

OS ISÓPODOS TERRESTRES SÃO BOAS FERRAMENTAS PARA MONITORAR E RESTAURAR ÁREAS IMPACTADAS POR METAIS PESADOS NO BRASIL?

Aline Ferreira Quadros

Universidade Federal da Integração Latino-Americana (UNILA), Parque Tecnológico Itaipu (PTI), Avenida Tancredo Neves, 6731, Caixa Postal: 2044. Foz do Iguaçu, PR, Brasil, CEP: 85856-970.
E-mail: quadros.af@gmail.com

RESUMO

A Ecologia da Restauração é uma disciplina que estuda a restauração de ecossistemas degradados e busca um manejo integrado de seus recursos. Ela tem se destacado como promissora solução em longo prazo para reconstituir a paisagem e devolver a funcionalidade desses ambientes. Através de ferramentas como a fitorremediação, a Ecologia da Restauração busca também amenizar ou eliminar os efeitos negativos de contaminantes em áreas poluídas. Pelo seu caráter aplicado e experimental, as iniciativas de restauração necessitam de um biomonitoramento de curto e longo prazo e para tanto é indispensável o conhecimento sobre organismos bioindicadores. Por serem macroinvertebrados detritívoros abundantes e que podem bioacumular grandes quantidades de metais pesados, os isópodos terrestres são amplamente utilizados como modelos em ecotoxicologia terrestre e portanto têm grande potencial para utilização como biomonitores na fitorremediação de áreas contaminadas. No Brasil, o conhecimento atual sobre biologia, ecologia e distribuição de espécies nativas é ainda muito incipiente, mas permite indicar duas espécies com grande potencial para serem utilizadas como bioindicadoras. *Atlantoscia floridana* (Philosciidae) e *Balloniscus sellowii* (Balloniscidae) apresentam ampla distribuição geográfica no Brasil e possuem boa capacidade de colonização de habitats alterados. No futuro, com um maior conhecimento sobre a fisiologia dessas duas espécies, o uso aliado da fitorremediação e de isópodos terrestres como biomonitores pode aumentar o sucesso dos projetos de restauração ecológica em áreas contaminadas por metais pesados.

Palavras-chave: Bioindicadores; detritívoros; fauna de solo; fitorremediação; metais pesados; restauração ecológica.

ABSTRACT

POTENTIAL USE OF TERRESTRIAL ISOPODS AS BIOMONITORS IN THE RESTORATION ECOLOGY. Restoration Ecology aims at the restoration of degraded environments and seeks an integrated management of its resources. It has been considered as a long-term solution, not only to reconstitute the original landscape, but also to give back functionality to these environments. Using tools as phytoremediation, Restoration Ecology aims to decrease or eliminate the negative effects of contaminants in polluted areas. To be effective, restoration projects need both short-term and long-term biomonitoring, and for that matter the knowledge on bioindicator organisms is required. Terrestrial isopods are macroinvertebrate detritivores that can bioaccumulate large quantities of heavy metals. They have been long used as models in the terrestrial ecotoxicology and therefore have a great potential to be employed as biomonitors during the phytoremediation of polluted lands. In Brazil, knowledge on the species' biology, ecology and distribution is still very incipient, nonetheless it is possible to identify two species with potential to be used as biomonitors. *Atlantoscia floridana* (Philosciidae) and *Balloniscus sellowii* (Balloniscidae) are Neotropical species with large geographical distribution in Brazil and show an enhanced capacity to colonize degraded lands. In the future, with a better knowledge on these species' physiology, the combination of phytoremediation and terrestrial isopods as

biomonitors may enhance the ecological restoration of lands contaminated by heavy metals.

Keywords: Bioindicators; detritivores; soil fauna; phytoremediation; heavy metals; restoration ecology.

RESUMEN

LOS ISOPODOS TERRESTRES SON BUENAS HERRAMIENTAS PARA MONITOREAR Y RESTAURAR AREAS IMPACTADAS POR METALES PESADOS EN BRASIL? La Ecología de Restauración es una disciplina que estudia la restauración de ecosistemas degradados y busca un manejo integrado de sus recursos. Es considerada una promisorio solución a largo plazo para reconstituir el paisaje y devolver la funcionalidad de estos ambientes. A través de herramientas como la fitorremediación, la Ecología de Restauración busca también atenuar o eliminar los efectos negativos de contaminantes en las áreas afectadas. Por su carácter aplicado y experimental, las iniciativas de restauración necesitan un biomonitoreo de corto y largo plazo y por lo tanto es indispensable un profundo conocimiento sobre organismos bioindicadores. Los isópodos terrestres, son macroinvertebrados detritívoros abundantes y pueden bioacumular grandes cantidades de metales pesados, por estas características, son ampliamente utilizados como bioindicadores en la fitorremediación de áreas contaminadas. En Brasil, el conocimiento actual sobre biología, ecología y distribución de especies nativas es aún incipiente, pero es posible identificar dos especies con gran potencial para ser utilizadas como bioindicadores. *Atlantoscia floridana* (Philosciidae) y *Balloniscus sellowii* (Balloniscidae) presentan una amplia distribución geográfica en Brasil y poseen buena capacidad de colonización de hábitats alterados. En el futuro, a partir de un mayor conocimiento sobre la fisiología de ambas especies, el uso conjunto de la fitorremediación y de isópodos terrestres como biomonitores puede incrementar el éxito de proyectos de restauración ecológica en áreas contaminadas por metales pesados.

Palabras clave: Bioindicadores; detritívoros; fauna del suelo; fitorremediación; metales pesados; restauración ecológica.

DEGRADAÇÃO DOS SOLOS E A ECOLOGIA DA RESTAURAÇÃO

Os solos são fonte de sustento para as populações humanas, mas também, muitas vezes, destino final de rejeitos e contaminantes das atividades urbanas e industriais (Tarradellas *et al.* 1997). As atividades exploratórias como agricultura, o desmatamento, a mineração e o depósito de rejeitos resultam na perda da camada orgânica dos solos e em efeitos negativos na fauna e flora, além de adicionarem poluentes cujos efeitos irão perdurar no ambiente por várias décadas se não forem tomadas medidas mitigatórias (Dobson *et al.* 1997, Frouz 2002). Ao longo dos últimos anos, a crescente preocupação com a diversidade biológica estimulou a pesquisa e a disseminação das idéias que associam a diversidade com o funcionamento dos ecossistemas e, em última instância, à sua produtividade (Setälä *et al.* 1998, Loreau *et al.* 2001). Este entendimento integrado tem direcionado o foco da biologia da conservação para a restauração de sistemas degradados, ao invés de concentrar-se apenas na preservação e proteção de ambientes naturais (Young 2000, Suding *et al.* 2004). Com este

propósito, estabeleceu-se a Ecologia da Restauração, uma disciplina nova, que se norteia na recuperação a longo prazo de comunidades e ecossistemas, é fundamentada nos conceitos de sucessão ecológica e tem a experimentação como principal ferramenta de investigação (Young 2000). Inicialmente, os esforços de restauração procuraram restabelecer as condições abióticas históricas e promover o retorno da vegetação, assumindo que uma vez restaurado o ambiente físico, a sucessão ecológica natural devolveria ao sistema restaurado sua condição original (Suding *et al.* 2004). Entretanto, cada vez mais, percebe-se que com algumas intervenções significativas, o tempo de recuperação de áreas degradadas pode ser diminuído consideravelmente (Dobson *et al.* 1997). Assim, um projeto de restauração moderno deve objetivar o estabelecimento de ecossistemas que são capazes de persistir no tempo através do restabelecimento do seu funcionamento, ao invés de simplesmente concentrar-se em garantir uma determinada composição de espécies ou em restaurar a “cosmética” da paisagem (Choi 2004, 2007).

Áreas utilizadas para extrações de minérios e depósito de resíduos têm sido o principal foco dos

projetos de restauração ecológica nos últimos anos (Ruiz-Jaen & Aide 2005) e constituem também um dos seus maiores desafios (Dobson *et al.* 1997). Em áreas degradadas pela mineração, atributos adversos dos resíduos como pH muito baixo, perda de identidade dos horizontes (Lunardi-Neto *et al.* 2008), deficiência de nutrientes (Carneiro *et al.* 2008), sensibilidade à erosão e toxicidade, reduzem e até impedem a produção primária (Bradshaw 1997). Assim, uma das questões mais importantes na restauração destes ambientes é o restabelecimento da formação do solo, onde a revegetação tem papel fundamental (Bradshaw 1997, Carneiro *et al.* 2008). A restauração da cobertura vegetal garante a acumulação de carbono orgânico (Carneiro *et al.* 2008) na superfície dos resíduos e afeta propriedades físicas e químicas no solo, como a retenção hídrica e conteúdo e disponibilidade de nutrientes. É também fonte de energia para a biota do solo, que por sua vez regula os processo de decomposição e mineralização dos resíduos vegetais (Sourková *et al.* 2005). A longo prazo, o uso da vegetação é quase sempre a única alternativa para a remediação das características adversas de áreas onde o substrato foi radicalmente alterado (Bradshaw 1997).

A acumulação e biomagnificação de metais pesados no ambiente constituem outro grande problema decorrente da mineração. A incorporação de cádmio, cromo, cobre, mercúrio, chumbo, zinco e outros elementos aos solos, como resultado de ações antrópicas, exerce efeitos negativos nos organismos vivos e seus diversos impactos à saúde pública têm sido largamente documentados (Nriagu 1988). Para as plantas, o excesso destes metais no solo limita o crescimento e o desenvolvimento da vegetação sensível e dificulta os processos de restauração (Adriano 2001). Por outro lado, muitas vezes ocorre o surgimento e colonização espontânea de populações tolerantes a metais pesados (Azzolini 2008, Podgaiski 2009), as quais são valiosas para o estabelecimento de uma cobertura vegetal inicial (Bradshaw 1997). Entretanto, o estabelecimento destas plantas representa um grande problema se não for feito um manejo adequado do material vegetal, pois os metais imobilizados em estruturas como galhos e folhas podem voltar para os solos e serem incorporados nas teias tróficas através da detritivoria (Moore *et al.* 2004). A bioacumulação de contaminantes pode

ser evitada com técnicas de tratamento *ex situ* do solo, nas quais o substrato é removido e levado para tratamento físico/químico em instalações próprias. Entretanto, este processo tem um alto custo, acarreta maior degradação do solo e não resolve o problema efetivamente, apenas o transfere de lugar (Khan *et al.* 2000).

Uma alternativa biológica viável que vem se destacando como promissora técnica da Ecologia da Restauração de áreas contaminadas por metais pesados é a fitorremediação (Cunningham *et al.* 1995, Salt *et al.* 1995). Todas as plantas têm a habilidade de extrair e acumular elementos essenciais para seu crescimento e desenvolvimento, como Fe, Mn, Zn, Cu, Mg e Mo. Algumas também acumulam metais sem função biológica conhecida, como Cr, Cd, Pb, Co, Ag, Se e Hg, mas para a maioria das espécies, em grandes quantidades todos estes elementos são tóxicos (Streit & Stumm 1993, Salt *et al.* 1995). A fitorremediação consiste justamente na identificação de espécies hiperacumuladoras de metais (Baker *et al.* 1994, Reeves & Baker 2000), que toleram concentrações muito superiores às encontradas no ambiente. Se utilizadas de forma controlada e monitorada no ambiente, essas plantas podem remover metais dos solos e imobilizá-los nas suas raízes e/ou partes aéreas (Salt *et al.* 1995, Dobson *et al.* 1997, Khan *et al.* 2000). Embora a solução seja obtida em tempo maior do que nos processos físico-químicos alternativos, a fitorremediação é preferível, pois ao mesmo tempo que 'limpa' os contaminantes, restaura as propriedades do solo e suas funções, sendo apropriada para a recuperação de extensas áreas (Cunningham *et al.* 1995).

Mais de 400 plantas hiperacumuladoras já foram identificadas, entretanto a maioria é originária de áreas contaminadas da Europa, Estados Unidos, Nova Zelândia e Austrália (Reeves & Baker 2000), sendo mais estudadas as representantes da Família Brassicaceae (Streit & Stumm 1993). No Brasil, o conhecimento e aplicação destas plantas em projetos ainda são incipientes. Ginocchio & Baker (2004) apontam que apenas 11 espécies são conhecidas para o país, todas relacionadas ao zinco. Recentemente, o número de pesquisas vem aumentando, evidenciando o potencial de plantas para fitorremediação de herbicidas (Scramin *et al.* 2001, Pires *et al.* 2005, Procópio *et al.* 2005) e metais pesados (Romeiro *et al.*

al. 2007, Zeittouni *et al.* 2007, Azzolini 2008) e a crescente importância desta técnica no Brasil.

BIOINDICADORES E RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

A aplicação prática da Ecologia da Restauração está estreitamente relacionada com o conhecimento sobre organismos indicadores. As diferentes técnicas e iniciativas empregadas durante um processo de restauração necessitam ser constantemente avaliadas (Young 2000), e esta avaliação depende de organismos bioindicadores (aqueles que fornecem informações sobre a qualidade do seu ambiente) no processo de biomonitoramento (observação contínua de uma área, com a ajuda de bioindicadores) (Wittig 1993).

Buscando auxiliar na avaliação da efetividade e sucesso de iniciativas de restauração, a *Society for Ecological Restoration* (SER 2004) propôs que sejam considerados os seguintes atributos: (1) diversidade e estrutura da comunidade; (2) presença de espécies indígenas, (3) presença dos grupos funcionais; (4) capacidade de sustentar populações reprodutivas; (5) integração com a paisagem, (6) eliminação de potenciais ameaças e (7) sustentabilidade. Entretanto, Ruiz-Jaen & Aide (2005) observam que, na prática, a maioria dos projetos conduzidos acessa no máximo três atributos dos ecossistemas (a diversidade, a estrutura da vegetação e os processos ecológicos), os quais são acessados através do uso de um ou mais bioindicadores. Para serem sustentáveis em longo prazo, as estratégias de conservação e recuperação da biodiversidade precisam ser fundamentadas no conhecimento sobre padrões de sucessão ecológica e papel da diversidade biológica no funcionamento dos ecossistemas (Setälä *et al.* 1998). Assim, para a conservação e restauração de solos são indispensáveis os conhecimentos sobre decompositores, detritívoros e agentes de estruturação do solo (Majer 2009). Estes organismos facilitam os processos no ecossistema, afetando a estrutura e a química do solo. Estes processos e propriedades, por sua vez, são importantes para o sucesso de estratégias de restauração ecológica (Snyder & Hendrix 2008). Embora em projetos de restauração de solos tradicionalmente seja dada mais atenção à comunidade vegetal (Young 2000, Choi 2004, Ruiz-Jaen & Aide 2005), a fauna de solo tem ganhado cada vez mais ênfase, devido ao

reconhecimento da importância dos seus vários grupos funcionais (polinizadores, dispersores de sementes, decompositores, predadores) (Longcore 2003) e papel crítico que desempenham na ciclagem de nutrientes (Lavelle *et al.* 1997, Frouz 2002, Frouz *et al.* 2004, Ruiz-Jaen & Aide 2005, Snyder & Hendrix 2008). Vários estudos recentes têm utilizado a diversidade da fauna de solo para acessar o sucesso de medidas de restauração ecológica (Grelle *et al.* 2000, Dunger & Voigtländer 2005, Riggins *et al.* 2009) e Majer (2009) aponta, em uma recente revisão, o crescente reconhecimento da importância da fauna de solo nos projetos de restauração de habitats e monitoramento de áreas degradadas. Frouz *et al.* (2004) demonstraram que a macrofauna saprófaga é mais diversa e abundante em sítios nos quais foram tomadas medidas de restauração, em comparação com aqueles que foram deixados para sucessão natural. Frouz *et al.* (2007) verificaram que a macrofauna de solo colonizou mais rápido sítios tratados com serapilheira de maior quantidade de nitrogênio, provenientes de espécies de leguminosas pioneiras. Nestes sítios, uma grande parte do solo recém-formado era constituída de fezes da macrofauna, indicando que esta colonização é fundamental para o desenvolvimento do solo nas áreas de resíduos (Frouz *et al.* 2007).

Particularmente no caso da restauração de ambientes contaminados através da fitorremediação, o biomonitoramento com fauna acumuladora de metais pesados oferece uma caracterização integrada da biodisponibilidade de contaminantes no ambiente e da sua mobilidade através dos níveis tróficos (Adriano 2001). Como bioindicadores animais de ambientes terrestres para solos contaminados com metais pesados são frequentemente utilizados os oligoquetos (Hobbelen *et al.* 2006), diplópodos (Köhler 2002) e os isópodos terrestres (Gál *et al.* 2008).

ISÓPODOS TERRESTRES COMO BIOMONITORES

Os isópodos terrestres ou ‘tatuzinhos de jardim’ constituem um diversificado grupo de crustáceos terrestres com 3637 espécies (Schmalfuss 2003), distribuídas em todos os continentes e encontradas em diversas paisagens: florestas temperadas e tropicais (Zimmer 2003, Hassall *et al.* 2006), cavernas (Tuf *et al.* 2008), desertos (Linsenmair 1984), montanhas

com altitudes de até 3000m (Sfenthourakis 1992) e campos (Hassall & Sutton 1977). No Brasil, muito do conhecimento sobre a composição e distribuição da fauna deve-se aos estudos de Lemos de Castro (1958, 1972, 1976, 1985), mas nestas últimas décadas também se avançou no conhecimento sobre a biologia e ecologia de espécies neotropicais, especialmente no sul do Brasil (Araujo *et al.* 1996, Araujo 2003, Araujo & Bond-Buckup 2005, Quadros & Araujo 2007, 2008, Quadros *et al.* 2008, Quadros 2009, Podgaiski 2009, Sokolowicz 2010). Até o fim dos anos 90, eram registradas 112 espécies para o Brasil (Souza-Kury 1998), mas atualmente várias ainda têm sido descobertas e descritas (Araujo & Lopes 2003, Araujo & Almerão 2007).

Nos ecossistemas onde ocorrem, os isópodos participam ativamente da ciclagem de nutrientes, fragmentando uma grande quantidade da serapilheira disponível: Hassall & Sutton (1977) estimaram que *Armadillidium vulgare* (Latreille, 1804) (Armadillidiidae), *Porcellio scaber* Latreille, 1804 (Porcellionidae) e *Philoscia muscorum* (Scopoli, 1763) (Philosciidae) consomem 10% do aporte anual da serapilheira em campos e Mocquard *et al.* (1987) estimaram que três espécies em uma floresta temperada consomem anualmente 210kg ha⁻¹ (7% do aporte de serapilheira). No sul do Brasil, em floresta semi-decidual, Quadros & Araujo (2008) estimaram que as duas espécies mais abundantes, *Atlantoscia floridana* (van Name, 1940) (Philosciidae) e *Balloniscus glaber* Araujo & Zardo, 1995 (Balloniscidae), são capazes de processar 860kg folhas ha⁻¹ ano⁻¹, o que corresponde a cerca de 16% do aporte anual de serapilheira. Devido à sua baixa eficiência de assimilação, cerca de 620kg ha⁻¹ ano⁻¹ de matéria orgânica é devolvida ao solo como fezes (Quadros & Araujo 2008). Em relação à matéria original (serapilheira), as fezes constituem um substrato mais decomposto, mais particulado e com maior capacidade de retenção de umidade, além de oferecer maior superfície de colonização por microorganismos, estimulando assim a atividade da microbiota dos solos (Webb 1977, Lavelle *et al.* 1997). Os isópodos são sensíveis às mudanças na estrutura da vegetação (Paoletti & Hassall 1999) e geralmente respondem negativamente à perda da heterogeneidade do hábitat, sendo mais abundantes em áreas revegetadas ou remanescentes naturais de florestas (Nakamura *et al.* 2003, Riggins *et al.* 2009).

Principalmente nos trópicos, a demanda por informações sobre a biodiversidade excede em muitas vezes a capacidade das instituições científicas, principalmente em se tratando de invertebrados. Sendo assim, a escolha e utilização de bioindicadores são necessárias (Spector & Forsyth 1998). Critérios como (1) taxonomia bem estabelecida; (2) história natural conhecida; (3) facilidade de captura e manipulação e (4) ampla distribuição geográfica devem nortear a escolha racional de organismos indicadores (Pearson 1994). Também são aspectos importantes a facilidade de captura, manuseio e cultivo em laboratório (Drobne 1997, Paoletti & Hassall 1999), pois monitoramentos de longo prazo requerem métodos de captura simples que sejam independentes da experiência pessoal e que permitam uma clara quantificação do esforço amostral (Spector & Forsyth 1998). Isópodos terrestres podem ser capturados manualmente, com delimitadores de metal e, posteriormente, separados em extratores de Winkler ou funil de Berleze. Também podem ser capturados passivamente, com uso de armadilhas de solo como *pitfalls* e *trap stones*. As *trap stones* (Zimmer 2003, Hassall & Tuck 2007) e as telhas de barro (Podgaiski *et al.* 2007) são dispostas no chão e atraem os isópodos, oferecendo abrigo da luz e condições microclimáticas mais favoráveis.

A habilidade dos isópodos de acumular metais pesados através da alimentação (Hopkin & Martin 1984), de sobreviver em áreas poluídas por resíduos industriais (Hopkin *et al.* 1989, Podgaiski 2009) e de responder a contaminantes ambientais de uma maneira dose-dependente (Drobne 1997) os torna um dos grupos animais experimentais mais utilizados na ecotoxicologia terrestre (Gál *et al.* 2008). Desde os estudos pioneiros de Hopkin & Martin (1982, 1984), nos quais foi registrado que isópodos toleram concentrações muito mais altas de metais pesados do que demais invertebrados, a fisiologia destas relações tem sido extensivamente estudada em laboratório, visando compreender a fisiologia da absorção e imobilização destes metais (Tabela 1). Os efeitos de diversos metais pesados, ingeridos através do alimento contaminado por exposição em áreas poluídas ou artificialmente, têm sido avaliados em vários componentes da biologia dos isópodos, como o crescimento, sobrevivência, tempo de gestação e taxa de consumo de alimento (Tabela 1).

Após mais de duas décadas de intensos estudos sobre a fisiologia da acumulação de metais pesados por

isópodos (Hopkin & Martin 1982, Alikhan 1995), muito já é bem entendido, principalmente quando comparado com o conhecimento sobre outros detritívoros, como Diplopoda (Köhler 2002). No entanto, cabe destacar que nenhum destes estudos foi realizado na América do Sul. Até o momento a espécie modelo tem sido *P. scaber*, originária da região Mediterrânea (Hopkin *et*

al. 1989, Drobne 1997). Esta espécie tem sido mais utilizada em ensaios toxicológicos de laboratório (Tabela 1) e como bioindicador em campo por ter sua biologia e reprodução bem conhecidas, ser de relativa fácil identificação por não-especialistas e, principalmente, por ser uma espécie sinantrópica e de ampla distribuição geográfica (Drobne 1997).

Tabela 1. Efeitos subletais de diferentes contaminantes (adicionados ou já presentes no alimento) em variáveis biológicas de *Porcellio scaber* (Isopoda, Porcellionidae) em ensaios de laboratório. Adaptado de Drobne (1997). Variáveis resposta: S= sobrevivência; C= crescimento; CA= consumo de alimento; TG= tempo de gestação; AC = alterações citológicas no hepatopâncreas; HS70= 70kD *heat shock protein*; *= contaminante já presente em folhas de local poluído.

Table 1. Sublethal effects of different contaminants (added or already present in the food) in biological variables of *Porcellio scaber* (Isopoda, Porcellionidae) during laboratory trials. Adapted from Drobne (1997). Response variables: S= survivorship; C= growth; CA= food consumption; TG= gestation period; AC= alterations in hepatopancreatic cells; HS70= 70kD heat shock protein; *= contaminants present in leaves from polluted environment leaf-litter.

Forma do contaminante	Variável resposta	Concentração sem efeito observado	Concentração com efeito observado	Referência
Cádmio				
Cd	S		500µg Cd g ⁻¹	Beyer <i>et al.</i> 1984
CdCl ₂ ·2(1/2H ₂ O)	S; C		LC ₅₀ = 1000µg Cd g ⁻¹	Crommentuijn <i>et al.</i> 1994
Cd(NO ₃) ₂	C		10µg Cd g ⁻¹	Donker & Bogert 1991
Cd	CA	11µg Cd g ⁻¹		Drobne 1997
Cd	TG	10µg Cd g ⁻¹		Drobne 1997
Cd*	HS70	1,6µg Cd g ⁻¹	41,9µg Cd g ⁻¹	Köhler <i>et al.</i> 1992
CdCl ₂	AC		57µg Cd g ⁻¹	Köhler <i>et al.</i> 1996
Cobre				
Cu	S	200µg Cu g ⁻¹		Beyer <i>et al.</i> 1984
CuCl ₂ *2H ₂ O	CA	300/600µg Cu g ⁻¹	1200µg Cu g ⁻¹	Zidar <i>et al.</i> 2003
Cu*	HS70	55,5µg Cu g ⁻¹	628µg Cu g ⁻¹	Köhler <i>et al.</i> 1992
Zinco				
Zn	S		1000µg Zn g ⁻¹	Hopkin & Hames 1994
Zn*	S		1430µg Zn g ⁻¹	Hopkin 1990
ZnO	S	3200µg Zn g ⁻¹	6400µg Zn g ⁻¹	Beyer & Anderson 1985
Zn*	S		800µg Zn g ⁻¹	Beyer <i>et al.</i> 1984
ZnS	S		5000µg Zn g ⁻¹	Beyer <i>et al.</i> 1984
Zn*	C	1055µg Zn g ⁻¹		van Wensem <i>et al.</i> 1992
Zn*	CA		2200µg Zn g ⁻¹	van Wensem <i>et al.</i> 1992
Zn(NO ₃) ₂ ·6H ₂ O	CA		3240µg Zn g ⁻¹	Drobne 1997
Zn(NO ₃) ₂ ·6H ₂ O	CA	1000µg Zn g ⁻¹	5000µg Zn g ⁻¹	Drobne & Hopkin 1995
ZnCl ₂	CA	450/900µg Zn g ⁻¹	1800µg Zn g ⁻¹	Zidar <i>et al.</i> 2003
ZnCl ₂	AC		1975µg Zn g ⁻¹	Köhler <i>et al.</i> 1996
ZnCl ₂	AC	250µg Zn g ⁻¹	500µg Zn g ⁻¹	Drobne & Štrus 1996
Chumbo				
PbO ₃	S	6400µg Pb g ⁻¹	12800µg Pb g ⁻¹	Beyer & Anderson 1985
Pb*	HS70		1658µg Pb g ⁻¹	Köhler <i>et al.</i> 1992
Pb(NO ₃) ₂	HS70	10µg Pb g ⁻¹	100µg Pb g ⁻¹	Köhler <i>et al.</i> 1992
PbCl ₂	AC		517µg Pb g ⁻¹	Köhler <i>et al.</i> 1996

Ensaios de toxicidade evidenciaram que os isópodos terrestres assimilam altas porcentagens dos metais ingeridos. *Porcellio dilatatus* Brandt, 1833, por exemplo, pode assimilar 52% e 71% do cádmio presente em folhas de alface contaminadas superficialmente e biologicamente com Cd(NO₃)₂, respectivamente (Calhã *et al.* 2006). *Porcellio scaber*

pode assimilar de 7,2% a 16% de Zn e de 9,7% a 19,9% de Cu, dependendo da concentração destes elementos no alimento (Zidar *et al.* 2003). Após a ingestão via alimentação, os metais pesados acumulam-se em células especializadas do hepatopâncreas (Hopkin & Martin 1984), onde ficam na forma insolúvel e separados do metabolismo celular (Prosi *et al.*

1983). Quando as concentrações atingem os limites suportados pelas células estas se rompem e então os metais são liberados na cavidade corporal e causam letargia e morte dos indivíduos (Hopkin & Martin 1982). A acumulação dos metais causa também efeitos subletais, os quais são utilizados como bioindicadores de toxicidade. Znidarsic *et al.* (2003) mostraram que um dos primeiros sinais de toxicidade por metais nos isópodos são danos às células B e S do hepatopâncreas, com diminuição das microvilosidades das células e possível diminuição da capacidade de absorção de alimento e consequente efeito no crescimento.

Por não possuírem um eficiente mecanismo de desintoxicação da maioria dos elementos, as concentrações de metais no corpo dos isópodos aumentam com a concentração no alimento e tempo de exposição (Alikhan 1995, Köhler *et al.* 1996, Abdel-Lateif *et al.* 1998). Assim, os isópodos indicam a quantidade de metais presente nos vários compartimentos do ecossistema, como a camada orgânica do solo, vegetação e/ou serapilheira (Jones & Hopkin 1996, Blanuša *et al.* 2002). A Tabela 2 ilustra as correspondências encontradas entre as concentrações no solo, isópodos e serapilheira e como estas variam com a distância da fonte poluidora (Rabitsch 1995). A concentração total de um contaminante na massa corporal dos indivíduos é um dos marcadores mais óbvios empregado no biomonitoramento. Dallinger *et al.* (1992) utilizaram *P. scaber* para acessar a poluição por cádmio e chumbo ao longo de vias urbanas na Áustria. Através das concentrações corporais destes contaminantes, os autores puderam associar os índices de poluição com a direção do vento, em escala maior e em menor escala, à presença de pequenos aglomerados comerciais ao longo das vias. Eles verificaram também que os níveis de chumbo aumentam com nível do tráfego de veículos (Dallinger *et al.* 1992).

Como os isópodos toleram altas concentrações de metais pesados, se comparado com outros representantes da macrofauna de solo, a ausência local de suas populações pode indicar que a contaminação atingiu níveis críticos, não só aos isópodos, mas para a fauna de solo em geral. Grelle *et al.* (2000) reportaram a ausência de isópodos e demais invertebrados detritívoros (Diplopoda, Mollusca e Oligochaeta) em uma área com altíssima concentração de metais ($30000\mu\text{g Zn g}^{-1}$; $300\mu\text{g Cd g}^{-1}$; $500\mu\text{g Pb g}^{-1}$). Na área não colonizada por macroinvertebrados detritívoros, a camada de serapilheira acumulada era bem maior que

em áreas próximas, menos contaminadas e com maior abundância da fauna de solo (Grelle *et al.* 2000).

Sendo detritívoros, os isópodos terrestres atuam como elementos de ligação entre os produtores primários e os níveis tróficos mais altos. Seus predadores conhecidos incluem artrópodos, como Chilopoda, Coleoptera (imaturos e adultos), Neuroptera (imaturos), Aranae, Pseudoscorpiones e Opiliones (Sunderland & Sutton 1980), além de aves, anfíbios da família Leptodactilydae e répteis das famílias Gekkonidae e Scincidae (Vitt *et al.* 2000, Van Sluys *et al.* 2001). Assim, a acumulação de metais pesados nos isópodos indica não só o nível de contaminação mas, sobretudo, a mobilidade dos metais através dos níveis tróficos, o que é uma preocupação crescente em estudos de toxicidade por metais pesados (Mann *et al.* 2005, Calhã *et al.* 2006).

Os isópodos também respondem à contaminação com alterações na sua história de vida, com alterações na fecundidade, no investimento reprodutivo e na idade da primeira reprodução (Donker *et al.* 1993). Então, monitoramentos de longo prazo, utilizando áreas controle como referência, podem acessar os impactos da contaminação na manutenção das populações animais observando a sua reprodução. Um aspecto importante e que deve ser levado em consideração em projetos de monitoramento é que existem diferenças espécie-específicas na bioacumulação dos metais pesados por isópodos. Hopkin *et al.* (1989) demonstraram que algumas espécies podem acumular duas vezes mais zinco que outra espécie de uma mesma localidade. Adicionalmente, Rabitsch (1995) mostrou que espécies de isópodos respondem de forma diferente à contaminação, sendo que uma pode acumular mais chumbo e cádmio e outra, cobre (Tabela 2). Desta forma, Gál *et al.* (2008) enfatizam a importância da identificação taxonômica da espécie em estudos com bioindicadores.

RELEVÂNCIA DAS PESQUISAS PARA O BRASIL

O Brasil possui cerca de 6.6 bilhões de toneladas de carvão mineral lavrável (economicamente aproveitável). O Rio Grande do Sul e Santa Catarina são os maiores estados produtores, sendo que o primeiro detém 5,2 bilhões de toneladas em reservas e produz anualmente de 3,9 a 4,5 milhões de toneladas de carvão bruto (DNPM 2007). Como o carvão

Tabela 2. Concentração de metais pesados em diferentes compartimentos de uma área de depósito de resíduos de mineração. Área 1 separada da área fonte por um rio; áreas 2 a 5 distantes 0.3, 0.9, 1.0, e 2.5km da fonte poluidora. Adaptado de Rabitsch (1995).

Table 2. Heavy metal concentration in different sections along a residue deposit area. Area 1 was separated from the source of pollution by a river. Areas 2 to 5 were 0.3, 0.9, 1.0, and 2.5km distant from the source of pollution. Adapted from Rabitsch (1995).

Área	Compartimento	Concentração ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco)			
		Chumbo	Cádmio	Cobre	Zinco
1	Solo (0 - 1cm)	1695	23	113	1697
	Serapilheira de <i>Quercus robur</i>	199	24	8	1930
	Isópodo (<i>Trachelipus ratzeburgi</i>)	773	48	355	1168
2	Solo (0 - 1cm)	93768	82	1900	8050
	Serapilheira de <i>Quercus robur</i>	454	40	12	2815
	Isópodo (<i>Trachelipus rathkei</i>)	386	30	82	1150
3	Isópodo (<i>Porcellio scaber</i>)	124	16	186	970
	Solo (0 - 1cm)	8928	43	295	7795
	Serapilheira de <i>Quercus robur</i>	154	23	6	1346
4	Solo (0 - 1cm)	4665	35	130	5813
	Serapilheira de <i>Quercus robur</i>	204	21	7	1467
	Isópodo (<i>Trachelipus ratzeburgi</i>)	1146	65	455	2430
5	Solo (0 - 1cm)	574	2	3	329
	Isópodo (<i>Trachelipus ratzeburgi</i>)	166	18	425	857

brasileiro possui um alto grau de impureza, a sua queima origina cerca de 50% de resíduos (cinzas), os quais são comumente depositados nas áreas onde o carvão é extraído ou nas áreas adjacentes às usinas. Assim, no sul do Brasil, há uma grande carência de um manejo adequado e de programas de restauração das áreas de depósitos existentes, o que justifica a importância da realização das pesquisas sobre revegetação, fitorremediação e uso de organismos bioindicadores e biomonitores da contaminação por metais pesados (Azzolini 2008).

Recentemente, Podgaiski (2009) registrou a ocorrência de três espécies de isópodos terrestres neotropicais em serapilheira de plantas pioneiras em áreas de depósito de cinzas de carvão no Rio Grande do Sul. Nesta área, os isópodos terrestres constituíram o grupo mais abundante da macrofauna de solo, indicando sua importância na restauração da funcionalidade do solo, através da detritivoria, e também seu potencial no biomonitoramento da contaminação por metais pesados no ambiente. Entre as espécies neotropicais estudadas até o momento, pelo menos duas reúnem características de bons biomonitores (conforme exposto acima): *A. floridana* (Figura 1) e *Balloniscus sellowii* (Brandt, 1833) (Balloniscidae) (Figura 1). Estas espécies destacam-se das demais por sua ampla distribuição geográfica: *A. floridana* ocorre em todos os estados

costeiros do Brasil, além do norte da Argentina e Flórida (EUA) (Figura 1) e *B. sellowii* é registrado no Brasil desde o Rio Grande do Sul até o Espírito Santo (Lemos de Castro 1976) e também no Uruguai (observação pessoal) (Figura 1). *A. floridana* e *B. sellowii* atingem cerca de 8 e 15mm de comprimento, respectivamente, e distribuem-se em agregados na serapilheira (Quadros & Araujo 2008), sendo portanto fáceis de serem capturadas manualmente ou com uso de armadilhas. Em relação à história de vida, *A. floridana* apresenta como características que favorecem a rápida colonização de novos habitats a maturação sexual mais cedo e crescimento rápido (Quadros *et al.* 2009), enquanto *B. sellowii* apresenta uma alta fecundidade (Quadros *et al.* 2008). Estas características facilitam a manutenção de várias gerações e por longos períodos em laboratório, o que é também altamente desejável em um modelo para ecotoxicologia. As duas espécies, além de ocorrerem em florestas e campos naturais (Lopes *et al.* 2005), ocorrem com frequência e em altas abundâncias em áreas urbanas (Lemos de Castro 1976, Araujo *et al.* 1996). Nessas áreas, em especial na zona costeira, estão frequentemente presentes espécies de isópodos terrestres exóticas, como a espécie modelo *P. scaber* (ver acima) (Araujo *et al.* 1996, Souza-Kury 1998), as quais também podem ser utilizadas no biomonitoramento.



Figura 1. Isópodos terrestres neotropicais com potencial para utilização no biomonitoramento da restauração de áreas degradadas: *Atlantoscia floridana* (Philosciidae) e *Balloniscus sellowii* (Balloniscidae). Os mapas mostram suas respectivas distribuições geográficas conhecidas no Brasil.

Figure 1. Neotropical terrestrial isopods with potential to be employed as biomonitors during the restoration of degraded lands: *Atlantoscia floridana* (Philosciidae) and *Balloniscus sellowii* (Balloniscidae). The maps show their known geographical distribution in Brazil.

Mesmo sendo detritívoros, os isópodos terrestres apresentam preferências alimentares bem definidas, e não se alimentam de todo o tipo de material vegetal disponível (Zimmer 2002). O conhecimento sobre esta característica ecológica pode ser utilizada como ferramenta na escolha das espécies vegetais que serão utilizadas em reflorestamentos, fitorremediação ou adição de serapilheira, pois a fauna de solo detritívora geralmente prefere se alimentar de folhas com baixos teores de material recalcitrante (Schweitzer *et al.* 2005). A vegetação que produz grande quantidade de serapilheira de fácil decomposição e grande palatabilidade suporta maior abundância de macrofauna (Lavelle *et al.* 1997), especialmente em áreas degradadas (Frouz 2002, Frouz *et al.* 2006, 2007). Quadros (2009) verificou que os isópodos terrestres preferem se alimentar de folhas finas (< 0.1mm espessura), sem tricomas, com baixo teor de lignina (< 15% do peso seco) e altos teores de cálcio (> 1.2%) e nitrogênio (> 2%) e baixa relação C:N (< 20), entre as quais destacam-se várias

espécies de leguminosas. Similarmente, no Brasil, já se tem evidências de que o uso de plantas leguminosas nativas, fixadoras ou não de nitrogênio, favorecem o aumento da riqueza da fauna de solo provavelmente devido ao seu maior valor nutritivo e baixa relação C:N (Santos *et al.* 2008), sendo indicadas para os processos de restauração (Costa *et al.* 2004, Dias *et al.* 2006). Araújo *et al.* (2006) destacam que as leguminosas exercem papel importante em ambientes degradados, por atuarem como ativadoras e reguladoras dos recursos disponíveis, permitindo o estabelecimento de espécies mais exigentes e contribuindo não só para a regeneração natural da vegetação, como também para a melhora das condições edáficas, particularmente através da fixação biológica de nitrogênio.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

São cada vez mais frequentes os estudos evidenciando que um manejo adequado favorece a maior diversidade da fauna, o que por sua vez acelera os processos de restauração ecológica (Valcarcel & D'Alterio 1998, Frouz *et al.* 2004). Em projetos de revegetação de áreas degradadas, os isópodos terrestres podem desempenhar um papel importante estimulando a ciclagem de nutrientes através da fragmentação do material vegetal e servindo como base para muitas teias alimentares. O conhecimento sobre as suas preferências alimentares pode nortear a decisão das espécies vegetais a serem utilizadas na restauração, de forma a garantir um aporte de material vegetal palatável e de rápida decomposição no solo, que servirá de *hotspot* para a colonização dos demais organismos e microorganismos de solo. Especialmente no Brasil, no qual uma grande proporção de terras é utilizada para extração de minérios e depósito dos seus resíduos, muitas vezes próximas de centros urbanos, são urgentes estudos que avaliem o potencial da flora e fauna nativas na recuperação destas áreas. No caso do emprego da fitorremediação para restaurar áreas contaminadas com metais pesados, os isópodos podem ser utilizados como uma ferramenta no monitoramento de longo prazo para diagnosticar o tipo e nível da contaminação ambiental e para acessar os níveis de transferência dos metais entre o solo, vegetação e níveis tróficos subsequentes. Por constituírem uma fonte de alimento para muitos invertebrados e vertebrados, os isópodos participam

da biomagnificação da contaminação, o que salienta a importância de se estudar a acumulação de metais pelas suas populações. Para tanto, é necessário incentivar as pesquisas que levem ao entendimento da fisiologia da acumulação e tolerância aos metais pelas espécies a serem utilizadas como modelos.

REFERÊNCIAS

- ABDEL-LATEIF, H.M.; DONKER, M.H. & VAN STRAALLEN, N.M. 1998. Interaction between temperature and Cadmium toxicity in the isopod *Porcellio scaber*. *Functional Ecology*, 12:521-527.
- ADRIANO, D.C. 2001. Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals. Springer, New York. 867p.
- ALIKHAN, M. 1995. Comparative studies of metal bioaccumulation, and oxygen and nitrogen metabolism in three terrestrial isopods species from contaminated and uncontaminated sites in northeastern Ontario. *Crustacean Issues*, 9:1-15.
- ARAUJO, P.B. 2003. Desenvolvimento pós-marsupial e ecologia populacional de *Atlantoscia floridana* (van Name, 1940) na Reserva Biológica do Lami, Porto Alegre, RS. *Tese de Doutorado*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil. 323p.
- ARAUJO, P.B.; ALMERÃO, M.P. 2007. Nova espécie de *Trichorhina* (Isopoda, Oniscidea, Plathyarthridae) do Brasil. *Iheringia*, 97: 219-222.
- ARAUJO, P.B. & BOND-BUCKUP, G. 2005. Population structure and reproductive biology of *Atlantoscia floridana* (van Name, 1940) (Crustacea, Isopoda, Oniscidea) in southern Brazil. *Acta Oecologica*, 28:289-298.
- ARAUJO, P.B.; BUCKUP, L. & BOND-BUCKUP, G. 1996. Isópodos terrestres (Crustacea, Oniscidea) de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia*, 81:111-138.
- ARAUJO, P.B. & LOPES, E.R.C. 2003. Three new species of *Benthana* Budde-Lund (Isopoda, "Philosciidae" from Brazil. *Journal of Natural History*, 37:2425-2439.
- ARAÚJO, F.S.; MARTINS, S.V.; MEIRA NETO, J.A.A.; LANI, J.L. & PIRES, I.E. 2006. Estrutura da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, Brás Pires, MG. *Revista Árvore*, 30:107-116.
- AZZOLINI, M. 2008. Restauração ecológica de áreas impactadas por cinzas de carvão mineral: contribuição da mamona (*Ricinus communis* L.) e resposta da espécie a metais pesados. *Tese de Doutorado*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil. 181p. <<http://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/17470>>. (Acesso em 12/11/2009).
- BAKER, A.J.M.; MCGRATH, S.P.; SIDOLI, C.M.D. & REEVES, R.D. 1994. The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants. *Resources, conservation and recycling*, 11: 41-49.
- BEYER, W.N. & ANDERSON, A. 1985. Toxicity to woodlice of zinc and lead oxides added to soil litter. *Ambio*, 14:173-174.
- BEYER, W.N.; MILLER, G.W. & CROMARTIE, E.J. 1984. Contamination of the O-2 soil horizon by zinc smelting and its effect on the woodlouse *Porcellio scaber* survival. *Journal of Environmental Quality*, 13:247-251.
- BLANUŠA, M.; MRKOVIĆ-MILIĆ, R. & DURBEŠIĆ, P. 2002. Lead and cadmium in soil and Isopoda woodlice in Croatia. *Ecotoxicology And Environmental Safety*, 52:198-202.
- BRADSHAW, A. 1997. Restoration of mined lands—using natural processes. *Ecological engineering*, 8:255-269.
- CALHÔA, C.F.; SOARES, A.M.V.M. & MANN, R.M. 2006. Cadmium assimilation in the terrestrial isopod, *Porcellio dilatatus*: Is trophic transfer important? *Science of the Total Environment*, 371:206-213.
- CARNEIRO, M.A.C.; SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S. & SOARES, A.L.L. 2008. Carbono orgânico, nitrogênio total, biomassa e atividade microbiana do solo em duas cronossesquências de reabilitação após a mineração de bauxita. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 32:621-632.
- CHOI, Y.D. 2004. Theories for ecological restoration in changing environment: toward "futuristic" restoration. *Ecological Research*, 19:75-81.
- CHOI, Y.D. 2007. Restoration ecology to the future: a call for new paradigm. *Restoration Ecology*, 15: 351-353.
- COSTA, G.S; FRANCO, A.A.; DAMASCENO, R.N. & FARIA, S.M. 2004. Aporte de nutrientes pela serapilheira em uma área degradada e revegetada com leguminosas arbóreas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28:919-927.
- CROMMENTUIJN, T.; DOODEMAN, C.J.A.M.; DOORNEKAMP, J.J.C.; VAN DER POL, J.J.C.; BEDAUX,

- J.J.M. & VAN GESTEL, C.A.M. 1994. Lethal body concentrations and accumulation patterns determine time-dependent toxicity of cadmium in soil arthropods. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 11:1781-1789.
- CUNNINGHAM, S.D.; BERTI, W.R. & HUANG, J.W. 1995. Phytoremediation of contaminated soils. *TibTech*, 13:393-397.
- DALLINGER, R.; BERGER, B. & BIRKEL, S. 1992. Terrestrial isopods: useful biological indicators of urban metal pollution. *Oecologia*, 89:32-41.
- DIAS, P.F.; SOUTO, S.M.; CORREIA, M.E.F.; ROCHA, G.P.; MOREIRA, J.F.; RODRIGUES, K.M. & FRANCO, A.A. 2006. Árvores fixadoras de nitrogênio e macrofauna do solo em pastagem de híbrido de *Digitaria*. *Pesquisas Agropecuárias Brasileiras*, 41: 1015-1021.
- DNPM. Departamento Nacional de Produção Mineral. 2007. Economia Mineral do Brasil – 2009. 2.2. Carvão. <<http://www.dnpm.gov.br/>>. (Acesso em 30/04/2010).
- DOBSON, A.P.; BRADSHAW, A.D. & BAKER, A.J.M. 1997. Hopes for the Future: Restoration Ecology and Conservation Biology. *Science*, 277:515-522.
- DONKER, M.H. & BOGERT, C.G. 1991. Adaptation to cadmium in three populations of the isopod *Porcellio scaber*. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 100:143-146.
- DONKER, M.H.; ZONNEVELD, C. & VAN STRAALLEN, N.M. 1993. Early reproduction and increased reproductive allocation in metal-adapted populations of the terrestrial isopod *Porcellio scaber*. *Oecologia*, 96:316-323.
- DROBNE, D. 1997. Terrestrial isopods—a good choice for toxicity testing of pollutants in the terrestrial environment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16:1159-1164
- DROBNE, D. & HOPKIN, S.P. 1995. The toxicity of zinc to terrestrial isopods in a “standard” laboratory test. *Ecology and Environmental Safety*, 31:1-6.
- DROBNE, D. & ŠTRUS, J. 1996. The effect of Zn on the digestive gland epithelium of *Porcellio scaber* (Isopoda, Crustacea). *Pflügers Archiv European Journal of Physiology*, 431:247-248.
- DUNGER, W. & VOIGTLÄNDER, K. 2005. Assessment of biological soil quality in wooded reclaimed mine sites. *Geoderma*, 129:32-44.
- FROUZ, J. 2002. The effect of soil macrofauna on litter decomposition and soil organic matter accumulation during soil formation in spoil heaps after brown coal mining: a preliminary result. *Ekológia (Bratislava)*, 21:363-369.
- FROUZ, J.; ELHOTTOVÁ, D.; KURÁZ, V. & SOURKOVÁ, M. 2006. Effects of soil macrofauna on other soil biota and soil formation in reclaimed and unreclaimed post mining sites: results of a field microcosm experiment. *Applied Soil Ecology*, 33: 308-320.
- FROUZ, J.; PIŽL V.; TAJOVSKÝ, K.; BALÍK, V.; STARÝ, J.; LUKEŠOVÁ, A. & ŠOURKOVÁ, M. 2004. The role of saprophagous macro-fauna on soil formation in reclaimed and non-reclaimed post mining sites in Central Europe. *International Journal of Ecology Environmental Sciences*, 30:257-261.
- FROUZ, J.; PIŽL, V. & TAJOVSKY, K. 2007. The effect of earthworms and other saprophagous macrofauna on soil microstructure in reclaimed and un-reclaimed post-mining sites in central Europe. *European Journal of Soil Biology*, 43:184-189.
- GÁL, J.; MARKIEWICZ-PATKOWSKA, J.; HURSTHOUSE, A. & TATNER, P. 2008. Metal uptake by woodlice in urban soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 69:139-149.
- GINOCCHIO, R. & BAKER, A.J.M. 2004. Metallophytes in Latin America: a remarkable biological and genetic resource scarcely known and studied in the region. *Revista Chilena de Historia Natural*, 77: 185-194.
- GRELLE, C.; FABRE, M.C.; LEPRÊTRE, A. & DESCAMPS, M. 2000. Myriapod and isopod communities in soils contaminated by heavy metals in northern France. *European Journal of Soil Science*, 51: 425-433.
- HASSALL, M.; LATIPI, Z.; TAITI, S.; JONES, D.; SUTTON S.L. & MOHAMMED, M. 2006. Biodiversity of terrestrial isopods along a gradient of disturbance in Sabah, East Malaysia. *European Journal of Soil Biology*, 42:S197-S207.
- HASSALL, M. & SUTTON, S.L. 1977. The role of isopods as decomposers in a dune grassland ecosystem. *Scientific Proceedings of the Royal Dublin Society*, 6:235-245.
- HASSALL, M. & TUCK, J. 2007. Sheltering behavior of terrestrial isopods in grasslands. *Invertebrate Biology*, 126:46-56.
- HOBBELEN, P.H.F.; KOOLHAAS, J.E. & VAN GESTEL, C.A.M. 2006. Bioaccumulation of heavy metals in the earthworms *Lumbricus rubellus* and *Aporrectodea caliginosa* in

- relation to total and available metal concentrations in field soils. *Environmental Pollution*, 144:639-646.
- HOPKIN, S.P. 1990. Species-specific differences in the net assimilation of zinc, cadmium, lead, copper and iron by the terrestrial isopods *Oniscus asellus* and *Porcellio scaber*. *Journal of Applied Ecology*, 27:460-474
- HOPKIN, S.P. & HAMES, C.A.C. 1994. Zinc, among a 'cocktail' of metal pollutants, is responsible for the absence of the terrestrial isopod *Porcellio scaber* from the vicinity of a primary smelting works. *Ecotoxicology*, 2:68-78.
- HOPKIN, S.P.; HAMES, C.A.C. & BRAGG, S. 1989. Terrestrial isopods as biological indicators of zinc pollution in the Reading area, south east England. *Monitore Zoologico Italiano*, 4:477-488.
- HOPKIN, S.P. & MARTIN, M.H. 1982. The distribution of zinc, cadmium, lead and copper within the woodlouse *Oniscus asellus* (Crustacea, Isopoda). *Oecologia*, 54:227-232.
- HOPKIN, S.P. & MARTIN, M.H. 1984. Heavy metals in woodlice. *Symposia of the Zoological Society of London*, 53:143-166.
- JONES, D.T. & HOPKIN, S.P. 1996. Reproductive allocation in the terrestrial isopods *Porcellio scaber* and *Oniscus asellus* in a metal-polluted environment. *Functional Ecology*, 10:741-750.
- KHAN, A.G.; KUEK, C.; CHAUDHRY, T.M.; KHOO, C.S. & HAYES, W.J. 2000. Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. *Chemosphere*, 41:197-207.
- KÖHLER, H.R. 2002. Localization of metals in cells of saprophagous soil arthropods (Isopoda, Diplopoda, Collembola). *Microscopy Research and Technique*, 56:393-401.
- KÖHLER, H.R.; HÜTTENRAUCH, K.; BERKUS, M.; GRÄFF, S. & ALBERTI, G. 1996. Cellular hepatopancreatic reactions in *Porcellio scaber* (Isopoda) as biomarkers for the evaluation of heavy metal toxicity in soils. *Applied Soil Ecology*, 3:1-5.
- KÖHLER, H.R.; TRIEBSKORN, R.; STOCKER, W.; KLOETZEL, P.M. & ALBERTI, G. 1992. The 70 kD heat shock protein (hsp 70) in soil invertebrates: A possible tool for monitoring environmental toxicants. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 22:334-338.
- LAVELLE, P.; BIGNELL, D.; LEPAGE, M.; WOLTERS, V.; ROGERS, P.; INESON, P.; HEAL, O.W. & DHILLION, S. 1997. Soil function in changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *European Journal of Soil Biology*, 33: 159-193.
- LEMOS DE CASTRO, A. 1958. Revisão do gênero *Benthana* Budde-Lund, 1908 (Isopoda, Oniscidae). *Archivos do Museu Nacional*, 46: 85-118.
- LEMOS DE CASTRO, A. 1972. Contribuições ao conhecimento da fauna do Arquipélago de Abrolhos. 3. Isópodos terrestres (Isopoda, Oniscoidea). *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 44:357.
- LEMOS DE CASTRO, A. 1976. Considerações sobre a sinonímia e a distribuição geográfica de *Balloniscus sellowii* (Brandt, 1833) (Isopoda, Balloniscidae). *Revista Brasileira de Biologia*, 36:391-396.
- LEMOS DE CASTRO, A. 1985. Considerações sobre *Atlantoscia alceui* Ferrara e Taiti, 1981 (Isopoda, Oniscoidea, Philosciidae). *Revista Brasileira de Biologia*, 45: 417-422.
- LINSENMAIR, K. E. 1984. Comparative studies on the social behaviour of the desert isopod *Hemilepistus reaumuri* and of a *Porcellio* species. *Symposium of the Zoological Society of London*, 53: 423-453.
- LONGCORE, T. 2003. Terrestrial arthropods as indicators of ecological restoration success in coastal sage scrub (California, U.S.A.). *Restoration Ecology*, 11:397-409.
- LOPES, E.R.C.; MENDONÇA, J.R. MS; BOND-BUCKUP, G. & ARAUJO, P.B. 2005. Oniscoidea diversity across three environments in an altitudinal gradient in northeastern Rio Grande do Sul, Brazil. *European Journal of Soil Biology*, 41:99-107.
- LOREAU, M.; NAEEM, S.; INCHAUSTI, P.; BENGTTSSON, J.; GRIME, J.P.; HECTOR, A.; HOOPER, D.U.; HUSTON, M.A.; RAFFAELLI, D.; SCHMID, B.; TILMAN, D.; WARDLE, D.A. 2001. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. *Science*, 294:804-808.
- LUNARDI-NETO, A.; ALBUQUERQUE, J.A.; ALMEIDA, J.A.; MAFRA, A.L.; MEDEIROS, J.C. & ALBERTON, A. 2008. Atributos físicos do solo em área de mineração de carvão influenciados pela correção da acidez, adubação orgânica e revegetação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32:1379-1388.

- MAJER, J.D. 2009. Animals in Restoration Process - Progressing the Trends. *Restoration Ecology*, 17:315-319.
- MANN, R.M.; MATOS, P.; LOUREIRO, S. & SOARES, A.M.V.M. 2005. Foundation studies for cadmium accumulation studies in terrestrial isopods - diet selection and diet contamination. *European Journal of Soil Biology*, 41:153-161
- MOCQUARD, J.P.; JUCHAULT, P.; JAMBU, P. & FUSTEC, E. 1987. Essai d'évaluation du rôle des crustacés oniscoïdes dans la transformation des litières végétales dans une forêt de la France. *Revue d'écologie et de biologie du sol*, 24:311-327.
- MOORE, J.C.; BERLOW, E.L.; COLEMAN, D.C.; RUITER, P.C.; DONG, Q.; HASTINGS, A.; JOHNSON, N.C.; MCCANN, K.S.; MELVILLE, K.; MORIN, P.J.; NADELHOFFER, K.; ROSEMOND, A.D.; POST, D.M.; SABO, J.L.; SCOW, K.M.; VANNI, M.J. & WALL, D.H. 2004. Detritus, trophic dynamics and biodiversity. *Ecology Letters*, 7:584-600.
- NAKAMURA, A.; PROCTOR, H. & CATTERALL, C.P. 2003. Using soil and litter arthropods to assess the state of rainforest restoration. *Ecological Management & Restoration*, 4: s20-s28.
- NRIAGU, J.O. 1988. A silent epidemic of environmental metal poisoning? *Environmental Pollution*, 50:139-161.
- PAOLETTI, G. & HASSALL, M. 1999. Woodlice (Isopoda: Oniscidea): their potential for assessing sustainability and use as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74:157-165.
- PEARSON, D.L. 1994. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, 345:75-79.
- PIRES, F.R.; SOUZA, C.M.; SILVA, A.A.; CECON, P.R.; PROCÓPIO, S.O.; SANTOS, J.B. & FERREIRA, L.R. 2005. Fitorremediação de solos contaminados com tebutiuron utilizando-se espécies cultivadas para adubação verde. *Planta Daninha*, 23:711-717.
- PODGAISKI, L.R., OTT, R. & GANADE, G. 2007. Ocupação de microhabitats artificiais por invertebrados do solo em um fragmento florestal no sul do Brasil. *Neotropical Biology and Conservation*, 2:71-79.
- PODGAISKI, L.R. 2009. Decomposição foliar de espécies pioneiras e macrofauna de solo em ecossistemas degradados pela deposição de cinzas e extração do carvão. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil. 148p. <<http://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/17820>>. (Acesso em 05/10/2009).
- PROCÓPIO, S.O.; SANTOS, J.B.; SILVA, A.A.; PIRES, F.R.; RIBEIRO JUNIOR, J.I. & SANTOS, E.A. 2005. Potencial de espécies vegetais para a remediação do herbicida trifloxysulfuron-sodium. *Planta Daninha*, 23: 9-16.
- PROSI, F.; STORCH, V. & JANSSEN, H.H. 1983. Small cells in the midgut glands of terrestrial isopoda: sites of heavy metal accumulation. *Zoomorphology*, 102:53-64.
- QUADROS, A.F. 2009. Ecologia populacional, estratégias reprodutivas e uso de recursos por isópodos terrestres Neotropicais. *Tese de Doutorado*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil. 273p. <<http://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/17057>>. (Acesso em 10/08/2009).
- QUADROS, A.F. & ARAUJO P.B. 2007. Ecological traits of two neotropical oniscideans (Crustacea: Isopoda). *Acta Zoologica Sinica*, 53:241-249.
- QUADROS, A.F. & ARAUJO P.B. 2008. An assemblage of terrestrial isopods (Crustacea) in southern Brazil and its contribution to leaf litter processing. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25:58-66.
- QUADROS, A.F.; ARAUJO, P.B. & SOKOLOWICZ, C.C. 2008. Reproduction of Neotropical isopods (Crustacea: Oniscidea) in southern Brazil: similarities and differences relative to temperate and tropical species. Pp.81-90. In: M. Zimmer, F. Charfi-Cheikhrouha & S. Taiti (eds.). Proceedings of the International Symposium of Terrestrial Isopod Biology - ISTIB-07. Shacker, Aachen. 175p.
- QUADROS, A.F.; CAUBET, Y. & ARAUJO P.B. 2009. Life history comparison of two terrestrial isopods in relation to habitat specialization. *Acta oecologica*, 35:243-249.
- RABITSCH, W.B. 1995. Metal Accumulation in arthropods near a lead/zinc smelter in Arnoldstein, Austria. *Environmental Pollution*, 90:221-237.
- REEVES, R.D. & BAKER, A.J.M. 2000. Metal-accumulating plants. Pp. 193-229. In: I. Raskin & B.D. Ensley (eds.). Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment. John Wiley and Sons Inc., New York, New York, USA. 304p.
- RIGGINS, J.J.; DAVIS, C.A. & HOBACK, W.W. 2009.

- Biodiversity of Belowground Invertebrates as an Indicator of Wet Meadow Restoration Success (Platte River, Nebraska). *Restoration Ecology*, 11:495-505.
- ROMEIRO, S.; LAGÔA, A.M.M.A.; FURLANI, P.R.; ABREU, C.A. & PEREIRA, B.F.F. 2007. Absorção de chumbo e potencial de fitorremediação de *Canavalia ensiformes* L. (1). *Bragantia*, 66:327-334.
- RUIZ-JAEN, M.C. & AIDE, T.M. 2005. Restoration success: how is it being measured? *Restoration Ecology*, 13:569-577.
- SALT, DE; BAYLOCK, M; KUMAR, NPBA; DUSCHENKOV, V; ENSLEY, BD; CHET, I & RASKIN, I. 1995. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Bio/Technology*, 13:468-474.
- SANTOS, G.G.; SILVEIRA, P.M.; MARCHÃO, R.L.; BECQUER, T. & BALBINO, L.C. 2008. Macrofauna edáfica associada a plantas de cobertura em plantio direto em um Latossolo Vermelho do Cerrado. *Pesquisas agropecuárias brasileiras*, 43:115-122.
- SCHMALFUSS, H. 2003. World catalog of terrestrial isopods (Isopoda: Oniscidea). *Stuttgarter Beitrage zur Naturkunde Serie A*, 654: 341p.
- SCHWEITZER, J.A.; BAILEY, J.K.; HART, S.C.; WIMP, G.M.; CHAPMAN, S.K. & WHITHAM, T.G. 2005. The interaction of plant genotype and herbivory decelerate leaf litter decomposition and alter nutrient dynamics. *Oikos*, 110:133-145.
- SCRAMIN, S.; SKORUPA, L.A. & MELO, I.S. 2001. Utilização de plantas na remediação de solos contaminados por herbicidas - levantamento da flora existente em áreas de cultivo de cana-de-açúcar. Pp. 369-371. *In*: J.S. Melo, C.M.M. Silva, S. Scramin & A. Spessoto (ed.). Biodegradação. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente. 440p.
- SER. Society for Ecological Restoration International Science & Policy working Group. 2004. The SER International Primer On Ecological Restoration. <http://www.ser.org/content/ecological_restoration_primer.asp>. (Acesso em 12/03/2009).
- SETÄLÄ, H.; LAAKSO, J.; MIKOLA, J. & HUHTA, V. 1998. Functional diversity of decomposer organisms in relation to primary production. *Applied Soil Ecology*, 9:25-31.
- SFENTHOURAKIS, S. 1992. Altitudinal effects on species richness of Oniscidea (Crustacea; Isopoda) of three mountains in Greece. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 2:157-164.
- SNYDER, B.A. & HENDRIX, P.F. 2008. Current and potential roles of soil macroinvertebrates (earthworms, millipedes and isopods) in ecological restoration. *Restoration Ecology*, 16:629-636.
- SOKOLOWICZ, C.C. 2010. Desenvolvimento e ecologia populacional de *Benhania cairensis* (Isopoda, Oniscidea). *Tese de Doutorado*, UFRGS, Porto Alegre, RS, Brasil. 140p.
- SOURKOVÁ, M.; FROUZ, J.; SANSTRUCKOVÁ, H. 2005. Accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus during soil formation on alder spoil heaps after brown-coal mining, near Sokolov (Czech Republic). *Geoderma*, 124:203-214.
- SOUZA-KURY, L.A. 1998. Malacostraca - Peracarida. Isopoda. Oniscidea. Pp. 653-674. *In*: P.S. Young (ed.). Catalogue of Crustacea of Brazil. Rio de Janeiro: Museu Nacional. 720p.
- SPECTOR, S. & FORSYTH, A.B. 1998. Indicator taxa for biodiversity assessment in the vanishing tropics. Pp. 181-210. *In*: G.M. Mace, A. Balmford & J.R. Ginsberg (eds.). Conservation in a Changing World. Cambridge University Press, London, England. 328p.
- STREIT, B. & STUMM, W. 1993. Chemical properties of metals and the process of bioaccumulation in terrestrial plants. Pp. 31-62. *In*: B. Markert (ed.). Plants as biomonitors - Indicators for heavy metals in the terrestrial environment. VCH, Weinheim. 644p.
- SUDING, K.N.; GROSS, K.L. & HOUSEMAN, G.R. 2004. Alternative states and positive feedbacks in Restoration Ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 19:46-53.
- SUNDERLAND, K.D. & SUTTON S.L. 1980. A Serological Study of Arthropod Predation on Woodlice in a Dune Grassland Ecosystem. *The Journal of Animal Ecology*, 49:987-1004.
- TARRADELLAS, J.; BITTON, G. & ROSSEL, D. 1997. *Soil Ecotoxicology*. Crc Press. 386p.
- TUF, I.; TAJOVSKÝ, K.; MIKULA, J.; LAŠKA, V. & MLEJNEK, R. 2008. Terrestrial isopods (Isopoda: Oniscidea) in and near Zbrašov Aragonit Caves (Czech Republic). Pp. 33-36. *In*: M. Zimmer; F. Charfi-Cheikhrouha & S. Taiti (eds.). *Proceedings of the International Symposium of Terrestrial Isopod Biology - ISTIB-07*. Shacker, Aachen. 175p.
- VALCARCEL, R. & D'ALTERIO, C.F.V. 1998. Medidas físico-biológicas de recuperação de áreas degradadas: avaliação das modificações edáficas e fitossociológicas. *Floresta e Ambiente*, 5:68-88.

VAN SLUYS, M.; ROCHA, C.F.D. & SOUZA, M.B. 2001. Diet, Reproduction, and Density of the Leptodactylid Litter Frog *Zachaeus parvulus* in an Atlantic Rain Forest of Southeastern Brazil. *Journal of Herpetology*, 35:322-325.

Submetido em 13/02/2010

Aceito em 27/04/2010

VAN WENSEM, J.; KRIJGSMAN, M.; POSTMA, J.F.; VAN WESTRIENEN, R.W. & WEZENBEEK, J.M. 1992. A comparison of test systems for assessing effects of metals on isopod ecological functions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 24:203-216.

VITT, L.J.; SOUZA R.A.; SARTORIUS S.S.; AVILA-PIRES, T.C.S. & ESPÓITO, M.C. 2000. Comparative Ecology of Sympatric Gonatodes (Squamata: Gekkonidae) in the Western Amazon of Brazil. *Copeia*, 1: 83-95.

WEBB, D.P. 1977. Regulation of Deciduous Forest Litter Decomposition by Soil Arthropod Feces. Pp. 57-69. In: W. J. Mattson (ed.). *The Role of Arthropods in Forest Ecosystems*. New York, Springer-Verlag New York Inc, 104p.

WITTIG, R. 1993. General aspects of biomonitoring heavy metals by plants. Pp. 3-28. In: B. Markert (ed.). *Plants as biomonitors - Indicators for heavy metals in the terrestrial environment*. VCH, Weinheim. 644p.

YOUNG, T.P. 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation*, 92:73-83.

ZEITTOUNI, C.F.; BERTON, R.S. & ABREU, C.A. 2007. Fitoextração de cádmio e zinco de um latossolo vermelho-amarelo contaminado com metais pesados. *Bragantia*, 66:649-657.

ZIMMER, M. 2002. Nutrition in terrestrial isopods (Isopoda:Oniscidea): an evolutionary ecological approach. *Biological Reviews*, 77:455-493.

ZIMMER, M. 2003. Habitat and resource use by terrestrial isopods (Isopoda, Oniscidea). In: S. Sfenthourakis, P.B. Araujo, E. Hornung, H. Schmalfuss, S. Taiti & K. Szlávecz. (eds). *The biology of Terrestrial Isopods*. Crustaceana Monographs, 2. Leiden, Brill, 386p.

ZIDAR, P.; DROBNE, D.; ŠTRUS, J. & BLEJEC, A. 2003. Intake and Assimilation of Zinc, Copper, and Cadmium in the Terrestrial Isopod *Porcellio scaber* Latr. (Crustacea, Isopoda). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 70:1028-1035.

ZNIDARSIC, N.; ŠTRUS, J. & DROBNE, D. 2003. Ultrastructural alterations of the hepatopancreas in *Porcellio scaber* under stress. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 13:161-174.