

DEGRADAÇÃO MICROBIOLÓGICA DE PESTICIDAS NO SOLO: REVISÃO
BIBLIOGRÁFICA

CARLOS RICARDO SOCCOL *

LUNA IDÁLIA PINHEIRO *

ANDREA APARECIDA WECKERLIN KREFTA **

A presente revisão visa avaliar a ação dos fungos filamentosos na degradação biológica dos inseticidas, considerando as interações solo-pesticida, pesticida-microrganismo e microrganismo-solo. Os dados levantados indicam que temperatura, pH, taxa de inoculação, características do solo, histórico de aplicações, adaptação, mutação dos microrganismos, água e características dos produtos influenciam na persistência e degradação biológica dos pesticidas.

1 INTRODUÇÃO

Os pesticidas ou agrotóxicos são substâncias químicas destinadas ao controle das pragas e doenças de culturas agrícolas, que atingem o solo, não só pela incorporação direta pela superfície, como também, através do tratamento de sementes com fungicidas e inseticidas no controle de fungos patogênicos do solo, ou eliminação de ervas daninhas por herbicidas (MUSUMECI, 1992). Estes compostos podem ainda atingir o solo de forma indireta pela pulverização das partes verdes dos vegetais e pela queda de frutos ou

- * Laboratório de Processos Biotecnológicos, Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal do Paraná
- ** Aluna de Pós-Graduação em Agronomia, Departamento de Fitotecnia, Universidade Federal do Paraná

folhas que receberam aplicação de agrotóxicos (MUSUMECI, 1992).

Quando o homem veio a conhecer o uso de pesticidas aplicados no solo em muitos agroecossistemas aprendeu que o controle residual destes compostos é ocasionado por processos abióticos e bióticos (RACKE, 1990). A capacidade de adaptação de microrganismos para catabolizar alguns pesticidas do solo tem, em alguns casos, resultado em problemas importantes no controle de pragas (RACKE, 1990).

Em alguns trabalhos têm-se optado por isolar os microrganismos degradantes dos pesticidas (RACKE, 1990). Tem sido também reconhecido que, as condições do meio ambiente que afetam a atividade microbiana (temperatura, pH, aeração, umidade, etc), afetam a degradação biológica dos pesticidas (RACKE, 1990).

2 PERSISTÊNCIA E DEGRADAÇÃO DE PESTICIDAS

A duração do efeito de um pesticida e sua permanência no meio ambiente estabelecem a persistência desse composto, sendo esta influenciada pela estrutura química do composto e pelas condições ambientais (MUSUMECI, 1992). Os compostos orgânicos sintéticos podem desaparecer do solo através de vários processos, a saber: volatilização, lixiviação e reações químicas, de natureza hidrolítica ou por fotólise. Em muitas circunstâncias, porém, o desaparecimento do

agrotóxico é atribuído à atividade microbiana do solo (MUSUMECI, 1992).

A persistência dos pesticidas aplicados no solo deve durar o tempo suficiente para controlar a praga em questão, caso contrário poderá causar danos ao meio ambiente (RACKE, 1990).

O controle de plantas daninhas é ocasionado pela ocorrência no milho de *Panicum milliaceum* no meio oeste dos Estados Unidos da América, e um herbicida eficaz para o controle desta planta é o EPTC o qual deve persistir pelo menos 15 a 30 dias para controle efetivo (RACKE, 1990). Apesar do uso de inseticidas não ser tão comum em aplicações no solo, existem culturas significativas como milho, amendoim e beterraba que necessitam pesadas ou sucessivas aplicações de inseticidas para o controle de pragas (RACKE, 1990). Por exemplo, no controle da praga *Diabrotica spp* (praga que ataca as raízes do milho), o produto de controle é o carbofuran que deve persistir em concentrações tóxicas por aproximadamente 4 a 8 semanas (RACKE, 1990).

O termo degradação tem sido utilizado para a descrição de transformações de todo tipo, incluindo aquelas que originam produtos mais tóxicos que o composto inicial, pela sua inativação, assim como aquelas responsáveis pela completa mineralização até CO_2 , H_2O , NO_3 , etc (MUSUMECI, 1992).

O DDT é o pesticida mais freqüentemente encontrado no meio ambiente, pois este agrotóxico apresenta estrutura

química que, pela posição dos grupos clorados na molécula confere grande estabilidade ao composto (MUSUMECI, 1992).

Conforme MUSUMECI (1992) experiências realizadas em 1967 por YUL constataram que, em clima temperado num solo húmico-argiloso, após 3 anos da aplicação cerca de 10 a 14% do lindano estavam presentes no solo, enquanto que, em solo arenoso, cerca de 10% do composto ainda permaneceram após 14 anos. Ainda de acordo com MUSUMECI em experimentos realizados em laboratório por LORD em 1978, acompanhou-se o comportamento do DDT em dois tipos de solos brasileiros: o gley-húmico e o latossolo vermelho-amarelo (respectivamente com alto e baixo teor de matéria orgânica). Após 256 dias da aplicação, cerca de 50% do DDT permanecia nos dois solos, sendo o metabolismo do DDT em DDE mais aparente no solo com maior teor de matéria orgânica. A concentração de DDE nesse solo correspondeu a 1,13 mg para 0,83 mg detectadas no solo latossolo vermelho-amarelo

HELENE citado por MUSUMECI (1992) relatou que a persistência e lixiviação do aldrin em dois solos brasileiros foi estudada em solo com alto teor de matéria orgânica (gley húmico) e em outro com baixo teor de matéria orgânica (latossolo vermelho-amarelo). Um ano após a aplicação recuperou-se 30% do ^{14}C no solo gley húmico nos primeiros 10 cm superiores, enquanto que no solo pobre em matéria orgânica, somente 8% permaneceram entre os 20 cm superiores. Embora o metabólito dieldrin tenha sido detectado nos dois solos, o metabolismo foi mais acentuado no solo gley húmico.

A degradação do carbaril é influenciada, em solos pobres em matéria orgânica (latossolo vermelho-amarelo), pela adição de sacarose a este em ensaios efetuados em laboratório. Após seis semanas nos solos enriquecidos todo o carbaril havia sido degradado, provavelmente devido ao acréscimo da atividade microbiana. No mesmo solo, sem adição de nutrientes, o carbaril foi ainda detectado após 10 semanas MUSUMECI (1992). A mineralização do carbaril foi também favorecida, no solo pobre em matéria orgânica, pela adição dessa fonte de carbono, sendo constatada, após 21 dias, liberação do CO_2 , cerca de 20 vezes maior do que em latossolo vermelho-amarelo não enriquecido (MUSUMECI, 1992).

Para o inseticida organoclorado DDT, foi observada meia-vida de cerca de três anos e, após 10 anos, cerca de 5 a 10% do produto ainda permaneciam no solo. HELENE et al (1982) citado por MUSUMECI (1992) reportaram que a meia-vida do malation é de 16 horas em latossolo roxo e de 24 horas em solo do tipo arenoso, ocorrendo após 4 dias a decomposição completa nos dois solos. Para os compostos do grupo dos carbamatos observaram persistência muito reduzida no solo, sendo facilmente degradados por diversos microrganismos.

Também a influência da umidade na degradação do DDT - ^{14}C foi estudada em solo do Cerrado de Planaltina, Distrito Federal, mantido em laboratório, com diferentes conteúdos de água. Durante um ano de observação foi constatada perda de 12% do DDT aplicado ao solo com umidade equivalente a

2/3 da capacidade de campo, sendo que no solo com umidade equivalente a 100% da capacidade de campo a perda correspondeu a apenas 5,3% (MUSUMECI, 1992).

GUENZI citado por MUSUMECI (1992), verificou que em condições anaeróbicas, na degradação microbiana do inseticida DDT os passos da decloração da molécula são favorecidos. Entretanto, nessas transformações bioquímicas, embora o DDT passe por algumas alterações, o esqueleto de carbono persiste na natureza por períodos excessivamente longos.

MUSUMECI (1992) verificou em meio de cultura, a capacidade de fungos isolados de diferentes amostras de solos brasileiros adsorverem e degradarem o ¹⁴C-aldrin e alguns de seus metabólitos. Dos 14 fungos isolados pertencentes a diferentes espécies do gênero *Penicillium* e *Trichoderma*, incubados por 76 dias com esses compostos, comprovou a incorporação em oito dos isolados de cerca de 20 a 40% da atividade total do composto adicionado ao meio. Esta retenção indicaria a possibilidade de acúmulo em condições ambientais e também de redução da atividade biológica destes compostos no solo.

Microrganismos capazes de degradar o carbaril foram isolados em diferentes tipos de solos. Entre esses MUSUMECI (1992) cita os fungos *Fusarium solani*, *Gliocladium roseum*, *Aspergillus terreus*, e as espécies de *Mucor* e *Penicillium* e KAZANO (1972) cita diferentes espécies da bactéria *Pseudomonas*. A ação de microrganismos do solo na degradação do malation foi estudada por MATSUMURA E BOUSH (1967) em

três tipos de solo, dos quais foram isolados a bactéria *Pseudomonas* e o fungo *Trichoderma viride*. Outros microrganismos como *Penicillium*, *Rhizoctonia* e *Aspergillus*, relatados por MOSTAFA citado por MUSUMECI (1992), quando incubados com malation, degradaram este pesticida.

ANDREA (1982) citado por MUSUMECI (1992), relata que a meia-vida do paration em solo gley húmico é de duas semanas. Aplicações repetidas de paration em solo gley húmico não proporcionam degradação mais rápida do mesmo, sendo a velocidade de mineralização a mesma, tanto no solo que recebeu 10 aplicações sucessivas do paration, como nas amostras de solo sem aplicações repetidas do pesticida. O autor isolou do solo tratado com aplicações repetidas de paration um actinomiceto, *Nocardia sp.*, que não foi contudo detectado nas amostras do solo sem aplicações repetidas, e que degradou *in vitro* o paration no seu metabólito, o nitrofenol.

Visando a proteção das monoculturas, uma grande variedade de herbicidas vem sendo utilizada. Como os inseticidas, estes agrotóxicos estão distribuídos por diferentes classes químicas e seu comportamento no solo depende de sua estrutura química. Classes importantes de herbicidas são por exemplo: triazinas, feniluréias, tiocarbamatos, acilanilidas, cloroacetamidas, amitrolas, ácidos fenoxialcanóicos, carbamatos, fenóis e dinitroanilinas (MUSUMECI, 1992).

Estudos feitos em laboratório, com o objetivo de verificar o comportamento do PCP (pentaclorofenol) sob condições de terras altas (solos não alagados) e de terras baixas (solos alagados) identificaram que, sob condições de alagamento e alta temperatura (30°C) o PCP foi degradado mais rapidamente do que em solos de terras altas (KOWATSUKA, 1972).

A degradação do 2,4,5-triclorofenol foi elucidada pela caracterização do metabolismo fúngico de *Phanerochaete chrysosporium* e de produtos da oxidação gerados pela lignina-peroxidase (LiP) purificada e manganase-peroxidase (MnP) (GOLD, 1993).

A mineralização de 2,4,5-TCP por culturas de *P. chrysosporium*, após incubação de 36 dias, foi de aproximadamente 61% do substrato, em culturas limitadas de nitrogênio, enquanto que, apenas 8% do substrato foi mineralizado em condições suficientes de nitrogênio (GOLD, 1993).

A acelerada degradação após a primeira aplicação tem sido descrita para muitos pesticidas e feitas medições do efeito de adições de pesticidas na taxa de sua biodegradação no solo. As taxas de degradação e a extensão da mineralização do 2,4-D, protham, glifosate e simazine foram maiores em solos que receberam estes compostos previamente (ALEXANDER, 1994). Além disso, o número reduzido de microrganismos degradantes do carbofuran; a baixa incorporação do ¹⁴C do pesticida dentro da biomassa do solo e a ausência de incremento no tamanho da população,

sugerem que o carbofuran...é transformado apenas por cometabolismo (ALEXANDER & ROBERTSON, 1994).

Em análise envolvendo trinta e três solos, foi estabelecido relacionamento, claro entre a taxa de degradação e a frequência das aplicações. Os resultados demonstraram que o desenvolvimento da degradação do isoprodione em solos de campos é ocorrência comum sempre que o fungicida foi repetidamente usado no mesmo sítio (WALKER, 1990).

A biotransformação do herbicida atrazine pelo fungo *P. chrysosporium* foi demonstrada pelo decréscimo de 48% da concentração inicial do herbicida no meio de crescimento, dentro dos primeiros 4 dias de incubação, a qual corresponde a fase de crescimento do micélio (MOUGIN et al, 1994).

P. chrysosporium pareceu ser inefetivo em conseguir a quebra do anel heterocíclico das triazinas, sendo que as reações de transformação levaram a conversão parcial da atrazina (MOUGIN et al, 1994).

Recentemente, muitos estudos têm questionado se a adaptação microbiana resultante do desenvolvimento da biodegradação é devida ao incremento no número de microrganismos ou ao aumento na atividade de enzimas capazes de degradar o pesticida. Mudanças significativas não foram detectadas na população degradante do carbofuran em solos pré-expostos a 0,1 ou 50 mg por kg de carbofuran (FELSOT & SHELTON, 1993). Neste solo (Kendaia) em específico, as populações de degradantes de carbofuran

foram altas ($>10^8$ células por kg de solo) no início do experimento. Mas solos com baixa população inicial de degradantes específicos teriam respondido com incremento de população. Em estudos que reportaram aumento do número de degradantes do carbofuran, as densidades iniciais foram da ordem de 10^6 células por kg de solo (FELSOT & SHELTON, 1993).

Estudos confirmaram que os microrganismos degradantes podem ser transferidos de um campo para outro através de resíduos de solo carregados pelas máquinas agrícolas. Para alguns compostos, os microrganismos responsáveis pela biodegradação não são facilmente transportados, como por exemplo o fonófos, onde o solo coletado das bordas de canteiros tratados, foi degradado tão vagarosamente como o solo de canteiros sem tratamento prévio de fonofós. Em contraste, o carbofuran degradou tão rapidamente em solos coletados das bordas não tratadas como em solos vizinhos com tratamento prévio. Para ambos inseticidas, existiu probabilidade igual, de solo sendo transferido de 18 cm de área tratada para as áreas de bordadura durante as operações de plantio e ainda assim, somente houve o desenvolvimento da degradação do carbofuran em solos de bordadura não tratados (FELSOT & SHELTON, 1993).

Observou-se que em solo arenoso, a baixa umidade (teor de umidade $<15\%$) retardou significativamente a degradação do carbofuran e fonofós, mesmo sabendo-se que o solo já havia sido tratado por 5 anos com o produto no campo. Com umidades comparativamente maiores do solo ($> 15-30\%$ de

umidade), o desenvolvimento da degradação foi definitivamente expresso. Estes resultados sugerem que a taxa de biodegradação foi influenciada pelo estado fisiológico dos microrganismos em adição às interações físico-químicas com o solo (FELSOT & SHELTON, 1993)

HAQUE & FREED em 1975 estudaram quarenta e oito dos principais gêneros de microrganismos os quais apresentaram capacidade de degradar pesticidas. Dentre esses microrganismos encontram-se espécies de bactérias e fungos, como pode ser observado na Tabela 1.

TABELA 1 - MICRORGANISMOS DEGRADANTES DE PESTICIDAS

MICRORGANISMO	PESTICIDA
<i>Achromobacter</i>	Chlorpropham, 2,4-D, DDT, MCPA, 2,4,5-T
<i>Aerobacter</i>	DDT, endrin, methoxychlor
<i>Agrobacterium</i>	Chlorpropham, dalapon, DDT, Picloram, TCA
<i>Alcaligenes</i>	Dalapon, maleic hydrazide, TCA
<i>Alternaria</i>	Dalapon
<i>Arthrobacter</i>	2,4-D, dalapon, diazinon, endothal, MCPA, picloram, simazine, TCA
<i>Aspergillus</i>	Atrazine, MMDD, 2,4-D, diphenamid, endrin, linuron, MCPA, monuron, picloram, prometryne, simetryne, PCNB, simazine, Telodrin*, trichlorfon
<i>Bacillus</i>	MMDD, dalapon, DDT, dieldrin, EPN, heptachlor, linuron, methyl parathion, monuron, parathion, picloram, sumithion*, TCA
<i>Bacteroides</i>	Trifluralin
<i>Botrytis</i>	Picloram
<i>Cephaloascus</i>	PCP
<i>Cephalosporium</i>	Atrazine, prometryne, simetryne
<i>Cladosporium</i>	Atrazine, prometryne, simetryne

... continua

continuação ...

<i>Clostridium</i>	DDT, lindane, paraquat
<i>Corynebacterium</i>	2,4-D, dalapon, DDT, DNBP, DNOC, MCPA, paraquat
<i>Erwinia</i>	DDT
<i>Escherichia</i>	Amitrole, DDT, lindane, prometryne
<i>Flavobacterium</i>	Clorpropham, 2,4-D, dalapon, maleic hydrazine, MCPA, picloram, TCA
<i>Fusarium</i>	Aldrin, atrazine, DDT, heptachlor, PCNB, simazine, trichlorfon
<i>Glomerella</i>	PCNB, thiram
<i>Helminthosporium</i>	PCNB, picloram
<i>Kurthia</i>	DDT
<i>Lachnospira</i>	Trifluralin
<i>Lipomyces</i>	Paraquat
<i>Micrococcus</i>	Dalapon, TCA
<i>Micromonospora</i>	Heptachlor, TCA
<i>Mucor</i>	DDT, PCNB
<i>Mycoplasma</i>	2,4-D, MCPA, 2,4,5-T
<i>Myrothecium</i>	PCNB
<i>Neurospora</i>	Chloroneb
<i>Nocardia</i>	Allyl alcohol, 2,4-D, 4-(2,4-DB), dalapon, DDT, heptachlor, PCNB, picloram, TCA
<i>Penicillium</i>	prometryne, propanil, simazine, telodrin*, trichlorfon
<i>Proteus</i>	DDT
<i>Pseudomonas</i>	Allyl alcohol, chlorpropham, 2,4-D, dalapon, DDT, DDVP, diazinon, dieldrin, DNBP, DNOC, endrin, malathion, MCPA, monuron, PCP, phorate, simazine, TCA
<i>Rhizoctonia</i>	Chloroneb
<i>Rhizopus</i>	Atrazine, Dexon*, heptachlor
<i>Saccharomyces</i>	Captan, picloram
<i>Sarcina</i>	Monuron
<i>Serratia</i>	DDT
<i>Sporocytophaga</i>	2,4-D
<i>Stachybotrys</i>	Simazine
<i>Streptococcus</i>	DDT, heptachlor

... continua

continuação ...

<i>Streptomyces</i>	Dalapon, diazinon, PCNB, simazine
<i>Thiobacillus</i>	Phorate
<i>Torulopsis</i>	Phorate
<i>Trametes</i>	PCP
<i>Trichoderma</i>	Aldrin, allyl alcohol, atrazine, DDT, DDVP, diazinon, dieldrin, heptachlor, malathion, PCNB, PCP, picloram, simazine, TCA, diphenamid
<i>Xanthomonas</i>	Monuron

Fonte: HAQUE & FREED, 1975 p.140-141 *Trademark

2.1 FATORES QUE INFLUENCIAM NO CRESCIMENTO E NA TAXA DE DEGRADAÇÃO DOS PESTICIDAS POR MICRORGANISMOS

O meio ambiente do solo comporta ecossistema no qual a reciclagem de matéria orgânica provê um elo chave com o carbono global e ciclo de nutrientes (RACKE, 1990). O solo contém populações de microrganismo que possuem excepcional capacidade degradativa e habilidade para adaptarem-se e utilizar uma variedade de materiais orgânicos alóctones, que entram no ciclo do carbono no solo (RACKE, 1990). Para entender apropriadamente os pesticidas no contexto do ecossistema, é importante considerar as relevantes propriedades do meio ambiente do solo, a capacidade metabólica dos microrganismos e as vias de dissipação dos pesticidas utilizados (RACKE, 1990).

• Temperatura

A temperatura exerce influência determinante no conjunto da atividade celular microbiana. O crescimento microbiano é acelerado pelo aumento de temperatura,

todavia, a partir de certa temperatura, alguns constituintes podem sofrer alterações ou desnaturação. Com isso o crescimento celular fica perturbado e mesmo se a velocidade de crescimento continuar elevada, a concentração celular não atinge o seu valor máximo. Em todos os microrganismos a taxa de crescimento atinge seu valor máximo numa faixa relativamente estreita (SCRIBAN, 1985). A desnaturação enzimática é o fator que limita a temperatura máxima e esta varia muito entre os microrganismos do solo, sendo a temperatura um dos fatores que influenciam a diversidade das espécies (LYNCH, 1986).

• pH

O efeito do pH manifesta-se por um fenômeno de comportamento comparável ao da temperatura. Seguindo-se a velocidade de crescimento em função do pH num dado microrganismo nota-se que esta atinge o valor máximo em valor de pH ou em uma faixa de pH ótimo (SCRIBAN, 1985). As atividades de todas as enzimas microbianas, aproximadamente 1000 por célula, são dependentes do íon H⁺ e portanto, o pH dos solos as influencia. O pH do solo também governará a diversidade das espécies (LYNCH, 1986).

• Taxa de inoculação

A taxa de inoculação dos esporos deve ser suficiente para assegurar inoculação homogênea do substrato, por outro lado, taxa elevada pode provocar fenômenos de inibição e redução da porcentagem de germinação (SOCCOL, 1994).

Quando a atividade enzimática por célula é assumida como constante, então a duplicação da taxa de degradação poderá ser associada com uma única duplicação da população degradante do pesticida. SCOW, et al afirmaram que o carbofuran foi cometabolizado no solo com concomitante aumento da atividade metabólica por célula, após pré-exposição ao carbofuran, mais do que aumento substancial no número de degradantes do carbofuran (FELSOT & SHELTON, 1993).

• Características do solo

Solos contendo maiores teores de matéria orgânica apresentam maior capacidade de degradação, textura, pH, capacidade de retenção de umidade no solo, de troca catiônica e teor de argila mineral (PELISSARI, 1992). Maiores concentrações de carbofuran foram requeridas para condicionar um solo argiloso para o desenvolvimento da biodegradação do que o requerido para solo arenoso (FELSOT & SHELTON, 1993).

• Histórico de aplicações

Muitos autores descreveram maior taxa de degradação em solos com histórico de aplicação de pesticidas em relação aqueles que não o tinham.

• Adaptação e mutação dos microrganismos

Algumas comunidades microbianas do solo são tão flexíveis em seus requerimentos nutricionais que podem

explorar uma extensa variedade de fontes de carbono que são adicionados ao meio ambiente. Isto deve-se a capacidade de adaptação dos microrganismos, da mutação e indução para desenvolver a habilidade para degradar compostos que eram inicialmente tóxicos ou não degradáveis (RACKE, 1990).

• Água

A disponibilidade de água no solo afeta a diversidade das espécies, a sobrevivência, o movimento e a atividade dos microrganismos (LYNCH, 1986). Estudos realizados indicam que, taxa maior de umidade do solo favorece a degradação biológica sendo, que esta se deve mais ao estado fisiológico do microrganismo do que à desorção do produto que estava adsorvido às partículas do solo (FELSOT & SHELTON, 1993).

3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os dados levantados sugerem que temperatura, pH, taxa de inoculação, características do solo, histórico de aplicações, adaptação, mutação dos microrganismos, água e características dos pesticidas influenciam na persistência e degradação biológica dos pesticidas. Portanto estes parâmetros devem ser cuidadosamente observados quando do estudo da biodegradabilidade dos referidos produtos.

Abstract

The present bibliographic review has the aim to evaluate the filamentous fungus action on the biological degradation of pesticides, considering the interchanges between soil and pesticides, pesticides and microorganisms and microorganisms and soil. It was concluded that temperature, pH, inoculation rate, characteristics of the soil pesticides, previous adaptation and microorganisms mutation have influence over the persistence and biological degradation of the pesticides.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 1 ALEXANDER, Martin. Microbial degradation of pesticides. In: MATSUMURA, F., BOUSH, G.M., MISATO, T. Environmental toxicology of pesticides. London : Plenum Press, 1972. p. 365-383
- 2 ALEXANDER, Martin, ROBERTSON, Boakai K. Growth-linked and cometabolic biodegradation: possible reason for occurrence or absence of accelerated pesticide biodegradation. Pestic. Sci., Great Britain, v. 41, p. 311-318, 1994.
- 3 FELSOT, Allan S., SHELTON, Daniel R. Enhanced biodegradation of soil pesticides: interaction between physicochemical processes and microbial ecology. SSSA Special Publication, USA, n. 32, p. 227-251, 1993.
- 4 GOLD, Michael H., JOSHI, Dinesh K. Degradation of 2,4,5-trichlorophenol by the lignin-degrading basidiomycete *Phanerochaete chrysosporium*. Applied and Environmental Microbiology, v. 59, n. 6, p. 1779-1785, June, 1993.
- 5 HAQUE, R., FREED, V. H. Environmental dynamics of pesticides. London : Plenum Press, 1975. p. 140-141
- 6 KOWATSUKA, Shozo. Degradation of several herbicides in soil under different conditions. In: MATSUMURA, F., BOUSH, G.M., MISATO, T. Environmental toxicology of pesticides. London : Plenum Press, 1972. p. 385-389
- 7 LYNCH, J.M. Biotecnologia do solo: fatores microbiológicos na produtividade agrícola. São Paulo : Manole, 1986. 209p.
- 8 MATSUMURA, F., BOUSH, G.M. Dieldrin: degradation by soil microorganisms. Science, v. 156, n. 19, p. 959-961, May, 1967.

Abstract

The present bibliographic review has the aim to evaluate the filamentous fungus action on the biological degradation of pesticides, considering the interchanges between soil and pesticides, pesticides and microorganisms and microorganisms and soil. It was concluded that temperature, pH, inoculation rate, characteristics of the soil pesticides, previous adaptation and microorganisms mutation have influence over the persistence and biological degradation of the pesticides.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 1 ALEXANDER, Martin. Microbial degradation of pesticides. In: MATSUMURA, F., BOUSH, G.M., MISATO, T. Environmental toxicology of pesticides. London : Plenum Press, 1972. p. 365-383
- 2 ALEXANDER, Martin, ROBERTSON, Boakai K. Growth-linked and cometabolic biodegradation: possible reason for occurrence or absence of accelerated pesticide biodegradation. Pestic. Sci., Great Britain, v. 41, p. 311-318, 1994.
- 3 FELSOT, Allan S., SHELTON, Daniel R. Enhanced biodegradation of soil pesticides: interaction between physicochemical processes and microbial ecology. SSSA Special Publication, USA, n. 32, p. 227-251, 1993.
- 4 GOLD, Michael H., JOSHI, Dinesh K. Degradation of 2,4,5-trichlorophenol by the lignin-degrading basidiomycete *Phanerochaete chrysosporium*. Applied and Environmental Microbiology, v. 59, n. 6, p. 1779-1785, June, 1993.
- 5 HAQUE, R., FREED, V. H. Environmental dynamics of pesticides. London : Plenum Press, 1975. p. 140-141
- 6 KOWATSUKA, Shozo. Degradation of several herbicides in soil under different conditions. In: MATSUMURA, F., BOUSH, G.M., MISATO, T. Environmental toxicology of pesticides. London : Plenum Press, 1972. p. 385-389
- 7 LYNCH, J.M. Biotecnologia do solo: fatores microbiológicos na produtividade agrícola. São Paulo : Manole, 1986. 209p.
- 8 MATSUMURA, F., BOUSH, G.M. Dieldrin: degradation by soil microorganisms. Science, v. 156, n. 19, p. 959-961, May, 1967.

- 9 MOUGIN, Christian et al. Biotransformation of the herbicide atrazine by the white rot fungus *Phanerochaete chrysosporium*. Applied and Environmental Microbiology, v. 60, n. 2, p. 705-708, Feb. 1994.
- 10 MUSUMECI, Maria R. Defensivos agrícolas e sua interação com a microbiota do solo. In: TSAI, S. M., NEVES, M. C.P. Microbiologia do solo. Campinas : Sociedade Brasileira do Solo, 1992. p. 341-360
- 11 PELISSARI, Adelino. Efeitos do uso contínuo de herbicidas sobre fungos micorrízicos vesículo-arbusculares em citros, e na atividade microbiana do solo. Piracicaba, 1992. p 36-49. Tese (Doutorado em Fitotecnia), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo.
- 12 RACKE, Keneth D. Pesticides in the soil microbial ecosystem. In: RACKE, Keneth D., COATS, Joel R. Enhanced biodegradation of pesticides in the environment. Iowa : Dow Elanco, 1990. p. 1-12
- 13 RACKE, Keneth D., COATS, Joel R. Enhanced biodegradation in midwestern corn soils. In: RACKE, Keneth D., COATS, Joel R. Enhanced biodegradation of pesticides in the environment. Iowa : Dow Elanco, 1990. p. 68-81
- 14 SCRIBAN, René. Biotecnologia. São Paulo : Manole, 1985. 489 p.
- 15 SOCCOL, Carlos R. Contribuição ao estudo da fermentação no estado sólido em relação com a produção de ácido fumárico, biotransformação de resíduo sólido de mandioca por *Rhizopus* e basidiomacromicetos do gênero *Pleurotus*. Curitiba, 1994. 228 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Química), Universidade Federal do Paraná, 1994.
- 16 WALKER, Allan, WELCH, Sarah J. Enhanced biodegradation of dicarboximide fungicides in soil. In: RACKE, Keneth D., COATS, Joel R. Enhanced biodegradation of pesticides in the environment. Iowa : Dow Elanco, 1990. p. 53-67