

RADIOECOLOGIA DE RESERVATÓRIOS APLICADA À RADIOPROTEÇÃO AMBIENTAL: ESTUDO DE CASO NO BRASIL

Wagner de Souza Pereira^{1*}, Alphonse Kelecom^{2,3} & Delcy de Azevedo Py Júnior¹

¹Indústrias Nucleares do Brasil, Unidade de Tratamento de Minério, Coordenação de Proteção Radiológica, Serviço de Radioproteção, Grupo Multidisciplinar de Radioproteção, Centro, Caixa Postal: 961. Poços de Caldas, MG, Brasil. CEP: 37.701-000.

²Universidade Federal Fluminense, Instituto de Biologia, Laboratório de Radiobiologia e Radiometria “Pedro Lopes dos Santos”, Caixa Postal: 100.644. Niterói, RJ, Brasil. CEP: 24001-970.

³Universidade Federal Fluminense, Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental, Avenida Litorânea, S/Nº, Boa Viagem, Niterói, RJ, Brasil. CEP: 24.210-340.

E-mails: wspereira@inb.gov.br, kelecom@uol.com.br, delcy@inb.gov.br

RESUMO

A radioecologia se ocupa do estudo do comportamento dos radionuclídeos no ambiente e a radioproteção ambiental se ocupa de evitar os efeitos biológicos deletérios das exposições à radiação. Para atingir esses objetivos, ambas as ciências se utilizam de modelos de dispersão ambiental e dosimétricos, que são dependentes de fatores de transferência ambientais (FTA). Para avaliar o impacto ambiental radiológico (IAR) em reservatórios, foi proposto um modelo de dispersão ambiental de radionuclídeos baseado na divisão do reservatório em compartimentos ambientais interligados por FTA. A Agência Internacional de Energia atômica (IAEA, na sigla em inglês) propõe FTA's baseados em médias mundiais para diversos radionuclídeos que são largamente utilizados para avaliações de impacto de instalações que manipulam os radionuclídeos. O presente trabalho visa estimar valores locais dos FTA's, fatores de bioacumulação e coeficiente de partição para os radionuclídeos ²³⁸U, ²³²Th, ²²⁶Ra, ²²⁸Ra e ²¹⁰Pb, em dois reservatórios. Um dos reservatórios está localizado na zona de transição caatinga-cerrado (sudoeste do estado da Bahia) e outro na zona de transição floresta tropical-cerrado (sul do estado de Minas Gerais) e compará-los com os valores recomendados pela IAEA. Por fim, o resultado do modelo de dispersão foi utilizado para alimentar modelos dosimétricos visando gerar uma IAR baseada no cálculo de dose na biota. A utilização de valores de FTA's estimados localmente e dos recomendados pela IAEA gerou avaliações diferentes em ordens de grandeza, sendo que os valores recomendados pela IAEA resultaram em IAR uma ordem de grandeza maior que pela utilização dos FTA's estimados localmente. Esse fato aponta a necessidade de estabelecimento de FTA's locais. Os valores recomendados pela IAEA se mostraram conservadores, podendo ser utilizados para avaliações preliminares.

Palavras-chave: Radioecologia; radioproteção ambiental; radionuclídeos naturais; mineração de urânio.

ABSTRACT

RESERVOIRS RADIOECOLOGY APPLIED TO ENVIRONMENTAL RADIOPROTECTION: CASE STUDY IN BRASIL. Radioecology is concerned with the study of the behaviour of radionuclides in the environment whilst the concern of environmental radioprotection is to avoid the deleterious biological effects of exposure to radiation. To achieve these goals, both sciences use environmental dispersion models and dosimetry, which are dependent on environmental transfer factors (ETF). To assess the radiological environment impact (REI) in reservoirs, a model of radionuclides dispersion in the environment was proposed based on the division of the reservoir into compartments interrelated through ETF. The International Atomic Energy Agency (IAEA) proposed ETF's based on world averages for various radionuclides that are widely used for impact assessments of facilities handling radionuclides. This study aims to estimate local values of ETF's, bioaccumulation factors and partition coefficient for the radionuclides ²³⁸U, ²³²Th, ²²⁶Ra, ²²⁸Ra and ²¹⁰Pb

in two reservoirs. One reservoir is located in the caatinga-cerrado transition zone (southwest of Bahia state) and the other one in the tropical forest-savanna transition area (south of Minas Gerais state) and compare them with the values recommended by IAEA. Finally, the result of the dispersion model was used in dosimetric models in order to generate a REI based on dose calculation in the biota. The use of ETF's values locally estimated and values recommended by IAEA resulted in assessments different by orders of magnitude, and the values recommended by IAEA resulted in REI an order of magnitude higher than the one obtained from locally estimated EFT's. This fact points to the need to establish local EFT's. The values recommended by IAEA proved to be conservative and may be used for preliminary assessments.

Keywords: Radioecology; environmental radioprotection; natural radionuclides; uranium mining.

RESUMEN

RADIOECOLOGÍA DE EMBALSES APLICADA A LA RADIOPROTECCIÓN AMBIENTAL: ESTUDIO DE CASO EN BRASIL. La radioecología se ocupa del estudio del comportamiento de los radionucleidos en el ambiente y de la radioprotección ambiental se ocupa de evitar los efectos biológicos deletéreos de las exposiciones a la radiación. Para alcanzar estos objetivos, ambas ciencias utilizan modelos de dispersión ambiental y dosimétricos, que son dependientes de factores de transferencia ambiental (FTA). Para evaluar el impacto ambiental radiológico (IAR) en embalses, fue propuesto un modelo de dispersión ambiental de radionucleidos basado en la división del embalse en compartimientos ambientales interligados por FTA. La Agencia Internacional de Energía Atómica (IAEA, por sus siglas en inglés) propone FTA basados en promedios mundiales para diversos radionucleidos que son ampliamente utilizados para evaluaciones de impacto de instalaciones que manipulan los radionucleidos. El presente trabajo procura estimar valores locales de los FTA, factores de bioacumulación y coeficiente de partición para los radionucleidos ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra y ^{210}Pb , en dos embalses. Uno de los embalses está localizado en la zona de transición caatinga-cerrado (suroeste del Estado de Bahía) y otro en la zona de transición bosque tropical- cerrado (sur del estado de Minas Gerais) y compararlos con los valores recomendados pela IAEA. Finalmente, el resultado del modelo de dispersión fue utilizado para alimentar modelos dosimétricos para generar una IAR basada en el cálculo de dosis en la biota. La utilización de valores de FTA estimados localmente y de los recomendados por la IAEA generó evaluaciones diferentes en órdenes de grandeza, siendo que los valores recomendados por la IAEA resultaron en IAR un orden de grandeza mayor que por la utilización de los FTA estimados localmente. Este hecho sugiere la necesidad de establecer FTA locales. Los valores recomendados por la IAEA se mostraron conservadores, pudiendo ser utilizados para evaluaciones preliminares.

Palabras clave: Radioecología; radioprotección ambiental; radionucleidos naturales; minería de uranio.

INTRODUÇÃO

A vida na Terra surgiu, evoluiu e continua submetida à radiação ionizante (IAEA 2004a). Esta radiação é constituída de partículas e de ondas eletromagnéticas com energia suficiente para ionizar os átomos. Trata-se de um fenômeno natural ao qual os seres vivos estão expostos e adaptados (Margalef 1983, Odum 1985, Odum & Barrett 2007). A radiação ionizante, ao interagir com a matéria viva, pode ionizar os átomos presentes em macromoléculas importantes do ponto de vista biológico (DNA, RNA, proteínas, etc.) ou os átomos presentes em moléculas de água, gerando radicais livres que podem, por sua vez, interagir com macromoléculas de importância biológica. Essa

interação resulta num estresse oxidativo das células que pode causar efeitos deletérios na matéria viva (ICRP 1990, 2003, 2007, IAEA 2004a).

Na biota, os efeitos deletérios propostos como marcadores dos efeitos da radiação ionizante são a mortalidade, a morbidade, a redução da capacidade reprodutiva, o dano cromossomal e a mutação (ICRP 2008, 2009). Essas duas últimas características podem aumentar a fluidez gênica das populações, sendo esta fluidez gênica um efeito da radiação (Odum 1985, Odum & Barrett 2007). Já alterações nas capacidades reprodutivas tendem a afetar mais os organismos de estratégia reprodutiva do tipo r (que investem em grandes proles) privilegiando os K estrategistas (prole reduzida) do ponto de vista da comunidade (Margalef

1983, Odum 1985, Odum & Barrett 2007). Do ponto de vista evolutivo, esses efeitos são apontados por vários autores como importantes para a evolução biológica (Margalef 1983, Odum 1985, IAEA 2004a, Odum & Barrett 2007, Begon *et al.* 2007).

Os efeitos biológicos da radiação ionizante podem influenciar na dinâmica das populações e na manutenção da biodiversidade biológica, parâmetros importantes para atestar a sustentabilidade das atividades antrópicas envolvendo radionuclídeo (UN 1992, ICRP 2003, 2007, 2009). Logo, uma faceta importante da radioproteção ambiental é garantir que esses parâmetros de sustentabilidade das atividades se mantenham em níveis aceitáveis. A radioproteção ambiental aplicada atualmente tem uma visão antropocêntrica e o paradigma que deu origem a essa visão foi proposto pela International Commission on Radiological Protection (ICRP 1977), onde se afirma que se o homem está protegido a biota também estará.

A biodiversidade sempre foi um dos principais problemas para a elaboração de um sistema de radioproteção da biota. Para ultrapassar esse problema foi formulado o conceito de animal e planta de referência, proposto por Pentreath (1999, 2002a, 2002b, 2003, 2004, 2005, 2009) e consolidado pela ICRP (2009). Essa abordagem permitiu montar um arcabouço de proteção da biota contra a radiação ionizante (ICRP 2003, 2007, 2009).

A principal fonte de exposição da biota à radiação são os radionuclídeos naturais, ou seja, isótopos naturais que emitem espontaneamente radiação ionizante. Os radionuclídeos naturais são isótopos de elementos químicos formados junto com os materiais que deram origem à Terra ou resultando da interação dos raios cósmicos com elementos químicos presentes, principalmente, na atmosfera. A radioecologia se dedica ao estudo do comportamento dos radionuclídeos nos compartimentos ambientais (CAM) e como consequência dos campos de radiação por eles gerados. As consequências biológicas dessa exposição são previstas, avaliadas e mitigadas pela radioproteção ambiental.

Ao serem introduzidos em reservatórios, os radionuclídeos sofrem processos de dispersão, diluição, transporte e concentração, sendo esses processos controlados por diversos fatores físicos, químicos e biológicos (Klement 1982, Lauria 2007, Rochedo 2007, Pereira *et al.* 2008). Os ecossistemas de reservatórios podem ser considerados como

uma série de CAM conectados uns com os outros por fatores de transferência ambientais (FTA), com fronteiras mais ou menos definidas (Pereira *et al.* 2007, 2008a, 2008b). Para avaliar o impacto dos radionuclídeos no ambiente, a utilização de modelos é recomendada por vários autores (IAEA 1982, 1989, 1994, 2000, 2001, 2004b, 2009, Py Júnior & Pereira 2002, Pereira *et al.* 2006, 2007a, 2007b, 2008a, 2008b, 2009, 2010, Lauria 2007, Rochedo 2007). Já para estimar os efeitos biológicos da radiação ionizante, os radionuclídeos devem ser avaliados de forma diferente dos poluentes comumente analisados, onde as concentrações e a toxidez dos poluentes são os fatores preponderantes na definição do efeito biológico resultante da exposição. Diferentemente, para os radionuclídeos na biota, o conceito de dose absorvida (energia depositada pela radiação por unidade de matéria em Joule por quilograma, $J.kg^{-1}$, denominado Gray, Gy) é o conceito básico na radioproteção e está sendo usado pelos organismos nacionais e internacionais de radioproteção. Como a dose não pode ser medida de forma direta, existe a necessidade de modelos dosimétricos, que relacionem as concentrações de atividade ($Bq.g^{-1}$) com a dose absorvida (Gy) ou a taxa de dose (Gy por ano) (Pereira *et al.* 2006, 2007a, 2007b, 2008a, 2008b, 2009, 2010, Pereira 2010).

Em alguns casos as concentrações de atividades em alguns CAM dos ecossistemas não podem ser medidos de forma direta; em outros casos, as necessidades de previsão das concentrações apontam a necessidade de modelos que consigam, a partir de um compartimento, avaliar as concentrações em outros compartimentos. Nesses casos, modelos de transferência ambiental de radionuclídeos nos CAM de interesse são utilizados para estimar, prever e verificar as concentrações de atividades em outros compartimentos. Quando associados a modelos dosimétricos, é possível indicar a magnitude da exposição à radiação existente ou prevista e, conseqüentemente, a necessidade de ações mitigadoras (intervenção) na prática geradora de exposição ou alterações na concepção do projeto da prática, visando reduzir esse impacto a níveis aceitáveis.

Quando a avaliação é realizada em reservatórios, alguns parâmetros são importantes para o modelo de transferência ambiental de radionuclídeos. O FTA água-biota (fator de bioacumulação - FB) e o FTA água-sedimento (coeficiente de partição - KD)

são os mais importantes (IAEA 1982, 1989, 1994, 2000, 2001, 2004b, 2009, Hossein *et al.* 2008, Smith *et al.* 2011). Para o estabelecimento dos FTA (FB e KD) existe a necessidade de equilíbrio biogeoquímico entre os compartimentos. No caso da relação água-organismo o tempo requerido para esse equilíbrio é dependente do tempo de meia vida física do radionuclídeo (tempo necessário para uma amostra de radionuclídeo reduzir sua atividade pela metade) e da meia vida biológica do radionuclídeo no organismo (tempo necessário para a quantidade de uma substância presente em um organismo ser reduzida à metade, sendo dependente dos processos de excreção do radionuclídeo do organismo) (Till & Meyer 1983).

Esses parâmetros são estimados baseados em médias mundiais e relatados em diversas publicações (IAEA 1982, 1989, 1994, 2000, 2001, 2004b, 2009). Essas estimativas são realizadas para ecossistemas temperados do hemisfério norte. A região tropical e o hemisfério sul do planeta possuem poucos dados para avaliar esses parâmetros. Logo, para realizar avaliações mais realistas torna-se necessário determinar esses parâmetros nos locais analisados.

No ano de 2000, o Brasil possuía 13 instalações nucleares e mais de 20.000 radiativas (Valverde *et al.* 2011). Ambos os grupos, denominados 'práticas' na norma reguladora de radioproteção brasileira (CNEN 2005), podem de forma regular ou eventual liberar radionuclídeos no meio ambiente. Várias dessas práticas ficam próximas a reservatórios e a necessidade de avaliar o impacto radiológico na biota desses reservatórios gerou a necessidade de estabelecer parâmetros locais para os modelos de dispersão de radionuclídeos e modelos dosimétricos para a biota adaptados à situação brasileira.

Este trabalho visa estimar, através de avaliações radioecológicas, os FB's (água-peixe) e KD's (água-sedimento) de radionuclídeos naturais em alguns reservatórios associados a diferentes ecossistemas brasileiros. O objetivo é aplicar esses parâmetros como entrada de modelos de transferências ambientais, visando estimar, a partir de um compartimento, as concentrações de atividade em outros compartimentos. Por fim, utilizando-se de modelos dosimétricos baseados no conceito de animais e plantas de referência, pretende-se comparar a avaliação do impacto ambiental radiológico (IAR)

resultante da utilização de FTA's definidos localmente com médias recomendadas internacionalmente.

METODOLOGIA

RESERVATÓRIOS ESTUDADOS

Foram estudados dois reservatórios associados à mineração de urânio no Brasil.

Bacia das Águas Claras (BAC): associado à mina de urânio Osamu Utsumi, localizada no antigo Complexo Minerio-Industrial de Poços de Caldas, atualmente Unidade de Tratamento de Minério pertencente às Indústrias Nucleares do Brasil (INB). Este reservatório está localizado no município de Caldas, sul do Estado de Minas Gerais, em uma zona de transição entre os biomas floresta tropical e cerrado. A instalação encontra-se em fase de descomissionamento (processo de fechamento da instalação, em que os controles regulatórios sobre as fontes de radiação são retirados),

Reservatório das Águas Claras (RAC): associado à mina de urânio da Cachoeira, na Unidade de Concentrado de Urânio (URA), encontra-se em fase de operação. O reservatório está localizado no município de Caetité, no sudoeste do Estado da Bahia, em uma zona de transição entre os biomas cerrado e caatinga.

CÁLCULO DO FATOR DE BIOACUMULAÇÃO E COEFICIENTE DE PARTIÇÃO

O FB e o KD foram calculados, segundo IAEA (2001), aplicando as fórmulas (1) e (2), respectivamente.

$$FB = CA_p \cdot CA_A^{-1} \quad (1)$$

$$KD = CA_s \cdot CA_A^{-1} \quad (2)$$

Onde:

CA_p é a concentração de atividade no peixe ($Bq \cdot kg^{-1}$);
 CA_A é a concentração de atividade na água ($Bq \cdot l^{-1}$);
 CA_s é a concentração de atividade no sedimento ($Bq \cdot kg^{-1}$);

FB é o FTA entre CA_p e CA_s ($l \cdot kg^{-1}$); e

KD é o FTA entre CA_A e CA_s ($l \cdot kg^{-1}$).

MODELO CONCEITUAL DE TRANSFERÊNCIA AMBIENTAL UTILIZADO

O modelo conceitual utilizado considera o reservatório constituído por duas partes, uma abiótica e outra biótica. Essas partes são compostas por três CAM ligados por dois FTA. Na parte abiótica os CAM água e sedimento, ligados por um FTA (KD), e o CAM peixe, na parte biótica, ligado ao CAM água através de um FTA (FB). O FB é o elo de ligação entre as partes abiótica e biótica do reservatório. O modelo conceitual pode ser visualizado na Figura 1, abaixo.

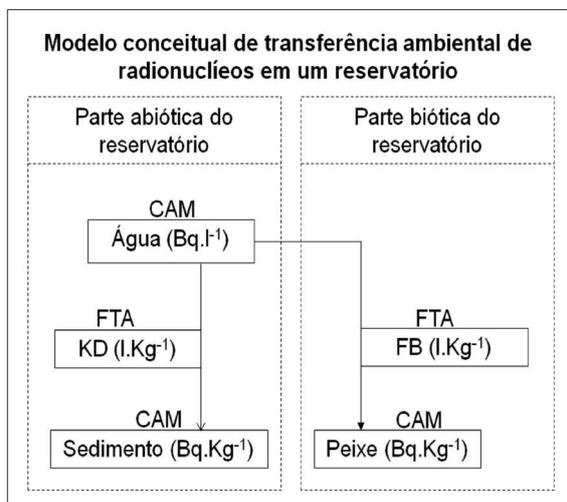


Figura 1. Modelo conceitual de transferência ambiental de radionucléios em reservatório.

Figure 1. Conceptual model of radionuclides environmental transfer in reservoir.

MODELO DOSIMÉTRICO

O modelo dosimétrico utilizado considera a dose interna devida à incorporação dos radionucléios. O modelo foi proposto pela ICRP, na sua publicação 108 (ICRP 2009) e adaptado por Pereira (2010). Esse modelo propõe fatores de conversão de dose interna (FCD_{int}) que fornecem a taxa de dose interna, por unidade de concentração do radionucléio no organismo. Para a exposição interna, todas as radiações (alfa, beta e gama) devem ser consideradas. O modelo assume que a dose é proporcional à energia da radiação e à fração dessa energia absorvida. Quando a dimensão do organismo é muito menor que o percurso da radiação no meio, a dose interna é considerada desprezível (~ 0). Por outro lado, quando a dimensão do organismo é muito maior que

o percurso da radiação, a dose interna é considerada como a resultante da deposição de toda a energia da radiação pelo próprio organismo.

Essas considerações foram levadas em conta pela ICRP na sua recomendação 108 (ICRP 2009) que define os valores dos fatores de conversão de dose para uma série de radionucléios, suas diversas radiações e para uma série de organismos de referência. No caso do organismo de referência para peixes de água doce os valores podem ser vistos na Tabela 1.

Tabela 1. Fator de conversão de dose (FCD_{int}) para os radionucléios pesquisados, para os peixes de água doce, segundo ICRP (2009).
Table 1. Dose conversion factor (FCD_{int}) for the researched radionuclides, for freshwater fishes, according to ICRP (2009).

Radionucléio	Exposição interna			
	FCD_{int} ($\mu Gy.d^{-1} \cdot (Bq.kg^{-1})^{-1}$)	F1*	F2**	F3***
^{210}Pb	$5,9 \cdot 10^{-3}$	0	2	98
^{226}Ra	$3,5 \cdot 10^{-1}$	95	0	5
^{228}Ra	$8,4 \cdot 10^{-3}$	0	3	97
^{232}Th	$5,6 \cdot 10^{-2}$	100	0	0
^{238}U	$5,8 \cdot 10^{-2}$	100	0	0

(*) F1 é a porcentagem do valor da dose absorvida proveniente da radiação alfa; (**) F2 é a porcentagem do valor da dose proveniente da radiação gama; e (***) F3 é a porcentagem da dose proveniente da radiação beta.

As taxas de doses absorvidas internas na biota ($mGy.d^{-1}$) são calculadas pela equação (3) para cada radionucléio. A equação (4) define a taxa de dose total à qual o organismo está exposto, considerando os radionucléios analisados e utilizando os FCD_{int} expostos na Tabela 1. Os valores de concentração de atividade são dados em $Bq.Kg^{-1}$ ou $Bq.l^{-1}$. Os valores dos fatores de conversão de dados são estipulados em $[(\mu Gy.d^{-1}) \cdot (Bq.kg^{-1})^{-1}]$. As taxas de dose são obtidas multiplicando os valores de concentração de atividade pelos fatores de conversão de dose e um fator de correção entre μGy e mGy .

$$D_{p(i)} = CA_{p(i)} \cdot FCD_{int(i)} \cdot 10^{-3} \quad (3)$$

Onde:

$D_{p(i)}$ é a taxa de dose diária no peixe devido ao radionucléio i ($mGy.d^{-1}$);

$CA_{p(i)}$ é a concentração de atividade do radionucléio i no peixe ($Bq.kg^{-1}$);

$FCD_{int(i)}$ é o fator de conversão de dose interna do radionuclídeo i [$(\mu\text{Gy}\cdot\text{d}^{-1})\cdot(\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1})^{-1}$]; e 10^{-3} é o fator de conversão de μGy para mGy .

$$D_t = \sum_{(i)} D_{p(i)} \quad (4)$$

Onde:

D_t é a dose absorvida total devido aos radionuclídeos pesquisados.

FAIXAS DE TAXA DE DOSES E EFEITOS BIOLÓGICOS ESPERADOS NA BIOTA

No caso da radioproteção humana usa-se o conceito de limite de taxa de dose que foi estipulado

baseado na relação entre taxa de dose e efeito biológico esperado, e a correlação entre efeito biológico esperado e risco à saúde. Para a biota, a reduzida quantidade de informação sobre a correlação entre taxa de dose e efeito biológico na biota, e entre efeito biológico na biota e risco para a saúde da biota, obrigou a ICRP a formular um novo conceito, o de faixa de taxa de dose absorvida correlacionada com possíveis efeitos biológicos. Na sua publicação 108, a ICRP (2009), estabeleceu uma sequência de faixas de dose correlacionadas com possíveis efeitos biológicos esperados, que pode ser visto na Tabela 2.

Tabela 2. Faixas de doses absorvidas e seus respectivos efeitos biológicos esperados no peixe dulcícola de referencia, segundo ICRP (2009).

Table 2. Absorbed doses bands and their expected biological effects in reference freshwater fish, according to ICRP (2009).

Taxa de dose ($\text{mGy}\cdot\text{d}^{-1}$)	Peixe dulcícola de referencia
>1.000	Mortalidade em embriões [$0,3$ a 19 Gy LD_{50}] dependendo da fase do embrião
100-1000	Crescimento potencial da morbidade
10-100	Alguns efeitos deletérios são esperados em peixes jovens, por exemplo a redução da resistência à infecção e redução do sucesso reprodutivo
1-10	Possível redução do sucesso reprodutivo
0,1-1	Sem informação
0,01-0,1	Sem informação
<0,01	Radiação de fundo

LD_x = dose letal para x por cento dos expostos.

Essas faixas de dose podem ser usadas para estipular a necessidade de intervenção em prática existente ou ajuste de projeto para a prática em fase de licenciamento.

COMPARTIMENTOS AMBIENTAIS AVALIADOS

Nos dois reservatórios foram analisados os compartimentos sedimento, água e peixe. Na BAC os peixes analisados foram Cará (*Geophagus brasiliensis*, Quoy & Gaimard, 1824), Lambari (*Astyanax fasciatus*, Cuvier, 1819) e Traira (*Hoplias*

malabaricus, Block, 1794), todos de ocorrência natural, e Tilapia (*Tilapia nilotica*, Linnaeus, 1758), introduzida pelo homem no reservatório. Na RAC o peixe analisado foi a Tilapia, também introduzida pelo homem no reservatório.

COLETA DAS AMOSTRAS

Os peixes foram coletados com redes nos reservatórios e, depois de mortos por remoção da água, foram exaustivamente lavados na água dos reservatórios, colocados em sacos plásticos

devidamente identificados e levados ao laboratório, onde foram pesados e secos a peso constante a 80°C. Posteriormente os mesmos foram reduzidos a cinzas em forno a 450°C. Dessas cinzas, alíquotas foram retiradas para a análise.

Foram coletados amostras de 5l de água, que foram identificadas e acidificadas com 1ml de ácido nítrico concentrado por litro de amostra. No laboratório, foram filtradas em filtro de 0,45µm e analisadas as frações solúveis (que passam pelo filtro) e o particulado (que fica retido). Após análise dos diversos radionuclídeos, os dois valores (solúvel e particulado) foram somados para obter a concentração de atividade total, que foi utilizada para estimar os fatores FB e KD.

Com relação ao sedimento, foram coletados 3kg. A amostra foi seca a peso constante, macerada e peneirada em peneira de 80 *mesh*. Deste material, 80g foi lixiviado em meio ácido durante 24h.

RADIONUCLÍDEOS ANALISADOS

Foram analisados radionuclídeos da série natural do ^{238}U e do ^{232}Th . Da série do urânio foram analisados os radionuclídeos: ^{238}U , ^{226}Ra e ^{210}Pb . Da série do tório foram analisados os radionuclídeos ^{232}Th e ^{228}Ra . O ^{238}U e o ^{232}Th foram analisados por espectrofotometria com arsenazo. Já o ^{226}Ra , o ^{228}Ra e o ^{210}Pb foram analisados por separação radioquímica e radiometria alfa total (^{226}Ra) ou beta total (^{228}Ra e ^{210}Pb). Todos os radionuclídeos foram analisados conforme Godoy *et al.* (1994).

APLICAÇÃO DO MODELO DE TRANSFERÊNCIA AMBIENTAL E DOSIMÉTRICO

A concentração de atividade na água (CA_A) é obtida a partir da concentração de atividade no sedimento (CA_S), pela equação (5), abaixo que deriva da equação (2).

$$CA_A = CA_S \cdot KD^{-1} \quad (5)$$

Similarmente, a concentração de atividade no peixe (CA_P) deriva da concentração de atividade na água (CA_A), conforme a equação (6) a qual deriva da equação (1).

$$CA_P = FB \cdot CA_A \quad (6)$$

Substituindo CA_A da equação (5) na equação (6) temos a equação (7).

$$CA_P = FB \cdot CA_S \cdot KD^{-1} \quad (7)$$

A equação (7) permite estimar a concentração de atividade no peixe com base na concentração de atividade no sedimento e nos fatores de transferência ambiental FB e KD. Postulando uma concentração de atividade igual para todos os radionuclídeos no sedimento (1.000Bq.Kg^{-1}) e aplicando os fatores de transferência ambiental médios e locais, obtivemos uma estimativa das concentrações de atividade no peixe. Esse valor de estimativa de concentração no peixe foi utilizado no modelo dosimétrico para avaliar o impacto em termos de dose absorvida no peixe.

RESULTADOS

Os valores das concentrações de atividades dos radionuclídeos estudados (^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{210}Pb) nos CAM de interesse – água (Bq.l^{-1}), sedimento (Bq.kg^{-1}) e peixe (Bq.kg^{-1}) – no reservatório associado a Unidade de Concentrado de Urânio (RAC), podem ser vistos na Tabela 3.

Tabela 3. Concentrações de atividade nos compartimentos ambientais (CAM) analisados na Represa de Águas Claras (RAC).

Table 3. Activity concentration in environmental compartments (CAM) analysed at dam of Águas Claras Reservoir (RAC).

CAM	^{238}U	^{232}Th	^{226}Ra	^{228}Ra	^{210}Pb	N
Água (Bq.l^{-1})	0,16	0,033	0,05	0,22	0,31	20
Sedimento (Bq.kg^{-1})	145	90,5	87,2	115	74,6	7
Peixe (Bq.kg^{-1})	0,57	0,14	0,18	1,23	1,6	7

N indica o número de amostras

Os valores das concentrações de atividade dos radionuclídeos estudados nos CAM de interesse, tanto da RAC (Tabela 2), como da BAC (Tabela 3) foram utilizados para estimar os valores da FB, conforme a equação (1), e KD, segundo a equação (2). Esses valores, associados com os valores desses FTA's recomendados pela IAEA (2001) podem ser vistos na Tabela 5.

Tabela 5. Fatores de transferência ambiental (FB – fator de bioacumulação; KD – coeficiente de partição) calculados com os valores da Tabela 3, para a Represa das Águas Claras (RAC), da Tabela 4, para a Bacia das Águas Claras (BAC) e os valores recomendados pela IAEA (2001).

Table 5. Environmental transfer factors (FB – bioaccumulation factor; KD – distribution coefficients) with the calculated values in Table 3, for Águas Claras Reservoir (RAC), in Table 4, for Águas Claras Pond (BAC), and the values recommended by IAEA (2001).

	²³⁸ U		²³² Th		²²⁶ Ra		²²⁸ Ra		²¹⁰ Pb	
	FB	KD	FB	KD	FB	KD	FB	KD	FB	KD
RAC	4	906	4	2742	4	1744	6	523	5	241
BAC	27	7203	24	79443	34	5623	43	9586	11	7886
IAEA	10	50	100	10000	50	500	50	500	300	100000

Estimados os FTA's, estes foram utilizados no modelo de transferência ambiental, conceitualmente representado na Figura 1 e matematicamente representado pela equação (7). As concentrações

de atividade no CAM peixe foram obtidas conforme o item *APLICAÇÃO DO MODELO DE TRANSFERÊNCIA AMBIENTAL E DOSIMÉTRICO* e estão expressas na Tabela 6.

Tabela 6. Concentrações de atividade em peixes, estimadas para a Represa das Águas Claras (RAC), a Bacia das Águas Claras (BAC) e os valores recomendados pela IAEA (2001). As estimativas foram feitas a partir de uma concentração hipotética de 1.000Bq.Kg-1 para cada radionuclídeo no sedimento e dos FTA's presentes na Tabela 5.

Table 6. Activity concentrations in fishes, estimated for Águas Claras Reservoir (RAC), Águas Claras Pond (BAC) and the values recommended by IAEA (2001). The estimates were made from a hypothetical concentration of 1,000Bq.Kg-1 for each radionuclide in the sediment and from the FTA's presented in Table 5.

	²³⁸ U	²³² Th	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²¹⁰ Pb
RAC	4,41	1,45	2,29	11,47	20,74
BAC	3,74	0,30	6,04	4,48	1,39
IAEA	200	10	100	100	3

Os valores de concentração de atividade estimados no CAM peixe pela aplicação do modelo de transferência ambiental (Tabela 6) foram utilizados como entrada do modelo dosimétrico. As doses relativas a cada radionuclídeo absorvidas na biota foram avaliadas pela equação (3), com

os fatores de conversão de dose interna (FCD_{int}) constantes na Tabela 1. A dose total absorvida na biota foi calculada conforme a equação (4). Os valores das doses relativas a cada radionuclídeo e as doses totais podem ser visualizadas na Tabela 7.

Tabela 7. Taxa de dose absorvida (mGy.d-1) estimada a partir das concentrações de atividade em peixes (estimadas a partir da Tabela 6) na Represa das Águas Claras (RAC), a Bacia das Águas Claras (BAC) e os valores recomendados pela IAEA (2001).

Table 7. Absorbed dose rate (mGy.d-1) estimated from the activity concentrations in fishes (estimated from Table 6) from Águas Claras Reservoir (RAC), Águas Claras Pond (BAC) and the values recommended by IAEA (2001).

Taxa de dose (mGy.d ⁻¹)	²³⁸ U	²³² Th	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²¹⁰ Pb	Total
RAC	0,26	0,08	0,80	0,10	0,12	1,36
BAC	0,22	0,02	2,11	0,04	0,01	2,39
IAEA	11,60	0,56	35,00	0,84	0,02	48,02

Quando comparamos as relações entre as doses absorvidas estimadas com a aplicação do modelo de transferência ambiental e dosimétricos propostos nesse trabalho, observa-se que a utilização dos FTA's

locais (RAC e BAC), quando comparadas com os valores recomendados pela IAEA (2001), mostra um quadro complexo das relações, como pode ser visto na tabela 8.

Tabela 8. Relação entre os fatores de transferência ambiental (FTA's) locais, na Represa das Águas Claras (RAC) e na Bacia das Águas Claras (BAC), e os valores recomendados pela IAEA (2001) para os FTA's dos radionuclídeos analisados.

Table 8. Relationship between local environmental transfer factors (FTA's), in Águas Claras Reservoir (RAC) and Águas Claras Pond (BAC), and the values recommended by IAEA (2001) for the FTA's of the analysed radionuclids.

Relação entre as doses absorvidas estimadas com os FTA's recomendados pela IAEA (2001) e os FTA's estimados localmente	²³⁸ U	²³² Th	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²¹⁰ Pb	Total
IAEA/RAC	45	7	44	9	0,14	35
IAEA/BAC	53	33	17	22	2	20
Média	49	20	30,5	15,5	1,07	27

DISCUSSÃO

A comparação dos valores da Tabela 7 com as faixas de doses da Tabela 2 aponta diferenças significativas nas faixas de doses às quais os peixes estariam expostos. Nos casos dos dados obtidos nos reservatórios BAC e RAC, os valores estimados ficaram em uma faixa inferior aos estimados com os valores de FTA's recomendados pela IAEA (2001). No caso dos dados coletados na BAC e na RAC as taxas de dose apontam para a possibilidade de redução do sucesso reprodutivo. Já no caso dos valores estimados com base nos FTA's recomendados pela IAEA (2001), os peixes ficariam expostos a valores de taxas de dose onde a redução do sucesso reprodutivo é esperada, diferente da faixa anterior onde é apontada esta possibilidade. Além disso, com os dados de FTA's recomendados pela IAEA (2001) é esperada a redução da resistência a infecção nos peixes.

Com relação à comparação das relações entre as doses absorvidas estimadas com valores locais e os valores recomendados pela IAEA (2001), as menores diferenças foram verificadas para o ²¹⁰Pb, que na média, não mostrou diferença entre as doses absorvidas. As maiores diferenças nas médias de doses absorvidas estimadas foram verificadas para o ²³⁸U, sendo que as doses estimadas com

FTA's locais ficaram aproximadamente 50 vezes menores que as doses absorvidas estimadas com os FTA's recomendados pela IAEA (2001). Seguindo o mesmo raciocínio, temos o ²²⁶Ra com doses absorvidas estimadas aproximadamente 30 vezes menores, o ²³²Th, com doses absorvidas estimadas aproximadamente 20 vezes menores, e o ²²⁸Ra, 16 vezes menores. Na média a dose total estimada com os FTA's recomendados pela IAEA (2001) ficou com valores de doses absorvidas 27 vezes maiores do que quando se utilizou as FTA's locais.

Para avaliações preliminares no Brasil, com a sua diversidade de ecossistemas, de práticas com diferentes radionuclídeos associadas, associada ao fato dos dados recomendados pela IAEA serem, na sua maioria, referentes as zonas temperadas do hemisfério norte, com seus ecossistemas e biodiversidade características montam um quadro, onde a confiança nos FTA's recomendados pela IAEA são, teoricamente, questionáveis apontando a necessidade de avaliações locais.

As diferenças de magnitude dos valores de IAR verificados com os modelos propostos nesse trabalho e com a utilização dos dois tipos de FTA's (locais e recomendados pela IAEA 2001) corroboram a avaliação teórica realizada, apontando a necessidade de estabelecimento de FTA's locais. Os FTA's recomendados pela IAEA (2001) para os

radionuclídeos estudados se mostraram conservadores ao superestimar o IAR baseado no cálculo de dose na biota.

Os dados de Smith *et al.* (2011), também apontam o caráter conservador dos FTA's recomendados pela IAEA para os isótopos de fósforo. Nestes casos os valores de FTA's recomendados pela IAEA podem ser utilizados como avaliação preliminar. Avaliações mais precisas visando tomadas de decisão devem ser realizadas com FTA's locais e modelos de transferência ambiental e dosimétricos mais elaborados.

CONCLUSÕES

A avaliação realizada nesse trabalho apontou a necessidade de estabelecimento de FTs locais, nos ecossistemas, organismos e radionuclídeos estudados. A avaliação teórica realizada nesse trabalho aponta a necessidade de novas avaliações em outros ecossistemas, organismos e radionuclídeos. A biodiversidade associada às mais de 20.000 instalações distribuídas em todos os Estados brasileiros, torna a escolha dos locais, organismos e radionuclídeos a serem investigados um problema de difícil solução. Uma seleção desses parâmetros foi realizada e proposta abaixo:

Nas proximidades das centrais nucleoeletricas (região de Angra dos Reis, no Estado do Rio de Janeiro), em organismos marinhos, para os radionuclídeos Cs, Co e Sr. Para instalações médicas presentes em todo território nacional, em organismos locais, para os isótopos I, Tc, Mo, Ga. Outras instalações, como as de radiografia industrial e de perfilagem de poços de petróleo, que podem atuar em todo território nacional, com os isótopos de Cs, Ra, Co e Ir, que são comuns às duas instalações, e o Am, que é importante apenas para os de perfilagem. Outro tipo de instalação radiativa importante para a avaliação são os depósitos de rejeitos radioativos, mas neste caso os radionuclídeos a serem analisados são dependentes dos inventários de radionuclídeos presentes no depósito.

Algumas instalações estão presentes em diferentes ecossistemas com características próprias que devem ser avaliadas, em outras instalações as fontes são móveis podendo trafegar por diferentes ecossistemas. As instalações móveis de radiografia industrial, o transporte de material radioativo do local de produção

para as instalações médicas, o transporte de fontes entre as bases de guarda e as bases de produção de petróleo, além do transporte de material nuclear são exemplos de deslocamento de fontes que podem trafegar por diversos ecossistemas.

Neste cenário complexo por conta da diversidade de radionuclídeos, organismos e ecossistemas as avaliações locais de FTA's são de difícil realização, mas imperativos para uma avaliação realista de IAR ou consequências de possíveis acidentes nas instalações ou transportes de fontes.

REFERÊNCIAS

- BEGON, M.; TOWNSEND, C.R. & HARPER, J.L. 2007. *Ecologia: do indivíduo ao ecossistema*. Tradução de Adriano Sanches Melo. Terceira edição. Artmed, Rio de Janeiro, RJ. 740p.
- CNEN (Comissão Nacional de Energia Nuclear). 2005. *Diretrizes básicas de proteção radiológica*. Publicação no D.O.U. de 06 de janeiro de 2005. CNEN-NN-3.01. 26 p.
- HOSSEINI, A.; THORRING, H.; BROWN, J.E.; SAXÉN, R. & ILUS, E. 2008. Transfer of radionuclides in aquatic ecosystems – default concentrations ratios for aquatic biota in the ERICA tool. *Journal of Environmental Radioactivity*, 99: 1408-1429.
- IAEA (International Atomic Energy Agency). 1982. *Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Releases: Exposures of Critical Groups*. Safety Series N° 57. IAEA, Vienna. 96p.
- IAEA (International Atomic Energy Agency). 1989. *Evaluating the Reliability of Predictions Made Using Environmental Transfer Models*. Safety Series n° 100, IAEA, Vienna. 106 p.
- IAEA (International Atomic Energy Agency). 1994. *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments*. Technical Reports Series n° 364, IAEA, Vienna. 84p.
- IAEA (International Atomic Energy Agency). 2000. *Regulatory Control of Radioactive Discharges to the Environment*. Safety Standards n° WS-G-2.3, IAEA, Vienna. 52p.
- IAEA (International Atomic Energy Agency). 2001. *Generic Models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment*. Safety Report Series n° 19, IAEA, Vienna e Áustria. 229p.

- IAEA (International Atomic Energy Agency). 2004a. *Radiation, people and the environment*. IAEA, Vienna. 85p.
- IAEA (International Atomic Energy Agency). 2004b. *Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Biota in the Marine Environment*. Technical Reports Series n° 422, IAEA, Vienna. 103p.
- IAEA (International Atomic Energy Agency). 2009. *Quantification of Radionuclide Transfers in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments*. IAEA-TECDOC-1616, IAEA, Vienna. 622p.
- ICRP (International Commission on Radiological Protection). 1977. *Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*. Editor: J. Valentin. Vol. 26, Elsevier, New York. 53p.
- ICRP (International Commission on Radiological Protection). 1990. *Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*. Editor: J. Valentin. Vol. 60, Elsevier, New York. 201p.
- ICRP (International Commission on Radiological Protection). 2003. *A framework for assessing the impact of ionizing radiation on non-human species*. Editor: J. Valentin. Vol. 93, Elsevier, New York. 64p.
- ICRP (International Commission on Radiological Protection). 2007. *The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*. Editor: J. Valentin. Vol. 103, Elsevier, New York. 332p.
- ICRP (International Commission on Radiological Protection). 2009. *Environmental Protection: the concept and use of reference animals and plants*. Editor: J. Valentin. Vol. 103, Elsevier, New York. 242p.
- KLEMENT, A.W. 1982. *CRC handbook of Environmental Radiation*. Edição: Allen Brodsky. CRC Press, Boca Raton. 475p.
- LAURIA, D.C.; MARTINS, N.S.F & ZENRO, R. 2007. *Monitoração radiológica ambiental*. 1ª edição. IRD/CNEN. 166p
- MARGALEF, R. 1982. *Ecologia*. Omega, Barcelona. 951p.
- ODUM, E.P. 1985. *Ecologia*. Tradução: Marcia Cabrita. Koogam, Rio de Janeiro, RJ. 434p.
- ODUM, E.P. & BARRET, G.W. 2007. *Fundamentos de ecologia*. Tradução da 5ª edição americana. Tradutor: Pégasus sistemas e soluções. Thompson, São Paulo, SP. 612p.
- PENTREATH, R.J. 1999. A system for radiological protection of the environment: some initial thoughts and ideas. *Journal of Radiological Protection*, 19: 117-128.
- PENTREATH, R.J. 2002a. Radiation protection of people and the environment: developing a common approach. *Journal of Radiological Protection*, 22: 1-12.
- PENTREATH, R.J. 2002b. Concepts, methods and models to assess environmental impact. Pp. 121-130. In: OECD (Organization for Economic Co-operation and Development) (ed.). *Radiological Protection of the Environment: The Path Forward to a New Policy? Workshop Proceedings*. Sicília, Itália.
- PENTREATH, R.J. 2003. Evaluating the effects of ionising radiation upon the environment. Pp. 204-212. In: IAEA (International Atomic Energy Agency) (ed.). *Proceedings of the Third International Symposium on the Protection of the Environment from Ionising Radiation*. Vienna, Austria.
- PENTREATH, R.J. 2004. Ethics, genetics and dynamics: an emerging systematic approach to radiation protection of the environment. *Journal of Environmental Radioactivity*, 74: 19-30.
- PENTREATH, R.J. 2005. Concept and use of reference animals and plants. Pp. 411-420. In: IAEA (International Atomic Energy Agency) (ed.). *Protection of the Environment from the Effects of Ionizing Radiation*. IAEA-CN-109. Vienna, Austria.
- PENTREATH, R.J. 2009. Radioecology, radiobiology, and radiological protection: frameworks and fractures. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100(12): 1019-1026.
- PEREIRA, W.S. 2010. O cálculo de dose absorvida como ferramenta de radioproteção ambiental. *Tese de doutorado*. Universidade Federal Fluminense, Niteroi, Rio de Janeiro, Brasil. 262p.
- PEREIRA, W.S.; KELECOM, A.; GOUVEA, R.C.S. & PY JUNIOR, D.A. 2006. O cálculo da dose absorvida em peixes como parâmetro de radioproteção no ambiente marinho. Pp. 23-26. In: IRPA (International Radiological Protection Association) (ed. IRPA) *Anais do Primer congresso americano da IRPA*. Acapulco, México. 323p.
- PEREIRA, W.S.; KELECOM, A. DOS SANTOS GOUVEA, R.C. & PY JUNIOR, D.A. 2007a. Absorbed Dose Rate Due to Intake of Natural Radionuclides by Cará Fish (*Geophagus brasiliensis*, Quoy & Gaimard, 1824) Estimated near the Uranium Mining at Caldas, Minas Gerais, Brazil. 4p. In: ABEN (Associação Brasileira de Energia Nuclear) (ed. ABEN) *International Nuclear*

Atlantic Conference on Nuclear Energy and Energetic Challenges for 21 Century; Santos, SP, Brasil.

PEREIRA, W.S.; KELECOM, A. & PY JÚNIOR, D.A. 2007b. Absorbed Dose Rate Due to Intake of Natural Radionuclides by Tilapia Fish (*Tilapia nilotica*, Linnaeus, 1758) Estimated Near Uranium Anomaly at Santa Quitéria, Ceará, Brazil. 4p. In: ABEN (Associação Brasileira de Energia Nuclear) (ed. ABEN) International Nuclear Atlantic Conference on Nuclear energy and energetic challenges for 21 century, Santos, SP, Brasil.

PEREIRA, W.S.; KELECOM, A. & PY JÚNIOR, D.A. 2008a. Utilização de peixes como biomonitor para fins de radioproteção ambiental em ecossistemas aquáticos continentais. um modelo conceitual, *Oecologia Brasiliensis*, 12(3): 542-552.

PEREIRA, W.S. KELECOM, A. & PY JÚNIOR, D.A. 2008b. Absorbed Dose Rate Due to Intake of Natural Radionuclides by Tilapia Fish (*Tilapia nilotica*, Linnaeus, 1758) Estimated Near Uranium Mining at Caetité, Bahia, Brazil. *AIP Conference Proceedings*, 1034(1), 393-396. DOI: 10.1063/1.2991252

PEREIRA, W.S.; KELECOM, A.; PY JÚNIOR, D.A. & AZEVEDO, D. 2009. Concentration activities of natural radionuclides in three fish species in brazilian coast and their contributions to the absorbed doses. 1p In: C. E. Bonacossa (org.) Anais do 8th LOWRAD INTERNATIONAL CONFERENCE “The effects of low and very low doses of ionizing radiation on human health and biotopes” Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

PEREIRA, W.S.; KELECOM, A. & PY JÚNIOR, D.A. 2010. Activity of natural radionuclides and their contribution to the absorbed dose in the fish cubera snapper (*lutjanus cyanopterus*, cuvier, 1828) on the coast of Ceara, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 58(4): 25-32.

PY JUNIOR, D.A. & PEREIRA, W.S. Modelagem da dispersão de radionuclídeos e cálculo de dose Efetiva anual na Unidade de Concentrado de Urânio (URA), Caetité, BA, Brasil. *Revista Brasileira de Pesquisa e Desenvolvimento*, 4: 1218 - 1222, 2002.

ROCHEDO, E.R.R.; AMARAL, C.S.; GODOY, J.M.O. & WASSERMAM, M.A.V. 2007. *Avaliação de impacto radiológico ambiental. Parte 1 - Liberação rotineiras*. IRD/CNEN, Rio de Janeiro, RJ. 141p.

SMITH, J.T.; BOWES, M.J. & CAILES, C.R. 2011. A review and model assessment of P-32 e P-33 uptake to biota in freshwater systems. *Journal of Environmental Radioactivity*, 102 (4). 317-325 doi:10.1016/j.jenvrad.2010.12.006

TILL, J.E. & MEYER, H.R. 1983. *Radiological assessment: a text book on environmental risk analysis*. US Nuclear Regulatory Commission Publishing, Washington. 865p.

UN (United Nations). 1992. *Rio Declaration on Environment and Development*. United Nations Publishing, Rio de Janeiro, RJ. 19p.

VALVERDE, N.; LEITE, T.E. & MAURMO, A. 2010. *Manual de ações médicas em emergências radiológicas*. Capax editora, Rio de Janeiro 112p.

Submetido em 15/03/2011

Aceito em 14/07/2011