Fitorremediação Assistida: uma Alternativa Sustentável para a Limpeza de Solos

>

A. P. Pinto
Ana V. Dordio
T. Ferreira
Jorge M. S. Faria
C. Barrocas Dias
D. M. Teixeira
A. J. Palace Carvalho

Assisted Phytoremediation: a Sustainable and Reliable Approach for Soil Clean-up.

Soil pollution by metals and/or metalloids is a current environmental concern. In this context, phytoremediation techniques emerge as efficient rehabilitation alternatives, which use beneficial plants and microorganisms. Phytoextraction is one of the most used remediation techniques for the cleaning of soils polluted by metals and/or metalloids. Plant species used in phytoextraction must be able to uptake metals and/or metalloids through the root, promote its translocation to the aerial part and develop inactivation/detoxification mechanisms in plant tissues, avoiding phytotoxic effects that impair plant development. The efficiency of the phytoextraction process can be improved using innovative strategies that promote symbiotic associations between microorganisms and host plants. Indeed, the use of microorganisms in mutualistic relationship with hyperaccumulating plants has shown to have benefits, being one of the most promising and sustainable remediation strategies.

A poluição dos solos por metais e/ou metalóides é uma preocupação ambiental crescente. Neste contexto, as técnicas de fitorremediação surgem como alternativas de reabilitação eficientes, que utilizam plantas e microrganismos benéficos. Uma das técnicas de remediação mais utilizada na limpeza de solos poluídos por metais e/ou metalóides é a fitoextração. As espécies de plantas utilizadas na fitoextração devem ser capazes de absorver o metal e/ou metalóide através da raiz, promover a sua translocação para a parte aérea e ainda desenvolver mecanismos de inativação/desintoxicação nos tecidos vegetais, evitando efeitos fitotóxicos que prejudiquem o desenvolvimento da planta. A eficiência do processo de fitoextração pode ser melhorada recorrendo ao uso de estratégias inovadoras que promovam associações simbióticas entre microrganismos e plantas hospedeiras. Com efeito, o uso de microrganismos em relação mutualista com plantas hiperacumuladoras mostrou ter benefícios, sendo uma das estratégias de remediação mais promissora e sustentável.

1. Introdução

A poluição ambiental por metais e/ou metalóides é um problema atual grave, na medida em que solos e recursos aquáticos se tornam cada vez mais contaminados, ameaçando ecossistemas terrestres, águas superficiais e subterrâneas, bem como a segurança alimentar e a saúde humana [1]. As atividades antrópicas são as que mais contribuem para o aumento de áreas contaminadas por estes poluentes. Atividades relacionadas com a queima de combustíveis fósseis, atividades extrativas e industriais, utilização excessiva de fertilizantes e pesticidas são responsáveis pelo crescente

aumento de áreas contaminadas, as quais devem ser remediadas para prevenir ou mitigar a transferência de contaminantes para outras áreas terrestres, atmosfera ou ambientes aquáticos [1-4].

Quando a concentração de metais (especialmente metais pesados – MPs) está acima de um valor padrão legal definido, a água, o ar e os solos são descritos como poluídos e a remediação ambiental torna-se fundamental para diminuir o risco potencial de contaminação da cadeia alimentar e outros riscos de saúde associados. A presença acima de certos limites de metais e/ou

metaloides no solo pode limitar o desenvolvimento e o crescimento das plantas e representa um perigo para a saúde de humanos e animais, dado que podem ser bioacumulados e/ou sofrer biomagnificação ao longo da cadeia alimentar [5].

Nas últimas décadas, diferentes metodologias físicas, químicas e biológicas foram utilizadas na tentativa de remediar solos contaminados por metais e/ou metaloides [6,7]. Entre as diferentes abordagens para a recuperação/remediação de solos contaminados por metais (especialmente MPs) e/ou metaloides, tem sido dada especial atenção às tecnologias de fitorremediação (*green and clean technologies*). A fitorremediação é baseada em estratégias de reabilitação eficientes, de baixo custo e amigas do ambiente, que utilizam plantas e microrganismos associados para absorver, acumular, imobilizar/estabilizar ou biodegradar poluentes orgânicos e inorgânicos presentes em diferentes matrizes ambientais (ar, solo e água). A fitorremediação engloba um conjunto de tecnologias sustentáveis, capazes de promover e melhorar a microflora nativa, bem como os aspetos físicos, químicos e biológicos dos solos, aumentando assim a saúde e a fertilidade dos mesmos [1,5,8,9]. Algumas das técnicas de fitorremediação mais utilizadas são descritas e representadas na Tabela 1 e na Figura 1, respetivamente.

Figura 1 – Técnicas de fitorremediação (adaptada da referência [1]).

Tabela 1 – Técnicas de fitorremediação mais extensamente utilizadas (adaptada da referência [1]).

Técnica	Descrição
Fitoextração	Absorção de poluentes (ex. MPs) pelas raízes das plantas e sua translocação e subsequente acumulação na parte aérea.
Fitoestabilização	Imobilização de poluentes (ex. MPs) na zona radicular, reduzindo a lixiviação do metal e a dispersão aérea de partículas de solo contaminadas.
Rizodegradação	Biodegradação de poluentes orgânicos na rizosfera das plantas.
Fitodegradação	Através do seu metabolismo, a planta transforma, decompõe, estabiliza ou volatiliza compostos orgânicos com estruturas mais complexas em compostos mais simples.
Fitovolatilização	Absorção de poluentes (ex. Hg, Se) pelas raízes das plantas e sua transformação em formas voláteis que são transferidas para a atmosfera.

Os mecanismos e a eficiência da fitorremediação dependem de vários fatores, como a classe de poluentes, a sua biodisponibilidade (principalmente em solos), as características físicas e químicas da matriz e ainda a espécie de plantas [5,10]. De entre as técnicas apresentadas na Tabela 1 e na Figura 1, a fitoextração é uma das mais aplicadas, visto ser muito eficiente e promissora na remediação de solos poluídos por metais e/ou metaloides [1]. Existe um grande número de diferentes espécies de plantas e ecótipos referidos na literatura com potencial para fins de fitoextração.

2. Fitoextração

A fitoextração consiste na absorção de contaminantes do solo, água, águas residuais ou sedimentos pelas raízes das plantas e na sua translocação e acumulação na biomassa acima do solo, ou seja, na parte aérea [1,2]. Plantas capazes de acumular metais e/ou metaloides são desenvolvidas em ambientes contaminados e a biomassa acima do solo, enriquecida nestes poluentes, é posteriormente recolhida, resultando este procedimento na remoção de uma fração do(s) contaminante(s). A fitoextração é a principal e mais útil técnica de fitorremediação para remoção de MPs de solos poluídos, sendo uma das tecnologias mais aplicadas e promissoras na recuperação de solos poluídos por este tipo de contaminantes [1]. A translocação do metal para a parte aérea é um processo bioquímico crucial, desejável para uma eficiente fitoextração, visto a colheita da biomassa da raiz não ser, geralmente, um processo viável.

A fitoextração tem vantagens importantes: i) não danifica/altera a paisagem; ii) preserva o ecossistema; iii) é considerada uma das técnicas mais promissoras, sob o ponto de vista económico, devido aos baixos custos envolvidos. O sucesso desta técnica é fortemente determinado pela quantidade de biomassa vegetal produzida e pela concentração de metais nos tecidos vegetais. Assim, plantas com elevado potencial de fitoextração são aquelas que apresentam uma elevada absorção radicular e um sistema de transporte eficiente da raiz para a parte aérea, combinados com uma tolerância elevada ao metal e/ou metaloide.

A realidade é que altos níveis de metais e/ou metaloides podem ser tóxicos para a maioria das plantas e prejudicar o metabolismo celular, reduzir o crescimento e restringir a fitoextração. A maioria dos metais e/ou

metaloides é facilmente absorvida pelas plantas e pode bioacumular-se em diferentes órgãos [11] podendo, desta forma, prejudicar o metabolismo celular quando presente em quantidades suficientemente elevadas. Mecanismos biológicos que podem ser afetados incluem atividade enzimática, estrutura das proteínas, balanço hídrico, respiração e conteúdo de ATP, fotossíntese, divisão da planta e morfogênese [1,2]. Uma consequência bastante comum da acumulação de metais e/ou metaloides é o aumento da produção de espécies reativas de oxigênio (ROS), devido à interferência dos metais com o transporte de elétrons [10]. O aumento da produção de ROS expõe as células ao *stress* oxidativo, conduzindo à peroxidação lipídica com consequentes danos em importantes biomoléculas (lípidos das membranas, proteínas, constituintes dos cloroplastos, ácidos nucleicos, etc.) [12]. As plantas recorrem a uma série de mecanismos de defesa para controlar a absorção, acumulação e translocação desses elementos e para desintoxicá-los, excluindo as formas iônicas livres do citoplasma. Uma estratégia comumente empregue consiste na imobilização no apoplasto pela sua ligação a ácidos orgânicos [12] ou a grupos aniônicos presentes na parede celular, evitando assim a absorção pelas células da raiz [12,13]. A maioria dos metais que entra na planta é mantida nas células da raiz, sendo inativados por complexação com aminoácidos, ácidos orgânicos, peptídeos de ligação e/ou por compartimentação nos vacúolos [12]. Estes processos restringem muito a translocação para os órgãos da parte aérea, protegendo assim o metabolismo das células fotossintéticas de consequentes danos.

Existem, no entanto, plantas capazes de crescer em solos com elevadas concentrações de metais e/ou metaloides, acumulando-os nos seus tecidos em níveis muito superiores aos encontrados na maioria das espécies, sem sofrer efeitos fitotóxicos extensos – designadas por plantas hiperacumuladoras [1]. O conteúdo de metais nestas espécies de plantas excede largamente os níveis que são geralmente aceites como necessários para o crescimento e desenvolvimento normal das plantas. O termo "hiperacumuladora" foi usado pela primeira vez por Brooks e colaboradores [14] para descrever plantas capazes de acumular elevadas quantidades de Ni ($> 1000 \mu\text{g/g}$ de peso seco). As plantas hiperacumuladoras partilham a capacidade de crescer em solos com elevadas concentrações de metais, apresentando uma capacidade superior para a acumulação destes poluentes em órgãos acima do solo, muito além dos níveis encontrados na maioria das espécies, sem manifestarem os efeitos fitotóxicos comuns [12]. Três características básicas distinguem as hiperacumuladoras: uma taxa superior de absorção de metais e/ou metaloides, uma maior e mais rápida translocação da raiz para a parte aérea e uma maior capacidade de desintoxicar/inativar e sequestrar os

metais na parte aérea [12].

Algumas hiperacumuladoras importantes pertencem a famílias como *Brassicaceae*, *Fabaceae*, *Caryophyllaceae*, *Flacourtiaceae*, *Euphorbiaceae*, *Asteraceae*, *Lamiaceae*, *Poaceae*, *Violaceae* e *Scrophulariaceae* [1,2,15]. Espécies hiperacumuladoras como *Thlaspi caerulescens*, *Alyssum bertholonii* e *Arabidopsis halleri* são capazes de acumular contaminantes, mas produzem reduzida biomassa e, por isso, a utilização de espécies com menor capacidade de acumulação, mas que produzem maior biomassa como *Brassica* spp., *Arundo donax* e *Typha* spp. são comumente usadas [1,5,16,17].

Uma planta ideal para a fitoextração de metais e/ou metaloides deve possuir as seguintes características: (a) elevada tolerância ao metal e/ou metaloide acumulado; (b) crescimento rápido e elevada produção de biomassa; (c) elevada capacidade de acumulação na parte aérea da planta; (d) fácil colheita [18]. Um protocolo típico de fitoextração consiste nas seguintes etapas: (a) cultivo da espécie de planta/cultura apropriada no solo contaminado; (b) remoção da biomassa enriquecida nos metais e/ou metaloides (colheita); (c) tratamento pós-colheita (ex. compactação, tratamento térmico), para reduzir o volume e/ou peso da biomassa, considerada como resíduo perigoso, ou para a sua reciclagem a fim de recuperar os elementos que podem ter algum valor económico.

O armazenamento, tratamento e deposição da biomassa vegetal contaminada são de grande preocupação. Uma das abordagens mais económicas para lidar com a biomassa contaminada é o seu uso comercial como fonte de energia [19]. A transformação da biomassa vegetal em energia térmica e elétrica pode ocorrer por diferentes processos termoquímicos [19].

A fitoextração pode, no entanto, apresentar algumas desvantagens: i) as hiperacumuladoras que ocorrem naturalmente em solos metalíferos crescem lentamente e a área remediada é principalmente a localizada junto da raiz (rizosfera); ii) reduzida produção de biomassa vegetal; iii) muitas espécies não se desenvolvem em locais fortemente poluídos por uma multiplicidade de metais e/ou metaloides. A tentativa para desenvolver plantas transgênicas com características mais favoráveis, como elevada produção de biomassa, maior taxa de acumulação de metal, maior tolerância à toxicidade e boa adaptação a uma variedade de condições edafoclimáticas pode trazer grandes vantagens [20]. No entanto, é necessária mais investigação no campo da engenharia genética para melhorar as características de fitoextração de plantas transgênicas e para compreender os mecanismos e a eficácia das técnicas de fitorremediação, a fim de tornar estas tecnologias mais eficazes, economizando tempo e tornando-as economicamente viáveis [20]. Assim, é necessário desenvolver outras estratégias de fitorremediação para solos contaminados por metais e/ou metaloides. As estratégias mais utilizadas para

Figura 2 – Vantagens da fitorremediação assistida por fungos micorrízicos arbusculares (FMA). Os fungos MA aumentam o acesso a nutrientes, especialmente fósforo (P), através do aumento do volume do solo que pode ser explorado pelas raízes das plantas, reforçam a resistência a patógenos, estimulam os níveis de osmólitos da planta, produzem agentes quelantes com elevada afinidade para metais e/ou metalóides e melhoram a resposta do sistema antioxidante da planta.

Há evidências crescentes de que as interações planta-microrganismos podem definir a eficiência da fitoextração. A inoculação da rizosfera da planta com microrganismos benéficos é uma estratégia frequente para melhorar a eficiência da fitoextração. Em geral, os microrganismos podem melhorar a fitoextração, aumentando: i) a biodisponibilidade de metais e/ou metaloides para a planta; ii) a resistência ao *stress* biótico e abiótico; iii) a absorção de nutrientes; e ainda desempenham um papel na regulação do crescimento (produção de fito-hormonas) [35] (Figura 2). Os microrganismos podem aumentar a absorção de metais e/ou metaloides pelas plantas através de três mecanismos específicos, *i.e.*, podem aumentar: (1) a área superficial da raiz e densidade de pelos radiculares; (2) a biodisponibilidade do metal e/ou metaloide na rizosfera; e/ou (3) a transferência de metais solúveis da rizosfera para a planta [18] (Figura 2).

Entre as várias estratégias assistidas por ação microbiana propostas na literatura, os fungos micorrízicos arbusculares (FMA) são conhecidos por beneficiarem as plantas hospedeiras, afetando positivamente a

Figura 2 – Vantagens da fitorremediação assistida por fungos micorrízicos arbusculares (FMA). Os fungos MA aumentam o acesso a nutrientes, especialmente fósforo (P), através do aumento do volume do solo que pode ser explorado pelas raízes das plantas, reforçam a resistência a patógenos, estimulam os níveis de osmólitos da planta, produzem agentes quelantes com elevada afinidade para metais e/ou metalóides e melhoram a resposta do sistema antioxidante da planta.

eficiência de fitoextração [36,37].

Os fungos MA são considerados um dos grupos microbianos do solo mais importantes, capazes de afetar a absorção e/ou a imobilização de metais e/ou metaloides, sendo comumente introduzidos no solo para a sua remediação [37-39]. Esta classe de fungos pode facilitar a absorção de nutrientes do solo e auxiliar na sua transferência para a planta hospedeira, sequestrar metais potencialmente fitotóxicos e ainda estimular o microbioma do solo promovendo a biodegradação de poluentes orgânicos [20,29,40]. Os fungos MA pertencem ao filo *Glomeromycota*. As 342 espécies de fungos micorrízicos arbusculares [41] estão distribuídas por 43 gêneros, 12 famílias e quatro ordens de acordo com dados morfológicos e moleculares. Os fungos MA formam associações simbióticas com a maioria das espécies de plantas terrestres. Consequentemente, representam uma parte importante do microbioma do solo, fornecendo aos seus hospedeiros vários benefícios, incluindo maior acesso a nutrientes, especialmente P, através do aumento do volume do solo que pode ser explorado e acessível pelas raízes/micélios [20], melhoria na aquisição de água e reforço na resistência a agentes patogênicos [39,42]. Portanto, plantas colonizadas por FMA investem menos energia na extensão do sistema radicular e são mais resistentes ao stress hídrico e a ataques de agentes patogênicos [43]. Uma maior resistência a agentes patogênicos é alcançada por meio da acidificação da rizosfera e/ou aumento da produção de antibióticos [43].

Os fungos micorrízicos podem também aumentar a resistência das plantas a nível fisiológico. Tem sido mostrado que os FMA podem levar a uma maior resistência aos herbívoros por meio da ação do ácido jasmônico [43]. Além disso, as associações micorrízicas podem promover um encerramento mais rápido dos estomas da folha, prevenindo a murchidão e estimulando os níveis de osmólitos da planta como a prolina [43,44]. Os FMA podem ajudar na fitoextração, tornando os metais e/ou metaloides mais biodisponíveis para absorção pelas plantas ou pela redução da sua toxicidade nas plantas hospedeiras [43,45]. No entanto, a eficiência destes processos de remediação é extremamente dependente das espécies de fungos e ecótipos [43,45]. A seleção do isolado fúngico para uso em fitorremediação determina qual a espécie de planta que pode ser escolhida para a aplicação. Obviamente, para serem capazes de exercer um efeito benéfico sobre a eficácia da fitoextração, os fungos micorrízicos devem primeiro estabelecer uma simbiose micorrízica. Portanto, a capacidade do fungo de sobreviver em áreas contaminadas com metais e/ou metaloides é um pré-requisito para a sua utilização em fitoextração.

Para garantir a sua sobrevivência em solos contaminados com metais e/ou metaloides, os fungos micorrízicos podem usar diferentes mecanismos de defesa extra e intracelulares. Mecanismos extracelulares, tais como quelação, ligação à parede celular ou biossorção podem ser usados para prevenir a absorção do metal. Mecanismos intracelulares, incluindo a quelação e transporte para os compartimentos intracelulares, podem reduzir a concentração no citosol [43,45]. A quelação é o primeiro mecanismo de defesa dos fungos micorrízicos contra as elevadas concentrações de metais e/ou metaloides. De acordo com a literatura, uma grande variedade de diferentes agentes quelantes, excretados por fungos, podem ser capazes de quelar metais [43,45,46]. A quelação é o mecanismo intracelular mais comum para garantir baixas concentrações e inativação de metais livres no citoplasma da planta, e pode ser realizada por ligação a compostos que possuem o grupo tiol (ex., glutatona, fitoquelatinas, metalotioninas) ou ainda por ligação a ácidos orgânicos e aminoácidos [43,47]. Proteínas transportadoras podem aliviar o stress induzido pelo metal por compartimentação subcelular em compartimentos celulares internos como o vacúolo, quer do metal, quer do complexo [43,47].

Outros fatores que podem aliviar o stress de metais e/ou metaloides em plantas micorrizadas é a sua maior produção de biomassa, o que contribui para a diluição do metal [48], sendo que o metal pode também ser imobilizado e compartimentado em hifas extra e intrarradiculares [48,49]. Em particular, alguns FMA nativos de locais contaminados podem causar precipitação de metais e/ou metaloides sob a forma de oxalatos [6,29].

Além disso, os fungos MA podem produzir polifosfatos e glicoproteínas como a glomalina, que apresentam elevada capacidade de ligação a metais e/ou metaloides [48,50]. A glomalina é um componente do esporo e da parede celular das hifas com capacidade para sequestrar metais e/ou metaloides. A glomalina libertada pelos FMA pode também contribuir para a melhoria da estrutura do solo, aumentando a agregação de partículas e a estabilização de agregados contra o vento e a erosão hídrica [9]. Excetuando as espécies que compõem o filo *Glomeromycota*, nenhum outro fungo produz esta glicoproteína em quantidades significativas [51].

Fungos MA também podem associar-se a hiperacumuladoras, desempenhando um papel importante na fitoextração e consequente remediação de solos poluídos [52-55]. Estudos recentes mostraram que os FMA podem aumentar a concentração de metais e/ou metaloides bem como o respetivo fator de translocação em plantas hiperacumuladoras, favorecendo processos de fitoextração (ver Tabela 2). A associação entre

FMA e hiperacumuladoras mostrou ter benefícios sobre o uso isolado de hiperacumuladoras, sendo proposta como uma das técnicas de remediação verde mais promissoras [56-58].

A fitotoxicidade dos metais e/ou metalóides e o nível de tolerância das plantas estão intimamente relacionados com as formas armazenadas do metal e a sua mobilidade nos tecidos vegetais [59-61]. Portanto, a distribuição das formas químicas pode ser um dos mecanismos de desintoxicação/inativação de metais mais importantes nas plantas. Foi relatado que os fungos MA podem aumentar a tolerância de *Medicago sativa* L. a Cd, alterando a especiação de Cd em diferentes tecidos vegetais [60-62]. Os fungos MA podem também alterar a expressão dos genes que se relaciona com a tolerância ao metal das plantas hospedeiras [48].

Diferentes estudos publicados reportam que tanto a biomassa da planta hospedeira como a concentração de metais e/ou metalóides nos tecidos podem ser aumentadas por inoculação de FMA, o que se traduz numa maior remoção dos poluentes [37,58,63]. Diferentes plantas hospedeiras, diferentes espécies de fungos, bem como diferentes condições ambientais afetam a resposta estratégica das plantas e, consequentemente, podem potencialmente afetar a eficiência do processo de fitoextração [37]. A diversidade funcional é refletida, significativamente, no crescimento da planta, absorção de metais e atividade enzimática [37,64,65]. Em alguns casos, fungos MA contribuem para um armazenamento significativo de metais ao nível da raiz em comparação com o verificado nos tecidos da parte aérea das plantas hospedeiras, favorecendo assim processos de fitoestabilização [37].

Um ponto importante sobre o tratamento de solos poluídos utilizando processos de fitoextração assistida com FMA é a seleção apropriada das espécies de MA [66]. As espécies selecionadas de áreas poluídas com metais têm demonstrado ser as mais eficientes, dado apresentarem maior capacidade para sobreviver sob condições de stress de metal e, portanto, possuírem mecanismos de defesa/tolerância mais eficientes em relação a outras espécies de MA [53,66]. Geralmente, as espécies do género *Glomus* são predominantes na rizosfera de plantas que crescem em solos poluídos por metais e/ou metalóides [66,67]. Fungos MA podem colonizar extensivamente raízes de hiperacumuladoras em solos contaminados por metais, formando relações simbióticas/mutualísticas com as plantas. Em geral, hiperacumuladoras com associações micorrízicas produzem consideravelmente maior biomassa e apresentam um crescimento mais rápido do que plantas na ausência destas associações mutualistas porque os FMA são capazes de aumentar a resistência das plantas à fitotoxicidade do solo, desempenhando um papel fundamental nos processos de fitoextração [6,68,69]. Além disso, a inoculação de fungos MA pode melhorar o desempenho da planta sob stress metálico devido a uma série de mecanismos anteriormente descritos, que envolvem enzimas antioxidantes, peroxidação lipídica e alteração no perfil de aminoácidos solúveis, causados pela relação mutualista entre os fungos e a planta hospedeira [42,70,71]. A contribuição de fungos MA, como *Funneliformis mosseae*, para aumentar a absorção e translocação de Cd e Zn por *Solanum nigrum* foi observada, sem efeitos prejudiciais no crescimento da planta [40]. Este e outros resultados recentes obtidos em estudos de fitorremediação/fitoextração assistida por fungos MA são descritos na Tabela 2.

Tabela 2 - Resultados recentes obtidos em estudos de fitorremediação/fitoextração assistida por fungos MA.

Fungos MA	Metal/ Metalóide	Planta	Efeito biológico no hospedeiro	Ref.
<i>Funneliformis mosseae</i>	Cu, Pb, Zn	<i>Glycine max</i> (L.) Merr.	Promoveu o crescimento e absorção de P. Mitigou a toxicidade causada por Cu, Pb e Zn.	[72]
<i>Claroideoglomus etunicatum</i>	La	<i>Zea mays</i> L.	Aumentou a produção de biomassa da raiz e da parte aérea e a absorção de nutrientes (K, P, Ca e Mg). Verificou-se o enriquecimento diferencial da diversidade microbiana da rizosfera (promoção da presença dos géneros <i>Planomicrobium</i> , <i>Lysobacter</i> , <i>Saccharothrix</i> , <i>Agrococcus</i> , <i>Microbacterium</i> , <i>Streptomyces</i> e <i>Penicillium</i> ao invés dos restantes).	[73]
<i>Funneliformis mosseae</i>	Cd, Pb, Zn	<i>Zea mays</i> L.	Promoveu a resposta do sistema antioxidante. Aumentou o crescimento, o conteúdo de clorofila das folhas e a fotossíntese. Verificou-se a variabilidade na resposta fisiológica de acordo com a cultivar, órgão da planta e metal (Pb, Zn ou Cd).	[74]
<i>Funneliformis mosseae</i>	Cd	<i>Sphagneticola calendulacea</i> (L.) Pruski	Aumentou a produção de biomassa e as concentrações de P e Cd na parte aérea. Verificou-se a conversão de Cd em formas menos tóxicas na parte aérea. Verificou-se o transporte de Cd para a parede celular na parte aérea.	[75]
<i>Funneliformis mosseae</i>	Cu	<i>Dysosma versipellis</i> (Hance) M. Cheng	Aumentou consideravelmente a produção de biomassa. Aumentou a resposta antioxidante e a redução da peroxidação lipídica nas folhas.	[76]

Tabela 2 (cont.) – Resultados recentes obtidos em estudos de fitorremediação/fitoextração assistida por fungos MA.

Fungos MA	Metal/ Metalóide	Planta	Efeito biológico no hospedeiro	Ref.
<i>Funneliformis mosseae</i> , <i>Glomus versiforme</i> , <i>Rhizophagus intraradices</i>	Cd, Pb	<i>Zea mays</i> L.	Aumentou o conteúdo de glomalina no solo. Verificou-se a redução da concentração de Cd na planta.	[77]
<i>Funneliformis mosseae</i> , <i>Diversispora spurca</i>	Cd, Pb, Zn	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers. (bermudagrass)	Verificou-se a modificação da concentração e das características de acumulação.	[78]
<i>Claroideoglomus etunicatum</i>	Cd, La	<i>Zea mays</i> L.	Verificou-se a redução da fitotoxicidade combinada de La e Cd. A absorção e transporte dependeram da colonização.	[79]
<i>Funneliformis mosseae</i> , <i>Rhizophagus irregularis</i> , <i>Claroideoglomus lamellosum</i>	Cr(III), Cr(VI)	<i>Ricinus communis</i> L.	Verificou-se a diminuição da concentração de Cr(VI) no solo.	[80]
<i>Funneliformis mosseae</i> , <i>Rhizophagus intraradices</i>	Cd	<i>Solanum nigrum</i> L.	Aumentou significativamente a produção de biomassa da parte aérea e a concentração de Cd.	[40]
Glomerales – <i>Rhizophagus</i> (25,4%), <i>Funneliformis</i> (19,6%), <i>Claroideoglomus</i> (10,7%)	Sb	<i>Lactuca sativa</i> L., <i>Daucus carota</i> L.	Aumentou a acumulação de Sb. O impacto dos FMA na translocação para a parte aérea dependeu da especiação.	[81]
<i>Rhizophagus intraradices</i>	Cd	<i>Oryza sativa</i> L.	Verificaram-se efeitos significativos na biomassa da raiz e concentração de Cd.	[61]
<i>Rhizophagus irregularis</i>	Cd	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	Aumentou o crescimento e a tolerância ao Cd.	[37]
<i>Claroideoglomus claroideum</i> , <i>Claroideoglomus etunicatum</i> , <i>Funneliformis geosporus</i> , <i>Funneliformis mosseae</i> , <i>Rhizoglyphus microaggregatum</i> , <i>Rhizophagus intraradices</i>	Hg	<i>Zea mays</i> L.	Verificaram-se alterações no ciclo biogeoquímico de Hg, indicando que os FMA podem alterar a capacidade de ligação deste metal no ambiente e a sua mobilidade na zona da raiz.	[82]
<i>Funneliformis mosseae</i>	Sb	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Aumentou significativamente a produção de biomassa. Aumentaram os fatores de bioconcentração e translocação.	[83]
<i>Claroideoglomus claroideum</i> , <i>Funneliformis mosseae</i>	Cd, Pb	<i>Calendula officinalis</i> L.	Verificou-se uma maior acumulação de metabolitos secundários importantes (fenóis, flavonoides, carotenoides) e aumentou a resposta antioxidante.	[84]
<i>Rhizophagus irregularis</i>	Pb	<i>Trifolium repens</i> L.	Aumentou significativamente a produção de glomalina. Verificou-se alteração no perfil de distribuição do Pb nas raízes e no micélio extrarradicular.	[51]
<i>Rhizophagus fasciculatus</i>	Cd, Zn	<i>Helianthus annuus</i> L.	Aumentou a produção de biomassa e a acumulação de Cd e Zn na raiz e parte aérea.	[85]
<i>Acaulospora</i> , <i>Glomus</i> , <i>Rhizophagus</i>	Pb	<i>Chrysopogon zizanioides</i> (L.) Roberty, <i>Ricinus communis</i> L.	Verificou-se uma maior translocação de Pb absorvido para a parte aérea.	[86]
<i>Claroideoglomus etunicatum</i>	Pb	<i>Calopogonium mucunoides</i> Desv.	Verificou-se uma maior aquisição de nutrientes (P, S e Fe) e uma redução da produção de ROS.	[87]
<i>Funneliformis mosseae</i>	Cd, Pb	<i>Cajanus cajan</i> (L.) Millsp.	Aumentaram os níveis de glutatona e fitoquelatinas. A inoculação demonstrou um potencial de biorremediação por inoculação dos FMA, podendo auxiliar no crescimento em solos com contaminação múltipla de metais.	[88]

2.2. Fitoextração assistida por bactérias

Entre os microrganismos envolvidos na fitorremediação/fitoextração de metais e/ou metalóides, as bactérias podem também contribuir para uma melhoria significativa da eficiência destes processos: i) alterando a solubilidade, biodisponibilidade e transporte de metais e/ou metalóides e nutrientes; ii) alterando o pH do solo; iii) através da liberação de quelantes (ex., sideróforos, ácidos orgânicos, biossurfactantes, glicoproteínas); iv) através da metilação; v) por solubilização de P ou vi) reações redox [15,26,89,90]. Portanto, as bactérias associadas às plantas podem ser exploradas para melhorar a eficiência dos processos de fitoextração [18,23,91-93]. Além disso, as células bacterianas possuem elevada superfície específica (área de superfície/volume), podendo absorver/adsorver maior quantidade de metal e/ou metalóide do que os componentes inorgânicos do solo, quer por

transporte passivo independente ou por um processo ativo dependente do metabolismo [26].

Vários autores apontaram que os mecanismos de biossorção/bioacumulação bacteriana, juntamente com outros recursos de promoção do crescimento da planta, podem contribuir para um crescimento melhorado desta em solos contaminados por metais e/ou metalóides [26,94].

As bactérias resistentes a metais e/ou metalóides presentes na raiz e na rizosfera podem beneficiar dos exsudados da raiz, mas algumas bactérias entram na planta, sem causar danos, como as endófitas, e podem estabelecer uma associação mutualista [95]. As bactérias endofíticas entram nos tecidos da planta geralmente através da zona da raiz; no entanto, partes aéreas de plantas, como flores, caules e cotilédones também podem ser usados para esta entrada [96]. As bactérias penetram nos

tecidos da planta por meio de radículas em germinação, raízes secundárias, estomas, ou como resultado de dano foliar. As endófitas, uma vez dentro da planta, podem manter-se próximas à área de entrada ou espalhar-se pelos tecidos vegetais. Estes microrganismos podem estar presentes dentro das células, nos espaços intercelulares ou no sistema vascular. A microbiota endofítica pode assim ter vantagens competitivas sobre outras classes de bactérias promotoras do crescimento devido ao seu contacto estreito com a planta [22].

Estudos sugerem que bactérias endofíticas resistentes a metais não protegem apenas as plantas da toxicidade do metal, mas também aumentam a sua bioacumulação em tecidos vegetais com estimulação simultânea do crescimento da planta, melhorando a eficiência da fitorremediação/fitoextração em solos poluídos [22]. Em geral, a maioria dos endófitos é originária das comunidades bacterianas epifíticas na rizosfera ou filosfera ou de outras partes da planta; no entanto, alguns podem ser transmitidos através da semente ou tecidos foliares danificados [28,97]. Em geral, os efeitos benéficos dos endófitos são mais extensos do que os observados por muitas rizobactérias [26].

Os microrganismos endofíticos podem melhorar o crescimento das plantas em solos poluídos com metais e/ou metalóides, agindo como: i) biofertilizantes, aumentando a biodisponibilidade de nutrientes essenciais, nomeadamente N, P e K, a fixação de N_2 e a solubilização de Fe; ii) fitoestimulantes, pela produção

de reguladores de crescimento e hormonas, como o ácido indolacético-IAA, citocininas e outras auxinas; iii) controladores de *stress*, diminuindo a produção de etileno através da síntese de ácido 1-aminociclopropa-*n*-1-carboxílico desaminase-ACC; iv) indutores de defesa da planta contra agentes fitopatogénicos pela produção de sideróforos, antibióticos ou fungicidas, ou induzindo resistência sistémica nas plantas [32,95,98-100] (Figura 3). Algumas bactérias endofíticas podem limitar efetivamente agentes fitopatogénicos através da produção de uma variedade de enzimas hidrolíticas, como quitinases, proteases e glucanases e compostos orgânicos voláteis antimicrobianos [28,101].

A resistência sistémica induzida (RSI) refere-se ao estado de resistência sistémica aumentada para um amplo espectro de patógenos. A RSI por bactérias endofíticas foi já demonstrada contra fungos, bactérias e vírus patogénicos em muitas espécies de plantas [26,102]. Esta comunidade microbiana é ainda capaz de alterar a capacidade de bioacumulação de metais e/ou metalóides em plantas, excretando substâncias poliméricas extracelulares, consistindo principalmente de polissacarídeos, proteínas, ácidos nucleicos e lípidos, os quais desempenham um papel significativo na complexação de metais e/ou metalóides, reduzindo assim a sua bioacessibilidade e biodisponibilidade, bem como de ácidos orgânicos e biosurfactantes que podem aumentar a biodisponibilidade e mobilidade dos metais e/ou metalóides [27,28].

Figura 3 – Vantagens na fitorremediação assistida por bactérias endofíticas. Os microrganismos endofíticos são capazes de promover o crescimento da planta através do aumento da absorção de nutrientes, fixação de N_2 e solubilização de fósforo orgânico e inorgânico. A produção

microbiana de fito-hormonas também afeta o crescimento e desenvolvimento das plantas. Algumas endófitas apresentam mecanismos de desintoxicação para os metais e/ou metalóides, produzem sideróforos, aumentam a resistência ao *stress* biótico e abiótico e protegem contra fitopatogénicos.

Os diferentes metabolitos libertados podem alterar a absorção de metais e/ou metalóides como resultado dos seus efeitos no crescimento da planta e, indiretamente, por meio de reações de acidificação, quelação, precipitação, imobilização e oxidação-redução na rizosfera [26]. Estudos recentes que investigaram o papel dos endófitos na absorção de metais e/ou metalóides pelas plantas demonstraram que a produção de ácidos orgânicos bacterianos específicos (ex., cítrico, oxálico, acético, etc.) podem resultar no aumento da absorção de nutrientes e metais, provavelmente como resultado da diminuição do pH do solo e capacidade de solubilização, melhorando a eficiência dos processos de fitoextração [28,103]. Além disso, uma série de outros efeitos benéficos no crescimento da planta foram atribuídos a endófitos que incluem ajuste osmótico, regulação estomática, modificação da morfologia da raiz e incrementos na taxa metabólica [95].

Nos últimos anos, a fitoextração assistida por endófitos bacterianos tem sido altamente recomendada para limpeza de solos poluídos com metais e/ou metalóides, uma vez que as bactérias endofíticas podem auxiliar as plantas hospedeiras na sua adaptação a condições desfavoráveis do solo, promovendo o crescimento da planta, aliviando a fitotoxicidade e favorecendo a translocação do metal nas plantas [28,30,104].

As bactérias endofíticas estão mais comumente representadas pelos gêneros *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Burkholderia*, *Stenotrophomonas*, *Micrococcus*, *Pantoea* e *Microbacterium* [105]. Recentemente, outros estudos têm mostrado funções benéficas (biocontrole) nas interações entre plantas e gêneros de endófitos bacterianos, como *Chitinophaga* e *Flavobacterium* [106].

A fim de contornar o stress metálico, as bactérias endofíticas desenvolveram vários tipos de mecanismos através dos quais podem aliviar a toxicidade a íons metálicos, incluindo o seu efluxo das células e subsequente precipitação extracelular [28,107], acumulação intracelular [28,108], biotransformação de íons metálicos tóxicos em formas menos tóxicas [28,109], sequestro de metais na superfície celular ou em polímeros intracelulares, e precipitação, adsorção ou biometilação [27,28].

A ligação ao material extracelular pode imobilizar o metal e impedir a sua entrada na célula. Por exemplo, diferentes metais e/ou metalóides podem ligar-se a grupos funcionais aniônicos (ex., grupos tiol, carboxilo, hidroxilo, sulfonato, amina e amida) presentes na superfície das células. Da mesma forma, polímeros extracelulares microbianos, como polissacarídeos e proteínas podem ligar MPs com eficácia [24,110]. Além disso, muitas bactérias medeiam

reações ou produzem metabolitos que resultam na cristalização e precipitação de metais [24,111,112]. Um grande número de bactérias é conhecido por possuir transportadores para promover o efluxo de metais das células em caso de toxicidade ou concentração excessiva [24,113]. As bombas de efluxo promovem o transporte, para o exterior, de agentes químicos indesejáveis à célula através de canais específicos localizados na membrana plasmática, o que possibilita uma diminuição da sua concentração dentro da célula. Este tipo de transportadores é caracterizado por uma alta afinidade para o substrato e, portanto, são capazes de reduzir a carga de metal no citosol.

Várias bactérias desenvolveram um mecanismo de sequestro citosólico para proteção contra metais. Uma vez dentro da célula, os íons metálicos também podem ser compartimentados. Este processo pode constituir um mecanismo de desintoxicação eficaz e os respetivos micróbios podem ser capazes de acumular maiores concentrações intracelulares [24]. Os exemplos incluem a síntese de proteínas de ligação a metais, como as metalotioninas. Estas proteínas são ricas em cisteína, apresentam baixo peso molecular e elevada afinidade por Cd, Cu, Ag, Pb, Hg, etc. A sua produção é induzida pela presença de metais (especialmente MPs) e a sua função primária é a desintoxicação. Além disso, certas bactérias usam a metilação como um mecanismo de resistência ao metal ou mecanismo de desintoxicação. No entanto, este processo é considerado dependente do metal, uma vez que apenas alguns metais sofrem metilação. O Se é um exemplo de um metalóide que apresenta toxicidade reduzida quando metilado [24,114].

Tal como já foi referido anteriormente, as bactérias endofíticas podem aumentar a biodisponibilidade de metais e/ou metalóides em formas pouco solúveis através da produção de biossurfactantes, melhorando assim as taxas de fitoextração [28,97]. Os biossurfactantes são moléculas anfífilas de baixo peso molecular que possuem uma parte hidrofílica e outra hidrofóbica, compreendendo uma ampla gama de estruturas químicas, como o ácido micólico, glicolípidos, lipopéptidos, agregados polissacarídeo-proteína, fosfolípidos, ácidos gordos, etc. [26,115]. Estas moléculas são capazes de reduzir a tensão superficial, a concentração micelar crítica e a tensão interfacial, afetando assim a distribuição dos metais entre as fases [28]. Os biossurfactantes secretados interagem e complexam metais insolúveis ligados na interface de partículas de solo da rizosfera, conduzindo a alterações da mobilidade e da biodisponibilidade do metal na solução do solo [22,28]. As interações entre bactérias endofíticas, metais e biossurfactantes podem ser explicadas por uma perspectiva funcional, considerando que o

papel fundamental atribuído aos biossurfactantes é o seu envolvimento na facilitação da absorção de metais e/ou metalóides [28,97].

Wan e colaboradores [116] e Zhang e colaboradores [117] descreveram a capacidade que as bactérias endofíticas podem apresentar para modular a atividade de enzimas antioxidantes como superóxido dismutase, peroxidase, catalase, glutatona peroxidase, ascorbato peroxidase, bem como a

peroxidação lipídica (formação de malondialdeído), na proteção de organelos celulares contra o stress oxidativo. Estudos recentes com plantas hiperacumuladoras revelaram que a inoculação com bactérias endofíticas resistentes a metais e/ou metalóides melhora o crescimento das plantas e acelera o processo de fitoextração em solos contaminados, de forma natural ou artificial, através de um aumento na resposta antioxidante (Tabela 3).

Tabela 3 – Resultados recentes obtidos em estudos de fitorremediação assistida por bactérias.

Bactérias	Metal/ Metalóide	Planta	Efeito biológico no hospedeiro	Ref.
<i>Pseudomonas lurida</i> E0026	Cu	<i>Helianthus annuus</i> L.	Aumentou significativamente a produção de biomassa da raiz e parte aérea. Promoveu uma maior acumulação de Cu, produção de ácido indol-3-acético (IAA) e solubilização de P.	[143]
<i>Bacillus tianshenii</i> , <i>Bacillus aryabhattai</i> , <i>Solibacillus isronensis</i> , <i>Bacillus paranthracis</i> , <i>Bacillus paramycoides</i>	Cd	<i>Phytolacca acinosa</i> Roxb.	Promoveu o crescimento e a acumulação de Cd. Aumentou a biodisponibilidade de Cd.	[144]
<i>Bacillus cereus</i>	Pb, Mn, Cd, Zn	<i>Jatropha curcas</i> L.	Aumentou significativamente a produção de biomassa, a fixação de N ₂ , a solubilização de P e a mobilidade dos metais.	[146]
<i>Rhodococcus qingshengii</i>	Cd, Zn, Ni	<i>Arabidopsis thaliana</i> (L.) Heynh.	Aumentou a eficácia da fitoextração através do aumento da absorção e acumulação. Promoveu um aumento da expressão de genes de transportadores associados a Cd, Zn e Ni.	[75]
<i>Bacillus</i> sp. PS-6	Fe, Cu, Zn, Cd, Mn, Ni, Pb, As	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	Aumentou a acumulação de Fe, Cu, Zn, Cd, Mn, Ni, Pb na raiz e parte aérea. A produção de IAA, sideróforos e enzimas hidrolíticas e lenhínicas resultou na solubilização de nutrientes.	[104]
<i>Acinetobacter baumannii</i> Bac143, <i>Bacillus</i> sp. Bac134, <i>Enterobacter</i> sp. Bac114, <i>Pantoea</i> sp. Bac123, <i>Pseudomonas</i> sp. Bac17, <i>Pseudomonas</i> sp. Bac138, <i>Serratia marcescens</i> Bac156.	Hg	<i>Zea mays</i> L.	Foi observada uma correlação positiva entre resistência ao Hg e a presença de bactérias endofíticas. A inoculação promoveu a bioacumulação e volatilização de Hg.	[146]
<i>Kocuria rhizophila</i>	Cd, Cr, Cu, Ni	<i>Glycine max</i> L.	Aumentou a tolerância aos metais. Aumentou o crescimento e a acumulação e eficiência de fitoextração.	[147]
<i>Pseudomonas libanensis</i>	Ni	<i>Helianthus annuus</i> L.	Aumentou a produção de biomassa, conteúdo em clorofila, prolina e malonaldeído. Aumentou a acumulação de Ni e do fator de translocação.	[148]
<i>Microbacterium</i> sp.	Pb	<i>Pelargonium × hortorum</i> L.H. Bailey	A biodisponibilidade de Pb foi aumentada por redução do pH. Aumentou significativamente a produção de IAA e a atividade da ACC desaminase. Verificou-se uma maior acumulação de Pb e um aumento na produção de biomassa, que levaram a maiores taxas de fitoextração.	[149]
<i>Proteus vulgaris</i> H7, <i>Pseudomonas</i> sp. H15, <i>P. helmanticensis</i> H16	Cd, Zn	<i>Sinapis alba</i> L. cv. Nakielska	Aumentou significativamente a eficiência da fitoextração resultante de maior acumulação de Cd e Zn na parte aérea.	[150]
<i>Burkholderia</i> SaMR10, <i>Sphingomonas</i> SaMR12	Cd	<i>Brassica juncea</i> (L.) Czern.	Aumentou significativamente o crescimento incluindo comprimento e volume total da raiz. Aumentou a translocação de Cd.	[151]
<i>Rhizobium</i> sp. E20-8 e NII-1	Cd	<i>Pisum sativum</i> L.	Superou a toxicidade do Cd por imobilização extracelular, alocação periplasmática, sequestro citoplasmático e biotransformação. Concentrações mais altas de glutatona permitiram a complexação citosólica, reduzindo os efeitos prejudiciais do Cd e aumentando a tolerância. Promoveu o crescimento da planta, tornando assim a fitoextração mais eficiente.	[152]
<i>Enterobacter</i> sp., <i>Kocuria</i> sp., <i>Kosakonia</i> sp.	As	<i>Solanum nigrum</i> L.	Em parceria, melhoraram o crescimento da planta, além de aumentar a bioacumulação e o transporte de As da raiz para a parte aérea. Promoveram uma melhor nutrição de P, desempenho fotossintético e níveis elevados de glutatona. A parceria manteve níveis elevados de ROS na planta, sem quaisquer efeitos prejudiciais e impulsionou concomitantemente mecanismos de defesa antioxidante distintos na parte aérea e raiz. O aumento da conversão de As(V) em As(III) mediado pelas bactérias pareceu ser uma etapa crucial na desintoxicação de As.	[153]

Tabela 3 (cont.) – Resultados recentes obtidos em estudos de fitorremediação assistida por bactérias.

Bactérias	Metal/ Metalóide	Planta	Efeito biológico no hospedeiro	Ref.
<i>Neorhizobium alkalisoli</i> ZY-4s, <i>Rhizobium herbae</i> CCBau 83011	As	<i>Panicum virgatum</i> L.	Foi observada elevada tolerância ao As e produção de sideróforos e IAA. Verificou-se uma maior acumulação de As na raiz e parte aérea.	[154]
<i>Pseudomonas azotoformans</i> ASS1	Cu, Zn, Ni	<i>Trifolium arvense</i>	Aumentou o crescimento, conteúdo de clorofila e absorção de Cu, Zn e Ni. Nas folhas observaram-se aumentos na concentração de prolina e enzimas antioxidantes.	[155]
<i>Micrococcus</i> sp., <i>Pseudomonas</i> sp., <i>Arthrobacter</i> sp.	Cd	<i>Glycine max</i> L.	A acumulação de Cd na raiz e folhas foi significativamente aumentada na presença de <i>Arthrobacter</i> sp. Em parceria, acelerou o processo de fitorremediação.	[156]
<i>Microbacterium</i> sp. NE1R5, <i>Curtobacterium</i> sp. NM1R1, <i>Microbacterium</i> sp. NM3E9	As, Cu, Pb, Zn	<i>Brassica nigra</i> (L.) K. Koch	O desenvolvimento da raiz e a germinação das sementes foram facilitados.	[157]
<i>Microbacterium</i> , <i>Variovorax</i> , <i>Micrococcus</i> , <i>Pseudomonas</i>	Zn	<i>Thlaspi caerulescens</i> J. Presl & C. Presl, <i>Rumex acetosa</i> L.	Aumentou o crescimento de ambas as plantas e maior eficiência na fitoextração de Zn.	[90]

Embora os metais e/ou metalóides possam influenciar negativamente a diversidade bacteriana endofítica em plantas, vários estudos demonstraram que bactérias endofíticas isoladas de plantas hiperacumuladoras exibem maior tolerância a metais do que as isoladas a partir de plantas sem esta capacidade de acumulação. Isso pode ser devido à adaptação estratégica das bactérias endofíticas em ambientes contendo metais. Numerosos estudos demonstraram o efeito de diferentes metais na diversidade, biomassa e atividade da comunidade endofita. No entanto, é bem sabido que as bactérias isoladas de ambientes poluídos são tolerantes a maiores concentrações de metais do que as isoladas de áreas não poluídas [28,60,118]. Bactérias endofíticas resistentes a metais foram isoladas de várias plantas hiperacumuladoras, como *Alyssum bertolonii*, *Thlaspi caerulescens*, *Thlaspi goesingense* e *Nicotiana tabacum* [18,119–122].

Resultados experimentais sugerem que a resistência a metais dever-se-á a transferência horizontal de genes, mediada por plasmídeos que codificam genes de resistência a metais [28,123]. Além disso, acredita-se que as bactérias endofíticas exibam resistência múltipla a metais [26,107].

Bactérias endofíticas com forte capacidade associativa de fixação de N₂ permitem que as plantas sobrevivam em ambientes de solo pobre em nitrogênio e desempenham um papel importante na promoção da saúde das plantas e no seu crescimento em comparação com outros micróbios rizosféricos [28,124,125].

O P é um dos principais nutrientes essenciais para as plantas, pois desempenha um papel crucial no seu crescimento, influenciando vários processos metabólicos importantes, como divisão e desenvolvimento celular, transporte de energia, transdução de sinal, biossíntese de macromoléculas, fotossíntese, desenvolvimento da raiz e respiração [28,126,127].

O P no solo pode ser pouco solúvel ou imobilizado por adsorção e precipitação química, de forma que a quantidade prontamente biodisponível é, na maioria dos solos, muito baixa em comparação com a quantidade total de P presente. Portanto, o P é frequentemente considerado um nutriente limitante em solos agrícolas [127,128]. Sob condições de stress metálico, algumas bactérias endofíticas resistentes a metais foram capazes de solubilizar fosfatos precipitados no solo por acidificação, troca iônica e liberação de agentes quelantes [28,129], ou capazes de mineralizar fósforo orgânico no solo, exsudando fosfatase ácida extracelular [28] e aumentando assim a disponibilidade de P para as plantas. É bem conhecido que as bactérias endofíticas assimilam o P solúvel evitando a sua sorção subsequente [28]. Portanto, estas bactérias endofíticas podem servir como fonte de P para a planta hospedeira após a sua liberação de células bacterianas, mesmo sob condições limitantes de P. Endófitos como *Pseudomonas citronellolis*, *Pseudomonas oryzihabitans*, *Enterobacter agglomerans*, *Pantoea* sp., *Enterobacteriaceae*, *Burkholderia*, *Ralstonia pickettii*, *Erwinia* sp., *Klebsiella pneumoniae*, *Klebsiella oxytoca*, *Acinetobacter* sp., *Acinetobacter calcoaceticus*, *Enterobacter sakazakii*, *Agrobacterium* sp. e *Caulobacter/Asticcacaulis* têm sido definidas como eficientes solubilizadoras de P [22].

São conhecidos dois grandes grupos de quelantes naturais produzidos por bactérias: ácidos carboxílicos (forma aniônica) e sideróforos. Entre uma grande variedade de compostos de carbono, os ácidos oxálico, málico e cítrico são alguns dos ácidos orgânicos mais importantes identificados nas raízes e nos exsudados microbianos [18,130]. Como os valores de pK_a da maioria dos ácidos carboxílicos estão abaixo de 3,5 e o pH citosólico das células da raiz normalmente varia de 7,1 a 7,5, estes ácidos estão normalmente presentes

na solução do solo sob formas total ou parcialmente dissociadas [18,131]. Nas células vegetais, a complexação com ácidos carboxílicos, particularmente ácido málico e ácido cítrico, mas também com o aminoácido básico histidina, é um mecanismo poderoso para a desintoxicação de metais [18,132].

A importância dos sideróforos bacterianos está principalmente associada ao facto de serem considerados como as principais fontes de Fe biodisponível para plantas sob condições de *stress* metálico [26,28]. Portanto, a inoculação de plantas com bactérias capazes de produzir sideróforos pode ajudar a prevenir que elas se tornem cloróticas quando são cultivadas em solos poluídos por metais. Além do Fe, os sideróforos também podem formar complexos estáveis com outros metais que são de preocupação ambiental, como Al, Cd, Cu, Ga, In, Pb e Zn, bem como com radionuclídeos incluindo U e Np [24,133]. Atualmente, centenas de sideróforos diferentes foram identificados. Embora possam diferir amplamente em aspetos estruturais gerais, os grupos funcionais que coordenam o Fe(III) não são tão diversos, podendo os sideróforos apresentar diferentes grupos funcionais, tais como os existentes em ácidos α -hidroxicarboxílicos, catecois ou ácidos hidroxâmicos e, portanto, ser classificados como sideróforos do tipo hidroxicarboxilato, catecolato ou hidroxamato [22]. Os sideróforos geralmente formam complexos 1:1 com Fe(III) , que são então absorvidos através da membrana celular da bactéria, onde o Fe(III) é reduzido a Fe(II) e libertado na célula [24]. As plantas inoculadas com bactérias produtoras de sideróforos podem, então, absorver o Fe de sideróforos através de vários mecanismos, como degradação do quelato e libertação de Fe, absorção direta de complexos sideróforo-Fe, ou por uma reação de troca de ligando [24,134,135]. Foi demonstrado que diferentes espécies de plantas, entre as quais *Cucurbita pepo*, *Brassica juncea*, *Helianthus annuus*, *Medicago sativa* e *Vigna unguiculata* adquirem Fe de complexos Fe-sideróforo e, além disso, verificou-se que essa aquisição foi a razão na base do maior crescimento observado em solos contaminados com metais (Tabela 3).

As bactérias endofíticas também são capazes de fornecer vitaminas essenciais e reguladores de crescimento (fito-hormonas) às plantas, podendo aumentar a absorção de nutrientes por estas através dos seus efeitos sobre a dinâmica de crescimento da raiz, resultando em maiores produções de biomassa e ajudando os processos de fitoextração [28,136]. Estudos recentes que investigaram o papel das fito-hormonas na proteção das plantas contra metais demonstraram que a colonização endofítica é, muitas vezes, responsável pelo aumento observado na absorção de nutrientes e biomassa vegetal [28,136-138]. Isto pode sugerir que o aumento da

tolerância do *stress* ao metal, por ação da microbiota endofítica resulta de uma combinação de benefícios nutricionais e bioquímicos. Em geral, as fito-hormonas compreendem o ácido indol-3-acético (IAA), citocininas, giberelinas, ácido abscísico e etileno, que atuam modulando o crescimento e desenvolvimento da planta [28,136]. Como uma das principais auxinas, o IAA está envolvido em diferentes processos fisiológicos nas plantas, como a regulação do seu desenvolvimento [28,137], indução dos sistemas de defesa [28] ou na sinalização célula-célula [28,139]. Dependendo da sua concentração, pode ocorrer inibição ou estimulação do crescimento e diferenciação do tecido [26,140]. Mais recentemente, acredita-se que a quantidade de IAA libertada por endófitos desempenhe um papel vital na modulação da associação planta-endófito e no desenvolvimento da planta em solos contaminados com metais tóxicos [108]. Bactérias endofíticas como *Azotobacter*, *Azospirillum*, *Pseudomonas*, *Enterobacter* e *Staphylococcus* são conhecidas por estarem envolvidas na produção de fito-hormonas [28,97] (Tabela 3).

O principal mecanismo pelo qual as bactérias endofíticas podem influenciar o crescimento da planta hospedeira é através da atividade da enzima ACC desaminase, que promove a hidrólise de 1-aminociclopropano-1-carboxilato - ACC (precursor do etileno) em α -cetobutirato e ião amónio, a qual pode ser facilmente metabolizada pela bactéria como fonte de nitrogénio. A presença da enzima ACC desaminase é um elemento-chave nas capacidades de bactérias endofíticas, uma vez que é responsável pela redução dos níveis de etileno que, sobretudo em condições de *stress*, limitam o desenvolvimento das plantas. Está descrito que o *stress* por metais em plantas induz a produção de etileno, o que se pode traduzir numa inibição do alongamento e do crescimento lateral da raiz e da formação de pelos radiculares [91,92]. Sob tais condições, certas bactérias endofíticas podem aliviar o impacto mediado pelo *stress* em plantas por hidrólise enzimática de ACC, um precursor na via biossintética do etileno. O etileno está envolvido em praticamente todos os aspetos do crescimento e desenvolvimento da planta, variando desde a germinação da semente ao crescimento do rebento e abscisão das folhas [22,141]. Assim, bactérias endofíticas capazes de produzir a enzima ACC desaminase podem promover o crescimento através da redução dos níveis de etileno na planta. Bactérias endofíticas contendo ACC desaminase estão geralmente localizadas dentro das raízes das plantas no apoplasto. Ao diminuir os níveis de etileno, as bactérias aumentam o crescimento da raiz e dos rebentos da planta e reduzem os efeitos inibitórios da síntese de etileno (Tabela 3) [22,28,142].

3. Conclusões e perspectivas futuras

Técnicas de fitorremediação baseadas em interações entre plantas e microrganismos têm sido propostas como métodos ecologicamente corretos/sustentáveis para a limpeza de solos poluídos. Os microrganismos do solo podem aumentar a biodisponibilidade do metal e/ou metaloide e respetiva absorção pelas plantas. O sucesso da fitoextração depende de vários fatores, incluindo a concentração de metal e/ou metaloide no solo e respetiva biodisponibilidade para absorção pela raiz, e ainda da capacidade que as plantas apresentam para acumular os metais nos seus tecidos. No entanto, a reduzida biodisponibilidade dos metais e/ou metaloides, bem como a reduzida produção de biomassa da maioria das hiperacumuladoras, e ainda a translocação limitada do metal e/ou metaloide na planta, limitam extensamente a eficiência dos processos de fitoextração.

Para ultrapassar estas restrições, são utilizadas algumas estratégias para melhorar o desempenho da fitoextração, como o recurso a práticas agrícolas avançadas, engenharia genética e tratamentos com quelantes. O uso de quelantes naturais para aumentar a biodisponibilidade de metais e a inoculação de microrganismos, incluindo bactérias e fungos, pode facilitar a sustentabilidade e eficiência dos processos de fitoextração. Um extenso número de estudos está descrito na literatura demonstrando que existe uma grande diversidade de bactérias e fungos que são capazes de aumentar a acumulação de metais e/ou metaloides e, conseqüentemente, a respetiva taxa de fitoextração.

As relações de simbiose mutualista que se estabelecem entre FMA e plantas resultam em inúmeros benefícios para a produção agrícola e sustentabilidade dos ecossistemas. A ação das micorrizas arbusculares nas plantas promove inúmeras vantagens, quer a nível nutricional, quer no aumento da resistência ao *stress* biótico e abiótico.

Por outro lado, o sucesso da fitorremediação depende amplamente da capacidade de superar a fitotoxicidade provocada por metais e/ou metaloides. Portanto, diferentes mecanismos mediados por

microrganismos estão implicados no processo de coevolução endófito-hospedeiro, tanto pelo alívio da toxicidade como pelo aumento da tolerância aos metais. Neste contexto, processos de fitorremediação/fitoextração assistida usando uma combinação de microrganismos associados a plantas podem ser mais eficazes na remediação/recuperação de solos poluídos por metais e/ou metaloides. A inoculação de misturas de micróbios ecologicamente diversos, em vez de cepas únicas, pode assim representar uma estratégia de grande sucesso. Desta forma, as funções benéficas podem ser expressas, mesmo em condições ecologicamente distintas.

Foi demonstrado que endófitos (bactérias e fungos) podem ser uma fonte mais confiável de biocenose natural por causa da sua associação íntima com as plantas. No entanto, uma compreensão dos mecanismos que permitem que a microbiota endófitica interaja com as plantas hospedeiras, que crescem em solos contaminados com metais, é essencial para concretizar em pleno as aplicações biotecnológicas da parceria planta-micróbio.

A aplicação da engenharia genética pode ainda aumentar a eficiência da fitoextração. Após a identificação de novos genes, as plantas transgênicas podem ser produzidas com capacidade de fitoextração superior, envolvendo maior tolerância aos metais, captação e translocação aumentadas e mecanismos de desintoxicação altamente eficientes.

Por fim, a complexidade e heterogeneidade dos solos contaminados com múltiplos metais requerem sistemas integrados de fitoextração que combinem diferentes processos e abordagens. É óbvio que a complexidade das interações no sistema planta-micróbio-solo-metal/metaloide requer esforços substanciais em termos de investigação futura para melhorar a compreensão dos processos envolvidos na rizosfera. Felizmente, a biotecnologia moderna abriu novas possibilidades em relação à aplicação de consórcios microbianos benéficos para melhorar o crescimento das plantas e o controle biológico, bem como a fitoextração de metais e/ou metaloides e mitigar o *stress* causado numa ampla variedade de hospedeiros.

Referências

- [1] A. P. Pinto, A. de Varennes, M. E. Lopes, D. M. Teixeira, *Biological Approaches for Remediation of Metal-Contaminated Sites in Phytoremediation. Management of Environmental Contaminants*, in A. Ansari, S. Gill, R. Gill, G. Lanza & L. Newman (ed.), Volume 3, Springer Verlag, Viena, Áustria, **2016**, 65–112.
- [2] A. P. Pinto, A. Varennes, R. Fonseca, D. M. Teixeira, *Phytoremediation of soils contaminated with heavy metals: techniques and strategies in Management of Environmental Contaminants* in A. A. Ansari, S. S. Gill, R. Gill, G. R. Lanza & L. Newman (ed.), Volume 1, Springer Verlag, Viena, Áustria, **2015**, 133–155.
- [3] Z. Tang, L. Zhang, Q. Huang, Y. Yang, Z. Nie, J. Cheng, J. Yang, Y. Wang, M. Chai, *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **2015**, *122*, 343–351. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2015.08.006.
- [4] B. Song, G. Zeng, J. Gong, J. Liang, P. Xu, Z. Liu, Y. Zhang, C. Zhang, M. Cheng, Y. Liu, S. Ye, H. Yi, X. Ren, *Environ. Int.* **2017**, *105*, 43–55. DOI: 10.1016/j.envint.2017.05.001.
- [5] A. Cristaldi, G. O. Conti, E. H. Jho, P. Zucarello, A. Grass, C. Copat, M. Ferrante, *Environ. Technol. Innov.* **2017**, *8*, 309–326. DOI: 10.1016/j.eti.2017.08.002.
- [6] H. -M. Leung, Z. -W. Wang, Z. -H. Ye, K. -L. Yung, X. -L. Peng, K. -C. Cheung, *Pedosphere* **2013**, *23*, 549–563. DOI: 10.1016/S1002-0160(13)60049-1.
- [7] K. Gerhardt, P. Gerwing, B. Greenberg, *Plant Sci.* **2017**, *256*, 170–185. DOI: 10.1016/j.plantsci.2016.11.016.
- [8] J. A. Salam, M. A. A. Hatha, N. Das, *J. Environ. Manage.* **2017**, *193*, 394–399. DOI: 10.1016/j.jenvman.2017.02.006.
- [9] L. Wang, B. Ji, Y. Hu, R. Liu, W. Sun, *Chemosphere* **2017**, *184*, 594–600. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.06.025.
- [10] G. Sreelal, R. Jayanthi, *Indian J. Sci. Res.* **2017**, *14*, 127–130. ijsr.in/upload/43005471825.pdf.
- [11] M. A. Ashraf, I. Hussain, R. Rasheed, M. Iqbal, M. Riaz, M. S. Arif, *J. Environ. Manage.* **2017**, *198*, 132–143. DOI: 10.1016/j.jenvman.2017.04.060.
- [12] N. Rascio, F. Navari-Izzo, *Plant Sci.* **2011**, *180*, 169–181. DOI: 10.1016/j.plantsci.2010.08.016.
- [13] N. Rascio, F. D. Vecchia, N. La Rocca, R. Barbato, C. Pagliano, M. Raviolo, C. Gonnelli, R. Gabbriellini, *Environ. Exp. Bot.* **2008**, *62*, 267–278. DOI: 10.1016/j.envexpbot.2007.09.002.
- [14] R. R. Brooks, J. Lee, R. D. Reeves, T. Jaffre, *J. Geochem. Explor.* **1977**, *7*, 49–57. DOI: 10.1016/0375-6742(77)90074-7.
- [15] A. Ullah, H. Mushtaq, H. Ali, M. F. H. Munis, M. T. Javed, H. J. Chaudhary, *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2015**, *22*, 2505–2514. DOI: 10.1007/s11356-014-3699-5.
- [16] N. Fiorentino, M. Fagnano, P. Adamo, A. Impagliazzo, M. Mori, O. Pepe, V. Ventrino, A. Zoina, *Ital. J. Agron.* **2013**, *8*, 244–250. DOI: 10.4081/ija.2013.e29.
- [17] M. Shiri, M. Rabhi, C. Abdelly, A. El. Amrani, *Ecol. Eng.* **2015**, *74*, 125–134. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2014.09.123.
- [18] A. Sessitsch, M. Kuffner, P. Kidd, J. Vangronsveld, W. W. Wenzel, K. Fallmann, M. Puschenreiter, *Soil Biol. & Biochem.* **2013**, *60*, 182–194. DOI: 10.1016/j.soilbio.2013.01.012.
- [19] A. Mahar, P. Wang, A. Ali, M. K. Awasthi, A. H. Lahori, Q. Wang, *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **2016**, *126*, 111–121. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2015.12.023.
- [20] N. Sarwar, M. Imran, M. R. Shaheen, W. Ishaque, M. A. Kamran, A. Matloob, A. Rehman, S. Hussain, *Chemosphere* **2017**, *171*, 710–721. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.12.116.
- [21] M. Zubair, M. Shakir, Q. Ali, N. Rani, N. Fatima, S. Farooq, N. Kanwal, F. Ali, I. A. Nasir, *Environ. Technol. Rev.* **2016**, *5*, 112–119. DOI: 10.1080/21622515.2016.1259358.
- [22] M. Rajkumar, N. Ae, H. Freitas, *Chemosphere* **2009**, *77*, 153–160. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2009.06.047.
- [23] B. R. Glick, *Biotechnol. Adv.* **2010**, *28*, 367–374. DOI: 10.1016/j.biotechadv.2010.02.001.
- [24] M. Rajkumar, N. Ae, M. N. V. Prasad, H. Freitas, *Trends Biotechnol.* **2010**, *28*, 142–149. DOI: 10.1016/j.tibtech.2009.12.002.
- [25] Z. Deng, L. Cao, H. Huang, X. Jiang, W. Wang, Y. Shi, R. Zhang, *J. Hazard. Mater.* **2011**, *185*, 717–724. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.09.078.
- [26] Y. Ma, M. Prasad, M. Rajkumar, H. Freitas, *Biotechnol. Adv.* **2011**, *29*, 248–258. DOI: 10.1016/j.biotechadv.2010.12.001.
- [27] M. Rajkumar, M. N. V. Prasad, S. Sandhya, H. Freitas, *Environ. Int.* **2013**, *53*, 74–86. DOI: 10.1016/j.envint.2012.12.009.
- [28] Y. Ma, M. Rajkumar, C. Zhang, H. Freitas, *J. Environ. Manage.* **2016**, *174*, 14–25. DOI: 10.1016/j.jenvman.2016.02.047.
- [29] Z. Deng, L. Cao, *Chemosphere* **2017**, *168*, 1100–1106. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.10.097.
- [30] P. Sharma, *Bioresour. Technol.* **2021**, *328*, 124835. DOI: 10.1016/j.biortech.2021.124835.
- [31] W. W. Wenzel, *Plant Soil* **2009**, *321*, 385–408. DOI: 10.1007/s11104-008-9686-1.
- [32] M. Balseiro-Romero, P. Gkorezis, P. S. Kidd, J. van Hamme, N. Weyens, C. Monterroso, J. Vangronsveld, *Sci. Total Environ.* **2017**, *581*–582, 676–688. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.12.180.
- [33] A. R. Khan, I. Ullah, M. Waqas, G.-S. Park, A. L. Khan, S.-J. Hong, R. Ullah, B. K. Jung, C. E. Park, S. Ur-Rehman, I.-J. Lee, J.-H. Shin, *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **2017**, *136*, 180–188. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2016.03.014.
- [34] A. R. Khan, M. Waqas, I. Ullah, A. L. Khan, M. A. Khan, I. J. Lee, J. H. Shin, *Environ. Exp. Bot.* **2017**, *135*, 126–135. DOI: 10.1016/j.envexpbot.2016.03.005.
- [35] J. L. Wood, C. Tang, A. E. Franks, *Soil Biol. Biochem.* **2016**, *103*, 131–137. DOI: 10.1016/j.soilbio.2016.08.021.
- [36] N. A. Amna, S. Masood, T. Mukhtar, M. A. Kamran, M. Rafique, M. F. H. Munis, H. J. Chaudhary, *Environ. Monit. Assess.* **2015**, *187*, 311. DOI: 10.1007/s10661-015-4557-8.
- [37] X. Huang, S. H. Ho, S. Zhu, F. Ma, J. Wu, J. Yang, L. Wang, *J. Environ. Manage.* **2017**, *197*, 448–455. DOI: 10.1016/j.jenvman.2017.04.014.
- [38] C. Renker, V. Blanke, B. Rstler, J. Heinrichs, F. O. Buscot, *FEMS Yeast Res.* **2004**, *4*, 597–603. DOI: 10.1016/j.femsyr.2004.01.001.
- [39] Y. Qiao, D. Crowley, K. Wang, H. Zhang, H. Li, *Environ. Pollut.* **2015**, *206*, 636–643. DOI: 10.1016/j.envpol.2015.08.029.
- [40] H. Li, X. Li, L. Xiang, H. M. Zhao, Y. W. Li, Q. Y. Cai, *Sci. Total Environ.* **2018**, *613*–614, 447–455. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.066.
- [41] *Phylogeny and taxonomy of Glomeromycota ('arbuscular mycorrhizal [AM] and related fungi')*. amf-phylogeny.com (accedido em maio 2021).
- [42] R. Chaturvedi, P. Favas, J. Pratas, M. S. Varun, M. Paul, *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **2018**, *148*, 318–326. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2017.10.048.
- [43] L. Coninx, V. Martinova, F. Rineau, *Adv. Bot. Res.* **2017**, *83*, 127–188. DOI: 10.1016/bs.abr.2016.12.005.
- [44] N. Garg, S. Chandel, *J. Plant Growth Regul.* **2012**, *31*, 292–308. DOI: 10.1007/s00344-011-9239-3.
- [45] L. Cabral, C. F. R. S. Soares, A. J. Giachini, J. O. Siqueira, *World J. Microbiol. Biotechnol.* **2015**, *31*, 1655–1664. DOI: 10.1007/s11274-015-1918-y.
- [46] S. Meier, F. Borie, N. Bolan, P. Cornejo, *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* **2012**, *42*, 741–775. DOI: 10.1080/106643389.2010.528518.
- [47] M. Bellion, M. Courbot, C. Jacob, D. Blaudez, M. Chalot, *FEMS Microbiol. Lett.* **2006**, *254*, 173–181. DOI: 10.1111/j.1574-6968.2005.00044.x.
- [48] L. He, H. Yang, Z. Yu, J. Tang, L. Xu, X. Chen, *J. Environ. Sci.* **2014**, *26*, 2034–2040. DOI: 10.1016/j.jes.2014.07.013.
- [49] S. A. L. Andrade, A. P. D. Silveira, P. Mazzafera, *Sci. Total Environ.* **2010**, *408*, 5381–5391. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2010.07.064.
- [50] D. Vodnik, H. Grčman, I. Maček, J. T. van Elteren, M. Kovačević, *Sci. Total Environ.* **2008**, *392*, 130–136. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2007.11.016.
- [51] E. Malekzadeh, N. Aliasgharzad, J. Majidi, J. Abdolizadeh, L. Aghebati-Maleki, *Eur. J. Soil Biol.* **2016**, *74*, 45–51. DOI: 10.1016/j.ejsobi.2016.03.003.
- [52] M. Zarei, T. Wubet, S. H. Schäfer, G. R. Savaghebi, G. S. Jouzani, M. K. Nekouei, F. Buscot, *Environ. Pollut.* **2010**, *158*, 2757–2765. DOI: 10.1016/j.envpol.2010.04.017.
- [53] M. Miransari, *Biotechnol. Adv.* **2011**, *29*, 645–653. DOI: 10.1016/j.biotechadv.2011.04.006.
- [54] E. Orłowska, W. Przybyłowicz, D. Orłowski, K. Turnau, J. Mesjasz-Przybyłowicz, *Environ. Pollut.* **2011**, *159*, 3730–3738. DOI: 10.1016/j.envpol.2011.07.008.
- [55] M. Rajkumar, S. Sandhya, M. Prasad, H. Freitas, *Biotechnol. Adv.* **2012**, *30*, 1562–1574. DOI: 10.1016/j.biotechadv.2012.04.011.
- [56] Y. Wei, H. Hou, Y. Xian, S. Guan, J. N. Li, F. S. Li, *Eur. J. Soil Biol.* **2014**, *62*, 15–21. DOI: 10.1016/j.ejsobi.2014.02.011.
- [57] Y. Wei, H. Hou, J. N. Li, Y. X. ShangGuan, Y. F. Xu, J. Zhang, *Appl. Soil Ecol.* **2014**, *82*, 11–17. DOI: 10.1016/j.apsoil.2014.05.005.
- [58] M. Riaz, M. Kamran, Y. Fang, Q. Wang, H. Cao, G. Yang, L. Deng, Y. Wang, Y. Zhou, I. Anastopoulos, X. Wang, *J. Hazard. Mater.* **2021**, *402*, 123919. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.123919.
- [59] H. Yu, Z. Xiang, Y. Zhu, J. Wang, Z. Yang, P. Z. Yang, *J. Plant Nutr.* **2012**, *35*, 71–84. DOI: 10.1080/01904167.2012.631668.
- [60] J. Luo, L. Cai, S. Qi, J. Wu, X. S. Gu, *J. Environ. Manage.* **2017**, *204*, 17–22. DOI: 10.1016/j.jenvman.2017.08.029.
- [61] N. Luo, X. Li, A. Y. Chen, L. J. Zhang, H. M. Zhao, L. Xiang, Q. Y. Cai, C. H. Mo, M. H. Wong, H. Li, *Sci. Total Environ.* **2017**, *599*–600, 1564–1572. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.05.047.
- [62] J. Luo, L. Cai, S. Qi, J. Wu, X. S. Gu, *Chemosphere* **2017**, *180*, 386–393. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.07.036.
- [63] S. Shahabivand, H. Z. Maivan, E. M. Goltapeh, M. Sharifi, A. A. Aliloo, *Plant Physiol. Biochem.* **2012**, *60*, 53–58. DOI: 10.1016/j.plaphy.2012.07.018.
- [64] H. Li, Z. H. Ye, W. F. Chan, X. W. Chen, F. X. Wu, S. C. Wu, M. H. Wong, *Environ. Pollut.* **2011**, *159*, 2537–2545. DOI: 10.1016/j.envpol.2011.06.017.
- [65] T. Li, M. J. Liu, X. T. Zhang, H. B. Zhang, T. Sha, Z. W. Zhao, *Sci. Total Environ.* **2011**, *409*, 1069–1074. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2010.12.012.
- [66] A. Bhargava, F. F. Carmona, M. Bhargava, S. Srivastava, *J. Environ. Manage.* **2012**, *105*, 103–120. DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.04.002.
- [67] S. Bedini, A. Turrini, C. Rigo, E. Argese, M. Giovannetti, *Soil. Biol. Biochem.* **2010**, *42*, 758–765. DOI: 10.1016/j.soilbio.2010.01.010.
- [68] H. M. Leung, F. Y. Wu, K. C. Cheung, Z. H. Ye, M. H. Wong, *Int. J. Phytoremediation* **2010**, *12*, 384–403. DOI: 10.1080/15226510903051740.
- [69] H. M. Leung, F. Y. Wu, K. C. Cheung, Z. H. Ye, M. H. Wong, *J. Hazard. Mater.* **2010**, *181*, 497–507. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.05.042.

- [70] P. Punamiya, R. Datta, D. Sarkar, S. Barber, M. Patel, P. Das, *J. Hazard. Mater.* **2010**, 177, 465–474. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.12.056.
- [71] A. K. K. Achakzai, M. O. Liasu, O. J. Popoola, *Pak. J. Bot.* **2012**, 44, 221–230. pakbs.org/pjbot/PDFs/44(1)/32.pdf.
- [72] N. O. Adeyemi, M. O. Atayese, O. S. Sakariyawo, J. O. Azeez, S. P. Abayomi, *Rhizosphere* **2021**, 18, 100325. DOI: 10.1016/j.rhisph.2021.100325.
- [73] L. Hao, Z. Zhang, B. Hao, F. Diao, J. Zhang, Z. Bao, W. Guo, *Ecotox. Environ. Saf.* **2021**, 212, 111996. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2021.111996.
- [74] Z. Yin, Y. Zhang, N. Hu, Y. Shi, T. Li, Z. Zhao, *Sci. Total Environ.* **2021**, 789, 148015. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.148015.
- [75] Q. Lu, Y. Weng, Y. You, Q. Xu, H. Li, Y. Li, H. Liu, S. Du, *Environ. Pollut.* **2020**, 257, 113497. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113497.
- [76] J. Luo, X. Li, Y. Jin, I. Traore, L. Dong, G. Yang, Y. Wang, *B. Environ. Contam. Tox.* **2020**, 107, 924–930. DOI: 10.1007/s00128-019-02780-1.
- [77] Z.-H. Hu, F. Zhuo, S.-H. Jing, X. Li, T.-X. Yan, L.-L. Lei, R.-R. Lu, X.-F. Zhang, Y.-X. Jing, *Int. J. Phytoremediation* **2019**, 21, 857–865. DOI: 10.1080/15226514.2019.1577355.
- [78] F. Zhan, B. Li, M. Jiang, T. Li, Y. He, Y. Li, Y. Wang, *Int. J. Phytorem.* **2019**, 21, 849–856. DOI: 10.1080/15226514.2019.1577353.
- [79] Q. Chang, F.-w. Diao, Q.-f. Wang, L. Pan, Z.-h. Dang, W. Guo, *Environ. Pollut.* **2018**, 241, 607–615. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.06.003.
- [80] M. L. Gil-Cardesa, D. R. Müller, S. M. Amaya-Martin, R. Viassolo, E. Gómez, *Sci. Total Environ.* **2018**, 625, 1113–1121. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.12.278.
- [81] A. Pierart, C. Dumat, A. Q. M. Maes, N. Sejalón-Delmas, *Chemosphere* **2018**, 191, 272–279. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.10.058.
- [82] A. Kodre, I. Arcon, K. Vogel-Mikuš, M. Debeljak, M. Potisek, M. Likar, *Environ. Exp. Bot.* **2017**, 133, 12–23. DOI: 10.1016/j.envexpbot.2016.09.006.
- [83] Y. Wei, Q. Su, Z. J. Sun, Y. Q. Shen, J. N. Li, X. L. Zhu, H. Hou, Z. P. Chen, F. C. Wu, *Appl. Soil Ecol.* **2016**, 107, 244–250. DOI: 10.1016/j.apsoil.2016.04.021.
- [84] M. Hristozkova, M. Geneva, I. Stancheva, M. Boychinova, E. Djonovab, *Appl. Soil Ecol.* **2016**, 101, 57–63. DOI: 10.1016/j.apsoil.2016.01.008.
- [85] D. Mani, C. Kumar, N. K. Patel, *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **2016**, 124, 435–446. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2015.10.016.
- [86] J. Schneider, J. Bundschuh, C. Nascimento, *Sci. Total Environ.* **2016**, 572, 86–97. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.07.185.
- [87] L. A. de Souza, S. A. L. Andrade, S. C. R. de Souza, M. A. Schiavinato, *Acta Physiol. Plant.* **2012**, 34, 523–531. DOI: 10.1007/s11738-011-0849-y.
- [88] N. Garg, N. Aggarwal, *J. Plant Growth Regul.* **2011**, 30, 286–300. DOI: 10.1007/s00344-010-9191-7.
- [89] V. Sheoran, A. Sheoran, P. Poonia, *Pedosphere* **2016**, 26, 148–166. DOI: 10.1016/S1002-0160(15)60032-7.
- [90] A. Burges, L. Epelde, F. Blanco, J. Bercerril, C. Garbisu, *Sci. Total Environ.* **2017**, 584–585, 329–338. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.12.146.
- [91] N. Weyens, D. van der Lelie, S. Taghavi, L. Newman, J. Vangronsveld, *Trends Biotechnol.* **2009**, 27, 591–598. DOI: 10.1016/j.tibtech.2009.07.006.
- [92] N. Weyens, D. van der Lelie, S. Taghavi, J. Vangronsveld, *Curr. Opin. Biotechnol.* **2009**, 20, 248–254. DOI: 10.1016/j.copbio.2009.02.012.
- [93] M. Kuffner, S. de Maria, M. Puschenreiter, K. Fallmann, G. Wieshammer, M. Gorfer, J. Strauss, A. R. Rivelli, A. Sessitsch, *J. Appl. Microbiol.* **2010**, 108, 1471–1484. DOI: 10.1111/j.1365-2672.2010.04670.x.
- [94] K. V. Kumar, S. Srivastava, N. Singh, H. M. Behl, *J. Hazard. Mater.* **2009**, 170, 51–57. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.04.132.
- [95] S. Compant, C. Clément, A. Sessitsch, *Soil Biol. Biochem.* **2010**, 42, 669–678. DOI: 10.1016/j.soilbio.2009.11.024.
- [96] D. Y. Kobayashi, J. D. Palumbo, *Bacterial endophytes, and their effects on plants and uses in agriculture, in Microbial Endophytes*, C. W. Bacon & J. F. White (ed.), Marcel Dekker, Inc., Nova lorque, **2000**, 199–236.
- [97] C. W. Bacon, D. M. Hinton, *Can. J. Microbiol.* **2011**, 57, 485–492. DOI: 10.1139/w11-031.
- [98] M. Zafar, M. K. Abbasi, M. A. Khan, A. Khaliq, T. Sultan, M. Aslam, *Pedosphere* **2012**, 22, 848–859. DOI: 10.1016/S1002-0160(12)60071-X.
- [99] C. Becerra-Castro, P. S. Kidd, B. Rodríguez-Garrido, C. Monterroso, P. Santos-Ucha, Á. Prieto-Fernández, *Environ. Pollut.* **2013**, 178, 202–210. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.03.027.
- [100] C. Becerra-Castro, Á. Prieto-Fernández, P. S. Kidd, N. Weyens, B. Rodríguez-Garrido, M. Touceda-González, M. J. Acea, J. Vangronsveld, *Plant Soil* **2013**, 362, 247–360. DOI: 10.1007/s11104-012-1276-6.
- [101] N. Sheoran, A. Valiya Nadakkakath, V. Munjal, A. Kundu, K. Subaharan, V. Venugopal, S. Rajamma, S. J. Eapen, A. Kumar, *Microbiol. Res.* **2015**, 173, 66–78. DOI: 10.1016/j.micres.2015.02.001.
- [102] A. Alvin, K. I. Miller, B. A. Neilan, *Microbiol. Res.* **2014**, 169, 483–495. DOI: 10.1016/j.micres.2013.12.009.
- [103] L. Chen, S. L. Luo, X. J. Li, Y. Wan, J. L. Chen, C. B. Liu, *Soil Biol. Biochem.* **2014**, 68, 300–308. DOI: 10.1016/j.soilbio.2013.10.021.
- [104] P. Sharma, S. Tripathi, P. Chaturvedi, D. Chaurasia, R. Chandra, *Bioresour. Technol.* **2020**, 320, 124353. DOI: 10.1016/j.biortech.2020.124353.
- [105] G. Santoyo, G. Moreno-Hagelsieb, M. C. Orozco-Mosqueda, B. R. Glick, *Microbiol. Res.* **2016**, 183, 92–99. DOI: 10.1016/j.micres.2015.11.008.
- [106] V. J. Carrión, J. Perez-Jaramillo, V. Cordovez, V. Tracanna, M. Hollander, D. Ruiz-Buck, L. W. Mendes, W. F. J. van Ijcken, R. Gomez-Exposito, S. S. Elsayed, P. Mohanraju, A. Arif, J. van der Oost, J. N. Paulson, R. Mendes, G. P. van Wezel, M. H. Medema, J. M. Raaijmakers, *Science* **2019**, 366, 606–612. DOI: 10.1126/science.aaw9285.
- [107] A. G. Babu, P. J. Shea, D. Sudhakar, I. B. Jung, B. T. Oh, *J. Environ. Manage.* **2015**, 151, 160–166. DOI: 10.1016/j.jenvman.2014.12.045.
- [108] M. Shin, J. Shim, Y. You, H. Myung, K. S. Bang, M. Cho, S. Kamala-Kannan, B.-T. Oh, *J. Hazard. Mater.* **2012**, 199–200, 314–320. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2011.11.010.
- [109] L. J. Zhu, D. X. Guan, J. Luo, B. Rathinasabapathi, L. Q. Ma, *Chemosphere* **2014**, 113, 9–16. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2014.03.081.
- [110] W. Pulsawat, N. Leksawasdi, P. L. Rogers, L. J. R. Foster, *Biotechnol. Lett.* **2003**, 25, 1267–1270. DOI: 10.1023/A:1025083116343.
- [111] C. Dimkpa, A. Svatos, D. Merten, G. Büchel, E. Kothe, *Can. J. Microbiol.* **2008**, 54, 163–172. DOI: 10.1139/W07-130.
- [112] C. O. Dimkpa, A. Svatos, P. Dabrowska, A. Schmidt, W. Boland, E. Kothe, *Chemosphere* **2008**, 74, 19–25. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2008.09.079.
- [113] G. Haferburg, E. Kothe, *J. Basic Microb.* **2007**, 47, 453–467. DOI: 10.1002/jobm.200700275.
- [114] L. Ranjard, S. Nazaret, B. Cournoyer, *Appl. Environ. Microbiol.* **2003**, 69, 3784–3790. DOI: 10.1128/aem.69.7.3784-3790.2003.
- [115] I. M. Banat, A. Franzetti, I. Gandolfi, G. Bestetti, M. G. Martinotti, L. Fracchia, T. J. Smyth, R. Marchant, *Appl. Microbiol. Biot.* **2010**, 87, 427–444. DOI: 10.1007/s00253-010-2589-0.
- [116] Y. Wan, S. Luo, J. Chen, X. Xiao, L. Chen, G. Zeng, C. Liu, Y. He, *Chemosphere* **2012**, 89, 743–750. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2012.07.005.
- [117] X. Zhang, C. Li, Z. Nan, *J. Hazard. Mater.* **2010**, 175, 703–709. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.10.066.
- [118] R. Idris, M. Kuffner, L. Bodrossy, M. Puschenreiter, S. Monchy, W. W. Wenzel, A. Sessitsch, *Syst. Appl. Microbiol.* **2006**, 29, 634–644. DOI: 10.1016/j.syapm.2006.01.011.
- [119] C. Lodewyckx, M. Mergeay, J. Vangronsveld, H. Clijsters, D. van der Lelie, *Int. J. Phytorem.* **2002**, 4, 101–115. DOI: 10.1080/15226510208500076.
- [120] R. Idris, R. Trifonova, M. Puschenreiter, W. W. Wenzel, A. Sessitsch, *Appl. Environ. Microbiol.* **2004**, 70, 2667–2677. DOI: 10.1128/AEM.70.5.2667-2677.2004.
- [121] R. Barzanti, F. Ozino, M. Bazzicalupo, R. Gabbriellini, F. Galardi, C. Gonnelli, A. Mengoni, *Microbiol. Ecol.* **2007**, 53, 306–316. DOI: 10.1007/s00248-006-9164-3.
- [122] C. Mastretta, S. Taghavi, D. van der Lelie, A. Mengoni, F. Galardi, C. Gonnelli, *Int. J. Phytorem.* **2009**, 11, 251–267. DOI: 10.1080/15226510802432678.
- [123] E. Shoeb, U. Badar, J. Akhter, H. Shams, M. Sultana, M. A. Ansari, *World J. Microbiol. Biotechnol.* **2012**, 28, 1021–1025. DOI: 10.1007/s11274-011-0900-6.
- [124] T. Hurek, B. Reinhold-Hurek, *J. Biotechnol.* **2003**, 106, 169–178. DOI: 10.1016/j.jbiotec.2003.07.010.
- [125] G. Gupta, J. Panwar, P. N. Jha, *Appl. Soil Ecol.* **2013**, 64, 252–261. DOI: 10.1016/j.apsoil.2012.12.016.
- [126] M. Ahemad, *3 Biotechnol.* **2015**, 5, 111–121. DOI: 10.1007/s13205-014-0206-0.
- [127] S. Kumar, *Characterization of phosphate solubilising and mineralizing bacteria from grain legumes*, Dissertation, Punjab Agricultural University, India, **2016**.
- [128] L. B. Guinazu, J. A. Andrés, M. F. del Papa, M. Pistorio, S. B. Rosas, *Biol. Fertil. Soil.* **2010**, 46, 185–190. DOI: 10.1007/s00374-009-0408-5.
- [129] C. S. Nautiyal, S. Bhaduria, P. Kumar, H. Lal, R. Mondal, D. Verma, *FEMS Microbiol. Lett.* **2000**, 182, 291–296. DOI: 10.1111/j.1574-6968.2000.tb08910.x.
- [130] W. Li, Z. Ye, M. Wong, *Plant Soil* **2009**, 326, 453–467. DOI: 10.1007/s11104-009-0025-y.
- [131] P. R. Ryan, E. Delhaize, D. L. Jones, *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* **2001**, 52, 527–560. DOI: 10.1146/annurev.arplant.52.1.527.
- [132] H. Küpper, A. Mijovilovich, W. Meyer-Klaucke, P. M. H. Kroneck, *Plant Physiol.* **2004**, 134, 748–757. DOI: 10.1104/pp.103.032953.
- [133] U. Neubauer, G. Furrer, A. Kayser, R. Schuln, *Int. J. Phytorem.* **2000**, 2, 353–368. DOI: 10.1080/15226510008500044.
- [134] C. O. Dimkpa, D. Merten, A. Svatos, G. Büchel, E. Kothe, *Soil Biol. Biochem.* **2009**, 41, 154–162. DOI: 10.1016/j.soilbio.2008.10.010.
- [135] C. O. Dimkpa, D. Merten, A. Svatos, G. Büchel, E. Kothe, *J. Appl. Microbiol.* **2009**, 107, 1687–1696. DOI: 10.1111/j.1365-2672.2009.04355.x.
- [136] Y. W. Shi, K. Lou, C. Li, *Biol. Fertil. Soils* **2009**, 45, 645–653. DOI: 10.1007/s00374-009-0376-9.
- [137] V. Gravel, H. Antoun, R. J. Tweddell, *Soil Biol. Biochem.* **2007**, 39, 1968–1977. DOI: 10.1016/j.soilbio.2007.02.015.
- [138] P. Phetcharat, A. Duangpaeng, *Procedia Eng.* **2012**, 32, 177–183. DOI: 10.1016/j.proeng.2012.01.1254.
- [139] S. Spaepen, J. Vanderleyden, R. Remans, *FEMS Microbiol. Rev.* **2007**, 31, 425–448. DOI: 10.1111/j.1574-6976.2007.00072.x.
- [140] F. Persello-Cartiaux, L. Nussaume, C. Robaglia, *Plant Cell Environ.* **2003**, 26, 189–99. DOI: 10.1046/j.1365-3040.2003.00956.x.
- [141] A. W. Woodward, B. Bartel, *Ann. Bot.* **2005**, 95, 707–735. DOI: 10.1093/aob/mci083.
- [142] A. Viterbo, U. Landau, S. Kim, L. Chemin, I. Chet, *FEMS Microbiol. Lett.* **2010**, 305, 42–48. DOI: 10.1111/j.1574-6968.2010.01910.x.
- [143] A. Kumar, Tripti, O. Voropaeva, M. Maleva, K. Panikovskaya, G. Borisova, M. Rajkumar, L. B. Bruno, *Chemosphere* **2021**, 266, 128983. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.128983.
- [144] C. Liu, H. Lin, B. Li, Y. Dong, T. Yin, X. Chen, *J. Hazard. Mater.* **2021**, 416, 125952. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.125952.

- [145] M. Narayanan, G. Kandasamy, Z. He, S., Kandasamy, A. H. Alfarhan, A. Pugazhendhi, *Environ. Technol. Innov.* **2021**, 21, 101221. DOI: 10.1016/j.eti.2020.101221.
- [146] I. S. Mello, S. Targanski, W. Pietro-Souza, F. F. Stachack, A. J. Terezo, M. A. Soares, *Ecotox. Environ. Saf.* **2020**, 202, 110818. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2020.110818.
- [147] A. Hussain, Amna, M. A. Kamran, M. T. Javed, K. Hayat, M. A. Farooq, N. Ali, M. Ali, H. Manghwar, F. Jan, H. J. Chaudhary, *Environ. Exp. Bot.* **2019**, 159, 23–33. DOI: 10.1016/j.envexpbot.2018.12.006.
- [148] Y. Ma, M. Rajkumar, R. S. Oliveira, C. Zhang, H. Freitas, *J. Hazard. Mater.* **2019**, 379, 120813. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2019.120813.
- [149] M. Manzoor, I. Gul, I. Ahmed, M. Zeeshan, I. Hashmi, B. A. Z. Amin, J. Kallerhoff, M. Arshad, *Chemosphere* **2019**, 227, 561–569. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.04.093.
- [150] T. Plociniczak, M. Chodór, M. Pacwa-Plociniczak, Z. Piotrowska-Seget, *Chemosphere* **2019**, 219, 250–260. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.12.018.
- [151] Q. Wang, L. Ma, Q. Zhou, B. Chen, X. Zhang, Y. Wu, F. Pan, L. Huang, X. Yang, Y. Feng, *Chemosphere* **2019**, 234, 769–776 DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.06.132.
- [152] P. Cardoso, S. Corticeiro, R. Freitas, E. Figueira, *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **2018**, 150, 260–269. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2017.12.002.
- [153] G. Mukherjee, C. Saha, N. Naskar, A. Mukherjee, A. Mukherjee, S. Lahiri, A. L. Majumder, A. Seal, *Sci. Rep.* **2018**, 8, 6979. DOI: 10.1038/s41598-018-25306-x.
- [154] V. Mesa, A. Navazas, R. González-Gil, A. González, N. Weyens, B. Lauga, J. L. R. Gallego, J. Sánchez, A. I. Peláez, *Appl. Environ. Microb.* **2017**, 83, e03411–16. DOI: 10.1128/AEM.03411-16.
- [155] Y. Ma, M. Rajkumar, A. Moreno, C. Zhang, H. Freitas, *Chemosphere* **2017**, 185, 75–85. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.06.135.
- [156] P. Rojjanateeranaj, C. Sangthong, B. Prapagdee, *Chemosphere* **2017**, 185, 764–771. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.07.074.
- [157] B. Román-Ponce, D. M. Reza-Vazquez, S. Gutierrez-Paredes, M. J. de Haro-Cruz, J. Maldonado-Hernandez, Y. Bahena-Osorio, P. Estrada de los Santos, E. T. Wang, M. S. Vásquez-Murrieta, *Pedosphere* **2017**, 27, 511–526. DOI: 10.1016/S1002-0160(17)60347-3.

>

A. J. Palace Carvalho

LAQV-REQUIMTE.

Departamento de Química da Universidade de Évora.

Professor Auxiliar da Universidade de Évora e membro do LAQV-REQUIMTE. A sua área de especialização é a Química Física e Teórica. Nos últimos anos tem tido particular interesse em estudar os fenómenos envolvidos nos processos de fitorremediação para a remoção de micropoluentes orgânicos de águas contaminadas.

ajpalace@uevora.pt

ORCID.org/0000-0002-2452-3696

>

*A. P. Pinto

MED - Instituto Mediterrâneo para a Agricultura, Ambiente e Desenvolvimento. Departamento de Química da Universidade de Évora.

Professora Auxiliar no Departamento de Química da Universidade de Évora, integrada no Instituto Mediterrâneo para a Agricultura, Ambiente e Desenvolvimento (MED), onde desenvolve investigação na área da Química Ambiental/Fitorremediação.

app@uevora.pt

ORCID.org/0000-0002-5511-5994

>

Ana V. Dordio

MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente.

Departamento de Química da Universidade de Évora.

Professora Auxiliar da Universidade de Évora e membro do MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente. A sua área de especialização é a Biotecnologia Ambiental. A sua investigação foca a utilização de fitotecnologias, especialmente os Leitos Construídos de Macrófitas, para a remoção de micropoluentes orgânicos de águas contaminadas.

avbd@uevora.pt

ORCID.org/0000-0003-1108-9429

>

C. Barrocas Dias

Laboratório HERCULES.

Departamento de Química da Universidade de Évora.

Professora Associada com Agregação do Departamento de Química da Universidade de Évora, é Investigadora Integrada do Laboratório HERCULES, unidade de investigação da qual é também vice-diretora. Doutorada e Agregada em Química, tem nos últimos anos desenvolvido a sua investigação sobretudo no estudo material de bens

patrimoniais. Colabora ainda em projetos de investigação relacionados com a salvaguarda do ambiente e controle de qualidade de produtos agroalimentares.

cmbd@uevora.pt

ORCID.org/0000-0002-1707-2209

>

D. M. Teixeira

Laboratório HERCULES.

Departamento de Química da Universidade de Évora.

Professora Auxiliar no Departamento de Química da Universidade de Évora, membro integrado do Laboratório HERCULES e membro colaborador no Instituto Mediterrâneo para a Agricultura, Ambiente e Desenvolvimento (MED), centros onde desenvolve investigação na área da Química Analítica aplicada à Agricultura, Ambiente e Património.

dmt@uevora.pt

ORCID.org/0000-0001-6035-6656

>

Jorge M. S. Faria

INIAV – Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária.

MED – Instituto Mediterrâneo para a Agricultura, Ambiente e Desenvolvimento.

Investigador contratado pelo Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, I.P. (INIAV) e colaborador do Instituto Mediterrâneo para a Agricultura, Ambiente e Desenvolvimento (MED), desenvolvendo investigação focada na análise bioquímica e fisiológica relacionada com stress biótico e abiótico em culturas agronómicas e florestais, com o intuito de promover práticas de cultivo sustentáveis.

fariajms@gmail.com

ORCID.org/0000-0003-2817-7943

>

T. Ferreira

Laboratório HERCULES.

Departamento de Química da Universidade de Évora.

Doutora em Química pela Universidade de Lisboa. É Professora Auxiliar no Departamento de Química da Universidade de Évora e membro integrado do Laboratório HERCULES. A sua área de investigação científica principal inclui a Química aplicada ao Património e à Arqueometria, nomeadamente o estudo de documentos gráficos e têxteis históricos, entre outros.

tasf@uevora.pt

ORCID.org/0000-0001-7902-8900