



You are free: to copy, distribute and transmit the work; to adapt the work.  
You must attribute the work in the manner specified by the author or licensor

## **BIORREMEDIAÇÃO: CONSIDERAÇÕES GERAIS E CARACTERÍSTICAS DO PROCESSO**

Leonardo Ramos da Silveira<sup>1</sup>; Janaina Tatto; Pedro Mandai

### **RESUMO**

---

Com o advento da Revolução Industrial, inúmeras tecnologias surgiram para suprir as necessidades e demandas da humanidade. Tecnologias essas que passaram a partir de então, lançar resíduos oriundos dos processos de obtenção e exploração dos recursos naturais. Apesar de surgirem meios “formas de tratamento” denominadas de “tecnologias de fim de tubos”, o meio ambiente continua recebendo, estes resíduos de matéria e energia, o que compromete qualidade ambiental, dos sistemas terrestres. Um estudo de levantamento bibliográfico foi feito sobre as principais considerações gerais e características do processo de biorremediação utilizados, seja ela realizado por microrganismos (bactérias, fungos), ou por plantas (fitorremediação). Foi possível observar que os diferentes processos de biorremediação são muito eficazes para atenuar o efeito poluidor de determinados compostos lançados ao meio, e que determinados organismos apresentam especificidades para degradação de petróleo, de pesticidas, o que determina o potencial biotecnológico da utilização de microrganismos para remediação do meio ambiente.

**Palavras-chave:** Atenuação natural; biorremediação; microrganismos específicos; fitorremediação.

### **BIOREMEDIATION: GENERAL CONSIDERATIONS AND PROCESS CHARACTERISTICS**

#### **ABSTRACT**

With the advent of the Industrial Revolution, innumerable technologies have emerged to meet the needs and demands of humanity. These technologies have since passed, launch waste from the processes of obtaining and exploiting natural resources. Despite the emergence of means of treatment called "end-of-pipe technologies", the environment continues to receive this waste of matter and energy, which compromises the environmental quality of terrestrial systems. A bibliographic survey was carried out on the main general considerations and characteristics of the bioremediation process used, whether it is performed by microorganisms (bacteria, fungi), or by plants (phytoremediation). It was possible to observe that the different processes of bioremediation are very effective to mitigate the polluting effect of certain compounds released to the environment, and that certain organisms have specifics for the degradation of petroleum, pesticides, which determines the biotechnological potential of the use of microorganisms for remediation the environment.

**Keywords:** Natural attenuation; bioremediation; specific microorganisms; phytoremediation.

---

<sup>1</sup> Instituto Federal de Goiás Campus Águas Lindas, Departamento de Meio Ambiente – GO.  
E-mail: leonardo.silveira@ifg.edu.br; leo\_engambiental@hotmail.com

## 1. INTRODUÇÃO

Conforme mencionado por Silveira (2010), o modelo de desenvolvimento adotado ao longo dos anos pela sociedade levou ao comprometimento da qualidade de vida dos sistemas existentes na terra. O que se observa é que cada vez menos os mecanismos de regulação (homeostase) conseguem realizar adequadamente a sua função, e como consequência ocorre o surgimento de impactos ambientais. A perda da qualidade de vida, evidenciada após a revolução industrial, compromete severamente o meio ambiente, principalmente pela geração excessiva de poluentes e contaminantes.

Nas últimas décadas, o aumento populacional e o consequente aumento das atividades industriais vêm contribuindo para o agravamento dos problemas ambientais, principalmente com respeito à preservação das águas superficiais e subterrâneas. Em função deste fato, a legislação vem se tornando cada vez mais restritiva e a fiscalização, mais presente. Entretanto, relatos de despejos de toneladas de resíduos em córregos, rios e mares são ainda bastante frequentes em todo o mundo (TIBURTIUS; ZAMORA, 2004). É necessário o desenvolvimento de tecnologias para a remediação destes ambientes, em que a biorremediação, utilizando microrganismos nativos ou

modificados geneticamente, pode ser uma alternativa eficiente e ao mesmo tempo de baixo custo (CONCEIÇÃO et al., 2007).

Por esse motivo, diversas tecnologias de remediação têm sido desenvolvidas e consolidadas principalmente pelos países desenvolvidos. O Brasil, hoje mais preocupado com seus locais contaminados, começa a desenvolver suas próprias tecnologias e também a adaptar as tecnologias já estabelecidas às nossas condições ambientais. O Estado de São Paulo, em função de sua intensa industrialização, apresenta uma situação mais crítica em relação a esta questão. Desta forma, a CETESB tem desenvolvido manuais, e adaptado legislações, principalmente normas Holandesas, com vistas ao controle das áreas suspeitas de contaminação e comprovadamente contaminadas. Neste sentido, destaca-se o Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas 1, que tem por função fornecer informações e metodologias a serem utilizadas na solução dos problemas gerados por áreas contaminadas, desde a investigação preliminar até a proposição de técnicas de remediação (MARIANO, 2006).

A tecnologia da biorremediação é baseada em processos nos quais ocorrem reações bioquímicas mediadas por microrganismos. Em geral, um composto orgânico quando é oxidado perde elétrons

para um aceptor final de elétrons, que é reduzido (ganha elétrons). O oxigênio comumente atua como aceptor final de elétrons quando presente e a oxidação de compostos orgânicos com a redução do oxigênio molecular, é chamada de respiração aeróbia heterotrófica. No entanto, quando o oxigênio não está presente, microrganismos podem usar compostos orgânicos ou íons inorgânicos como aceptores finais de elétrons alternativos, condições estas chamadas de anaeróbias. A biodegradação anaeróbia pode ocorrer pela desnitrificação, redução do ferro, redução do sulfato ou condições metanogênicas (CORDAZZO, 2000).

Segundo Gaylarde, Bellinaso e Manfio (2005), a biorremediação é um processo no qual, organismos vivos, normalmente plantas ou microrganismos, são utilizados tecnologicamente para remover ou reduzir (remediar) poluentes no ambiente. Este processo biotecnológico de remediação tem sido intensamente pesquisado e recomendado pela comunidade científica atual como uma alternativa viável para o tratamento de ambientes contaminados, tais como águas superficiais, subterrâneas e solos, além de resíduos e efluentes industriais em aterro ou áreas de contenção. Embora outras tecnologias que usam processos físicos e/ou químicos sejam também indicadas para descontaminar ambientes poluídos, o

processo biológico de biorremediação é uma alternativa ecologicamente mais adequada e eficaz para o tratamento de ambientes contaminados com moléculas de difícil degradação e metais tóxicos.

Na busca de alternativas para despoluir áreas contaminadas por diversos compostos orgânicos, tem-se optado por soluções que englobam: eficiência na descontaminação, simplicidade na execução, tempo demandado pelo processo e menor custo. Nesse contexto, cresce o interesse pela utilização da biorremediação, caracterizada como uma técnica que objetiva descontaminar solo e água por meio da utilização de organismos vivos, como microrganismos e plantas (PIRES et al., 2003). É neste contexto que o trabalho tem como objetivo apresentar as características gerais da biorremediação, demonstrando as suas principais aplicações e pesquisas realizadas.

## **2. BIORREMEDIAÇÃO APLICAÇÃO E MECANISMOS**

As técnicas de biorremediação podem ser executadas tanto “*in situ*” como “*ex-situ*”. Em função do tema deste trabalho, a partir desse ponto só serão discutidos processos “*ex-situ*”. Em linha geral, as técnicas biológicas “*ex-situ*” de tratamento de solo contaminado podem ser divididas em três grupos básicos: em fase

lama (normalmente em biorreatores); tratamento na camada reativa do solo (“*landfarming, landtreatment*” etc.); empilhamento do solo (compostagem e biopilha) (SEABRA, 2005).

Biorremediação “*in situ*” é realizada no próprio local, sem que haja remoção de material contaminado. Isto evita custos e distúrbios ambientais associados com o movimento de solos e águas que estão contaminados para outros locais destinados ao tratamento. Os produtos finais de uma biorremediação efetiva são água e gás carbônico, que não apresentam toxicidade e podem ser incorporados ao ambiente sem prejuízo aos organismos vivos (MARIANO, 2006).

Uma das maiores vantagens das técnicas de biorremediação é a possibilidade de serem executadas no próprio sítio contaminado. Em relação às técnicas convencionais (incineração, aterro etc.), são normalmente mais econômicas, eliminam permanentemente o risco da contaminação, têm boa aceitação da opinião pública e há um encorajamento das agências reguladoras ambientais com respeito à sua utilização, podendo ser associadas com outros métodos químicos ou físicos de tratamento (SEABRA, 2005).

Contudo, há diversas limitações para o uso da biorremediação. Diversas substâncias não são susceptíveis à biodegradação, como os metais pesados,

radionuclídeos e alguns compostos organoclorados. Em alguns casos, a biodegradação do contaminante pode levar à formação de metabólitos tóxicos. A biorremediação pode ser realizada com a adição de nutrientes e a otimização de condições ambientais do solo (pH, temperatura, umidade etc.), chamada de bioestimulação, ou pela adição de microrganismos com a capacidade de degradar rapidamente contaminantes específicos, conhecida como bioaugmentação (“*bioaugmentation*”). A bioaugmentação normalmente é acompanhada de otimização de condições ambientais do solo (SEABRA, 2005).

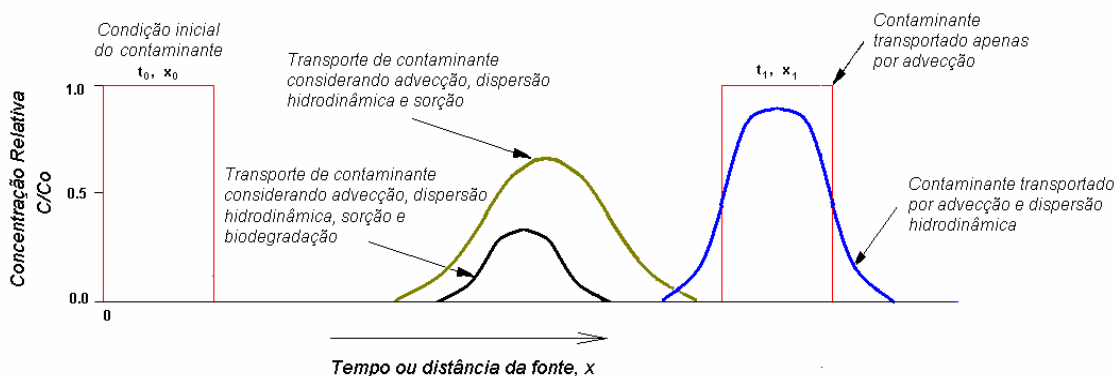
Vários são os fatores que influenciam a taxa de biodegradação dos compostos presentes no petróleo. Um dos fatores básicos é que os microrganismos com capacidade de utilizar os poluentes orgânicos como fonte de energia e massa celular tenham contato direto com os contaminantes (SEABRA, 2005).

A biodegradação é o principal mecanismo de atenuação natural que irá limitar o transporte dos hidrocarbonetos de petróleo e de etanol dissolvidos na subsuperfície. Durante o processo de biodegradação, os microrganismos existentes no ambiente subterrâneo (microorganismos ativos), que podem ser bactérias e fungos, transformam os hidrocarbonetos de petróleo e o etanol em

produtos menos tóxicos, reduzindo a massa desses contaminantes no ambiente subterrâneo (FERNANDES, 2002).

De acordo com Wiedemeier et al., (1995) citados por Cordazzo (2000) muitos contaminantes podem ser biodegradados por microorganismos nativos no ambiente subterrâneo. Durante a biodegradação, os compostos BTEX (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos) são transformados em dióxido de carbono, metano e água,

reduzindo a concentração (e a massa) e a velocidade do contaminante relativas à advecção média do escoamento, conforme mostra a Figura 1; destacando que a biodegradação é o único processo que efetivamente reduz a massa do contaminante. Observa-se que a pluma que envolve biodegradação é retardada e de amplitude menor, quando comparada às que não apresentam este fenômeno.



**Figura 1.** Curvas representativas das linhas de frente, unidimensionais de uma fonte, comparando os processos de transporte: advecção e dispersão hidrodinâmica, com sorção e biodegradação (CORDAZZO, 2000).

### 2.1 Exemplos de biorremediação no Brasil

Trabalho realizado por Colla et al. (2008), cujo objetivo era isolar fungos filamentosos de solos contaminados com herbicidas triazínicos (atrazine e simazine) e selecionar os microrganismos isolados quanto à capacidade de crescimento em meio de cultivo adicionado de atrazine. Como resultados pode demonstrar o isolamento de dez fungos em solo contaminado com atrazine + simazine e cinco fungos em solo contaminado com

atrazine. Os gêneros identificados foram *Aspergillus*, *Penicillium* e *Trichoderma*. Os fungos com maior velocidade de crescimento radial foram os fungos A1 (*Aspergillus*) a partir de solo contaminado com atrazine e AS1 (*Penicillium*) proveniente de solo contaminado com atrazine + simazine, indicando a possibilidade desses fungos de serem utilizados em estudo de biorremediação de solos contaminados com herbicidas triazínicos.

Conceição et al., (2007), objetivando selecionar microrganismos resistentes ao cromo hexavalente, a partir de um solo agrícola com histórico de contaminação por este metal, e caracterizá-los quanto a sua capacidade de biorremediação do cromo(VI). Como resultados os mesmos obtiveram o isolamento de 20 baterias, sendo que, as que apresentam maior capacidade na redução do Cr(VI) foram os isolados 6, 11, 12, 16, 18 e 20. Todos estes isolados são capazes de crescer em caldo nutritivo com  $500\text{mg.L}^{-1}$  de Cr(VI), porém apenas os isolados 6, 12 e 20 são resistentes à concentração de  $750\text{mg.L}^{-1}$  de Cr(VI). Com exceção dos isolados 11 e 18, os demais apresentaram capacidade de redução do Cr(VI) no caldo nutritivo com pH de 5,0 a 9,0 e temperatura de 25 a  $35^{\circ}\text{C}$ , demonstrando capacidade de adaptação às variações ambientais. Desta forma, esses organismos apresentam potencial para outros estudos, visando à aplicação em processos de biorremediação.

Já o trabalho de Jacques et al.,(2010), estudando a influência do pH, da umidade e da disponibilidade de nitrogênio, de fósforo, de ferro e de enxofre na biorremediação de um solo contaminado com antraceno, que foi o HAP (hidrocarboneto aromático policíclico) utilizado neste trabalho por apresentar menor toxicidade em relação aos demais e porque tem sido utilizado como modelo

nos estudos da dinâmica desses compostos no ambiente. Este estudo demonstrou que na presença de microrganismos degradadores, solos com elevadas umidades e pH próximos à neutralidade proporcionam as condições mais adequadas para a biorremediação do antraceno. Os solos com altas concentrações de N mineral e, por consequência, baixas relações  $C_{\text{HAP}}:\text{N}$  reduzem a eficiência do processo de biorremediação. A biorremediação desse Argissolo contaminado com antraceno não é afetada pela presença de diferentes teores de P, Fe e S, nem pela presença de amplas relações  $C_{\text{HAP}}:\text{P}$ .

Mariano (2006), ao avaliar o potencial de biorremediação de solos e águas subterrâneas contaminadas por óleo diesel notou-se que a combinação das técnicas de biorremediação (bioestimulação com a adição de nutrientes e de um surfactante e bioaumento) aplicadas ao solo ASP (amostragem de solos nos postos) aproximadamente dobrou a eficiência de biodegradação em termos de mineralização (19,8%) com uma remoção de hidrocarbonetos de 45,5%. Observou-se que a deficiência de nutrientes foi o fator limitante principal do processo e o aumento da eficiência de biodegradação com o surfactante Tween 80 sugere que este produto foi efetivo em aumentar a biodisponibilidade dos

hidrocarbonetos. O escasso efeito do bioaumento com bactérias alóctones está de acordo com outros estudos que recomendam o uso dessa técnica em casos de poluentes mais recalcitrantes ou quando a microbiota local é insuficiente ou inadequada.

No trabalho de Silva et al., (2009), que buscou investigar a eficácia da biorremediação “*in situ*” através da bioestimulação aeróbia na remoção do fenol em água subterrânea contaminada em uma área industrial de baquelite desativada no sul do Brasil. Com este estudo os autores perceberam uma eficiência da remoção do fenol da água subterrânea através da bioestimulação aeróbia em até 99% em um curto espaço de tempo (em torno de 6 meses). Desta forma, este processo de baixo custo-benefício e torna-se uma interessante alternativa de remediação no próprio local, evitando a transferência de contaminantes para outros compartimentos ambientais.

No trabalho de Costa, Nunes e Corseuil (2009) estudando a biorremediação de águas subterrâneas impactadas por gasolina e etanol com o uso de nitrato, pode perceber que a bioestimulação com nitrato influenciou positivamente a biodegradação do etanol e dos compostos BTEX na área experimental. A redução de mais de 90% da massa de etanol da área monitorada foi

atribuída ao processo de desnitrificação, uma vez que mais de 27 kg de nitrato foram consumidos durante os 32 meses de monitoramento. Dessa forma, a adição de nitrato atendeu a grande demanda de receptores de elétrons ocasionada pela degradação do etanol, e evitou a formação de zonas altamente redutoras que dificultam a degradação dos BTEX. A rápida recuperação das condições aeróbicas ocorridas após a degradação do etanol no nível 2,3 m, onde nitrato foi adicionado em maior quantidade, possibilitou a degradação dos BTEX, cuja pluma ficou restrita a região onde estava presente a fase pura de gasolina.

Objetivando avaliar a biomassa e a atividade microbiana heterotrófica e a ocorrência de fungos micorrízicos arbusculares em amostras de um solo de área de “*landfarming*” de resíduo petroquímico, os pesquisadores Paula, Soares e Siqueira (2005), pode-se observar que o solo de área de “*landfarming*”, mesmo após a aplicação continuada de resíduos oleosos da indústria petroquímica, apresentava microbiota heterotrófica adaptada ao substrato e aos componentes tóxicos presentes nestes resíduos. O solo de área de “*landfarming*” apresentou baixa atividade enzimática, o que pode comprometer a decomposição dos resíduos petroquímicos depositados no solo. O solo da área de “*landfarming*” apresentou

incidência de propágulos infectivos de fungos micorrízicos arbusculares capazes de garantir elevada colonização em plantas espontâneas ou introduzidas no solo. A inoculação com *Glomus clarum* e *Paraglomus occultum* aumenta a colonização micorrízica e favorece o crescimento da alfafa, braquiária brizantha e sorgo.

Já Silva (2009), estudando o processo de “*landfarming*” para o tratamento de resíduos oleosos pode notar que a concentração de hidrocarbonetos totais do petróleo (HTP) decresceu significativamente no decorrer do período de tratamento no solo, obtendo-se 89,6% de degradação com uma produtividade média de degradação de 25,8 mg.kg<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>. Entretanto, o solo controle teve inexpressiva degradação da ordem de 22,4% (6,5 mg.kg<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>), devido ao baixo metabolismo microbiano. A degradação de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) foi da ordem de 88,6% (0,13 mg.kg<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>) no solo tratado, enquanto o solo controle apresentou 25,1% de degradação (0,04 mg.kg<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>). Quanto menor o número de anéis benzênicos na molécula, mais facilmente ocorre biodegradação. Os resultados foram promissores considerando o tempo de tratamento e concentração inicial de contaminantes. Os teores de HTP e HPA obtidos no solo tratado estiveram abaixo dos limites de intervenção

preconizados pelas legislações brasileira (CETESB), holandesa e americana.

### 3 FITORREMEDIAÇÃO APLICAÇÃO E MECANISMOS

A ocorrência de contaminantes em solos e sistemas de águas superficiais e subterrâneas têm gerado preocupações a nível mundial. Dentre os processos biológicos desenvolvidos para resolver problemas de contaminação à fitorremediação é uma tecnologia emergente que pode ser definida como a seleção e utilização de espécies de plantas para extrair, assimilar, transformar e decompor certos contaminantes, para remediar solos, sedimentos e sistemas de aquíferos contaminados (MORENO e CORSEUIL, 2001).

Atualmente, é crescente o interesse pela fitorremediação de solos poluídos. Essa técnica objetiva a descontaminação de solo e água utilizando-se plantas como agente descontaminador (Newman et al., 1998) citados por Pires et al., (2003). O que pode ser decorrente da assimilação direta dos contaminantes e subsequente acumulação de metabólitos não-tóxicos nos tecidos vegetais, como componentes estruturais, e do estímulo da atividade microbiana provocada pela planta, liberando exsudatos que favorecem o aumento da mineralização do contaminante

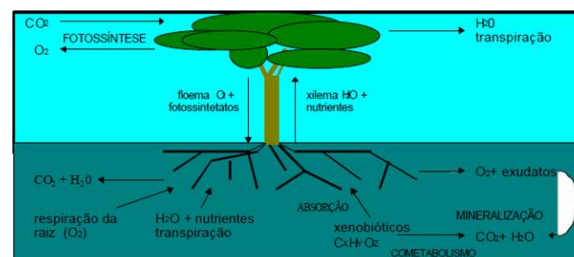


na região da rizosfera (SCRAMIN et al., 2001).

Existem basicamente quatro mecanismos principais envolvidos na fitorremediação de poluentes orgânicos: 1) absorção direta de contaminantes e subsequente transformação e acumulação de metabólitos não-fitotóxicos nos tecidos da planta; 2) volatilização de compostos químicos orgânicos voláteis e semi-voláteis através das folhas; 3) estimulação da atividade microbiana e de transformações bioquímicas na rizosfera através da liberação de exsudatos e enzimas que estimulam a ação dos microorganismos e promovem transformações bioquímicas; e 4) intensificação da mineralização na interface solo-raiz provocada pela associação simbiótica de fungos micorrízicos e colônias de bactérias nas raízes (Anderson e Walton,1995; Schnoor et al., 1995; Burken,1996) citados por Moreno e Corseuil (2001).

Além da biomassa vegetal representar 99 % da biomassa viva do planeta terra e um valor 100 vezes superior a biomassa de microorganismos, as plantas estão envolvidas em numerosos processos que tem uma relação muito íntima com o destino dos resíduos químicos despejados no meio ambiente (Nelessen e Fletcher, 1993). A figura 1 mostra alguns dos principais mecanismos da fitorremediação

para uma espécie arbórea que se adaptou a locais que costumam ficar saturados de água (adaptado de Schnoor et al., 1995) citados por Moreno e Corseuil (2001).



**Figura 2.** Fluxo de massa do oxigênio, da água e de compostos químicos em uma espécie Arbórea (MORENO e CORSEUIL, 2001).

De acordo com Pires et al., (2003), a capacidade de metabolização do agrotóxico a um composto não-tóxico (ou menos tóxico) à planta e ao ambiente é o princípio da fitodegradação. Outra possibilidade é a fitoestimulação, na qual há o estímulo à atividade microbiana, promovido pela liberação de exsudatos radiculares, que atuam degradando o composto no solo, o que caracteriza, em algumas plantas, a aptidão rizosférica para a biorremediação de compostos tóxicos.

Existe ainda o problema ambiental ocasionado pela lixiviação das moléculas de herbicidas ou de seus metabólitos para camadas mais profundas no perfil do solo, podendo atingir o lençol de água subterrâneo. Quando o produto permanece por mais tempo no solo sem ser adsorvido aos colóides do solo, degradado e/ou mineralizado, a possibilidade de lixiviação

é maior. Isso comprova que o comportamento do herbicida no solo será influenciado, entre outros fatores, pelas suas próprias características (PIRES et al., 2003).

### 3.1 Exemplos de fitorremediação de herbicidas no Brasil

Soares et al., (2001), avaliaram os teores, acúmulo e distribuição de metais pesados nas raízes, caule e folhas de mudas de vinte espécies arbóreas transplantadas para mistura de solo contaminado por diversos metais pesados. Os resultados demonstram que as mudas de espécies arbóreas estudadas comportaram-se diferenciadamente em relação aos teores e acúmulo de metais pesados em suas diferentes partes. Mesmo tendo-se comparado mudas com diferentes idades, o padrão de distribuição de Zn e Cd nas diferentes partes das plantas se relaciona com o comportamento dessas ao excesso de metais pesados no solo. As espécies *M. nictidans*, *M. peruiferum*, *Piptadenia gonoacantha*, *S. macranthera* e *T. micrantha* foram as que mais translocaram Zn e/ou Cd para a parte aérea, sendo afetadas negativamente pela contaminação. Embora *D. cuneatum* também tenha apresentado elevada translocação de Zn e Cd para a parte aérea, houve maior acúmulo desses elementos no caule. Isso parece ter contribuído para um impacto

reduzido da contaminação em comparação às espécies que apresentaram maior quantidade relativa desses elementos nas folhas. A baixa sensibilidade de *A. mangium*, *C. langsdorffii* e *C. fissilis* à contaminação do solo relaciona-se com a baixa translocação de Zn e Cd.

Em estudo que objetivava selecionar espécies vegetais tolerantes ao “*trifloxysulfuron sodium*”, visando utilizá-las em programas de fitorremediação, Procópio et al., (2004) puderam observar que para as condições do experimento, que todas as espécies sobreviveram à presença do “*trifloxysulfuron sodium*” no solo, mesmo quando aplicado em dose duas vezes maior que a recomendada pelo fabricante (15,00 g.ha<sup>-1</sup>). Todavia, realizando análise integrada dos resultados, as espécies *M. deeringiana*, *D. lablab*, *C. juncea* e *S. guianensis* apresentaram-se mais tolerantes ao herbicida, indicando maior potencial para a continuação dos estudos de fitorremediação de “*trifloxysulfuron sodium*” em solos.

Estudo realizado por Santos et al., (2004), ao avaliar a eficiência de espécies vegetais na fitorremediação ao herbicida “*trifloxysulfuron sodium*” em solos, utilizando o milho como planta indicadora. Com os resultados puderam concluir que *M. aterrima* e *C. ensiformis* foram às espécies mais eficientes na descontaminação deste herbicida em solo.

O uso dessa tecnologia pode resultar em maior segurança do plantio de milho em áreas onde esse herbicida tenha sido aplicado. Além disso, poderia contribuir para a redução do risco da ocorrência de impactos ambientais adversos, como a contaminação de recursos hídricos subterrâneos.

Com o objetivo de selecionar espécies que apresentassem tolerância à presença do herbicida picloram no solo, para posterior utilização em programas de fitorremediação de solos contaminados com este herbicida, Carmo et al., (2008) pode constatar que as espécies *Zea mays* – milho (híbrido Coodetec 208), *Sorghum bicolor* x *Sorghum sudanense* - Cover Crop, *Eleusine coracana* - capim-pé-de-galinha-gigante, *Brachiaria brizantha* (cv. MG-5 Vitória), *Pennisetum glaucum* - milho (cv. ADR-500), *Brachiaria decumbens*, *Brachiaria ruziziensis*, *Brachiaria humidicola*, *Pennisetum glaucum* - milho (cv. ADR-300), *Brachiaria brizantha* (cv. Mulato), *Sorghum bicolor* x *Sorghum sudanense* – sorgo (cv. Jumbo), *Panicum maximum* (cv. Tanzânia), *Panicum maximum* (cv. Mombaça) e *Panicum maximum* (cv. Massai) apresentaram fitotoxicidade aceitável quando cultivadas em solo que recebeu doses de picloram superiores a pelo menos metade da dose comercial de aplicação desse herbicida em pastagens

(160 g ha<sup>-1</sup>). Diante disso, essas espécies podem ser inseridas inicialmente para avaliação em programas de fitorremediação desse herbicida.

Estudo realizado por Pires et al., (2003), cujo objetivo era selecionar espécies vegetais tolerantes ao tebuthiuron, visando utilizá-las em programas de fitorremediação. Percebeu-se que nas condições ambientais em que o experimento foi conduzido que, dentre as espécies avaliadas, o feijão-gandu e o milho exibiram alguma tolerância ao tebuthiuron, na dose de 0,5 kg.ha<sup>-1</sup>. A mucuna-preta apresentou maior tolerância ao tebuthiuron até a dose comercial (1,0 kg.ha<sup>-1</sup>), com menores sintomas de fitotoxicidade e menor redução de altura de plantas e de massa de matéria seca da parte aérea, das raízes e do total em relação ao tratamento testemunha, indicando seu potencial de utilização para posteriores estudos de fitorremediação ao tebuthiuron em solo.

Segundo Deon et al., (2012) ao estudar a biorremediação de solos contaminados com resíduos oleosos através de bioaugmentação e atenuação natural, pode-se observar que a bioaugmentação apresentou melhores resultados de remoção de óleos e graxas, de 73 a 87%, em comparação com a atenuação natural, de 49%, para a biorremediação do óleo de soja. O isolado

1 apresentou resultados superiores de remoção de óleos e graxas (41,6%) no ensaio de bioaugmentação em comparação com o mesmo processo realizado com o isolado 2 (14%) e a atenuação natural (6,9%) para o óleo lubrificante. Para a biorremediação do óleo diesel, não houve diferenças significativas entre os processos de bioaugmentação e atenuação natural, sendo este o contaminante que apresentou os menores percentuais de remoção (de 7 a 18%). O maior potencial de remoção de óleos e graxas do isolado 1 pode estar relacionado a produção de biossurfactantes por este micro-organismo.

Segundo Andrezza et al., (2013), o entendimento dos mecanismos para a remoção de cobre pelos microrganismos e plantas é importante para estabelecer as melhores condições para a biorremediação de áreas contaminadas. Deste modo, o isolamento de organismos resistentes que mantenham o seu desenvolvimento nestas áreas impactadas torna-se uma alternativa eficaz para a biorremediação destes ambientes. Áreas de rejeito de mineração são diferentes de áreas de vitivinicultura, tanto fisicamente quanto quimicamente, o que deve ser considerado quando forem estabelecidas estratégias para a remoção de cobre destes locais. Áreas de rejeito são áreas com substrato, totalmente desestruturado e impróprio para o desenvolvimento de organismos, pois

apresentam baixas concentrações de nutrientes e altas concentrações de cobre. Os solos das áreas vitivinícolas contaminados com cobre são localizados em regiões e com uma cultura permanente (videiras) de alto valor comercial, que deve ser considerada no estabelecimento da estratégia de remediação. As características e peculiaridades de áreas contaminadas com cobre como: concentração de cobre, declividade, características físicas e químicas, umidade, temperatura, entre outras, é fundamental para o planejamento da descontaminação destas áreas.

Já Assis et al., (2010), ao estudar sobre a fitorremediação de solo contaminado com herbicida picloram por plantas de capim e pé de galinha gigante, puderam observar que a maior lâmina de reposição de água evaporada, de forma geral, auxilia na remediação de solos contaminados com o herbicida, utilizando-se para este processo, plantas de *E. coracana*. A melhoria da fitorremediação é significativa apenas quando a contaminação do solo com o herbicida não é elevada.

Segundo Araújo et al., (2011), a fitorremediação de solos contaminados com arsênio utilizando braquiara, é totalmente viável. Houve redução no desenvolvimento da braquiária de forma diferenciada nas seis classes de solos utilizadas. A *Brachiaria decumbens* Stapf.

é uma espécie que pode ser utilizada em programas de recuperação/revegetação de áreas degradadas e contaminadas com arsênio.

Segundo Madalão et al., (2013), ao estudarem sobre a susceptibilidade de espécies de plantas com potencial de fitorremediação do herbicida sulfentrazone perceberam que nas condições ambientais em que o experimento foi conduzido, dentre as espécie avaliadas, *D. lablab*, *C. ensiformis* e *C. juncea* apresentaram os menores sintomas de fitotoxicidade, além de maiores valores de altura de plantas e de acúmulo de matéria seca, tanto na parte aérea como nas raízes, em relação ao tratamento testemunha. O *D. lablab*, *C. ensiformis* e *C. juncea* têm potencial para serem avaliadas quanto à capacidade de fitorremediar o sulfentrazone, principalmente em solos contaminados com até 400 g.ha<sup>-1</sup>.

De acordo com Palma Silva et al., (2012), o uso de *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms para fitorremediação de ambientes eutrofizados subtropicais no sul do Brasil, *Eichhornia crassipes* apresentou alta concentração de nutrientes em sua biomassa quando coletada em ambiente natural. O desenvolvimento das plantas em ambiente eutrofizado demonstrou que, em 60 dias, esta espécie aumentou 2,6 vezes a concentração de nitrogênio e 1,8 vezes de fósforo em sua biomassa. O

desenvolvimento de folhas novas e estolões demonstra uma tendência de acúmulo na biomassa conforme o tempo de permanência das plantas no lago. Após 60 dias de crescimento, a incorporação de nutrientes não atingiu os valores encontrados em ambiente natural, indicando que a planta pode acumular maior concentração destes nutrientes durante o seu crescimento. Desta forma, esta espécie apresenta potencial de ser utilizada na recuperação de pequenos ambientes eutrofizados, sendo necessárias novas pesquisas voltadas ao desenvolvimento de um manejo adequado para região subtropical do Brasil.

Em estudo sobre o zoneamento da vegetação e sua relação com a ocorrência de estruturas mineralizadas na mina Volta Grande, Lavras do Sul, RS, Brasil, Frizzo e Porto (2014), reconheceram e mapearam as seguintes associações vegetais: unidade de vegetação *Eugenia uniflora* – *Scutia buxifolia*, com subunidades *Eugenia uniflora* – *Cupania vernalis* e *Eugenia uniflora* – *Allophylus edulis*; unidade de vegetação *Schinus lentiscifolius* – *Heterothalamus alienus*; unidade de vegetação *Eryngium horridum* – *Saccharum angustifolium*, com subunidade *Eryngium horridum* – *Piptochaetium montevidense* e unidade de vegetação *Axonopus affinis* – *Paspalum pumilum*. A organização espacial dessas na área parece

estar relacionada, principalmente, à sua posição geomorfológica, à declividade e ao manejo para uso do gado. A unidade de vegetação *Schinus lentiscifolius* – *Heterothalamus alienus* pode estar ligada às ocorrências de mineralizações (filões) de ouro e cobre na mina Volta Grande, sendo necessária uma comparação com outras áreas mineralizadas e não mineralizadas no Rio Grande do Sul para utilizar esse dado em prospecção mineral.

#### 4. CONCLUSÕES

O uso da biorremediação e da fitorremediação no país tem crescido de forma bastante significativa. A importância dos organismos nativos do ambiente como fungos, bactérias e leveduras em ciclar toda e qualquer matéria orgânica natural ou xenobiótica disposta no ambiente devido a ações antropogênicas, tem sido os principais responsáveis pela eliminação ou atenuação dos contaminantes e ou poluentes lançados no meio ambiente. Esta pesquisa desenvolveu uma visão holística e interdisciplinar do processo, em que os atores responsáveis foram estudados a fundo e com a sua devida importância.

#### 5. REFERÊNCIAS

ANDREAZZA, R.; CAMARGO, F. A. O.; ANTONIOLLI, Z. I.; QUADRO, M. S.; BARCELOS, A. A. Biorremediação

de áreas contaminadas com cobre. **Revista de Ciências Agrárias**. V.36, n. 2, p.127-136. 2013.

ARAÚJO, A. S. A.; GUILHERME, L. R. G.; LOPES, G.; CAMPOS, M. L. Fitorremediação de solos contaminados com arsênio (as) utilizando braquiária. **Ciência agrotecnológica**. v. 35, n.1, p. 84-95, jan/fev.2011.

ASSIS, R. L.; PROCÓPIO, S. O.; CARMO, M. L.; PIRES, F. R.; CARGNELUTTI FILHO, A.; BRAZ, G. B. P. Fitorremediação de solo contaminado com o herbicida picloram por plantas capim pé de galinha gigante. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 14, n.11, p.1131 – 1135. 2010.

CARMO, M. L.; PROCÓPIO, S. O.; PIRES, F. R.; CARGNELUTTI FILHO, A. BARROSO, A. L. L.; SILVA, G. P.; CARMO, E. L.; BRAZ, G. B. P.; SILVA, W. F. P.; BRAZ, A. J. B. P.; PACHECO, L. P. Seleção de plantas para fitorremediação de solos contaminados com picloram. **Planta daninha**. vol.26, n.2, pp. 301-313, 2008. Disponível em:< <http://www.scielo.br/pdf/pd/v26n2/a06v26n2.pdf>>. Acesso em nov de 2010.

CARNEIRO, M. A. C.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Estabelecimento de plantas herbáceas em solo contaminado de metais pesados e inoculação de fungos micorrízicos arbusculares. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v. 36, n. 12, p. 1443-1452, dez. 2001. Disponível em:< <http://www.scielo.br/pdf/pab/v36n12/486.pdf>>. Acesso em nov de 2010.

COLLA, L. M.; PRIMAZ, A. L.; LIMA, M.; BERTOLIN, T. T.; COSTA, J. A. V. Isolamento e seleção de fungos para biorremediação a partir de solo contaminado com herbicidas triazínicos. **Ciência e Agrotecnologia**. v. 32, n. 3, p. 809-813, maio/jun.2008. Disponível em:< <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413->

- 70542008000300016&script=sci\_arttext>
- CONCEIÇÃO, D.; JACQUES R.; BENTO.; SIMONETTI.; SELBACH.; CAMARGO, F. Redução de cromo hexavalente por bactérias isoladas de solos contaminados com cromo. **Ciência Rural** . v.37, n.6, p. 1661-1667, nov-dez, 2007. Disponível em:<<http://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/22265/000632048.pdf?sequence=1>>
- CORDAZZO, J. **Modelagem e simulação numérica do derramamento de gasolina acrescida de álcool em águas subterrâneas**. 2000. 120p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Departamento de Engenharia Mecânica, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. Disponível em: <[http://www.sinmec.ufsc.br/sinmec/artigos/cordazzo/Cordazzo\\_dissertacao.pdf](http://www.sinmec.ufsc.br/sinmec/artigos/cordazzo/Cordazzo_dissertacao.pdf)>. Acesso em nov de 2014
- COSTA, A. H. R.; NUNES, C. C.; CORSEUIL, H. X. Biorremediação de águas subterrâneas impactadas por gasolina e etanol com o uso de nitrato. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.14, n.2, p. 265-274, | abr/jun 2009. Disponível em:<<http://www.scielo.br/pdf/esa/v14n2/a14v14n2.pdf>>. Acesso em nov de 2014.
- DEON, M. C.; ROSSI, A.; MAGRO, C. REINEHR, C. O.; COLLA, L. M. Biorremediação de solos contaminados com resíduos oleosos através de bioaugmentação e atenuação natural. Semina: **Ciências Exatas e Tecnológicas**. v. 33, n.1, p. 73-82, jan/jun.2012.
- FERNANDES, M. **Atenuação natural de aquífero contaminado por derramamento de gasolina**. 2002. 233p. Tese (Doutorado em Química Analítica) – Departamento de Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. Disponível em:<<http://www.remas.ufsc.br/Publicacoes/>
- Marilda%20-%20Tese.pdf>. Acesso em nov de 2014.
- FRIZZO, T. C. E.; PORTO, M. L. Zoneamento da vegetação e sua relação com a ocorrência de estruturas mineralizadas na mina Volta Grande, Lavras do Sul, RS, Brasil. **Iheringia Série Botânica**. V. 59, n. 1, p, 1-112, jan/jun 2014.
- GAYLARDE, C. C.; BELLINASSO, M. L.; MANFIO, G. P. Aspectos biológicos e técnicos da biorremediação de xenobióticos. **Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento**. Ano III, n.34, p. 36-43. jan/jun. 2005. Disponível em:<[http://www.biotecnologia.com.br/revista/bio34/biorremediacao\\_34.pdf](http://www.biotecnologia.com.br/revista/bio34/biorremediacao_34.pdf)>. Acesso em nov de 2014.
- JACQUES, R. J. S.; SILVA, K. J.; BENTO, F. M.; CAMARGO, F. A. O. Biorremediação de um solo contaminado com antraceno sob diferentes condições físicas e químicas. **Ciência Rural**. v.40, n.2, p.310-317, fev. 2010. Disponível em:<<http://www.scielo.br/pdf/cr/v40n2/a468cr1426.pdf>>. Acesso em nov de 2010.
- MADALAO, J. C.; PIRES, F. R.; CARGNELUTTI FILHO, A.; NASCIMENTO, A. F.; CHAGAS, K.; ARAÚJO, R. S.; PROCÓPIO, S. O.; BONOMO, R. **Revista Ceres**, v. 60, n.1, p. 111-121, jan/fev, 2013.
- MARIANO, A.P. **Avaliação do potencial de biorremediação de solos e de águas subterrâneas contaminados com óleo diesel**. 2006. 162p. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. Disponível em:<[http://www.anp.gov.br/CapitalHumano/Arquivos/PRH05/Adriano-Pinto-Mariano\\_PRH05\\_UNESP\\_D.pdf](http://www.anp.gov.br/CapitalHumano/Arquivos/PRH05/Adriano-Pinto-Mariano_PRH05_UNESP_D.pdf)>. Acesso em nov de 2014.
- MORENO, F. N.; CORSEUIL, H. X. Fitorremediação de aquíferos contaminados por gasolina. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 6, n. 2, p. 1-7. Abr/jun. 2001.

- Disponível em:<  
<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/ca/liagua/peru/bracca195.pdf>>. Acesso em nov de 2010.
- PALMA SILVA, C.; ALBERTONI, E. F.; TRINDADE, C. R. T.; FURLANETTO, L. M.; ACOSTA, M. C. Uso de Eichhornia crassipes (Mart.) Solmas para fitorremediação de ambientes eutrofizados subtropicais no sul do Brasil. *Perspectiva Erechim*, v.36, n. 133, p. 73-81, março/2012.
- PAULA, A. M.; SOARES, C. R. R. S.; SIQUEIRA, J.O. Biomassa, atividade microbiana e fungos micorrízicos em solo de “landfarming” de resíduos petroquímicos. **Engenharia Agrícola de Ambiental**. v.10, n.2, p.448-455, 2006. Disponível em:<  
<http://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v10n2/v10n2a28.pdf>>. Acesso em nov de 2014.
- PIRES, F. R.; SOUZA, C. M.; SILVA, A. A.; PROCÓPIO, S. O.; FERREIRA, L. R. Fitorremediação de solos contaminados com herbicidas. **Planta Daninha**. v. 21, n.2, p. 335-341, 2003.
- PROCÓPIO, S. O.; SANTOS, J. B.; SILVA, A. A.; PIRES, F. R.; RIBEIRO JÚNIOR, J. I.; SANTOS, E. A.; FERREIRA, L. R. Seleção de plantas com potencial para fitorremediação de solos contaminados com herbicida trifloxysulfuron sodium. **Planta Daninha**. v.22, n.2, p.315-322, 2004.
- SANTOS, J. B.; PROCÓPIO, S. O.; SILVA, A. A.; PIRES, F. R.; RIBEIRO JÚNIOR, J. I.; SANTOS, E. A.; FERREIRA, L. R. Fitorremediação do herbicida trifloxysulfuron sodium. **Planta Daninha**. v.22, n.2, p.323-330, 2004.
- SCRAMIN, S.; SKORUPA, L. A.; MELO, I. S. Utilização de plantas na remediação de solos contaminados por herbicidas – levantamento da flora existente em áreas de cultivo de cana-de-açúcar. In: MELO, J. S. et al. (Ed.) **Biodegradação**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2001. p. 369-371.
- SEABRA, P. N. C. **Aplicação de biopilha na biorremediação de solos argilosos contaminado com petróleo**. 2005. 183p. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Departamento de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. Disponível em:<  
[http://teses.ufrj.br/COPPE\\_D/PauloNe-graisCarneiroSeabra.pdf](http://teses.ufrj.br/COPPE_D/PauloNe-graisCarneiroSeabra.pdf)>. Acesso em nov de 2014.
- SILVA, L. J. **Processo de landfarming para o tratamento de resíduos oleosos**. 2009. 106p. Dissertação (Mestrado Tecnologia de Processos Químicos) – Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- SILVA, M. L. B.; SCHNEIDER, M. R.; WENDT, M. F.; OLIVEIRA, J. C. S. **Biorremediação de aquífero contaminado com feno utilizando bioestimulação aeróbia**. In: I Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo, 2009, SP.
- SILVEIRA, L, R. **Reaproveitamento de finos de pedreiras em pavimentação: uma abordagem técnica e econômica**. 2010. 179p. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) - Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás, Goiânia.
- SOARES, C. R. F. S.; ACCIOLY, D. M. A.; MARQUES, T. C. L. L. S. M.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Acúmulo e distribuição de metais pesados nas raízes, caule e folhas de mudas de árvores em solo contaminado por rejeito de indústria de zinco. **Fisiologia Vegetal**. v. 13, n. 3, p. 302-315, 2001. Disponível em:<  
<http://www.scielo.br/pdf/rbfv/v13n3/9261.pdf>>. Acesso em nov de 2010.
- TIBURTIUS, E. R. L.; ZAMORA, P. P. Contaminação de águas por BTXS e processos utilizados na remediação de sítios contaminados. **Química Nova**. v.27, n.2, p. 441-446. 2009.