhecer a eficiência de tratamento em cada fase.

Equações 2 e 3

$$2) VA = X_{final} - X_{inicial}$$

$$3) VR (\%) = \frac{VA}{X_{inicial}} \times 100$$

A eficiência do uso de água (*Water-Use Efficiency* - WUE) foi calculada através da relação entre o aumento da biomassa fresca (BF), considerando desprezável a massa inicial da raiz, e o volume de água consumido por evapotranspiração ao longo da experiência. A eficiência do uso de água foi expressa em g BF/L. A eficiência do uso da luz (*Light-Use Efficiency* - LUE), expressa em g BS/mol, foi determinada através do coeficiente entre a biomassa seca (BS) produzida por unidade de área (g BS/m²) e a luz total incidente recebida ao longo do estudo (DLI (mol m⁻² dia⁻¹) × n° de dias).

Relativamente aos parâmetros de crescimento das plantas, é apresentado o crescimento durante os 35 DAT. Para comparar médias e avaliar a significância das diferenças de parâmetros entre tratamentos, recorreu-se à análise de variância unidirecional (ANOVA) e ao teste de Tukey, onde H₀: não há diferença significativa entre duas amostras; com α igual a 0,05.

4. Resultados e Discussão

4.1. Otimização do sistema hidropônico DWC para a produção de alface

4.1.1. Luz artificial e crescimento das plantas

As diferenças entre os níveis de luz nos vasos hidropônicos, proporcionadas pela luminária, permitiram relacionar o crescimento das plantas e a remoção dos nutrientes em diferentes níveis de radiação fotossintética durante 35 dias, usando um fotoperíodo de 16 horas por dia. A variação do DLI nos vasos hidropônicos entre os dois estudos de otimização do sistema está apresentada na Tabela 4.12.

Tabela 4.12. DLI nos vasos durante os estudos de otimização do sistema hidropônico DWC.

| | DLI ($\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$) por unidade hidropônica | | | | | |
|----|---|------|------|------|------|------|
| | A | B | C | D | E | F |
| E1 | 14.4 | 20.2 | 23.0 | 23.0 | 20.2 | 14.4 |
| E2 | 8.06 | 10.4 | 12.1 | 12.1 | 10.4 | 8.06 |

No estudo 1 (E1), os vasos mais no centro (C e D) tiveram em média um DLI de $23 \text{ mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (PPFD de $400 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) e nos vasos B e E o DLI médio foi de $20,2 \text{ mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (PPFD de $350 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$). Os vasos mais exteriores, A e F, estiveram expostos a um menor nível de DLI, de $14,4 \text{ mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (PPFD de $250 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$), considerado por muitos autores, por exemplo Matysiak et al. (2022) e Pennisi et al. (2020), um nível adequado para o cultivo de alface no interior.

A Tabela 4.13 apresenta o aumento da biomassa seca (BS) das alfaces ao fim do ciclo de crescimento, determinada como 5% da biomassa fresca (BF), no início e fim do estudo. Observou-se que, mesmo a diferentes níveis de DLI e volumes de SN, não houve diferenças significativas no ganho total de BS por vaso. O DLI de $14,4 \text{ mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ mostrou não ser limitante para a produção de biomassa, tanto no vaso com 3 plantas como com 4 plantas, e, portanto, níveis de DLI superiores a $14,4 \text{ mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ foram redundantes para as condições do estudo. O ganho médio de BS por planta foi superior nas 9 plantas dos vasos A, B e C ao respetivo valor nas 12 plantas dos vasos D, E e F ($p = 0,0015$; ANOVA com teste de Tukey), o que demonstrou que o volume de 2 L de SN por planta é a melhor opção, uma vez que há mais nutrientes disponível por planta.

Tabela 4.13. Aumento da biomassa seca (BS) ao final do ciclo de crescimento no estudo 1 de otimização do sistema hidropónico DWC. Letras diferentes indicam valores com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$).

| | DLI ($\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$) | SN por planta (L) | BS Inicial (g) | BS Final (g) | Ganho BS (g) | Ganho BS, Média \pm DP (g) | Ganho Total BS por unidade hidropónica (g) |
|---|--|-------------------------|----------------------|--------------------|-----------------|------------------------------------|--|
| A | 14.4 | 2.0 | 0.1246 | 8.359 | 8.234 | 8.31 \pm 0.54 a | 24.935 |
| | | | 0.0952 | 7.907 | 7.811 | | |
| | | | 0.1232 | 9.014 | 8.890 | | |
| B | 20.2 | 2.0 | 0.1406 | 6.939 | 6.798 | 7.81 \pm 1.79 a | 23.425 |
| | | | 0.1628 | 10.034 | 9.871 | | |
| | | | 0.1399 | 6.896 | 6.756 | | |
| C | 23.0 | 2.0 | 0.1917 | 8.104 | 7.912 | 8.27 \pm 1.59 a | 24.799 |
| | | | 0.1035 | 6.983 | 6.879 | | |
| | | | 0.1324 | 10.141 | 10.01 | | |
| F | 14.4 | 1.5 | 0.1075 | 4.262 | 4.155 | 6.07 \pm 1.64 a | 24.268 |
| | | | 0.1263 | 7.803 | 7.676 | | |
| | | | 0.1292 | 5.403 | 5.274 | | |
| E | 20.2 | 1.5 | 0.0898 | 7.253 | 7.163 | 6.24 \pm 1.19 a | 24.948 |
| | | | 0.1350 | 6.037 | 5.902 | | |
| | | | 0.1391 | 8.098 | 7.959 | | |
| D | 23.0 | 1.5 | 0.1104 | 6.003 | 5.893 | 6.38 \pm 0.50 a | 25.509 |
| | | | 0.1236 | 5.318 | 5.194 | | |
| | | | 0.1166 | 6.763 | 6.646 | | |
| | | | 0.1035 | 5.732 | 5.628 | | |
| | | | 0.1363 | 6.79 | 6.653 | | |
| | | | 0.1219 | 6.704 | 6.582 | | |

Nesse primeiro estudo, foi possível também avaliar o aspeto e saúde das plantas perante as diferentes condições de luminosidade. Foi observada uma necrose, conhecida como *inner tipburn*, queimadura da ponta das folhas interiores ou do núcleo da alface (Figura 4.12), aos 11 DAT, e de forma pronunciada após 15 DAT nos vasos B, C, D e E, e nos vasos A e F após 25 DAT.

**Figura 4.12.** *Inner tipburn* verificado nas alfaces no estudo 1 de otimização do sistema hidropónico DWC.

O *inner tipburn* pode ter resultado da combinação de elevados níveis de DLI e temperatura relativamente elevada (26 a 27,5 °C nas pontas das folhas com temperatura ambiente de 21,5 °C) com condições de ventilação insuficiente, que inviabiliza uma adequada transpiração para que as folhas mais jovens em rápido crescimento, promovido pela alta temperatura e radiação, recebam os nutrientes necessários, resultando numa carência de cálcio na ponta dessas folhas. O cálcio, ao entrar no tecido vegetal, necessita de transpiração ativa da planta para se deslocar até aos tecidos em desenvolvimento. O baixo teor de cálcio não permite a correta formação dos tecidos e a necrose torna-se visível a olho nu (Mattson, 2015).

Para prevenir o *inner tipburn* em ambientes mal ventilados e melhorar a eficiência no uso de água durante os estudos, a solução é evitar níveis de DLI acima de 12 mol m⁻² d⁻¹ quando não há ventilação forçada (Mattson, 2015). Desta forma, a distância da luminária ao topo dos vasos foi aumentada para 43 cm e duas lâmpadas centrais foram removidas no estudo 2 (E2), com o objetivo de reduzir a temperatura, uniformizar a radiação entre as plantas de cada vaso e diminuir o consumo de água.

Com a nova configuração do sistema, nos vasos A e F, o DLI médio passou a ser de 8,06 mol m⁻² d⁻¹ (PPFD = 140 μmol m⁻² s⁻¹); 10,4 mol m⁻² d⁻¹ (PPFD = 180 μmol m⁻² s⁻¹) nos vasos B e E, e 12,1 mol m⁻² s⁻¹ (PPFD = 210 μmol m⁻² s⁻¹) em C e D. A temperatura no topo das plantas também baixou relativamente ao E1, variando ao longo do estudo entre 22 °C e 26 °C (média de aproximadamente 23,5 °C em todos os vasos), e a temperatura ambiente entre 20 e 21 °C.

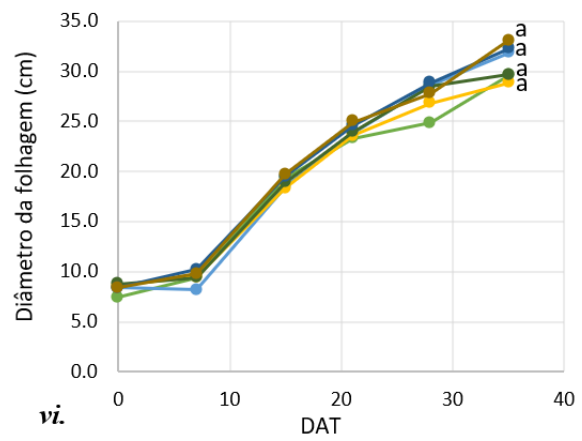
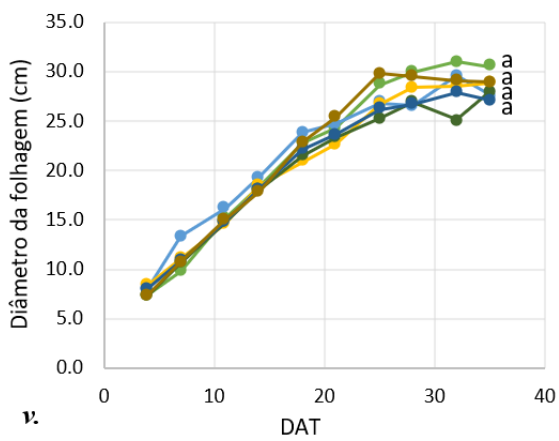
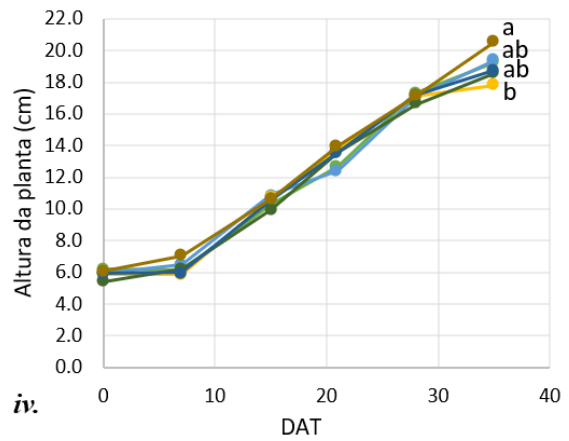
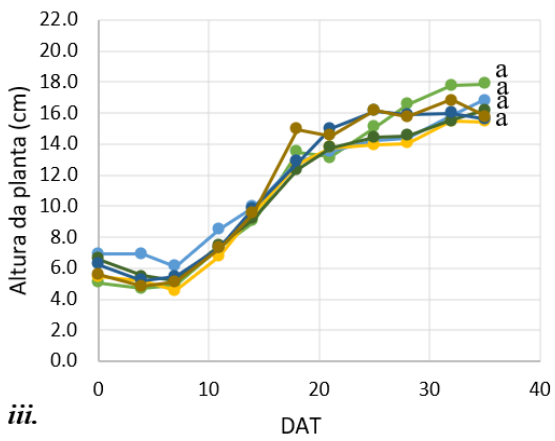
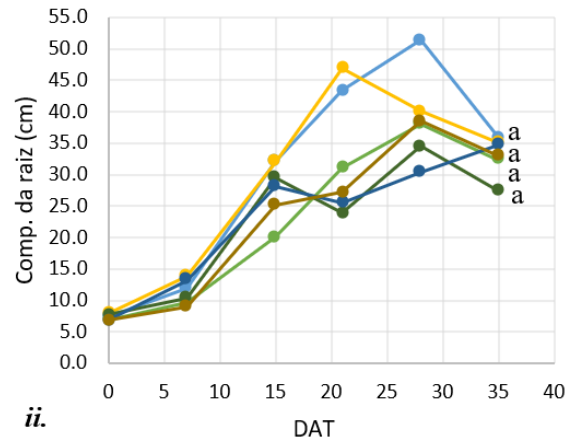
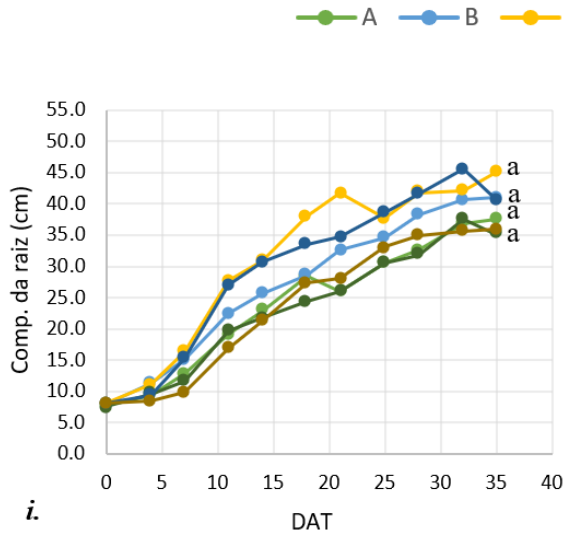
Os resultados de biomassa obtidos, Tabela 4.14, mostram que nos vasos com 3 L de SN por planta a biomassa média e total produzida foi maior onde o DLI era superior, mas esse padrão não se verificou nos vasos com 2 L de SN por planta. Observou-se também que nas mesmas condições de radiação, o tamanho individual das plantas foi maior onde o volume de SN por planta era maior, pelo fato de existir mais nutrientes disponíveis por planta e que o DLI de 8,06 mol m⁻² d⁻¹, nestas condições, foi insuficiente para produzir alfaces como em DLI superiores. Ao longo dos 35 dias de crescimento nas condições do E2 não foi observado o *inner tipburn* nas folhas.

Tabela 4.14. Aumento da biomassa seca (BS) ao final do ciclo de crescimento no estudo 2 de otimização do sistema hidropônico DWC. Letras diferentes indicam valores com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$).

| | DLI ($\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$) | SN por planta (L) | BS Inicial (g) | BS Final (g) | Ganho BS (g) | Ganho BS, Média \pm DP (g) | Ganho Total BS por unidade hidropônica (g) |
|---|--|-------------------------|----------------------|--------------------|-----------------|------------------------------------|--|
| A | 8.06 | 2 | 0.1181 | 6.011 | 5.893 | 5.78 ± 0.12 c | 17.342 |
| | | | 0.1275 | 5.925 | 5.797 | | |
| | | | 0.1175 | 5.77 | 5.652 | | |
| B | 10.4 | 2 | 0.1196 | 7.767 | 7.647 | 8.03 ± 0.88 b | 24.104 |
| | | | 0.1249 | 7.546 | 7.421 | | |
| | | | 0.1312 | 9.167 | 9.035 | | |
| C | 12.1 | 2 | 0.1197 | 8.033 | 7.913 | 7.94 ± 0.04 b | 23.806 |
| | | | 0.1213 | 8.036 | 7.915 | | |
| | | | 0.1376 | 8.116 | 7.978 | | |
| F | 8.06 | 3 | 0.1144 | 7.48 | 7.366 | 8.26 ± 1.27 b | 16.522 |
| | | | 0.1269 | 9.284 | 9.157 | | |
| E | 10.4 | 3 | 0.1241 | 9.845 | 9.72 | 9.81 ± 0.13 ab | 19.629 |
| | | | 0.1150 | 10.024 | 9.909 | | |
| D | 12.1 | 3 | 0.1260 | 11.364 | 11.238 | 11.40 ± 0.22 a | 22.792 |
| | | | 0.1322 | 11.687 | 11.555 | | |

Os resultados da monitorização dos parâmetros de crescimento das plantas nos dois estudos, realizada durante o tempo de crescimento, estão apresentados na Figura 4.13. O período em que se observou o maior crescimento das plantas, em ambos os estudos, foi entre os 15 e os 25 DAT. O comprimento da raiz no E1 e no E2, apesar das variações entre os vasos ao longo do estudo, não mostrou diferenças significativas ao fim dos 35 DAT. Também não foram observadas diferenças consistentes entre os vasos relativamente à altura da planta e diâmetro da parte aérea no final dos 35 DAT.

O comprimento da maior folha no E1 começou a estagnar entre os 18 e 21 DAT, depois de atingir, em média, cerca de 12 cm, e no final dos 35 dias houve diferenças significativas entre o vaso com 2 L SN por planta e DLI de $20,2 \text{ mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ e aquele com 1,5 L de SN por planta e DLI de $14,4 \text{ mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$, tendo sido maior no segundo. No E2, o comprimento da maior folha foi praticamente uniforme em todos os vasos até os 21 DAT, e não se verificou diferenças significativas entre os vasos no final do ciclo de crescimento. A estagnação do crescimento das plantas no E1, verificada principalmente a partir dos 28 dias, sugere esgotamento mais rápido dos nutrientes por estarem expostas a PPFd mais elevados. Na contagem do número de folhas foram consideradas apenas aquelas cujo comprimento era superior a 2 cm. Foi significativamente diferente entre o vaso com 2 L de SN por planta e DLI de $23 \text{ mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ e o vaso com 1,5 L de SN por planta e DLI de $14,4 \text{ mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ no final do E1, e sem uma relação clara com o DLI e o volume de SN por planta. Quanto ao E2, não foram observadas diferenças significativas entre os vasos.



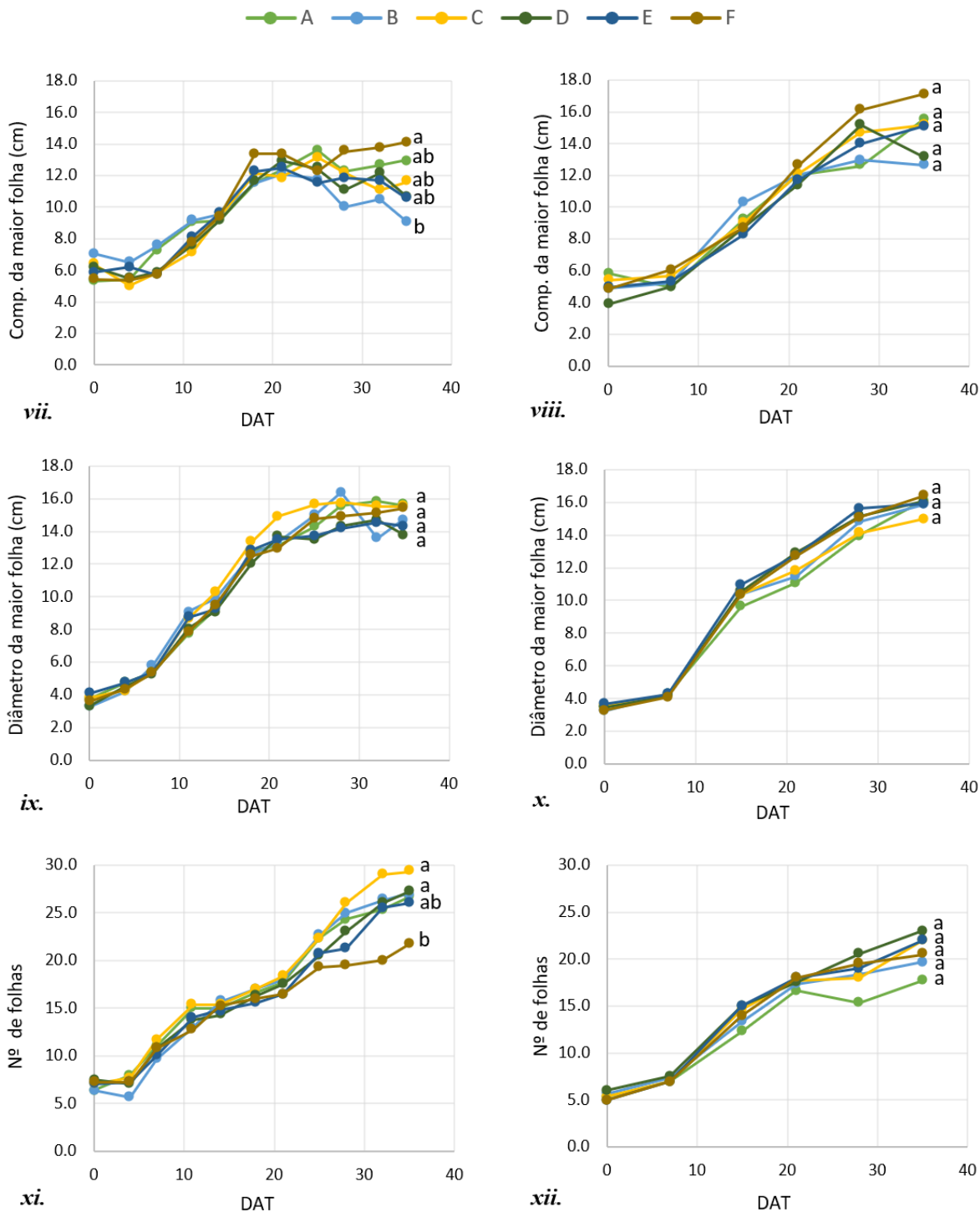


Figura 4.13. Parâmetros de monitorização do crescimento das plantas, estudo 1 (i, iii, v, vii, ix, xi) e estudo 2 (ii, iv, vi, viii, x, xii). Letras diferentes no mesmo DAT indicam valores médios com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$).

Os resultados obtidos mostram que níveis de DLI entre 10 e 12 mol m⁻² d⁻¹ são uma boa solução para se conseguir uma produção rápida e saudável das alfaces, com tamanho comercializável com SN usada. Para outras SN poderão ser necessárias outras condições e uma fase inicial de otimização do crescimento hidropónico.

4.1.2. Eficiência do uso de água e luz

A Tabela 4.15 apresenta os resultados da eficiência do uso da água (WUE) e da eficiência do uso da luz (LUE) no E1 e no E2. No E1, os resultados mostram que não houve grandes diferenças de WUE entre os vasos, e sem qualquer correlação com as diferentes condições de luminosidade ou com o volume de SN disponível por planta. Devido aos níveis elevados de DLI, o consumo médio semanal de água por vaso foi de 2,7 L, com o maior consumo a ser observado durante os 14 e os 25 DAT.

Tabela 4.15. WUE e LUE do estudo 1 e estudo 2 de otimização do sistema hidropônico DWC.

| | Vaso | DLI (mol m ⁻² d ⁻¹) | SN por planta (L) | WUE (g BF L ⁻¹) | LUE (g BS mol ⁻¹) |
|-----------|------|---|----------------------|--------------------------------|----------------------------------|
| E1 | A | 14.4 | 2.0 | 33.4 | 0.491 |
| | B | 20.2 | 2.0 | 30.8 | 0.318 |
| | C | 23.0 | 2.0 | 31.1 | 0.295 |
| | F | 14.4 | 1.5 | 32.4 | 0.477 |
| | E | 20.2 | 1.5 | 31.9 | 0.340 |
| | D | 23.0 | 1.5 | 32.6 | 0.309 |
| E2 | A | 8.06 | 2.0 | 50.9 | 0.610 |
| | B | 10.4 | 2.0 | 68.2 | 0.656 |
| | C | 12.1 | 2.0 | 62.2 | 0.553 |
| | F | 8.06 | 3.0 | 65.4 | 0.588 |
| | E | 10.4 | 3.0 | 69.1 | 0.530 |
| | D | 12.1 | 3.0 | 71.9 | 0.529 |

A LUE no E1 foi mais elevada nos vasos A e F, onde o DLI era mais baixo, de 14,4 mol m⁻² d⁻¹. Os resultados da LUE indicam o ganho total de biomassa por mol de fótons fotossinteticamente ativos. Não havendo diferenças significativas no ganho de biomassa entre os vasos no E1, a LUE reflete a utilização global da luz durante o período de crescimento, que não estava relacionada com o estado fisiológico das plantas. Para resultados mais conclusivos, o cálculo de LUE poderia ser feito mais vezes durante o ciclo de crescimento, conhecendo a BS das plantas e as condições de luminosidade.

Os valores de WUE e de LUE do E2 foram significativamente superiores aos do E1 (ANOVA com teste de Tukey com $p < 0,00001$ para a WUE e $p = 0,00056$ para a LUE). Os vasos com 3 L de SN por planta (vasos D, E e F) tiveram maior WUE quando comparados aos vasos com 2 L e com o mesmo nível de DLI. O WUE foi também tendencialmente superior nos vasos expostos a mais luz para o mesmo volume de SN. A perda de água por evapotranspiração por vaso é menor quando há um menor número de plantas, e uma maior distância entre elas permite-lhes crescer mais livremente e aumentar de forma eficiente a sua biomassa. Nesse estudo, a perda de água por evapotranspiração foi de 0,93 L por semana no vaso com menor DLI, e 1,38 L por semana no vaso sujeito a maiores níveis de DLI durante a experiência. A nova configuração do sistema no E2, com níveis mais baixos de DLI, permitiu reduzir o consumo de água em 57%.

A melhor WUE obtida no E2, aproximadamente 72 g BF L^{-1} , foi superior à eficiência máxima de 60 g BF L^{-1} , obtida por Pennisi et al. (2020) num estudo de crescimento de alface com um DLI de $14 \text{ mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ fornecida por lâmpada LED. Comparando com a agricultura tradicional, o cultivo de alface em campo aberto e em ambiente de estufa registou WUE de 4 e 50 g BF L^{-1} , respetivamente (Barbosa et al., 2015).

Os vasos expostos a menos luz no E2 e ao mesmo volume de SN por planta apresentaram melhor LUE, assim como no mesmo nível de DLI as melhores eficiências foram verificadas nos vasos com 2 L de SN por alface (três plantas) em vez de 3 L (duas plantas). Estes resultados indicam que é possível a produção de biomassa significativa mesmo em condições de menor solução por planta e níveis de DLI mais baixos. A LUE máxima obtida nos estudos, $0,65 \text{ g BS mol}^{-1}$ foi relativamente menor do que a eficiência máxima de $1,03 \text{ g BS mol}^{-1}$ obtida por Pennisi et al. (2020), mas é semelhante ao valor médio de $0,55 \text{ g BS mol}^{-1}$ reportado por Jin et al. (2023) na análise de 53 estudos relativos ao cultivo vertical de alface em ambiente de interior. Os resultados de WUE e LUE do E2 mostram que as condições de crescimento foram adequadas à produção eficiente de biomassa no que respeita ao uso de luz e água.

4.1.3. Qualidade da água e consumo de nutrientes

Condutividade Elétrica (EC), pH e temperatura da água

Ao longo dos estudos (E1 e E2), a EC e o pH da água foram monitorizados para o controlo da qualidade da água. Estes parâmetros, bem como a temperatura da água, foram também medidos por serem importantes no desenvolvimento da cultura. A EC indica a quantidade de sais dissolvidos na solução, e afeta a capacidade das plantas na absorção de nutrientes, com influência na sua produtividade, desenvolvimento e qualidade. Geralmente, uma melhor absorção de nutrientes ocorre em EC mais baixos, mas desse modo não haveria nutrientes suficientes para aumentar a produtividade das plantas; por outro lado, um elevado nível de EC dificulta o processo de absorção de água e de nutrientes (Van Quy et al., 2018).

Em ambos os estudos, a EC mais elevada foi verificada como expectável no início do estudo ($2,3\text{-}2,5 \text{ dS m}^{-1}$), valores que estavam abaixo dos níveis que podem conduzir a stress moderado nas alfaces (De Pascale & Barbieri, 1995). O consumo de nutrientes iónicos pelas plantas conduziu à diminuição do valor da EC ao longo do tempo, como se pode observar na Figura 4.14. A gama de EC considerada ótima para o crescimento da alface encontra-se entre $1,2$ e $1,8 \text{ dS m}^{-1}$ (Gonzalez et al., 2022), mas os valores podem variar entre estudos, por exemplo, para Van Quy et al. (2018) níveis de EC entre $0,6$ e $1,1 \text{ dS m}^{-1}$ foram adequados para o crescimento da alface. Andriolo et al. (2005) estudaram o crescimento da alface em níveis crescentes de EC ($0,80$, $1,93$, $2,81$, $3,73$ e $4,72 \text{ dS m}^{-1}$), e um aumento da biomassa em $28,5\%$ foi verificado quando a EC passou de $0,80$ para $1,93 \text{ dS m}^{-1}$, e uma redução de $16,5\%$ da biomassa quando a EC foi aumentada para $4,72 \text{ dS m}^{-1}$.

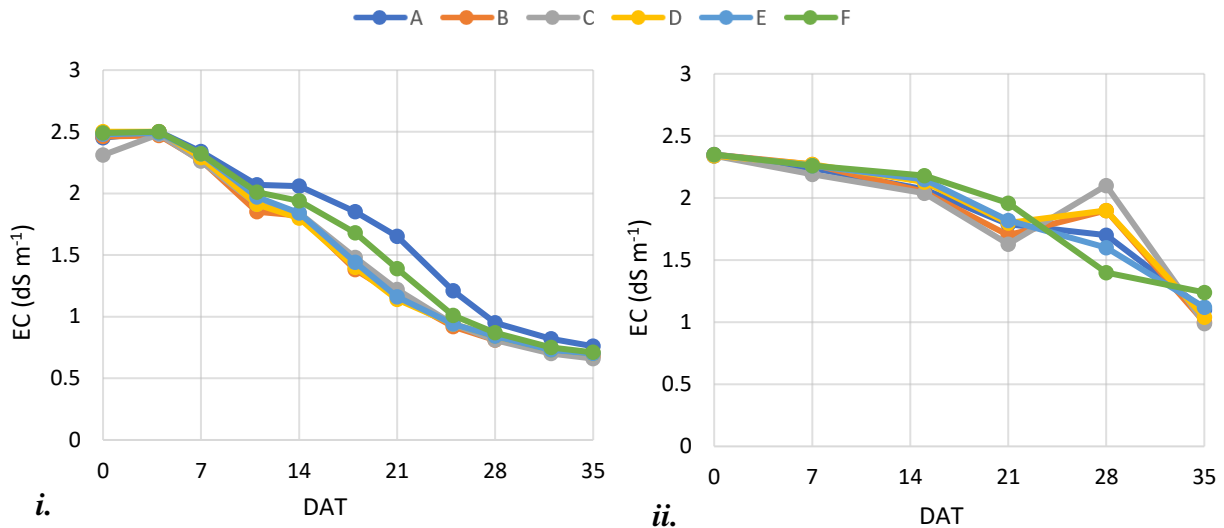


Figura 4.14. Variação da EC durante o estudo 1 (i) e estudo 2 (ii) de otimização do sistema hidropônico DWC.

No E1 verificou-se uma diminuição mais rápida da EC em praticamente todos os vasos, com exceção dos vasos A e F (com o DLI mais baixo), relacionada com uma alta taxa de crescimento das plantas e consumo de nutrientes, associados a valores de DLI mais elevados. Já no E2, houve uma diminuição mais moderada da EC, consistente com a diminuição do DLI disponível e da taxa de crescimento em relação ao E1. Os valores finais de EC em todos os vasos no E1 estavam abaixo do valor máximo recomendado (VMR) de 1 dS m^{-1} para irrigação de acordo com o Decreto-Lei 236/98 de 1 de agosto. Como os valores finais de EC no E2 estavam entre 1 e $1,24 \text{ dS m}^{-1}$, apenas os vasos que cujo DLI era de $10,4 \text{ mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e 2 L de SN e naqueles com DLI $12,1 \text{ mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, com 2 e 3 L de SN por planta, cumpriram com o DL 236/98. Os restantes vasos ficaram ligeiramente acima do limite, com valores de 1,1, 1,12 e $1,2 \text{ dS m}^{-1}$. Mais alguns dias de crescimento das plantas permitiria o cumprimento dos requisitos de qualidade nas restantes unidades hidropónicas.

Para o cultivo de alface o pH ótimo situa-se geralmente entre 6 e 7 (Gonzalez et al., 2022). Nestas experiências não foi realizada a correção do pH para as gamas ideais, com a finalidade de analisar a sua variação com a remoção dos nutrientes na SN. Em ambos os estudos, o valor de pH inicial estava entre 6,5 e 7. Aos 21 DAT no E1, observou-se um aumento para 7,7-8,1 (máximo atingido nesse estudo), estabilizando posteriormente entre 7,4 e 7,9 até o final do estudo, como apresentado na Figura 4.15. No E2, o aumento do pH foi mais lento até os 21 DAT, com um máximo de 7,5, e dos 28 DAT até os 35 DAT, observou-se nos vasos valores entre 8,2 e 8,9.

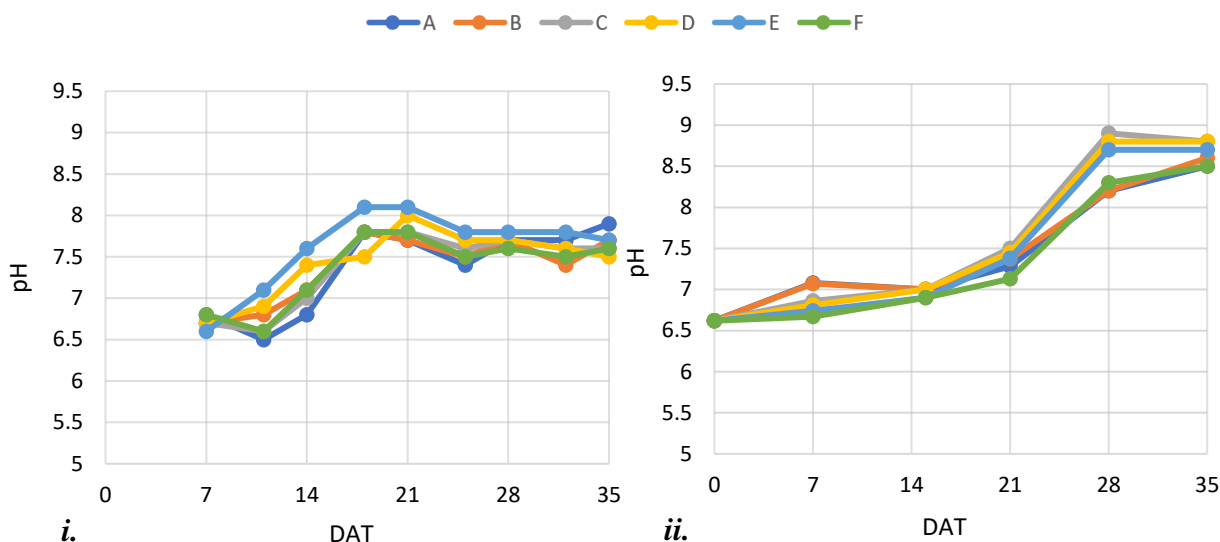


Figura 4.15. Variação do pH durante o estudo 1 (i) e estudo 2 (ii) de otimização do sistema hidropónico DWC.

Nos últimos 10 dias de crescimento, em ambos os estudos, os valores elevados de pH podem ter limitado a absorção de Fe, Mn e Zn, influenciando a fotossíntese, embora não foram detetados sinais visuais relacionados com a carência destes nutrientes nas plantas (Roosta et al., 2018). Em pH básicos a disponibilidade de P poderá também ser menor, devido à precipitação de fosfato de cálcio (Cerozi & Fitzsimmons, 2016). Contudo, isto pode não acontecer se a SN tiver agentes quelantes que levem à formação de quelato de cálcio, ferro, etc; a SN usada neste estudo continha EDTA como agente quelante.

O pH máximo recomendado para cumprir com a qualidade de água para rega de acordo com DL 236/98, é de 8,4, e o valor máximo admissível (VMA) é de 9, valor este não ultrapassado no final dos dois estudos. No entanto, o ideal é que ao longo do ciclo de crescimento o pH seja corrigido para a gama adequada para garantir uma ótima disponibilidade e absorção dos nutrientes pelas plantas e também de forma a possibilitar a reutilização das águas em rega. Como a correção do pH pode aumentar a quantidade de sais na água, a EC também irá variar e deverá ser monitorizada.

Como se observa na Figura 4.16, no E1 a temperatura da água variou entre 19 e 25 °C e entre 19 e 22 °C no E2, tendo estado dentro da gama, entre 15 °C e 25 °C, que em estudos anteriores permitiu um crescimento saudável das alfaces (Ilahi et al., 2017). A diminuição da temperatura entre os estudos está relacionada com o afastamento da fonte luminosa, mas as diferenças de temperatura entre os vasos de cada estudo não foram consistentes para poderem ser correlacionadas com o DLI ou com o crescimento da cultura.

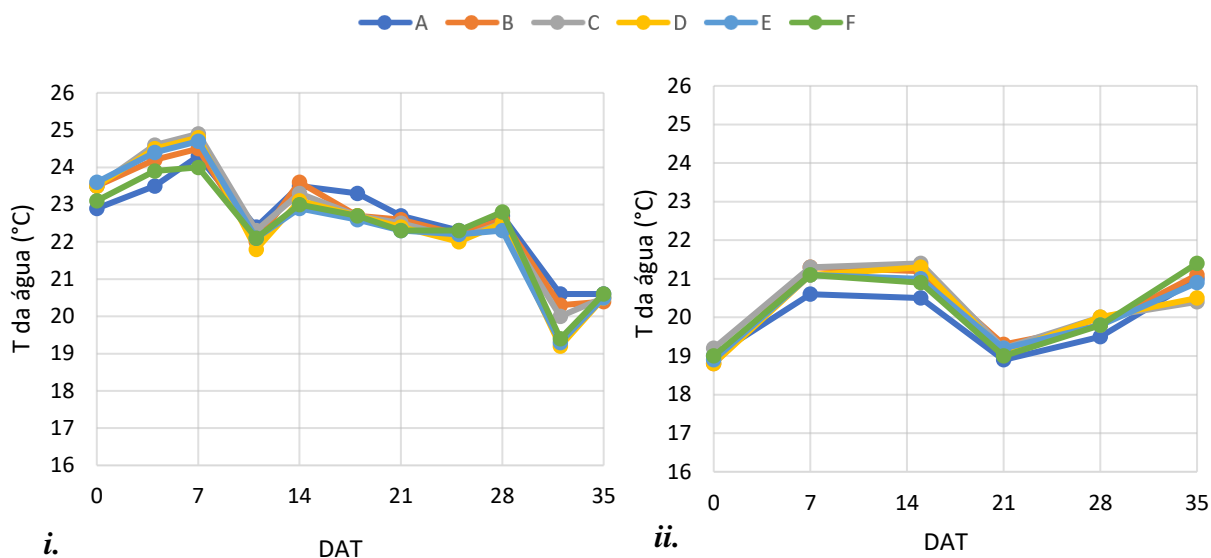
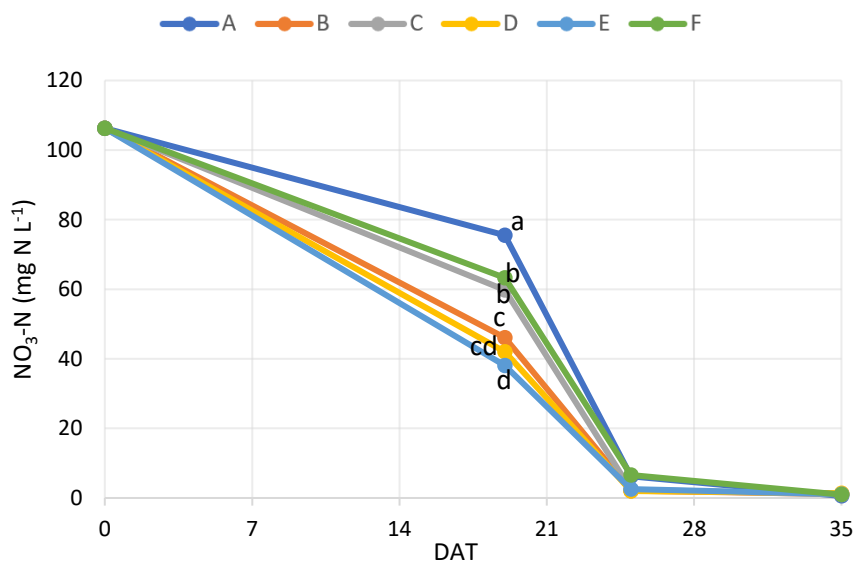


Figura 4.16. Variação da temperatura da água durante o estudo 1 (i) e estudo 2 (ii) de otimização do sistema hidropónico DWC.

Azoto e fósforo

A variação do teor de azoto nítrico ($\text{NO}_3\text{-N}$) e fósforo dissolvido ($\text{PO}_4\text{-P}$) ao longo do E1 está apresentada na Figura 4.17. Não está apresentada graficamente a variação de azoto amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$) porque a primeira análise laboratorial para determinação dos nutrientes durante o decorrer do estudo foi feita quando já estavam cumpridos 19 dias, e o $\text{NH}_3\text{-N}$ já se encontrava ausente em todos os vasos hidropónicos. Pode ser observada uma alta taxa de remoção destes nutrientes até os 25 DAT relacionada com a alta taxa de crescimento das plantas, e uma remoção mais lenta nos últimos dias de estudo devido à baixa concentração de nutrientes na solução. Nota-se que nos vasos A e F, expostos ao DLI mais baixo de $14,4 \text{ mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, houve uma remoção mais lenta de $\text{NO}_3\text{-N}$ e de $\text{PO}_4\text{-P}$ comparativamente aos restantes vasos que estavam sujeitos a DLI mais elevados. A assimilação de $\text{NO}_3\text{-N}$ depende da fotossíntese e portanto uma intensidade luminosa elevada promove o aumento da produção fotossintética e a acumulação de nitratos nas folhas (Matysiak et al., 2022).



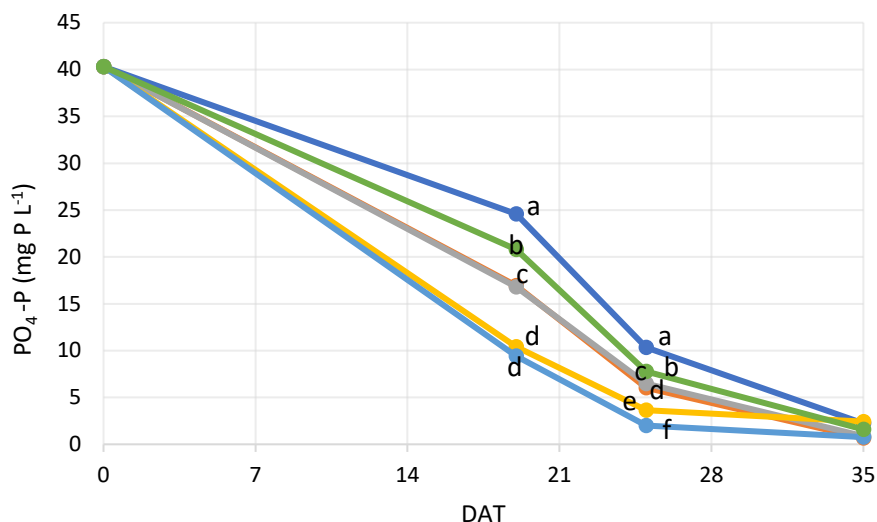


Figura 4.17. Variação da concentração de $\text{NO}_3\text{-N}$ e $\text{PO}_4\text{-P}$ durante o estudo 1 de otimização do sistema hidropônico DWC. Letras diferentes no mesmo DAT indicam valores médios com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$).

Como seria expectável, os vasos submetidas a menores níveis de DLI apresentaram uma remoção mais lenta destes nutrientes e constata-se também que os vasos com 2 L de SN por planta (A, B e C) apresentaram menor taxa de remoção de nutrientes do que os vasos com 1,5 L de SN por planta (D, E e F), sujeitos aos mesmos níveis de radiação. No entanto, ao fim dos 35 DAT, os níveis de N e P nos vasos eram semelhantes, o que demonstra que um volume de 2 L de SN por planta foi a melhor alternativa para promover a remoção de nutrientes e a produção de biomassa por planta. Como representado na Tabela 4.16, a remoção relativa de nutrientes no final do E1 foi elevada, acima dos 95% para o NT, $\text{NO}_3\text{-N}$ em 99%, $\text{NH}_3\text{-N}$ e $\text{PO}_4\text{-P}$ pelo menos em 98% e 94%, respetivamente. Não se verificou diferenças significativas na variação relativa destes nutrientes nos vasos hidropónicos. As concentrações finais dos nutrientes na SN, cumpriram com a qualidade das águas destinada à rega do DL 236/98.

Tabela 4.16. Variação relativa (média \pm DP) de N e de P no final do estudo 1 de otimização do sistema hidropônico DWC. Letras diferentes na mesma coluna indicam valores com diferenças significativas (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$).

| Vaso | DLI ($\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$) | SN por planta (L) | NT | $\text{NH}_3\text{-N}$ % | $\text{NO}_3\text{-N}$ % | $\text{PO}_4\text{-P}$ |
|--|--|----------------------|----------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------|
| A | 14.4 | 2.0 | -95 ± 21 a | -99 ± 2 a | -99 ± 22 a | -94 ± 10 a |
| B | 20.2 | 2.0 | -97 ± 21 a | -98 ± 2 a | -99 ± 22 a | -98 ± 10 a |
| C | 23.0 | 2.0 | -97 ± 21 a | -98 ± 2 a | -99 ± 22 a | -98 ± 10 a |
| F | 14.4 | 1.5 | -96 ± 21 a | -99 ± 2 a | -99 ± 22 a | -96 ± 10 a |
| E | 20.2 | 1.5 | -98 ± 21 a | -99 ± 2 a | -99 ± 22 a | -98 ± 10 a |
| D | 23.0 | 1.5 | -98 ± 21 a | -99 ± 2 a | -99 ± 22 a | -94 ± 10 a |
| Concentração inicial SN (mg L^{-1}) | | | 126 ± 19 | 8.6 ± 0.1 | 114 ± 18 | 40 ± 3 |

Relativamente ao E2, as variações dos nutrientes nos vasos ao longo dos 35 DAT, incluindo o $\text{NH}_3\text{-N}$, estão apresentadas na Figura 4.18.

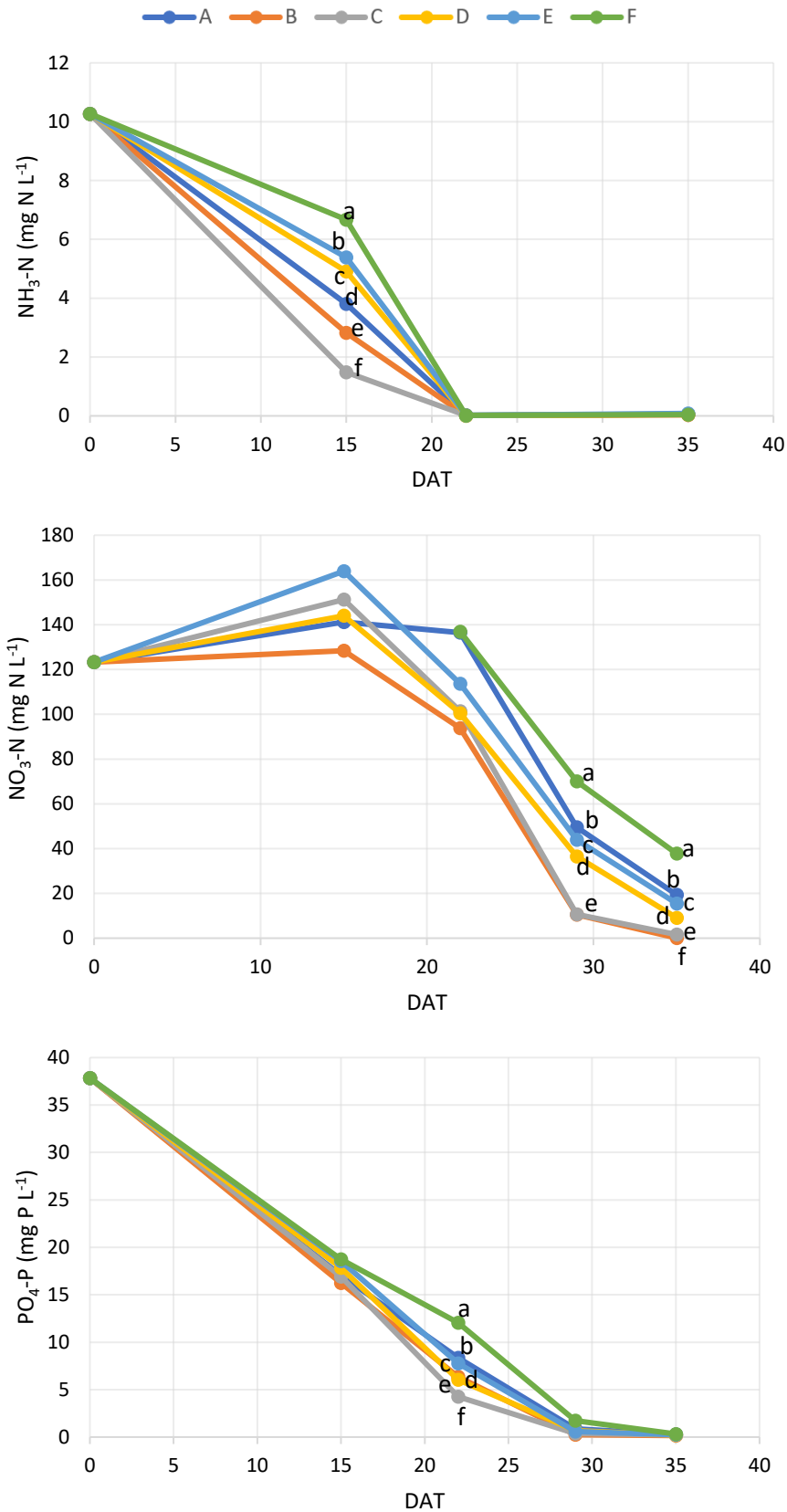


Figura 4.18. Variação da concentração de NH₃-N, NO₃-N e PO₄-P durante o estudo 2 de otimização do sistema hidropônico DWC. Letras diferentes no mesmo DAT indicam valores médios com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$).

Nesse E2 de otimização do sistema hidropônico, tal como no E1, os vasos com o mesmo volume de SN por planta, mas expostos a níveis mais baixos de radiação fotossintética ou os vasos sob a mesma intensidade de radiação, mas com maior volume de SN por planta, mostraram uma absorção mais lenta de nutrientes, mais evidente nos primeiros 14 DAT para $\text{NH}_3\text{-N}$, durante a segunda metade dos 35 DAT para $\text{NO}_3\text{-N}$ e entre 14 e 21 DAT para $\text{PO}_4\text{-P}$.

Verificou-se um aumento da concentração de $\text{NO}_3\text{-N}$ nos primeiros 14 dias, sendo um comportamento observado quando vegetais são cultivados hidroponicamente em SNs inorgânicas convencionais (Shinohara et al., 2011). A concentração de $\text{NO}_3\text{-N}$ resultou do balanço de processos de absorção pelas plantas e nitrificação pelas bactérias, que depende dos níveis de amoníaco que diminuem em simultâneo devido à absorção. O aumento da concentração de $\text{NO}_3\text{-N}$ indica que a produção deste por nitrificação foi inicialmente superior à absorção de ambas as formas de N utilizadas para o crescimento vegetal.

A remoção relativa de $\text{NH}_3\text{-N}$ e de $\text{PO}_4\text{-P}$ foi elevada e similar em todos os vasos hidropônicos (Tabela 4.17), e ligeiramente superior às eficiências obtidas no E1, mesmo com níveis de DLI mais baixos. A remoção de NT, foi menor nos recipientes com níveis de DLI mais baixos e nos recipientes com 3 L de SN por planta. Um padrão similar foi observado com o $\text{NO}_3\text{-N}$, mas com evidência estatística mais robusta comparando as concentrações finais (ver figura anterior).

Os valores mais baixos de remoção relativa verificados foram 85% para o NT e de 72% para o $\text{NO}_3\text{-N}$. O NT ficou abaixo dos limites recomendados somente nos vasos B, C e D quando cumpridos os 35 DAT, abrangendo os vasos com maiores níveis de DLI e menor volume de SN por planta à exceção de D. As melhores condições que permitiram o cumprimento da legislação para a reutilização de ARs em rega, consistiram em DLI de 10 ou 12 $\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ com 2 L de SN por planta ou DLI de 12 $\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ e um volume de SN por planta de 3 L.

Tabela 4.17. Variação relativa de N e de P (média \pm DP) no final do estudo 2 de otimização do sistema hidropônico DWC. Letras diferentes na mesma coluna indicam valores com diferenças significativas (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$).

| Vaso | DLI ($\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$) | SN por planta (L) | NT | $\text{NH}_3\text{-N}$ % | $\text{NO}_3\text{-N}$ | $\text{PO}_4\text{-P}$ |
|--|--|-------------------------|-------------------|-----------------------------|------------------------|------------------------|
| A | 8.06 | 2 | -89.1 ± 0.0 d | -99.4 ± 0.2 a | -86 ± 18 a | -99.3 ± 0.2 a |
| B | 10.4 | 2 | -97.0 ± 0.3 a | -99.4 ± 0.2 a | -99 ± 20 a | -99.6 ± 0.2 a |
| C | 12.1 | 2 | -97.0 ± 0.5 a | -99.4 ± 0.2 a | -99 ± 19 a | -99.4 ± 0.2 a |
| F | 8.06 | 3 | -85.1 ± 0.1 e | -99.4 ± 0.2 a | -72 ± 17 a | -99.2 ± 0.2 a |
| E | 10.4 | 3 | -90.4 ± 0.1 c | -99.2 ± 0.2 a | -89 ± 18 a | -99.4 ± 0.2 a |
| D | 12.1 | 3 | -94.3 ± 0.4 b | -99.4 ± 0.2 a | -93 ± 19 a | -99.5 ± 0.2 a |
| Concentração inicial SN (mg L^{-1}) | | | 154 ± 0.01 | 10.3 ± 0.1 | 137 ± 19 | 37.8 ± 0.1 |

4.2. Tratamento de água residual suinícola por vermifiltração e hidroponia

4.2.1. Características da água residual suinícola

Para além da cor castanho-escuro e do odor forte peculiar, as características das ARs suinícolas provenientes da segunda lagoa facultativa de uma série de 3 lagoas da suinicultura em estudo, relativas a 4 períodos de recolha, estão apresentadas na Tabela 4.18. As análises foram realizadas no mesmo dia que as amostras foram recolhidas. A concentração de $\text{NH}_3\text{-N}$ esteve dentro da gama considerada por Cheng, Ngo, Guo, Liu, et al. (2018), de 400 a 1400 mg N L^{-1} , e o teor médio de $\text{NO}_3\text{-N}$ e $\text{PO}_4\text{-P}$ verificado na AR foi de apenas 6 mg N L^{-1} e 12 mg P L^{-1} , respetivamente. O pH médio de 8,5, verificado nas amostras recolhidas, é semelhante ao pH de 8,2, observado num estudo de Wang et al. (2023).

Tabela 4.18. Características da água residual suinícola de uma segunda lagoa facultativa de uma série de 3 lagoas de uma suinicultura da região de Leiria.

| Parâmetro | 17/05/2022 | 11/01/2023 | 14/02/2023 | 22/02/2023 |
|---|------------|------------|------------|------------|
| Turvação (NTU) | 1200 | 700 | 1300 | 1200 |
| SDT (mg L^{-1}) | 5634 | 3320.5 | 6950 | 6690 |
| T ($^{\circ}\text{C}$) | 21.5 | 20.7 | 21.0 | 21.2 |
| pH | 8.44 | 8.21 | 8.57 | 8.76 |
| EC (dS m^{-1}) | 10.5 | 6.6 | 9.7 | 9.7 |
| OD ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) | 4.6 | 3.4 | 3.33 | 3.3 |
| ORP | -97.5 | -80.2 | ND | ND |
| $\text{NO}_3\text{-N}$ (mg N L^{-1}) | 8.8 | 6.8 | 3.9 | 4.4 |
| $\text{NH}_3\text{-N}$ (mg N L^{-1}) | 990.1 | 725.8 | 806.9 | 661.5 |
| $\text{PO}_4\text{-P}$ (mg P L^{-1}) | 15.4 | 15.9 | 9.1 | 6.96 |
| CBO_5 ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) | 280 | 100 | 448 | 341 |

ND. Não determinado.

A variação dos parâmetros nas amostras analisadas pode ser justificada pelas diferentes condições que poderiam ter alterado a composição e as características da AR, nomeadamente as condições meteorológicas, por ser uma lagoa a céu aberto, a alimentação, saúde e o peso dos animais.

Relativamente aos indicadores microbiológicos (Tabela 4.19), um aspeto relevante observado nos resultados das análises, foi o decaimento dos coliformes totais e de *E. coli* em 88% e 98%, respetivamente, em duas semanas de armazenamento da AR suinícola em barril no laboratório. Previamente, durante o E1 de vermifiltração e hidroponia, já se tinha observado ausência de coliformes na AR armazenada mais de um mês no laboratório. A redução dos microrganismos deve-se provavelmente a condições de sobrevivência não adequadas, como a escassez de oxigénio dissolvido e também à morte natural devido ao tempo de retenção da AR (Souza, 2007). Na tabela, a denominação de AR suinícola fresca corresponde à água recolhida no dia da análise.

Tabela 4.19. Indicadores microbiológicos da água residual suinícola.

| Data | AR suinícola | Coliformes Totais (UFC 100/mL) | <i>E. coli</i> (UFC/100 mL) |
|------------|----------------------|--------------------------------|-----------------------------|
| 16.02.2023 | Fresca | 24000 | 9000 |
| 23.02.2023 | Fresca | 29367 | 5367 |
| 08.03.2023 | 2 semanas armazenada | 3500 | 100 |

4.2.2. Tratamento por vermifiltração e a eficiência do vermifiltro

O tratamento da AR e a eficiência do VF foram avaliados através da monitorização periódica de parâmetros físico-químicos e microbiológicos da AR de entrada e do efluente de saída (AV) do vermifiltro (VF), durante o período de funcionamento do sistema ao longo dos dois estudos. O VF esteve em operação desde o dia 13 de maio até ao dia 24 de junho de 2022, durante o primeiro estudo de vermifiltração e hidroponia (E1VH) e no segundo estudo (E2VH) de 19 janeiro a 14 de março de 2023.

4.2.2.1. Cor e odor

Como se esperava, a AR suinícola tratada por vermifiltração (água vermifiltrada, AV, obtida à saída do VF), não apresentou qualquer odor perceptível ou desagradável, e relativamente à cor, esta apresenta um amarelo-claro (Figura 4.19).

**Figura 4.19.** Água residual suinícola (esquerda) e água vermifiltrada (direita).

4.2.2.2. pH, Condutividade elétrica e oxigénio dissolvido

Os valores de pH, condutividade elétrica (EC) e oxigénio dissolvido (OD), medidos ao longo do período de operação do VF durante o primeiro e o segundo estudo de tratamento de AR suinícola através de vermifiltração, estão apresentados na Tabela 4.20 e 4.21. O controlo do pH, EC e OD na AR de entrada no VF foi realizado com o objetivo de garantir que esta teria as condições adequadas às comunidades de organismos presente no sistema, nomeadamente para a boa manutenção da população de minhocas, e também possibilitar que a AV estivesse em gamas ótimas para a hidroponia de alface e de acordo com a legislação portuguesa para ser reutilizada em rega.

No primeiro estudo de tratamento por vermifiltração, o pH da AR de entrada e da AV, não incluindo as primeiras horas de funcionamento, variou respetivamente entre 7,6 e 8,2 e entre 7,2 e 7,8. O pH da AV esteve sempre na gama entre o neutro e o ligeiramente alcalino, ligeiramente mais baixo do que na água de entrada em linha com a literatura de referência. Não se observou variações significativas de EC na água de entrada e saída do VF, exceto nas primeiras horas de operação, onde a EC de saída foi muito superior ao de entrada. O oxigénio dissolvido (OD) é também um parâmetro importante no sistema e relaciona-se com a remoção de matéria orgânica através da CBO₅. O OD médio no efluente vermifiltrado relativo às análises efetuadas durante o E1VH foi de 6 mgO₂ L⁻¹. Nas primeiras horas e nos 21 dias de funcionamento do sistema, o teor de OD entre a água de entrada e de saída do VF foram semelhantes.

Tabela 4.20. pH, EC e OD da AR de entrada do VF e da AV no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia.

| Dias de funcionamento do VF | pH | | EC (dS m ⁻¹) | | OD (mg L ⁻¹) | |
|-----------------------------|------------|-----|--------------------------|-----|--------------------------|-----|
| | Entrada VF | AV | Entrada VF | AV | Entrada VF | AV |
| 0 | 8.5 | 8.3 | 0.8 | 2.4 | 7.6 | 7.8 |
| 14 | 7.7 | 7.2 | 1.3 | 1.2 | 2.6 | 5.1 |
| 21 | 8.2 | 7.8 | 1.3 | 1.2 | 6.2 | 6.1 |
| 26 | 7.6 | 7.3 | 1.4 | 1.4 | 3.4 | 5.2 |

No E2VH também não se verificou variações substanciais do pH na AR de entrada, mantendo-se sempre em gamas alcalinas, como verificado no estudo anterior. O pH do efluente tratado, com exceção das primeiras horas e do 28º dia de funcionamento do VF, tornou-se ligeiramente ácido (6,2 a 6,7), associado com a diminuição da quantidade de matéria alcalina (amónia) e o aumento da concentração de substâncias mais ácidas (nitratos) na AV (Arora & Kazmi, 2015). A variação de EC entre a água de entrada e de saída do VF foi ligeira, à exceção do dia 0, onde a lixiviação de sais presentes no substrato ainda é elevada e do dia 28, cujo aumento não tem explicação aparente. A variação do teor de OD entre a água de entrada e de saída do VF resultou do oxigénio consumido pelas minhocas e microrganismos e da oxigenação do sistema através da atividade mecânica das minhocas.

Tabela 4.21. pH, EC e OD da AR de entrada do VF e da AV no estudo 2 de vermifiltração e hidroponia.

| Dias de funcionamento do VF | pH | | EC (dS m ⁻¹) | | OD (mg L ⁻¹) | |
|-----------------------------|------------|-----|--------------------------|-----|--------------------------|-----|
| | Entrada VF | AV | Entrada VF | AV | Entrada VF | AV |
| 0 | 7.9 | 7.4 | 1.6 | 1.8 | 5.7 | 7.2 |
| 12 | 8.1 | 6.2 | 1.7 | 1.4 | 8.6 | 6.2 |
| 22 | 8.0 | 6.2 | 1.6 | 1.6 | ND | |
| 28 | 8.5 | 7.2 | 1.7 | 3.4 | ND | |
| 34 | 8.7 | 6.6 | 1.7 | 1.6 | 7.9 | 8.3 |
| 42 | 8.9 | 6.4 | 1.8 | 1.6 | 6.8 | 7.2 |
| 54 | 8.8 | 6.7 | 1.6 | 1.4 | 6.6 | 7.4 |

ND. Não Determinado.

Em todas as análises efetuadas ao longo do funcionamento do VF, o pH da AV esteve de acordo com o VLE para descarga de AR (6 a 9) e de acordo com o VMR de qualidade de água destinada à rega (6,5 a 8,4) do DL 236/98. A EC já não cumpria com os requisitos, uma vez que o valor final da EC da AV é superior ao valor de 1 dS m⁻¹ recomendado para a rega. Isto revela a necessidade de tratamento complementar. É importante também referir que o pH e a EC da AV estiveram quase sempre dentro da gama recomendada para o cultivo hidropónico de alface, respetivamente 6-7 e 1,2-1,8 dS m⁻¹ (Gonzalez et al., 2022).

4.2.2.3. Turvação, sólidos dissolvidos totais e sólidos suspensos totais

A turvação da água, causada pelas partículas suspensas e material coloidal, foi reduzida consideravelmente em ambas as fases de funcionamento do VF. No E1VH (Tabela 4.22), o VF aos 26 dias de funcionamento removeu cerca de 80% da turvação e 84% dos SST. O resultado foi superior ao obtido por Samal et al. (2017a) de 73,8% e semelhante aos 84,8% obtido nesse mesmo estudo com um VF assistido por uma macrófita, para o tratamento de AR de uma fábrica de lacticínios. O teor de SST na AV deste estudo cumpriu os requisitos de qualidade de água para rega e para descarga, de acordo com o DL 236/98 e tem uma classe de qualidade B de acordo com o DL 119/2019 para este parâmetro. Não houve variações significativas relativamente aos SDT, sendo a remoção máxima de 7% nas análises pontuais realizadas.

Tabela 4.22. Turvação, teor de SDT e SST na AR de entrada do VF e na AV, e a variação relativa (VR) pela vermifiltração no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia.

| Dias de funcionamento do VF | Turvação (NTU) | | | SDT (mg L ⁻¹) | | | SST (mg L ⁻¹) | | |
|-----------------------------|----------------|----|--------|---------------------------|-----|--------|---------------------------|----|--------|
| | Entrada VF | AV | VR (%) | Entrada VF | AV | VR (%) | Entrada VF | AV | VR (%) |
| 14 | | ND | | 680 | 662 | -3 | | ND | |
| 21 | 80 | 13 | -84 | 662 | 615 | -7 | | ND | |
| 26 | 55 | 11 | -80 | 721 | 679 | -6 | 77 | 12 | -84 |

ND. Não Determinado.

Mesmo com maior turvação da água de entrada no VF durante o E2VH, a eficiência de remoção variou entre 87% e 95%, com exceção do valor de remoção de 61%, obtido nas primeiras horas de funcionamento do sistema (Tabela 4.23). Como ocorrido no E1VH, não houve variações significativas no teor de SDT, embora superiores aos resultados obtidos anteriormente. A maior eficiência de remoção foi de 20% (de 163 mg L⁻¹), obtida aos 22 dias de operação, e até o fim do período de funcionamento não se observaram eficiências superiores.

Tabela 4.23. Turvação e teor de SDT na AR de entrada no VF e na AV, e a variação relativa (VR) pela vermifiltração no estudo 2 de vermifiltração e hidroponia.

| Dias de funcionamento do VF | Turvação (NTU) | | | SDT (mg L ⁻¹) | | |
|-----------------------------|----------------|----|--------|---------------------------|------|--------|
| | Entrada VF | AV | VR (%) | Entrada VF | AV | VR (%) |
| 0 | 95 | 37 | -61 | 800 | 916 | 15 |
| 12 | 110 | 11 | -90 | 827 | 686 | -17 |
| 22 | 130 | 13 | -90 | 814 | 651 | -20 |
| 28 | 190 | 10 | -95 | | ND | |
| 34 | 170 | 14 | -92 | 1202 | 1152 | -4 |
| 42 | 140 | 18 | -87 | 1221 | 1093 | -10 |
| 54 | 150 | 17 | -89 | 1230 | 1065 | -13 |

ND. Não Determinado.

4.2.2.4. Carência bioquímica de oxigênio

A eficiência de remoção de CBO₅ variou ao longo dos estudos, contudo convém salientar que os níveis de CBO₅ da água de entrada no VF são relativamente baixos, característicos de uma água com elevado tempo de residência nas lagoas. No primeiro período de estudo, aos 11 dias de funcionamento do sistema, detetou-se um aumento não esperado do valor da CBO₅ em cerca de 31%, que poderá estar relacionado com a lixiviação de alguma matéria orgânica presente no sistema. Aos 21 dias de operação do sistema, observou-se uma remoção de 57% (Tabela 4.24).

Tabela 4.24. Teor de CBO₅ na AR de entrada do VF e na AV, e a variação relativa (VR) pela vermifiltração no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia, (média ± DP, n = 2).

| Dias de funcionamento do VF | Entrada VF (mgO ₂ L ⁻¹) | AV (mgO ₂ L ⁻¹) | VR (%) |
|-----------------------------|--|--|---------|
| 11 | 11.4 ± 0.8 | 15 ± 1 | 31 ± 14 |
| 21 | 27.45 ± 0.07 | 12 ± 2 | -57 ± 1 |

No E2VH, verificou-se sempre remoção de matéria orgânica pela vermifiltração nas análises efetuadas, com diferentes teores à entrada do VF (Tabela 4.25). A remoção mínima e máxima observadas foram de 47% e 79%, respetivamente. São valores mais baixos quando comparados com a eficiência de remoção de 98% e de 99%, obtida nos estudos de Arora et al. (2020) e de Sinha et al. (2007), respetivamente, que usaram, contudo, ARs mais frescas.

Como a degradação da matéria orgânica depende da atividade enzimática das minhocas e dos microrganismos, as baixas eficiências verificadas poderão estar, em parte, relacionadas com baixa atividade enzimática e baixa taxa de biodegradação da matéria orgânica. Não obstante, como referido anteriormente, a AR usada contém teores de CBO_5 relativamente baixos e nestas condições as eficiências de remoção no VF parecem ser mais baixas quando comparadas com as eficiências reportadas para AR mais frescas, com teores mais elevados. Em baixas ordens de grandeza de CBO_5 , quantidades pequenas de matéria orgânica lixiviadas do VF podem reduzir significativamente a remoção relativa de CBO_5 .

Os resultados das análises efetuadas ao longo dos dois estudos revelam teores de CBO_5 abaixo do VLE de $40 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ do DL 236/98, relativamente à descarga de AR. Relativamente à classe de qualidade da água para reutilização em rega, estabelecida pelo DL 119/2019, a AV do primeiro estudo, para este parâmetro e períodos analisados, tinha uma classe de qualidade B. No segundo estudo, a AV em alguns períodos onde a concentração era inferior a $10 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$, obteria a classe de qualidade A.

Tabela 4.25. Teor de CBO_5 na AR de entrada do VF e na AV, e a variação relativa (VR) pela vermifiltração no estudo 2 de vermifiltração e hidroponia, (média \pm DP, $n = 2$).

| Dias de funcionamento do VF | Entrada VF ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$) | AV ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$) | VR (%) |
|-----------------------------|--|--------------------------------------|--------------|
| 1 | 26.7 ± 0.4 | 14.1 ± 0.5 | -47 ± 2 |
| 15 | 16 ± 1 | 6.6 ± 0.3 | -59 ± 9 |
| 21 | 20.85 ± 0.04 | 4.6 ± 0.6 | -78 ± 3 |
| 28 | 65 ± 2 | 33 ± 2 | -49 ± 4 |
| 36 | 46 ± 6 | 9.6 ± 0.6 | -79 ± 17 |
| 55 | 9.7 ± 0.4 | 5 ± 1 | -51 ± 12 |

4.2.2.5. Azoto amoniacal e azoto nítrico

O azoto presente nas AR pode estar retido nos sólidos suspensos ou também pode estar dissolvido na água (Singh et al., 2021). A Tabela 4.26 apresenta o teor de azoto amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$) da água de entrada do VF e da AV, e a sua variação relativa nas análises pontuais efetuadas ao longo do tempo no E1VH. A variação do teor de $\text{NH}_3\text{-N}$ na água de entrada do VF relaciona-se com as características da AR utilizada. Em média nas análises efetuadas, o teor de $\text{NH}_3\text{-N}$ na AR de entrada e saída do VF foi de 36 mgN L^{-1} e 3 mgN L^{-1} , respetivamente, e o VF conseguiu remover em média 33 mgN L^{-1} (91%).

Tabela 4.26. Teor de $\text{NH}_3\text{-N}$ na AR de entrada do VF e na AV, e respetiva variação relativa (VR) pela vermifiltração no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia, (média \pm DP, $n = 2$).

| Dias de funcionamento do VF | Entrada VF (mgN L^{-1}) | AV (mgN L^{-1}) | VR (%) |
|-----------------------------|------------------------------------|----------------------------|-----------------|
| 11 | 20.34 ± 0.03 | 2.8 ± 0.7 | -86 ± 3 |
| 21 | 11.8 ± 0.4 | 0.31 ± 0.05 | -97 ± 4 |
| 26 | 68.9 ± 0.5 | 4.4 ± 0.1 | -93.7 ± 0.9 |
| 42 | 44 ± 1 | 4.9 ± 0.3 | -89 ± 3 |

Ao longo do E2VH (Tabela 4.27), o teor médio de $\text{NH}_3\text{-N}$ na entrada do sistema foi de 78 mgN L^{-1} , e uma concentração na saída de 10 mgN L^{-1} . O VF conseguiu remover em média 68 mgN L^{-1} . A eficiência de remoção aumentou de forma contínua até aos 21 dias, com uma remoção inicial de 65% e um máximo de 97%. Apesar da variação relativa média ser ligeiramente mais baixa (88%) do que no estudo anterior, a redução máxima absoluta verificada foi de 106 mgN L^{-1} aos 28 dias de funcionamento, isto porque a água de entrada no VF continha uma concentração mais elevada de $\text{NH}_3\text{-N}$.

Tabela 4.27. Teor de $\text{NH}_3\text{-N}$ na AR de entrada do VF e na AV, e respetiva variação relativa (VR) pela vermifiltração no estudo 2 de vermifiltração e hidroponia, (média \pm DP, $n = 2$).

| Dias de funcionamento do VF | Entrada VF (mgN L^{-1}) | AV (mgN L^{-1}) | VR (%) |
|-----------------------------|------------------------------------|----------------------------|-----------------|
| 0 | 105.8 ± 0.9 | 37.3 ± 0.2 | -65 ± 1 |
| 7 | 25.3 ± 0.1 | 4.62 ± 0.08 | -81.7 ± 0.8 |
| 14 | 94 ± 1 | 4.54 ± 0.06 | -95 ± 2 |
| 21 | 34 ± 2 | 0.85 ± 0.02 | -97 ± 9 |
| 28 | 117.3 ± 0.6 | 11.55 ± 0.09 | -90.2 ± 0.7 |
| 36 | 92.0 ± 0.9 | 7.1 ± 0.3 | -92 ± 1 |
| 42 | 81 ± 2 | 2.2 ± 0.2 | -97 ± 3 |
| 54 | 71.2 ± 0.7 | 10.80 ± 0.04 | -85 ± 1 |

A remoção da amónia ocorre pela sua rápida adsorção pelo meio filtrante e através da nitrificação bacteriana, sendo convertida em nitratos. A elevada remoção de amónia é uma característica da vermifiltração, muito reportada na literatura (Das & Paul, 2023a). Relativamente à legislação portuguesa, todos os dados obtidos no E1VH e a maioria obtida no E2VH (nos dias 7, 14, 21, 36 e 42 de funcionamento) cumpriram com o máximo recomendado de $7,8 \text{ mgN L}^{-1}$ para descarga, de acordo com o DL 236/98.

A vermifiltração permitiu aumentar significativamente a quantidade de azoto nítrico ($\text{NO}_3\text{-N}$) na AV (Tabelas 4.28 e 4.29). Isto deve-se à nitrificação da amónia presente na água de entrada do VF e à mineralização da matéria orgânica presente no VF. O teor médio de $\text{NO}_3\text{-N}$ à entrada e a saída do VF nas análises efetuadas do E1VH foi, respetivamente, 16 mgN L^{-1} e 68 mgN L^{-1} , representando um aumento médio de 52 mgN L^{-1} . No E2VH, observou-se um aumento no teor médio de $\text{NO}_3\text{-N}$ na AV de 75 mgN L^{-1} , sendo a maior variação absoluta de 113 mgN L^{-1} , obtida aos 14 dias de operação. É importante salientar que a AR diluída que entrava no VF não podia garantir a mesma quantidade de nutrientes nela presentes ao longo do tempo, pois a diluição era feita para uma gama de EC a rondar os 1,2-1,8 dS/m e o tempo de residência da água armazenada ia variando. O importante para este estudo era perceber qual era o teor de $\text{NO}_3\text{-N}$ na AV.

Perante a elevada quantidade de $\text{NO}_3\text{-N}$ presente na AV, esta não cumpria com o DL 236/98 para ser reutilizada em rega ou para seguir para descarga. Uma vez mais, isto revela que a AV necessita de um tratamento complementar, neste caso para reduzir o teor de N. Nas condições de EC desejadas para o estudo, o teor de N presente na AV obtida é considerável, no entanto, muito abaixo do teor encontrado na SN utilizada no estudo, de 148 mgN L^{-1} .

Tabela 4.28. Teor de NO₃-N na AR de entrada no VF e na AV, e respetiva variação relativa (VR) pela vermifiltração no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia, (média ± DP, n = 2).

| Dias de funcionamento do VF | Entrada VF (mgN L ⁻¹) | AV (mgN L ⁻¹) | VR (%) |
|-----------------------------|-----------------------------------|---------------------------|----------|
| 11 | 13.4 ± 0.4 | 42.8 ± 0.6 | 220 ± 8 |
| 21 | 18.0 ± 0.2 | 83 ± 1 | 362 ± 8 |
| 26 | 7.2 ± 0.3 | 78 ± 4 | 976 ± 69 |
| 42 | 25.4 ± 0.7 | 70.1 ± 0.6 | 176 ± 6 |

Tabela 4.29. Teor de NO₃-N na AR de entrada do VF e na AV, e respetiva variação relativa (VR) pela vermifiltração no estudo 2 de vermifiltração e hidroponia, (média ± DP, n = 2).

| Dias de funcionamento do VF | Entrada VF (mgN L ⁻¹) | AV (mgN L ⁻¹) | VR (%) |
|-----------------------------|-----------------------------------|---------------------------|------------|
| 0 | 0.89 ± 0.07 | 57 ± 4 | 6219 ± 683 |
| 7 | 17.2 ± 0.2 | 70.7 ± 0.5 | 312 ± 4 |
| 14 | 3.5 ± 0.4 | 116.1 ± 0.8 | 3236 ± 327 |
| 21 | 9.5 ± 0.9 | 105 ± 1 | 1009 ± 101 |
| 28 | 2.88 ± 0.09 | 107.3 ± 0.6 | 3626 ± 121 |
| 36 | 5.8 ± 0.6 | 116 ± 1 | 1910 ± 27 |
| 54 | 23.3 ± 0.4 | 80 ± 2 | 243 ± 9 |

4.2.2.6. Fósforo

A concentração de fósforo na água de entrada do VF e na AV em ambos os estudos, está apresentada nas Tabelas 4.30 e 4.31. Os resultados obtidos em todas as análises demonstram um aumento da concentração de fósforo dissolvido (PO₄-P) no efluente tratado, o que indica alguma consistência do sistema. A mesma ocorrência foi verificada nos estudos de Samal et al. (2017a) e de Kumar et al. (2014). A concentração de PO₄-P na AV durante o E1VH variou de 3,42 a 6,68 mgP L⁻¹, e entre 3,58 e 4,42 mgP L⁻¹ ao longo do E2VH, e um teor médio de 4 mgP L⁻¹ na AV nos dois períodos de funcionamento do VF.

Tabela 4.30. Teor de PO₄-P na AR de entrada do VF e na AV, e respetiva variação relativa (VR) pela vermifiltração no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia, (média ± DP, n = 2).

| Dias de funcionamento do VF | Entrada VF (mgP L ⁻¹) | AV (mgP L ⁻¹) | VR (%) |
|-----------------------------|-----------------------------------|---------------------------|--------|
| 11 | 3.0 ± 0.2 | 3.74 ± 0.06 | 27 ± 7 |
| 21 | 2.64 ± 0.03 | 3.4 ± 0.2 | 30 ± 8 |
| 26 | 4.64 ± 0.08 | 6.68 ± 0.07 | 44 ± 2 |
| 42 | 2.68 ± 0.06 | 3.42 ± 0.06 | 28 ± 3 |

Tabela 4.31. Teor de PO₄-P na AR de entrada do VF e na AV, e respetiva variação relativa (VR) pela vermifiltração no estudo 2 de vermifiltração e hidroponia, (média ± DP, n = 2).

| Dias de funcionamento do VF | Entrada VF (mg P L ⁻¹) | AV (mg P L ⁻¹) | VR (%) |
|-----------------------------|------------------------------------|----------------------------|---------|
| 0 | 2.9 ± 0.2 | 3.9 ± 0.2 | 35 ± 12 |
| 7 | 3.02 ± 0.02 | 4.42 ± 0.02 | 46 ± 1 |
| 14 | 2.33 ± 0.01 | 4.21 ± 0.07 | 81 ± 3 |
| 21 | 2.16 ± 0.02 | 4.15 ± 0.04 | 92 ± 2 |
| 28 | 2.04 ± 0.02 | 4.06 ± 0.01 | 99 ± 2 |
| 36 | 1.368 ± 0.004 | 3.58 ± 0.03 | 162 ± 2 |
| 42 | 1.63 ± 0.02 | 3.72 ± 0.01 | 129 ± 2 |
| 54 | 2.16 ± 0.08 | 3.59 ± 0.03 | 66 ± 5 |

O aumento da concentração de P na AV pode ser explicado pela ação enzimática e microbiana que promove uma rápida mineralização do P no sistema. Enzimas como a fosfatase ácida e alcalina, presentes no intestino das minhocas, convertem o fósforo orgânico em fosfato livre (Kumar et al., 2014). O incremento também pode estar relacionado com a libertação de P pelos microrganismos solubilizadores de fósforo excretados pelas minhocas e com a lixiviação do húmus para o efluente vermifiltrado (Samal et al., 2017a). Para o cultivo hidropónico de alface a concentração de P presente na AV é relativamente baixa, uma vez que o teor médio obtido de 4 mgP L⁻¹ não se compara com o teor de 38 mgP L⁻¹ presente na SN utilizada.

4.2.2.7. Metais (Macro e Micronutrientes) na água vermifiltrada

A Tabela 4.32 apresenta os resultados obtidos aos 26 dias de funcionamento do VF durante o E1VH, relativos à concentração de metais à entrada e saída do VF. Os macronutrientes analisados foram o potássio (K), magnésio (Mg) e cálcio (Ca), e destes, destaca o aumento significativo do teor de Ca em 48 mgCa L⁻¹.

Tabela 4.32. Teores de K, Mg e Ca na AR de entrada do VF e na AV, e respetiva variação relativa (VR) pela vermifiltração, aos 26 dias de operação no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia.

| | K (mgK L ⁻¹) | Mg (mgMg L ⁻¹) | Ca (mgCa L ⁻¹) |
|------------|--------------------------|----------------------------|----------------------------|
| Entrada VF | 56 ± 2 | 7 ± 1 | 20 ± 3 |
| AV | 57.2 ± 0.2 | 10 ± 2 | 69 ± 4 |
| VR (%) | 2 ± 4 | 45 ± 32 | 238 ± 27 |

ND. Não Determinado.

Ao longo do funcionamento do sistema de vermifiltração durante o E2VH, com a finalidade de se conhecer melhor a AV, foram realizadas análises periódicas para determinar os teores de metais (Tabela 4.33).

Tabela 4.33. Teores de K, Mg e Ca da AV durante o estudo 2 de vermifiltração e hidroponia.

| Dias de funcionamento do VF | K (mgK L⁻¹) | Mg (mgMg L⁻¹) | Ca (mgCa L⁻¹) |
|------------------------------------|-----------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|
| 21 | 149 ± 1 | 10.772 ± 0.003 | 100 ± 3 |
| 28 | 170.1 ± 0.2 | 25.9 ± 0.3 | 289 ± 4 |
| 36 | 150.1 ± 0.4 | 7.5 ± 0.3 | 85 ± 3 |
| 42 | 142 ± 2 | 8.10 ± 0.06 | 96.5 ± 0.5 |
| 53 | 137.9 ± 0.2 | 8.8 ± 0.2 | 71.0 ± 0.3 |

Das análises pontuais realizadas, observou-se uma média de 150 mg L⁻¹ de K na AV, tendo variado ao longo do período de funcionamento entre 142 e 170 mgK L⁻¹, salientando que a água de entrada no VF poderia não ter tido características constantes ao longo do tempo. O teor médio de Ca verificado na AV foi de 128 mg L⁻¹, e quantidade de Mg da AV variou entre 7,5 e 25,9 mgMg L⁻¹, com um teor médio de 12 mgMg L⁻¹. Comparando os teores médios destes nutrientes na AV com os valores recomendados por Furlani et al., (1999) para o cultivo hidropónico de alface, verificou-se que as concentrações de K, Ca e Mg foram inferiores.

4.2.2.8. Coliformes totais e fecais

Foram realizadas apenas duas análises pontuais aos coliformes na AV. Os resultados obtidos, apresentados na Tabela 4.34 em termos de UFC/100 mL, mostram que aos 28 dias, o VF conseguiu remover os coliformes totais e *E. coli* em 87% e 79%, respetivamente, eficiência esta que diminuiu drasticamente uma semana depois. Arora & Kazmi (2015) conseguiram amortizar a *E. coli* em 99,3% a uma temperatura de 38 a 40 °C, embora a gama ótima para a atividade, crescimento e reprodução das minhocas da espécie *Eisenia fetida* seja entre 25 °C e 27 °C.

Mais análises seriam necessárias para confirmar a performance da vermifiltração em remover os coliformes da AR. Como discutido anteriormente, o armazenamento da AR poderá ser uma boa estratégia de remoção dos coliformes, mas estudos metódicos terão de ser realizados. Os resultados obtidos destas análises pontuais, quando comparados com a legislação em vigor, revelam que não se atingiria os 100 UFC/100 mL de *E. coli* estabelecidos no DL 236/98. Já de acordo com o DL 119/2019 os níveis de *E. coli* da AV fazem com que o efluente tratado tenha uma classe de qualidade C relativamente a este parâmetro, podendo ser reutilizada em rega, por exemplo de culturas em que só a raiz está em contacto direto com a água ou de culturas destinadas a processamento e de culturas agrícolas não destinadas ao consumo humano ou ao consumo animal para a produção de leite ou carne, exceto suínos.

Tabela 4.34. Coliformes Totais e *E. coli* na AR de entrada do VF e na AV, e a variação relativa (VR) pela vermifiltração durante o estudo 2 de vermifiltração e hidroponia.

| Dias de funcionamento do VF | UFC/100 mL | Entrada VF | | AV | | VR (%) | |
|-----------------------------|------------|-------------------|----------------|-------------------|----------------|-------------------|----------------|
| | | Coliformes totais | <i>E. coli</i> | Coliformes totais | <i>E. coli</i> | Coliformes totais | <i>E. coli</i> |
| 28 | | 8500 | 1600 | 1130 | 330 | -87 | -79 |
| 35 | | 8340 | 1040 | 8300 | 800 | -0.5 | -23.1 |

4.2.3. Tratamento da água vermifiltrada por Hidroponia

4.2.3.1. Estudo 1: Hidroponia em água vermifiltrada

Para completar o tratamento da AR suinícola, após o tratamento por vermifiltração, nomeadamente com o intuito principal de se reduzir os níveis de EC e de nutrientes eutrofizantes na AV, esta foi utilizada para promover o crescimento de alface no sistema hidropónico DWC já otimizado. Relembrando que neste primeiro estudo de tratamento de AR suinícola por vermifiltração e hidroponia (E1VH) o crescimento da alface foi realizado nas condições definidas no último estudo de otimização, ou seja, 2 L de solução por planta (3 plantas por vaso), e com o DLI para os vasos AV.8 e SN.8 de $8,06 \text{ mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, AV.10 e SN.10 de $10,4 \text{ mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, e em AV.12 e SN.12 de $12,1 \text{ mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, com a SN como controlo positivo. Este estudo teve o seu início no dia 8 de junho e terminou, passado 35 dias, no dia 13 de julho de 2022.

Qualidade da água e absorção de nutrientes

Na Figura 4.20, 4.21 e 4.22 está apresentada, respetivamente, a variação ao longo dos 35 dias da T e pH, EC e SDT e OD.

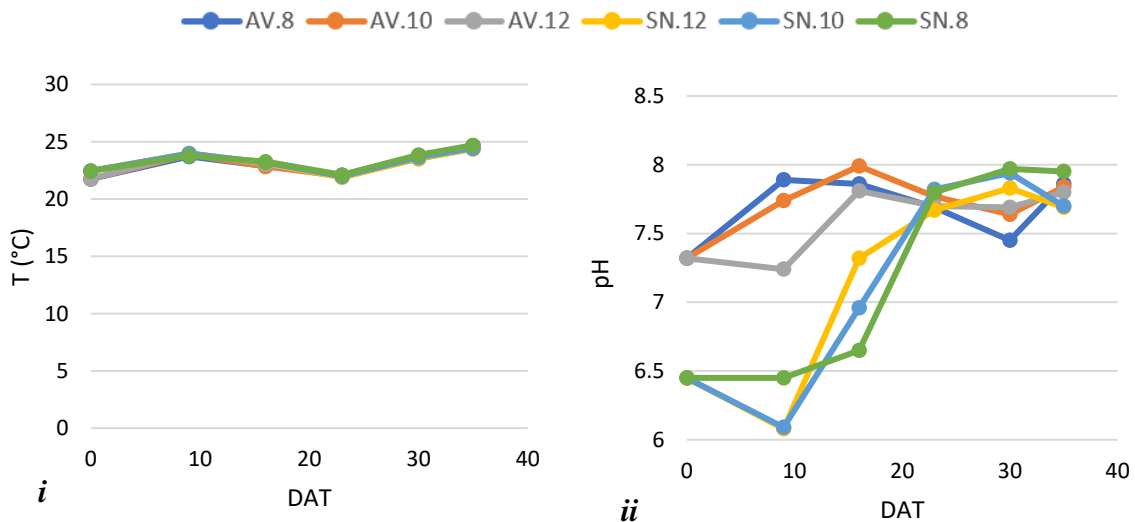


Figura 4.20. Variação da T (i) e do pH (ii) durante o crescimento das plantas em AV e em SN no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia.

Não se verificou variações significativas na temperatura da água entre os vasos durante os 35 DAT, tendo variado entre 21,8 °C e 24,7 °C, sugerindo que os diferentes níveis de DLI não tiveram impacto na variação deste parâmetro. A água perdida por evapotranspiração neste estudo variou de 1,6 a 2 L por semana, do menor para o maior DLI, sendo o maior consumo total de água verificado no SN.12, de 10,3 L.

Observou-se inicialmente uma diferença significativa entre o pH de 6,5 da SN e o pH de 7,3 da AV. O pH da AV esteve desde do início sempre acima da gama recomendada de 6 a 7 por Gonzalez et al. (2022), já na SN esteve na gama ideal até cerca de metade do estudo. Nesta primeira experiência com AV foi assumido não corrigir o pH para as gamas ótimas, com a finalidade de se conhecer a variação do pH na AV utilizada durante o crescimento hidropónico. Os valores finais do pH da AV e da SN cumpriram o VMR, entre 6,5 e 8,4, para as águas destinadas à rega de acordo com DL 236/98; a AV também cumpriu o VLE relativo à descarga de AR.

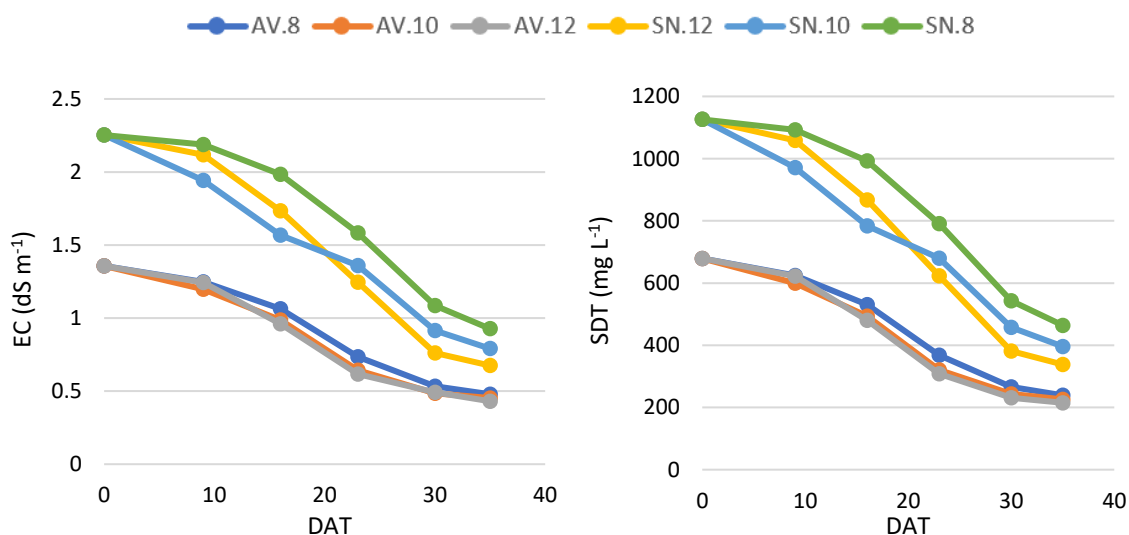


Figura 4.21. Variação da EC e dos SDT durante o crescimento das plantas em AV e em SN no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia.

A EC e a concentração de SDT nas soluções estão relacionadas com a concentração de sais dissolvidos. Assim sendo, os valores mais elevados de EC e de SDT foram verificados na SN durante o estudo, porque a concentração de nutrientes na SN era maior do que na AV. A variação de EC e de SDT foi idêntica, e nota-se uma diminuição apreciável na SN a partir dos 9 dias de crescimento, maior nos vasos onde o DLI era mais elevado. Esta observação é consistente com a expectável absorção de nutrientes solúveis pelas plantas nesses vasos. Na AV a variação da EC e de SDT foi semelhante em todos os vasos, mesmo em níveis de DLI diferentes, não evidenciando uma influência direta da luminosidade na variação destes parâmetros. A AV e a SN no final da hidroponia cumpriam o VMR do DL 236/98 para as águas destinadas à rega, uma vez que a EC foi inferior a 1 dS m⁻¹ e o teor de SDT inferior a 640 mg L⁻¹, em todos os vasos.

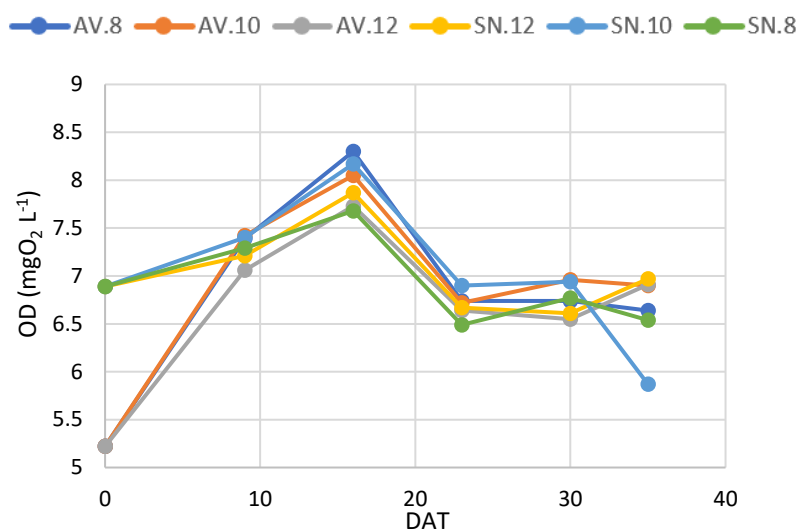


Figura 4.22. Variação de OD durante o crescimento das plantas em AV e em SN no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia.

Inicialmente, o nível de OD observado nas unidades hidropônicas com AV foi inferior à quantidade presente na SN, mas estiveram sempre acima do valor mínimo de 3 mg L^{-1} , recomendado por Furlani et al. (1999). O sistema de arejamento das soluções esteve sempre funcional.

Azoto total, amônia e nitratos

Os resultados demonstraram uma boa capacidade de remoção de azoto da AR suinícola vermifiltrada pelo sistema hidropônico. As Figura 4.23 e 4.24 apresentam a variação da concentração de $\text{NH}_3\text{-N}$ e de $\text{NO}_3\text{-N}$ na SN e na AV. O teor inicial de $4,4 \text{ mgN L}^{-1}$ de $\text{NH}_3\text{-N}$ na AV, foi removido na primeira semana de crescimento das plantas; na SN, como tinha inicialmente o dobro da concentração de $\text{NH}_3\text{-N}$ da AV ($8,8 \text{ mgN L}^{-1}$), este foi esgotado no final da segunda semana. Observou-se também que a remoção dos nutrientes foi igual nos vasos com o mesmo tratamento, mesmo a diferentes níveis de DLI. Os valores finais de $\text{NH}_3\text{-N}$ em todos os vasos com AV cumpriram o limite estabelecido no DL 119/2019 para a reutilização de AR em rega, e também com o VLE para descarga, segundo o DL 236/98.

O teor de $\text{NO}_3\text{-N}$ aumentou ligeiramente em todos os vasos até aos 9 DAT, como verificado anteriormente nos estudos de otimização. Na SN a maior remoção foi nos vasos sujeitos aos maiores níveis de DLI, já na AV não se verificou essa mesma divergência, com a progressão da remoção semelhante em todos os vasos. A AV final obtida da hidroponia cumpriu com o VLE para descarga de AR e também com o VMR de qualidade para rega do DL 236/98, assim como a SN no final do estudo, com exceção do vaso SN.8, uma vez que o VMR é de $50 \text{ mgNO}_3 \text{ L}^{-1}$ e o valor final obtido foi de $66,47 \text{ mgNO}_3 \text{ L}^{-1}$.

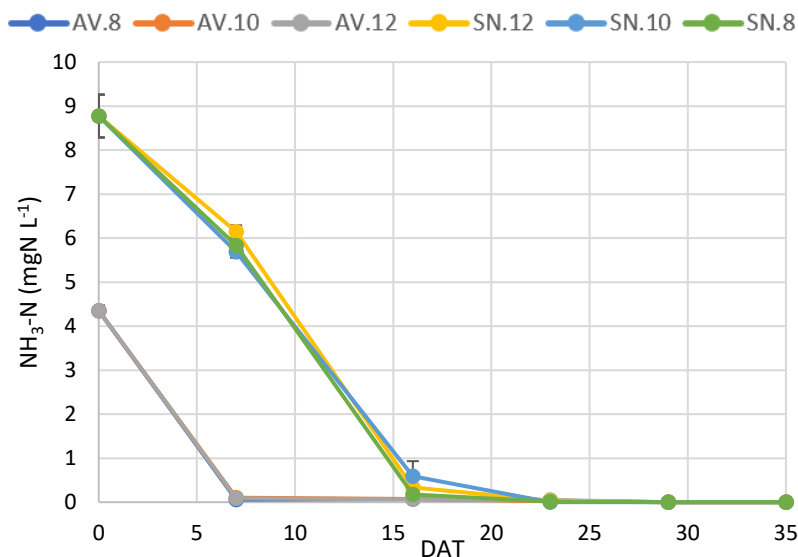


Figura 4.23. Variação de $\text{NH}_3\text{-N}$ durante o crescimento das plantas em AV e em SN no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia.

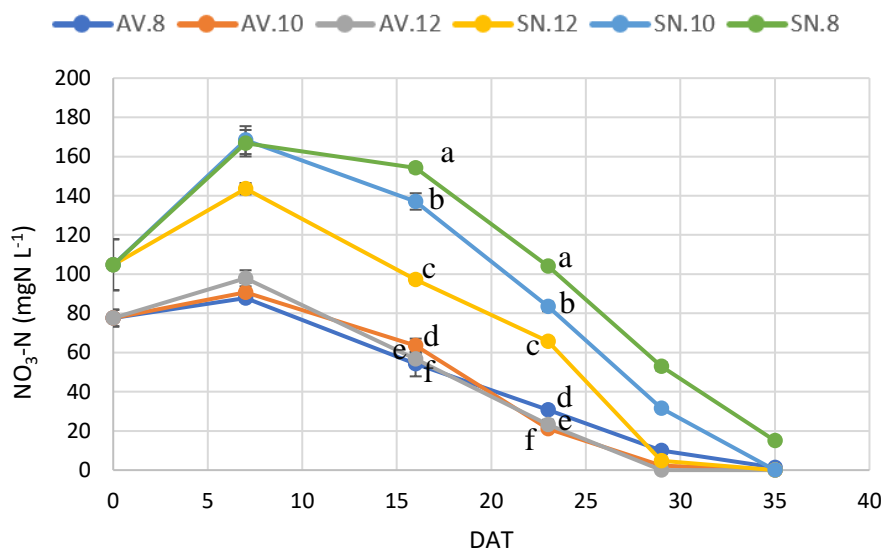


Figura 4.24. Variação de $\text{NO}_3\text{-N}$ durante o crescimento das plantas em AV e em SN no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes no mesmo DAT indicam valores com diferenças significativas (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$).

Fósforo

O consumo de fósforo (P) ao longo do período de crescimento das plantas está apresentado na Figura 4.25. O teor inicial de $\text{PO}_4\text{-P}$ presente na AV de $6,7 \text{ mgP L}^{-1}$, era significativamente inferior à concentração inicial encontrada na SN, $44,4 \text{ mgP L}^{-1}$. O fósforo esgotou-se na AV aos 16 DAT de crescimento, enquanto na SN o seu esgotamento foi verificado aos 29 DAT nos vasos sob maiores níveis de luz fotossintética.

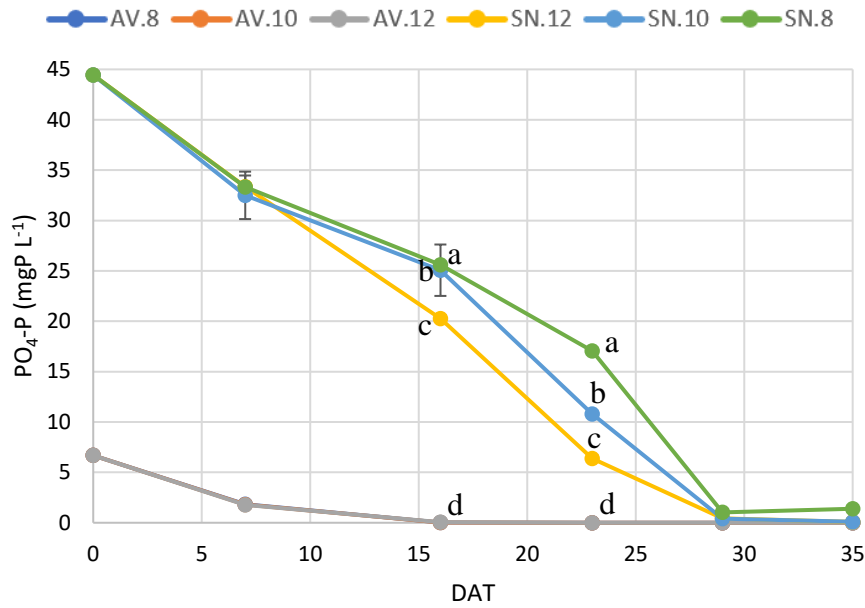


Figura 4.25. Variação de $\text{PO}_4\text{-P}$ durante o crescimento das plantas em AV e em SN no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes no mesmo DAT indicam valores com diferenças significativas (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$).

A Tabela 4.35 apresenta a variação relativa (VR) dos nutrientes no final dos 35 dias. Constata-se que ao fim do tratamento hidropônico foi removida a totalidade de $\text{NH}_3\text{-N}$ e de $\text{PO}_4\text{-P}$ da AV. A remoção de NT foi aparentemente superior na SN, isto porque o esgotamento precoce de fósforo na AV impossibilitou uma boa remoção de azoto até o final do estudo, mas sem qualquer diferença significativa de acordo com a análise estatística ANOVA com teste de Tukey ($p < 0,05$). O $\text{NO}_3\text{-N}$ foi consumido na sua totalidade tanto na AV como na SN, exceto nos vasos onde o DLI era mais baixo, de $8,06 \text{ mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, mas sem qualquer diferença significativa entre os vasos.

Tabela 4.35. Variação relativa de N e de P ao final dos 35 dias do estudo 1 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes na mesma coluna indicam valores com diferenças significativas (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$).

| | DLI ($\text{mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) | NT (%) | $\text{NH}_3\text{-N}$ (%) | $\text{NO}_3\text{-N}$ (%) | $\text{PO}_4\text{-P}$ (%) |
|--|---|----------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|
| AV. 8 | 8.06 | -81 ± 11 a | -100 a | -98 ± 8 a | -100 a |
| AV. 10 | 10.4 | -84 ± 11 a | -100 a | -100 a | -100 a |
| AV. 12 | 12.1 | -85 ± 11 a | -100 a | -100 a | -100 a |
| Início AV (mg L^{-1}) | | 107 ± 9 | 4.4 ± 0.1 | 78 ± 4 | 6.68 ± 0.07 |
| SN. 8 | 8.06 | -93 ± 5 a | -100 a | -86 ± 16 a | -96.8 ± 0.6 b |
| SN. 10 | 10.4 | -98 ± 5 a | -100 a | -100 a | -99.8 ± 0.6 a |
| SN. 12 | 12.1 | -99 ± 5 a | -100 a | -100 a | -99.8 ± 0.6 a |
| Início SN (mg L^{-1}) | | 260 ± 10 | 8.8 ± 0.5 | 105 ± 13 | 44.4 ± 0.2 |

A variação absoluta da CBO₅ e dos SDT, no final do crescimento hidropônico pode ser verificada na Tabela 4.36. O sistema hidropônico conseguiu remover em média 13 mgO₂ L⁻¹, equivalente a 87%, da CBO₅ da AV, e não se observou a influência da luminosidade, ao contrário da remoção de SDT que foi superior nos vasos com mais luz disponível, com uma média de remoção de 452 mg L⁻¹ e 727 mg L⁻¹, correspondendo a 67% e 65%, da AV e da SN, respectivamente. O teor de SST aumentou consideravelmente em todos os vasos, embora sem uma tendência consistente, podendo estar relacionado com os resíduos das raízes que ficaram na água. Verificou-se inicialmente 12,2 mg L⁻¹ de SST na AV e no final do estudo observou-se em AV.8, AV.10 e AV.12 teores de 35,5 mg L⁻¹, 22 mg L⁻¹ e 18,5 mg L⁻¹, respectivamente. Quanto à turvação, inicialmente foi verificado na AV 55 NTU, e a hidroponia conseguiu remover em média 52 NTU da AV, equivalente a 95%.

Tabela 4.36. Variação absoluta da CBO₅ e dos SDT ao final dos 35 dias do estudo 1 de vermifiltração e hidroponia.

| | DLI (mol m ⁻² d ⁻¹) | CBO₅ mgO ₂ L ⁻¹ | SDT mg L ⁻¹ |
|------------------|--|--|----------------------------------|
| AV. 8 | 8.06 | -13 ± 1 | -440 |
| AV. 10 | 10.4 | -12 ± 1 | -453 |
| AV. 12 | 12.1 | -13 ± 1 | -464 |
| Início AV | | 15 ± 1 | 679 |
| SN. 8 | 8.06 | 1.1 ± 0.2 | -662 |
| SN. 10 | 10.4 | 2.10 ± 0.03 | -730 |
| SN. 12 | 12.1 | 1.5 ± 0.1 | -788 |
| Início SN | | 0 | 1126 |

O sistema hidropônico conseguiu amortizar praticamente a totalidade do teor de potássio (K) da AV em todos os vasos, e na SN verificou-se remoções de pelo menos 99% (Tabela 4.37). Quanto ao Ca e Mg, a remoção variou com a disponibilidade de luz fotossintética em cada vaso, e os resultados sugerem que num cenário sem limitação de nutrientes na AV, as remoções destes nutrientes poderiam ser superiores. A remoção média de Ca na AV foi de 65%, superior à remoção relativa de 47% da SN, uma vez que o valor inicial de Ca da SN era muito superior ao do teor da AV. Pela mesma razão, a remoção relativa de Mg foi também superior nos vasos com AV sujeitos às mesmas condições de luminosidade, com uma média de remoção relativa na AV e na SN de 70% e de 37%, respectivamente.

Tabela 4.37. Variação relativa de K, Ca e Mg ao final dos 35 dias do estudo 1 de vermifiltração e hidroponia.

| | K (mgK L ⁻¹) | Ca (mgCa L ⁻¹) | Mg (mgMg L ⁻¹) |
|------------------|------------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|
| AV.8 | -99.5 ± 1 | -57 ± 6 | -64 ± 21 |
| AV.10 | -99.7 ± 0.6 | -68 ± 7 | -70 ± 21 |
| AV.12 | -100 | -68 ± 7 | -75 ± 21 |
| Início AV | 55.94 ± 1.98 | 68.65 ± 3.61 | 10.08 ± 1.71 |
| SN.8 | -99 ± 3 | -39 ± 3 | -34 ± 2 |
| SN.10 | -99 ± 3 | -51 ± 3 | -37 ± 4 |
| SN.12 | -99 ± 3 | -50 ± 3 | -39 ± 2 |
| Início SN | 269 ± 6 | 180 ± 5 | 43.6 ± 0.9 |

Crescimento das plantas e biomassa produzida

Os parâmetros de crescimento das plantas foram monitorizados semanalmente, e em todos os exemplares de cada unidade hidropônica. O crescimento médio do comprimento da raiz e a altura das plantas, o comprimento e diâmetro da maior folha, o diâmetro da folhagem e o número de folhas, observado ao longo do tempo e em cada vaso, estão apresentados nas Figuras 4.26, 4.27 e 4.28, respectivamente.

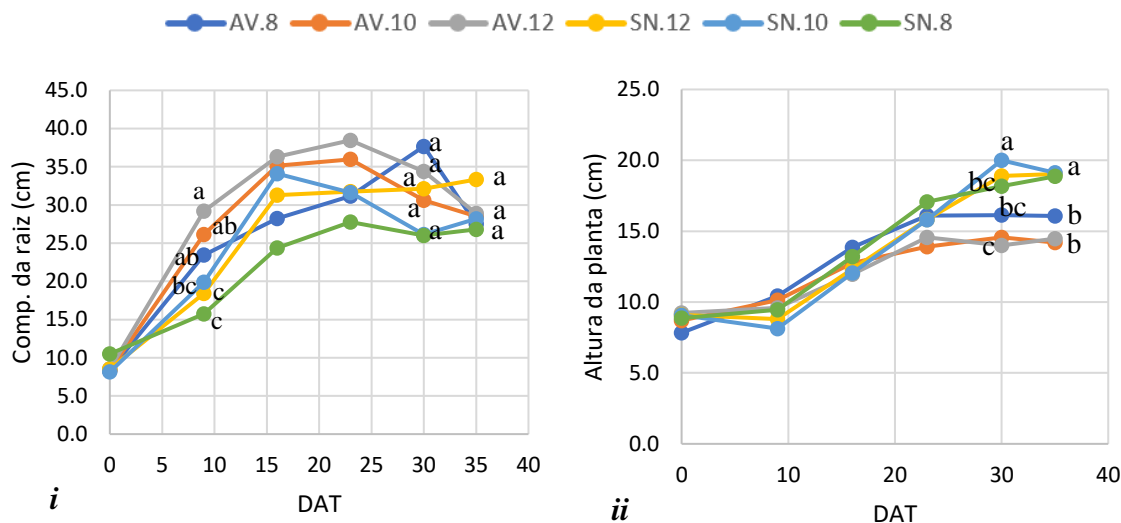


Figura 4.26. Monitorização do comprimento da raiz (i) e altura das plantas (ii) ao longo dos 35 dias do estudo 1 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes no mesmo DAT indicam valores médios com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$).

O crescimento da raiz das plantas começou a se diferenciar entre os tratamentos logo nos primeiros 9 DAT, com as plantas a mostrarem uma boa adaptação à AV. A decadência verificada em AV pode estar relacionada com a ausência de nutrientes na solução e também com a eventual quebra das raízes durante as medições. No final do estudo não se verificaram diferenças significativas entre os tratamentos. As plantas em AV apresentaram um desenvolvimento na altura média semelhante às plantas em SN até os 23 DAT mesmo em condições diferentes de DLI, mas o desenvolvimento estagnou e decaiu nos vasos com AV após esse período, que pode ser atribuída às folhas que murcharam devido à falta de nutrientes na AV. No final do estudo, a altura das plantas foi significativamente superior em SN, mas sem diferenças significativas no mesmo tratamento e com DLI distintos.

Até aos 16 dias de crescimento das plantas, não se verificou diferenças significativas entre o comprimento da maior folha entre os vasos. As diferenças começaram a serem observadas entre os tratamentos aos 23 DAT. Destaca-se que no vaso AV.8, sob $8,06 \text{ mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, o crescimento decorreu de forma contínua até o final dos 35 dias, e que apesar das variações entre os vasos no final do estudo, não se observaram diferenças significativas entre as plantas dos dois tratamentos (ANOVA com teste de Tukey, $p < 0,05$). Relativamente ao diâmetro da maior folha, aos 9 dias de crescimento as plantas em AV apresentaram maior diâmetro do que as plantas em SN, mas a partir 30 DAT e até o final do estudo verificou-se o contrário devido a estagnação e decaimento depois de atingir 13 cm de diâmetro.

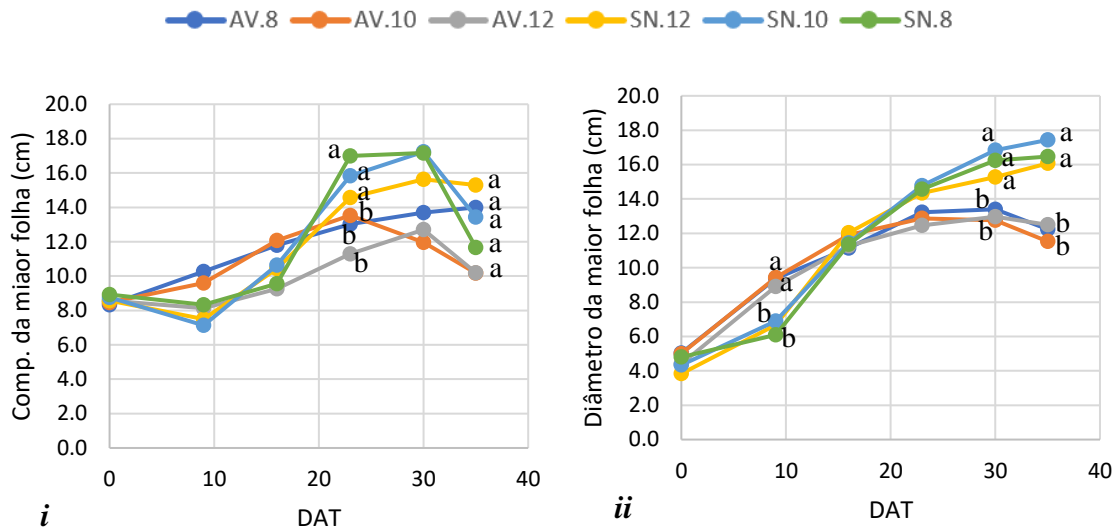


Figura 4.27. Monitorização do comprimento (*i*) e diâmetro da maior folha (*ii*) ao longo dos 35 dias do estudo 1 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes no mesmo DAT indicam valores médios com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$).

Relativamente ao diâmetro da parte área, observou-se um crescimento semelhante em todas as condições de crescimento até o final dos 23 DAT, e aos 35 DAT o crescimento obtido em AV.10 e AV.12 foi estatisticamente diferente do crescimento observado em SN.8 e SN.12. As plantas em AV apresentaram um desenvolvimento no número de folhas semelhante ao verificado em SN.12 até os 30 DAT, no entanto, no final dos 35 DAT o número médio de folhas em SN.12 foi significativamente superior aos valores obtidos nos tratamentos com AV; dentro do mesmo meio de crescimento não se verificou diferenças significativas entre os vasos.

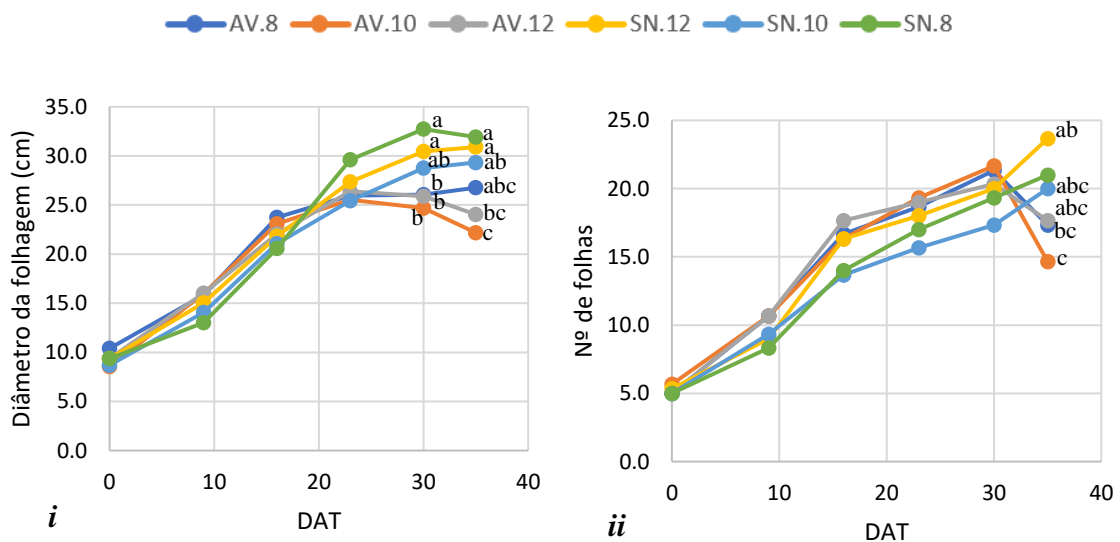


Figura 4.28. Monitorização do diâmetro da folha (*i*) e do nº de folhas (*ii*) das plantas ao longo dos 35 dias do estudo 1 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes no mesmo DAT indicam valores médios com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$).

A produção da biomassa está apresentada na Tabela 4.38 em termos de BS (estimada como 5% da BF), e na Figura 4.29 com base na BF produzida. Mesmo com níveis de DLI diferentes, não se verificaram diferenças significativas na BS e BF produzida nos vasos com AV, mas com diferenças muito significativas quando comparados com a biomassa produzida nos vasos com SN.

Tabela 4.38. Biomassa seca produzida no final dos 35 dias de crescimento do estudo 1 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes indicam valores com diferenças significativas (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$).

| | DLI (mol m ⁻² d ⁻¹) | BS inicial (g) | BS final (g) | Ganho BS (g) | Ganho BS, média ± SD (g) | Ganho BS por vaso (g) |
|--------------|---|----------------------|-----------------|-----------------|--------------------------------|--------------------------|
| AV.8 | 8.06 | 0.26 | 3.85 | 3.59 | 4.38 ± 0.77 c | 13.15 |
| | | 0.25 | 4.68 | 4.43 | | |
| | | 0.27 | 5.39 | 5.13 | | |
| AV.10 | 10.4 | 0.23 | 4.68 | 4.45 | 4.17 ± 0.28 c | 12.52 |
| | | 0.25 | 4.42 | 4.17 | | |
| | | 0.27 | 4.17 | 3.90 | | |
| AV.12 | 12.1 | 0.27 | 4.61 | 4.35 | 4.51 ± 0.54 c | 13.53 |
| | | 0.25 | 4.32 | 4.07 | | |
| | | 0.21 | 5.33 | 5.12 | | |
| SN.8 | 8.06 | 0.24 | 7.82 | 7.59 | 7.85 ± 0.69 b | 23.54 |
| | | 0.24 | 7.57 | 7.33 | | |
| | | 0.21 | 8.84 | 8.63 | | |
| SN.10 | 10.4 | 0.21 | 8.97 | 8.76 | 8.88 ± 0.50 ab | 26.65 |
| | | 0.23 | 9.66 | 9.43 | | |
| | | 0.25 | 8.71 | 8.46 | | |
| SN.12 | 12.1 | 0.31 | 10.23 | 9.91 | 10.00 ± 0.93 a | 30.01 |
| | | 0.27 | 11.24 | 10.97 | | |
| | | 0.22 | 9.34 | 9.12 | | |

A BF média por alface produzida nos vasos AV.8, AV.10 e AV.12 foi, respetivamente, 87,6 g, 83,5 g e 90,2 g, enquanto nas mesmas condições de luminosidade a BF média por alface produzida em SN foi muito superior, com 200 g em SN.12, SN.10 com 177,6 g e SN.8 com 156,9 g. Os resultados mostram alguma carência da AV, comparativamente com a SN, e como verificado nos estudos de otimização, maiores DLI permitiram uma maior produção de biomassa em SN.

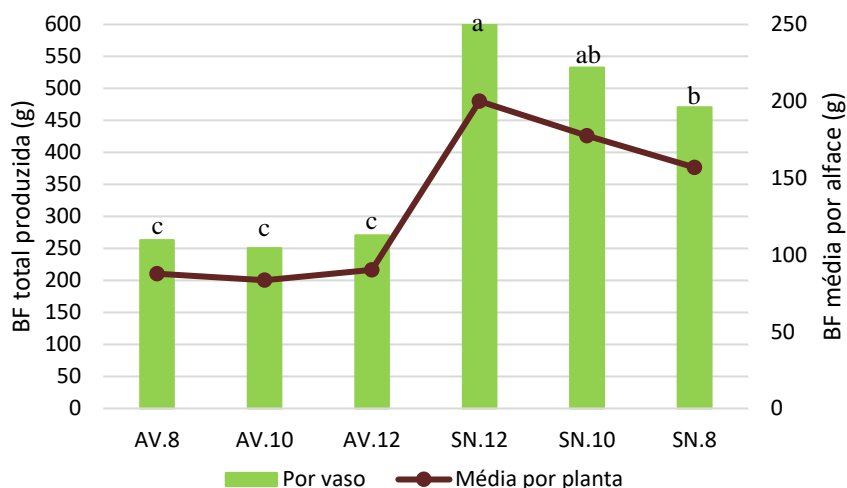


Figura 4.29. BF média por alface e BF total produzida ao final dos 35 dias de crescimento no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia.

O aspeto visual e o crescimento das plantas ao longo do estudo está apresentado na Figura 4.30. Aos 16 dias de crescimento, as plantas em AV apresentaram melhor adaptação e desenvolvimento, e aos 24 DAT o crescimento das plantas já era semelhante em ambos os meios. Depois desse período, as plantas em AV começaram a apresentar carência de nutrientes, nomeadamente o fósforo, além de possivelmente outros que não foram analisados, provocando um desenvolvimento lento, atraso na maturação e a necrose das folhas (murchas e cinzentas) (Aquino, 2014). Aos 30 DAT as carências eram visíveis em todas as plantas em AV, e as diferenças entre o tamanho e biomassa das plantas em AV e SN eram evidentes. No final do estudo, as plantas em SN estavam apelativas e com características comerciais, ao contrário das plantas em AV, onde o aspeto não era muito atrativo (Figura 4.31).

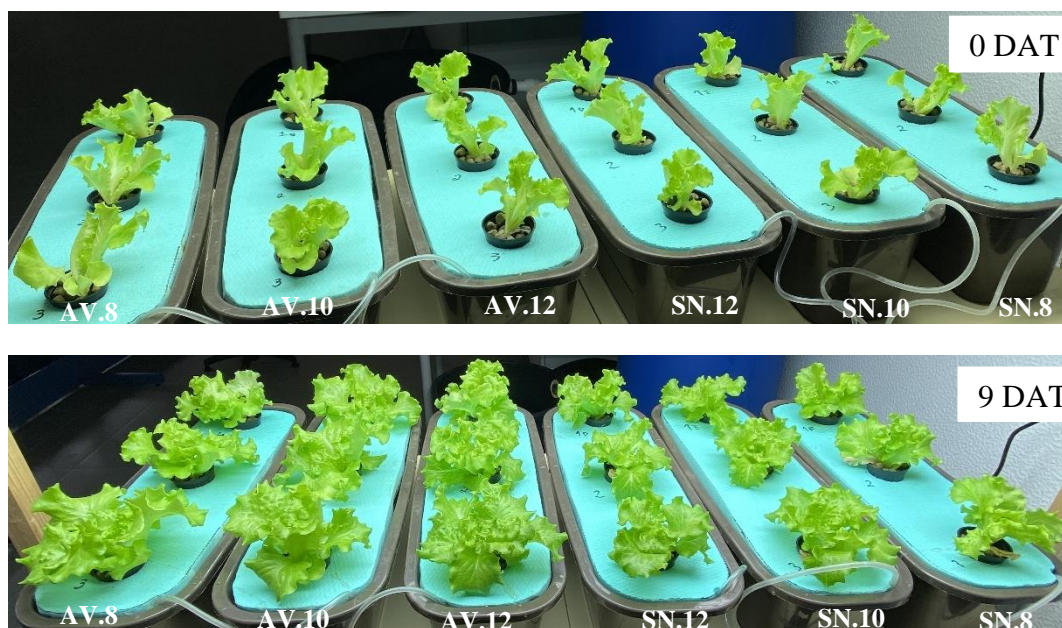




Figura 4.30. Aspeto das plantas ao longo do tempo de crescimento, estudo 1 de vermifiltração e hidroponia (AV nos 3 vasos mais à esquerda, e SN nos 3 vasos mais à direita).



Figura 4.31. Aspetto de uma das melhores alfaces crescida em AV ao final dos 35 dias, no estudo 1 de vermifiltração e hidroponia.

Os resultados mostram que é viável a produção hidropônica de alface em AV, mas a quantidade de nutrientes presente na água pode não ser suficiente para promover um crescimento adequado das plantas até o final do período de crescimento de 35 dias. Se a produção com qualidade for um requisito complementar com o tratamento de AR, então os resultados sugerem que uma melhor produtividade poderá ser alcançada por suplementação da AV com uma seleção de nutrientes adequada, ou por substituição periódica da AV. Contudo, as implicações destas opções no tratamento da água devem ser avaliadas.

Destino e viabilidade de reutilização da água tratada

A Tabela 4.39 permite verificar que os parâmetros analisados no final do estudo de tratamento da AR suinícola primeiramente por vermifiltração e posteriormente através da hidroponia em diferentes níveis de DLI ($8,06 \text{ mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, $10,4 \text{ mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $12,1 \text{ mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), estavam em conformidade com os requisitos de qualidade das águas destinadas à rega, de acordo com o DL 236/98, considerando ausência de coliformes fecais, pois como já discutido não foram detetados na AR bruta usada. A SN também poderia ser reutilizada em rega, exceto a do tratamento SN.8, uma vez que esteve ligeiramente acima do VMR estabelecido para o $\text{NO}_3\text{-N}$. Todos os parâmetros analisados na água tratada através de vermifiltração e hidroponia, cumpriram o VLE do DL 236/98 para descarga da AR tratada, em exceção do NT, que se estima que cumpriria caso o estudo fosse prolongado em mais alguns dias.

De acordo com as normas de qualidade de AR tratada para reutilização em rega do DL 119/2019, parâmetros como a CBO_5 e a turvação classificariam a AV como classe A e pelos SST a AV teria uma classe B. Apesar de o valor final de NT ser ligeiramente superior ao limite recomendado (15 mg N L^{-1}), é um parâmetro facultativo, e que poderá ser aplicável em alguns projetos de rega para minimização dos riscos de formação de biofilmes e obstrução dos sistemas de rega.

Tabela 4.39. Comparação da água residual tratada por vermifiltração e hidroponia e da SN no final do estudo 1, com o VMR de qualidade das águas destinadas à rega e com o VLE para descarga de águas residuais do DL 236/98.

| | VMR (Rega) | VLE (Descarga) | AV.8 | AV.10 | AV.12 | SN.12 | SN.10 | SN.8 |
|---|-------------------|-----------------------|-------------|--------------|--------------|--------------|--------------|-------------|
| pH | 6.5 - 8.4 | 6.0 - 9.0 | 7.9 | 7.8 | 7.8 | 7.7 | 7.7 | 8 |
| EC dS m⁻¹ | 1 | - | 0.48 | 0.45 | 0.43 | 0.68 | 0.79 | 0.93 |
| NT (mgN L⁻¹) | - | 15 | 19.6 ± 0.3 | 16.9 ± 0.3 | 16.4 ± 0.2 | 0.50 ± 0.02 | 3.9 ± 0.1 | 17.2 ± 0.2 |
| NH₄-N (mgNH₄ L⁻¹) | - | 10 | < LQ | < LQ | < LQ | < LQ | < LQ | < LQ |
| NO₃-N (mgNO₃ L⁻¹) | 50 | 50 | 5.5 ± 0.1 | < LQ | < LQ | < LQ | < LQ | 66.5 ± 0.2 |
| PT (mgP L⁻¹) | - | 10 | < LQ | < LQ | < LQ | 0.1 ± 0.1 | 0.1 ± 0.1 | 1.2 ± 0.1 |
| CBO₅ (mgO₂ L⁻¹) | - | 40 | 1.72 ± 0.06 | 2.6 ± 0.1 | 1.6 ± 0 | 1.5 ± 0.1 | 2.10 ± 0.03 | 1.1 ± 0.2 |
| SDT (mg L⁻¹) | 640 | - | 239 | 226 | 215 | 338 | 396 | 464 |
| SST (mg L⁻¹) | 60 | 60 | 35.5 ± 0.1 | 22 ± 3 | 18.5 ± 0.7 | 9.8 ± 1.4 | 5 ± 4 | 3.8 ± 1.4 |

LQ. Limite de Quantificação

Considerando a ausência de *E. coli* na água, uma vez que não foi detetada na AR suinícola bruta utilizada no estudo, pode ser concluído que a AR suinícola tratada por vermifiltração e hidroponia teria uma classe B, podendo ser reutilizada em rega de jardins com restrição de acesso, incluindo áreas de lazer e desportivas; em rega de culturas agrícolas não destinadas ao consumo humano ou animal de produção de leite ou carne, exceto suínos; rega de culturas consumidas em cru, que crescem acima do solo e que a parte comestível não está em contacto direto com a água. Ainda no âmbito do DL 119/2019, a água tratada também poderia ser reutilizada na lavagem de ruas e veículos, em autoclismos, no combate a incêndios e como água de arrefecimento.

4.2.3.2. Estudo 2: Hidroponia em água vermifiltrada suplementada com nutrientes

O estudo anterior permitiu, para além de avaliar o tratamento da AR suinícola por vermifiltração e hidroponia, acompanhar o crescimento de alface em AV, tendo-se verificado que o P foi um nutriente limitante, especialmente no que respeita ao crescimento das plantas. Os teores médios dos nutrientes verificados na AV, nomeadamente P, K, Ca e Mg estavam relativamente abaixo dos teores encontrados na SN utilizada.

Perante as carências nutritivas da AV, e com a finalidade de garantir que as concentrações não seriam limitantes a uma boa absorção de N e P, e desta forma tentar melhorar a tratabilidade do efluente vermifiltrado e paralelamente produzir alface com biomassa considerável e de bom aspeto no final do período de crescimento, optou-se por suplementar a AV com P e outros macro e micronutrientes, conforme discutido na metodologia (ver secção 3.3.2. Experiências). Desta forma, realizou-se um novo estudo para avaliar o tratamento da AR suinícola através do crescimento de alface em água vermifiltrada suplementada (AVS), com a SN e AV como controlos. A Tabela 4.40 compara as concentrações dos nutrientes nas 3 condições de crescimento com os teores recomendados para o cultivo de alface de acordo com Furlani et al. (1999).

Tabela 4.40. Comparação das concentrações de P, K, Ca e Mg entre os tratamentos (AV, SN e AVS) com as concentrações recomendadas de Furlani et al. (1999) para o cultivo de alface.

| Concentração (mg L ⁻¹) | P | K | Ca | Mg |
|------------------------------------|----|-----|-----|----|
| Concentração recomendada | 39 | 183 | 142 | 38 |
| AV | 4 | 146 | 73 | 17 |
| SN | 42 | 313 | 181 | 46 |
| AVS | 33 | 164 | 154 | 44 |

Convém recordar que, nesta segunda experiência de tratamento de AR por vermifiltração e hidroponia (E2VH), estudou-se em duplicado o crescimento hidropónico de alface e a remoção de nutrientes em 3 tratamentos (AV, AVS e SN) com 2 L de solução por planta.

Os vasos estiveram sujeitos a níveis médios iguais de radiação, com um DLI de aproximadamente $11 \text{ mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, eliminando-se assim a influência da radiação na eficiência de tratamento entre unidades hidropônicas. Os resultados por tratamento estão apresentados como a média e desvio padrão de quadruplicados.

Qualidade da água e absorção de nutrientes

A variação da temperatura da água e do pH está apresentada na Figura 4.32. Ao longo dos 35 DAT não se verificou variações bruscas na temperatura da água, tendo esta variado entre $19,1 \text{ }^\circ\text{C}$ e $21,5 \text{ }^\circ\text{C}$, dentro da gama ideal considerada por Ilahi et al. (2017), com uma temperatura média no tratamento AV de $20,4 \text{ }^\circ\text{C}$, $20,3 \text{ }^\circ\text{C}$ em SN e $20,1 \text{ }^\circ\text{C}$ em AVS. A água perdida semanal por evapotranspiração neste estudo foi de $1,4 \text{ L}$ em AV, $1,3 \text{ L}$ em SN e $1,6 \text{ L}$ em AVS (com $n = 2$). O pH foi corrigido pontualmente em todos os tratamentos para valores próximos da gama $6,5$ a 7 , de forma a garantir uma boa absorção dos nutrientes. Desta vez, o pH inicial da AV de $6,1$, igual ao verificado na AVS, foi mais baixo do que na SN ($6,85$) e da AV utilizada no estudo anterior. Aos 17 DAT, o pH já se encontrava fora da gama recomendada, e a sua correção com ácido sulfúrico começou a ser feita somente a partir do dia 22 DAT. No final do estudo, o pH da AV e da AVS cumpriu com o VMR, e a SN com o valor máximo admissível (VMA) do DL 236/98.

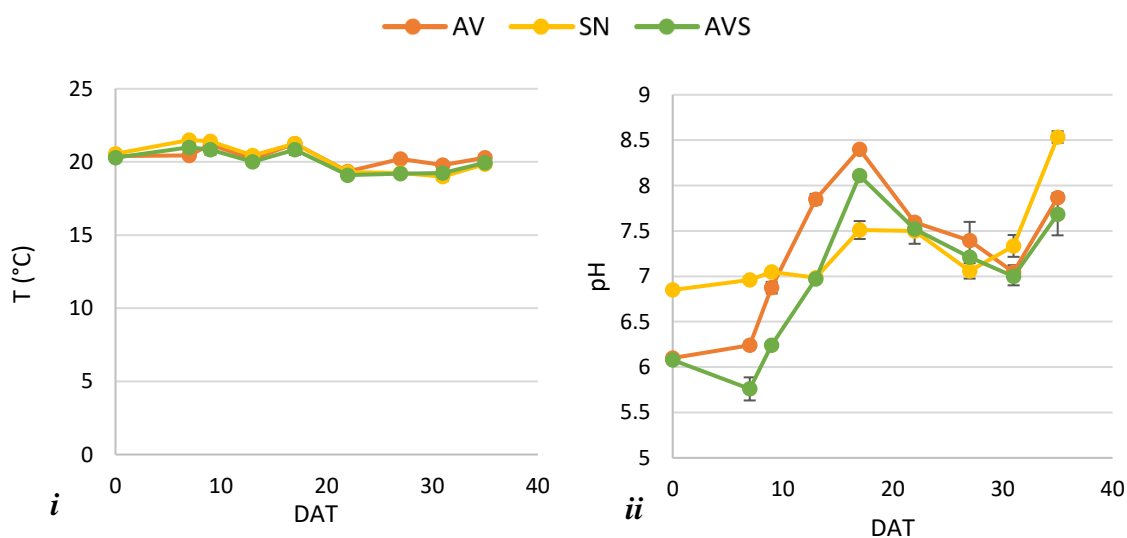


Figura 4.32. Variação da T (i) e do pH (ii) durante o crescimento das plantas em AV, SN e AVS no estudo 2 de vermifiltração e hidroponia.

Como esperado, os valores iniciais de EC e SDT foram inferiores na AV, respetivamente $1,52 \text{ dS m}^{-1}$ e 1086 mg L^{-1} e superiores na SN, $2,56 \text{ dS m}^{-1}$ e 1865 mg L^{-1} ; na AVS os valores estavam próximos aos valores iniciais da SN, respetivamente, $2,27 \text{ dS m}^{-1}$ e 1661 mg L^{-1} , o que indica que a concentração inicial de nutrientes na AVS era significativamente superior do que na AV. Por estarem relacionados, a variação destes dois parâmetros foi idêntica ao longo do tempo (Figura 4.33). No final do estudo todos os tratamentos cumpriram com o VMR de qualidade de água para rega (DL 236/98) quanto à EC, mas apenas a AV cumpriu com o VMR para os SDT, com a AV e a AVS com concentração superior ao limite de 640 mg L^{-1} , respetivamente, 759 mg L^{-1} e 788 mg L^{-1} .

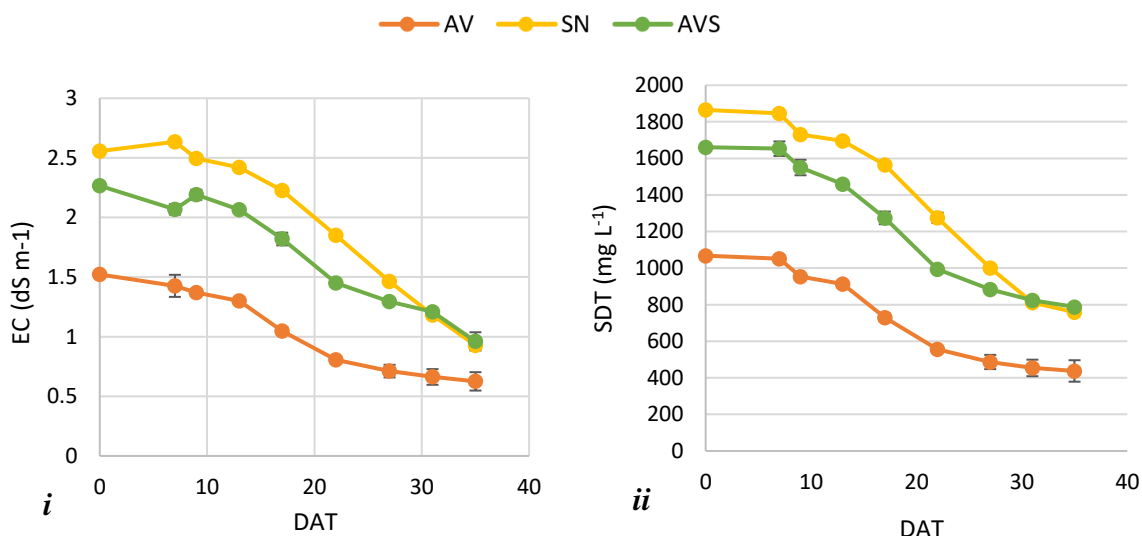


Figura 4.33. Variação da EC (i) e dos SDT (ii) durante o crescimento das plantas em AV, SN e AVS no estudo 2 de vermifiltração e hidroponia.

Azoto total, amónio, nitratos e fósforo

A variação da concentração de NH₃-N ao longo do crescimento das plantas está apresentada na Figura 4.34. O teor inicial de NH₃-N da AV e da AVS de 7,4 mgN L⁻¹, era superior ao teor na AV usada no E1VH, mas ainda inferior à quantidade que se encontrava na SN, de 10,8 mgN L⁻¹. Aos 14 DAT o NH₃-N encontrava-se esgotado na AV e na AVS, e aos 21 DAT na SN.

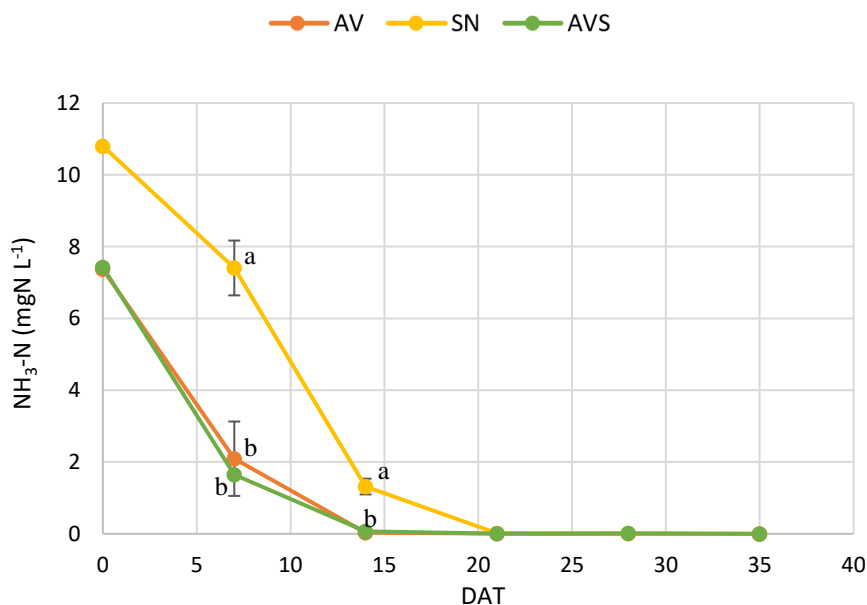


Figura 4.34. Variação do NH₃-N durante o crescimento das plantas em AV, SN e AVS no estudo 2 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes no mesmo DAT indicam valores médios com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$).

Assim como nos estudos anteriores, verificou-se um aumento da concentração de $\text{NO}_3\text{-N}$ na primeira semana na SN, e também na AVS (Figura 4.35), e nota-se que a taxa do seu consumo em SN foi relativamente superior ao observado nos restantes tratamentos. Apesar de a concentração inicial de $\text{NO}_3\text{-N}$ ter sido praticamente igual na AV e na AVS, este nutriente esgotou-se primeiro na AVS aos 28 DAT, enquanto na AV ainda havia 5 mgN L^{-1} no final dos 35 DAT. Esta ocorrência pode estar relacionada com o esgotamento do fósforo na AV por volta dos 21 DAT, reduzindo assim a taxa de absorção de $\text{NO}_3\text{-N}$. Na AVS ainda existia cerca de $2,3 \text{ mgP L}^{-1}$ no final do estudo (Figura 4.36), isto porque o teor inicial de P na AV, $4,2 \text{ mgP L}^{-1}$, era significativamente inferior à concentração inicial de $33,2 \text{ mgP L}^{-1}$ na AVS, e à concentração de $41,5 \text{ mgP L}^{-1}$ na SN. O teor de P na AVS era inferior ao da SN porque na suplementação da AV, a concentração de P foi corrigida para ter uma razão N/P próxima à da SN.

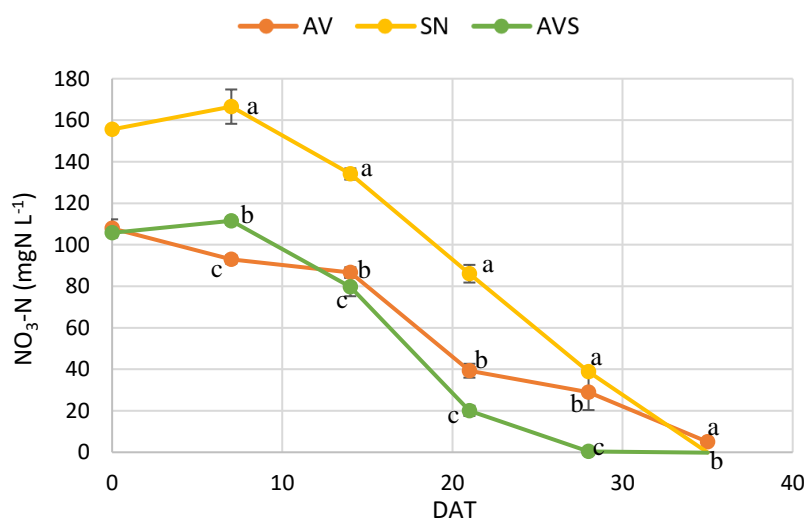


Figura 4.35. Variação do $\text{NO}_3\text{-N}$ durante o crescimento das plantas em AV, SN e AVS no estudo 2 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes no mesmo DAT indicam valores médios com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$).

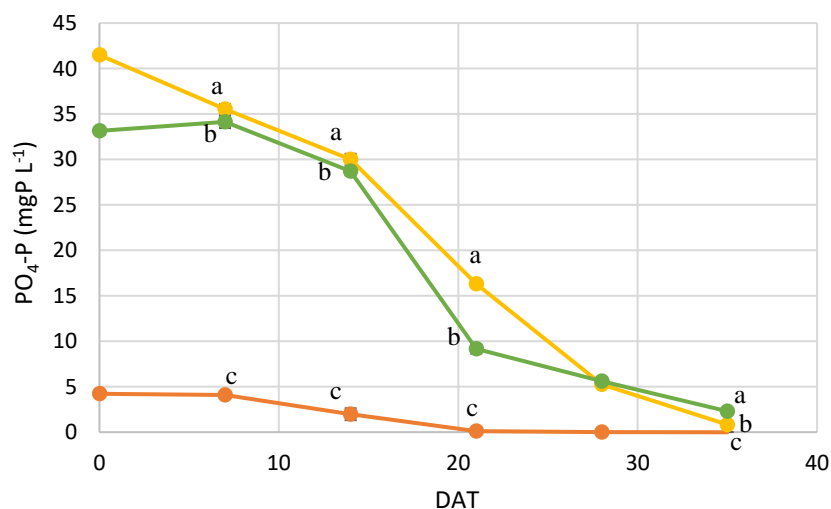


Figura 4.36. Variação do $\text{PO}_4\text{-P}$ durante o crescimento das plantas em AV, SN e AVS no estudo 2 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes no mesmo DAT indicam valores médios com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$).

A concentração de $\text{NO}_3\text{-N}$ no final do estudo, foi estatisticamente superior na AV, mas os três tratamentos cumpriram com o VMR de qualidade da água destinada à rega do DL 236/98. A AV e a AVS cumpriram com o VLE de $\text{NO}_3\text{-N}$ e de PT para descarga de ARs (DL 236/98) e com os requisitos de qualidade de água para reutilização em rega do DL 119/2019. Embora não tenha sido determinado o PT, mas espera-se que seja próximo ao valor de $\text{PO}_4\text{-P}$, considerando uma relação PO_4/PT de 89%, de acordo como os resultados obtidos no estudo de Ispolnov et al. (2021).

A variação dos nutrientes e de CBO_5 , SST e turvação, ao final dos 35 DAT, está apresentada nas Tabelas 4.41 e 4.42. Verifica-se que o amônio foi totalmente consumido nos três tratamentos; em AV as plantas removeram a totalidade de fósforo, e apenas 98% e 93% da quantidade presente inicialmente na SN e na AVS, respetivamente, com a eficiência de remoção em AV e SN a ser significativamente superior à eficiência em AVS. No caso do $\text{NO}_3\text{-N}$, a remoção foi total na AVS e na SN, e 95% na AV, contudo sem diferença estatisticamente significativa entre tratamentos. Quanto ao NT, a remoção na AV e na AVS foi de 88%, superior à eficiência obtida no primeiro estudo em AV, mesmo com um DLI inferior de $11 \text{ mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Não houve diferenças significativas entre os três tratamentos relativamente à remoção de NT, de acordo com a análise estatística ANOVA com teste de Tukey ($p < 0,05$). No geral, os resultados obtidos no final dos 35 DAT mostram que não houve grandes diferenças entre as eficiências de remoção de N e de P entre o tratamento com AVS e AV, tendo variado apenas relativamente ao $\text{PO}_4\text{-P}$, mas isto devido às diferentes concentrações iniciais nas soluções.

Tabela 4.41. Variação relativa de N e de P ao final dos 35 dias no estudo 2 de vermifiltração e hidroponia (média \pm DP; $n = 4$). Letras diferentes na mesma coluna indicam valores médios com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$).

| | | NT (mgN L^{-1}) | $\text{NO}_3\text{-N}$ (mgN L^{-1}) | $\text{NH}_3\text{-N}$ (mgN L^{-1}) | $\text{PO}_4\text{-P}$ (mgP L^{-1}) |
|-----|--------|-------------------------------|---|---|---|
| AV | VR (%) | -88 ± 9 a | -95 ± 6 a | -100 a | -100 a |
| | Início | 106 ± 5 | 108 ± 5 | 7.4 ± 0.1 | 4.3 ± 0.1 |
| SN | VR (%) | -98 ± 9 a | -100 a | -100 a | -98.0 ± 0.6 a |
| | Início | 152 ± 9 | 155.6 ± 0.7 | 10.80 ± 0.05 | 41.5 ± 0.1 |
| AVS | VR (%) | -88 ± 3 a | -100 a | -100 a | -93 ± 2 b |
| | Início | 112 ± 2 | 106 ± 2 | 7.43 ± 0.02 | 33.16 ± 0.39 |

Apesar de a concentração inicial de CBO_5 ser baixa, a hidroponia ainda conseguiu remover algum teor de matéria orgânica de ambas as águas vermifiltradas ao final dos 35 DAT. Os SDT foram reduzidos em 631 e 873 mg L^{-1} da AV e da AVS, respetivamente, e também, grande parte dos SST, cerca de 18 mg L^{-1} tanto da AV como da AVS, com eficiências de 82% e 89%, sendo o teor inicial de 22 mg L^{-1} e 20 mg L^{-1} , respetivamente. A turvação foi reduzida em 88% na AV e 95% na AVS, com um teor inicial superior na AVS de 20 NTU e de apenas 12 NTU na AV. Para estes parâmetros, tanto a AV e a AVS cumpriram com o VMR de qualidade de água para rega e o VLE para descarga de acordo com o DL 236/98.

Tabela 4.42. Variação absoluta da CBO₅ e dos SDT ao final dos 35 dias do estudo 2 de vermifiltração e hidroponia (média ± DP; n = 4).

| | | CBO ₅ (mgO ₂ L ⁻¹) | SDT (mg L ⁻¹) |
|-----|--------|---|------------------------------|
| AV | VA | -3 ± 1 | -631 |
| | Início | 5 ± 1 | 1068 |
| SN | VA | 0.5 ± 0.8 | -1106 |
| | Início | 1.5 ± 0.1 | 1865 |
| AVS | VA | -1.2 ± 0.3 | -873 |
| | Início | 3.68 ± 0.04 | 1661 |

A Tabela 4.43 apresenta a variação relativa dos metais ao final dos 35 DAT, tendo-se verificado a remoção da totalidade do potássio em todos os meios de crescimento. A remoção relativa de cálcio na AV foi significativamente inferior à remoção obtida na AVS e na SN, mas relativamente ao magnésio verificou-se o contrário, com uma eficiência de remoção de 91% na AV, e de apenas 34% na AVS e na SN, resultados que eram expectáveis face aos valores iniciais significativamente mais baixos de cálcio e magnésio na AV.

Tabela 4.43. Variação relativa de K, Ca e Mg ao final dos 35 dias do estudo 2 de vermifiltração e hidroponia (média ± DP; n = 4). Letras diferentes na mesma coluna indicam valores médios com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; p < 0,05).

| | | K (mgK L ⁻¹) | Ca (mgCa L ⁻¹) | Mg (mgMg L ⁻¹) |
|-----|--------|-----------------------------|-------------------------------|-------------------------------|
| AV | VR (%) | 99 ± 1 a | -21 ± 16 b | -91 ± 7 a |
| | Início | 145.6 ± 0.7 | 73 ± 2 | 17.3 ± 0.4 |
| SN | VR (%) | 100 a | -32 ± 3 a | -34 ± 2 b |
| | Início | 313.35 ± 0.08 | 181.1 ± 0.9 | 46.29 ± 0.04 |
| AVS | VR (%) | 100 a | -27 ± 3 a | -34 ± 2 b |
| | Início | 164 ± 2 | 154 ± 4 | 43.8 ± 0.7 |

Crescimento das plantas e biomassa produzida

As Figuras 4.37, 4.38 e 4.39 apresentam respetivamente o crescimento médio das plantas em AV, SN e AVS, em termos de comprimento da raiz e altura da planta, comprimento e diâmetro da maior folha, e do diâmetro foliar e número de folhas. Observou-se um maior crescimento inicial das alfaces na AV e na AVS, nomeadamente em termos de comprimento da raiz, atingindo no final do estudo, sem qualquer diferença significativa 34,3 cm em AVS, 31,5 cm em AV e 26,4 cm em SN. Não se verificaram diferenças significativas entre a altura das plantas em AVS e em SN no final dos 35 DAT, que foi ligeiramente superior à altura das plantas em AV.

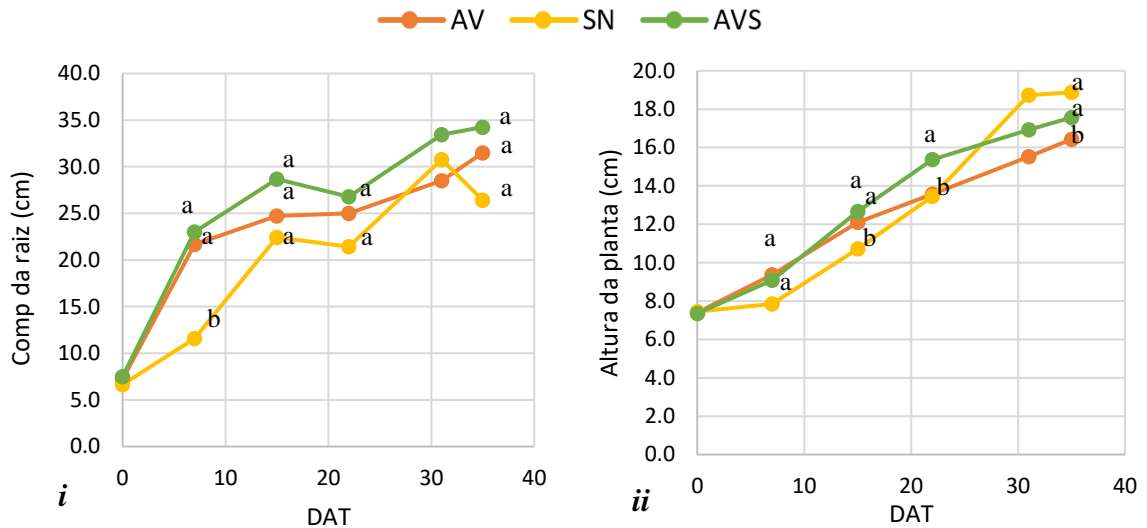


Figura 4.37. Monitorização do comprimento da raiz (i) e da altura das plantas (ii) ao longo dos 35 dias, em AV, SN e AVS, do estudo 2 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes no mesmo DAT indicam valores médios com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$).

Observou-se maior comprimento e diâmetro foliar em AV e em AVS na primeira semana de estudo, e um decréscimo no comprimento da maior folha foi verificado aos 21 DAT nos dois tratamentos com água vermifiltrada, mais pronunciado na AV. No final do estudo, o comprimento e o diâmetro da maior folha em SN foram significativamente superiores aos verificados na AV, mas não significativamente diferentes dos observados na AVS.

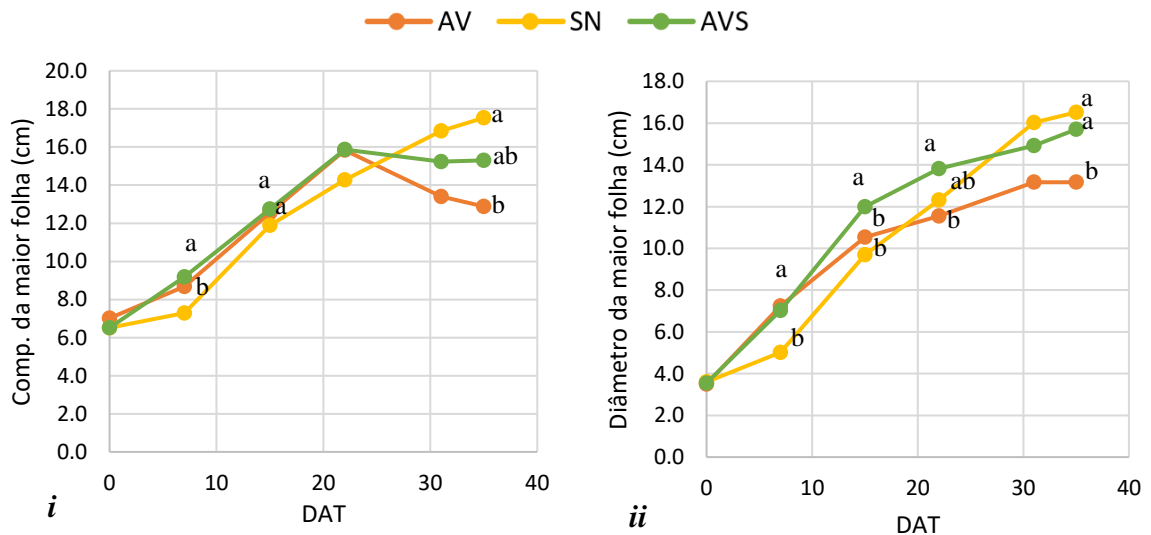


Figura 4.38. Monitorização do comprimento (i) e diâmetro da maior folha (ii) ao longo dos 35 dias, em AV, SN e AVS, do estudo 2 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes no mesmo DAT indicam valores médios com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$).

O diâmetro da folhagem até os 21 DAT foi superior nas plantas em AVS e em AV, apesar da estagnação e decaimento no crescimento das plantas em AV depois dos 14 DAT. Quanto ao número de folhas, foram ligeiras as diferenças entre as plantas ao longo do estudo e observou-se um decréscimo em todos os tratamentos a partir dos 21 DAT. No final do

estudo as plantas em AV denotaram, contudo, um número médio de folhas significativamente inferior ao valor observado em AVS. Entre a AVS e a SN não se constatou diferenças significativas.

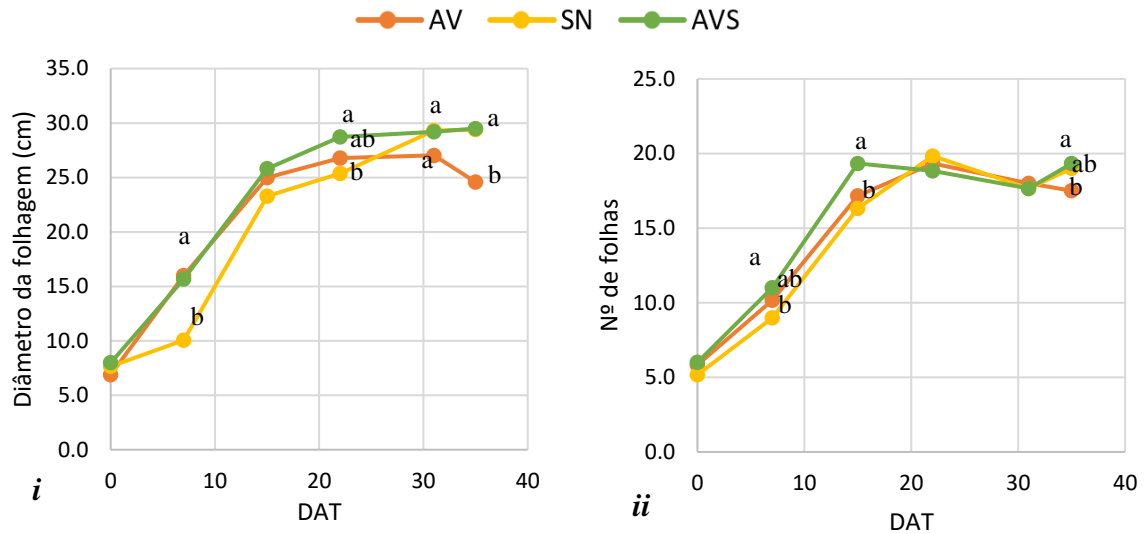


Figura 4.39. Monitorização do diâmetro da folhagem (i) e do nº de folhas (ii) das plantas ao longo dos 35 dias, em AV, SN e AVS, do estudo 2 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes indicam valores médios com diferença significativa (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$).

No geral, a monitorização dos parâmetros de crescimento ao fim dos 35 DAT não mostrou diferenças significativas entre as plantas em SN e em AVS, mas foram significativamente superiores às plantas em AV. Os resultados evidenciam que a suplementação da água vermifiltrada conseguiu proporcionar um crescimento adequado e proporcional das alfaces, tal como na SN utilizada.

A Tabela 4.44 apresenta a BS produzida no final dos 35 dias, e a Figura 4.40 mostra a BF produzida por tratamento. Não se constatarem diferenças significativas entre a BS e a BF média produzida por alface em AVS e em SN, apesar de se observar maior ganho total de biomassa na SN; a biomassa total e média produzida em AV foi significativamente inferior à produzida nos restantes tratamentos.

Tabela 4.44. Biomassa seca (BS) produzida no final dos 35 dias de crescimento no estudo 2 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes indicam valores com diferenças significativas (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$).

| | BS inicial (g) | BS final (g) | Ganho BS (g) | Ganho BS, média \pm SD (g) | Ganho BS por vaso (g) |
|-----|-------------------|-----------------|-----------------|---------------------------------|--------------------------|
| AV | 0.17 | 3.52 | 3.35 | 5.13 \pm 1.16 b | 30.75 |
| | 0.17 | 5.13 | 4.96 | | |
| | 0.17 | 5.25 | 5.07 | | |
| | 0.17 | 6.63 | 6.46 | | |
| | 0.16 | 6.50 | 6.34 | | |
| | 0.14 | 4.71 | 4.57 | | |
| SN | 0.17 | 9.10 | 8.93 | 8.84 \pm 1.66 a | 53.06 |
| | 0.14 | 7.87 | 7.73 | | |
| | 0.14 | 10.16 | 10.02 | | |
| | 0.17 | 10.19 | 10.02 | | |
| | 0.18 | 10.47 | 10.28 | | |
| | 0.15 | 6.23 | 6.08 | | |
| AVS | 0.18 | 6.33 | 6.16 | 7.81 \pm 1.25 a | 46.86 |
| | 0.18 | 8.33 | 8.15 | | |
| | 0.19 | 9.03 | 8.84 | | |
| | 0.15 | 9.46 | 9.31 | | |
| | 0.16 | 8.03 | 7.86 | | |
| | 0.17 | 6.71 | 6.54 | | |

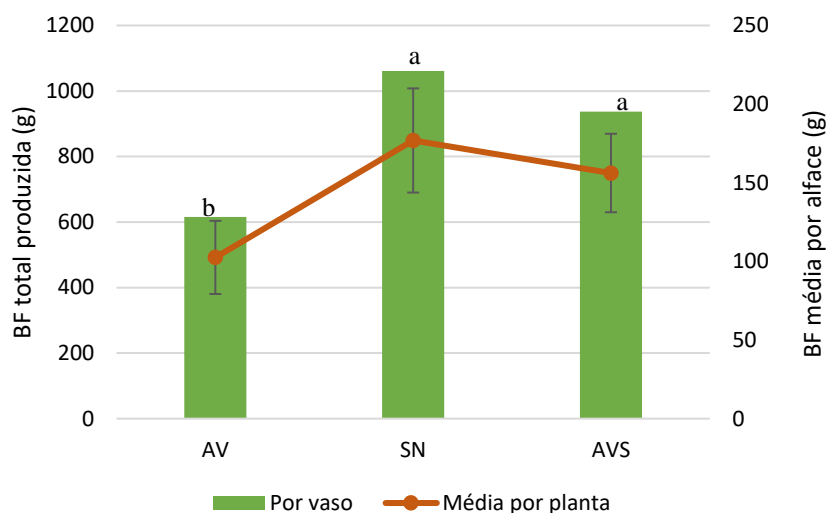


Figura 4.40. BF média e total produzida ao final dos 35 dias de crescimento em AV, SN e AVS, do estudo 2 de vermifiltração e hidroponia. Letras diferentes indicam valores com diferenças significativas (ANOVA com teste de Tukey; $p < 0,05$).

O crescimento das alfaces foi semelhante em todos os tratamentos, e até os 27 DAT não se observaram diferenças visuais, como se pode observar na Figura 4.41. Constatou-se que o aspeto final das alfaces em AV foi melhor do que o obtido no tratamento anterior, isto porque a AV se apresentou com melhores níveis de nutrientes como N, K e Ca, além do DLI de $11 \text{ mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ que mostrou ser ideal para permitir um bom crescimento em AV; e não houve diferenças no aspeto entre as alfaces em SN e AVS, com todos os exemplares com aspeto comercialmente atrativo (Figura 4.42).

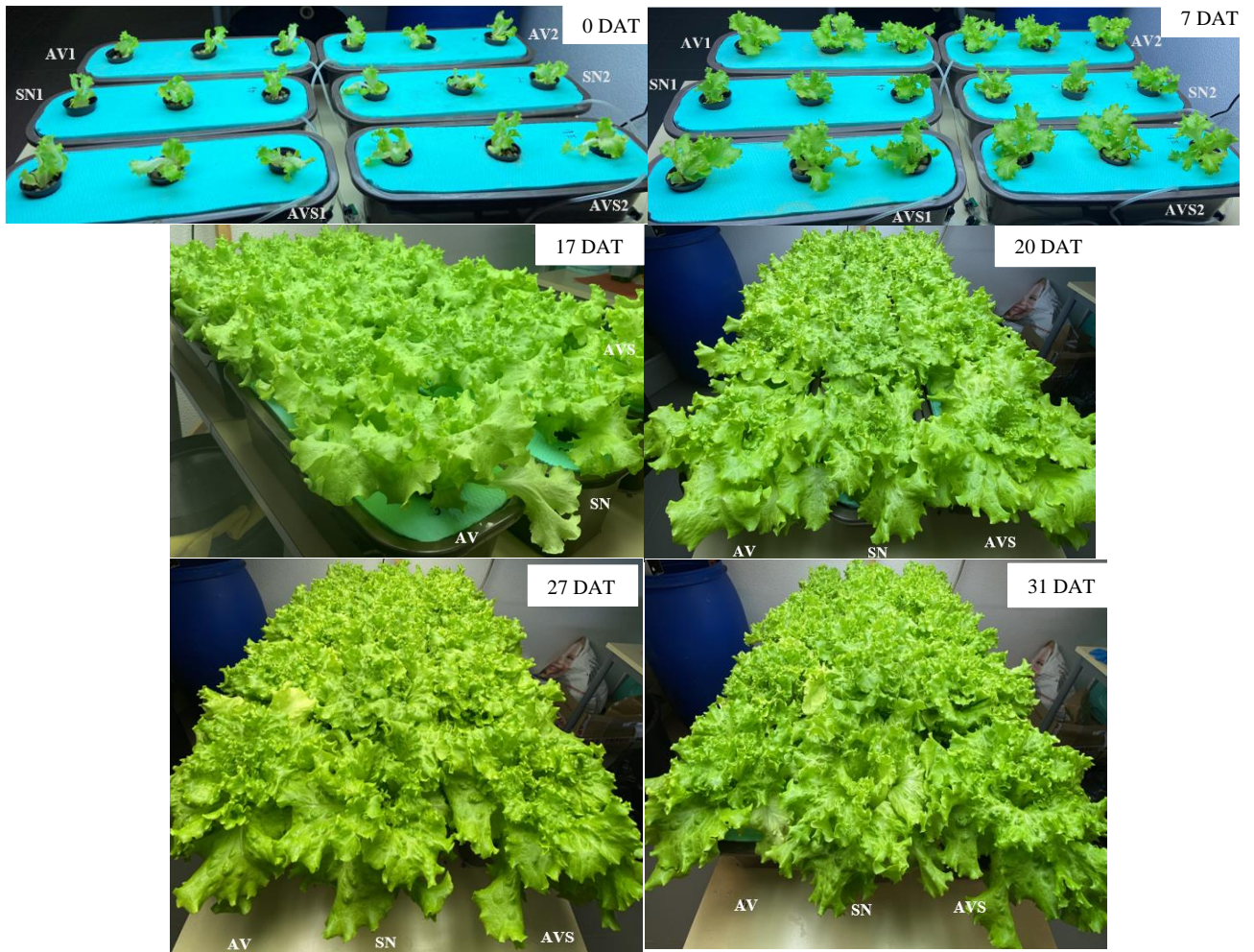


Figura 4.41. Aspeto das plantas ao longo do tempo de crescimento, em AV, SN e AVS, do estudo 2 de vermifiliação e hidroponia.





Figura 4.42. Aspetto das alfaces em AV, SN e AVS no final dos 35 dias de crescimento do estudo 2 de vermifiltração e hidroponia.

Análises microbiológicas

A análise de indicadores microbiológico, nomeadamente os coliformes totais com a contagem de *E. coli*, foi realizada no início e no fim do crescimento hidropónico. Os resultados, apresentados na Tabela 4.45, indicam que a hidroponia aumentou a concentração de coliformes totais e de *E. coli* na AV e também na AVS. A mesma situação foi observada no estudo anterior de Ispolnov et al. (2021). Este aumento sugere que a hidroponia não foi eficaz na remoção destes microrganismos, podendo pelo contrário promover o seu desenvolvimento, e que é necessário ter este aspeto em atenção na utilização do efluente hidropónico.

Tabela 4.45. Variação dos coliformes totais e *E. coli* da AV e da AVS no final da hidroponia (média \pm DP).

| | | AV | AVS |
|---|--------|----------------|----------------|
| Coliformes Totais UFC/100 mL | Início | 3500 \pm 16 | |
| | Fim | 6102 \pm 9 | 4817 \pm 9 |
| | VR % | 83.3 \pm 0.6 | 45.0 \pm 0.6 |
| <i>E. coli</i> UFC/100 mL | Início | 100 \pm 1 | |
| | Fim | 313 \pm 3 | 258 \pm 9 |
| | VR % | 213 \pm 4 | 158 \pm 9 |

Deste modo, seria fundamental reduzir a concentração de microrganismos fecais na água de entrada em hidroponia (água vermifiltrada), e uma das estratégias poderia passar por se reduzir o teor de *E. coli* na água bruta a ser utilizada na vermifiltração através da gestão do tempo de armazenamento ou então utilizar alguma técnica que permita desinfecção da água vermifiltrada, antes de ser usada em hidroponia.

Viabilidade de reutilização da água tratada e valorização de subprodutos

Perante o VMR de qualidade de água destinada à rega do DL 236/98, somente a AV cumpriu os requisitos de qualidade no que respeito aos parâmetros analisados, à exceção do teor de coliformes totais, uma vez que a SN e a AVS no final da hidroponia tinham a concentração de SDT superior ao VMR. No que diz respeito à descarga, os parâmetros analisados na AV e na AVS no final da hidroponia cumpriram com os VLE do DL 236/98 (Tabela 4.46).

Tabela 4.46. Comparação da AV, AVS e SN no final do estudo 2 de vermifiltração e hidroponia, com o VMR de qualidade das águas destinadas à rega e com o VLE para descarga de águas residuais do DL 236/98 (média \pm DP, $n = 2$).

| | VMR (Rega) | VLE (Descarga) | AV | SN | AVS |
|---|---------------|-------------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| pH | 6.5 - 8.4 | 6.0 - 9.0 | 7.87 \pm 0.02 | 8.54 \pm 0.06 | 7.69 \pm 0.23 |
| EC dS m⁻¹ | 1 | - | 0.63 \pm 0.08 | 0.93 \pm 0.03 | 0.96 \pm 0.08 |
| NT (mgN L⁻¹) | - | 15 | 12.8 \pm 6.84 | 2.6 \pm 0.1 | 14 \pm 1 |
| NH₄-N (mgNH₄ L⁻¹) | - | 10 | < LQ | < LQ | < LQ |
| NO₃-N (mgNO₃ L⁻¹) | 50 | 50 | 22 \pm 4 | < LQ | < LQ |
| PT (mgP L⁻¹) | - | 10 | < LQ | 0.9 \pm 0.2 | 2.6 \pm 0.2 |
| CBO₅ (mgO₂ L⁻¹) | - | 40 | 1.6 \pm 0.1 | 1.9 \pm 0.8 | 2.5 \pm 0.3 |
| SDT (mg L⁻¹) | 640 | - | 438 \pm 59 | 759 \pm 0 | 788 \pm 16 |
| SST (mg L⁻¹) | 60 | 60 | 10 \pm 4 | 5 \pm 2 | 19 \pm 2 |
| Coliformes fecais (UFC/100 mL) | 100 | - | 313 \pm 3 | ND | 258 \pm 9 |

LQ. Limite de Quantificação

Quanto aos requisitos de qualidade de AR tratada para reutilização em rega, de acordo com o DL 119/2019, a AR suinícola tratada pelo sistema integrado de vermifiltração e hidroponia cumpriu com a legislação em termos de NT, NH₃-N e PT (considerando uma relação PO₄/PT de 89%, uma vez que não foi determinado o PT); relativamente a CBO₅ e turvação a AV e a AVS teriam uma classe de qualidade A; em relação aos SST, a AV teria uma classe A e a AVS uma classe B.

Como a quantidade de *E. coli* nas águas vermifiltradas foi superior a 100 UFC/100 mL e inferior a 1000 UFC/100 mL no final da hidroponia, a AV e a AVS seriam finalmente classificadas com uma classe de qualidade C, podendo ser reutilizadas para a rega de culturas não comestíveis ou aquelas que podem ser consumidas em cru, que crescem acima do solo e que a parte comestível não está em contacto direto com a água; rega de culturas agrícolas não destinadas ao consumo humano ou animal (para a produção de leite ou carne), exceto suínos. Relativamente aos usos urbanos, poderiam serem reutilizadas somente na lavagem de ruas.

Os resultados obtidos mostraram que a hidroponia conseguiu tratar de forma significativa a AVS, com ótimas eficiências de remoção de azoto e de fósforo e com capacidade de produzir alfaces com aspeto atrativo e comercial. O aspeto menos positivo do tratamento AVS comparativamente ao AV foi o teor de SDT ligeiramente acima do valor recomendado pelo DL 236/98. Isto poderia ser remediado caso o crescimento hidropónico fosse prolongado mais alguns dias de forma a cumprir com o VMR dos SDT para rega ou por suplementação mais ponderada dos nutrientes mais limitantes em água vermifiltrada ou uma suplementação levando em conta o que já existe no efluente tratado por vermifiltração.

As alfaces são um subproduto do tratamento por vermifiltração e hidroponia. A ideia central do tratamento AVS era realizar um tratamento eficaz da AR e ao mesmo tempo produzir alfaces com bom tamanho e aspeto, que pudessem ser valorizadas economicamente, pensando inicialmente no seu uso para consumo animal, garantidas as questões de segurança alimentar. Para isso, estudos futuros de toxicidade, qualidades microbiológicas e nutricionais deverão ser levadas a cabo para se avaliar esta oportunidade de valorização das alfaces. Por outro lado, as alfaces do tratamento AV também poderiam ser valorizadas em alimentação animal, apesar do aspeto, e tanto as alfaces de AV como AVS poderiam ser valorizadas para outros fins como por exemplo a produção de composto orgânico, de ração para animais como coelhos e aves, na produção de farmacêuticos e cosméticos, etc, depois de avaliadas as características de elegibilidade para esses fins.

5. Conclusões

O presente estudo teve por objetivo principal estudar o tratamento de águas residuais suinícolas através de vermifiltração e hidroponia em escala laboratorial, avaliando em simultâneo a viabilidade de cultivo de alfaces na água residual suinícola vermifiltrada. Para o efeito, primeiramente foram realizados 2 estudos de otimização de um sistema hidropónico DWC e posteriormente realizados 2 estudos de tratamento da água residual por vermifiltração e hidroponia.

Nas duas experiências de otimização do sistema hidropónico DWC, estudou-se o crescimento de alfaces durante 35 dias em diferentes integrais de luz diária (DLI) e volumes de solução nutritiva por planta. O objetivo foi encontrar o DLI e o volume de SN adequados à produção de alface em hidroponia de interior, para garantir que no estudo de tratamento de AR por hidroponia se usava um sistema adequado e otimizado para a produtividade de alface e redução significativa dos teores de N e P na água.

Diferentes níveis de DLI, de 8,06 a 23 mol m⁻² d⁻¹ e volumes de solução nutritiva entre 1,5 L e 3 L por planta, foram utilizados nos estudos de otimização e observou-se que DLI superiores a 12 mol m⁻² d⁻¹ deveriam ser evitados nas condições deste estudo por provocarem o *inner tipburn* nas folhas das alfaces, por outro lado, o DLI de 8,06 mol m⁻² d⁻¹ mostrou ser limitante em termos de produtividade. A gama entre 10 e 12 mol m⁻² d⁻¹ com 2 L de SN por planta mostrou ser a melhor opção para permitir um crescimento saudável e produção de biomassa apreciável das plantas, com boa eficiência no uso de água e de luz, e promover uma excelente remoção de nutrientes da AR (97% de NT, e pelo menos 99% de NH₃-N, NO₃-N e PO₄-P), potencializando a reutilização do efluente hidropónico em rega ou em usos urbanos.

O sistema de tratamento de águas residuais suinícolas por vermifiltração seguida por hidroponia mostrou boa capacidade de tratabilidade e excelente viabilidade para o crescimento hidropónico de alface em água vermifiltrada. A vermifiltração conseguiu em média remover 84% dos SST, 80 a 95% da turvação, 20% dos SDT, 47% a 79% da CBO₅, 82% a 97% do NH₃-N e os coliformes totais e *E. coli* em 87% e 79%, respetivamente. Verificou-se no efluente vermifiltrado um aumento máximo de PO₄-P e de NO₃-N de, respetivamente, 2,2 mgP L⁻¹ e 113 mgN L⁻¹. A água vermifiltrada apresentou valores de pH e EC adequados para a hidroponia de alface, assim como teores médios de NO₃-N, K, Ca e Mg muito razoáveis, denotando, contudo, teores baixos de PO₄-P.

No primeiro estudo de tratamento da água vermifiltrada por hidroponia, com 2 L de solução por planta, observou-se uma boa adaptação inicial das alfaces na água vermifiltrada, e mesmo em diferentes níveis de DLI (8,06, 10,4 e 12,1 mol m⁻² d⁻¹) não se verificou diferenças significativas, ao fim dos 35 dias de crescimento, entre os parâmetros de crescimento médio e na biomassa total produzida pelas plantas. No entanto, apresentaram um crescimento significativamente inferior quando comparadas com as alfaces produzidas em SN, nas mesmas condições de luminosidade. Isto deveu-se às carências nutritivas da água

vermifiltrada, nomeadamente de fósforo, identificado como limitante. A hidroponia conseguiu remover do efluente tratado 100% do PO₄-P e do NH₃-N, 98% a 100% do NO₃-N e o NT em 81% a 85%, superior nos DLI mais elevados; 83% a 89% da CBO₅, cerca de 95% da turvação, 100% do K, e a remoção de Ca e Mg variou de 57% a 68% e 64% a 75%, respetivamente, do menor para o maior DLI. No final da hidroponia, os parâmetros analisados na água vermifiltrada estavam em conformidade com os requisitos de qualidade para rega e também para descarga do DL 236/98, exceto o teor de NT no último caso, que poderia ser cumprido com mais alguns dias de estudo. De acordo com o DL 119/2019, a água tratada apresentou ter no geral uma classe de qualidade B, assumindo a ausência de coliformes fecais no efluente hidropónico, podendo ser reutilizada em rega com algumas restrições e também em usos urbanos, como a lavagem de ruas e veículos, autoclismo e como água de arrefecimento e de combate a incêndios.

O segundo estudo de tratamento hidropónico com água vermifiltrada decorreu com água vermifiltrada suplementada (AVS) com fósforo entre outros macro e micronutrientes tendo a SN e a AV como controlos, sob um DLI médio de 11 mol m⁻² d⁻¹. Em termos de aparência, tamanho e biomassa produzida das alfaces, o tratamento AVS não mostrou diferenças significativas para o tratamento SN, mas os referidos parâmetros foram significativamente inferiores em AV. Em termos de tratabilidade da água, o NH₃-N foi totalmente consumido nas três condições de crescimento; na AV a remoção de NO₃-N foi de 95% enquanto em AVS e na SN foi 100%; o PO₄-P, foi totalmente removido da AV (devido à sua baixa concentração inicial) e 93% da AVS e 98% da SN, mas sem diferença estatisticamente significativa entre tratamentos, assim como em termos de eficiência de remoção de NT, que foi superior a 88% em todos os tratamentos. A remoção de SST foi superior a 82% em AVS e AV, mas em termos de CBO₅ e Ca, a eficiência de remoção em AV foi aproximadamente o dobro da remoção obtida em AVS, e o triplo em termos de Mg. Observou-se um aumento do teor de coliformes totais e de *E. coli* na AVS e também na AV no final do crescimento hidropónico, sugerindo que a hidroponia não foi eficaz na remoção destes microrganismos, pelo contrário, promoveu o seu crescimento. No final do tratamento, os parâmetros analisados na AV e AVS cumpriam os requisitos para descarga do DL 236/98. A quantidade de *E. coli* presente no final da hidroponia em AV e em AVS fez com que a respetiva água tivesse uma classe de qualidade C, podendo ser reutilizada em rega com algumas restrições, nomeadamente de culturas não comestíveis ou aquelas que podem ser consumidas em cru, que crescem acima do solo e cuja parte comestível não está em contacto direto com a água, e apenas na lavagem de ruas, no que diz respeito aos usos urbanos (DL 119/2019).

Os resultados mostraram que o sistema de tratamento baseado em vermifiltração e hidroponia com crescimento de alface constitui um bom método para o tratamento de águas residuais suinícolas provenientes de lagoas facultativas e também para a produção hidropónica de alface, com potencial de valorizar todos os subprodutos do processo, a água tratada e as alfaces. Se a opção passar por valorizar as alfaces sem que o aspeto seja um fator relevante, o tratamento hidropónico da água vermifiltrada sem qualquer suplementação demonstra grande potencial de aplicação, quer em termos operacionais, quer em termos económicos.

6. Trabalho futuro

Como trabalho futuro, de modo a aumentar a qualidade da água tratada e de forma a poder aumentar a valorização do crescimento vegetal proporcionado, a questão dos coliformes fecais no efluente final da hidroponia deve ser averiguada. As possíveis soluções podem abranger estratégias para a reduzir a concentração de *E. coli* na água residual suinícola utilizada, através de um maior período de residência da água residual em armazenamento laboratorial ou esterilizar a água vermifiltrada antes desta seguir para a hidroponia, sem prejudicar o teor nutritivo da água. A fim de se estudar a exequibilidade de se usar as plantas para alimentação animal ou humana, seria importante também realizar análises de toxicidade, de qualidade e microbiológicas das alfaces produzidas.

Outras estratégias de crescimento e outras espécies de plantas poderão ser também testados, por exemplo, renovar de forma periódica a água vermifiltrada nos vasos hidropónicos de modo a renovar os nutrientes ao longo do crescimento das plantas; realizar uma suplementação da água vermifiltrada mais ponderada; testar plantas ornamentais com valor económico, etc.

Referências Bibliográficas

- Afonso, A., Regato, M., Patanita, M., Luz, S., Jo, M., Fernandes, A., Lopes, A., Almeida, A., & Carvalho, F. (2023). Reuse of Pretreated Agro-Industrial Wastewaters for Hydroponic Production of Lettuce. *Water*, 1–15. <https://www.mdpi.com/2073-4441/15/10/1856>
- Aires, L. M. I., Ispolnov, K., Luz, T. R., Pala, H., & Vieira, J. S. (2023). Optimization of an Indoor DWC Hydroponic Lettuce Production System to Generate a Low N and P Content Wastewater. *Processes*, 11(2), 1–20. <https://doi.org/10.3390/pr11020365>
- Albuquerque, U. P., & Souza, T. G. (2021). *Introdução ao Antropoceno* (1.ed.). Nuppea. https://www.researchgate.net/publication/357186732_Introducao_ao_Antropoceno
- Alves, M. I. S. (2014). *Análise económica do impacto da regulação ambiental no setor da suinicultura em Portugal* [Dissertação de mestrado, Universidade do Minho]. RepositóriUM. <https://hdl.handle.net/1822/34958>
- Andriolo, J. L., Luz, G. L., Witter, M. H., Godoi, R. dos S., Barros, G. T., & Bortolotto, O. C. (2005). Growth and yield of lettuce plants under salinity. *Horticultura brasileira*, 23(4), 931–934. <https://doi.org/10.1590/s0102-05362005000400014>
- APA, Agência Portuguesa do Ambiente. (2021). <https://apambiente.pt/agua/legislacao>
- APHA. (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (ed. 21). American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC.
- Aquino, M. A. Z. (2014). *Manual de hidroponia* (1.ed.). Instituto de Biologia. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/232367/Manual_de_hidroponia.pdf
- Arora, S., Rajpal, A., Bhargava, R., Pruthi, V., Bhatia, A., & Kazmi, A. A. (2014). Antibacterial and enzymatic activity of microbial community during wastewater treatment by pilot scale vermifiltration system. *Bioresource Technology*, 166, 132–141. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.05.041>
- Arora, S., & Kazmi, A. A. (2015). The effect of seasonal temperature on pathogen removal efficacy of vermifilter for wastewater treatment. *Water Research*, 74, 88–99. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.001>
- Arora, S., Saraswat, S., Mishra, R., Rajvanshi, J., Sethi, J., Verma, A., Nag, A., & Saxena, S. (2020). Design, performance evaluation and investigation of the dynamic mechanisms of earthworm-microorganisms interactions for wastewater treatment through vermifiltration technology. *Bioresource Technology Reports*, 12(September), 100603. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2020.100603>
- Arora, S., & Saraswat, S. (2021). Vermifiltration as a natural, sustainable and green technology for environmental remediation: A new paradigm for wastewater treatment process. *Current Research in Green and Sustainable Chemistry*, 4(October 2020), 100061. <https://doi.org/10.1016/j.crgsc.2021.100061>

- Banerjee, H., Chandra, B., & Viswavidyalaya, K. (2016). Soil-less culture in modern agriculture. *World Journal of Science and Technology*, 2(7), 103–108. https://www.researchgate.net/publication/281645564_Soil-less_culture_in_modern_agriculture
- Barbosa, G. L., Almeida Gadelha, F. D., Kublik, N., Proctor, A., Reichelm, L., Weissinger, E., Wohlleb, G. M., & Halden, R. U. (2015). Comparison of land, water, and energy requirements of lettuce grown using hydroponic vs. Conventional agricultural methods. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(6), 6879–6891. <https://doi.org/10.3390/ijerph120606879>
- Bobade, A. P., & Ansari, K. S. (2016). The Use of Vermifiltration in Wastewater Treatment: A Review. *Journal of Civil Engineering and Environmental Technology*, 3(2), 164–169. <http://www.krishisanskriti.org/Publication.html>
- Bugbee, B. (2004). Nutrient management in recirculating hydroponic culture. *Acta Horticulturae*, 648, 99–112. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2004.648.12>
- Carvalho, N. L. De, & Zabet, V. (2012). Nitrogênio: Nutriente ou Poluente? 6, 960–974. <https://doi.org/10.5902/223611704671>
- Carvalho, R. da S. C., Bastos, R. G., & Souza, C. F. (2018). Influence of the use of wastewater on nutrient absorption and production of lettuce grown in a hydroponic system. *Agricultural Water Management*, 203, 311–321. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.03.028>
- Cerozi, B. da S., & Fitzsimmons, K. (2016). The effect of pH on phosphorus availability and speciation in an aquaponics nutrient solution. *Bioresource Technology*, 219, 778–781. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.08.079>
- Chen, P., Zhu, G., Kim, H., Brown, P. B., & Huang, J. (2020). Comparative life cycle assessment of aquaponics and hydroponics in the Midwestern United States. *Journal of Cleaner Production*, 275, 122888. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122888>
- Cheng, D. L., Ngo, H. H., Guo, W. S., Chang, S. W., Nguyen, D. D., Kumar, S. M., Du, B., Wei, Q., & Wei, D. (2018). Problematic effects of antibiotics on anaerobic treatment of swine wastewater. *Bioresource Technology*, 263, 642–653. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.05.010>
- Cheng, D. L., Ngo, H. H., Guo, W. S., Liu, Y. W., Zhou, J. L., Chang, S. W., Nguyen, D. D., Bui, X. T., & Zhang, X. B. (2018). Bioprocessing for elimination antibiotics and hormones from swine wastewater. *Science of the Total Environment*, 621, 1664–1682. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.059>
- Cheng, D., Ngo, H. H., Guo, W., Chang, S. W., Nguyen, D. D., Liu, Y., Wei, Q., & Wei, D. (2020). A critical review on antibiotics and hormones in swine wastewater: Water pollution problems and control approaches. *Journal of Hazardous Materials*, 387(November 2019), 121682. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121682>
- CML. (n.d.). *Caracterização da Atividade Pecuária no Concelho de Leiria*. <https://www.cm-leiria.pt/uploads/document/file/1643/51596.pdf>

- CML. (2021). *Apreciação do Plano de Recuperação e Resiliência (PRR)*. https://www.cm-leiria.pt/cmleiria/uploads/writer_file/document/5588/parecer_prr_1_plano_de_recuperao_e_resiliencia.pdf
- Cui, L.H., Luo, S.M., Zhu, X.Z., Liu, Y.H. (2003). Treatment and utilization of septic tank effluent using vertical-flow constructed wetlands and vegetable hydroponics. *Environmental Sciences*, 15 (1), 75–82. <https://www.researchgate.net/publication/10885721>
- Das, P., & Paul, K. (2023a). A review on integrated vermifiltration as a sustainable treatment method for wastewater. *Journal of Environmental Management*, 328(September 2022), 116974. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116974>
- Das, P., & Paul, K. K. (2023b). Hydroponic rhizofiltration of dairy wastewater by *Coleus Scutellarioides* & *Portulaca Oleracea*. *Journal of Water Process Engineering*, 52(December 2022), 103589. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103589>
- Davamani, V., Parameshwari, C. I., Arulmani, S., John, J. E., & Poornima, R. (2021). Hydroponic phytoremediation of paperboard mill wastewater by using vetiver (*Chrysopogon zizanioides*). *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(4), 105528. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105528>
- De Pascale, S., & Barbieri, G. (1995). Effects of soil salinity from long-term irrigation with saline-sodic water on yield and quality of winter vegetable crops. *Scientia Horticulturae*, 64(3), 145–157. [https://doi.org/10.1016/0304-4238\(95\)00823-3](https://doi.org/10.1016/0304-4238(95)00823-3)
- Decreto-Lei nº 119/2019. Presidência do Conselho de Ministros. Diário da República nº 159/2019, Série I de 2019-08-21 (2019). <https://dre.pt/home/-/dre/124097549/details/maximized>
- Decreto-Lei nº 236/98 do Ministério do Ambiente. (1998). Diário da República nº 176/1998, Série I-A de 1998-08-01. <https://dre.pt/application/conteudo/430457>
- Dhadse, S., Satyanarayan, S., Chaudhari, P., Wate, S. (2010). Vermifilters: a tool for aerobic biological treatment of herbal pharmaceutical wastewater. *Water Science & Technology*, 61, 2375–2380. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.523>
- Donham, K. J. (2017, dezembro 20). *Riscos para a saúde e a segurança dos suinicultores*. <https://www.3tres3.com.pt/print/11140>
- Dore, S., Deverel, S. J., & Christen, N. (2022). A vermifiltration system for low methane emissions and high nutrient removal at a California dairy. *Bioresource Technology Reports*, 18(January), 101044. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101044>
- Drugowich, M. I., & D’Auria, M. G. D. P. M. (2012). *A Água Na Agricultura*. 44. <https://www.eea.europa.eu/pt/articles/a-agua-na-agricultura>
- Dunn, B., & Singh, H. (2016). Electrical Conductivity and pH Guide for Hydroponics Discovery and diagnostics. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.20271.94885>

- EPA. (1971). *Method 352.1: Nitrogen, Nitrate (Colorimetric, Brucine) by Spectrophotometer*. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-08/documents/method_352-1_1971.pdf
- Eregno, F. E., Moges, M. E., & Heistad, A. (2017). Treated greywater reuse for hydroponic lettuce production in a green wall system: Quantitative health risk assessment. *Water (Switzerland)*, 9(7). <https://doi.org/10.3390/w9070454>
- European Commission. (2015). Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Intensive Rearing of Poultry or Pigs. In *Institute for Prospective Technological Studies European IPPC Bureau*. http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/IRPP_Final_Draft_082015_bw.pdf
- Faust, J. E., & Logan, J. (2018). Daily Light Integral: A Research Review and High-resolution Maps of the United States. *HortScience*, 53(9), 1250–1257. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI13144-18>
- Ferreira, J. G. (2016, novembro 13-15). *Fatores sociais no insucesso da despoluição da bacia do rio Lis*. (Artigo). 1º Congresso Internacional Educação, Ambiente e Desenvolvimento, Leiria.
- Fu, F., & Wang, Q. (2011). Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 407–418. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.011>
- Furlani, P. R., Silveira, L. C. P., Bolonhezi, D. & Faquin, V. (1999). *Cultivo hidropônico de plantas*. (ed. 180). Boletim técnico do Instituto Agrônômico. http://www.infobibos.com/Artigos/2009_2/hidroponiap2/index.htm
- Ghatnekar, S. S., Ghatnekar, G. S., & Ghatnekar, A. V. (2010). Application of Vermifilter-based Effluent Treatment Plant (Pilot scale) for Biomanagement of Liquid Effluents from the Gelatine Industry. *Dynamic Soil, Dynamic Plant*. [http://www.globalsciencebooks.info/Online/GSBOonline/images/2010/DSDP_4\(SI1\)/DSDP_4\(SI1\)83-88o.pdf](http://www.globalsciencebooks.info/Online/GSBOonline/images/2010/DSDP_4(SI1)/DSDP_4(SI1)83-88o.pdf)
- Gonzalez, R. S. V., Garcia-Garcia, A. L., Ventura-Zapata, E., Barceinas-Sanchez, J. D. O., & Sosa-Savedra, J. C. (2022). A Review on Hydroponics and the Technologies Associated for Medium- and Small-Scale Operations. *Agriculture*, 12(646), 646. <https://doi.org/10.3390/agriculture12050646>
- GPP. (2022). *Setor Suinícola Nacional*. https://www.gpp.pt/images/Observatorio_Precos/Relatorios_analise_setores/Relatorio_GTSuicultura_Diagnostico.pdf
- Gupta, H. (2015). A Review on Effectiveness of Earthworms for Treatment of Wastewater. *International Journal of Engineering Development*, 3(3), 1–4. https://www.researchgate.net/profile/Anoop-Srivastava/post/What_is_the_technique_used_in_the_measure_of_the_bioaccumulation_of_chemical_fertilizers_in_the_tissues_of_earthworms/attachment/59d655fb79197b80779acf3b/AS%3A527952485466112%401502885089174/download/IJEDR1503117.pdf
- Higashi, V. Y., Theodoro, J. D. P., Pereire, E. R., & Theodoro, P. S. (2016). *Uso de*

coagulantes químico (cloreto férrico) e orgânico (moringa oleífera) no tratamento de águas provenientes de sistema lântico.

<https://www.dipaquimica.com.br/admin/files/arquivos/113/cloreto-ferrico-45-beespec.pdf>

- Ilahi, W. F. F., Ahmad, D., & Husain, M. C. (2017). Effects of root zone cooling on butterhead lettuce grown in tropical conditions in a coir-perlite mixture. *Horticulture Environment and Biotechnology*, 58(1), 1–4. <https://doi.org/10.1007/s13580-017-0123-3>
- ISO. (1984). *Water quality — Determination of ammonium — Part 1: Manual spectrometric method*. ISO 7150-1:1984. <https://www.iso.org/standard/13742.html>
- Ispolnov, K. (2021). *Combining Vermifiltration with Hydroponics to Treat Organic Wastewaters and Produce Food* [Dissertação de mestrado, Universidade Nova de Lisboa]. RUN. <https://run.unl.pt/handle/10362/115106>
- Ispolnov, K., Aires, L. M. I., Lourenço, N. D., & Vieira, J. S. (2021). A combined vermifiltration-hydroponic system for swine wastewater treatment. *Applied Sciences (Switzerland)*, 11(11). <https://doi.org/10.3390/app11115064>
- Jiang, L., Liu, Y., Hu, X., Zeng, G., Wang, H., Zhou, L., Tan, X., Huang, B., Liu, S., & Liu, S. (2016). The use of microbial-earthworm ecofilters for wastewater treatment with special attention to influencing factors in performance: A review. *Bioresource Technology*, 200, 999–1007. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.11.011>
- Jin, W., Formiga Lopez, D., Heuvelink, E., & Marcelis, L. F. M. (2023). Light use efficiency of lettuce cultivation in vertical farms compared with greenhouse and field. *Food and Energy Security*, 12(1), 1–10. <https://doi.org/10.1002/fes3.391>
- Jones, R. D., & Hood, M. A. (1980). Effects of Temperature, pH, Salinity, and Inorganic Nitrogen on the Rate of Ammonium Oxidation by Nitrifiers Isolated from Wetland Environments. *Microbial Ecology*, 6, 339–347. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/BF02010496.pdf>
- Kannan, M., Elavarasan, G., Balamurugan, A., Dhanusiya, B., & Freedom, D. (2022). Hydroponic farming – A state of art for the future agriculture. *Materials Today: Proceedings*, 4–7. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.08.416>
- Kim, M. J., Moon, Y., Tou, J. C., Mou, B., & Waterland, N. L. (2016). Nutritional value, bioactive compounds and health benefits of lettuce (*Lactuca sativa* L.). *Journal of Food Composition and Analysis*, 49, 19–34. <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2016.03.004>
- Kumar, T., Rajpal, A., Bhargava, R., & Prasad, K. S. H. (2014). Performance evaluation of vermifilter at different hydraulic loading rate using river bed material. *Ecological Engineering*, 62, 77–82. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.10.028>
- Kumar, T., Bhargava, R., Prasad, K. S. H., & Pruthi, V. (2015). Evaluation of vermifiltration process using natural ingredients for effective wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 75, 370–377. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.11.044>
- Kumar, T., Rajpal, A., Arora, S., Bhargava, R., Hari Prasad, K. S., & Kazmi, A. A. (2016). A comparative study on vermifiltration using epigeic earthworm *Eisenia fetida* and

- Eudrilus eugeniae*. *Desalination and Water Treatment*, 57(14), 6347–6354.
<https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1010230>
- Kumar, C., & Ghosh, A. K. (2019). Fabrication of a vermifiltration unit for wastewater recycling and performance of vermifiltered water (vermiaqua) on onion (*Allium cepa*). *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 8(4), 405–415. <https://doi.org/10.1007/s40093-019-0247-9>
- Kundu, D., Dutta, D., Samanta, P., Dey, S., Sherpa, K. C., Kumar, S., & Dubey, B. K. (2022). Valorization of wastewater: A paradigm shift towards circular bioeconomy and sustainability. *Science of the Total Environment*, 848(July), 157709. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157709>
- Le, P. D., Aarnink, A. J. A., Jongbloed, A. W., Van Der Peet-Schwering, C. M. C., Ogink, N. W. M., & Verstegen, M. W. A. (2007). Effects of dietary crude protein level on odour from pig manure. *Animal*, 1(5), 734–744. <https://doi.org/10.1017/S1751731107710303>
- Lei, C., & Engeseth, N. J. (2021). Comparison of growth characteristics, functional qualities, and texture of hydroponically grown and soil-grown lettuce. *Lwt*, 150(June), 111931. <https://doi.org/10.1016/j.lwt.2021.111931>
- Li, Y. S., Robin, P., Cluzeau, D., Bouché, M., Qiu, J. P., Laplanche, A., Hassouna, M., Morand, P., Dappelo, C., & Callarec, J. (2008). Vermifiltration as a stage in reuse of swine wastewater: Monitoring methodology on an experimental farm. *Ecological Engineering*, 32(4), 301–309. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.11.010>
- Li, X., Xing, M., Yang, J., & Lu, Y. (2013). Properties of biofilm in a vermifiltration system for domestic wastewater sludge stabilization. *Chemical Engineering Journal*, 223, 932–943. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.01.092>
- Li, X., Xing, M., Yang, J., Zhao, L., & Dai, X. (2013). Organic matter humification in vermifiltration process for domestic sewage sludge treatment by excitation – emission matrix fluorescence and Fourier transform infrared spectroscopy. *Journal of Hazardous Materials*, 261, 491–499. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.07.074>
- Li, X., Xing, M., Yang, J., & Dai, X. (2014). Earthworm eco-physiological characteristics and quantification of earthworm feeding in vermifiltration system for sewage sludge stabilization using stable isotopic natural abundance. *Journal of Hazardous Materials*, 276, 353–361. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.05.042>
- Lim, S. L., Wu, T. Y., & Clarke, C. (2014). Treatment and biotransformation of highly polluted agro-industrial wastewater from a palm oil mill into vermicompost using earthworms. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 62(3), 691–698. <https://doi.org/10.1021/jf404265f>
- Liu, J., Lu, Z., Zhang, J., Xing, M., & Yang, J. (2013). Phylogenetic characterization of microbial communities in a full-scale vermifilter treating rural domestic sewage. *Ecological Engineering*, 61, 100–109. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.09.015>
- Ma, X., Xing, M., Wang, Y., Xu, Z., & Yang, J. (2016). Microbial enzyme and biomass responses: Deciphering the effects of earthworms and seasonal variation on treating excess sludge. *Journal of Environmental Management*, 170, 207–214.

<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.01.022>

- Magwaza, S. T., Magwaza, L. S., Odindo, A. O., & Mditshwa, A. (2020). Hydroponic technology as decentralized system for domestic wastewater treatment and vegetable production in urban agriculture: A review. *Science of the Total Environment*, 698, 134154. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134154>
- Mattson, N. S. (2015). Tipburn of hydroponic lettuce. *E-Gro Alert*, 4(31), 2–3. https://www.e-gro.org/pdf/2015_431.pdf
- Matysiak, B., Ropelewska, E., Wrzodak, A., Kowalski, A., & Kaniszewski, S. (2022). Yield and Quality of Romaine Lettuce at Different Daily Light Integral in an Indoor Controlled Environment. *Agronomy*, 12(5). <https://doi.org/10.3390/agronomy12051026>
- Maucieri, C., Nicoletto, C., Junge, R., Schmautz, Z., Sambo, P., & Borin, M. (2018). Hydroponic systems and water management in aquaponics: A review. *Italian Journal of Agronomy*, 13(1), 1–11. <https://doi.org/10.4081/ija.2017.1012>
- Mavrogianopoulos, G., Vogli, V., & Kyritsis, S. (2002). Use of wastewater as a nutrient solution in a closed gravel hydroponic culture of giant reed (*Arundo donax*). *Bioresource Technology*, 82(2), 103–107. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00180-8](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00180-8)
- Merlin, G., & Cottin, N. (2009). Performance of a compost biofilter containing earthworms to treat cheese whey. *Environmental Technology*, 3330. <https://doi.org/10.1080/09593330903005713>
- Muga, H. E., & Mihelcic, J. R. (2008). Sustainability of wastewater treatment technologies. *Journal of Environmental Management*, 88(3), 437–447. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.03.008>
- Ndulini, S. F., Sithole, G. M., & Mthembu, M. S. (2018). Investigation of nutrients and faecal coliforms removal in wastewater using a hydroponic system. *Physics and Chemistry of the Earth*, 106(April 2017), 68–72. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2018.05.004>
- Nosoilsolution. (n.d.). *7 different types of hydroponics systems*. <https://www.nosoilsolutions.com/6-different-types-hydroponic-systems/>
- Nursyahid, A., Setyawan, T. A., Sa'diyah, K., Wardihani, E. D., Helmy, H., & Hasan, A. (2021). *Analysis of Deep Water Culture (DWC) hydroponic nutrient solution level control systems*. [Artigo]. International Conference on Innovation in Science and Technology. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/1108/1/012032>
- OECD/FAO. (2021). 6 Meat. In *Agricultural Outlook 2021-2030*. <https://www.fao.org/3/cb5332en/Meat.pdf>
- Oenema, O., Wrage, N., Velthof, G. L., Van Groenigen, J. W., Dolfing, J., & Kuikman, P. J. (2005). Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 72(1), 51–65. <https://doi.org/10.1007/s10705-004-7354-2>
- OMS. (2003). *Saúde Infantil e o Meio Ambiente: Pacote de Treinamento da OMS para o*

Setor de Saúde. www.who.int/ceh

- ONU. (2014). O Direito Humano à Água e Saneamento - A/RES/64/292. *Water for Life Decade*, 8. http://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/human_right_to_water_and_sanitation_media_brief_por.pdf
- ONU. (2016). 17 Objetivos para Transformar o Nosso Mundo. *Guia Sobre Desenvolvimento Sustentável*, 1–38. https://www.unric.org/pt/images/stories/2016/ods_2edicao_web_pages.pdf
- ONU. (10-04-2022). Água. <https://unric.org/pt/agua/>
- Pandit, N. P., Ahmad, N., & Maheshwari, S. K. (2011). Vermicomposting Biotechnology: An Eco-Loving Approach for Recycling of Solid Organic Wastes into Valuable Biofertilizers. *Biofertilizers & Biopesticides*, 3(1), 1–8. <https://doi.org/10.4172/2155-6202.1000113>
- Pennisi, G., Pistillo, A., Orsini, F., Cellini, A., Spinelli, F., Nicola, S., Fernandez, J. A., Crepaldi, A., Gianquinto, G., & Marcelis, L. F. M. (2020). Optimal light intensity for sustainable water and energy use in indoor cultivation of lettuce and basil under red and blue LEDs. *Scientia Horticulturae*, 272, 109508. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2020.109508>
- Pereira, L. M. (2020). *Tratamento de efluentes agroindustriais recorrendo à vermifiltração: controlo e monitorização de unidade piloto BioSS4WT* [Dissertação de mestrado, Politécnico de Leiria]. IC-Online. <http://hdl.handle.net/10400.8/5689>
- Portaria n.º 79/2022. Ambiente e Ação Climática e Agricultura. (2022). Diário da República n.º 24/2022, Série I de 2022-02-03. <https://diariodarepublica.pt/dr/detalhe/portaria/79-2022-178602023>
- Pramono, S., Nuruddin, A., & Ibrahim, M. H. (2020). Design of a hydroponic monitoring system with deep flow technique (DFT). *The 5th International Conference on Industrial, Mechanical, Electrical, and Chemical Engineering 2019*, 030195(November), 1–8. <https://doi.org/https://doi.org/10.1063/5.0000733>
- Prazeres, A. R., Albuquerque, A., & Luz, S. (2017). Hydroponic System: A Promising Biotechnology for Food Production, *Hydroponic System* (317-350). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811372-1.00011-7>
- Priya, A. K., Pachaiappan, R., Kumar, P. S., Jalil, A. A., Vo, D. V. N., & Rajendran, S. (2021). The war using microbes: A sustainable approach for wastewater management. *Environmental Pollution*, 275, 116598. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116598>
- Rababahb, A. A., & Boyden, B. H. (1996). Recycling nutrients from municipal wastewater. *Desalination*, 106, 241 – 246. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(96\)00114-2](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(96)00114-2)
- Ragaveena, S., Shirly Edward, A., & Surendran, U. (2021). Smart controlled environment agriculture methods: a holistic review. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 20(4), 887–913. <https://doi.org/10.1007/s11157-021-09591-z>
- Rajpal, A., Bhargava, R., Sasi, S. K., & Chopra, A. K. (2012). On site domestic organic

- waste treatment through vermitechnology using indigenous earthworm species. *Waste Management and Research*, 30(3), 266–275.
<https://doi.org/10.1177/0734242X11403798>
- Rajpal, A., Arora, S., Bhatia, A., Kumar, T., Bhargava, R., Chopra, A. K., & Kazmi, A. A. (2014). Co-treatment of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) and sewage by vermireactor. *Ecological Engineering*, 73, 154–161.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.012>
- Rana, S., Bag, S. K., Golder, D., Mukherjee Roy, S., Pradhan, C., & Jana, B. B. (2011). Reclamation of municipal domestic wastewater by aquaponics of tomato plants. *Ecological Engineering*, 37(6), 981–988.
<https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2011.01.009>
- Roosta, H. R., Estaji, A., & Niknam, F. (2018). Effect of iron, zinc and manganese shortage-induced change on photosynthetic pigments, some osmoregulators and chlorophyll fluorescence parameters in lettuce. *Photosynthetica*, 56(2), 606–615.
<https://doi.org/10.1007/s11099-017-0696-1>
- Rudel, T. K. (2021). Land Use and Land Use Change. *Handbooks of Sociology and Social Research*, 425–438. https://doi.org/10.1007/978-3-030-77712-8_20
- Ruivo, L. (2017). *Produção de suínos em regime intensivo e gestão dos seus efluentes: estudo de caso na região de Leiria* [Universidade de Lisboa].
<http://hdl.handle.net/10400.5/14532>
- Saaid, M. F., Yahya, N. A. M., Noor, M. Z. H., & Ali, M. S. A. M. (2013). A development of an automatic microcontroller system for Deep Water Culture (DWC). *Proceedings - 2013 IEEE 9th International Colloquium on Signal Processing and Its Applications, CSPA 2013*, 328–332. <https://doi.org/10.1109/CSPA.2013.6530066>
- Samal, K., Dash, R. R., & Bhunia, P. (2017a). Performance assessment of a *Canna indica* assisted vermifilter for synthetic dairy wastewater treatment. *Process Safety and Environmental Protection*, 111, 363–374. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2017.07.027>
- Samal, K., Dash, R. R., & Bhunia, P. (2017b). Treatment of wastewater by vermifiltration integrated with macrophyte filter: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5(3), 2274–2289. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.04.026>
- Samal, K., Raj Mohan, A., Chaudhary, N., & Moulick, S. (2019). Application of vermitechnology in waste management: A review on mechanism and performance. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(5), 103392.
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103392>
- Sampaio, C. A. de P., Nääs, I. de A., Salgado, D. D., & Queirós, M. P. G. (2007). Avaliação do nível de ruído em instalações para suínos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 11(4), 436–440. <https://doi.org/10.1590/s1415-43662007000400014>
- Santos, O. D. (2021). *Uso de água residual doméstica para o cultivo hidropónico de alfaces* [Politécnico de Leiria]. <http://hdl.handle.net/10400.8/6826>
- Savvas, D., & Gruda, N. (2018). Application of soilless culture technologies in the modern greenhouse industry - A review. *European Journal of Horticultural Science*, 83(5),

280–293. <https://doi.org/10.17660/eJHS.2018/83.5.2>

Schafer, Elizabeth D., P. D. S. (2022). *Hydroponics*. 1–7.

Shinohara, M., Aoyama, C., Fujiwara, K., Watanabe, A., Ohmori, H., Uehara, Y., Takano, M., Shinohara, M., Aoyama, C., & Fujiwara, K. (2011). Microbial mineralization of organic nitrogen into nitrate to allow the use of organic fertilizer in hydroponics. *Soil Science and Plant Nutrition*, 0768. <https://doi.org/10.1080/00380768.2011.554223>

Singh, J., & Kaur, A. (2015). Vermicompost as a strong buffer and natural adsorbent for reducing transition metals, BOD, COD from industrial effluent. *Ecological Engineering*, 74, 13–19. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.10.028>

Singh, R., Bhunia, P., & Dash, R. R. (2017). A mechanistic review on vermifiltration of wastewater: Design, operation and performance. *Journal of Environmental Management*, 197, 656–672. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.042>

Singh, R., Bhunia, P., & Dash, R. R. (2018). COD removal index — A mechanistic tool for predicting organics removal performance of vermifilters. *Science of the Total Environment*, 643, 1652–1659. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.272>

Singh, R., Samal, K., Dash, R. R., & Bhunia, P. (2019). Vermifiltration as a sustainable natural treatment technology for the treatment and reuse of wastewater: A review. *Journal of Environmental Management*, 247(May), 140–151. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.06.075>

Singh, R., D'Alessio, M., Jahangeer, Meneses, Y., Bartelt-Hunt, S., & Ray, C. (2021). Nitrogen removal in vermifiltration: Mechanisms, influencing factors, and future research needs. *Journal of Environmental Management*, 281(September 2020), 111868. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111868>

Sinha, R. K., Bharambe, G., & Bapat, P. (2007). Removal of high BOD and COD loadings of primary liquid waste products from dairy industry by vermi-filtration technology using earthworms. *Indian Journal of Environmental Protection*, 27(6), 486–501. https://www.researchgate.net/publication/45812932_Removal_of_high_BOD_and_COD_loadings_of_primary_liquid_waste_products_from_dairy_industry_by_vermifiltration_technology_using_earthworms

Sinha, Rajiv K., Bharambe, G., & Chaudhari, U. (2008). Sewage treatment by vermifiltration with synchronous treatment of sludge by earthworms: a low-cost sustainable technology over conventional systems with potential for decentralization. *Environmentalist*, 28(4), 409–420. <https://doi.org/10.1007/s10669-008-9162-8>

Sinha, Rajiv K., Agarwal, S., Chauhan, K., Chandran, V., & Soni, B. K. (2010). Vermiculture Technology: Reviving the Dreams of Sir Charles Darwin for Scientific Use of Earthworms in Sustainable Development Programs. *Technology and Investment*, 1, 155–172. <https://doi.org/10.4236/ti.2010.13019>

Sinha, Rajiv K., Chandran, V., Soni, B. K., Patel, U., & Ghosh, A. (2012). Earthworms: Nature's chemical managers and detoxifying agents in the environment: An innovative study on treatment of toxic wastewaters from the petroleum industry by vermifiltration technology. *Environmentalist*, 32(4), 445–452. <https://doi.org/10.1007/s10669-012-9409-2>

- Sinha, R. K., Patel, U., Soni, B. K., & Li, Z. (2014). Earthworms for safe and useful management of solid wastes and wastewaters, remediation of contaminated soils and restoration of soil fertility, promotion of organic farming and mitigation of global warming: A review. *Journal of Environment and Waste Management*, 1(1), 10–25. www.premierpublishers.org
- Souza, A. (2007). *Os microrganismos nas atividades de disposição de esgotos no solo: estudo de caso* [Dissertação de Pós-graduação, Universidade de São Paulo]. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522007000100006>
- Sumathi, G., Kanchilakshmi, M., Ganesan, V., Rajan, M. A. J., Thaddeus, A., District, T., & Pradesh, M. (2015). Selection of Earthworm Species for Vermicomposting With the Aid of Atomic Force Microscopic Studies. *International Journal of Science, Environment and Technology*, 4(4), 984–998. <https://annejac.ac.in/wp-content/uploads/2019/12/Paper-2-72.pdf>
- Tibebu, S., Worku, A., & Angassa, K. (2022). Removal of Pathogens from Domestic Wastewater Using Small-Scale Gradual Hydroponics Planted with *Duranta erecta*, Addis Ababa, Ethiopia. *Journal of Environmental and Public Health*, 2022. <https://doi.org/10.1155/2022/3182996>
- Tzanakakis, V. A., Paranychianakis, N. V., & Angelakis, A. N. (2020). Water supply and water scarcity. *Water (Switzerland)*, 12(9), 1–16. <https://doi.org/10.3390/w12092347>
- USDA, United States Department of Agriculture. (27-10-2022). <https://apps.fas.usda.gov/psdonline/app/index.html#/app/advQuery>
- Vaillant, N., Monnet, F., Sallanon, H., Coudret, A., & Hitmi, A. (2005). *Treatment of domestic wastewater by an hydroponic NFT system*. 50(2003), 121–129. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00371-5](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00371-5)
- Van Quy, N., Sinsiri, W., Chitchamnong, S., Boontiang, K., & Kaewduangta, W. (2018). Effects of electrical conductivity (EC) of the nutrient solution on growth, yield and quality of lettuce under vertical hydroponic systems. *Khon Kaen Agr. J*, 46(3), 613–622. <https://li01.tci-thaijo.org/index.php/agkasetkaj/article/view/250126>
- Velho, V. F., Mohedano, R. A., Filho, P. B., & Costa, R. H. R. (2012). The viability of treated piggery wastewater for reuse in agricultural irrigation. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 1(1), 1–9. <https://doi.org/10.1186/2251-7715-1-10>
- Vieira, J., Fonseca, A., Vilar, V. J. P., Boaventura, R. A. R., & Botelho, C. M. S. (2012). Water quality in Lis river, Portugal. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(12), 7125–7140. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2485-9>
- Wang, D., Zhang, Z., Li, X., Zheng, W., Yang, Q., Ding, Y., Zeng, T., Cao, J., Yue, X., Shen, T., Zeng, G., & Deng, J. (2010). A full-scale treatment of freeway toll-gate domestic sewage using ecology filter integrated constructed rapid infiltration. *Ecological Engineering*, 36(6), 827–831. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.03.005>
- Wang, L.M., Luo, X. Z., Zhang, Y. M., Lian, J.J., Gao, Y. X., Zheng, Z. (2013). Effect of earthworm loads on organic matter and nutrient removal efficiencies in synthetic

- domestic wastewater, and on bacterial community structure and diversity in vermifiltration. *Water Science & Technology* 68 (1), 43-49.
<https://doi.org/10.2166/wst.2013.178>
- Wang, L., Guo, Z., Che, Y., Yang, F., Chao, J., Gao, Y., & Zhang, Y. (2014). The effect of vermifiltration height and wet: Dry time ratio on nutrient removal performance and biological features, and their influence on nutrient removal efficiencies. *Ecological Engineering*, 71(3), 165–172. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.018>
- Wang, Y., Xing, M., Yang, J., & Lu, B. (2016). Addressing the role of earthworms in treating domestic wastewater by analyzing biofilm modification through chemical and spectroscopic methods. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 4768–4777. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5661-6>
- Wang, Dianzhan, Li, T., Yan, C., Zhou, Y., & Zhou, L. (2023). A novel bio-flocculation combined with electro dialysis process: Efficient removal of pollutants and sustainable resource recovery from swine wastewater. *Separation and Purification Technology*, 304, 122330. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.122330>
- Webb, J., Menzi, H., Pain, B. F., Misselbrook, T. H., Dämmgen, U., Hendriks, H., & Döhler, H. (2005). Managing ammonia emissions from livestock production in Europe. *Environmental Pollution*, 135(3 SPEC. ISS.), 399–406.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.11.013>
- Whalen, J. K., Kernecker, M. L., Thomas, B. W., Sachdeva, V., & Ngosong, C. (2013). Soil food web controls on nitrogen mineralization are influenced by agricultural practices in humid temperate climates. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*, 8(June 2014).
<https://doi.org/10.1079/PAVSNNR20138023>
- Worku, A., Tefera, N., Kloos, H., & Benor, S. (2018). Bioremediation of brewery wastewater using hydroponics planted with vetiver grass in Addis Ababa , Ethiopia. *Bioresources and Bioprocessing*, 1–12. <https://doi.org/10.1186/s40643-018-0225-5>
- WWAP, (United Nations World Water Assessment Programme). (2021). Relatório Mundial das Nações Unidas sobre Desenvolvimento dos Recursos Hídricos 2021 - O valor da água. https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000375751_por
- Xing, M., Li, X., & Yang, J. (2010). Treatment performance of small-scale vermifilter for domestic wastewater and its relationship to earthworm growth, reproduction and enzymatic activity. *African Journal of Biotechnology*, 9(44), 7513–7520.
<https://doi.org/10.5897/ajb10.811>
- Zhang, X., He, D., Niu, G., Yan, Z., & Song, J. (2018). Effects of environment lighting on the growth, photosynthesis, and quality of hydroponic lettuce in a plant factory. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 11(2), 33–40.
<https://doi.org/10.25165/j.ijabe.20181102.3420>
- Zhao, L., Wang, Y., Yang, J., Xing, M., Li, X., Yi, D., & Deng, D. (2010). Earthworm-microorganism interactions: A strategy to stabilize domestic wastewater sludge. *Water Research*, 44(8), 2572–2582. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.01.011>

Anexos

Anexo A

| ANEXO XVI | | | | |
|---------------------------------------|--------------------------|---------|---------|--|
| Qualidade das águas destinadas à rega | | | | |
| Parâmetro S | Expressão dos resultados | VMR | VMA | Observações |
| Cobre (<i>Cu</i>) | mg/l | 0,20 | 5,0 | Tóxico em soluções nutritivas com concentrações entre 0,1 mg/l e 1 mg/l para diversas culturas. |
| Ferro (<i>Fe</i>) | mg/l | 5,0 | | Não tóxico em solos bem arejados, mas pode contribuir para a acidificação do solo, tornando indisponível o fósforo e o molibdénio. |
| Nitratos (<i>NO₃</i>) | mg/l | 50 | | Concentrações elevadas podem afectar a produção e qualidade das culturas sensíveis. No plano de fertilização da parcela convirá contabilizar o azoto veiculado pela água de rega. |
| Salinidade: | | | | Depende muito da resistência das culturas à salinidade, bem como do clima, do método de rega e da textura do solo. |
| CE | dS/m | 1 | | |
| SDT | mg/l | 640 | | |
| Sólidos suspensos totais (SST) | mg/l | 60 | | Concentrações elevadas poderão ocasionar colmatagem em solos e assoreamento nas redes de rega, bem como entupimentos nos sistemas de rega gota-a-gota e aspersão, bem como neste último sistema a água poderá provocar depósitos sobre as folhas e frutos. |
| Zinco (<i>Zn</i>) | mg/l | 2,0 | 10,0 | Tóxico para diversas culturas numa gama ampla, toxicidade reduzida a $pH > 6$ e solos de textura fina ou de solos orgânicos. |
| <i>pH</i> | Escala de Sorensen | 6,5-8,4 | 4,5-9,0 | |
| Coliformes fecais | /100 ml | 100 | | |
| Ovos de parasitas intestinais | N/l | | 1 | |

Figura A.43. Normas de qualidade das águas destinadas à rega (adaptado DL 236/98).

| ANEXO XVIII | | |
|--|----------------------------|--|
| Valores limite de emissão (VLE) na descarga de águas residuais | | |
| Parâmetros | Expressão dos resultados | VLE (1) |
| <i>pH</i> (0) | Escala de Sorensen | 6,0-9,0 (2) |
| Temperatura (0) | °C | Aumento de 3°C (3) |
| CBO ₅ , 20°C (20) (0) | mg/l O ₂ | 40 |
| CQO (0) | mg/l O ₂ | 150 |
| SST (0) | mg/l | 60 |
| Ferro total | mg/l <i>Fe</i> | 2,0 |
| Cheiro | — | Não detectável na diluição 1:20 |
| Cor (0) | — | Não visível na diluição 1:20 |
| Fósforo total | mg/l <i>P</i> | 10 3 (em águas que alimentem lagoas ou albufeiras) 0,5 (em lagoas ou albufeiras) |
| Azoto amoniacal | mg/l <i>NH₄</i> | 10 |
| Azoto total | mg/l <i>N</i> | 15 |
| Nitratos | mg/l <i>NO₃</i> | 50 |
| Cobre total | mg/l <i>Cu</i> | 1,0 |

Figura A.44. Valores limite de emissão na descarga de águas residuais (adaptado do DL 236/98).

Anexo B

Quadro 1.a: Normas de qualidade de água para reutilização para rega

| Classe de qualidade (¹) | CBO ₅ (mg/L O ₂) | SST (mg/L) | Turvação (NTU) | <i>E. coli</i> (ufc/100 mL) | Ovos de parasitas intestinais (Nº/L) (²) | Azoto amoniacal (³) (mg NH ₄ ⁺/L) | Azoto total (³) (mg N/L) | Fósforo total (³) (mg P/L) |
|-------------------------|---|------------|----------------|-----------------------------|--|--|--------------------------|----------------------------|
| A..... | ≤10 | ≤10 | ≤5 | ≤10 | | 10 | 15 | 5 |
| B..... | ≤25 | ≤35 | | ≤100 | | | | |
| C..... | ≤25 | ≤35 | | ≤1000 | ≤1 | | | |
| D..... | ≤25 | ≤35 | | ≤10000 | ≤1 | | | |
| E (⁴)..... | ≤40 | ≤60 | | ≤10000 | | | | |

Quadro 2: Descrição das classes de rega — Usos e nível de tratamento adequado em função das várias classes de qualidade da água

| Classe | Possíveis usos | Nível de tratamento |
|--------|--|---|
| A | Rega sem restrição de acesso (usos urbanos e agrícolas): rega de culturas consumidas em cru em que a parte consumível está em direto contacto com a água; rega de jardins públicos sem restrição de acesso; rega de jardins privados. | Mais avançado que secundário (desinfecção). |
| B | Rega com restrição de acesso (usos urbanos e agrícolas): rega de culturas consumidas em cru, que crescem acima do solo, e em que a parte consumível não está em direto contacto com a água; rega de culturas agrícolas destinadas a processamento e de culturas agrícolas não destinadas ao consumo humano, incluindo culturas destinadas ao consumo animal (produção de leite ou carne), exceto suínos; rega de jardins com restrição de acesso, incluindo áreas de lazer e desportivas (e.g. campos de golfe). | Mais avançado que secundário (desinfecção). |
| C | Rega com restrição de acesso (usos agrícolas): rega de culturas consumidas em cru, que crescem acima do solo, e em que a parte consumível não está em direto contacto com a água; rega de culturas agrícolas destinadas a processamento e de culturas agrícolas não destinadas ao consumo humano, incluindo culturas destinadas ao consumo animal (produção de leite ou carne), exceto suínos. | Mais avançado que secundário (desinfecção). |
| D | Rega com restrição de acesso (usos agrícolas): produção de sementes, incluindo sementes para uso industrial ou produção de energia. | Mais avançado que secundário (desinfecção). |
| E | Rega com restrição de acesso (usos agrícolas): produção de sementes; rega de áreas de uso naturalmente restrito (e.g., sebes, áreas de contenção (prados em socialcos). | Mais avançado que secundário (desinfecção). |

Quadro 3: Normas de qualidade de água para usos urbanos e usos paisagísticos (fora do contexto urbano)

| Parâmetro | Suporte de ecossistemas | Usos recreativos, de enquadramento paisagístico | Lavagem de ruas (⁵) | Água de combate a incêndios (¹) | Águas de arrefecimento | Autoclismos (¹) | Lavagem de veículos (⁴),(⁵) |
|--|---|---|---------------------|---------------------------------|---------------------------------|-----------------|-----------------------------|
| pH..... | Adeterminar caso-a-caso em função do estado ecológico e respetivos parâmetros de suporte. | 6,0 a 9,0 | 6,0 a 9,0 | 6,0 a 9,0 | 6,5 a 8,5 (²) | 6,0 a 9,0 | 6,0 a 9,0 |
| CBO ₅ (mg/L O ₂)..... | | ≤25 | ≤25 | ≤25 | ≤25 | ≤25 | |
| Turvação (NTU)..... | | ≤5 | | ≤5 | | ≤5 | ≤5 |
| Azoto amoniacal (mgNH ₄ /L). | | ≤5 | | | ≤5 ≤1 (na presença de cobre) | ≤10 | |
| P _{total} (mg/L)..... | | ≤2 (³) | | | | | |
| <i>E. coli</i> (ufc/100 mL).... | | ≤10 | | ≤10 | ≤200 | ≤10 | ≤10 |

Figura A.45. Normas de qualidade de água para reutilização (Quadro 1.a), descrição das classes de rega (Quadro 2) e normas de qualidade de água para usos urbanos e usos paisagísticos (Quadro 3) (adaptado do DL 119/2019).