

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS  
SISTEMA DE BIBLIOTECAS DA UNICAMP  
REPOSITÓRIO DA PRODUÇÃO CIENTÍFICA E INTELLECTUAL DA UNICAMP

**Versão do arquivo anexado / Version of attached file:**

Versão do Editor / Published Version

**Mais informações no site da editora / Further information on publisher's website:**

<http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/GEOSP/article/view/11605>

**DOI: 0**

**Direitos autorais / Publisher's copyright statement:**

©2017 by UNESP. All rights reserved.

DIRETORIA DE TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO

Cidade Universitária Zeferino Vaz Barão Geraldo

CEP 13083-970 – Campinas SP

Fone: (19) 3521-6493

<http://www.repositorio.unicamp.br>

# DESSORÇÃO DE P DE SEDIMENTOS PROVENIENTES DE LATOSSOLO TRATADO COM LODO DE ESGOTO

## P DESORPTION OF SEDIMENTS DERIVED FROM OXISOL TREATED WITH SEWAGE SLUDGE

Ricardo Perobelli BORBA<sup>1</sup>; Otávio Antonio de CAMARGO<sup>2</sup>, Aline Renee COSCIONE<sup>3</sup>; Isabella Clerici DE MARIA<sup>4</sup>

(1) Departamento de Geologia e Recursos Naturais, Instituto de Geociências UNICAMP, R. João Pandiá Calógeras, 51- Cep 13083-870 -Campinas- SP. Endereço eletrônico: borba@ige.unicamp.br

(2) Qualidade do Solo, Centro de Solos, IAC - Av. Barão de Itapira nº 1481 - Caixa Postal 28 - 13012-970 - Campinas, SP - Endereço eletrônico: ocamargo@iac.sp.gov.br

(3) Qualidade do Solo, Centro de Solos, IAC - Av. Barão de Itapira nº 1481 - Caixa Postal 28 - 13012-970 - Campinas, SP - Endereço eletrônico: aline@iac.sp.gov.br

(4) - Conservação do solo, Centro de Solos, IAC - Av. Barão de Itapira nº 1481 - Caixa Postal 28 - 13012-970 - Campinas, SP - Endereço eletrônico: icdmaria@iac.sp.gov.br

Introdução  
Materiais e Métodos  
Amostras  
Experimentos  
Resultados  
Discussões  
Conclusões  
Agradecimentos  
Referências

**RESUMO** - A erosão de solos promove o transporte de sedimentos ricos em matéria orgânica e nutrientes, dentre eles o P, para corpos d'água. A liberação do P destes sedimentos pode proporcionar a eutrofização dos ambientes aquáticos, diminuindo a qualidade da água. Neste trabalho foi realizada a incubação de sedimentos de Latossolo tratado com lodo de esgoto, com teor elevado de P, em meio aquático isolado da atmosfera. A incubação dos sedimentos proporcionou a criação de um ambiente com potencial redox em torno de +/- 100 mV e foi observada a liberação de até 2 mg.L<sup>-1</sup> de P<sub>Total</sub> na solução de incubação, o que implica numa possível eutrofização dos corpos aquáticos que receberem sedimentos deste tipo em grande quantidade.

**Palavras-chave:** lodo de esgoto, fósforo, sedimento, dessorção, eutrofização, qualidade de água.

**ABSTRACT** - The erosion of soils promotes the transport of sediments rich in organic matter and nutrients, among them the P, to water bodies. The P release from these sediments may provide the eutrophication of aquatic environments, reducing water quality. In this work was performed the incubation of sediments, from an Oxisol treated with sewage sludge with high levels of P, in water, in a reducing environment isolated from the atmosphere. The incubation of sediments provided the creation of an environment with redox potential of around + / - 100 mV. It was found P in solution of up to 2 mg / L, released from incubated sediments. This amount of P implies a possible eutrophication of water bodies receiving sediments like these in a large quantity.

**Keywords:** Sewage Sludge, Phosphorus, Sediments, Desorption, Eutrophication, Water Quality.

## INTRODUÇÃO

O papel do solo na reciclagem dos resíduos biodegradáveis tem recebido atenção especial em função do menor custo para a disposição dos resíduos, por poder trazer benefícios ao solo e também prolongar a vida útil dos aterros sanitários. O lodo de esgoto proveniente do tratamento de efluentes industriais e domésticos tem como principais constituintes C, N, P, K, Ca, Mg e S. Além destes elementos podem ocorrer metalóides e metais pesados como As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Fe, Co, Mn, Mo, Hg, Sn e Zn (Bettiol & Camargo, 2007). Apesar dos efeitos benéficos da aplicação do lodo no solo para fins agrícolas, que envolvem o aumento da fertilidade do solo pela diminuição da acidez, o fornecimento de nutrientes (N, Ca, P, S, e Zn) e

pelo aumento da capacidade de troca catiônica (CTC) efetiva, há o risco potencial de poluição do solo e das águas superficiais e subterrâneas (Borba et al., 2006).

A erosão do solo tratado com lodo de esgoto promove o transporte de nutrientes como o N e o P para os corpos d'água. O P associado ao material particulado (argilominerais, oxihidróxidos de Fe e Al e matéria orgânica) principalmente por meio da adsorção, pode ser liberado para a coluna d'água sobrejacente em lagos, represas e rios. O P dissolvido na água pode provocar a eutrofização dos corpos d'água e levar ao crescimento explosivo de cianobactérias nestes corpos aquáticos.

As fontes difusas de sedimento de enxurrada

contendo P, relacionadas com a agricultura, são as principais contribuintes aos estoques de P nos sedimentos dos rios. A poluição difusa de lagos e cursos d'água proporcionada pelas enxurradas em áreas agrícolas é reconhecida como um dos maiores problemas nacionais dos EUA relacionados com a qualidade das águas (Sharpley et al., 1988) e já preocupa sensivelmente a sociedade brasileira Shigaki et al. (2006). Na Inglaterra existem várias bacias de drenagem poluídas com teores de P-dissolvido em torno de  $5 \text{ mg.L}^{-1}$  (Litke, 1999; Mainstone & Parr, 2002). No estado de São Paulo foram encontrados valores de P-total dissolvido de até  $8 \text{ mg.L}^{-1}$  na bacia do rio Piracicaba. Além disto, cerca de 40% dos pontos de monitoramento das bacias do estado apresentaram-se eutrofizados em função das concentrações de P (Cetesb, 2006).

Em locais não afetados por poluição antrópica, as concentrações de P encontram-se em torno de  $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$  de P para as águas superficiais na Inglaterra (Mainstone & Parr, 2002), e de  $0,016 \text{ mg.L}^{-1}$  nos EUA

(Alexander et al., 1996). O fósforo dissolvido ocorre em concentrações pequenas na água porque: (i) possui baixa solubilidade, (ii) é prontamente absorvido pela biota, e (iii) é adsorvido pelas argilas nos solos e sedimentos (Hem, 1992).

O transporte do P para o ambiente aquático, a partir de áreas cultivadas, é realizado usualmente na forma particulada (Sharpley & Menzel, 1987), onde o P está associado a partículas de granulometria fina e matéria orgânica leve.

Nos monitoramentos realizados pela CETESB na água intersticial de sedimentos de corpos d'água, em várias bacias do estado de São Paulo, as concentrações encontradas de P nestas águas intersticiais dos sedimentos demonstram haver um potencial do compartimento dos sedimentos em repor P à coluna d'água sobrejacente (Cetesb, 2006).

O objetivo deste trabalho foi avaliar a liberação em ambiente redutor do P presente em sedimentos derivados de solo tratado com lodo de esgoto.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Amostras

O solo erodido e transportado por escoamento superficial após um temporal (sedimentos de enxurrada) foi coletado no experimento de uso de lodo de esgoto para fins agrícolas, implantado no Centro Experimental de Campinas do Instituto Agrônomo (IAC). As parcelas do experimento de campo receberam três tratamentos com três repetições, totalizando seis parcelas: 1) sem a aplicação de lodo no solo, com aplicação de fertilizantes inorgânicos (L0); 2) com a dose de lodo definida com base na recomendação de adubação nitrogenada para a cultura do milho (L1) e 3) com o dobro da dose de lodo definida com base na recomendação de adubação nitrogenada para a cultura do milho (L2).

### Experimentos

As amostras de sedimento de enxurrada foram incubadas com o intuito de se criar um ambiente redutor, com auxílio de atividade microbiana já existente nos sedimentos, sem o controle do pH. As amostras de sedimento foram incubadas com soluções que continham peptona e glucose, açúcares de digestão rápida e lenta, para favorecer a proliferação de bactérias.

Nestes experimentos foram incubadas, em triplicata, amostras de sedimento das parcelas L0, L1 e L2, e que foram denominados de S0, S1 e S2 respectivamente.

No experimento foram utilizados 25g de sedimento por erlenmeyer. Cada erlenmeyer, revestido com papel alumínio, continha 200 mL de solução. Para a incubação dos sedimentos foi utilizada água deionizada, previamente borbulhada com  $\text{N}_2$ , na qual foram adicionados peptona ( $2,5 \text{ g.L}^{-1}$ ) e glucose ( $10 \text{ g.L}^{-1}$ ). Foram realizadas amostragens após 1, 3, 7, 15, 35, 42 e 56 dias do início das incubações.

Os volumes de soluções retirados foram repostos a cada amostragem. Nas soluções coletadas nos sedimentos incubados foram medidos o pH, Eh, condutividade elétrica. Após a filtração ( $0,45 \mu\text{m}$ ) houve determinações de Na e K por fotômetro de chama, o  $\text{P}_{\text{Total}}$  (fósforo total solúvel = orgânico + inorgânico), Fe, Al, Mn, S, Ca, Mg das soluções de incubação foram obtidos por espectrofotometria de emissão atômica por plasma (ICP-OES). A determinação do  $\text{P}_{\text{Inorgânico}}$  (fósforo solúvel reativo) foi realizada em espectrofotômetro (Raij et al., 2001). Todos os frascos de

incubação foram mantidos isolados da atmosfera.

Após a incubação foram realizados o fracionamento do P (Sui et.al, 1999) e a determinação de óxidos de Fe amorfos (Chao & Zhou, 1983) e cristalinos (Loeppert & Inskeep, 1996) em amostras de dos sedimentos incubados e não incubados. As formas de ferro amorfo, que englobam as de baixa cristalinidade, ocorrem nos solos e sedimentos

geralmente como coberturas não cristalinas, ou com baixa cristalinidade, depositadas sobre a superfície de minerais, como exemplo das fases com baixa cristalinidade temos a ferrihidrita, a fougierita e a scwertmannita. As formas de ferro cristalino mais comuns nos solos e sedimentos são aquelas associadas aos minerais goethita, hematita, magnetita.

Todos os resultados apresentados nas figuras e tabelas são valores médios das triplicatas.

## RESULTADOS

As amostras foram extraídas nos dias 1, 3, 7, 15, 35, 42 e 56 após o início da incubação. No início do experimento (Figura 1) o pH e o Eh apresentaram valores compatíveis com água em condição natural,  $\text{pH} \approx 5,5$  e  $\text{Eh} \approx 200$  mV. Na segunda coleta houve uma redução drástica do Eh, para valores em torno de  $-500$  mV, e de menor intensidade para o pH, que atingiu a  $\text{pH}=5$ . A partir desta amostragem o pH aumentou gradativamente até alcançar o valor de  $\text{pH}=6$ . O potencial redox aumentou para valores em torno de  $\pm 100$  mV até o final do experimento. O  $\text{P}_{\text{Total}}$  em solução (Tabela 1) apresentou as maiores concentrações no início do experimento com valores de até  $2 \text{ mg.L}^{-1}$  para as amostras S2. A partir da segunda coleta os valores diminuíram até atingirem valores em torno de  $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$  na sétima coleta. As concentrações de  $\text{P-Inorgânico}$  alcançaram a concentração máxima de  $0,77 \text{ mg.L}^{-1}$  nas amostras S2 no início do experimento, diminuindo a partir da segunda coleta, assim como o  $\text{P}_{\text{Total}}$ . O Fe e o Mn apresentaram elevação em suas concentrações até a quarta amostragem, alcançando até  $800$

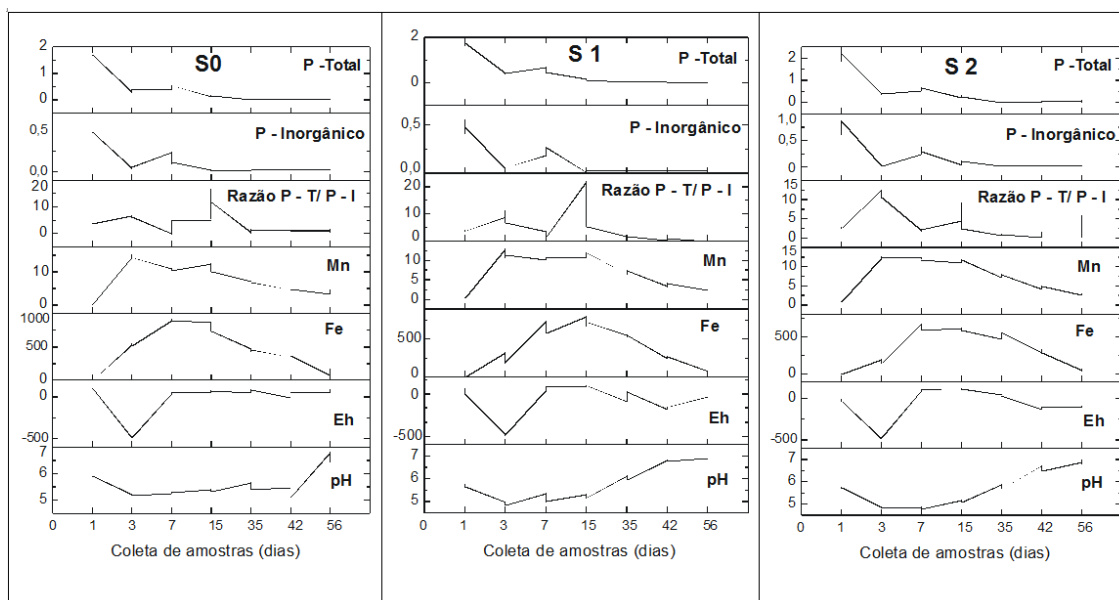
$\text{mg.L}^{-1}$  e  $15 \text{ mg.L}^{-1}$  respectivamente. A partir de então o Fe e o Mn decaíram para valores em torno de  $50 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $3 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente (Figura 1).

Com a determinação de óxidos de Fe amorfos e cristalinos (Tabela 2) foi possível se obter uma estimativa da distribuição do P nos óxidos de Fe (Tabela 2). A incubação dos sedimentos proporcionou o aumento da quantidade de extração de Fe amorfo, porém os teores de P associados a este Fe amorfo tiveram comportamento aleatório, ou seja, não seguiram o aumento do Fe. No caso do P associado aos óxidos de Fe cristalinos observa-se que os teores encontrados são próximos em ordem de grandeza aos valores totais obtidos no fracionamento do P (Tabela 3). Houve uma pequena tendência de aumento da quantidade de P associada aos óxidos de Fe cristalinos dos sedimentos S0, S1 e S2.

O fracionamento do P foi determinado nos sedimentos não incubados e nos sedimentos incubados (Tabela 3). A distribuição do P nos sedimentos, incubados e não incubados, apresentou o seguinte

**Tabela 1** - Concentrações de P nas soluções de incubação

| <b><math>\text{P}_{\text{Total}} (\text{mg.L}^{-1})</math></b>      |          |          |          |           |           |           |           |
|---------------------------------------------------------------------|----------|----------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| <b>Coleta (dias)</b>                                                | <b>1</b> | <b>3</b> | <b>7</b> | <b>15</b> | <b>35</b> | <b>42</b> | <b>56</b> |
| <b>S0</b>                                                           | 1,61     | 0,361    | 0,472    | 0,142     | 0,032     | 0,031     | 0,028     |
| <b>S1</b>                                                           | 1,74     | 0,423    | 0,595    | 0,148     | 0,031     | 0,025     | 0,013     |
| <b>S2</b>                                                           | 2,06     | 0,385    | 0,633    | 0,302     | 0,029     | 0,022     | 0,061     |
| <b><math>\text{P}_{\text{Inorgânico}} (\text{mg.L}^{-1})</math></b> |          |          |          |           |           |           |           |
| <b>Coleta (dias)</b>                                                | <b>1</b> | <b>3</b> | <b>7</b> | <b>15</b> | <b>35</b> | <b>42</b> | <b>56</b> |
| <b>S0</b>                                                           | 0,48     | 0,063    | 0,15     | 0,021     | 0,022     | 0,025     | 0,022     |
| <b>S1</b>                                                           | 0,48     | 0,057    | 0,23     | 0,026     | 0,023     | 0,023     | 0,021     |
| <b>S2</b>                                                           | 0,77     | 0,035    | 0,32     | 0,073     | 0,028     | 0,026     | 0,027     |



**Figura 1** - Parâmetros físico-químicos e concentrações de íons nas soluções coletadas nas amostragens dos sedimentos incubados S0; S1 e S2. Legenda: S0, S1 e S2 – sedimentos provenientes das parcelas L0 (adubação inorgânica), L1 (dose correta de adubação com lodo de esgoto), L2 (o dobro da adubação necessária de adubação com lodo de esgoto) respectivamente; concentrações de Fe, Mn, P-Total e P-Inorgânico em  $\text{mg.L}^{-1}$ ; Eh – potencial redox (mV); Cond – condutividade elétrica –  $\mu\text{S.cm}^{-1}$ . Coletas realizadas após 1, 3, 7, 15, 35, 42 e 56 dias do início das incubações.

**Tabela 2** - Teores de P associados aos óxidos de Fe e Mn cristalinos e amorfos

| Óxidos de Fe amorfos     |       |     |      |      |     |      |       |      |      |
|--------------------------|-------|-----|------|------|-----|------|-------|------|------|
|                          | 1     |     |      | 2    |     |      | 3     |      |      |
|                          | Fe    | Mn  | P    | Fe   | Mn  | P    | Fe    | Mn   | P    |
| S0-NIC                   | 847   | 137 | 18   | 21   | 3,4 | 0,5  | 105   | 17,1 | 2,3  |
| S0                       | 4371  | 28  | 14   | 109  | 0,7 | 0,4  | 546   | 3,5  | 1,8  |
| S1-NIC                   | 1137  | 202 | 103  | 28   | 5,1 | 2,6  | 142   | 25,3 | 12,9 |
| S1                       | 3666  | 48  | 31   | 91   | 1,2 | 0,8  | 458   | 6,0  | 3,9  |
| S2NIC                    | 992   | 202 | 82   | 24   | 5,1 | 2,1  | 124   | 25,3 | 10,3 |
| S2                       | 4051  | 65  | 110  | 101  | 1,6 | 2,8  | 506   | 8,1  | 13,8 |
| Óxidos de Fe cristalinos |       |     |      |      |     |      |       |      |      |
|                          | 1     |     |      | 2    |     |      | 3     |      |      |
|                          | Fe    | Mn  | P    | Fe   | Mn  | P    | Fe    | Mn   | P    |
| S0-NIC                   | 79856 | 115 | 1397 | 1996 | 2,9 | 34,9 | 9982  | 14,5 | 174  |
| S0                       | 91798 | 0   | 1542 | 2295 | 0,0 | 38,6 | 11474 | 0,0  | 192  |
| S1-NIC                   | 49616 | 60  | 1401 | 1240 | 1,5 | 35,0 | 6202  | 7,6  | 175  |
| S1                       | 64888 | 0   | 1506 | 1622 | 0,0 | 37,7 | 8111  | 0,0  | 188  |
| S2NIC                    | 63722 | 111 | 1535 | 1593 | 2,8 | 38,4 | 7965  | 13,9 | 191  |
| S2                       | 59756 | 0   | 1596 | 1493 | 0   | 39,9 | 7469  | 0,0  | 199  |

1 - Elemento no sedimento ( $\text{mg/Kg}$  de sedimento)

2 - Teores totais nas amostras do experimento ( $\text{mg}$  do elemento em 25 g de sedimento)

3 - Concentrações ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) possíveis em 200 mL de solução (volume do balão de ensaio) no caso de dissolução total dos óxidos de Fe cristalinos das 25g de sedimento.

ordenamento de abundância: fração residual > fração extraível por NaOH (associada aos óxidos de Fe e Al) > fração  $\text{NaHCO}_3$  (trocável) > fração HCl (carbonato). A incubação dos sedimentos S0 e S1 (Tabela 3) proporcionou uma pequena diminuição do P na fração residual e o seu aumento na

fração NaOH (fração óxido) e subordinadamente na fração  $\text{NaHCO}_3$ . Nos sedimentos S2 nota-se um pequeno aumento de P na fração HCl.

A solubilização total do P foi no máximo 1% do total de P presente nos sedimentos (Tabela 4).

**Tabela 3** - Fracionamento do P nos sedimentos incubados e não incubados

| Fracionamento do P (mg.Kg <sup>-1</sup> sedimento) |                   |                    |      |     |          |       | Fracionamento do P (%) |                    |      |     |          |       |
|----------------------------------------------------|-------------------|--------------------|------|-----|----------|-------|------------------------|--------------------|------|-----|----------|-------|
| Sedimentos                                         | CaCl <sub>2</sub> | NaHCO <sub>3</sub> | NaOH | HCl | Residual | Total | CaCl <sub>2</sub>      | NaHCO <sub>3</sub> | NaOH | HCl | Residual | Total |
| S0                                                 | 3                 | 53                 | 208  | 20  | 1387     | 1686  | 0,29                   | 4,6                | 18,3 | 1,7 | 73,5     | 100   |
| S0-NIC                                             | 3                 | 40                 | 153  | 11  | 1423     | 1639  | 0,31                   | 3,7                | 14,3 | 0,9 | 79,7     | 100   |
| S1                                                 | 3                 | 66                 | 228  | 29  | 1353     | 1697  | 0,25                   | 5,6                | 19,7 | 2,5 | 70,2     | 100   |
| S1-NIC                                             | 3                 | 58                 | 199  | 20  | 1364     | 1656  | 0,29                   | 5,1                | 17,8 | 1,7 | 73,6     | 100   |
| S2                                                 | 3                 | 63                 | 289  | 43  | 1437     | 1861  | 0,24                   | 4,8                | 22,4 | 3,3 | 66,9     | 100   |
| S2-NIC                                             | 3                 | 73                 | 254  | 25  | 1360     | 1734  | 0,27                   | 6,1                | 21,3 | 2,0 | 68,5     | 100   |

S0, S1, S2 – Sedimentos incubados; S0-NIC, S1-NIC, S2-NIC – Sedimentos não incubados

**Tabela 4** - Concentrações máximas de P (mg.L<sup>-1</sup>) por fração em 25g de sedimento em 0,2 L de solução

| Sedimentos | CaCl <sub>2</sub> | NaHCO <sub>3</sub> | NaOH | HCl | Residual | Total |
|------------|-------------------|--------------------|------|-----|----------|-------|
| S0         | 0,4               | 6,6                | 26   | 2,5 | 173      | 211   |
| S0-NIC     | 0,4               | 4,9                | 19   | 1,3 | 178      | 205   |
| S1         | 0,4               | 8,2                | 28   | 3,7 | 169      | 212   |
| S1-NIC     | 0,4               | 7,2                | 25   | 2,5 | 170      | 207   |
| S2         | 0,4               | 7,8                | 36   | 5,4 | 180      | 233   |
| S2-NIC     | 0,4               | 9,1                | 32   | 3,1 | 170      | 217   |

## DISCUSSÕES

Estudos realizados em corpos d'água não poluídos indicam que um aumento de 0,01 mg.L<sup>-1</sup> na concentração do P-dissolvido já é suficiente para estimular o crescimento abundante de algas (Litke, 1999); enquanto que níveis de concentração de P-dissolvido em corpos d'água em torno de 0,2-0,3 mg.L<sup>-1</sup> representam um sério risco de eutrofização (Mainstone & Parr, 2002). A agência ambiental britânica estabeleceu valores de referência dos cursos d'água que variam entre 0,02 a 0,1 mg.L<sup>-1</sup> de P-dissolvido para regiões de cabeceiras de drenagem e rios de planície com sedimentos argilosos, respectivamente (Environmental Agency, 2000). Os resultados obtidos (Figura 1 e Tabela 1) mostram que as liberações de P dos sedimentos incubados, tanto o **P<sub>Total</sub>** como o **P<sub>Inorgânico</sub>**, já seriam suficientes para a proliferação de algas e para causar a eutrofização dos corpos d'água.

Ao serem introduzidos nos corpos d'água, os sedimentos de enxurrada (solo erodido e transportado) sofrerão transformações em seus atributos mineralógicos e químicos, buscando alcançar um novo estado de equilíbrio com o meio, uma vez que estão sendo transferidos do meio terrestre para o aquático.

Os processos responsáveis pela liberação do P contido nos sedimentos para a coluna da água

incluem a dessorção e a dissolução de P ligado a precipitados e compostos inorgânicos (Mortimer, 1941; Moore & Reddy, 1994), a mineralização microbiana da matéria orgânica (Gächter & Meyer, 1993) e a difusão de P dissolvido nas águas intersticiais dos poros dos sedimentos (Bostrom et al., 1988; Moore et al., 1998; Pettersson, 1998).

Em condições de potencial redox baixas como as obtidas neste experimento, menores do que 200 mV, o Fe<sup>3+</sup> dos sedimentos é reduzido a Fe<sup>2+</sup>, solubilizando os óxidos de Fe e levando à liberação de Fe<sup>2+</sup> e de fosfato associado ao óxido de Fe para a solução (Boström et al., 1988). A concentração total de P dos sedimentos e a concentração relativa das várias frações de P nos sedimentos (P ligado ao Fe, Al, matéria orgânica) influenciam também nas taxas de liberação de P do sedimento (Böström et al., 1988; Messer et al., 1984; Nurnberg, 1988). Essa liberação é controlada, portanto, pelas transformações tanto dos minerais como da matéria orgânica a que ele está associado nos sedimentos.

As concentrações de **P<sub>Total</sub>** nas soluções de incubação sempre foram superiores às do **P<sub>Inorgânico</sub>**, especialmente nos primeiros dias da incubação (Tabela 1, Figura 1), indicando que, no início, a mineralização da matéria orgânica

dos sedimentos pelas bactérias foi mais importante do que a redução do Fe na solubilização do P. A fração residual de P, que inclui a matéria orgânica, foi a de maior expressão no fracionamento (Tabela 3), sendo, portanto o principal estoque de P dos sedimentos. Mesmo com a diminuição do potencial redox e a solubilização do Fe e do Mn, não houve um aumento do P em solução, pelo contrário. A quantidade de Fe solubilizada (Figura 1 e Tabela 2) indica que pode ter havido a dissolução total dos óxidos de Fe amorfos a partir da terceira

amostragem, quando as concentrações de Fe foram superiores a 500 mg.L<sup>-1</sup>, e de parte dos óxidos de Fe cristalinos. Mesmo assim, não houve aumentos na concentração do P, que poderia chegar até a concentração de 13 mg.L<sup>-1</sup> (Tabela 2). Uma vez que não houve modificações notáveis na distribuição do P nas diferentes frações dos sedimentos incubados e não incubados (Tabelas 3 e 4), é possível que o P tenha sido incorporado pelas bactérias ou mesmo adsorvido por óxidos de Al ou ainda pelos óxidos de ferro restantes no sedimento.

## CONCLUSÕES

Houve uma liberação inicial do P de até 2 mg.L<sup>-1</sup>, porém à medida que o experimento se desenvolveu, os teores de P em solução permaneceram em torno de 20 µg.L<sup>-1</sup>, o que já poderia causar danos ambientais.

A liberação de P dos sedimentos para a solução, mesmo com condições relativamente

oxidantes, foi proporcionada pelas bactérias, que foram fundamentais na mineralização da matéria orgânica do sedimento, na liberação do P, e também na manutenção do potencial redox. O P liberado deve ter sido em parte assimilado pelas próprias bactérias e adsorvido pelos sedimentos.

## AGRADECIMENTOS

À FAPESP, pelo Auxílio à Pesquisa (06/61118-5) e ao CNPq, pela bolsa de Pós-Doutorado ao primeiro autor (155248/2006-5).

## REFERÊNCIAS

- ALEXANDER, R.B.; SLACK, J.R.; LUDTKE, A.S.; FITZGERALD, K.K.; SCHERTZ, T.L. **Data from selected U.S. Geological Survey National Stream Quality Monitoring Networks (WQN)**: U.S. Geological Survey Digital Data Series DDS-37, 2 disks, 1996.
- BETTIOL W. & CAMARGO A.O. A disposição de lodo em solo agrícola. In: BETTIOL W. & CAMARGO O.A. (Coordenadores) **Lodo de esgoto impactos ambientais no uso agrícola**, Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, p. 25-36, 2007.
- BORBA, R.P.; CAMARGO, O.A.; BETTIOL, W.; KIRA, C.S.; SAKUMA, A. Disposição de lodo de esgoto em solo agrícola e Potencialidade de poluição do aquífero freático raso. In: ICRT-2006, São Pedro - SP. **Resumos...** São Pedro: 2006, CD-Rom.
- BOSTRÖM B., ANDERSEN J., FLEISCHER S.; JANSSON M. Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. **Hydrobiologia**, v. 170, p. 229-244, 1988.
- CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo: 2005**. São Paulo, 488 p., 2006.
- CHAO, T.T. & ZHOU, L. Extraction techniques for selective dissolution of amorphous iron oxides from soils and sediments. **Soil Sciences Society American Journal**, v. 47, p. 225-232, 1983.
- ENVIRONMENT AGENCY. **Aquatic eutrophication in England and Wales: a management strategy**. Bristol: Environment Agency, 32 p., 2000.
- GÄCHTER, R. & MEYER, J.S. The role of microorganisms in mobilization and fixation of phosphorus in sediments. **Hydrobiologia**, v. 253, p. 103-121, 1993.
- HEM, J.D. **Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water (3d ed.)**. U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 2254, 263 p., 1992.
- LITKE, D.W. **Review of phosphorus control measures in the United States and their effects on water quality**. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 99-4007, 38 p., 1999.
- LOEPPERT, R.L. & INSKEEP, W.P. Iron. In: BIGHAM, J.M. (Ed.). **Methods of soil analysis. Part 3 - Chemical methods**. Madison: Soil Science Society of America; American Society of Agronomy, p. 639-664, 1996.
- MAINSTONE, C.P. & PARR, W. Phosphorus in rivers — ecology and management. **Science Total Environment Journal**, v. 282-283, p. 25-47, 2002.
- MESSER, J.J., IHNAT, J.M.; WAGNER, D.L. Phosphorus release from the sediments of Flaming Gorge Reservoir, Wyoming, U.S.A. **Verhandlungen. Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 22, p. 1457-1464, 1984.
- MOORE, P.A. & REDDY, K.R. Role of Eh and pH on phosphorus geochemistry in sediments of Lake Okeechobee, Florida. **Journal of Environmental Quality**, v. 23, p. 955-964, 1994.
- MOORE, P.A.; REDDY, K.R.; FISHER M.M. Phosphorus flux between sediment and overlying water in Lake Okeechobee, Florida: spatial and temporal variation. **Journal of Environmental Quality**, v. 27, p. 1428-1439, 1998.
- MORTIMER, C. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes, 1-2. **Journal of Ecology**, v. 29, p. 280-329, 1941.
- NÜRNBERG, G.K. Prediction of phosphorus release rates from total and reductant-soluble phosphorus in anoxic lake sediments. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 45, p. 453-461, 1988.
- PETTERSSON, K. Mechanisms for internal loading of phosphorus in lakes. **Hydrobiologia**, v. 373/374, p. 21-25, 1998.

- RAIJ, B. van; QUAGGIO, J.A.; CANTARELLA, H.; ABREU, C.A. Os métodos de análise química do sistema IAC de análise de solo no contexto nacional. *In*. RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C. de; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. (Coordenadores). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, p. 5-39, 2001.
- SHARPLEY, A.N. & MENZEL, R.G. The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment. **Advance in Agronomy**, v. 41, p. 297-324, 1987.
- SHARPLEY, A.N.; SMITH, S.J.; WILLIAMS, J.R. Nonpoint source pollution impacts of agricultural land use. **Lake and Reservoir Management**, v. 4, p. 41-49, 1988.
- SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A.; PROCHNOW, L.I. Animal-based agriculture, phosphorus management and water quality in Brazil. **Scientia Agricola**, v. 63, p. 194-209, 2006.
- SUI, Y.; THOMPSON, M.L.; SHANG, C. Fractionation of phosphorus in a Mollisol amended with biosolids. **Soil Science Society of America Journal**, v. 63, p. 1774-1180, 1999.
- Manuscrito recebido em: 10 de Julho de 2015*  
*Revisado e Aceito em: 31 de Outubro de 2016*