

CAPÍTULO 3

FITORREMEDIACÃO DE AMBIENTES CONTAMINADOS – INTERAÇÃO SOLO-PLANTA NA REMOÇÃO DE METAIS PESADOS E FATORES DE AUMENTO DE BIOMASSA DE MACRÓFITAS



<https://doi.org/10.22533/at.ed.152152503023>

Data de aceite: 13/02/2025

Eder Carlos Lopes Coimbra

Departamento de Engenharia Agrícola,
Universidade Federal de Viçosa, Viçosa,
MG, Brasil

RESUMO: A fitorremediação é uma solução sustentável para a biorremediação, empregando plantas e microrganismos para remover, estabilizar ou degradar poluentes em solos e águas contaminadas. Essa tecnologia opera por meio de cinco mecanismos principais: fitoestabilização, fitoestimulação, fitoextração, fitodegradação e fitovolatilização, cuja atuação combinada depende do tipo de contaminante e das condições ambientais. A interação solo-planta é fundamental para a biodisponibilidade de metais pesados, facilitando sua absorção, metabolização ou acumulação nos tecidos vegetais. Além disso, a microflora rizosférica desempenha um papel crucial ao aumentar a disponibilidade de nutrientes e metais, além de fortalecer a resistência das plantas ao estresse ambiental. No contexto aquático, macrófitas são amplamente utilizadas na fitorremediação de águas e sedimentos contaminados. No entanto, a toxicidade dos poluentes pode comprometer seu crescimento e eficiência, tornando essencial a otimização de fatores ambientais como

pH, fitormônios, bactérias promotoras de crescimento e luminosidade. O pH regula a disponibilidade de nutrientes e metais, influenciando a absorção pelas plantas e a atividade microbiana na rizosfera. Fitormônios, endógenos ou exógenos, desempenham um papel regulador nos processos fisiológicos, promovendo o crescimento vegetal e reduzindo o impacto do estresse oxidativo. As bactérias promotoras de crescimento auxiliam na solubilização de nutrientes, síntese de fitormônios e degradação de compostos tóxicos, além de aumentar a resiliência das plantas a condições adversas. Já a luminosidade, especialmente por meio de LEDs ajustáveis, melhora a fotossíntese, influencia a morfologia vegetal e potencializa o desempenho das macrófitas em sistemas de fitorremediação de efluentes. A eficácia da fitorremediação depende diretamente da interação entre as plantas, os microrganismos e as condições ambientais. O ajuste de variáveis como pH, luz, fitormônios e bactérias promotoras de crescimento pode não apenas mitigar os impactos dos poluentes, mas também maximizar a produtividade e a eficiência do processo.

PALAVRAS-CHAVE: Fitorremediação; Metais pesados; Fitormônios; Bactérias promotoras de crescimento; Luminosidade

PHYTORREMEDIATION OF CONTAMINATED ENVIRONMENTS – SOIL-PLANT INTERACTION IN THE REMOVAL OF HEAVY METALS AND FACTORS OF INCREASING MACROPHYTE BIOMASS

ABSTRACT: Phytoremediation is a sustainable solution for bioremediation, employing plants and microorganisms to remove, stabilize, or degrade pollutants in contaminated soils and waters. This technology operates through five main mechanisms: phytostabilization, rhizodegradation, phytoextraction, phytodegradation, and phytovolatilization, whose combined action depends on the type of contaminant and environmental conditions. The soil-plant interaction is fundamental to the bioavailability of heavy metals, facilitating their absorption, metabolism, or accumulation in plant tissues. Additionally, rhizosphere microbiota is crucial in increasing nutrient and metal availability while enhancing plant resilience to environmental stress. In aquatic environments, macrophytes are widely used in the phytoremediation of contaminated waters and sediments. However, pollutant toxicity can hinder their growth and efficiency, making it essential to optimize environmental factors such as pH, phytohormones, plant growth-promoting bacteria, and light exposure. pH regulates nutrient and metal availability, influencing plant absorption and microbial activity in the rhizosphere. Phytohormones, whether endogenous or exogenous, regulate physiological processes, promoting plant growth and mitigating oxidative stress. Growth-promoting bacteria aid in nutrient solubilization, phytohormone synthesis, and toxic compound degradation while increasing plant resilience to adverse conditions. Light exposure, particularly through adjustable-spectrum LEDs, enhances photosynthesis, influences plant morphology, and boosts macrophyte performance in wastewater phytoremediation systems. The effectiveness of phytoremediation directly depends on the interaction between plants, microorganisms, and environmental conditions. Adjusting variables such as pH, light, phytohormones, and growth-promoting bacteria can not only mitigate pollutant impacts but also maximize process productivity and efficiency.

KEYWORDS: Phytoremediation; Heavy metals; Phytohormones; Plant growth-promoting bacteria; Light exposure

TÉCNICAS DE FITORREMEDIÇÃO DE POLUENTES E O PAPEL DA INTERAÇÃO SOLO-PLANTA NA REMOÇÃO DE METAIS PESADOS

A biorremediação tem sido uma alternativa sustentável e eficaz na redução da concentração de poluentes com o auxílio de plantas e de microrganismos (CELIN et al., 2020; VERMA; KUILA, 2019). Particularmente, a fitorremediação, que emprega plantas e microrganismos associados para remover, desintoxicar ou sequestrar poluentes tem sido reconhecidamente eficiente no tratamento de solos e águas contaminadas (ANSARI et al., 2020; MAHAR et al., 2016).

A tecnologia de fitorremediação é agrupada em cinco técnicas que incluem a fitoestabilização, fitoestimulação, fitoextração, fitodegradação e fitovolatilização que ocorrerão com a ação direta e indireta das plantas com seus microrganismos associados. Alguns revisões sobre essa tecnologia aplicados em solos e águas contaminadas por metais foram publicadas nos últimos anos (ALI; KHAN; SAJAD, 2013; ANSARI et al., 2020; ASHRAF et al., 2019; BHARGAVA et al., 2012; GOMES et al., 2016; HAKEEM; BHAT; QADRI, 2020; KHALID et al., 2017; KUMAR YADAV et al., 2018; MAHAR et al., 2016; MUTHUSARAVANAN et al., 2018; NEDJIMI, 2021; SARWAR et al., 2017; SESHADRI; BOLAN; NAIDU, 2015; SHAH; DAVEREY, 2020; SHEORAN; SHEORAN; POONIA, 2016; THAKARE et al., 2021).

Essas técnicas, que não são mutuamente exclusivas, são acionadas dependendo do tipo de contaminante (orgânico e inorgânico), com o tipo de planta (acumuladora ou não-acumuladora) e com o ambiente contaminado (solo ou água) (ASHRAF et al., 2019; SESHADRI; BOLAN; NAIDU, 2015). Em resumo, o poluente pode ser imobilizado ou degrado na rizosfera ou absorvido e transportado aos tecidos vegetais onde poderá ser armazenado, metabolizado ou volatizado.

Na região da rizosfera, duas técnicas ocorrerão a fitoimobilização ou fitoestabilização na qual planta imobiliza o metal pesado na zona de raízes (via precipitação, por exemplo) (ALI; KHAN; SAJAD, 2013; KHALID et al., 2017; KUMAR YADAV et al., 2018); e a fitoestimulação ou rizodegradação na qual a microflora biodegrada matéria orgânica ou absorve material inorgânico, como os MPs (ALI; KHAN; SAJAD, 2013; KUMAR YADAV et al., 2018).

Por outro lado, quando o poluente é capturado/absorvido poderá ocorrer a metabolização do poluente (fitodegradação) (ALI; KHAN; SAJAD, 2013; KUMAR YADAV et al., 2018) ou acúmulo nos tecidos aéreos que, usualmente, são colhidos (fitoextração) (ALI; KHAN; SAJAD, 2013; BHARGAVA et al., 2012; HAKEEM; BHAT; QADRI, 2020; MAHAR et al., 2016; SARWAR et al., 2017; SHEORAN; SHEORAN; POONIA, 2016). A fitoextração é alcançada com plantas que possuem crescimento rápido, alto potencial de acúmulo de metais, alto nível de tolerância contra contaminantes, fácil cultivo e colheita (KUMAR YADAV et al., 2018). Por fim, alguns poluentes, como os metaloides (e.g. arsênio, mercúrio, selênio) e compostos orgânicos voláteis, ao serem absorvidos e transportados às partes aéreas das plantas são volatilizados (fitovolatilização) (LIMMER; BURKEN, 2016; THAKARE et al., 2021).

A fitoextração e fitoestabilização, usualmente, ocorre para metais pesados ou outros poluentes inorgânicos (macronutrientes) (SHEORAN; SHEORAN; POONIA, 2016). A fitoestimulação é usada para compostos orgânicos hidrofóbicos que são degradados pela microbiota rizosférica (ASHRAF et al., 2019; THAKARE et al., 2021), enquanto a fitodegradação ocorre para poluentes orgânicos, de intermediária hidrofobicidade, que são absorvidos por difusão simples, e no interior dos tecidos vegetais, são biodegradados por enzimas vegetais como a desalogenase e nitrorreduktase (SHARMA et al., 2021).

Na fitorremediação de locais contaminados por metais pesados (MPs), as plantas valem-se dos processos de fitoextração, de fitoestabilização ou fitovolatilização. A interação-solo planta permite que haja o aumento de disponibilidade de MPs e, por conseguinte, a ação dos mecanismos de absorção, exclusão e transporte (ANTONIADIS et al., 2017). Para tanto, essa dinâmica se inicia a partir da zona de raízes (região rizosférica), zona que circunvizinha, em poucos milímetros, as raízes. Essa região fornece uma área de superfície que absorve e acumula água e nutrientes essenciais ao crescimento, juntamente com contaminantes não-essenciais (KRUMINS; GOODEY; GALLAGHER, 2015; KUMAR YADAV et al., 2018).

Entretanto, a fitodisponibilidade de MPs é afetada por parâmetros do solo e por mecanismos de defesa das plantas relacionados à absorção e exclusão (seção 3.2). A absorção ou exclusão de MPs ocorrem por mecanismos de defesas que atuam dentro (translocação seletiva, armazenamento) e fora (produção de exsudatos, microflora rizosférica) do corpo da planta; além de estratégias de captação, distribuição e desintoxicação de MPs. (ANTONIADIS et al., 2017; SESHADRI; BOLAN; NAIDU, 2015).

Em geral, essa (fito)biodisponibilidade pode ser aumentada por quelantes, como sideróforos, ácidos carboxílicos e compostos fenólicos, de metal liberados pelas plantas ou por rizobactérias (HAKEEM; BHAT; QADRI, 2020; TRIVEDI et al., 2020). Além disso, as plantas liberam íons H⁺ via enzimas ATPases, o que acidifica a região da rizosfera e aumenta a solubilidade ou mobilidade de íons metálicos (RAI et al., 2021). Ademais, transportadores como proteínas transmembranas acopladas às membranas plasmáticas da célula da raiz são essenciais à absorção de metais pelas plantas. Nesse processo de absorção, alguns metais são capazes de cruzar essas membranas e mediar a translocação de outros metais (DALCORSO et al., 2019; YAN et al., 2020).

Todos esses mecanismos de aumento de biodisponibilidade e captação e translocação de MPs ocorre a partir da interação solo-planta e tem como responsáveis a ação da microflora da rizosfera, a produção de exsudatos produzidos pelas raízes e mecanismos de tolerância relacionados a captação e translocação (ANTONIADIS et al., 2017; KRUMINS; GOODEY; GALLAGHER, 2015; OZYIGIT; DOGAN, 2015; SESHADRI; BOLAN; NAIDU, 2015; SESSITSCH et al., 2013; THAKARE et al., 2021; TRIVEDI et al., 2020; VERMA; KUILA, 2019; YAN et al., 2020; ZHU et al., 2020).

A microflora da rizosfera, formada por bactérias e fungos, ao estabelecer simbiose mutualística com as raízes das plantas, aumenta a capacidade de tolerância das plantas aos MPs. As plantas liberam na rizosfera uma variedade de compostos orgânicos (exsudatos) que servem como fonte de carbono para fungos e bactérias heterotróficas. Por sua vez, a microflora estimula o crescimento das raízes, aumenta a absorção de água e podem inibir o crescimento de microrganismos patogênicos (SESSITSCH et al., 2013; TRIVEDI et al., 2020).

A microflora atua desintoxicando o meio circundante, seja pela produção de agentes quelantes ou pela interação com a membrana plasmática ou participação de componentes da parede celular das plantas. Os fungos micorrízicos, por exemplo, podem aumentar a absorção de metais essenciais quando os níveis estão baixos, diminuir a absorção quando presentes em níveis fitotóxicos e auxiliar a aquisição de fosfatos para o crescimento das plantas (DENG; CAO, 2017).

Por sua vez, as bactérias estimulam o crescimento das raízes, produzem metabólitos que afetam a expressão do gene vegetal de proteínas transportadoras e aumentam a biodisponibilidade do metal (TRIVEDI et al., 2020). Essas bactérias, ajudam na mobilização de nutrientes, e minimiza o estresse abiótico e biótico às plantas, fazendo com que ocorra o aumento da produtividade da planta e acúmulo de mais MPs (NAIK et al., 2019; RAJKUMAR et al., 2012; SHARMA, 2021; SHARMA et al., 2021; THAKARE et al., 2021; TRIVEDI et al.,

2020). As plantas ao serem expostas a MPs, secretam à rizosfera compostos orgânicos de baixo (açúcares, ácidos graxos, ácidos orgânicos) e de alto (proteínas) peso molecular, bem como íons (H^+ , cloreto, sulfato, carbonato, fosfato) por meio de mecanismos passivos (difusão simples, canais) e ativos (transportadores), denominados exsudatos radiculares (CHEN; WANG; YEH, 2017; MONTIEL-ROZAS; MADEJON; MADEJON, 2016; WESTON; RYAN; WATT, 2012).

Esses exsudatos alteram a química da rizosfera e aumenta a tolerância das plantas aos MPs. Esses compostos formam quelatos organometálicos, induzem reações redox com alterações químicas dos MPs. Os MPs quelados podem ser absorvidos pelas raízes, translocados e armazenados nos vacúolos ou podem permanecerem indisponíveis às plantas. A acidez membrana plasmática na forma de ácidos orgânicos é exsudada por meio da ATPase, acidificando a rizosfera e aumentando a solubilidade de MP.

Além disso, os exsudatos contêm ácidos orgânicos (malato, citrato, oxalato) que servem como fonte de energia para o crescimento bacteriano (ANTONIADIS et al., 2017). Essa relação simbiótica induz uma interação das bactérias com os MPs, como os sideróforos bacterianos que sequestram de MPs que, eventualmente, causam fitotoxicidade (HAKEEM; BHAT; QADRI, 2020; RAI et al., 2021; TRIVEDI et al., 2020).

Conforme acima mencionado, as plantas podem imobilizar ou estabilizar metais na zona de raízes ou absorvê-los e translocá-los aos tecidos vegetais, em mecanismos de defesa de exclusão e de absorção de MPs. Em geral, a exclusão limita a quantidade de metais translocados das raízes às partes aéreas, restringindo a absorção dos contaminantes na biomassa das plantas. Por outro lado, a absorção ocorre pela mobilização de metais, transporte e destino final nos tecidos da planta (KUMAR YADAV et al., 2018).

Aos metais absorvidos, mecanismos de tolerância aos metais de forma a manter a homeostase dos MPs (RAI et al., 2021). Esses mecanismos definirão os limites de toxicidade e, consequentemente, o desenvolvimento das plantas e seu metabolismo. Esses mecanismos de tolerância desenvolvidos pelas plantas: sequestro/compartimentalização, iligação/queilação, sistema antioxidante enzimático e não-enzimático e proteção, recuperação de estresse e reparo de proteínas. Esses mecanismos não são mutuamente exclusivos e as plantas usam os efeitos combinados desses processos para tolerar o estresse dos MPs (ANTONIADIS et al., 2017).

O sequestro/compartimentalização de MPs ocorre nas paredes celulares, vacúolo, epiderme, etc. de forma que os metais não sejam capazes de reagir com as substâncias metabolicamente ativas das plantas (PARROTTA et al., 2015). A parede celular, por exemplo, rica em grupos carboxilas e lignina servem de local de acúmulo de MPs catiônicos (ANTONIADIS et al., 2017). Os MPs são quelados com ligantes e formam complexos e, consequentemente, mantêm baixas concentrações de MPs no citoplasma. São exemplos de ligantes os aminoácidos, ácidos orgânicos, compostos fenólicos e compostos que contêm tiol, como fitoquelatinas e metalotioneínas. O tipo de queilação existente influenciará o destino e transporte dos metais, por exemplo, transporte através do xilema (ligantes ácidos orgânicos) ou sequestro no vacúolo (ligantes fitoquelatinas) (ANTONIADIS et al., 2017).

A ação antioxidante (enzimática e não-enzimática) possui um papel importante na eliminação de espécies reativas de oxigênio (do inglês ROS). O desequilíbrio entre a produção de ROS e o seu combate leva ao estresse oxidativo e afeta a tolerância das plantas à absorção de mais MPs (DEMIDCHIK, 2015). A eficiências desses mecanismos de exclusão e de tolerância influenciará a absorção, armazenamento e desintoxicação dos MPs (ANTONIADIS et al., 2017).

CONDIÇÕES AMBIENTAIS INTERVENIENTES À MELHORA DA FITORMEDIAÇÃO PELO AUMENTO DA BIOMASSA DE MACRÓFITAS

As macrófitas são plantas aquáticas que crescem na água ou próximo a ela (EPA, 2021), e nesses ambientes desempenham funções diversas como fornecimento de alimento para peixes e substratos para invertebrados, produzem oxigênio, favorecem a estabilidade de sedimentos, etc. (DALLA VECCHIA; VILLA; BOLPAGNI, 2020).

A essa versatilidade, as macrófitas têm sido usadas no tratamento de águas ou sedimentos contaminados por metais ou outros poluentes orgânicos e inorgânicos, seja por Sistemas Hidropônicos - SHs ou por Sistemas Alagados Construídos-SACs (ANSARI et al., 2020; COLARES et al., 2020; EKPERUSI; SIKOKI; NWACHUKWU, 2019). Entretanto, essas plantas ao entrar em contato com esses ambientes, o seu desempenho seja comprometido dado a toxicidade existente desses efluentes. Nesse sentido, é usual que condições ambientais do meio físico e aquoso sejam modificadas a fim de garantir que essas espécies aumentem a sua produtividade e sejam capazes de enfrentar essas situações adversas.

Nesse sentido, essa discussão teve como objetivo discutir os efeitos do pH, fitormônios, bactérias promotoras de crescimento e luminosidade sobre o crescimento e aumento de biomassa de plantas. Além disso, são apresentados alguns estudos da literatura que utilizaram essas condições e avaliaram o efeito sobre a biomassa de macrófitas. Ademais, sobre a luminosidade, é discutido sobre a luz do tipo light emitting-diode (LED) e suas potencialidades quanto ao aumento de produtividade de macrófitas em sistemas de tratamento de efluentes. É válido destacar que esses fatores ambientais nem sempre atuarão de forma direta no aumento de biomassa, podendo servir como condição minimizadora da fitotoxicidade ou outro estresse ambiental. Nesse sentido, a planta pode aumentar a sua produtividade e biomassa por meio de ações indiretas de tais fatores.

pH

O pH é uma das condições ambientais que mais influenciam a processos biológicos, químicos e físicos que afetam o crescimento de plantas e produção de biomassa (HUSSON, 2013; NEINA, 2019). O valor de pH determinará a disponibilidade nutriente (macro e micronutrientes) essenciais ao crescimento de plantas (SHARMA, 2021), bem como a atividade biológica da rizosfera (que influencia no crescimento das plantas) (ROUT; SAHOO, 2015). Por exemplo, a biodisponibilidade de metais (essenciais ou não essenciais) às plantas é alterada por pequenas mudanças no meio ambiente (KRÓL; MIZERNA; BOŻYM, 2020).

Alguns estudos investigaram os efeitos do pH do meio líquido sobre a produtividade em biomassa de macrófitas. Song et al. (2018) investigaram o efeito de diferentes valores de pH (5,5, 6,5, 7,5, 8,5 e 9,5) sobre o metabolismo da macrófita submersa *Hydrilla verticillata* cultivadas em solução nutritiva. Os autores observaram que um pH ótimo de 8,5 para o crescimento de *H. verticillata*, e que, em pH ácidos, o metabolismo da macrófita foi afetado negativamente. Além disso, o conteúdo de malondialdeído e três atividades de enzimas antioxidantes mudaram em um padrão semelhante após os tratamentos de pH: aumentos variáveis ocorreram após todos os tratamentos de pH, com exceção de pH 8,5.

Hadad et al. (2018) investigaram a capacidade de tolerância das macrófitas flutuantes e *T. domingensis* expostas a diferentes tratamentos de pH (8, 9, 10 e 11) e salinidade (2, 3, 4, 6, e 8 mg L⁻¹) durante oito dias de exposição. A macrófita foi capaz de sobreviver em todas em todas concentrações testadas, mas apresentou de decrescimento (g g⁻¹ d⁻¹) no maior valor de pH e concentração salina.

Por outro lado, Higgins et al. (2016) conduziram um ensaio de fitorremediação de lixiviados de mineração de bauxita com *Phragmites australis* em diferentes faixas de pH (8,6-11,1) durante três meses a fim de investigar o crescimento da macrófita. Os autores observaram que o pH do lixiviado não afetou a biomassa vegetal, e que as concentrações dos metais(loidés) alumínio (Al), arsênio (As) e vanádio (V) nos tecidos vegetais foram inferiores aos níveis considerados fitotóxicos.

Fitormônios

A fitorremediação possui muitas vantagens na remediação de ambientes contaminados, por ser um processo mais barato e de fácil operação (ANSARI et al., 2020). Entretanto, ela pode apresentar limitações como o comprometimento do crescimento das plantas devido à toxicidade desses ambientes, o que reduz a eficácia do processo. Por outro lado, modificações do meio físico e aquoso pode garantir a redução dessa toxicidade e melhoria do desempenho das plantas na remediação por meio do aumento de produtividade e biomassa das plantas.

Uma das estratégias, por exemplo, é a aplicação de reguladores de crescimento de plantas, os fitormônios (ROSTAMI; AZHDARPOOR, 2019) via suplementação externa ou por estimulação endógena via bactérias promotoras de crescimento (seção 2.2.3). São exemplos de fitormônios as auxinas (AUX), giberílinas (GB), citocininas (CK), ácido salicílico (AS), ácido jasmônico (JA), ácido abscísico (ABA) e brassinosteróide (BRA) (SYTAR et al., 2019)

Os fitormônios são compostos de sinalização que influenciam os processos biológicos das plantas em baixas concentrações. CITAR DEFINIÇÃO AQUI. Esses materiais de várias maneiras e por mecanismos diferentes e, o seu uso, aumenta a biomassa e diminui os efeitos negativos da presença de contaminantes. Por exemplo, em ambientes contaminados por metais, a sinalização de fitormônios envolve a minimização a formação de espécies reativas de oxigênio (ROS) promovendo a produção de oxidantes, estimulam a produção de ligantes de metais (seção 2.1) como a glutatona e a fitoquelatinas (BÜCKER-NETO et al., 2017; KHAN et al., 2021; NAZLI et al., 2020; NGUYEN et al., 2021; ROSTAMI; AZHDARPOOR, 2019; SINGH et al., 2021; SYTAR et al., 2019).

Embora esses materiais têm sido usados na agricultura (e.g. controle de ervas daninhas, indução de enraizamento), nos últimos o seu uso tem sido investigado como um método para melhorar a eficiência de fitorremediação (ROSTAMI; AZHDARPOOR, 2019). Entretanto, o uso fitormônio é mais comum na fitorremediação com plantas terrestres (solos contaminados) (LUO et al., 2016; RAN et al., 2020; WANG et al., 2015; ZHU et al., 2013) com poucos relatos do seu uso na avaliação de aumento de biomassa de macrófitas (LIU et al., 2015, 2019).

Liu et al (2015) pulverizaram o hormônio ácido uniconazol em fronds de *L. punctata* e observaram acúmulo de amido 3 vezes maior que o controle em 24 horas de crescimento. Além disso, as atividades das principais enzimas envolvidas na síntese do amido também aumentaram significativamente, com aumentos dos níveis endógenos de ABA e CK e do conteúdo de clorofila.

Bactérias promotoras de crescimento de plantas (BPCP)

Conforme discutido (seção 2.1) algumas bactérias estabelecem relações de mutualismo a planta desempenhando papel fundamental no crescimento da última e/ou de atenuação de fitotoxicidade. Nas últimas décadas, a introdução de bactérias promotoras de crescimento (BPCP) têm sido uma abordagem utilizada para potencializar o desenvolvimento e crescimento das plantas (KONG; GLICK, 2017). Elas são conhecidas por estabelecer uma associação com a rizosfera e/ou endosfera, constituindo um sistema denominado de holobionte nas quais possuem a capacidade de neutralizar o estresse um possível ambiental às plantas e, ao mesmo tempo, atuar em seus crescimentos (TRIVEDI et al., 2020; (VERGANI et al., 2017)

Na prática, as BPCP promovem o crescimento por atuarem como biofertilizante, pois solubilizam os nutrientes, disponibilizando-os às plantas (RIVA et al., 2020) e/ou na regulação e produção de fitormônios (ABHILASH et al., 2016; BACKER et al., 2018). Sobre a produção dos fitormônios, as BPCP são capazes de sintetizar auxinas, citocininas e giberílinas. Além disso, são capazes de sintetizar quelantes de ferro, denominados de sideróforos, que melhora a nutrição das plantas com ferro. Ademais, a síntese de 1-aminociclopropano-1-carboxilato (ACC) desaminase diminui os níveis de etileno, que impedem o desenvolvimento das plantas (ASAD et al., 2019; KONG; GLICK, 2017).

Por outro lado, as relações existentes entre as plantas e as bactérias promotoras de crescimento variam de espécie para espécie (planta-bactéria) e assume mecanismos diversos no desempenho da fitorremediação. Riva et al. (2020) mostram que a presença de certas BPCP desencadeia a presença de enzimas antioxidantes que atuam diminuindo as espécies reativas de oxigênio (ROS), aumentando a tolerância das plantas ao estresse ambiental. Os autores discutem que esse mecanismo é interessante quando os poluentes, presentes nas águas residuárias, são orgânicos hidrofílicos ou metais, porque são capazes de serem absorvidos pelas raízes, transcolados e metabolizados dentro dos tecidos vegetais.

Ademais, esses microrganismos podem produzir substâncias poliméricas extracelulares (EPS), que circunvizinham à raízes das plantas, ligando-se aos compostos tóxicos, impedindo-os de causarem fitotoxicidade. Além disso, os microrganismos atuam alterando o pH nas proximidades das raízes, favorecendo a biodisponibilidade de nutrientes (TAHIR; SOHAIL; KHAN, 2017).

Por fim, as bactérias promotoras de crescimento, além de atuar na melhoria do desempenho das plantas, também atuam diretamente na depuração das águas contaminadas por meio da degradação de compostos que possam ser tóxicos (SHEHZADI et al., 2014). Esses compostos são de difícil degradação e a introdução de determinadas bactérias que, por vias metabólicas específicas, são capazes degradá-los e, portanto, indiretamente auxiliar no crescimento das plantas.

O uso de BPCP no crescimento e remoção de poluentes de águas residuárias é relatado na literatura (CHEN et al., 2019; GILBERT et al., 2018; HUANG et al., 2020; ISHIZAWA et al., 2017a, 2017b, 2019b, 2019a, 2020a, 2020b; KHAIRINA et al., 2021; SHEHZADI et al., 2014; SUZUKI et al., 2014; TOYAMA et al., 2017; YAMAKAWA; JOG; MORIKAWA, 2018; REHMAN et al., 2018; YONEDA et al., 2021).

Bactérias promotoras de crescimento em sistemas que utiliza a fitorremediação, como em SAC ou SHs, deve incluir etapas de seleção dessas bactérias que serão essenciais ao sucesso do processo. Riva et al. (2020) discutem que essa seleção deve incluir o i) isolamento adequado das cepas bacterianas, ii) sua identificação taxonômica e iii) sua caracterização funcional para selecionar os microrganismos mais promissores.

Basicamente, testes preliminares de atuação de qual cepa promoverá o maior crescimento da planta, aliado à melhor ação de melhoria da qualidade do efluente final é o passo importante na seleção da bactéria promotora de crescimento. Feito essa seleção, há diferentes métodos de aplicação do inóculo bacteriano a ser utilizado como promotor. Esses métodos dividem-se em i) tipo, ii) forma e iii) frequência de inoculação (REHMAN et al., 2018). O tipo de inóculo pode ser em consórcio ou em cepas únicas; a forma de inoculação pode ser na própria água resíduária ou na raiz da planta (mergulhando as raízes das plantas numa solução contendo o inóculo); e a frequência de inoculação, na maioria das vezes, ocorre uma única vez (início do experimento), mas pode ser diariamente ou mais de uma vez inoculada enquanto dure o experimento.

Rehman et al. (2018) isolaram bactérias de águas resíduárias de campo de petróleo e realizaram testes, em *in vivo*, a fim de verificar quais cepas mais contribuíam ao crescimento das plantas *Brachiaria mutica* e *Phragmites australis* que seriam utilizadas, posteriormente na fitoremedação das próprias águas resíduárias de petróleo. Os autores constataram que, com a presença do consórcio bacteriano BPCP, houve o crescimento das raízes (15-29%), das partes aéreas (4-21%) nas duas plantas, quando comparado com o controle.

Sobre essa abordagem de Rehman e seus colaboradores, o uso de bactérias isoladas águas resíduárias altamente tóxicas, e que consigam se associar às plantas aquáticas, promovendo o seu crescimento é uma estratégia interessante no tratamento de águas contaminadas, pois dispensaria o processo de aclimatação e testagem de outros grupos de bactérias funcionais. Além disso, o uso das próprias bactérias do efluente poderiam atuar diretamente na biodegradação dos poluentes orgânicos do efluente por serem adaptáveis a esse ambiente.

Por outro lado, e conforme já discutido, não só BPCP rizosférica são utilizadas. Shehzadi et al. (2014) inocularam as cepas endofíticas *Microbacterium arborescens* TYSI04 e *Bacillus pumilus* PIRI30 nas plantas *Typha domingensis* em um SAC de fluxo vertical tratando efluentes de indústria têxtil. Os autores observaram que a inoculação do consórcio reduziu os efeitos tóxicos que os efluentes causavam aos tecidos vegetais de *T. domingensis*.

Entretanto, é discutido que a inoculação direta, de BPCP, em águas resíduárias pode ser prejudicial. Essas águas, naturalmente contêm uma diversidade de microrganismos endógenos que, por ventura, possam predar as BPCP. Assim, seria necessário adicionar uma alta densidade celular de BPCP a fim de garantir sua sobrevivência (TOYAMA et al., 2017), uma vez que, grandes populações ou consórcios possuem uma maior capacidade de resistir a condições estressoras (MORELLA et al., 2020).

Nesse sentido, Ishizawa et al. (2020a), como forma de resolver esse problema, propuseram um sistema de cultivo de *Lemna minor* em duas etapas. Numa primeira etapa, denominada etapa de colonização, as plantas eram cultivadas em solução estéril contendo a BPCP *Acinetobacter calcoaceticus* P23. Em seguida, numa segunda etapa, chamada de cultivo em massa, partes dessas plantas eram transferidas para o tratamento de águas resíduárias. Por fim, à medida que essas plantas nessa segunda etapa crescam, parte delas eram recolocadas na etapa de colonização.

Os autores observaram que nesse tipo de cultivo em duas etapas, as plantas apresentaram um crescimento de 1,9-2,3 vezes mais em biomassa que o controle (sem a etapa de colonização). Além disso, maiores remoções de nitrogênio e fósforo, em relação ao controle, também foram obtidas. Os autores ponderam que essa é uma estratégia capaz de maximizar o rendimento da lentilha d'água sem a necessidade do uso extensivo da BPCP.

Luminosidade: Efeitos quantitativos (intensidade e duração) e qualitativos (comprimentos de ondas)

A luz é um recurso essencial às plantas pois regula a fisiologia ao longo de todo o seu ciclo de vida, desempenhando funções como fixação de carbono ou auxiliando no crescimento das plantas, seja pelo alongamento do caule, expansão de folhas, morfologia e florescimento (PAIK; HUQ, 2019; PARADISO; PROIETTI, 2021). Ademais, a quantidade (fotoperíodo e intensidade) e a qualidade da luz (composição espectral/comprimento de onda) afetam o crescimento de plantas e determina o comportamento de plantas frente uma situação adversa (APPOLLONI et al., 2021; DUTTA GUPTA; JATOTHU, 2013; LAZZARIN et al., 2021; PAIK; HUQ, 2019; PARADISO; PROIETTI, 2021).

O espectro da radiação de 400-700 nm da radiação fotossinteticamente ativa (PAR) controla as reações fotoquímicas, convertendo a energia da luz em energia química. Para tanto, comprimentos de ondas específicos são percebidos por diferentes pigmentos fotossintéticos, como clorofilas, carotenoides, zeaxantina, luteína e licopeno. Por exemplo, os pigmentos clorofilas a e b apresentam picos máximos de absorção na região do azul (430-453 nm) e do vermelho (662-642 nm) (OUZOUNIS et al., 2015; PARADISO; PROIETTI, 2021; YEH; CHUNG, 2009). Por sua vez, a quantidade de luz (intensidade e fotoperíodo), percebida por mecanismos de vias fotossensoriais, garante o controle de processos metabólicos e respostas fisiológicas de desenvolvimento da planta (PAIK; HUQ, 2019).

Assim, fontes de luz com comprimentos de onda e quantidades específicas podem garantir uma melhor produtividade das plantas. Nesse sentido, diodos emissores de luz (LEDs) oferecem vantagens em relação às convencionais pela possibilidade de adaptação do espectro de luz e regulagem de intensidade luminosa (PARADISO; PROIETTI, 2021). Entretanto, o uso da luz LED em estudos de fitoremedação por macrófitas ainda é escasso, com poucos estudos relatados na literatura (BAWIEC; PAWĘSKA; PULIKOWSKI, 2020; XU et al., 2019) e com apenas um que avaliou o crescimento das macrófitas (XU et al., 2019).

Xu et al. (2019) avaliaram o efeito de diferentes luzes LED (azul, vermelho e branco) no crescimento de três macrófitas submersas *Vallisneria natans*, *Myriophyllum spicatum* e *Ceratophyllum demersum* em tanques com 800 L de água de lagos. Os autores observaram que os três tratamentos de luz LED promoveram o crescimento das três espécies de macrófitas em termos de comprimento e massa seca. Entretanto, houve diferenças entre si sobre o crescimento das plantas, com a luz vermelha com os maiores efeitos seguida pela azul e branca. Além disso, as três espécies também responderam de forma diferente aos tratamentos de luz com *V. natans* e *C. demersum* apresentando maior crescimento do que *M. spicatum*.

Por outro lado, estudos de crescimento de biomassa de macrófitas com o uso de tipos de luzes convencionais bem como os efeitos dos fotoperíodos e intensidade luminosa são relatados ((BRAIN et al., 2012; CHEN et al., 2020b, 2020c; CHU et al., 2021; HARPENSLAGER et al., 2015; HILLMANN; LA PEYRE, 2019; JIN et al., 2020; LI et al., 2019; LIU et al., 2018; PENG et al., 2021; RIIS et al., 2012; TAN et al., 2019; THOUVENOT; HAURY; THIÉBAUT, 2013; TOWNSEND et al., 2018; WERSAL; MADSEN, 2013; XU et al., 2019; YIN et al., 2015; YUAN et al., 2020a, 2020b; ZHANG et al., 2012; ZHAO; LI; LUO, 2013)1000 and 2000 µg. a.i./L. A grande maioria desses estudos se concentraram nos efeitos da luz (intensidade e duração) sobre o crescimento de macrófitas submersas (BRAIN et al., 2012; CHEN et al., 2020b, 2020c; CHU et al., 2021; JIN et al., 2020; PENG et al., 2021; THOUVENOT; HAURY; THIÉBAUT, 2013; YUAN et al., 2020a, 2020b; ZHANG et al., 2012; ZHAO; LI; LUO, 2013). Um possível motivo é que essas plantas por terem nicho aquático submerso necessitam que a luz penetre na coluna d'água de modo que o metabolismo não seja comprometido.

Além disso, nestes últimos com as macrófitas submersas, os autores avaliaram a altura de coluna d'água como simulação da penetração de luz (natural ou artificial), mas não mediam a intensidade luminosa. Por exemplo, Jin et al. (2020) investigaram os efeitos da luz no crescimento e produção de biomassa de três macrófitas submersas *Hydrilla verticillata*, *Vallisneria natans* e *Ceratophyllum demersum* submetidas a diferentes alturas de colunas d'água que simulava a penetração de luz (5, 30, 60, 90, 120 e 150 cm). Os autores observaram que o crescimento das macrófitas foi inibido na altura de 5 cm devido à alta intensidade de luz. Por outro lado, nos estratos maiores 150 cm, as macrófitas morreram devido à baixa penetração de luz. A maior altura de *Vallisneria natans* (35,3 cm), incluindo *Hydrilla verticillata* (45,8 cm) e *Ceratophyllum demersum* (28,2 cm), foi observada nos estratos de água a 30, 60 e 60 cm. Este estudo revelou que alta e baixa intensidade de luz afeta o conteúdo de clorofila das macrófitas, resultando em um impacto no seu crescimento e produção de biomassa.

O uso de luminosidade em intensidade e duração (fotoperíodo) também foi investigado. YIN et al. (2015) cultivaram a lentilha d'água *Lemna aequinoctialis* em diferentes fotoperíodos (12:12, 16:8 e 24:0h) e com diferentes intensidades luminosas (20, 50, 80, 110, 200 e 400 µmol m⁻²s⁻¹) durante 39 dias a fim de determinar a combinação que melhor aumentasse biomassa e produção de amido. A maior produção de biomassa (233, 3 g m⁻²) e amido (98,7 g m⁻²) ocorreu em 110 µmol m⁻²s⁻¹ e no maior tempo de exposição à luz (24:0 h). Liu et al (2018b) a fim de obter um alto teor de amido cultivaram *L. punctata* em dois ciclos de fotoperíodo curto: escuro, 16:8h e 24:0 h, sob privação de nutrientes, durante 21 dias. Mais uma vez, a maior produção de amido ocorreu no fotoperíodo de 24:0 h, com produção de 76, 5 g m⁻².

Embora o uso de luz em estudos de produção vegetal, tratamento com microalgas e alimentos é comum, a aplicação em macrófitas para o aumento de desempenho em sistemas de fitoremedação de águas residuárias ainda é incipiente. A luz LED, além das vantagens discutidas acima, tem menor gasto de energia, embora o preço de aquisição ainda seja uma desvantagem (LAZZARIN et al., 2021; YEH; CHUNG, 2009).

REFERÊNCIAS

- ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M. A. Phytoremediation of heavy metals-Concepts and applications. **Chemosphere**, v. 91, n. 7, p. 869–881, 2013.
- ANSARI, A. A. et al. Phytoremediation of contaminated waters: An eco-friendly technology based on aquatic macrophytes application. **Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 46, n. 4, p. 371–376, 2020.
- ANTONIADIS, V. et al. Trace elements in the soil-plant interface: Phytoavailability, translocation, and phytoremediation—A review. **Earth-Science Reviews**, v. 171, n. June, p. 621–645, 2017.
- APPOLLONI, E. et al. Supplemental LED Lighting Effectively Enhances the Yield and Quality of Greenhouse Truss Tomato Production: Results of a Meta-Analysis. **FRONTIERS IN PLANT SCIENCE**, v. 12, 2021.
- ASHRAF, S. et al. Phytoremediation: Environmentally sustainable way for reclamation of heavy metal polluted soils. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 174, n. November 2018, p. 714–727, 2019.
- BAWIEC, A.; PAWĘSKA, K.; PULIKOWSKI, K. LED light use for the improvement of wastewater treatment in the hydroponic system. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 41, n. 16, p. 2024–2036, 2020.
- BHARGAVA, A. et al. Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals. **Journal of Environmental Management**, v. 105, p. 103–120, 2012.
- BRAIN, R. A. et al. Influence of light intensity on the toxicity of atrazine to the submerged freshwater aquatic macrophyte Elodea canadensis. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 79, p. 55–61, 2012.
- CABRAL, L. et al. Arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of contaminated areas by trace elements: mechanisms and major benefits of their applications. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 31, n. 11, p. 1655–1664, 2015.
- CELIN, S. M. et al. Environmental monitoring approaches used during bioremediation of soils contaminated with hazardous explosive chemicals. **Trends in Environmental Analytical Chemistry**, v. 26, p. e00088, 2020.
- CHEN, G. et al. Microbial community succession and pollutants removal of a novel carriers enhanced duckweed treatment system for rural wastewater in Dianchi Lake basin. **BIORESOURCE TECHNOLOGY**, v. 276, p. 8–17, mar. 2019.
- CHEN, J. et al. Effects of benthivorous fish disturbance on chlorophyll a contents in water and the growth of two submersed macrophytes with different growth forms under two light regimes. **SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT**, v. 704, 2020a.
- CHEN, J. et al. Alterations in biomass allocation indicate the adaptation of submersed macrophytes to low-light stress. **ECOLOGICAL INDICATORS**, v. 113, jun. 2020b.
- CHEN, Y. T.; WANG, Y.; YEH, K. C. Role of root exudates in metal acquisition and tolerance. **Current Opinion in Plant Biology**, v. 39, n. lii, p. 66–72, 2017.
- CHU, S. et al. Dynamic nutrient removal potential of a novel submerged macrophyte Rotala rotundifolia, and its growth and physiological response to reduced light available. **Journal of Environmental Management**, v. 293, 2021.

COLARES, G. S. et al. Floating treatment wetlands: A review and bibliometric analysis. **SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT**, v. 714, 2020.

DALCORSO, G. et al. Heavy Metal Pollutions: State of the Art and Innovation in Phytoremediation. **INTERNATIONAL JOURNAL OF MOLECULAR SCIENCES**, v. 20, n. 14, jul. 2019.

DALLA VECCHIA, A.; VILLA, P.; BOLPAGNI, R. Functional traits in macrophyte studies: Current trends and future research agenda. **Aquatic Botany**, v. 167, n. June, p. 103290, 2020.

DEMIDCHIK, V. Mechanisms of oxidative stress in plants: From classical chemistry to cell biology. **Environmental and Experimental Botany**, v. 109, p. 212–228, 2015.

DENG, Z.; CAO, L. Fungal endophytes and their interactions with plants in phytoremediation: A review. **Chemosphere**, v. 168, p. 1100–1106, 2017.

DUTTA GUPTA, S.; JATOTHU, B. Fundamentals and applications of light-emitting diodes (LEDs) in in vitro plant growth and morphogenesis. **Plant Biotechnology Reports**, v. 7, n. 3, p. 211–220, 2013.

EKPERUSI, A. O.; SIKOKI, F. D.; NWACHUKWU, E. O. Application of common duckweed (*Lemna minor*) in phytoremediation of chemicals in the environment: State and future perspective. **Chemosphere**, v. 223, p. 285–309, 2019.

GILBERT, S. et al. Bacterial Production of Indole Related Compounds Reveals Their Role in Association Between Duckweeds and Endophytes. **FRONTIERS IN CHEMISTRY**, v. 6, jul. 2018.

GOMES, M. A. DA C. et al. Metal phytoremediation: General strategies, genetically modified plants and applications in metal nanoparticle contamination. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 134, p. 133–147, 2016.

HAKEEM, K. R.; BHAT, R. A.; QADRI, H. Bioremediation and biotechnology: Sustainable approaches to pollution degradation. **Bioremediation and Biotechnology: Sustainable Approaches to Pollution Degradation**, n. November, p. 1–327, 2020.

HARPENSLAGER, S. F. et al. To float or not to float: How interactions between light and dissolved inorganic carbon species determine the buoyancy of *Stratiotes aloides*. **PLoS ONE**, v. 10, n. 4, 2015.

HILLMANN, E. R.; LA PEYRE, M. K. Effects of salinity and light on growth and interspecific interactions between *Myriophyllum spicatum* L. and *Ruppia maritima* L. **Aquatic Botany**, v. 155, p. 25–31, 2019.

HUANG, W. et al. Host-specific and tissue-dependent orchestration of microbiome community structure in traditional rice paddy ecosystems. **PLANT AND SOIL**, v. 452, n. 1–2, p. 379–395, jul. 2020.

ISHIZAWA, H. et al. Differential oxidative and antioxidative response of duckweed *Lemna minor* toward plant growth promoting/inhibiting bacteria. **PLANT PHYSIOLOGY AND BIOCHEMISTRY**, v. 118, p. 667–673, 2017a.

ISHIZAWA, H. et al. Evaluation of environmental bacterial communities as a factor affecting the growth of duckweed *Lemna minor*. **BIOTECHNOLOGY FOR BIOFUELS**, v. 10, mar. 2017b.

ISHIZAWA, H. et al. Colonization and Competition Dynamics of Plant Growth-Promoting/Inhibiting Bacteria in the Phytosphere of the Duckweed *Lemna minor*. **MICROBIAL ECOLOGY**, v. 77, n. 2, p. 440–450, 2019a.

ISHIZAWA, H. et al. Performance of plant growth-promoting bacterium of duckweed under different kinds of abiotic stress factors. **BIOCATALYSIS AND AGRICULTURAL BIOTECHNOLOGY**, v. 19, 2019b.

ISHIZAWA, H. et al. Enhanced biomass production and nutrient removal capacity of duckweed via two-step cultivation process with a plant growth-promoting bacterium, *Acinetobacter calcoaceticus* P23. **CHEMOSPHERE**, v. 238, jan. 2020a.

ISHIZAWA, H. et al. Community dynamics of duckweed-associated bacteria upon inoculation of plant growth-promoting bacteria. **FEMS MICROBIOLOGY ECOLOGY**, v. 96, n. 7, jul. 2020b.

JIN, S. et al. Light intensity effects on the growth and biomass production of submerged macrophytes in different water strata. **ARABIAN JOURNAL OF GEOSCIENCES**, v. 13, n. 18, 2020.

KHAIRINA, Y. et al. Indigenous bacteria, an excellent reservoir of functional plant growth promoters for enhancing duckweed biomass yield on site. **CHEMOSPHERE**, v. 268, 2021.

KHALID, S. et al. A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 182, p. 247–268, 2017.

KRUMINS, J. A.; GOODEY, N. M.; GALLAGHER, F. Plant-soil interactions in metal contaminated soils. **SOIL BIOLOGY & BIOCHEMISTRY**, v. 80, p. 224–231, jan. 2015.

KUMAR YADAV, K. et al. Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation: A review on application and future prospects. **Ecological Engineering**, v. 120, n. May, p. 274–298, 2018.

LAZZARIN, M. et al. LEDs Make It Resilient: Effects on Plant Growth and Defense. **Trends in Plant Science**, v. 26, n. 5, p. 496–508, 2021.

LI, L. et al. Light Availability and Patterns of Allocation to Reproductive and Vegetative Biomass in the Sexes of the Dioecious Macrophyte *Vallisneria spinulosa*. **FRONTIERS IN PLANT SCIENCE**, v. 10, 2019.

LIMMER, M.; BURKEN, J. Phytovolatilization of Organic Contaminants. **Environmental Science and Technology**, v. 50, n. 13, p. 6632–6643, 2016.

LIU, Y. et al. The effects of photoperiod and nutrition on duckweed (*Landoltia punctata*) growth and starch accumulation. **Industrial Crops and Products**, v. 115, n. August 2017, p. 243–249, 2018.

MAHAR, A. et al. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 126, p. 111–121, 2016.

MONTIEL-ROZAS, M. M.; MADEJON, E.; MADEJON, P. Effect of heavy metals and organic matter on root exudates (low molecular weight organic acids) of herbaceous species: An assessment in sand and soil conditions under different levels of contamination. **ENVIRONMENTAL POLLUTION**, v. 216, p. 273–281, 2016.

MUTHUSARAVANAN, S. et al. Phytoremediation of heavy metals: mechanisms, methods and enhancements. **Environmental Chemistry Letters**, v. 16, n. 4, p. 1339–1359, 2018.

NAIK, K. et al. Plant growth promoting microbes: Potential link to sustainable agriculture and environment. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**, v. 21, n. September, p. 101326, 2019.

NEDJIMI, B. Phytoremediation: a sustainable environmental technology for heavy metals decontamination. **SN APPLIED SCIENCES**, v. 3, n. 3, 2021.

OUZOUNIS, T. et al. Predawn and high intensity application of supplemental blue light decreases the quantum yield of PSII and enhances the amount of phenolic acids, flavonoids, and pigments in *Lactuca sativa*. **Frontiers in Plant Science**, v. 6, n. FEB, p. 1–14, 2015.

OZYIGIT, I. I.; DOGAN, I. **Plant-Microbe Interactions in Phytoremediation**. [s.l.] Elsevier Inc., 2015.

PAIK, I.; HUQ, E. Plant photoreceptors: Multi-functional sensory proteins and their signaling networks. **Seminars in Cell and Developmental Biology**, v. 92, n. March, p. 114–121, 2019.

PARADISO, R.; PROIETTI, S. **Light-Quality Manipulation to Control Plant Growth and Photomorphogenesis in Greenhouse Horticulture: The State of the Art and the Opportunities of Modern LED Systems**. [s.l.] Springer US, 2021.

PARROTTA, L. et al. Target or barrier? The cell wall of early- and later-diverging plants vs cadmium toxicity: Differences in the response mechanisms. **Frontiers in Plant Science**, v. 6, n. MAR, p. 1–16, 2015.

PENG, H. et al. Effect of clonal fragmentation on the growth of *Vallisneria natans* (Lour.) Hara at contrasting nutrient and light conditions. **Hydrobiologia**, v. 848, n. 4, p. 903–912, 2021.

RAI, S. et al. Iron homeostasis in plants and its crosstalk with copper, zinc, and manganese. **Plant Stress**, v. 1, n. March, p. 100008, 2021.

RAJKUMAR, M. et al. Perspectives of plant-associated microbes in heavy metal phytoremediation. **BIO-TECHNOLOGY ADVANCES**, v. 30, n. 6, p. 1562–1574, 2012.

RIIS, T. et al. Growth and morphology in relation to temperature and light availability during the establishment of three invasive aquatic plant species. **AQUATIC BOTANY**, v. 102, p. 56–64, 2012.

SARWAR, N. et al. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: Modifications and future perspectives. **Chemosphere**, v. 171, p. 710–721, 2017.

SESHADRI, B.; BOLAN, N. S.; NAIDU, R. Rhizosphere-induced heavy metal(Loid) transformation in relation to bioavailability and remediation. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 15, n. 2, p. 524–548, 2015.

SESSITSCH, A. et al. The role of plant-associated bacteria in the mobilization and phytoextraction of trace elements in contaminated soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 60, p. 182–194, 2013.

SHAH, V.; DAVEREY, A. Phytoremediation: A multidisciplinary approach to clean up heavy metal contaminated soil. **Environmental Technology and Innovation**, v. 18, p. 100774, 2020.

SHARMA, P. et al. Role of microbial community and metal-binding proteins in phytoremediation of heavy metals from industrial wastewater. **Bioresource Technology**, v. 326, n. November 2020, 2021.

SHARMA, P. Efficiency of bacteria and bacterial assisted phytoremediation of heavy metals: An update. **BIORESOURCE TECHNOLOGY**, v. 328, 2021.

SHEORAN, V.; SHEORAN, A. S.; POONIA, P. Factors Affecting Phytoextraction: A Review. **Pedosphere**, v. 26, n. 2, p. 148–166, 2016.

SUZUKI, W. et al. Plant growth-promoting bacterium *Acinetobacter calcoaceticus* P23 increases the chlorophyll content of the monocot *Lemna minor* (duckweed) and the dicot *Lactuca sativa* (lettuce). **JOURNAL OF BIOSCIENCE AND BIOENGINEERING**, v. 118, n. 1, p. 41–44, jul. 2014.

TAN, B. C. et al. Effects of nutrient levels and light intensity on aquatic macrophyte (*Myriophyllum aquaticum*) grown in floating-bed platform. **ECOLOGICAL ENGINEERING**, v. 128, p. 27–32, 2019.

THAKARE, M. et al. Understanding the holistic approach to plant-microbe remediation technologies for removing heavy metals and radionuclides from soil. **Current Research in Biotechnology**, v. 3, n. November 2020, p. 84–98, 2021.

THOUVENOT, L.; HAURY, J.; THIÉBAUT, G. Seasonal plasticity of *Ludwigia grandiflora* under light and water depth gradients: An outdoor mesocosm experiment. **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 208, n. 7, p. 430–437, 2013.

TOWNSEND, S. A. et al. Effects of autotrophic biomass and composition on photosynthesis, respiration and light utilisation efficiency for a tropical savanna river. **Marine and Freshwater Research**, v. 69, n. 8, p. 1279–1289, 2018.

TOYAMA, T. et al. Enhanced biomass production of duckweeds by inoculating a plant growth-promoting bacterium, *Acinetobacter calcoaceticus* P23, in sterile medium and non-sterile environmental waters. **Water Science and Technology**, v. 76, n. 6, p. 1418–1428, 2017.

TRIVEDI, P. et al. Plant–microbiome interactions: from community assembly to plant health. **Nature Reviews Microbiology**, v. 18, n. 11, p. 607–621, 2020.

VERMA, S.; KUILA, A. Bioremediation of heavy metals by microbial process. **Environmental Technology and Innovation**, v. 14, p. 100369, 2019.

WERSAL, R. M.; MADSEN, J. D. Influences of light intensity variations on growth characteristics of *Myriophyllum aquaticum*. **JOURNAL OF FRESHWATER ECOLOGY**, v. 28, n. 2, p. 147–164, jun. 2013.

WESTON, L. A.; RYAN, P. R.; WATT, M. Mechanisms for cellular transport and release of allelochemicals from plant roots into the rhizosphere. **Journal of Experimental Botany**, v. 63, n. 9, p. 3445–3454, 2012.

XU, C. et al. Effects of artificial LED light on the growth of three submerged macrophyte species during the low-growth winter season: Implications for macrophyte restoration in small eutrophic lakes. **Water (Switzerland)**, v. 11, n. 7, 2019.

YAMAKAWA, Y.; JOG, R.; MORIKAWA, M. Effects of co-inoculation of two different plant growth-promoting bacteria on duckweed. **PLANT GROWTH REGULATION**, v. 86, n. 2, p. 287–296, nov. 2018.

YAN, A. et al. Phytoremediation: A Promising Approach for Revegetation of Heavy Metal-Polluted Land. **Frontiers in Plant Science**, v. 11, n. April, p. 1–15, 2020.

YEH, N.; CHUNG, J. P. High-brightness LEDs-Energy efficient lighting sources and their potential in indoor plant cultivation. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 13, n. 8, p. 2175–2180, 2009.

YIN, Y. et al. The influence of light intensity and photoperiod on duckweed biomass and starch accumulation for bioethanol production. **BIORESOURCE TECHNOLOGY**, v. 187, p. 84–90, 2015.

YONEDA, Y. et al. Novel Plant-Associated Acidobacteria Promotes Growth of Common Floating Aquatic Plants, Duckweeds. **MICROORGANISMS**, v. 9, n. 6, 2021.

YUAN, G. et al. Effects of plant size on the growth of the submersed macrophyte *Vallisneria spinulosa* S-Z Yan at different light intensities: implications for lake restoration. **HYDROBIOLOGIA**, v. 847, n. 17, p. 3609–3619, 2020a.

YUAN, G. et al. Effects of plant size on the growth of the submersed macrophyte *Vallisneria spinulosa* S.Z.Yan at different light intensities: implications for lake restoration. **Hydrobiologia**, v. 847, n. 17, p. 3609–3619, 2020b.

ZHANG, Q. et al. Does light heterogeneity affect structure and biomass of submerged macrophyte communities? **BOTANICAL STUDIES**, v. 53, n. 3, p. 377–385, jul. 2012.

ZHAO, C.-F.; LI, H.-L.; LUO, F.-L. Effects of light heterogeneity on growth of a submerged clonal macrophyte. **Plant Species Biology**, v. 28, n. 2, p. 156–164, 2013.

ZHU, Y. M. et al. Factors influencing the uptake and speciation transformation of antimony in the soil-plant system, and the redistribution and toxicity of antimony in plants. **Science of the Total Environment**, v. 738, p. 140232, 2020.