

A RADIOATIVIDADE PRESENTE NO LODO DE ESGOTO SANITÁRIO PODE RESTRINGIR AS TÉCNICAS DE INERTIZAÇÃO DESSE BIOSSÓLIDO

Ariovaldo Nuvolari*, Bruno Coraucci Filho**, Joselene Oliveira***, Sonia Hatsue Tatumi**** e Emília Akemi Kowata*****

Resumo

Neste trabalho apresenta-se o resultado das medidas das concentrações de radionuclídeos naturais, presentes num solo argiloso, em dois lodos de esgoto sanitário e em suas cinzas, materiais esses utilizados numa pesquisa de laboratório, na qual foram preparadas massas cerâmicas e moldados corpos de prova (tijolos maciços de 10 x 5 x 2,5 cm). O estudo inclui uma avaliação das possíveis conseqüências da eventual utilização do produto final na construção de unidades habitacionais. A pesquisa encontra-se ainda em andamento e no produto final estão sendo também avaliados aspectos tecnológicos (retração, absorção d'água, densidade e resistência à compressão), além de outros aspectos ambientais (solubilização, lixiviação). Esses lodos podem ser classificados como biossólidos e apesar de terem sido coletados numa mesma estação de tratamento de esgoto; a ETE Jesus Neto, situada no Bairro do Ipiranga, na cidade de São Paulo, apresentam características diferentes. O biossólido chamado de LD1 é oriundo de um sistema convencional de lodos ativados, desidratado em filtro-prensa de placas, após condicionamento com cal (CaO) e cloreto férrico (FeCl₃). O chamado LD2 é oriundo de um reator anaeróbico de fluxo ascendente (UASB), desidratado em leito de secagem, sem nenhum condicionamento químico.

Para fazer as massas cerâmicas, cada biossólido está sendo misturado ao solo argiloso nas proporções de 0, 10, 20 e 30 % e suas cinzas nas proporções de 10, 20, 30 e 40 % (em peso e base seca). Para medir a radioatividade, o solo argiloso e os biossólidos foram previamente secos ao ar e posteriormente colocados em estufa, sob temperatura de 105°C. Ambos foram passados na

peneira ASTM n° 50 (abertura de 0,297 mm). Um certo volume de biossólidos foi ainda queimado em forno-mufla à temperatura de 900°C, para obter as cinzas.

A primeira fase foi realizada no Laboratório de Vidros e Datação da Faculdade de Tecnologia de São Paulo. O solo e os biossólidos (secos a 105°C e peneirados) foram cuidadosamente adensados em cápsulas plásticas de aproximadamente 83 cm³ e, nestas amostras, foram medidas as concentrações (em mg.kg⁻¹ e em Bq.kg⁻¹) dos radionuclídeos naturais presentes. Determinaram-se os níveis de urânio (²³⁸U + ²³⁵U), tório (²³²Th) e potássio (K₂O), utilizando um detector de radiação gama, de iodeto de sódio dopado com tálio (NaI, Taly) modelo 802, marca Canberra. Utilizou-se um tempo de medida de 24 horas (1,728 x 10⁵ s). Numa segunda fase as medidas foram realizadas nos Laboratórios do Departamento de Radioproteção Ambiental do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN-CNEN). Nessa fase foi preparada uma mistura das cinzas dos lodos com o solo, nas proporções de 10, 20, 30 e 40 % (em peso e em base seca). O solo e as cinzas foram também previamente peneirados (peneira n° 50-ASTM com abertura de 0,297mm). As misturas foram cuidadosamente adensadas em cápsulas plásticas de aproximadamente 100 cm³, seladas e deixadas em repouso por cerca de 4 semanas, visando estabelecer o equilíbrio do gás radônio (²²⁰Rn), com os seus produtos de decaimento de curta meia-vida e, finalmente, determinadas, por espectrometria gama, as concentrações de atividade dos radionuclídeos; rádio (²²⁶Ra), tório (²³²Th) e potássio (⁴⁰K), utilizando um detector de germânio hiper-puro tipo GEM-15200, da marca EG & G, com um tempo de medida de aproximadamente 5 x 10⁴ s.

*Doutorando em Saneamento e Ambiente pela Faculdade de Engenharia Civil da UNICAMP e Professor do Departamento de Hidráulica da Faculdade de Tecnologia de São Paulo. E-mail: nuvolari@fatecsp.br.

**Doutor em Engenharia Hidráulica e Sanitária pela Faculdade de Engenharia Civil da Universidade de São Paulo e Professor do Departamento de Saneamento e Ambiente da Faculdade de Engenharia Civil da UNICAMP. E-mail: prosab2@fec.unicamp.br;

***Doutora em Tecnologia Nuclear pelo Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares da Comissão Nacional de Energia Nuclear (IPEN-CNEN). Pesquisadora do Departamento de Radioproteção Ambiental do IPEN-CNEN. E-mail: jolivei@ipen.gov.br.

****Doutora em Ciências pelo Instituto de Física da Universidade de São Paulo. Professora do Departamento de Ensino Geral da FATEC-SP. E-mail: tatumi@fatecsp.br e,

***** Tecnóloga em Edifícios pela FATEC-SP, colaboradora do Departamento de Ensino Geral da FATEC-SP. E-mail: kowataemi@yahoo.com

Observou-se, na primeira fase, que o LD1 apresentava concentrações de radioatividade considerados normais e bem próximo aos do solo utilizado mas, o LD2 apresentava valores bem maiores do que o LD1. Isso foi confirmado pelos resultados obtidos na segunda fase, na qual os ensaios foram realizados por outros técnicos e com outro tipo de equipamento. Visto que, no Brasil, não existe ainda uma legislação específica para esses casos, baseou-se em recomendações e limites utilizados em países como Austrália, Áustria e Suécia, que estabeleceram limites máximos de radioatividade em materiais a serem utilizados na construção de unidades habitacionais e concluiu-se que não seria recomendável a utilização das cinzas do LD2 para os fins propostos.

Introdução

As vazões de esgoto sanitário a serem coletadas vão aumentando na mesma proporção de crescimento populacional das cidades. É desejável que se faça o tratamento desse esgoto para evitar a poluição dos rios e, quando isso é feito, os lodos resultantes desse tipo de tratamento também vão sendo gerados em quantidades cada vez maiores. Os europeus estimam a produção de lodo, para fins de planejamento, em cerca de 82 g . hab⁻¹.dia⁻¹ em base seca (Vincent e Critchley, 1984). Pelas quantidades geradas, o destino final do lodo de esgoto tornou-se então um sério problema, em nível mundial. Na maioria dos casos esse tipo de biossólido vinha sendo descartado em aterros sanitários ou mesmo em aterros específicos. No entanto nas últimas décadas tem sido incentivado o seu uso, principalmente como condicionador de solos agrícolas, desde que respeitados certos limites ambientais e sanitários, referentes à eventual presença em excesso de elementos potencialmente tóxicos, de nitratos e de microrganismos patogênicos (Vincent e Critchley, 1984; Hemphill, 1992; Mathews, 1992, 1995 e 1998; Bridle e Mantel, 2000; Campbell, 2000).

Outros usos, talvez menos nobres mas não menos importantes, também têm sido relatados, tais como a inertização em cerâmica (na fabricação de tijolos, agregados leves para concreto e vidros cerâmicos), como filler na fabricação de cimento e até na produção de óleo combustível (Brosch *et al.*, 1976; Brian, 1984-a e b; Alleman e Berman, 1984; Bridle e Campbell, 1984; Tay 1987; Alleman *et al.* 1990; Tay *et al.* 1991; Tay e Show, 1991, 1994 e 1997; Slim e Wakefield, 1991; Trauner, 1993; Anderson *et al.* 1996; Endo *et al.*, 1997; Okuno e Takahashi, 1997; Wiebusch e Seyfried, 1997; Wiebusch *et al.*, 1998; Onaka, 2000; He *et al.*, 2000).

Deve-se ressaltar que, para utilização em cerâmica, há uma tendência atual de se utilizar as cinzas resultantes da incineração do lodo, ao invés do lodo apenas seco a 105 °C ou mesmo da torta

semi-desidratada, que é a maneira pela qual esse biossólido é geralmente obtido nas estações de tratamento de esgoto. Em algumas cidades a prática de incineração do lodo, apesar de apresentar ainda um custo elevado, é comumente utilizada e visa diminuir os volumes para o seu destino final. Atualmente, a maioria dos pesquisadores utilizam a mistura das cinzas com argila, mas Okuno e Takahashi (1997) relatam uma instalação no Japão, já em nível de produção, utilizando 100 % de cinzas de lodo de esgoto. Com a utilização das cinzas, além da completa eliminação dos patogênicos na manipulação, tem sido obtidos melhores resultados em termos tecnológicos. Porém deve-se tomar certos cuidados nessa utilização pois, nas cinzas não só os elementos potencialmente tóxicos mas também os radionuclídeos pesados ficam ainda mais concentrados.

Em toda a bibliografia consultada sobre a inertização do lodo em cerâmica, não se viu qualquer referência a estudos de radioatividade no lodo. Na verdade esse assunto começou a ser melhor estudado recentemente nos EUA, numa ação conjunta entre a USEPA - “United States Environmental Protection Agency” e o USNRC - “United States Nuclear Regulatory Commission” (USEPA, 1999), que se propuseram a determinar as concentrações de radioatividade presentes nos lodos de 300 ETEs selecionadas, daquele país.

Martin e Fenner (1997) relatam que os estudos sobre radioatividade no lodo de esgoto sanitário, nos EUA, passaram a ser desencadeados a partir de uma série de fatos relacionados com o gerenciamento de efluentes líquidos, contendo baixos níveis de radioatividade e cuja origem eram os reatores usados em pesquisas. Até 1992, esses efluentes líquidos podiam ser diluídos e descartados na rede de esgoto, de acordo com o regulamento federal vigente. Em 1992, a USNRC, propôs um monitoramento desses efluentes líquidos de maneira a permitir que certos materiais fracamente radioativos, que vinham sendo lançados na rede de esgoto, passassem a ser imobilizados e dispostos em aterros sanitários municipais, juntamente com o lixo. Houve um grande clamor público a respeito dessa proposta o qual conduziu não só ao abandono da idéia mas também à exigência de instalação de detectores de raios gama nas grades de carregamento, localizadas na entrada dos aterros sanitários. Essa medida visava a assegurar que tais materiais não viessem a ser depositados nos aterros sanitários. Durante o inverno de 1992, uma descarga líquida, proveniente do tanque do reator de pesquisa de uma Universidade em Cleveland, foi lançada na rede de esgoto, devidamente amparada nos regulamentos da USNRC. A prática de aplicar o lodo em solo agrícola, utilizada normalmente naquela cidade, não era factível por causa da neve e por isso o lodo foi incinerado, reconcentrando nas suas cinzas os antes diluídos poluentes radioativos. Essas cinzas foram

transportadas para o aterro sanitário da cidade e passaram pelo detetor de radioatividade. O resíduo teve que retornar à origem (ETE), seguindo-se uma investigação a respeito do assunto pelo “Congress General Accounting Office”. Concluíram que apesar da descarga desse material na rede de esgoto ter sido uma operação amparada nos regulamentos federais, ocorreu uma reconcentração nas cinzas do lodo incinerado e passou-se a não mais permitir o descarte desse tipo de material na rede de esgoto (Marino, 1994, Martin e Fenner, 1997).

Pelas pesquisas já realizadas sabe-se que os lodos de esgoto sanitário, assim como outros resíduos sólidos (passíveis de inertização), podem apresentar radioatividade acima de níveis considerados normais. Assim, de uma forma geral, a inertização de resíduos em massas cerâmicas ou mesmo em concreto, cuja finalidade seja a de utilização em unidades habitacionais, deve ser, na nossa opinião, precedida de um estudo desta natureza.

Segundo Mazzilli e Saueia (1999), ao se estudar a radioatividade presente nos materiais de construção é comum adotar-se o índice Ra (equiv.); chamado de “atividade equivalente do rádio”. Segundo Beretka e Mathew (1985) apud Mallanca *et al.* (1995), o uso de materiais de construção, nos quais o Ra (equiv) resulte maior do que 370 Bq/kg é desencorajado na Austrália. Esse índice, com o limite acima definido é apresentado na Eq. 1:

$$Ra \text{ (equiv.)} = C(^{226}\text{Ra}) + 1,43 C(^{232}\text{Th}) + 0,077 C(^{40}\text{K}) \leq 370 \text{ Bq.kg}^{-1} \quad (\text{Eq. 1})$$

Onde: C (^{226}Ra), C (^{232}Th) e C (^{40}K) são as concentrações de atividade do rádio, do tório e do potássio (em Bq.kg⁻¹), presentes num determinado material de construção.

Segundo Beretka e Mathew (1985), apud Mazzilli e Saueia (1999), a Eq. 1 é baseada na estimativa de que 1 Bq.kg⁻¹ de ^{226}Ra , 0,7 Bq.kg⁻¹ de ^{232}Th e 13 Bq.kg⁻¹ de ^{40}K produzem a mesma dose de raios gama.

Mazzilli e Saueia (1999) afirmam também que, para fazer comparações das doses efetivas equivalentes, decorrentes da presença de radioatividade nos materiais de construção com o de outras fontes, outros padrões diferentes para exposição interna são disponíveis na literatura (Swedjemark, 1977; OECD, 1979; Steger *et al.* 1992).

A Eq. 2, por exemplo, é uma relação que utiliza as concentrações de atividade do rádio, do tório e do potássio, presentes nos materiais de construção, para calcular a dose de radioatividade gama correspondente. Esta determina ainda que não deve exceder 1 mSv . ano⁻¹. Segundo Mazzilli e Saueia (1999) esta expressão foi proposta por Swedjemark, em 1977.

$$[C(^{226}\text{Ra}) \div 370] + [C(^{232}\text{Th}) \div 260] + [C(^{40}\text{K}) \div 4810] \leq 1 \quad (\text{Eq. 2})$$

Steger *et al.* (1992) adicionaram um termo à Eq. 2, que permite incluir a radioatividade adicional, proveniente da inalação do radônio e sua família. A Eq. 3 contém esse termo e é adotada para avaliar a radioatividade dos materiais de construção em edifícios habitacionais na Áustria.

$$\{ [C(^{226}\text{Ra}) \div 740] . (1 + 0,1 \cdot \epsilon \cdot d) \} + [C(^{232}\text{Th}) \div 520] + [C(^{40}\text{K}) \div 9620] \leq 1 \quad (\text{Eq. 3})$$

onde: ϵ = fração do radônio liberada pelas paredes.

ρ = massa específica das paredes (kg/m³).

d = espessura das paredes (m).

Mazzilli e Saueia (1999) adotaram em seus estudos $\epsilon = 0,1$, $\rho = 2000 \text{ kg/m}^3$ e $d = 0,30\text{m}$. Esses mesmos autores ressaltam ainda que a Eq. 3 não pretende avaliar a dose de radioatividade total dentro de um determinado compartimento residencial, uma vez que não considera o radônio emanado a partir do solo e nem a radiação de fontes externas, ou seja, considera apenas a radioatividade proveniente dos materiais de construção.

Ainda segundo esses autores as Eqs. 4 e 5, abaixo explicitadas, expressam o padrão adotado na Suécia. A Eq. 4 é utilizada para edifícios existentes e a Eq. 5 para edifícios novos. Estas foram recomendadas por um grupo de trabalho do Instituto de Radioproteção daquele país.

$$[C(^{226}\text{Ra}) \div 1000] + [C(^{232}\text{Th}) \div 700] + [C(^{40}\text{K}) \div 10000] \leq 1 \quad (\text{Eq. 4})$$

$$[C(^{226}\text{Ra}) \div 300] + [C(^{232}\text{Th}) \div 200] + [C(^{40}\text{K}) \div 3000] \leq 1 \quad (\text{Eq. 5})$$

Analisando-se as Eqs. 4 e 5 percebe-se que existe na Suécia uma preocupação em se adotar maior rigor na padronização para edifícios novos do que para os já existentes.

Metodologia

O solo foi coletado num sítio no município de Nazaré Paulista – SP. A preparação das amostras de solo argiloso foi feita na seguinte seqüência: secagem ao ar, destorroamento e passagem na peneira nº 50-ASTM (abertura de 0,297 mm).

Os dois tipos diferentes de biossólidos utilizados nesta pesquisa foram coletados na estação de tratamento de esgoto ETE Jesus Neto, situada no Bairro do Ipiranga, na cidade de São Paulo, Brasil. Essa ETE recebe apenas o esgoto do Bairro Ipiranga e a vazão tratada é dividida pelos sistemas diferentes de tratamento ali existentes. O LD1 é oriundo de um sistema convencional de lodos ativados e foi desidratado

em filtro-prensa de placas, após condicionamento com cal (CaO) e cloreto férrico (FeCl₃). O LD2 é oriundo de um reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) e foi desidratado em leito de secagem, sem nenhum condicionamento químico. A principal diferença entre os dois é a maior rapidez no tratamento (no caso dos lodos ativados) e o condicionamento químico com cal e cloreto férrico no LD1.

Os biossólidos foram secos em estufa à temperatura de 105 °C e posteriormente passaram pelas mesmas etapas do solo, ou seja, destorroamento e peneiramento (peneira nº 50-ASTM, com abertura de 0,297 mm).

Para as medições efetuadas na primeira fase da pesquisa, na qual obteve-se as concentrações (em mg.kg⁻¹ e Bq.kg⁻¹), dos radionuclídeos naturais: urânio (²³⁸U + ²³⁵U), tório (²³²Th) e potássio (K₂O), tanto o solo como os biossólidos foram cuidadosamente adensados em cápsulas plásticas transparentes com diâmetro de 6,5 cm e altura 2,5 cm e volume aproximado de 83 cm³. As cápsulas foram pesadas vazias (em balança analítica com precisão de 0,0001 g) e posteriormente cheias do material, para determinação do seu peso líquido (base seca). Nesta fase foram preparadas 13 cápsulas. Sendo 1 cápsula com amostra de solo, 3 com o LD1 (coletado em 08/02/01); 3 com o LD2 coletado na mesma data, 3 com o LD1 (coletado em 15/03/01) e 3 com o LD2 coletado nessa mesma data (ver Tabela 1).

As medidas dos espectros de radiação gama das amostras foram realizadas no Laboratório de Vidros e Datação da Faculdade de Tecnologia de São Paulo, utilizando um detector de radiação gama de iodeto de sódio, dopado com tálio (NaI, T

permaneceram no detector por cerca de 24 horas (1,728 x 10⁵ s).

Para a segunda fase da pesquisa uma parte dos biossólidos armazenados (secos a 105°C), foram então transformados em cinzas, utilizando um forno-mufla (sob temperatura de 900°C). Em seguida foram peneirados na peneira nº 50-ASTM e misturados ao solo com as mesmas características anteriormente descritas, nas proporções de 10, 20, 30 e 40 % de biossólidos na mistura. Foram preparadas 8 cápsulas de tamanho um pouco maior (cerca de 100 cm³), sendo 1 cápsula para cada mistura diferente, 4 com as cinzas do LD1 e 4 com as cinzas do LD2.

Na segunda fase, cujas medidas foram realizadas nos Laboratórios do Departamento de Radioproteção Ambiental do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares IPEN-CNEN, as cápsulas foram seladas e deixadas em repouso por cerca de 4 semanas, visando estabelecer o equilíbrio do radônio (²²⁰Rn), com os seus produtos de decaimento de curta meia-vida e, finalmente, determinadas, por espectrometria gama, as concentrações de atividade dos radionuclídeos: rádio (²²⁶Ra), tório (²³²Th) e potássio (⁴⁰K),

utilizando um detector de germânio hiper-puro tipo GEM-15200, da marca EG & G. Nessa fase as amostras permaneceram no detector por cerca de 5 x 10⁴ s.

Com os resultados da segunda fase e, utilizando-se das equações 1 a 5, anteriormente mencionadas, foi verificada a compatibilidade de utilização das cinzas dos citados biossólidos, quando misturados com o solo argiloso nas proporções citadas, a fim de produzir tijolos cerâmicos maciços e seu eventual uso na construção de unidades habitacionais.

Resultados e discussão

A Tabela 1 apresenta os resultados das análises feitas no solo e nos biossólidos, para o ²³²Th, U_{nat.} = ²³⁸U + ²³⁵U e o ⁴⁰K, referentes à primeira fase da presente pesquisa. Os valores estão sendo apresentados em mg. Kg⁻¹ e em Bq. Kg⁻¹ (valor provável ± desvio padrão), para o solo e para os dois tipos de biossólidos, estes últimos coletados em duas datas distintas. Foram também calculados, para cada biossólido, os valores médios e o correspondente desvio padrão. O valor obtido para a concentração de potássio da amostra LD1-A foi excluído do cálculo da média e do desvio padrão, após ter submetido ao teste “T” para rejeição de amostra

Tabela 1 - Resultados das análises feitas no solo e nos biossólidos (secos a 105 °C)

Amostra	Data da coleta	RADIONUCLÍDEOS MEDIDOS NA PRIMEIRA FASE					
		²³² Th		Unat. = ²³⁸ U + ²³⁵ U		⁴⁰ K	
		mg . kg ⁻¹	Bq . kg ⁻¹	mg . kg ⁻¹	Bq . kg ⁻¹	mg . kg ⁻¹	Bq . kg ⁻¹
SOLO (valor prov.)		17,5	71,2	4,6	56,2	913,2	28,8
SOLO (desv. padr.)		0,5	2,0	0,1	1,2	83,0	2,7
LD1-A	08/02/01	9,7 ± 0,3	39,5 ± 1,2	4,4 ± 0,1	53,7 ± 1,2	0	0
LD1-B	“	13,3 ± 0,4	54,1 ± 1,6	4,7 ± 0,1	57,4 ± 1,2	1245,2 ± 166,0	39,3 ± 5,2
LD1-C	“	14,2 ± 0,4	57,8 ± 1,6	5,0 ± 0,1	61,0 ± 1,2	415,1 ± 83,0	13,1 ± 2,7
LD1-D	15/03/01	13,7 ± 0,4	55,8 ± 1,6	4,8 ± 0,1	58,6 ± 1,2	1743,3 ± 166,0	55,0 ± 5,2
LD1-E	“	13,5 ± 0,4	55,0 ± 1,6	4,7 ± 0,1	57,4 ± 1,2	332,1 ± 0,0	10,5 ± 0,0
LD1-F	“	14,2 ± 0,4	57,8 ± 1,6	4,9 ± 0,1	59,8 ± 1,2	1577,3 ± 166,0	49,8 ± 5,2
Média (LD1)		13,1	53,3	4,8	58,0	1062,6	33,5
Desv. padrão (LD1)		1,7	6,9	0,2	2,5	655,0	20,7
LD2-A	08/02/01	29,7 ± 0,9	120,9 ± 4,2	12,3 ± 0,3	150,2 ± 3,7	996,2 ± 83,0	31,5 ± 2,7
LD2-B	“	36,7 ± 1,1	149,4 ± 4,5	12,1 ± 0,3	147,7 ± 3,7	2075,4 ± 249,0	65,5 ± 7,9
LD2-C	“	37,6 ± 1,1	153,0 ± 4,5	12,7 ± 0,3	155,1 ± 3,7	2905,5 ± 332,1	91,7 ± 10,5
LD2-D	15/03/01	34,4 ± 1,0	140,0 ± 4,1	13,8 ± 0,3	168,5 ± 3,7	1162,2 ± 83,0	36,7 ± 2,7
LD2-E	“	36,1 ± 1,1	146,9 ± 4,5	12,8 ± 0,3	156,3 ± 3,7	1862,3 ± 166,0	57,6 ± 5,2
LD2-F	“	37,5 ± 1,1	152,6 ± 4,5	13,1 ± 0,3	160,0 ± 3,7	1992,4 ± 166,0	62,8 ± 5,2
Média (LD2)		35,3	143,8	12,8	156,3	1826,3	57,6
Desv. padrão (LD2)		3,0	12,2	0,6	7,4	69,1	21,8
Comparando valores médios:							
(LD1 ÷ solo)		0,7	0,7	1,0	1,0	1,2	1,2
(LD2 ÷ solo)		2,0	2,0	2,8	2,8	2,0	2,0
(LD2 ÷ LD1)		2,7	2,7	2,7	2,7	1,7	1,7

Analisando-se a Tabela 1, percebe-se que:

- comparando-se os valores médios do LD1 com o valor provável para o solo, tem-se que o LD1 tem menor concentração de tório, praticamente igual concentração de urânio e maior concentração de potássio. Deve-se ressaltar que, pelo desvio padrão obtido, mesmo desconsiderando-se a amostra LD1-A, ocorreu uma variação grande nas concentrações do ⁴⁰K nas amostras do LD1 e variações menores para os demais radionuclídeos;
- comparando-se os valores médios do LD2 com o valor provável para o solo, tem-se que o LD2 tem 2 vezes maior concentração de tório e de potássio e 2,8 vezes maior concentração de urânio e,
- comparando-se os valores do LD1 com o LD2 percebe-se que este último apresenta uma concentração média 2,7 vezes maior do que a

do LD1 para o tório e o urânio, e 1,7 vezes maior para o potássio.

- Os valores obtidos na 2ª fase desta pesquisa são apresentados na Tabela 2. As amostras foram nomeadas de acordo com a percentagem de cinzas presentes na mistura (Ex.: 10-CZ-LD1 significa 10 % de lodo 1 na mistura com o solo). Neste caso as atividades das misturas cinzas + solo são apresentadas em Bq . kg⁻¹ para os radionuclídeos: rádio (²²⁶Ra); tório (²³²Th) e o potássio (⁴⁰K). Nas últimas 5 colunas da mesma tabela são apresentados os resultados da aplicação das Eqs. 1 a 5, usando as atividades obtidas. No caso da Eq. 3, admitiu-se ainda os seguintes valores: $\epsilon = 0,1$; $\lambda = 2000$ e $d = 0,30$. Nas células em destaque da Tabela 2, os valores médios obtidos nos cálculos efetuados ultrapassaram os limites estabelecidos . flagrante diferença de resultados entre o LD1 e o LD2.

Com exceção do potássio houve uma tendência de crescimento das concentrações de atividade dos

radionuclídeos à medida que aumentaram as percentagens de cinzas na mistura;

Tabela 2 - Concentração de atividade nas misturas das cinzas do LD1 e LD2 com o solo

AMOSTRAS	Concentração de atividade (Bq.kg ⁻¹)			Comparação entre as equações 1 a 5				
	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	Eq. 1	Eq. 2	Eq. 3	Eq. 4	Eq. 5
10-CZ-LD1	69,0 ± 10,8	106,1 ± 8,3	584,6 ± 45,1	265,8 ± 64,2	0,72 ± 0,07	0,92 ± 0,04	0,28 ± 0,03	0,96 ± 0,09
20-CZ-LD1	78,3 ± 12,1	137,3 ± 10,0	588,3 ± 44,0	319,9 ± 66,1	0,86 ± 0,08	1,07 ± 0,04	0,33 ± 0,03	1,14 ± 0,11
30-CZ-LD1	81,0 ± 13,4	157,0 ± 12,6	551,2 ± 67,3	347,9 ± 93,3	0,94 ± 0,10	1,13 ± 0,05	0,36 ± 0,04	1,24 ± 0,13
40-CZ-LD1	87,9 ± 13,5	170,1 ± 12,5	570,3 ± 48,0	375,1 ± 74,0	1,01 ± 0,09	1,22 ± 0,05	0,39 ± 0,04	1,33 ± 0,12
10-CZ-LD2	98,4 ± 11,4	186,6 ± 10,0	603,4 ± 44,1	411,7 ± 65,5	1,11 ± 0,08	1,35 ± 0,04	0,43 ± 0,03	1,46 ± 0,10
20-CZ-LD2	109,8 ± 16,6	226,8 ± 16,2	528,9 ± 50,8	474,9 ± 83,6	1,28 ± 0,12	1,53 ± 0,06	0,49 ± 0,04	1,68 ± 0,15
30-CZ-LD2	150,6 ± 22,4	286,8 ± 20,2	618,8 ± 44,2	608,3 ± 86,8	1,64 ± 0,15	2,04 ± 0,07	0,62 ± 0,06	2,14 ± 0,19
40-CZ-LD2	177,2 ± 26,3	392,4 ± 27,2	626,5 ± 44,9	786,6 ± 98,4	2,12 ± 0,19	2,50 ± 0,09	0,80 ± 0,07	2,76 ± 0,24

Analisando-se os resultados apresentados na Tabela 2, pode-se observar que:

- nesta 2ª fase confirmou-se o que já havia sido observado na 1ª fase, ou seja, apesar dos dois biossólidos terem sido coletados na mesma estação de tratamento de esgoto, há uma
- adotando-se o critério menos rígido, ou seja, o da Eq. 4 (utilizada para edifícios existentes na Suécia), todas as misturas poderiam ser utilizadas;
- adotando-se os critérios intermediários, ou sejam, as Eq. 1 (Beretka e Mathew, 1985 na Austrália) e Eq. 2 (Swedjemark, 1977), as cinzas do LD1 poderiam ser utilizadas nas proporções de 10 até 30 % e as cinzas do LD2 não poderiam ser utilizadas e,
- adotando-se os critérios mais rígidos, ou sejam, as Eqs. 3 (Steger et. al., 1992 para a Áustria) e 5 (edifícios novos na Suécia), apenas as cinzas do LD1 na proporção de 10 % poderiam ser utilizadas.

Deve-se destacar ainda que, no Brasil, não existem padrões específicos para estes casos. Recomenda-se que os técnicos especializados e as autoridades competentes comecem a se preocupar com o assunto, cuja importância vem ganhando força, uma vez que a inertização de resíduos é uma prática com tendência de crescimento em nosso país.

Conclusões

Na falta de padronização específica, fica difícil adotar uma posição definitiva, para o caso

brasileiro. Porém face aos resultados das concentrações de atividade do LD1, muito próximas aos do solo utilizado, talvez não se devesse fazer restrição ao uso desse biossólido para as finalidades propostas, em função apenas da radioatividade. Já no caso do LD2 essa utilização poderia ser restrita a usos não habitacionais (talvez ambientes abertos), mas como no Brasil esse tipo de controle é de difícil execução, talvez a melhor atitude fosse impedir o uso desse biossólido para os fins propostos.

Bibliografia

- Alleman, J. E. and Berman, N. A. Constructive sludge management: Biobrick In.: Journal of Environmental Engineering, v.110, n. 2, April 1984;
- Alleman, J. E., Brian E. H., Stumm, T. A., Marlow, W. W. and Hcevar, R. C. Sludge-amended brick production – applicability for metal-laden residues. In.: Water Science and Technology v.22. n12. 1990;
- Anderson, M., Skerratt, R.G., Tomas, J. P. and CLAY, S. D. Case study involving fluidised bed incinerator sludge ash as a partial clay substitute in brick manufacture. In.: Water Science and Technology. v34. n3-4, 1996;
- Beretka, J. and Mathew, P. J. Natural radioactivity of Australian building materials, industrial wastes and by products. In.: Health Phys. 48. p.87-95. 1985.

apud Mazzilli, B. and Sauela, C. H. R. Radiological Implications of using phosphogypsum as a building

- material in Brazil. In.: Radiation Protection Dosimetry v.86 n.1 pp 63-67, 1999.
- Beretka, J. and Mathew, P. J. Natural radioactivity of Australian building materials, industrial wastes and by products. In.: Health Phys. 48. p.87-95. 1985.
- apud Malanca, A., Pessina, V.; Dallara, G., Luce, C. N. e Gaidolfi, L. Natural radioactivity in building materials from the Brazilian State of Espírito Santo. In.: Appl. Radiat. Isot. v.46, n.12 p. 1387-1392, 1995.
- Brian, E. H. Biobricks and innovation. In.: Biocycle. v25. n4. p.48-48. 1984-^a
- Brian, E. H. Biobricks become a construction reality. In.: Water Engineering and Management v131. n3. p.38. 1984-b.
- Bridle, T. R. and Campbell, H. W. Conversion of sewage sludge to liquid fuel. In.: Proceedings of 7th Annual AQTE Conference : Montreal – Quebec, 1984.
- Bridle, T. and Mantele, S.S. Assessment of sludge reuse options: a life-cycle approach. In.: Water Science and Technology. v41, n8. p131-135, 2000.
- Brosch, C.D., Alvarinho, S.B. e Souza, H.R. Produção de Agregado Leve a partir de Lodo de Esgoto. In: Revista DAE n. 104, p.53-58, 1976.
- Campbell, H. W. Sludge management - future issues and trends. In.: Water Science and Technology. v41, n8. p1-8, 2000.
- Endo, H.; Nagayoshi, Y. and Suzuki, K. Production of glass ceramics from sewage sludge. In.: Water Science and Technology. v36, n11. p235-241, 1997.
- He, P., Gu, G. Shao, L. and Zhang, Y. Research on low temperature thermo-chemical conversion to oil process for sewage sludge. In.: Water Science and Technology. v42. n3-4. p301-308. 2000.
- Hemphilil, B. Rules and Options for Sludge Disposal In: Water Engineering and Management v.139, n.2, p.24-26, feb. 1992.
- Malanca, A.; Pessina, V.; Dallara, G.; Luce, C. N. and Gaidolfi, L. Natural radioactivity in building materials from the Brazilian State of Espírito Santo. In.: Appl. Radiat. Isot. v.46, n.12 p. 1387-1392, 1995.
- Marino, G. The nuclides in Town – Does danger lurk in low-level radioactivity in sewage ? In.: Science News. v146. p218-219, 1994 .
- Martin, J. E. and Fenner, F. D., Radioactivity in municipal sewage and sludge. In.: Public Health Reports. v112. n4. p.308-316. Jul-aug. 1997.
- Matthews, P. J., Sewage Sludge Disposal in the UK: A New Challenge for the Next Twenty Years In: J. IWEM n.6, p.551-559, oct. 1992.
- _____ Land Application of Sewage Sludge - The Latest U.K. Perspective. International Symposium on Land Application of Organics (ISOLAO), Tokyo, Japan Jul. 1995.
- _____ Sustainability in biosolids management. In.: Water Science and Technology. v38, n2. p97-102, 1998.
- Mazzilli, B. and Saueia, C. H. R., Radiological Implications of using phosphogypsum as a building material in Brazil. In.: Radiation Protection Dosimetry v.86 n.1 pp 63-67, 1999.
- OECD, Exposure to radiation from the natural radioactivity in building materials. Report by a group of experts of the OECD Nuclear Energy Agency, France. 1979.
- Onaka, T., Sewage can make Portland cement: a new technology for ultimate reuse of sewage sludge. In.: Water Science and Technology. v41, n8. p93-98, 2000.
- Okuno, N. and Takahashi, S., Full scale application of manufacturing bricks from sewage. In.: Water Science and Technology. v36. n11. p.243-250, 1997.
- Slim, J. A. and Wakefield, R. W. The utilization of sewage sludge in the manufacture of clay bricks. In.: Water SA. v17. n3. p.197-202. Jul. 1991.
- Steger, F., Kunsch, B. and Buchner, I., Önorm S-2000: Radioactivity in building materials (A standard in Austria to limit natural radioactivity in building materials). In.: Radiat. Prot. Dosim. 45 p.721-722. 1992.
- Swedjemark, G. A., The ionizing radiation in dwellings related to the building materials (Stockholm: National Institute of Radiation Protection). SSI: 1977-004. 1977.
- Tay, Joo-Hwa, Bricks manufactured from sludge. In: Journal of Environmental Engineering, v. 113, n. 2, april, 1987.
- Tay, Joo-Hwa and Show, kuan-Yeow, Properties of cement made from sludge. In.: Journal of Environmental Engineering, v.117, n.2, march/april, 1991.
- Tay, Joo-Hwa, Yip, Woon-Kwong and Show, Kuan-Yeow, Clay blended sludge as lightweight aggregate concrete materials. In.: Journal of environmental engineering. v.117. n.6. p.834-844, nov-dec.1991.
- Tay, Joo-Hwa and Show, Kuan-Yeow, Innovative civil-engineering material from sewage sludge biocement and its use as blended cement material. In.: Journal of Materials and civil engineering, v6, n1, feb. 1994.
- _____Resource recovery of sludge as a building and construction material - a future trend in sludge management. In.: Water Science and Technology. v36, n11. p259-266, 1997.
- Trauner, E. J.. Sludge ash bricks fired to above and below ash-vitrifying temperature. In. Journal of Environmental Engineering-ASCE. v119. n3. may-jun. 1993.
- USEPA – United States Environmental Protection Agency. Joint NRC/EPA, Sewage Sludge Radiological Survey: Survey design and test site

results. Report-832-R-99-900, 1999. 24p.
(<http://www.epa.gov/radiation/tenorm/docs/sludgereport.htm>) acesso em 17/03/2001;

Vincent, A.J. and Critchley, R.F., A Review of Sewage Sludge Treatment and Disposal in Europe. In: BRUCE, A. (ed.) Sewage Sludge Stabilisation and Disinfection. Chichester U.K.: 1984. p.550-580.

Wiebusch, B. and Seyfried, C. F., Utilization of sewage sludge ashes in the brick and tile industry. In: Water Science and Technology. v36. n11. p.251-258, 1997.

Wiebusch, B., Ozaki, M., Watanabe, H. and Seyfried, C. F. Assessment of leaching tests on construction material made of incinerator ash (sewage sludge): Investigations in Japan and Germany. In: Water Science and Technology v.38, n7, p.195-205, 1998.