

Influência dos resíduos carboníferos na decomposição de *Ricinus communis* L.

Milena Fermina Rosenfield¹, Marisa Azzolini², Maria Luiza Porto³ e Gilberto Gonçalves Rodrigues³

Introdução

A família Euphorbiaceae contém diversas plantas úteis ao homem. Dentre elas, inclui-se a espécie *Ricinus communis* L. (mamona), oriunda do norte da África e caracterizada pela presença de sementes ricas em óleo (óleo de rícino) [1], que contém 90% de ácido graxo ricinoléico, o qual confere ao óleo suas características singulares, possibilitando uma variada gama de utilização industrial, tornando a cultura da mamoneira importante potencial econômico e estratégico do País [2]. Possui grande importância econômica na indústria e no comércio devido à presença do óleo vegetal (o óleo da mamona pode ser usado como biodiesel), com aplicabilidade na medicina humana, veterinária, na indústria e mesmo como planta ornamental [3].

A mamona é uma espécie rústica, que se adapta a ambientes impactados e de solo pobre, possui uma estratégia de dispersão eficiente (balocórica, pela deiscência explosiva de seu fruto) e tem apresentado tolerância a metais pesados [4]. Dessa forma, a utilização da espécie em projetos de restauração de ambientes impactados por extração e processamento de carvão mineral poderia ser a solução para viabilizar as funções e processos ecológicos anteriormente presentes, através da melhoria de microhabitats, redução da toxidez dos metais e aporte de matéria orgânica no solo.

O presente trabalho teve como objetivo a avaliação da decomposição foliar de *Ricinus communis* em três soluções: controle (água destilada), solução de cinzas e solução de rejeitos de carvão mineral. Através do cálculo do coeficiente de degradação ($-k$), esperou-se avaliar a velocidade de decomposição nos três tratamentos para analisar a eficiência da espécie em proporcionar aporte de matéria orgânica em ambientes impactados por depósitos de cinza e de rejeitos oriundos de processos de mineração.

Material e métodos

A. Experimento

As coletas do material vegetal e das cinzas de carvão foram realizadas na Usina Termelétrica de São Jerônimo, RS, e os rejeitos foram retirados da área de

mineração de Minas do Leão, RS, em junho de 2005. As folhas de mamona foram secas em estufa a 80°C por 72 horas, separadas em bolsas de 4g e depois imersas em cubas (cheias com 20L de água destilada) com os respectivos tratamentos: controle (água destilada, O), cinzas (água destilada com 200g de cinzas, C) e rejeitos (água destilada com 200g de rejeitos triturados e peneirados, R) (Fig. 1). Houve monitoramento frequente das variáveis químicas e físicas da água (temperatura, pH e condutividade elétrica) e do ar (temperatura e umidade), dentro da casa de vegetação.

As retiradas das bolsas, para coleta e secagem do material foliar não degradado, foram feitas em tempos pré-determinados (24 horas, 3, 7, 15, 30 e 60 dias): três réplicas por tratamento, resultando em nove bolsas por período. O material vegetal remanescente retirado das bolsas em cada período foi seco em estufa por 48 horas e pesado para avaliação da decomposição foliar por meio do modelo de Benfield [5]: $W_t = W_0 e^{-kt}$.

Foi realizada uma estimativa até 360 dias de exposição a partir dos 60 dias de duração do experimento para avaliar a velocidade de decomposição de mamona até um peso de massa foliar próximo a zero (Fig. 3).

B. Determinação do coeficiente de decomposição

Proposto por Benfield [5], o coeficiente de processamento mostrou seguir um modelo exponencial: $W_t = W_0 e^{-kt}$, no qual W_t é a quantidade de massa remanescente após um tempo t a partir da massa inicial W_0 (peso inicial no tempo zero) e $-k$ é a taxa de processamento da decomposição. Os coeficientes de processamento para perda de massa foliar foram calculados a partir de Petersen & Cummins [6]: $-k = \ln((R/100)/t)$, em que: $-k$ é a taxa diária exponencial de perda de massa foliar; R é a porcentagem de material foliar remanescente; e t é o tempo de duração do experimento em dias. Para o cálculo de $\%R$, foi utilizada a equação $\%R = LW_t / LW_0 \times 100$, na qual LW_0 é o peso inicial e LW_t o peso final após um tempo t [6].

Resultados e discussão

A. Avaliação das variáveis

De acordo com o monitoramento periódico das variáveis físico-químicas realizado durante o experimento,

1. Graduanda em Ciências Biológicas pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul, estagiária do Departamento de Ecologia. Av. Bento Gonçalves, 9500, prédio 43422, sala 115, Porto Alegre, RS, CEP 91501-970. E-mail: milenarosenfield@yahoo.com.br

2. Doutoranda do PPG-Botânica, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500, Porto Alegre, RS, CEP 91501-970.

3. Professor Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Depto. e Centro de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500, prédio 43423, sala 209/115, Porto Alegre, RS, CEP 91501-970.

Apoio financeiro: MCT/CNPq -CT-Mineral; CAPES

observaram-se diferenças quanto ao pH e condutividade elétrica entre as soluções. De acordo com a Fig. 2, a solução de rejeitos apresentou menor pH ($3,57 \pm 0,74$) e maior condutividade elétrica ($575,3 \pm 566,94$), em relação ao tratamento de cinzas. Este, quando comparado ao controle, apresentou tanto pH ($8,38 \pm 0,79$), quanto condutividade ($160,0 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1} \pm 99,12$) mais altos (controle: pH = $7,09 \pm 1,37$; condutividade = $53,9 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1} \pm 52,99$).

Essas variações nas características das soluções ocorrem devido às propriedades dos rejeitos e das cinzas de carvão e também devido à redução no nível de profundidade da solução nas cubas pela evaporação. A diminuição do nível de água aumentou a concentração da solução e conseqüentemente houve um aumento da sua condutividade elétrica.

Os rejeitos em solução se caracterizam por apresentarem um pH mais ácido devido à oxidação da pirita (FeS), que acontece quando o mineral é exposto ao ar e à água [7, 8], acarretando na solubilização de metais pesados para o meio.

No caso das cinzas de carvão, elas possuem um efeito inicial de tamponamento, capacidade de neutralização da acidez, além de apresentarem nutrientes disponíveis para as plantas [9], fazendo com que a decomposição se assemelhe ao controle. Porém, em longo prazo, essa capacidade de tamponamento é reduzida, causando a acidificação do meio com a solubilização dos metais e reduzindo a capacidade de estabelecimento de microorganismos.

B. Avaliação da decomposição de *Ricinus communis*

Através do modelo exponencial de Benfield [5], obteve-se como resultado um valor para o coeficiente de degradação para cada tipo de solução: $-k(O) = 0,024$; $-k(C) = 0,008$; $-k(R) = 0,004$ (Tabela 1.). Houve diferença significativa na perda de massa foliar após sete dias de exposição para a solução de rejeitos ($F=32,27$; $p<0,001$), tanto em relação à solução controle, quanto à de cinzas, e após 30 dias para cinzas ($F=21,69$; $p<0,01$) (Fig. 3).

A partir de comparação com o experimento de Petersen & Cummins [6], pode-se dizer que há uma decomposição rápida em solução controle ($-k > 0,01$), média em cinzas ($-k = 0,005 - 0,001$) e lenta em solução de rejeitos ($-k < 0,005$).

Os resultados indicam uma decomposição mais lenta em solução de rejeitos devido à influência do pH no processo de decomposição (pH = $3,57 \pm 0,74$). O que pode estar ocorrendo é uma redução da microbiota, com diminuição da população microbiana devido à

continuidade das reações de oxidação da pirita e conseqüente acidificação do sistema [10].

A taxa de decomposição da mamona foi significativamente influenciada pela presença de cinzas e de rejeitos de carvão mineral. É possível que o baixo pH proporcionado pelos rejeitos seja o principal fator para a redução da quantidade de microflora e conseqüentemente para a diminuição da velocidade de decomposição foliar.

Os resultados ainda são insuficientes, mas pode-se considerar a espécie *Ricinus communis* como uma possibilidade para utilização em projetos de restauração ambiental e fitorremediação em locais impactados por cinzas de carvão mineral, pois ela apresenta uma decomposição foliar razoavelmente rápida, dispersão eficiente (que arremessa as sementes a grandes distâncias), resistência aos metais pesados e a condições adversas do solo, auxiliando no aporte de matéria orgânica.

Agradecimentos

Ao CNPq/MCT-Mineral pelo financiamento do projeto. À CGTEE pelo fornecimento do material (folhas de mamona e cinzas de carvão mineral) e à CRM pela disponibilização dos rejeitos de carvão mineral.

Referências

- [1] JOLY, A.B. (1985). *Botânica – Introdução à taxonomia vegetal*. Cia Editora Nacional, 7ª edição, 777 p.
- [2] SAVY FILHO, A. (2005). Boletim 200 Instituto Agrônomo de Campinas (IAC).
- [3] REITZ, R.; SMITH, L.B.; DOWNS, R.J.; KLEIN, R.M. (eds) (1988). *Euforbiáceas - Flora ilustrada catarinense - coleção ano 1988*. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues. 408 p.
- [4] AZZOLINI, M. dados não publicados.
- [5] BENFIELD, E.F. (1996). Leaf breakdown in stream ecosystems. In: HAVER, F.R. & LAMBERTI, G.A. *Methods in stream ecology*. San Diego: Academic Press. 674 p. Chapter 27, p. 579-589.
- [6] PETERSEN, R.C. & CUMMINS, K.W. (1974). Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology*, 4: 343-368.
- [7] EVANGELOU, V.P. (1998). Pyrite chemistry: the key for abatement of acid mine drainage. In: GELLER, W.; KLAPPER, H. & SALOMONS, W. *Acidic Mining Lakes - acid mine drainage, limnology and reclamation*. Springer. Chapter 10, p. 197-222.
- [8] RODRIGUES, G.G. (2001). *Benthic Fauna of Extremely Acidic Lakes (pH 2-3)*. Dissertation. UFZ-Bericht, 23, Leipzig. 131p.
- [9] PINTO, L.F.S. & KAMPF, N. (2002). Contaminação dos solos construídos. In: FEPAM - Fundação Estadual de Proteção Ambiental. Elba Calessio Teixeira e Marçal José Rodrigues Pires (coord.). *Meio ambiente e carvão - impactos da exploração e utilização*. Porto Alegre: FINEP / CAPES / PADCT / GTM / PUCRS / UFSC / FEPAM. 498 p. (cadernos de planejamento e gestão ambiental; 2). Capítulo 4, p. 70-92.
- [10] CENECO - CENTRO DE ECOLOGIA / UFRGS. (2000). *Carvão e meio ambiente*. Centro de Ecologia / UFRGS. Porto Alegre: Editora da Universidade / UFRGS. 1006 p.



Figura 1. Experimento em casa de vegetação; **1A.** Bolsa com 4g de *R. communis*; **1B.** Disposição das cubas com os diferentes tratamentos; **1C.** Processo de retirada das bolsas; **1D.** Retirada do material foliar remanescente; **1E.** Material vegetal após 30 dias de exposição no tratamento controle **1F.** de cinzas e **1G.** rejeitos de carvão mineral.

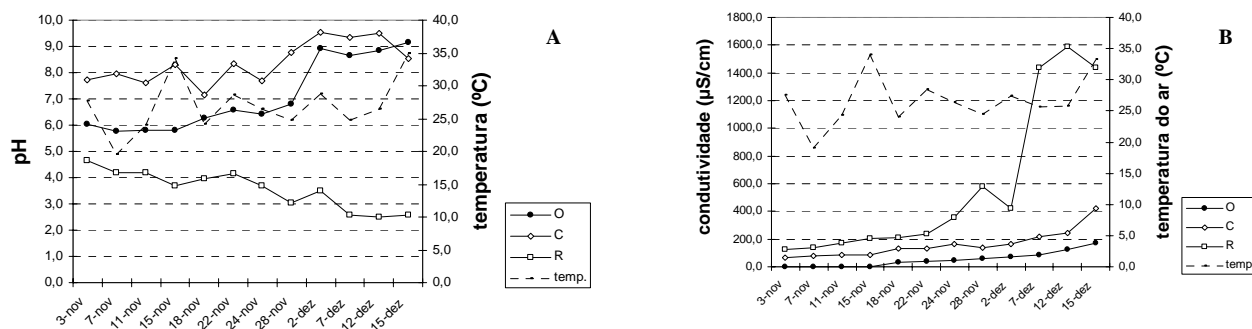


Figura 2. Dados ambientais. 2A. Variação do pH; **2B.** Variação da condutividade elétrica nos três diferentes tratamentos: solução controle (O), solução de cinzas (C) e solução de rejeitos (R) de carvão mineral.

Tabela 1. Coeficiente de processamento de decomposição ($-k$) e porcentagem de massa foliar remanescente (%R) de *Ricinus communis* após 60 dias nos três tratamentos: controle (O), cinzas (C) e rejeitos (R) de carvão mineral.

Tratamento	Coeficiente de processamento	Massa foliar remanescente
	$-k$	% R
Controle (O)	0,024	3,5 %
Solução de cinzas (C)	0,008	31,3 %
Solução de rejeitos (R)	0,004	60,2 %

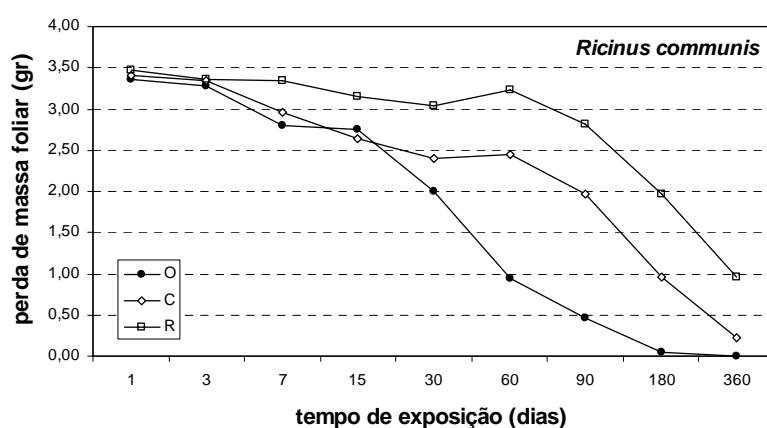


Figura 3. Avaliação da decomposição foliar de *Ricinus communis* em até 60 dias de exposição experimental em casa de vegetação e estimativa até 360 dias nos três diferentes tratamentos: solução controle (O), solução de cinzas (C) e solução de rejeitos (R) de carvão mineral.