陽イオン交換樹脂を用いた環境試料中の 放射性ストロンチウムの定量

福島 浩人， 野中 信博， 本多哲太郎，
木村 敏正， 樋口 英雄[®]， 浜口 博*

(1978 年 10 月 26 日受理)

環境試料中の放射性ストロンチウムの定量に際して、試料中に多量に含まれ、しかも化学的性質がストロンチウムに類似したカルシウムからの効率の良い分離が要求される。本報告においては、アルカリ土類金属とエチレンジアミン四酢酸 (EDTA) のキレート化合物の安定性の差を利用し、陽イオン交換樹脂カラムを用いてカルシウムからストロンチウムを分離した。分離精製後、放射能は 2π ガスフロー低バックグラウンドベータカウンターで測定した。

本分析法を海水、土壌、野菜、海草及び日常食の灰化試料に適用した。得られた結果は、古典的な発煙硝酸沈殿法の結果と良く一致した。検出限界は海水 10 l, 土壌 100 g, 灰化試料 20 g を用いた場合、それぞれ 0.1 pCi/l, 10 pCi/kg, 1 pCi/kg 生であった。

1 はじめに

環境試料に含まれる極低濃度放射性ストロンチウムの分析は、ウラン、トリウム系列及び核爆発実験などに起因する放射性核種からの分離に加えて、試料中に多量に含まれ、しかも化学的性質が類似したマグネシウム、カルシウムからの効率の良い分離手段が要求される。分離手段として、硝酸塩の溶解度差を利用した発煙硝酸法及びイオン交換樹脂に対する吸着特性を利用したイオン交換法に大別できる。発煙硝酸法¹⁾は、長い期間にわたって用いられてきた方法で、多量に存在するカルシウムからストロンチウムを分離するのが容易で、分離の程度が直接観察できる特徴を持つが、比較的時間を必要とし、取り扱いに十分な注意が要求される。一方、イオン交換法においては、いったん、アルカリ土類元素を樹脂に吸着させた後、乳酸、クエン酸などの溶離剤を用いてストロンチウムを精製する逐次溶離法²⁾並びにエチレンジアミン四酢酸 (以下 EDTA と略記)、シクロヘキサジアミン四酢酸などのキレート剤を用いて樹脂への吸着を選択的に行う方法がある³⁾⁴⁾。逐次溶離法は樹脂の交換容量の点で、多量のカルシウムを含む試料を処理するうえで環境の分析には不適當である。選択的吸着法は一定の pH 条件ではキレート剤と錯体を形成したカルシウムは樹脂に吸着されず、ストロンチウムが吸着されるとい

う考えて、少ない樹脂量でカルシウムからの分離ができる点に大きな特徴がある。

ここでは選択的吸着法を採用するために必要な EDTA 濃度、pH、カラムサイズ、流速などの諸条件を検討し、更に、環境試料中の放射性ストロンチウムのルーチン分析に適用するための前処理法を調べ、土壌、海水、日常食などの種々の灰化試料の分析を行った。分析結果は発煙硝酸法で得られたものと良く一致し、ルーチン分析に十分適用できる安定した分析法であることが分かった。

2 実 験

2.1 試薬と装置

陽イオン交換樹脂は、Dowex 50W-X8, (50~100) メッシュ、ナトリウム型を用いた。EDTA-2Na は同仁薬化学製を、ストロンチウム担体はレアメタリック社製炭酸ストロンチウムを塩酸に溶かし、ストロンチウム (II) 6 mg/ml, 10 mg/ml にして用いた。⁹⁰Y 回収用鉄担体は塩化鉄 (III) を溶かし 1 mg/ml にして用いた。塩酸、硝酸などの試薬はすべて特級品を使用した。

計数効率決定のための ⁸⁹Sr, ⁹⁰Sr 標準溶液並びに除染係数決定のためのトレーサー溶液 (¹⁴⁴Ce, ⁵¹Cr, ¹³³Ba, ¹³¹I, ¹⁰⁶Ru-¹⁰⁶Rh, ¹³⁷Cs, ⁵⁴Mn, ⁵⁹Fe, ⁶⁰Co) は日本アイソトープ協会より購入し、適当に希釈して使用した。

⁸⁹Sr, ⁹⁰Y の放射能測定は Aloka 社製 2π ガスフロー 451 型低バックグラウンドベータカウンター (以下 LBC と略記) を、除染係数の測定にはゲルマニウム (リチウ

* (財)日本分析センター：東京都板橋区舟渡 1-10-22

ム) 半導体検出器-4096 チャンネル波高分析器を用いて行った。

2.2 ストロンチウムの選択的吸着条件

2.2.1 カルシウム及びストロンチウムの吸着と pH

アルカリ土類金属と EDTA との反応は式 (1) で示される。

M^{2+} : アルカリ土類金属イオン

Y^{2-} : EDTA

式 (1) より 錯体 (MY^{2-}) の濃度は水素イオン濃度 (pH) 及び錯体の安定度定数 ($\log K$) に依存する。これより溶液の水素イオン濃度の増加は錯体の濃度を減少させることが理解できる。又、 $\log K$ の大きな錯体は pH の低い状態でも安定して存在する。カルシウムとストロンチウムの $\log K$ はそれぞれ 10.59, 8.63 と約 100 倍の差があり、適当な pH を選定することにより、ストロンチウムイオンのみを選択的に樹脂に吸着させることが予想される。

金属イオンと当量の EDTA を含む溶液での、これらイオンの吸着率と pH の関係をバッチ法により調べた。結果を Fig. 1 に示す。pH が 4 以下ではカルシウム、ストロンチウムとも 100% 樹脂に吸着される。pH が 4 から 5 までの間では、ストロンチウムの吸着率には変化が見られないが、カルシウムの吸着率は急激に減少し、pH が 5.5 以上ではほとんど吸着されないことが明らか

Fig. 1 Relationship between pH and retention of Ca and Sr on resin

Dowex 50W-X8 in the sodium form; $[Sr]$: 24 mM;
 $[Y]$: 27 mM

になった。これからカルシウムとストロンチウムとの分離には pH 5 前後が適当と考えられる。

2.2.2 ストロンチウムの吸着と錯体濃度 式 (1)

よりカルシウムとストロンチウムのイオン交換分離において、EDTA の濃度が重要な因子であることも理解できる。ここではイオン交換分離における EDTA 濃度の影響をみるために、次に述べる実験を行った。

カルシウム 2g, ストロンチウム 0.1g, 及び ^{85}Sr トレーサーを含む溶液を模擬試料とし、これに当量の EDTA を加え、水で EDTA 濃度が 1%, 2.5% 及び 5% となるように希釈し、水酸化ナトリウムで pH 5.1 に調節した。

イオン交換樹脂カラムは直径 2 cm のカラムに Dowex 50 W-X 8, Na^+ 形, (50~100) メッシュを 15 cm の高さに詰めたものを使用した。これに先の模擬試料を流速 15 ml/min で流し、流し終えた樹脂カラムをスリット窓のあるヨウ化ナトリウム (タリウム) 検出器で測定し、ストロンチウムの吸着分布を調べた。その結果を Fig. 2 に示す。ストロンチウムの吸着分布は、EDTA 濃度の増加に伴い幅広くなるが、濃度が 2.5% 以下のときは 10 cm の高さで十分樹脂に吸着されることが明らかとなった。一方、流速の変化による吸着分布の影響については 15 ml/min~25 ml/min の範囲内で変化は見られなかった。

Fig. 2 Distribution curves of Sr absorbed on a resin column at different concentration of EDTA

A: 1%; B: 2.5%; C: 5%

2.2.3 カルシウム, ストロンチウム, バリウムの相互分離

環境試料には核分裂生成物の放射性バリウム存在の可能性がある。2.2.2 の模擬試料溶液に 10 mg

のバリウムを加えたものを 2・2・2 で示した樹脂カラムに通して実験を行った。この条件では樹脂カラムにはストロンチウム, バリウムの外に約 5% のカルシウムの吸着が認められた。吸着されたカルシウムを樹脂カラムから除去するため, 種々の濃度 (1 w/v%, 2 w/v%, 4 w/v%) の EDTA 溶液での洗浄を試みた。EDTA の濃度が 4% のときは, 吸着されたカルシウムを溶離するのに 600 ml で十分であったが, 樹脂に吸着されたストロンチウムも溶離されはじめることが認められた。1% の場合は溶離液のカルシウム濃度から推定すると 3 l の溶離液が必要と計算され, 溶離に長時間を必要とすることが予想された。一方, 2% 溶液では 1.6 l の溶離液で, 樹脂に吸着されたカルシウムのすべてが溶離できた。この溶液を更に 500 ml 流し続けた場合でもストロンチウムは溶離されなかった。これらの検討から, 樹脂に吸着されたカルシウムの除去には pH 5.1 の 2% EDTA 溶液が最も適しているものと考えた。樹脂に吸着されたストロンチウムは 2 M 塩酸 500 ml で溶離することができ, しかもバリウムの混入は見られなかった。バリウムは 6 M 塩酸で溶離できた (Fig. 3)。

Fig. 3 Separation of Ca, Sr and Ba on Dowex 50W-X8 by elution with EDTA and HCl

2.3 環境試料への分析手順

2.3.1 原乳, 野菜, 魚, 海そう及び日常食灰化試料

これらの試料は乾燥後, 電気炉で 500°C 以下で灰化し, 有機物を分解する¹⁾。これらの灰化試料 (原乳: 5 g, 野菜, 魚: 10 g, 海そう, 日常食: 20 g) を量り取り, ストロンチウム担体 60 mg, 王水 200 ml を加え, 砂ざら

上で加熱分解し乾固する。これに 6 M 塩酸を加え, 再び砂ざら上で加熱後, 不溶物を汫別する。残さを温水で洗浄し, 洗液を汫液に合わせる (アルカリ溶融により試料を分解する場合には試料 1 に対して過酸化ナトリウム, 水酸化ナトリウムをそれぞれ 2:1 の割合で加え, 100 ml ジルコニウムるつぼで溶融する。溶融後水で溶かし出し, 炭酸ナトリウム 10 g を加え, 沈殿を分離する。沈殿物を塩酸で溶かし以下酸抽出法と同様に処理する)。汫液にシュウ酸 10 g を加え, プロモクレゾールグリーンを指示薬としてアンモニア水を用いて溶液の pH を 4.2 に調節後煮沸する。生成した沈殿を汫別後, るつぼに移し, 600°C で 1 時間加熱し, シュウ酸塩を分解する。これを塩酸で溶かし出し, 不溶物を汫別して捨てる。汫液をアンモニア水でアルカリ性にし, 炭酸アンモニウムを加えて加熱後, 沈殿を汫別する。沈殿をビーカーに移し, 加熱しつつ 1.2 M 塩酸をビュレットを用いて滴下し溶解する (この操作により, アルカリ土類金属イオンの量を決めるため, 過剰の塩酸を加えないよう注意する必要がある)。滴下した塩酸の 1/2 当量の EDTA・2Na 塩を加え $\{ \text{EDTA} \cdot 2\text{Na} (\text{g}) = 1.2 \times 0.5 \times 372.25 \times A \times 10^{-3} \}$ となる。ここで A は加えた塩酸の量 (ml) を意味する, EDTA 濃度が 1% になるように水で希釈し, 5% 水酸化ナトリウムを用いて pH 5.1 に調節する。これをあらかじめ, pH 5.1, 1 w/v% EDTA 溶液でコンディショニングした樹脂カラムに通し, 流出液は捨てる。樹脂に一部吸着されたカルシウムを pH 5.1, 2 w/v% EDTA 溶液 1.8 l で除去し, 更に水 100 ml で樹脂を洗浄する。次にストロンチウムを 2 M 塩酸 450 ml で溶離する。溶離液を蒸発乾固し, これに硝酸を加え, 有機物を分解する。乾固物を希塩酸で溶かし, 水で希釈後, アンモニア水でアルカリ性にし, 炭酸アンモニウム 1 g を加え加熱する。沈殿を直径 18 mm 分離型汫過棒を用いて分離後乾燥ししょう量して, ストロンチウム担体の化学回収率を求める (試料中にはストロンチウムが含まれるため, 同じ試料の一部を採取し, 安定ストロンチウムを求め, 化学回収率の補正を行う)。沈殿を汫ごと厚さ 4 mm のプラスチック製の台に載せ, 0.45 μm のマイラーフィルムをかぶせ, 外側からリングで固定した後, 測定試料ざらに入れ, ^{90}Sr - ^{90}Y の放射平衡が成立した 2 週間後 LBC で $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y} + ^{90}\text{Sr}$ の β 線を測定する。計測後, 計測試料を 1 M 塩酸で溶かし, 5 mg 鉄 (III) 担体を加え, アンモニア水を加え水酸化第二鉄の沈殿を生成させる。加熱して熟成させた後, 分離型フィルターを用いて沈殿を分離する。これを測定ざらにのりで固定後, ^{90}Y の β 線を LBC で測定する。なお LBC

の計数効率は ^{90}Sr (^{90}Y), ^{89}Sr の放射能標準溶液に一定量のストロンチウム担体を加え、試料と同様に炭酸ストロンチウム沈殿、水酸化鉄共沈操作を行い、LBC で測定し、 $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$, ^{90}Y , ^{89}Sr の計数効率を求めた (^{90}Y : 68%, ^{89}Sr : ~35%)。

2.3.2 土じょう試料 風乾細土 100 g を 1 l ビーカーに移し、ストロンチウム担体 100 mg を加え、砂ざら上で {液温 (80~90) °C} 10 時間加熱する¹⁾。放冷後、濃塩酸を徐々に加えて中和し、更に 450 ml 加え、再び砂ざら上で 3 時間加熱し放冷する。ブフナー漏斗を用い吸引濾過する。残さを温水で洗浄し、洗液を濾液に合わせ、シュウ酸 10 g を加え、以下 2.3.1 の方法で分離、測定する。

2.3.3 海水試料 海水 10 l に水酸化ナトリウム 400 g を加え、1 昼夜放置する。生じた沈殿をデカンテーションした後遠心分離し捨てる。上澄液に炭酸ナトリウム 100 g を加え、加熱し、炭酸塩を熟成させる。沈殿を塩酸で溶かし、アンモニア水でアルカリ性とした後、炭酸アンモニウムを加え、ストロンチウムを再沈する。水洗後、1.2 M 塩酸で溶解し、EDTA・2Na 塩を加え、以下 2.3.1 の方式で分離、測定する。

3 結果及び考察

3.1 試料からのストロンチウムの抽出

3.1.1 土じょう、灰化試料 土じょう試料に対するアルカリ分解、酸抽出法は、既に山県ら⁵⁾により詳細な検討が行われ、しかも我が国では統一された方法¹⁾であるため、ここでは検討を行わなかった。灰化試料における王水分解、塩酸抽出の場合、ケイ酸などの不溶性残分が見られるが、灰化試料を過酸化ナトリウム-水酸化ナトリウムで溶融し、試料を完全に分解して得られた分析結果 (Table 2) と良く一致していることから、酸抽出法に問題はないものと考えられる。

3.1.2 海水試料 海水 1 l 中には約 8 mg のストロンチウムが含まれている。そのため、通常ストロンチウム担体を加えないで分析を行う (海水のストロンチウムの濃度は海水の塩化物イオン量を定量して算出する¹⁾)。従来、海水からストロンチウムを回収するため、海水をアルカリ性にした後、炭酸アンモニウムを加えて炭酸ストロンチウムとして海水から回収していた。この方法では海水中に多量に含まれるマグネシウムも炭酸塩ととも

に沈殿しストロンチウムの分離精製は困難であった。ここではマグネシウム、カルシウム、ストロンチウムの水酸化物沈殿の生成が溶液の pH に大きく依存することを利用して、海水からストロンチウムの損失を少なくして、マグネシウム、カルシウムからの分離を試みた。海水 1 l に水酸化ナトリウムを加え、pH を 10~14 まで変え、溶液中の各元素の残存率を調べた。これを Fig. 4 に示す。pH 11 に達するとマグネシウムはほとんど沈殿し海水から取り除かれる。

Fig. 4 Relationship between pH of sea water and residual fraction of Mg, Ca and Sr

更に pH が 13~14 (1M 水酸化ナトリウムに相当) に達するとカルシウムが急速に沈殿するが、この状態では 80% 以上のストロンチウムが海水中に残存していることが明らかとなった。この操作を行うことにより炭酸塩の沈殿量が少なく、従ってイオン交換分離が容易になるだけでなく、水酸化物として共沈する放射性核種の除去にも有効な手段であることが明らかとなった。

3.2 除染係数

核爆発性降下物などに由来し、環境試料中にその存在が予想される放射性核種を対象として ^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{59}Fe , ^{60}Co , ^{106}Ru , ^{131}I , ^{137}Cs , ^{133}Ba , ^{144}Ce の各トレーサを用いて本分析法における除染係数を求めた。これを Table 1 に示す。ここでは、 ^{95}Zr - ^{95}Nb のトレーサを用いた実験を行っていないが、pH 5 においてジルコニウムはカ

Table 1 Decontamination factor in the proposed procedure

Element	Ce	Ba	Cr	Ru	Mn	Fe	Co	Cs	I
D. F.	$>10^5$	2×10^2	5×10^3	$>10^5$	$>10^6$	$>10^5$	$>10^5$	$>10^6$	$>10^3$

ルシウム，鉄，希土類と同様に，EDTA と錯体を形成するため，これらの元素と同様な除染係数が予想できる。

本法で用いたイオン交換法では，バリウムはストロンチウムとともに樹脂に吸着される。もし試料に ^{140}Ba が存在した場合，娘の ^{140}La が樹脂中で生成し，2 M 塩酸でストロンチウムを溶離する際に溶出してくる可能性もあるが，ランタンの強酸性陽イオン交換樹脂への分配係数がバリウムのそれより大きいので， ^{140}La のストロンチウムフラクションへの混入はないものと考えられる。なお，1978 年 3 月中国核実験後の雨水試料（ちりを分解した後，雨水に合わせ，水酸化物，硫化物として沈殿した放射性核種）に本分析法を適用した結果，炭酸ストロンチウムには他の放射性核種は見いだされなかった。以上の結果より，環境試料並びに核爆発性降下物試料を対象とする分析法としては十分満足できるものと考えられる。

3.3 分析結果

土じょう，海水，各種灰化試料に本分析法を適用して得られた結果を発煙硝酸法で得られたものとともに

Table 2 に示す。本法で得られた結果は，発煙硝酸法のそれと良く一致しているのが明らかとなった。又， ^{89}Sr の値は全試料かなり低い値を示した。これは大気圏内の核爆発の停止に伴う最近の環境放射能レベルから考えて，妥当なものと考えられる。

3.4 定量下限

計測に伴う計数誤差の 3 倍を検出下限とし， ^{90}Sr についてその値を算出した。計測器の自然計数を 1 cpm，計測時間を 60 分，ストロンチウム回収率を 80%， ^{90}Y の計数効率を 68% とした場合，検出下限は 0.5 pCi/分析試料と計算できる。本法で採用した海水 10 l，土じょう 100 g，灰化試料 20 g を用いた場合，海水 0.1 pCi/l，土じょう 10 pCi/kg 乾土，各種灰化試料 1 pCi/kg 生となり，この値は発煙硝酸法による分析下限値と同じである。なお本法における ^{89}Sr は $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y} + ^{89}\text{Sr}$ を測定した後， $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ 分を差し引いて定量しているため， ^{89}Sr の定量下限値は ^{90}Sr の濃度に依存し， ^{90}Sr の下限値より高い値であると考えられる。分析試料が少ない場合にはイオン交換分離後直ちに炭酸ストロンチウムを沈殿させ，LBC で計測することにより検出下限を向上さ

Table 2 Contents of ^{89}Sr and ^{90}Sr in environmental samples

Sample	Sample weight (g)	Chemical recovery of Sr (%)††	^{90}Sr †††		^{89}Sr †††
			This work	Fuming nitric acid method	This work
Soil	100	67	440±10	430±50	31±20
	100	68	420±10		36±20
	100	49	430±20		- 2±50
	100	47	480±20		-46±50
		av. 58	pCi/kg natural		pCi/kg natural
Milk	10†	94	4.5±0.3	4.7±0.3	0.5±0.7
	10†	100	4.7±0.3		0.3±0.7
	5	82	5.1±0.5		0.0±1.1
	4	68	4.3±0.6		2.8±1.2
		av. 86	pCi/10 g ash		pCi/10 g ash
Fish	10†	100	6.5±0.3	6.8±0.3	0.4±0.8
	10†	83	6.0±0.3		1.8±0.9
	10	88	6.6±0.4		1.0±1.1
	10	88	6.5±0.5		-0.6±1.3
		av. 90	pCi/10 g ash		pCi/10 g ash
Daily food	20†	68	3.5±0.3	3.0±0.1	0.2±0.7
	20†	64	2.9±0.3		1.8±0.8
	20	76	3.1±0.2		0.4±0.4
	20	82	3.9±0.2		-1.1±0.5
		av. 73	pCi/10 g ash		pCi/10 g ash
Vegetable	10†	89	20±1	21±1	3.9±1.4
	10†	82	21±1		3.0±1.5
	10	74	20±1		3.6±2.9
	10	64	20±1		-1.1±0.5
		av. 77	pCi/10 g ash		pCi/10 g ash
Sea weed	20†	91	1.0±0.1	0.7±0.1	-0.2±0.3
	20†	86	0.9±0.1		0.3±0.3
	20	73	0.8±0.1		-0.3±0.6
	20	81	0.8±0.1		-0.1±0.5
		av. 83	pCi/10 g ash		pCi/10 g ash
Sea water	10 (1)	63	0.11±0.02	0.13±0.01	0.04±0.06
	10	70	0.11±0.02		0.08±0.05
	10	73	0.12±0.03		-0.02±0.06
	10	81	0.11±0.02		0.04±0.06
		av. 72	pCi/l		pCi/l

† Decomposed by Na_2O_2 - NaOH fusion; †† Corrected for strontium in sample itself; ††† The errors were calculated from the counting statistics.

せることができる。

4 結 語

本法の特長は、発煙硝酸法における発煙硝酸沈殿、クロム酸塩によるストロンチウムと他のアルカリ土類の分離をイオン交換カラムによる分離に置き換えた点にある。本法における分離操作に要する時間、検出下限値は発煙硝酸法のそれと差はないが、発煙硝酸の使用による危険性がなく、熟練を要しない点に特長がある。又イオン交換法では、沈殿法では困難である自動化が行える利点もあるものと考えられる。

終わりに、本研究の一部は中部、東京、中国の各電力会社からの委託によって行われた。ここに各電力会社に対し感謝の意を表する。

文 献

- 1) 放射能測定法シリーズ 2, “放射性ストロンチウム分析法” (昭和 49 年改訂), (科学技術庁).
- 2) M. Senegačnik, Š. Paijk, J. Kristan: *Fresenius' Z. Anal. Chem.*, **249**, 39 (1970).
- 3) P. S. Davis: *Nature*, **183**, 674 (1959).
- 4) R. D. Ibbett: *Analyst*, **92**, 417 (1967).
- 5) 山県 登, 千葉盛人, 小林宏信: *J. Radia. Res.*, **10**, 62 (1969).
- 6) J. S. Fritz, G. R. Vmbreit: *Anal. Chim. Acta*, **19**, 509 (1958).

☆

The determination of radioactive strontium in environmental samples by preferential ion exchange separation from calcium. Hiroto FUKUSHIMA, Nobuhiro NONAKA, Tetsutaro HONDA, Toshimasa KIMURA, Hideo HIGUCHI and Hiroshi HAMAGUCHI

(Japan Chemical Analysis Center, 1-10-22, Funato, Itabashi-ku, Tokyo)

The determination of radioactive strontium in environmental samples involves a difficulty in the separation and purification of strontium from large amounts of calcium. The principal technique employed in this study is based on a cation exchange separation after preferential chelation of calcium over strontium by EDTA. The alkaline earth fraction separated from samples is dissolved in 1.2 M HCl and an equivalent amount of EDTA is added. The solution is passed through a Dowex 50W-X8 ion exchange column at a flow rate of 20 ml/min after the pH has been adjusted to 5.1. A fraction of calcium retained on the resin is eluted out with 1.8 l of 2 w/v% EDTA solution at pH 5.1. Then the strontium is eluted with 450 ml of 2 M HCl. The strontium carbonate is precipitated, and the chemical yield is determined. After standing for 14 days to reach the radioactive equilibrium of ^{90}Sr - ^{90}Y , the activity of $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ is measured. Then the activity of $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ is measured by milking the ^{90}Y . The proposed procedure has been applied to sea water, soil and various ash samples of vegetables, seaweeds and daily foods. The results obtained are in good agreement with those by a classical fuming nitric acid precipitation method. The detection limits are 0.1 pCi/l for 10 l of sea water, 10 pCi/kg for 100 g of soil and 1 pCi/kg-fresh for 20 g ash samples, respectively.

(Received Oct. 26, 1978)

Keywords

Environmental radioactivity assay

Ion exchange separation

Radioactive strontium

Strontium-90