

بررسی میزان جذب و توزیع هسته‌های پرتوزای طبیعی در محصول برنج شهرستان محمودآباد در برآورد ریسک سرطان

وحید چنگیزی^۱، محمدرضا زارع^۲، ساحل کثیری^۳

چکیده

زمینه و هدف: با توجه به حضور منابع پرتوی یونیزان در محیط و احتمال ورودشان به زنجیره غذایی، پرتوزایی طبیعی در محصول برنج شهرستان محمودآباد و اثر آن بر ساکنان این ناحیه باید ارزیابی شود.

روش بررسی: با استفاده از روش‌های استاندارد نمونه برداری، تعداد نقاط و مکان‌های نمونه برداری (حدود ۱۰ نقطه) تعیین شد. پس از ثبت موقعیت جغرافیایی نقاط، ۲ کیلوگرم خاک و ۲ کیلوگرم برنج برداشته و ۲۰ نمونه کدگذاری شد. میزان ۹۵۰ گرم از خاک و برنج آسیاب و با مش ۵۰، به ظروف استاندارد مارینلی منتقل شد. نمونه‌ها کاملاً آب بندی شده و پس از گذشت حدود یک ماه، با آشکارسازهای فوق خالص ژرمانیومی (HPGe) بیناب نمایی شد. سپس پرتوزایی ویژه‌ی هسته‌های پرتوزا در نمونه‌های خاک مزارع و نمونه‌های برنج، فاکتورهای انتقال هسته‌های پرتوزا از خاک به برنج، دوز موثر سالانه و ریسک سرطان ناشی از مصرف برنج در ساکنان این شهرستان اندازه‌گیری شد.

یافته‌ها: دز موثر کل هسته‌های مورد بررسی در سال $\#value$ ، ریسک سرطان در طول عمر ^{238}U از $\#value$ تا $۰/۰۰۰۱۹$ ، ^{232}Ra از $\#value$ تا $۰/۰۰۰۰۸$ ، ^{235}U از $\#value$ تا $۰/۰۰۰۲۷$ ، $^{\text{K}}$ از $۰/۰۰۰۱۴$ تا $۰/۰۰۰۸۲$ و در نهایت برای سزیم صفر به دست آمد.

نتیجه‌گیری: محصول برنج شهرستان محمودآباد از نظر هسته‌های پرتوزا اثر سویی بر سلامتی مردم منطقه نخواهد داشت.

واژه‌های کلیدی: رادیونوکلیدهای طبیعی، اسپکترومتری گاما، فاکتور انتقال، ریسک کانسر، مزارع برنج

دریافت مقاله: اردیبهشت ۱۳۹۸
پذیرش مقاله: شهریور ۱۳۹۸

* نویسنده مسئول:

ساحل کثیری؛

دانشکده پیراپزشکی دانشگاه علوم پزشکی
تهران

Email :
M.Kasiri70@gmail.com

۱ استاد گروه علوم پرتویی، دانشکده پیراپزشکی، دانشگاه علوم پزشکی تهران، تهران، ایران

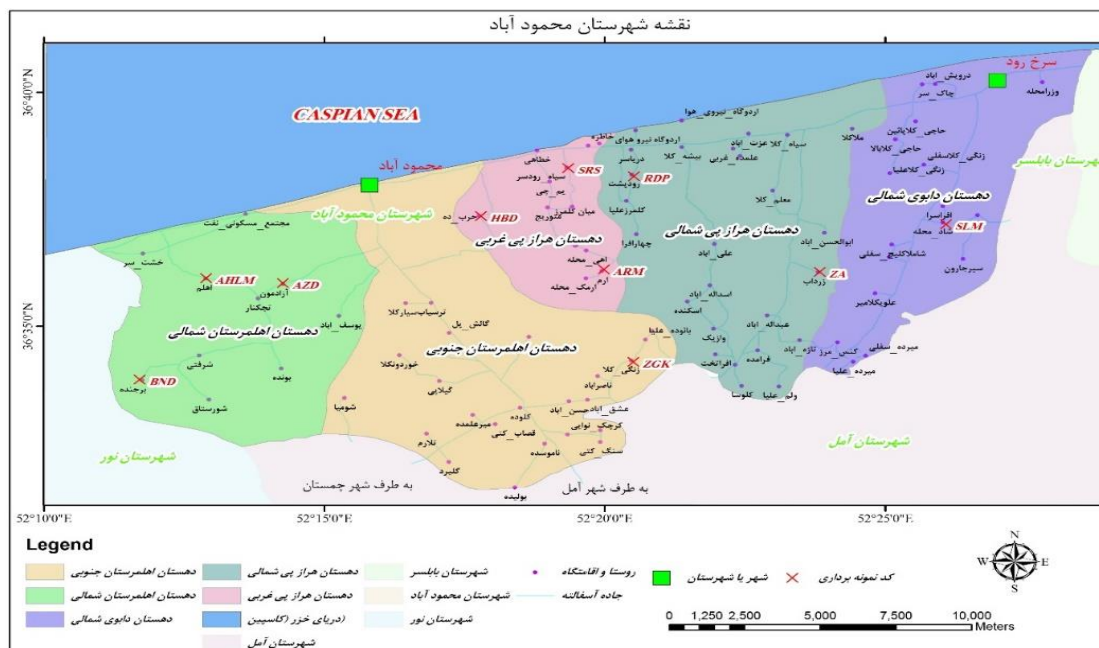
۲ استادیار انسیتیوفیزیک کاربردی، تهران، ایران

۳ کارشناس ارشد رادیوبیولوژی و حفاظت پرتویی، دانشکده پیراپزشکی، دانشگاه علوم پزشکی تهران، تهران، ایران

مقدمه

بخش مهمی از میانگین دوز پرتوی مربوط به ارگانهای مختلف بدن محسوب می‌شود و یکی از مهمترین ارزیابی‌های سلامتی طولانی مدت را ارائه می‌دهد(۶). در میان انواع غذاها، برنج، غذای اصلی مردم شهرستان محمودآباد است. اگرچه سرطان دومین عامل مرگ و میر در شهرستان محمودآباد می‌باشد(۷)، هیچ آمار دقیقی از افراد در حال مرگ(ناشی از سرطان) در این شهرستان وجود ندارد. بنابراین توزیع هسته‌های پرتوزا اجزای گیاهی برنج اطلاعات مهمی را برای فهم دینامیک هسته‌های پرتوزا در مزارع کشاورزی(به‌خصوص مزارع برنج) فراهم می‌آورد. بنابراین، بررسی توزیع این هسته‌های پرتوزا در محصول برنج انجام شد و نتایج آن نیز در برآورد دوز موثر سالانه و ارزیابی ریسک سرطان ناشی از مصرف بیش از حد برنج در شهرستان محمودآباد به‌کار گرفته شد.

بخش عمده‌ای از پرتوگیری‌ها در انسان ناشی از منابع طبیعی است(۱). سطوح پرتوزایی طبیعی در محیط اطرافمان، به دلیل نگرانی‌های عمومی از خطرات ناشی از تابش‌های پرتوزا، همواره در دست بررسی شدید می‌باشد(۲و۳). انتقال هسته‌های پرتوزا(اورانیم، توریم، رادیم و پتاسیم) از خاک به گیاه و توزیعشان میان بخشهای مختلف گیاه بسته به طبیعت خاک دارد. مصرف غذا، علت اصلی پرتوگیری انسان از عناصر پرتوزاست که منجر به دزهای تابشی داخلی می‌شود(۴). تجمع هسته‌های پرتوزا در گیاهان، در فرایند انتقال از خاک به گیاه، پیچیده بوده و ارزیابی آن با استفاده از نسبتی صورت می‌پذیرد که فاکتور انتقال نامیده می‌شود. این نسبت میزان هسته‌های پرتوزایی را نشان می‌دهد که از خاک به یک گیاه وارد شوند(۵). وارد شدن هسته‌های پرتوزا به بدن از طریق غذا،



شکل ۲: مکان‌های نمونه‌برداری شده

جدول ۱: مختصات جغرافیایی نقاط نمونه‌برداری

کد نمونه	نام منطقه	مختصات جغرافیایی	مختصات ثبت شده با GPS
BND.S	روستای برنجه	N36.3357E52.1160	39S0607371 Utm 4047364
HBD.S	روستای حرب ده	N36.389E52.1720	39s 0615219 Utm 4055139
AHLM.S	روستای اهلیم	N36.3554E52.1228	39s0608035 Utm 4051009
ZGK.S	روستای زنگی کلا	N36.3750E52.2439	39s 0626148 Utm 4054831

AZD.S	روستای آزادمون	N36.3614E52.1355	39s0610186 Utm 4051651
SRS.S	روستای سیاهرودسر	N36.3837E52.196	39s0617849 Utm 4050139
RDP.S	روستای رودپشت	N36.3847E52.2042	39s0620234 Utm 4056489
SLM.S	روستای اسلام محله	N36.3710E52.2559	39s 0628140 Utm 4053608
ARM.S	روستای آرم	N36.3454E52.1885	39s0617748 Utm 40492872
ZA.S	روستای زردآب	N36.3631E52.2313	39s0624058 Utm 4052349
BND.R	روستای برنجه	N36.3357E52.1160	39S0607371 Utm 4047364
HBD.R	روستای حرب ده	N36.389E52.1720	39s 0615219 Utm 4055139
AHLM.R	روستای اهلم	N36.3554E52.1228	39s0608035 Utm 4051009
ZGK.R	روستای زنگی کلا	N36.3750E52.2439	39s 0626148 Utm 4054831
AZD.R	روستای آزادمون	N36.3614E52.1355	39s0610186 Utm 4051651
SRS.R	روستای سیاهرودسر	N36.3837E52.196	39s0617849 Utm 4050139
RDP.R	روستای رودپشت	N36.3847E52.2042	39s0620234 Utm 4056489
SLM.R	روستای اسلام محله	N36.3710E52.2559	39s 0628140 Utm 4053608
ARM.R	روستای آرم	N36.3454E52.1885	39s0617748 Utm 40492872
ZA.R	روستای زردآب	N36.3631E52.2313	39s0624058 Utm 4052349

روش بررسی

ابتدا پس از حاضر شدن در منطقه‌ی نمونه‌برداری، مختصات جغرافیایی مزرعه‌ی موردنظر با استفاده از یک دستگاه GPS ثبت شد. از آنجاکه برای اندازه‌گیری نمونه‌ها از ظروف اندازه‌گیری استاندارد بین‌المللی ۴۵۰ ml و ۱۰۰۰ ml بر اساس پیشنهاد کمیته بین‌المللی فنون الکتریکی استفاده شده، حجم نمونه‌های خاکی آسیاب شده با مش نمره‌ی ۵۰، حدود یک لیتر (حدود ۹۵۰ گرم) بوده و حجم نمونه‌های برنج آسیاب شده با مش نمره‌ی ۱، حدود یک لیتر (حدود ۵۰۰ گرم) می‌باشند. بنابراین، ۵۰۰ گرم برنج و خاک از هر چهار گوشه و مرکز مزرعه با قیچی چیده شده، با ترازو وزن گردیده و درون کیسه پلاستیکی ریخته می‌شود. در پایان، تمام نمونه‌های خاک چهار گوشه و مرکز مزرعه و همچنین

نمونه‌های برنج، با هم ترکیب شده و به‌صورت یک نمونه واحد در می‌آید. ۲ کیلوگرم جهت آزمایشگاه طیف سنجی، درون کیسه پلاستیکی ریخته می‌شود. برای خشک کردن مجدد نمونه‌های خاک در آزمایشگاه خاک و گیاه، به‌مدت ۲۴ ساعت در درجه حرارت ۱۱۰ درجه سلسیوس در داخل کوره قرار می‌دهیم. نمونه‌های برنج چون نسبت به نمونه‌های خاک، آب کمتری داشتند با قرار دادن در هوای آزاد و زیر نور آفتاب به اندازه‌ی کافی خشک شده و نیاز به خشک شدن مجدد ندارند. برای آماده‌سازی نمونه‌های برنج، ابتدا دانه‌های برنج را از ساقه جدا کرده و نمونه‌ها با دستگاه آسیاب گیاهی، آسیاب می‌شوند. نمونه‌ها در حین آسیاب، از مش عبور داده می‌شوند تا نمونه‌ی به‌دست آمده کاملاً ریز و یکنواخت شود. بعد از اینکه نمونه‌های خاک به‌مدت ۲۴ ساعت در داخل کوره حرارت



داده شدند، نمونه‌ها را از داخل کوره بیرون آورده، هر نمونه خاک در داخل سینی مخصوص ریخته می‌شود؛ سپس مقداری از خاک درون سینی را به درون هاون می‌ریزیم تا کاملاً له شود و بعد خاک له شده را درون مش ریخته و الک می‌کنیم. بر طبق مطالعات انجام شده از مش شماره‌ی ۵۰ (۳۰۰ میکرومتر) با استاندارد ASTM، جهت غربال کردن نمونه‌ها استفاده شد و دلیل آن را می‌توان در اثرگذاری بهینه این سایز در منحنی کالیبراسیون بازدهی آشکارسازهای به‌کاربرده شده توجیه کرد (۸ و ۹). سپس نمونه‌های خاک و برنج به ترتیب به داخل ظروف منتقل می‌شوند. با توجه به اینکه وزن خالص نمونه‌های برنج باید ۴۴۰ گرم و وزن خالص نمونه‌های خاک باید ۹۵۰ گرم باشد، در حین توزین نمونه، وزن ظرف خالی را باید در نظر گرفت تا وزن خالص نمونه به دست آید. در ظرف مارینلی محکم بسته شده، درزگیری می‌شود و سپس شناسه‌ی مربوط به نمونه بر روی ظرف نصب می‌شود. سپس نمونه‌ها به مدت یک ماه سیلد شده و در جای خنک و به دور از نور نگه‌داری می‌شوند تا تعادل اکتیویته بین رادیونوکلئیدهای مادر و محصولات واپاشی مربوط برقرار گردد. بعد از سپری شدن این مدت زمان، نمونه‌ها جهت انجام فرایند طیف‌نگاری به آزمایشگاه اسپکترومتری گاما منتقل می‌شوند (۱۰).

داده شدند، نمونه‌ها را از داخل کوره بیرون آورده، هر نمونه خاک در داخل سینی مخصوص ریخته می‌شود؛ سپس مقداری از خاک درون سینی را به درون هاون می‌ریزیم تا کاملاً له شود و بعد خاک له شده را درون مش ریخته و الک می‌کنیم. بر طبق مطالعات انجام شده از مش شماره‌ی ۵۰ (۳۰۰ میکرومتر) با استاندارد ASTM، جهت غربال کردن نمونه‌ها استفاده شد و دلیل آن را می‌توان در اثرگذاری بهینه این سایز در منحنی کالیبراسیون بازدهی آشکارسازهای به‌کاربرده شده توجیه کرد (۸ و ۹). سپس نمونه‌های خاک و برنج به ترتیب به داخل ظروف منتقل می‌شوند. با توجه به اینکه وزن خالص نمونه‌های برنج باید ۴۴۰ گرم و وزن خالص نمونه‌های خاک باید ۹۵۰ گرم باشد، در حین توزین نمونه، وزن ظرف خالی را باید در نظر گرفت تا وزن خالص نمونه به دست آید. در ظرف مارینلی محکم بسته شده، درزگیری می‌شود و سپس شناسه‌ی مربوط به نمونه بر روی ظرف نصب می‌شود. سپس نمونه‌ها به مدت یک ماه سیلد شده و در جای خنک و به دور از نور نگه‌داری می‌شوند تا تعادل اکتیویته بین رادیونوکلئیدهای مادر و محصولات واپاشی مربوط برقرار گردد. بعد از سپری شدن این مدت زمان، نمونه‌ها جهت انجام فرایند طیف‌نگاری به آزمایشگاه اسپکترومتری گاما منتقل می‌شوند (۱۰).

آشکارساز مورد استفاده در این پژوهش، یک آشکارساز ژرمانیوم فوق خالص (HPGe) هم محور از نوع P و بازده نسبی ۳۸/۵ درصد می‌باشد. پس از طیف‌گیری از چشمه‌های موردنظر با استفاده از نرم افزار

• محاسبه‌ی رادیواکتیویته
میزان فعالیت ویژه‌ی هر یک از هسته‌های موردنظر را از طریق رابطه‌ی زیر می‌توان به دست آورد (۱۱).

$$\text{Activity}(bqkg^{-1}) = \frac{\text{NET AREA}}{(\%)(BRWT)} \times 100 \quad (\text{رابطه ۱})$$

در رابطه‌ی بالا، Net Area سطح خالص هر پیک، T مدت زمان طیف‌گیری از نمونه بر حسب ثانیه (منظور از T زمان زنده‌ی طیف‌نگاری است)، ε بازدهی آشکارساز به درصد، W وزن نمونه‌ها و (B.R) نسبت انشعابی برای انرژی موردنظر می‌باشد.

• ارزیابی فاکتور انتقال

مکانیسم انتقال رادیونوکلئیدها توسط یک پارامتر به نام TF نشان داده می‌شود. فاکتور انتقال خاک به گیاه برای برنج با استفاده از رابطه‌ی زیر برآورد خواهد شد:

$$TF = \frac{C_i^P}{C_i^S} \left(\frac{bqkg^{-1}, dry weight}{bqkg^{-1}, dry weight} \right) \quad (\text{رابطه ۲})$$

درحالی‌که C_i^P غلظت رادیونوکلئید در گیاه بر حسب بکرل بر کیلوگرم و C_i^S غلظت رادیونوکلئید در خاک بر حسب بکرل بر کیلوگرم است (۱۲ و ۱۳).

یافته‌ها

جدول ۲: غلظت اکتیویته ^{238}U ، ^{232}Th ، ^{40}K ، ^{137}CS ، ^{226}Ra و ^{235}U و فاکتور انتقال آنها

Location	Sample type	Radioactivity concentration						Transfer factor					
		^{238}U	^{235}U	^{226}Ra	^{232}Th	^{137}CS	^{40}K	^{238}U	^{235}U	^{226}Ra	^{232}Th	^{137}CS	^{40}K
AHLM	Soil	۳۹/۲۳±۱۰/۸	۱/۹۲±۰/۷۵	۳۵/۳۷±۰/۵۶	۳۸/۰۳±۰/۸۹	۵/۶۶±۰/۲۷	۵۴۴/۴۳±۸/۴۹						
	Rice	۱۰/۰۲±۲/۹۳	Value	Value	Value	.	۴۸/۵۹±۰/۳۲	۰/۱۲±۰/۰۵	value	value	value	.	۰/۱۱±۰/۰۰
ARM	Soil	۲۲/۳۳±۶/۷۰	value	۳۰/۰۰±۰/۵۲	۳۲/۴۳±۰/۸۰	۱/۶۲±۰/۲۰	۴۳۵/۰۷±۱۷/۱۷						
	Rice	۹/۰۰±۳/۴۶	value	value	value	.	۴۵/۸۳±۱/۳۳	۰/۴۰±۰/۲۰	value	value	value	.	۰/۱۱±۰/۰۰
AZD	Soil	۷۵/۲۰±۱/۱۶	value	۳۴/۰۸±۰/۷۲	۳۳/۴۱±۱/۱۳	۶/۱۹±۰/۳۸	۴۶/۹۱±۸/۸۳						
	Rice	value	value	value	value	.	۴۴/۸۹±۱/۱۸	value	value	value	value	.	۰/۱۱±۰/۰۰
RDP	Soil	۴۸/۳۰±۶/۴۳	value	value	۳۳/۸۱±۰/۹۹	۴/۸۶±۰/۳۹	۴۳۸/۲۷±۷/۵۵						
	Rice	۲۲/۱۵±۷/۵۳	value	value	۱۹/۳۸±۰/۵۵	۲/۶۸±۰/۲۰	۲۴۲/۵۵±۳/۳۷	۰/۴۶±۰/۲۲	value	value	۰/۵۷±۰/۰۲	۰/۵۵±۰/۰۰	۰/۵۵±۰/۰۱
SRS	Soil	۴۰/۱۹±۴/۲۳	value	۲۷/۹۲±۰/۶۴	۳۱/۷۹±۱/۰۳	۵/۰۴±۰/۲۳	۴۲۷/۲۱±۵/۴۷						
	Rice	value	value	۲/۵۷±۰/۱/۲۱	value	.	۴۹/۱۷±۱/۲۲	value	value	۰/۰۹±۰/۰۱	value	.	۰/۱۲±۰/۰۰

HRBD	Soil	۳۷/۴۷±۱۱/۰۸	value	۳۱/۳۱±۰/۵۶	۳۴/۴۶±۰/۸۲	۶/۵۳±۰/۲۶	۴۹۹/۵۵±۷/۶۵						
	Rice	value	value	value	value	.	۵۰/۱۹±۱/۶۸	value	value	value	value	.	۰/۱۰±۰/۰۰
BRND	Soil	۴۴/۴۸±۲/۸۴	value	۳۱/۳۷±۰/۶۶	۳۰/۸۳±۰/۹۹	۶/۲۹±۰/۴۰	۴۴۱/۱۸±۷/۶۹						
	Rice	۲۱/۰۱±۴/۸۳	value	value	value	.	۵۵/۶۵±۱/۵۵	۰/۴۷±۰/۱۷	value	value	value	.	۰/۱۳±۰/۰۰
ZA	Soil	۳۵/۰۷±۵/۱۶	۳/۲۸±۱/۳۴	۲۶/۰۴±۰/۹۲	۳۰/۸۴±۰/۸۷	۵/۲۲±۰/۳۹	۴۳۱/۳±۷/۵۴						
	Rice	value	value	۱/۵۴±۰/۲۹	value	.	۴۲/۶۸±۱/۶۹	value	value	۰/۰۶±۰/۰۱	value	۰/۰۲±۰/۰۱	۰/۱۰±۰/۰۰
SLM	Soil	value	value	۲۸/۶۷±۰/۴۸	۳۳/۷۳±۰/۸۹	۳/۱۲±۰/۱۹	۴۴۹/۱۲±۶/۹۸						
	Rice	value	value	value	value	.	۴۵/۸۶±۱/۸۷	value	value	value	value	.	۰/۱۰±۰/۰۰
ZNGK	Soil	۲۱/۸۳±۸/۹۴	value	۲۸/۴۴±۰/۴۲	۳۵/۱۴±۰/۶۲	۵/۱۷±۰/۲۱	۴۹۸/۹۰±۷/۵۵						
	Rice	۱۷/۶۲±۴/۷۰	value	value	value	.	۵۱/۰۵±۱/۶۶	۰/۸۱±۰/۴۰	value	value	value	.	۰/۱۰±۰/۰۰

محصول خیلی مهم است و نقش حیاتی در توانایی تطابق گیاهان با فشار محیطی ایفا می‌کند (۱۴). بنابراین در مقایسه با رادیوم و توریوم و اورانیوم و سزیم، پتاسیم بالاترین مقدار میانگین فاکتور انتقال (۰/۱۵) را دارد که بیشتر از مقدار گزارش شده توسط آژانس می‌باشد (۱۵).

• فاکتور انتقال خاک به برنج ^{137}CS

فاکتور انتقال ^{137}CS برای روستای رودپشت (۰/۵۵) بیست و هفت و نیم برابر روستای زرداب (۰/۰۲) می‌باشد. بقیه نقاط مطالعه، فاکتور انتقال ^{137}CS آنها با هم برابر و صفر است.

• ارزیابی جذب روزانه

جذب روزانه هسته‌های پرتوزای در دست بررسی طبق فرمول زیر محاسبه خواهد شد:

$$D_{int} = \frac{A_c \times A_{ig}}{Y_d} \quad (\text{رابطه ۳})$$

جذب روزانه هسته‌های پرتوزا برحسب بکرل بر روز توسط افراد، غلظت اکتیویته‌ی هسته‌ی پرتوزا برحسب بکرل بر کیلوگرم، مصرف سالانه ماده غذایی حاوی هسته پرتوزا به ازای هر سرانه و تعداد روزهای یک سال است (۱۶).

• ارزیابی دوز مصرف انسان

دوز موثر سالانه‌ی یک فرد به‌موجب جذب هسته‌های پرتوزای در دست بررسی با فرمول زیر محاسبه خواهد شد (۱۶):

$$E_{eff} = A_c \times A_{ig} \times D_{cf} \quad (\text{رابطه ۴})$$

E_{eff} دوز موثر جمعی سالانه بر حسب میکروسیورت بر سال برای یک فرد در نتیجه‌ی خوردن هسته‌ی پرتوزا را مشخص می‌کند، A_c غلظت اکتیویته میانگین هسته‌های پرتوزا بر حسب بکرل بر کیلوگرم، A_{ig} جذب سالانه ماده غذایی بر حسب کیلوگرم به ازای هر سرانه مصرف ماده غذایی در محمودآباد بر حسب کیلوگرم در سال و D_{cf} فاکتور تبدیل دوز خوراکی برای هسته‌های پرتوزا مورد نظر که ۲/۸ برای ^{226}Ra و ^{232}Th و ^{238}U برای

غلظت‌های اکتیویته‌ی نشان داده شده در جدول ۲ بر اساس وزن خشک نمونه‌ها می‌باشد. ^{40}K ، بالاترین غلظت را نسبت به سایر رادیونوکلئیدها در تمامی نمونه‌های خاک دارد. به‌ویژه بالاترین اکتیویته ^{40}K مربوط به روستای اهلم با غلظت $۵۴۴/۴۳ \pm ۸/۴۹$ است درحالی‌که کمترین اکتیویته‌ی آن مربوط به روستای سیاهرودسر با غلظت $۴۲۷/۲۱ \pm ۷/۴۷$ می‌باشد. تجمع پتاسیم در بیشتر نقاط دست بررسی ممکن است متاثر از چندین فاکتور مثل ظرفیت تبادل کاتیون (CEC) در خاک، ترکیب خاک و PH خاک و ... باشد.

مشابه با خاک، در نمونه‌های برنج نیز ^{40}K بیشترین اکتیویته را نسبت به سایر رادیونوکلئیدها دارد. بالاترین اکتیویته‌ی پتاسیم مربوط به روستای رودپشت بود با غلظت $۵۴۲/۵۵ \pm ۳/۳۷$ می‌باشد و کمترین اکتیویته مربوط به روستای زرداب بود با غلظت آن $۴۲/۶۸ \pm ۱/۶۸$.

میانگین غلظت اکتیویته‌ی ^{238}U در نمونه‌های برنج $۲۲/۱۵ \pm ۷/۵۳$ ، $۱۰/۰۲ \pm ۲/۹۳$ ، $\#value$ ، $۹/۰۰ \pm ۳/۴۶$ ، $\#value$ ، $۲۳/۰۱ \pm ۴/۷۳$ ، $\#value$ ، $۱۷/۶۲ \pm ۴/۷۰$ بکرل بر کیلوگرم گزارش شده است که به‌ترتیب برای: رودپشت، اهلم، آرم، زرداب، آزادمون، برنجه، حربه، اسلام محله، سیاهرودسر و زنگی کلا می‌باشد. بالاترین اکتیویته‌ی ^{238}U مربوط به روستای رودپشت بوده با غلظت $۲۲/۱۵ \pm ۷/۵۳$ و بقیه نقاط به جز اهلم و آرم و برنجه و زنگی کلا کمترین اکتیویته را با غلظت $\#value$ دارند.

• فاکتور انتقال خاک به برنج

مقدار میانگین فاکتور انتقال اورانیوم، رادیوم و توریوم برای شهرستان محمودآباد کمتر از مقدار قابل اندازه‌گیری ($\#value$) بوده که کمتر از مقدار گزارش شده توسط IAEA ۲۰۱۰ برای این رادیونوکلئید می‌باشد.

• فاکتور انتقال خاک به برنج ^{40}K

پتاسیم یک ماده‌ی مغذی اساسی برای گیاهان است. بالا بودن مقادیر فاکتور انتقال پتاسیم به دلیل این حقیقت است که پتاسیم برای حاصلخیزی

$$E_t = \Sigma[(A_{CF}^f \times C_y^f)] D_{CF}^r \quad (\text{رابطه ۵})$$

که F گروه غذایی، A_{CF}^f غلظت اکتیویته میانگین هسته‌های پرتوزا بر حسب بکرل برکیلوگرم، C_y^f میزان مصرف به ازای هر سرانه مصرف در سال بر حسب کیلوگرم و D_{CF}^r ضریبی برای جذب با خوردن هسته‌های پرتوزا (r) بر حسب بکرل برسیورت می‌باشد (۱۹). لازم به ذکر است که میانگین دوز موثر کل جهانی، ۲۹۰ میکروسیورت بر سال است (۲۰).

^{232}Th و ^{238}U برای $10^{-9} \times 6/2$ K و $10^{-9} \times 7/6$ برای ^{238}U و $10^{-9} \times 8/3$ برای ^{235}U می‌باشد (۱۷). لازم به ذکر است که میانگین دوز موثر جهانی برای سری‌های اورانیوم و توریم، ۱۲۰ میکروسیورت بر سال، برای پتاسیم ۱۷۰ میکروسیورت بر سال است (۱۸). دوز خوراکی کل (جمع) به موجب جذب هسته‌های پرتوزا در نتیجه‌ی مصرف ماده غذایی با استفاده از فرمول زیر محاسبه خواهد شد:

جدول ۳: جذب روزانه ^{238}U ، ^{235}U ، ^{226}Ra ، ^{232}Th ، ^{137}CS ، ^{40}K و دوز موثر سالانه

Location	Daily intake						Annual committed effective dose					
	^{238}U	^{235}U	^{226}Ra	^{232}Th	^{137}CS	^{40}K	^{238}U	^{235}U	^{226}Ra	^{232}Th	^{137}CS	^{40}K
AHLM	$39/23 \pm 1/0.8$	$1/92 \pm 0/175$	$35/37 \pm 0/56$	$38/0.3 \pm 0/89$	$5/66 \pm 0/27$	$544/43 \pm 8/49$	$0/12 \pm 0/05$	value	value	value	.	$0/11 \pm 0/00$
ARM	$22/33 \pm 6/70$	value	$30/00 \pm 0/52$	$32/43 \pm 0/80$	$1/62 \pm 0/20$	$435/07 \pm 7/17$	$0/40 \pm 0/20$	value	value	value	.	$0/11 \pm 0/00$
AZD	$75/20 \pm 1/16$	value	$34/08 \pm 0/72$	$33/41 \pm 1/13$	$6/19 \pm 0/38$	$469/91 \pm 8/83$	value	value	value	value	.	$0/11 \pm 0/00$
RDP	$48/30 \pm 6/43$	value	value	$33/81 \pm 0/99$	$4/86 \pm 0/39$	$438/27 \pm 7/55$	$0/46 \pm 0/22$	value	value	value	$0/57 \pm 0/02$	$0/55 \pm 0/01$
SRS	$40/19 \pm 4/23$	value	$27/92 \pm 0/64$	$31/79 \pm 1/03$	$5/04 \pm 0/23$	$427/21 \pm 7/47$	value	value	value	.	.	$0/00$
	$0/95 \pm 0/28$	Value	value	value	.	$12/21 \pm 0/33$	$0/000026 \pm 0/000008$	value	value	value	.	$0/00027 \pm 0/000007$
HRBD	$1/80 \pm 0/69$	value	value	value	.	$9/17 \pm 0/27$	$0/000026 \pm 0/000019$	value	value	value	.	$0/000027 \pm 0/000006$
	value	value	value	value	.	$8/98 \pm 0/24$	value	value	value	value	.	$0/000020 \pm 0/000005$
BRND	$4/43 \pm 1/51$	value	value	$3/88 \pm 0/11$	$0/54 \pm 0/00$	$48/51 \pm 0/67$	$0/000113 \pm 0/000042$	value	value	$0/000325 \pm 0/000025$	$0/000025 \pm 0/000015$	$0/000109 \pm 0/000015$
	value	value	$0/51 \pm 0/08$	value	.	$0/83 \pm 0/24$	value	value	$0/000526 \pm 0/000043$	value	.	$0/000233 \pm 0/000008$
ZA	value	value	value	value	.	$10/04 \pm 0/34$	value	value	value	value	.	$0/000237 \pm 0/000008$
	$4/20 \pm 0/95$	value	value	value	.	$11/13 \pm 0/31$	$0/000117 \pm 0/000026$	value	value	value	.	$0/00027 \pm 0/000007$
SLM	value	value	$0/31 \pm 0/09$	value	$0/00 \pm 0/02$	$8/54 \pm 0/34$	value	value	$0/00066 \pm 0/0000315$	value	$0/000001 \pm 0/000000$	$0/000193 \pm 0/000008$
	value	value	value	value	.	$9/17 \pm 0/33$	$0/000098 \pm 0/000026$	value	value	value	.	$0/00023 \pm 0/000008$
ZNGK	$3/53 \pm 0/94$	value	value	value	.	$10/21 \pm 0/33$	$3/53 \pm 0/94$	value	value	value	.	$10/21 \pm 0/33$

• ریسک سرطان در طول عمر

ریسک سرطان در طول عمر به موجب مصرف ماده غذایی حاوی هسته‌های پرتوزا با استفاده از فرمول زیر محاسبه خواهد شد (۲۱):

$$ELCR = A_{ir} \times A_{is} \times R_c \quad (\text{رابطه ۶})$$

نتایج جدول ۳ نشان می‌دهد که این منطقه از نظر دوز موثر سالانه‌ی توریم، رادیوم، اورانیوم و پتاسیم با توجه به استانداردهای آژانس در محدوده‌ی مجاز است ولی سزیم چون از جمله عناصر پرتوزای مصنوعی می‌باشد، وجود آن در منطقه به هر اندازه‌ای غیرمجاز است.

نمونه‌های برنج این پژوهش به ترتیب، ۲/۳۷۵، ۰/۳۵ و ۰/۸۱ برابر بزرگتر از مطالعه‌ی فعلی است (۲۳). در این منطقه مشکلات زیادی در زمینه‌ی آمار و ارقام مربوط به افراد مبتلا به سرطان وجود دارد. توصیه می‌شود ویژگی‌های زمین‌شناسی منطقه تعیین و برای تحلیل نتایج حاصل از این پژوهش استفاده گردد. همچنین بازدهی آشکارساز از طریق شبیه‌سازی با استفاده از مونت کارلو نیز محاسبه و در نهایت، نتایج هر دو حالت شبیه‌سازی و آزمایشگاهی با یکدیگر مقایسه شود.

نتیجه‌گیری

نتایج این مطالعه نشان می‌دهد که جذب رادیونوکلئید از طریق مصرف برنج هیچ اثر سویی روی سلامتی عموم ندارد. نتایج این کار را می‌توان به‌عنوان اطلاعات پایه در مورد فاکتور انتقال و پرتوگیری جامعه عمومی با هسته‌های پرتوزا در اثر مصرف برنج یا سایر مواد غذایی به کار برد. با توجه به آغاز فعالیت هسته‌ای کشور ایران و دیگر کشورهای منطقه، انجام چنین پژوهش‌هایی برای تهیه نقشه‌ی پرتوزایی کشور پیشنهاد می‌شود. همچنین استفاده از کود فسفات در زمین‌های کشاورزی، سبب چندبرابر شدن میزان هسته‌های پرتوزا در خاک و به‌دنبال آن افزایش میزان غلظت هسته‌های پرتوزا در گیاهان و مواد غذایی می‌گردد که توصیه می‌شود در بررسی علت افزایش سرطان در منطقه، مورد بررسی قرارگیرد.

تشکر و قدردانی

این تحقیق قسمتی از پایان‌نامه‌ی کارشناسی ارشد رشته رادیوبیولوژی و حفاظت پرتویی با شماره‌ی ۲۸۰/۳/۲۹ دانشگاه علوم پزشکی تهران است.

تا ۰/۰۰۰۸۲ و در نهایت برای سزیم از ۰/۰۰ تا ۰/۰۰۰۰۱ به‌دست آمد؛ که با توجه به استاندارد آژانس، ریسک سرطان در طول عمر در نتیجه‌ی مصرف برنج حاوی هسته‌های پرتوزای توریم، رادیوم، اورانیوم و پتاسیم در شهرستان محمودآباد در محدوده‌ی مجاز است. در مطالعه‌ای که بر روی برنج در ایالت sungaibesar مالزی صورت گرفت، مقدار جذب روزانه‌ی رادیوم، توریم و پتاسیم به ترتیب ۰/۲۶-۰/۶، ۰/۵-۱/۵ و ۱۳/۱-۱۷/۵ به‌دست آمد که جذب روزانه پتاسیم از نمونه‌های برنج این پژوهش ۱/۸۶ برابر بزرگتر از این مطالعه می‌باشد و جذب روزانه رادیوم و توریم کمتر از این مطالعه است و مقدار جذب روزانه‌ی رادیوم و توریم در ایالت kampungsakan به ترتیب، ۰/۷۰-۰/۴۳، ۱/۷-۱/۲، ۲۲/۹-۲۵/۷ به‌دست آمد که جذب روزانه‌ی پتاسیم از نمونه‌های برنج این پژوهش ۱/۱۷ برابر بزرگتر از این مطالعه می‌باشد و جذب روزانه‌ی رادیوم و توریم کمتر از این مطالعه است و در ایالت kampungpermatangtoklabu به ترتیب، ۰/۹۹-۰/۴۹، ۳-۱/۳ و ۲۱/۸-۲۵/۷ به‌دست آمد که جذب روزانه پتاسیم از نمونه‌های برنج این پژوهش ۱/۲۰ برابر بزرگتر از این مطالعه می‌باشد و جذب روزانه رادیوم و توریم کمتر از این مطالعه است دوز موثر سالانه به ترتیب، ۷۱/۷-۴۴، ۱۴۱/۸-۱۴۱/۱، ۵۸/۰۲-۵۱/۵ میکرو سیورت بر سال بود که دوز موثر ناشی از پتاسیم موجود در نمونه‌های برنج این پژوهش بیشتر از نمونه‌های برنج مطالعه فعلی می‌باشد و دوز موثر ناشی از رادیوم و توریم در نمونه‌های برنج این پژوهش نیز بیشتر از این مطالعه است، دوز موثر کل، ۲۶۶/۱-۲۱۴/۵ میکرو سیورت بر سال است که دز موثر کل ناشی از هسته‌های پرتوزای موجود در نمونه‌های برنج این پژوهش ۲۴۰/۳ برابر بیشتر از مطالعه فعلی می‌باشد و ریسک سرطان در طول عمر به ترتیب، 1.9×10^{-4} ، 9.5×10^{-5} و 3.9×10^{-4} به‌دست آمد که ریسک سرطان در طول عمر ناشی از هسته‌های پرتوزای رادیوم و توریم و پتاسیم موجود در

منابع

1. Hasan HI & Mheemeed AK. Transfer of k^{40} from soil to plants in an agricultural field and its EDE from milk ingestion. Damascus University Journal for Basic Sciences 2008; 24(2): 43-59.
2. Hosseini T, Fathivand AA, Barati H & Karimi M. Assessment of radionuclides in imported foodstuffs in Iran. Journal Radiation Research 2006; 4(3): 149-53.
3. Al-Kharouf SJ, Al-Hamarneh IF & Dababneh M. Natural radioactivity, dose assessment and uranium uptake by agricultural crops at Khan Al-Zabeeb, Jordan. Journal of Environmental Radioactivity 2008; 99(7): 1192-9.
4. Choi MS, Lin XJ, Lee SA, Kim W, Kang HD, Doh SH, et al. Daily intakes of naturally occurring radioisotopes in typical Korean Foods. Journal of Environmental Radioactivity 2008; 99(6): 1319-23.

5. Tahir SN, Jamil K, Zaidi JH, Arif M, Ahmed N & Ahmad SA. Measurements of activity concentrations of naturally occurring radionuclides in soil samples from Punjab province of Pakistan and assessment of radiological hazards. *Radiation Protection Dosimetry* 2005; 113(4): 421-7.
6. Abbady A. Level of natural radionuclides in foodstuffs and resultant annual ingestion radiation dose. *Nuclear Science and Techniques* 2006; 17(5): 297-300.
7. Ministry of Health and Medical Education. System of registration and classification of causes of death. Available at: <http://registry.behdasht.gov.ir/uploads/Death-Registry-Ms.Aghamohammadi.pdf>. 2011.
8. Croudace IW. A reliable and accurate procedure for preparing low-activity efficiency calibration standards for germanium Gamma-ray spectrometers. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 1991; 153(1): 151-62.
9. Uchida S, Tagami K, Shang ZR & Choi YH. Uptake of radionuclides and stable elements from paddy soil to rice: A review. *Journal of Environmental Radioactivity* 2009; 100(9): 739-45.
10. Naveed A, Tufail M, Ashraf M & Iqbal MM. Measurement of environmental radioactivity for estimation of radiation exposure from saline soil of Lahore, Pakistan. *Journal of Radiation Measurements* 2005; 39(1): 11-4.
11. Ramasamy V, Senthil S, Meenakshisundaram V & Gajendran V. Measurement of natural radioactivity in beach sediments from north east coast of Tamilnadu, India. *Research Journal of Applied Sciences, Engineering and Technology* 2009; 1(2): 54-8.
12. Keum DK, Lee HS, Kang HS, Jun I, Choi YH & Lee CW. Predicting the transfer of ^{137}Cs to rice plants by a dynamic compartment model with a consideration of the soil properties. *Journal of Environmental Radioactivity* 2007; 92(1): 1-15.
13. International Atomic Energy Agency. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Available at: https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/trs472_web.pdf. 2010.
14. Pulhani VA, Dafauti S, Hegde AG, Sharma RM & Mishra UC. Uptake and distribution of natural radioactivity in wheat plants from soil. *Journal of Environmental Radioactivity* 2005; 79(3): 331-46.
15. Sheppard SC & Evenden WG. Critical compilation and review of plant/soil concentration ratios for Uranium, thorium and lead. *Journal of Environmental Radioactivity* 1988; 8(3): 255-85.
16. Khandaker MU, Jojo PJ, Kassim HA & Amin YM. Radiometric analysis of construction materials using HPGe gamma-ray spectrometry. *Radiation Protection Dosimetry* 2012; 152(1-3): 33-7.
17. International Atomic Energy Agency. Radiation protection and safety of radiation sources: International basic safety standards. Available at: https://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/p1531interim_web.pdf. 2011.
18. Tsukada H, Hasegawa H, Hisamatsu S & Yamasaki S. Transfer of ^{137}Cs and stable Cs from paddy soil to polished rice in Aomori, Japan. *Journal of Environmental Radioactivity* 2002; 59(3): 351-63.
19. Papachristodoulou CA, Assimakopoulos PA, Ioannides KG & Patronis NE. Use of HPGe gamma-ray spectrometry to assess the isotopic composition of uranium in Soils. *Journal of Environmental Radioactivity* 2003; 64(2-3): 195-203.
20. Patra AC, Mohapatra S, Sahoo SK, Lenka P, Dubey JS, Tripathi RM, et al. Age-dependent dose and health risk due to intake of uranium in drinking water from Jaduguda, India. *Radiation Protection Dosimetry* 2013; 155(2): 210-6.
21. Miah FK, Roy S, Touhiduzzaman M & Alam B. Distribution of radionuclides in Soil samples in and around Dhaka city. *Journal of Applied Radiation and Isotopes* 1998; 49(1-2): 133-7.
22. United States Environmental Protection Agency. Federal guidance report No.13: Cancer risk coefficients for environmental exposure to radionuclides. Available at: https://www.energy.gov/sites/prod/files/2018/02/f49/EPA%201999_FGR13.pdf. 1999.
23. Asaduzzaman KH, Khandaker MU, AminYM & Mahat R. Uptake and distribution of natural radioactivity in Rice from Soil in north and west part of peninsular Malaysia for the estimation of ingestion dose to man. *Annals of Nuclear Energy* 2015; 76(1): 85-93.

Investigation of Absorption and Distribution of Natural Radionuclides in the Rice Product in Mahmood Abad City to Estimate Cancer Risk

Vahid Changizi¹ (Ph.D.) - Mohammad Reza Zare² (Ph.D.) - Sahel Kasiri³ (M.S.)

1 Professor, Department of Radiation Sciences, School of Allied Medical Sciences, Tehran University of Medical Sciences, Tehran, Iran

2 Assistant Professor, Institute of Applied Physics, Tehran, Iran

3 Master of Science in Radiobiology and Radiation Protection, School of Allied Medical Sciences, Tehran University of Medical Sciences, Tehran, Iran

Abstract

Received: Apr 2019

Accepted: Aug 2019

Background and Aim: Due to the presence of ionizing radiation sources in the environment and their potential to enter the food chain, the natural radiation in the rice product of Mahmood Abad residents of this area should be evaluated.

Materials and Methods: Using standard sampling methods, the number of sampling points and locations (about 10 points) was determined. After recording the geographical location of the sites, 2 kg of soil and 2 kg of rice were removed and 20 samples were coded. 950 g of soil and rice were milled and transferred to standard Marinelli dishes with 50 mesh. The samples were completely sealed and after about one month, they were visualized with ultra-pure germanium detectors (HPGe). Subsequently, specific radionuclide radiosensitivity in soil and rice soil samples, radionuclide transfer factors from soil to rice, annual effective dose and risk of cancer due to rice consumption were measured.

Results: Effective total dose of nuclei studied in #value, lifetime cancer risk of ²³⁸U from #value to 0.00019, ²²⁶Ra from #value to 0.00008, ²³⁵U #value, ²³²Th from #value to 0.00027, ⁴⁰K From 0.00014 to 0.00082 and finally it was zero for cesium.

Conclusion: There is no harmful effect on the people of the region regarding the radionuclides of rice.

Keywords: Natural Radionuclides, Gamma Spectrometry, Transfer Factor, Cancer Risk, Rice Fields

* Corresponding Authors:

Kasiri S

Email :

M.Kasiri70@gmail.com