

放射性同位元素を取扱う研究所、病院、工場等の廃水は、放射性を帯びる場合がある。放射性同位元素を取扱う施設から放射性の水が地中へ漏洩する場合が考えられる。原子炉施設、原子力発電所の施設からの漏洩水が放射性を帯びる場合が考えられる。隔離の目的で地中に埋没した放射性廃棄物により地中の水が放射性を帯びる場合が考えられる。これらの場合には環境衛生学的な問題が発生する。特にその場所が人の居住地域、人畜の食糧物の生産地域に近接する場合には環境衛生学的な問題が重大である。

放射能水が地中に滲入する過程は複雑で、決定的要素に地質、地下水、地形、気候特に雨量のほか、放射能水自体の化学的性質がある。地中に滲入した放射能水の管理はほとんど不可能である。放射能水の地中への滲入は雨水の場合と同様に地下水面まで沉降した後、地下水に混入して移動すると考えられる。沈降水は地下水面まで透水性等の地質に基づく沈降圈をえがくが、沈降速度による独特の形になる。放射能水の場合には、沈降速度の違い、地下水面の低いこと、降雨量の少いこと、透水性が悪く地下水面へ到達する迄の停滞時間の長いことは放射能の減衰効果がある。地下水位の急激な変化は放射能水を地表に再現する場合がある。土層が乾燥し、水に対し不飽和の場合には土層は滲入した放射能水に対し貯留層となり、土層の多孔性は貯留量に密接な関係がある。土層内に間隙亀裂のある場合は一般に危険な条件と考えられる。地中に滲入した放射能水の終局は、川、海への再現のほか、井戸、ポンプ揚水による再現が考えられる。地中に滲水した放射能水の再現は法定の許容濃度以下であれば一応許容せられるが、放射能水の攝取による $^{90}\text{Sr}$ 、 $^{137}\text{Cs}$ のような核種の動植物体内の蓄積と一定の場所への集積は危険である。

放射能水に含有せられ、放射線障害の危険性のある同位元素には $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ 、 $^{94}\text{Zr}$ 、 $^{106}\text{Ru}$ 、 $^{106}\text{Rh}$ 、 $^{147}\text{Pm}$ 、 $^{137}\text{Cs}$ 、 $^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr}$ 等のほか、半減期の短い元素として $^{90}\text{Nb}$ 、 $^{90}\text{Sr}$ 、 $^{92}\text{Zr} + ^{92}\text{Nb}$ 、 $^{94}\text{Nb}$ 、 $^{138}\text{Ce} + ^{138}\text{La}$ 、 $^{137}\text{La}$ 等がある。地中に滲水した放射能水には、沈降、地下水への混入の現象のほか、不溶解成分の吸着、沈澱、イオン交換の現象が発生する。大部分の土壌はアルカリ性であるが、砂、粘土には酸性のものがある。放射能水は土壌内でpH値が高くなると水酸化物として沈澱し、塩基性の炭酸塩として沈澱することがある。放射能水中に溶解した鉄分が水酸化鉄として沈澱する場合には $\text{Sr}$ 、 $\text{Cs}$ が共沈する。 $\text{Sr}$ は強アルカリ性土壌内で炭酸塩として僅かに沈澱し、磷酸性土壌、硫酸塩を含有する土壌内では $\text{Sr}$ は磷酸塩、硫酸塩として沈澱する。上述の化学反応は汚物、放射性廃液の処理方法として利用する場合が多い。一般に陽イオンは種々な形で沈澱するが、錯化合物を形成して沈澱しない場合がある。磷酸塩はアルカリ性土壌内で沈澱するが、一般に陰イオンの沈澱する場合は極めて少い。沈澱は明確な化学反応であるが、粘土、白土、硅藻土のように土壌の種類によつては吸着能力を有するものがある。 $\text{Ce}$ は砂の表面に酸化物として吸着せられ、 $\text{Cs}$ は砂の表面に硅酸セシウムとして吸着せられる。放射能水に含有するコロイド状の硅酸塩、有機物は土壌内に吸着せられる。

場合が多い。

土壤等の地層内には通過する放射能水とイオン交換反応の可能な成分を含有する場合がある。陽イオンの交換可能な土壤に腐蝕土。モンモリロナイト系、カオリナイト系の粘土のような粘土鉱物。グロコナイト、バーミキュライトのような硫酸塩鉱物がある。陰イオンの交換は極めて小範囲の同位元素に限定せられている。有効な粘土鉱物のイオン交換能力は1~100 meq/100gと言われる。土壤中の放射能水の水分の移動に比較して陽イオンは土壤中では移動量が少く、極めて多量の水の流動する場合にも陽イオンはほとんど移動がなく、一例として放射性Sr、Csは土壤中に強く保持せられ、土壤の種類にもよるがY、Ce、Pr、Puを保持する場合がある。土壤と陰イオンとの交換能力は極めて弱く、1 meq/100gを越えることはほとんどない。I、陰イオンをつくり易いRuのような元素は水とともに土壤中を自由に流動する。放射能水が地中に滲入する場合には、陰イオンは水の流動と同一の速度で移動するが、放射能水と土壤の組成、放射能水中の陽イオンと土壤の陽イオン間の平衡関係並びに放射能水の流動速度により差はあるが陽イオンの移動は阻止せられる。磷酸、ルテニウム酸のような酸素を含む陰イオンは、粘土、酸化鉄、炭酸カルシウム等と反応して沈着し、土壤内に保持せられる場合がある。ルテニウムについでほの分子式として吸着せられるが、錯イオン、コロイド状の場合にはイオン交換作用を受けない。放射能水が地中に滲入する場合にはルテニウムは土壤中を他のすべての放射性成分より早く移動するので、地中のルテニウムの換出はこれより遅れて移動する半減期の長い危険な同位元素の指標となる。イオン交換の可逆性により、放射能を帯びた土壤に塩の溶液を注入することにより土壤から放射能を除去することが可能である。放射能水が多量に滲入すれば飽和に達し、放射能の抑制機能を失い、放射能水は貫流する。放射性、非放射性のいずれの元素についてもイオン交換は同様に作用するので、非放射性元素の多い場合には放射性同位元素の抑制能力は減少する。地中に滲入した放射能水の影響により土壤中の酸性が増大し、既に吸着せられた放射性同位元素が再び放射能水として移動する場合があります。土壤による放射性同位元素の抑制のためには酸性は望ましくない性質である。酸により土壤中から溶解した塩が沈殿すれば土壤の細孔を閉塞し、土壤の透水性を減少する。ナトリウムを含有する放射能水が多量に土壤中に滲入すれば放射性同位元素の抑制は低下する。Alのような多価イオンは土壤のイオン交換機能を低下する。塩の含有量の多い放射能水が継続的に土壤中に滲入すれば土壤の透水性は次第に減少する。

放射能水に対する土壤中の放射性物質の抑制効果は、放射性廃棄物の地中処理、大里原子炉の地下格納に適用せられる。放射性廃棄物の地中処理は、米国のHanford原子力工場で大規模に実施せられているほか、Oak Ridge原子力研究所、Savannah River原子力工場、カナダのChalk River研究所で実施せられている。河水に放流せられた放射能水はその下流に於て、都市下水内に放流せられた放射能水は下水路内、下水処理場に於て、土壤中に滲入した放射能水の場合と類似した現象の発生が考えられ、放出濃度については法定許容濃度以下になることを厳守した場合にも、継続的に放出せられる半減期の長い同位元素については、下流の土壤中に放射性物質の蓄積が考えられ、 $^{90}\text{Sr}$ 、 $^{137}\text{Cs}$ の蓄積は危険である。