



14 a 17 de Outubro 2002 - São Paulo - Brasil
October 14-17, 2002

Efeitos do resíduo de celulose nas características químicas dos solos
e no desenvolvimento de culturas agrícolas

Effects of cellulose residue in soil chemistry and agricultural
tillages development

Alexandre Sylvio Vieira da Costa
Eduardo Rezende Galvão
Ivana Cristina Lovo
Marle José Ferrari Junior
Luciano Leal Almeida
(**Universidade Vale do Rio Doce**)

Gerson Benevides
(**Fábrica de Papel Santa Therezinha**)

EFEITOS DO RESÍDUO DE CELULOSE NAS CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DOS SOLOS E NO DESENVOLVIMENTO DE CULTURAS AGRÍCOLAS

Alexandre Sylvio Vieira da Costa¹, Eduardo Rezende Galvão¹, Ivana Cristina Lovo¹, Marle José Ferrari Junior¹, Luciano Leal Almeida¹, Gerson Benevides².

¹ Universidade Vale do Rio Doce

² Fábrica de Papel Santa Therezinha

RESUMO

O experimento foi conduzido na UNIVALE. Foram utilizados dois solos com diferentes composições granulométricas. Foram utilizados como vasos tubos de PVC de 30 centímetros de altura e 10 centímetros de diâmetro. O resíduo de celulose foi coletado na SANTHER que utiliza como matéria prima o papel reciclável. Foram utilizados os seguintes tratamentos: Incorporação do resíduo de celulose em todo o solo dos vasos, incorporação do resíduo de celulose apenas nos 5 centímetros superficiais do solo e o resíduo de celulose puro mantido apenas em cobertura no solo. Os vasos eram irrigados a cada dois dias. A coleta foi realizada aos 27 e 44 dias após a montagem. O solo foi coletado a cada 5 centímetros (0-5cm/5-10cm/10-15cm/15-20cm). Foram avaliados o pH, Pb e Zn. Observou-se no solo I que a incorporação total do resíduo de celulose ao longo de todo o perfil do solo promoveu aumentos significativos do pH. A coleta realizada aos 44 dias apresentou pH superior ao solo coletado aos 27 dias. Em relação a profundidade do solo, o aumento do pH se mostrou mais significativo na camada superior do solo (0-5cm) em relação as demais. Quando a incorporação no solo foi total, não foram observadas diferenças entre os pH nas diferentes profundidades. No solo II, mais siltoso, ocorreu apenas uma tendência de pH superior no tratamento em que o resíduo foi incorporado ao longo de todo o perfil do solo quando comparado aos tratamentos com incorporação superficial e cobertura. Observou-se o aumento do pH em todos os tratamentos avaliados em relação a amostra de solo original. O resíduo de celulose se mostrou eficaz no aumento do pH, fator importante para a agricultura no Brasil pois a acidez dos solos é um dos principais problemas que surgem, e desta forma, apresentando grande possibilidade de ser utilizado como um corretivo agrícola. Os níveis de Pb e o Zn dos solos estavam abaixo dos níveis permitidos pela legislação nacional e internacional.

Palavras chave: celulose, chumbo, zinco, solos

EFFECTS OF CELLULOSE RESIDUE IN SOIL CHEMISTRY AND AGRICULTURAL TILLAGES DEVELOPMENT

The experiment was driven in UNIVALE. Two soils were used with different compositions granules. They were used about vases tubes of PVC of 30 centimeters of height and 10 centimeters of diameter. The cellulose residue was collected in SANTHER that uses as matter the paper excels. The following treatments were used: Incorporation of the cellulose residue in whole the soil of the vases, incorporation of the cellulose residue just in the 5 superficial centimeters of the soil and the pure cellulose residue maintained just in covering in the soil. The vases were irrigated every other day. The collection was accomplished to the 27 and 44 days after the assembly. The soil was collected to each 5 centimeters (0-5cm/5-10cm/10-15cm/15-20cm). They were appraised the pH, Pb and Zn. It was observed in the soil I that the total incorporation of the cellulose residue along the whole profile of the soil promoted significant increases of the pH. The collection accomplished to the 44 days presented superior pH to the soil collected to the 27 days. In relation to depth of the soil, the increase of the pH was shown more significant in the superior layer of the soil (0-5cm) in relationship the others. When the incorporation in the soil was total, differences were not observed among the pH in the different depths. In the soil II, more siltoso, occurred just a tendency of superior pH in the treatment in that the residue was incorporated along the whole profile of the soil when compared to the treatments with superficial incorporation and covering. The increase of the pH was observed in all of the appraised treatments in relation to sample of original soil. The cellulose residue was shown effective in the increase of the pH, important factor for the agriculture in Brazil because the acidity of the soils is one of the main problems that they appear, and this way, presenting great possibility of being used as an agricultural punishment. The levels of Pb and Zn of the soils were below the levels allowed by the national and international legislation.

Key Words: cellulose, lead, zinc, soil

INTRODUÇÃO

A matéria orgânica do solo é originada de restos vegetais e animais. Toda a matéria orgânica morta é substrato para uma série de organismos do solo que a decompõem, convertendo uma série de elementos da forma orgânica para a forma inorgânica, processo denominado de mineralização. Uma parte destes nutrientes mineralizados são absorvidos pelas plantas e outra parte mobilizada pelos microrganismos que passa a fazer parte da sua constituição (CORREIA, 1986).

Nos materiais orgânicos vegetais predominam a celulose, lignina, proteínas, aminoácidos e outros constituintes menores que sofrem várias transformações bioquímicas devido os microrganismos e suas enzimas. A intensidade com que os resíduos orgânicos são consumidos pela microbiota depende das condições químicas e ambientais. Os resíduos ricos em lignina e compostos aromáticos são de difícil decomposição, diferente dos compostos que possuem elevada quantidade de carboidratos solúveis que são facilmente decompostos no solo (SIQUEIRA e FRANCO, 1988).

Os microrganismos dos solos se encontram em populações mistas, muito heterogêneas podendo ocorrer entre estas espécies microbianas associações favoráveis como a simbiose e as desfavoráveis como as interações antagônicas.

Os microambientes que se desenvolvem no solo e que favorecem o desenvolvimento de grupos específicos de microrganismos variam de acordo com os diversos fatores como a concentração de solutos, variação de temperatura, umidade, pH, salinidade, raízes das plantas, concentração de húmus, dentre outros.

Os microrganismos do solo são utilizados também para avaliar os efeitos dos diferentes materiais no processo do solo. A atividade e a dinâmica da comunidade microbiana do solo está ligada as propriedades químicas, físicas e biológicas do seu habitat (DOMSCH, 1980). BROOKES (1995), determinou as características microbianas que são proporcionadas no solo pela adição de materiais das mais diversas origens. O primeiro processo avalia a ação de toda a atividade microbiana, o segundo determina o tamanho da população microbiana no nível de um único organismo e o terceiro correlaciona a atividade no solo com a sua comunidade predominante. Diversas variáveis são avaliadas de modo a se obter informações mais precisas sobre as interferências ocasionadas no ambiente pelos diferentes tipos de materiais orgânicos incorporados no solo (DOMSCH, 1980; DOMSCH et al, 1983). Os principais são a liberação de CO₂; biomassa de carbono; atividade enzimática; contagem de microrganismos fixadores de nitrogênio e mineralização de nitrogênio (BROOKES, 1995).

A deposição de metais pesados no solo é de grande importância para a ecologia microbiana. Muitos como o zinco, cobre e ferro são essenciais aos microrganismos, mas devido as suas características podem se tornar extremamente tóxicos quando presentes em elevadas concentrações no solo ou substratos orgânicos em decomposição.

Uma grande quantidade de compostos orgânicos está representada na fração orgânica lábil de todos os solos, incluindo a matéria orgânica solúvel em água. Em geral, a persistência destas substâncias no solo é inversamente relacionada ao tamanho da molécula e sua complexidade. Alguns biopolímeros naturais como a lignina, celulose, polifenóis e proteínas podem persistir durante anos nos solos devido a sua estrutura polimérica ou devido a estabilização química através da interação com outras substâncias como os complexos tanino-proteínas. Em muitos solos onde os processos biológicos não são limitados, a quantidade destas substâncias polimerizadas é semelhante ou menor porque cada complexo molecular, como a lignina, pode ser decomposta.

As pesquisas da constituição química da matéria orgânica em regiões temperadas ou tropicais podem apresentar valores bastante discrepantes. Entretanto, através das pesquisas podemos compreender os caminhos que envolvem o processo de decomposição da matéria orgânica os seus efeitos físicos no solo e a disponibilidade de nutrientes para as plantas. Um exemplo, são as ceras produzidas pelas plantas que são compostos de difícil decomposição e que apresentam o seu papel na formação de substâncias húmicas estáveis.

Vários processos biológicos são afetados diretamente pelos metais do solo como o estado de oxidação, substituição, metilação, dentre outros. As células microbianas podem se beneficiar com o ganho de energia ou serem prejudicadas pela redução da energia disponível. A capacidade de catalisar cada uma das reações é limitada por um grupo específico de espécies de microrganismos que interagem com alguns íons metálicos. Esta limitação foi determinada pela capacidade metabólica do microrganismo e pela forma iônica do metal. Por exemplo, metais como o ferro, cobre, mercúrio e manganês podem existir em vários estados de oxidação. Embora muitas reações ocorram espontaneamente, a oxidação ou redução destes metais pode ser catalisada diretamente pelos

microrganismos a uma taxa significativamente maior do que a reação química espontânea.

Entre as propriedades dos metais que são alteradas em função do seu estado de valência estão a solubilidade em água, disponibilidade para plantas e microrganismos e toxicidade. As propriedades dos metais são interativas de modo que o metal solúvel em água pode se apresentar como um composto de baixa ou sem toxicidade ou efeito nutriente na comunidade biológica. Como os microrganismos se desenvolvem alterando o meio, eles podem oxidar ou reduzir, aumentando a sua disponibilidade e toxicidade.

A valência dos íons metálicos é favorecida pelas atividades físicas, químicas e biológicas do solo. Desta forma a população de microrganismos pode ser sensível, resistente ou não serem afetados pela prevalência dos cátions metálicos na solução do solo. Em relação aos íons tóxicos, os microrganismos podem desenvolver resistência, reduzir a concentração dos metais na solução pela alteração do estado de oxidação, reduzir o retorno da concentração dos metais "in situ" pelo aumento de sua mobilidade através de reações de metilação ou não crescer na presença do metal tóxico. Todos estes processos de adaptação são identificados no solo e a sobrevivência dos microrganismos depende desta situação complexa que requer uma grande variedade de mecanismos de adaptação. Se baixos níveis de íons metálicos tóxicos estão presentes, os microrganismos podem detoxificar o metal ou desenvolver resistência, entretanto em elevadas concentrações de íons metálicos a detoxificação pode ser efetiva apenas na redução dos níveis tóxicos. Os microrganismos também podem utilizar a energia de oxidação destes metais ou utiliza-los como aceptores finais de elétrons.

A capacidade de alterar o estado de oxidação dos metais é amplamente utilizada pela microflora do solo. BAUTISTA e ALEXANDER (1972), concluíram que a capacidade de reduzir selenato, telurato, telurito, vanadato, molibdato, arsenato e clorato foi descoberta nos microrganismos do solo.

A associação do metal com um componente orgânico insolúvel do solo como polissacarídeos ou ácidos húmicos tendem a diminuir a sua disponibilidade e a sua toxicidade. Apesar disto, grandes problemas ambientais podem ser associados com o potencial de contaminação do metal pesado que migram ou são carregados dos sítios de origem. Diversas pesquisas foram realizadas para avaliar a cinética de incorporação dos metais tóxicos traços na biomassa vegetal e o movimento na água.

WILLIAMS et al (1984) examinaram o movimento dos metais pesados nos solos que receberam esgoto melhorado por um período de seis anos. A lama de esgoto foi misturada no solo variando de 0 a 225 toneladas/hectare/ano. Como o metal apresenta uma grande tendência de permanecer na superfície ao invés de se translocar em profundidade, os níveis de cádmio, cobre, chumbo e zinco aumentaram na superfície do solo com a aplicação da lama de esgoto. A mobilidade do cádmio, cobre e zinco foi limitada a profundidade de cinco centímetros abaixo da zona de aplicação da lama.

Os impactos positivos e negativos dos íons metálicos do solo nos processos biológicos e a adaptação geral do sistema depende inicialmente da distribuição destes íons no meio, na forma solúvel, insolúvel ou em estado coloidal e a cinética de reação resultante da transferência do metal entre os diferentes estados. Os metais que se encontram na forma insolúvel (ligados as argilas, partículas de matéria orgânica, etc) resulta na redução da sua toxicidade na biomassa, entretanto, a solubilização destes compostos incrementa a sua mobilidade disponibilidade e toxicidade para a planta promovendo a magnificação do impacto ambiental.

A distribuição dos metais no solo depende do seu pH, níveis de matéria orgânica e a variedade das interações microbiológicas. As interações químicas e físicas que ocorrem no ambiente, embora pouco conhecidas, são extremamente complexas porque os efeitos de cada propriedade do solo na distribuição destes metais envolvem também o tipo e a quantidade de matéria orgânica do solo. Por exemplo, a variação do pH afeta a solubilidade de cada espécie de metal e o seu estado de ionização, pois a matéria orgânica reage com o metal. O predomínio das cargas negativas da matéria orgânica combina com as cargas positivas dos metais.

A solubilidade e o estado de oxidação de alguns metais é controlado, em parte, pelo pH do solo e o potencial redox. Em condições extremamente ácidas, os metais como o ferro, manganês, zinco e cobre são altamente solúveis. Com o incremento do pH o metal forma com as hidroxilas um precipitado. O pH exato onde ocorre o início da precipitação varia com cada elemento. Como cada mineral é requerido pela planta em determinado nível, conclui-se que o pH ácido não é o principal fator limitante para o crescimento e desenvolvimento vegetal. Quando o pH do solo diminui, os micronutrientes são solubilizados a ponto de se tornarem tóxicos para as plantas. A solubilidade de outros metais tóxicos com o chumbo, cádmio, e alumínio também aumentam em condições de elevada acidez (GERRITSE e VAN DRIEL, 1984).

As reações químicas que envolvem os íons metálicos dos solos e a matéria orgânica têm sido estudadas com detalhes (STEVENSON, 1982; FLAIG et al., 1975). Os ácidos húmicos apresentam uma grande variedade de reações de grupos aniônicos como os grupos fenólicos, carboxílicos, alifáticos e alcóolicos, que reagem com os cátions metálicos.

Alguns pesquisadores examinaram a capacidade de ligação do ácido húmico ao Fe^{+2} ; Al^{+3} e Cu^{+2} . Os resultados mostraram que as hidroxilas e os ácidos carboxílicos dos ácidos fenólicos reagem simultaneamente com os íons metálicos. As hidroxilas do álcool não participaram das reações. Os grupos reativos aumentam com o grau de humificação da matéria orgânica e com isso aumenta o potencial de reação com os íons metálicos.

BLOOMFIELD et al (1976), descobriram que a associação dos metais com a matéria orgânica parcialmente humificada inclui grandes associações de reações fracas. No estudo da ligação do cobre, manganês, cobalto, níquel, chumbo, zinco e cádmio com a resíduo vegetal decomposto aerobicamente, os metais foram associados com o material orgânico humificado e com a matéria orgânica em solução.

No solo, os metais se encontram associados com as partículas aniônicas do solo que incluem uma grande variedade de argilas do solo. Os componentes minerais do solo podem reagir mais rapidamente com as argilas do solo do que a matéria orgânica.

INSKEEP e BAHAM (1983) avaliaram a influência de resíduos florestais, resíduo de lixo urbano e turfa do solo como fonte de ligantes orgânicos na adsorção do cádmio e cobre. O complexo formado pelo cádmio com os compostos orgânicos de resíduos de florestas foi menor do que o cobre. O decréscimo da adsorção do cobre ocorreu com o aumento do pH. A adsorção do cádmio foi pouco afetada pela variação do pH.

Estes resultados revelam uma grande variedade natural dos processos do solo controlando a mobilidade e a liberação de íons na solução do solo. Uma grande diversidade de reações com a matéria orgânica do solo serve para reduzir os níveis tóxicos ou aumentar a concentração de nutrientes.

Embora as reações predominantes entre os ácidos húmicos e os metais sejam ligações iônicas simples ou de formação de quelatos, geralmente não alteram o estado redox do metal. Apesar desta tendência, GHOSH et al (1983) comparando a interação do ferro, cobre e manganês com o ácido húmico, concluiu que estes cátions podem ser quimicamente reduzidos pelo ácido húmico.

Estas reações químicas que ocorrem no solo são rápidas, ocorrem em poucos segundos e produzem ligações fechadas entre o metal e a matéria orgânica. BUNZL et al (1976) estudaram a adsorção e a desorção do chumbo, cobre, cádmio, zinco e cálcio na turfa e constataram que o tempo para a ocorrência das reações variava de 5 a 15 segundos. A taxa de desorção era própria para cada íon metálico. O ácido húmico complexado com o cobre e o chumbo eram considerados mais estáveis do que com o cádmio (STEVENSON, 1976).

ZAMANI et al (1984), avaliou a imobilização do zinco pelos microrganismos de um solo médio arenoso. A solução de zinco foi percolada em colunas do solo contendo microrganismos e solo estéril. Aproximadamente 75% do zinco ficou retido no solo estéril em função dos mecanismos físicos e químicos do solo. O solo com microrganismos reteve 25% mais zinco em 72 horas de incubação. O aumento da retenção do zinco devido a presença dos microrganismos no solo apresentam valores diferenciados em função do tipo de solo.

Os efeitos biológicos na mobilidade dos metais no solo resultam da interação direta com os microrganismos (redução, alcalinização, incorporação na célula como um substituinte celular), através da solubilização indireta que ocorre pela reação de um produto do metabolismo microbiológico ou pela simples alteração do ambiente do solo pelos microrganismos.

MATTIAZZO et al (2000), verificaram que a presença dos metais pesados em biossólidos, principalmente dos resultantes do tratamento de despejos industriais, juntamente com o esgoto doméstico, tem sido motivo de preocupação quando são utilizados em áreas agrícolas e florestais. Entre os metais pesados, merecem destaque o cádmio, mercúrio e chumbo pela sua toxicidade intrínseca e também pelo cobre, ferro, níquel e zinco por serem metais pesados nutrientes de plantas.

Os estudos sobre o comportamento dos metais pesados nos solos, disponibilidade para as plantas e a sua inserção no processo da cadeia alimentar animal e humana tem sido bastante abordado pela literatura mundial (LOGAN e CHANEY, 1983; ALLAWAY, 1986; FERGUSON, 1990), entretanto a nível de Brasil, estes estudos estão bastante limitados. Andrade, em comunicado pessoal, utilizando doses entre 10 e 40t/há de biossólido no solo verificou que até o nono mês, vários metais pesados estiveram abaixo do limite de detecção do espectrofotômetro de absorção atômica, utilizando o extrato de Mehlich 3 (MEHLICH, 1984). Estes resultados foram obtidos provavelmente em função da fixação proporcionada pelos óxidos de ferro e alumínio presentes. Em laboratório, MATTIAZZO (1994), avaliou quatro tipos de solo e dois valores de pH onde vários metais foram adicionados (cobre, cádmio, cromo, níquel e zinco) na forma de soluções. Avaliando o lixiviado destes diferentes solos, observou que a quantidade de óxidos de ferro e alumínio presentes tem importante papel em prevenir a passagem dos metais pesados para a solução do solo onde estariam mais sujeitos à lixiviação e à absorção pelas plantas.

MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em casa de vegetação na Universidade Vale do Rio Doce localizada em Governador Valadares, Minas Gerais. O objetivo do trabalho foi verificar os efeitos do resíduo de celulose na alteração do pH e acúmulo de metais pesados nos solos da região. Foram utilizados dois solos com diferentes composições granulométricas. O solo I com 72% de areia, 18% de argila e 10% de silte, e o solo II com 55% de areia, 8% de argila e 37% de silte. O pH inicial dos solos I e II eram de 6,4 e 7,1; zinco: 3,49 ppm e 2,93 ppm; chumbo: 3,07 ppm e 0,01 ppm respectivamente. Foram utilizados como vasos tubos de PVC de 30 centímetros de altura e 10 centímetros de diâmetro, cortados ao meio e amarrados para facilitar a coleta do solo em diferentes profundidades. O resíduo de celulose foi coletado na fábrica de papel Santa Therezinha localizada em Governador Valadares que utiliza como matéria prima papel reciclável. O resíduo sólido foi coletado na área de descarte da fábrica, peneirado em peneiras de 0,5 centímetro de malha e secado a sombra. No desenvolvimento do trabalho foram utilizados os seguintes tratamentos: Incorporação do resíduo de celulose em todo o solo dos vasos na proporção de 5% (peso/peso); incorporação do resíduo de celulose apenas nos 5 centímetros superficiais do solo na proporção de 50% e o resíduo de celulose puro mantido apenas em cobertura no solo com uma camada de 5 centímetros. Os vasos eram irrigados a cada dois dias para que todo o perfil do solo ficasse úmido, favorecendo as reações químicas e microbiológicas no solo. A coleta dos solos foi realizada aos 27 e 44 dias após a montagem do experimento. Nas datas das coletas, os vasos eram abertos e o solo coletado a cada 5 centímetros de profundidade (0-5cm/5-10cm/10-15cm/15-20cm). As amostras foram secas à sombra, peneiradas e avaliado o pH, seguindo as recomendações de Minas Gerais.

O delineamento experimental utilizado foi em blocos casualizados com três repetições. O esquema fatorial foi um 2x3x2x4 com o primeiro fator sendo os dois diferentes tipos de solo; o segundo, a forma de uso do resíduo; o terceiro fator as diferentes épocas de coleta e no último fator as diferentes profundidades analisadas. Neste experimento foram avaliadas as seguintes variáveis: pH, níveis de zinco, chumbo e cádmio. Foi realizado o teste de médias entre os tratamentos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

No gráfico 1 onde se encontram os valores de pH do solo mais arenoso, pode-se observar que em todas as análises o pH dos solos após os tratamentos foram superiores ao pH original, atingindo valores de 1,33 acima do valor do valor inicial que foi de 6,40. Na incorporação total do resíduo no solo ao longo do seu perfil ocorreu uma pequena variação entre os pHs das diferentes camadas analisadas na primeira coleta aos 27 dias após a implantação do experimento. Na segunda coleta aos 44 dias esta diferença não foi mais observada, mas, os valores do pH foram superiores em relação a coleta anterior. No tratamento em que o resíduo de celulose foi mantido em superfície, o pH das camadas superiores do solo (0-5cm/5-10cm), foram mais elevados quando comparados as camadas mais profundas (10-15cm/15-20cm). Esta tendência ocorreu em ambas as coletas do tratamento. Quando o resíduo foi incorporado nos cinco centímetros iniciais do solo, as maiores

elevações do pH, como era de se esperar, ocorreram na camada de 0-5 centímetros em ambas as coletas.

No solo II, com características de solo siltoso, o acréscimo máximo no valor do pH foi de 0,77 devido ao solo original apresentar um pH bastante elevado (7,10) e da sua característica química com maior capacidade de troca catiônica e maior efeito tamponante. No tratamento de incorporação total de celulose no solo, os valores da primeira coleta mostraram uma pequena variabilidade entre as camadas analisadas e valores mais uniformes na segunda coleta aos 44 dias. De um modo geral, os valores do pH do solo foram superiores na segunda coleta em relação a primeira coleta na comparação entre as mesmas camadas do solo. No tratamento em que o resíduo de celulose foi mantido na superfície, os valores do pH reduziram com o aumento da profundidade das camadas avaliadas, com as camadas mais inferiores atingindo valores próximos aos valores de pH do solo original tanto na primeira coleta quanto na segunda. Quando o resíduo de celulose foi incorporado na camada de 0-5cm, os valores de pH nesta região foram superiores as demais camadas, mas atuando de forma significativa também nas camadas mais inferiores do solo (15-20cm) nas duas coletas.

No gráfico 3 encontram-se os valores dos níveis de zinco no solo I nos diferentes tratamentos. Observa-se que no tratamento onde o resíduo de celulose foi incorporado em todo o solo, os níveis de zinco na primeira coleta variaram entre 12,34 e 16,77 ppm e na segunda coleta entre 12,68 e 16,86ppm, valores que ficaram acima dos valores do solo original que era de 3,49 ppm. Quando o resíduo de celulose foi mantido na superfície do solo, ocorreu um aumento abrupto no teor de zinco na camada de 0-5cm, provavelmente em função da percolação do elemento presente no resíduo de celulose até o contato com o solo. Na primeira coleta o nível de zinco na camada superficial foi de 34,98 ppm, atingindo 39,37 ppm na segunda coleta. Nas demais camadas e coletas do solo estes valores foram de, no máximo, 4,61 ppm, com exceção da camada de solo 5-10cm na segunda coleta que apresentou o nível de zinco de 7,60 ppm. Quando se incorporou o resíduo na camada superficial do solo (5 centímetros) os valores do zinco apresentaram pouca variabilidade entre as camadas analisadas e as coletas. Este fato ocorreu, provavelmente, devido a menor quantidade e resíduo utilizado pois em função da sua menor densidade em relação ao solo, o volume aumentou, extrapolando as bordas superiores dos vasos. Apesar disto, os resultados foram bons, mostrando um valor máximo de 4,59 ppm na camada superficial do solo na primeira coleta.

No solo II, com maior quantidade de silte, os valores do zinco não foram muito diferentes em relação ao solo anterior no tratamento com incorporação total do resíduo de celulose, com os valores se mostrando uniformes ao longo do perfil do solo, variando entre 11,86 ppm e 16,01 ppm, em ambas as coletas. O mesmo comportamento em relação ao solo anterior foi obtido no tratamento em que o material foi mantido em superfície, com a camada superior do solo (0-5cm) apresentando valores muito elevados de 32,89 ppm e 39,84 ppm nas primeira e segunda coletas, respectivamente. Nas demais camadas, o valor máximo obtido foi de 6,32 ppm. Com a incorporação do resíduo a 5 centímetros de profundidade do solo, praticamente não ocorreram acréscimos no nível de zinco nesta camada devido a mesma justificativa citada anteriormente. As variações foram pequenas, oscilando entre 2,83 ppm e 3,89 ppm.

Na avaliação do nível de chumbo do solo I (gráfico 5), observa-se que mesmo com a incorporação total do resíduo no solo, a liberação de chumbo em todas as camadas foi pequena, atingindo um valor máximo de 2,06 ppm. Na segunda coleta os valores aumentaram, oscilando entre

3,63 e 5,68 ppm ao longo do perfil do solo. Quando o material foi mantido na superfície do solo, o valor máximo obtido para o chumbo na primeira coleta foi na última camada (15-20 cm) de 3,51 ppm, aumento este promovido por algum fator desconhecido. Na segunda coleta, os valores aumentaram, oscilando entre 1,80 ppm na primeira camada (0-5cm) e 5,14 ppm na última camada (15-20ppm). Quando o resíduo foi incorporado na superfície do solo, os valores do nível de chumbo nesta primeira camada variaram de 3,81ppm na primeira coleta até 6,11 ppm na segunda coleta.

No solo II (gráfico 6), o nível de chumbo variou entre 3,99 ppm e 5,74 ppm na primeira coleta e entre 5,11 ppm e 9,11 ppm na segunda coleta no tratamento com incorporação total do resíduo no solo. Quando o resíduo de celulose foi mantido na superfície também ocorreram oscilações entre as coletas com aumento da disponibilidade do chumbo ao longo do tempo. Na primeira coleta os valores variaram entre 1,98 e 5,45 ppm, enquanto na segunda coleta a variação ocorreu entre 4,59 ppm e 9,85 ppm. Quando o resíduo de celulose foi incorporado na superfície do solo (5 centímetros), esta camada apresentou uma maior concentração de chumbo em relação as outras camadas do solo na primeira coleta. Na primeira coleta os níveis de chumbo variaram entre 4,12 ppm e 7,07 ppm e na segunda coleta entre 6,56 e 8,17 ppm.

Apesar dos valores obtidos para zinco e chumbo nos diferentes solos e coletas, os níveis dos elementos encontram-se abaixo dos valores máximos permitidos pela legislação nacional e internacional. Segundo o EPA (1994) os níveis críticos máximos de elementos tóxicos nos biossólidos são de 846 ppm de chumbo, muito superior aos valores encontrados no resíduo de celulose. No caso do zinco, estes valores máximos toleráveis estão em torno de 7.500 ppm. Para que o resíduo de celulose (biossólido) seja considerado de alta qualidade, o nível máximo de chumbo encontrado deverá ser de 300 ppm e de zinco, 2.800 ppm, muito abaixo dos valores encontrados no resíduo de celulose. No solo, as concentrações máximas permitidas segundo o U.S.EPA são de 300 kg/há de chumbo e 2.800 kg/há de zinco, muito abaixo dos níveis de chumbo e zinco que estão sendo adicionados ao solo pelo resíduo de celulose.

CONCLUSÕES

O resíduo de celulose produzido pela fábrica de papel Santher promove aumentos significativos no pH do solo que favorecem o desenvolvimento das plantas, principalmente pelo aumento da disponibilidade dos principais nutrientes minerais, redução do Al^{+3} , Mn^{+2} livres e de H^{+} na solução do solo. Apesar da liberação de Zn^{+2} e Pb^{+2} livres no solo, os níveis se encontram muito abaixo dos valores máximos permitidos pelas legislações nacional e internacional sem comprometimento do solo e da qualidade dos produtos agrícolas produzidos.

BIBLIOGRAFIA

- ALLAWAY, W. H. Food chain aspects of the use of organic residues. In: ELLIOTT, L. F.; STEVENSON, F. J. ed. Soils for management of organic wastes and wastewaters. Madison: Soil Science Society of America, 1986. p.283-98.
- BAUTISTA, E. M.; ALEXANDER, M. Reduction of inorganic compounds by soil microorganisms. Soil Sci. Soc. Am. Proc. v.36, p.918-920, 1972.
- BLOOMFIELD, C.; KELSON, W. I.; PRUDEN, G. Reactions between metals and humified organic matter. Journal of Soil Science, v.27, p.16-31, 1976.
- BROOKES, P. C. The use of microbial parameter in monitoring soil pollutions by heavy metals. Biology and Fertility of Soils. V.19, n.4, p.269-279, 1995.
- BUNZL, K. W.; SCHMIDT, W.; SANSONI, B. Kinetics of iron exchange in soil organic matter. IV. Adsorption and desorption of Pb^{+2} , Cu^{+2} , Cd^{+2} , Zn^{+2} and Ca^{+2} by peat. Journal of Soil Science, v.27, p.32-41, 1976.
- CORREIA, A. A. D. Bioquímica nos solos, nas pastagens e forragens. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1986. 791p.
- DOMSCH, K. H. Interpretation and evaluation of data. In: Recommended Tests for Assessing the Side-Effects of Pesticides on the soil microflora. Oxford: Weed Research Organization, 1980. p.6-8 (Technical Report no 59).
- DOMSCH, K. H.; JAGNOW, G.; ANDERSON, T. H. Ecological concept for the assessment of side-effects of agrochemical on soil micro-organisms. Residue Reviews. v.86, p.65-105, 1983.
- EPA, A plain English guide to the EPA Part 503 Biossolids Rule. Whashington, 1994. 190p.
- FERGUSON, J. E. Heavy elements: chemistry, enviromental impact and healthy effects. London: Pergamon Press, 1990. 614p.
- FLAIG, W.; BEUTELSPACHER, H.; RIETZ, E. Chemical composition and physical properties of humic substances. In: GIESEKING, J. E. (ed.), Soil Component, New York, v.1, p.1-211. 1975.
- GERRITSE, R. B.; van DRIEL, W. The relationship between adsorption of trace metals, organic matter and pH in temperate soil. J. Environ. Qual., v.13, p. 197-204, 1984.
- GHOSH, K.; CHATTOPADHYAY; VARADACHARI, C. Electron exchange behaviors of humic substances with iron, copper and manganese. Soil Science, v.135, p.193-196, 1983.
- LOGAN, T. J.; CHANEY, R. L. Metals. In: WORKSHOP ON UTILIZATION OF MUNICIPAL WASTEWATER AND SLUDGE ON LAND, 1983, Riverside. Proceedings... Riverside: University of California, 1983. p. 235-323.
- MATTIAZZO, M. E. Comportamento de cobre, cádmio, crômio, níquel e zinco adicionados a solos de clima tropical em diferentes valores de pH. Piracicaba:ESALQ-USP, 1994. 197p. Tese livre-docência.
- MATIAZZO, M. E.; ANDRADE, C. A. de. Aplicabilidade do biossólido em plantações florestais: IV. Lixiviação de N inorgânico e toxicidade de metais pesados. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. IMPACTO AMBIENTAL DO USO AGRÍCOLA DO LODO DE ESGOTO. EMBRAPA-Meio Ambiente, Jaguariúna, SP, 2000, p.203-208.
- MEHLICH, A. Mehlich 3 soil test extractant: a modification of Mehlich n° 2. Communications in Soil Science and Plant Analysis, v.15, p.1409-1416, 1984.
- SIQUEIRA, J. O.; FRANCO, A. A. Biotecnologia do solo: fundamentos e perspectivas. Brasília: Ministério da Educação e Cultura, ABEAS; Lavras: ESAL, FAEPE, 1988. 236p.

STEVENSON, F. J. Stability constants of Cu^{+2} , Pb^{+2} and Cd^{+2} complexes with humic acids. Soil Sci. Soc. Am. J., v.40, p.665-672, 1976.

STEVENSON, F. J. Nitrogen in agricultural soils. Madson, American Society Agronomy, 1982, 940p.

WILLIAMS, D. E.; VLAMIS, J.; PUKITE, A. H.; COREY, J. E. Metal movement in sludge-treated soils after six years of sludge addition: 1.Cadmium, copper, lead and zinc. Soil Science, v.137, p.351-359, 1984.

ZAMANI, B.; KNEZEK, B. D.; DAZZO, F. B. Biological immobilization of zinc and manganese in soil. J. Environ. Qual., v.137, p.351-359, 1984.

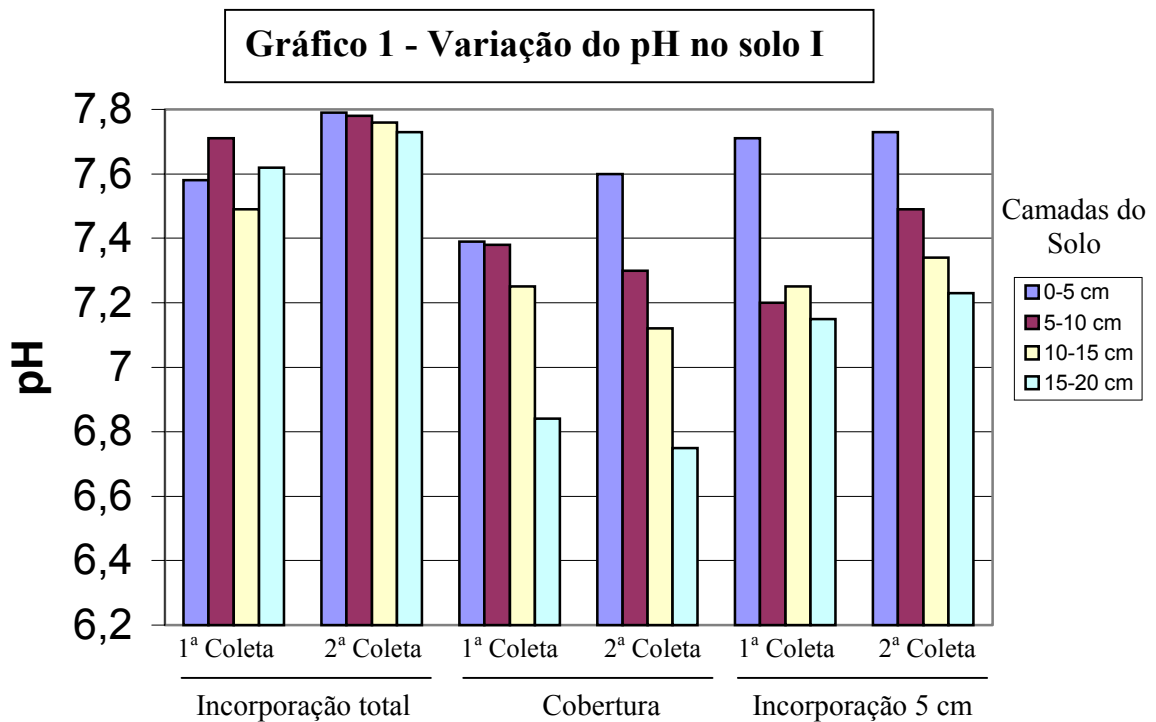


Gráfico 2 - Variação do pH no solo II

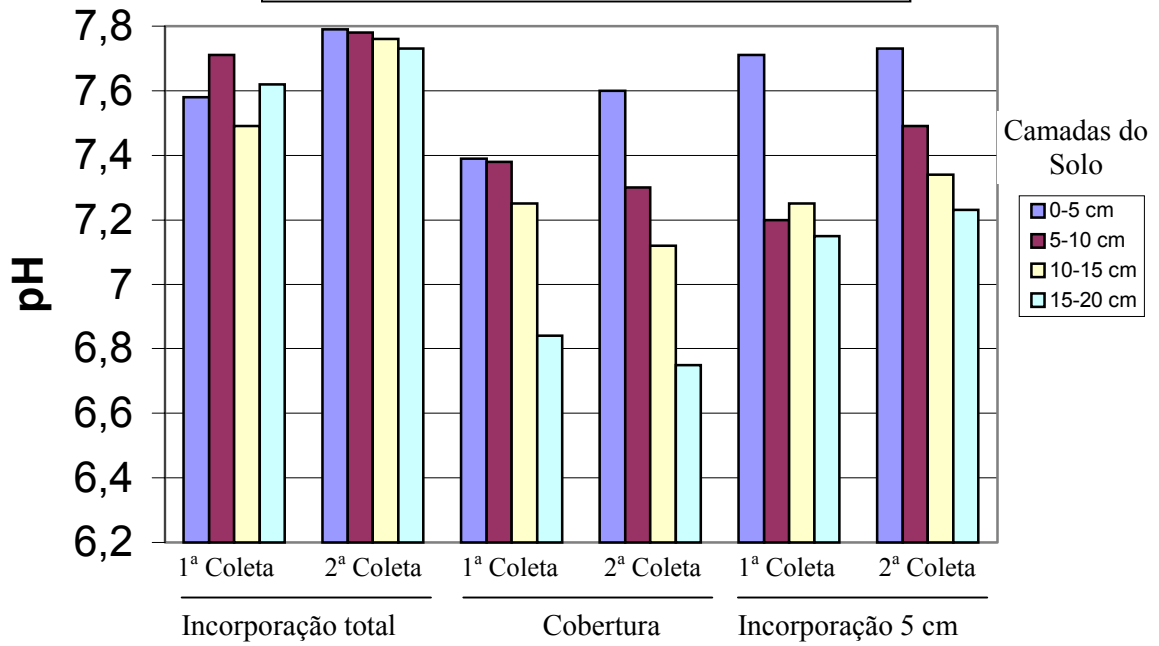


Gráfico 3 - Variação dos níveis de Zn no solo I

