

# 1. 基本情報

|              |                                                                                                                                                            |      |      |
|--------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|------|
| 区分           | 農地                                                                                                                                                         | 担当者名 | 井上隆信 |
| タイトル<br>(英文) | <sup>137</sup> Cs and <sup>90</sup> Sr mobility in soils and transfer in soil-plant systems in the Novozybkov district affected by the Chernobyl accident. |      |      |
| タイトル<br>(和文) | チェルノブイリ事故によって影響を受けたノボズィブコフ区域における土壌中のセシウム 137 とストロンチウム 90 の移動性および土壌-植物系における移行                                                                               |      |      |
| キーワード        | —                                                                                                                                                          |      |      |
| 著者           | Korobova E.; Ermakov A.; Linnik V.                                                                                                                         |      |      |
| 文献           | Applied Geochemistry, 13 (7), p.803-814, 1998                                                                                                              |      |      |

## (1) 対象地域

調査対象地域は、ロシア連邦内でチェルノブイリ事故の放射性降下物によって最も影響を受けたノボズィブコフ区域内のブリャンスクの西部に位置する。牧草地と農耕地での調査は、調査対象地域の中心に位置する集団農場で行われた。

## (2) 重要な図表

Table 3 には放牧下の表土と植生中の放射性物質の割合が示されている。汚染の少ない表土における放射性物質の移動性は氾濫原より高かった。これは、氾濫原より土壌が粗いことによると考えられた。長期間の浸水により水分が多い腐植質グライ土で生育した植物での <sup>137</sup>Cs の移行は低かった。これは、<sup>137</sup>Cs の移動性が比較的 low、また K の吸収が比較的高いことによると考えられた。

Table 3. Radionuclides in topsoil and vegetation under grazing in the vicinity of the Novye Bobovichi settlement

| Plot number                                                                     | 1                 |                  | 3                 |                  | 5                 |                  |
|---------------------------------------------------------------------------------|-------------------|------------------|-------------------|------------------|-------------------|------------------|
| Radionuclides                                                                   | <sup>137</sup> Cs | <sup>90</sup> Sr | <sup>137</sup> Cs | <sup>90</sup> Sr | <sup>137</sup> Cs | <sup>90</sup> Sr |
| <i>Radionuclides speciation in topsoil (% in extractions to total amount)</i>   |                   |                  |                   |                  |                   |                  |
| H <sub>2</sub> O                                                                | 1.2               | 4.1              | 0.05              | 0.33             | 0.17              | 4.0              |
| NH <sub>4</sub> Ac                                                              | 3.4               | 34.9             | 0.81              | 26.5             | 5.27              | 26.8             |
| 1 M HCl                                                                         | 5.8               | 41.8             | 0.67              | 15.8             | 3.77              | 34.6             |
| 7.5 M HNO <sub>3</sub>                                                          | 30.2              | 17.2             | 11.0              | 57.3             | 52.8              | 34.6             |
| Residue                                                                         | 59.4              |                  | 87.5              |                  | 38.0              |                  |
| <i>Topsoil contamination density (kBq/m<sup>2</sup>)</i>                        |                   |                  |                   |                  |                   |                  |
| Total amount                                                                    | 50.0              | 1.46             | 1456.0            | 21.3             | 419.5             | 7.8              |
| <i>Accumulation in vegetation (herbaceous-gramineae association, Bq/kg, DM)</i> |                   |                  |                   |                  |                   |                  |
| Mixed sample                                                                    | 237.8             | 152.0            | 410.3             | 154.0            | 327.6             | 231.0            |
| <i>Transfer coefficient (n.10<sup>-3</sup> m<sup>2</sup>/kg)</i>                |                   |                  |                   |                  |                   |                  |
| Mixed sample                                                                    | 4.75              | 104              | 0.28              | 7.23             | 0.78              | 29.6             |

Explanation of Table 3:

(1) 1: watershed pasture with perennial grasses cultivation after deep ploughing used for haying; 3: river Iput flood plain natural grassland used for private grazing; 5: watershed apple orchard with perennial grasses cultivation used for collective animals grazing.

(2) DM: dry matter.

Fig. 5 には B4 地点 (氾濫原の牧草地) での (a) 植生中での <sup>137</sup>Cs および (b) 植生への移行係数 (TC) が示されている。<sup>137</sup>Cs の移行係数はマメ科植物、香料植物、イネ科植物の順に小さかった。氾濫原での

集中的な放牧は  $^{90}\text{Sr}$  による牛乳汚染を引き起こす可能性が考えられた。

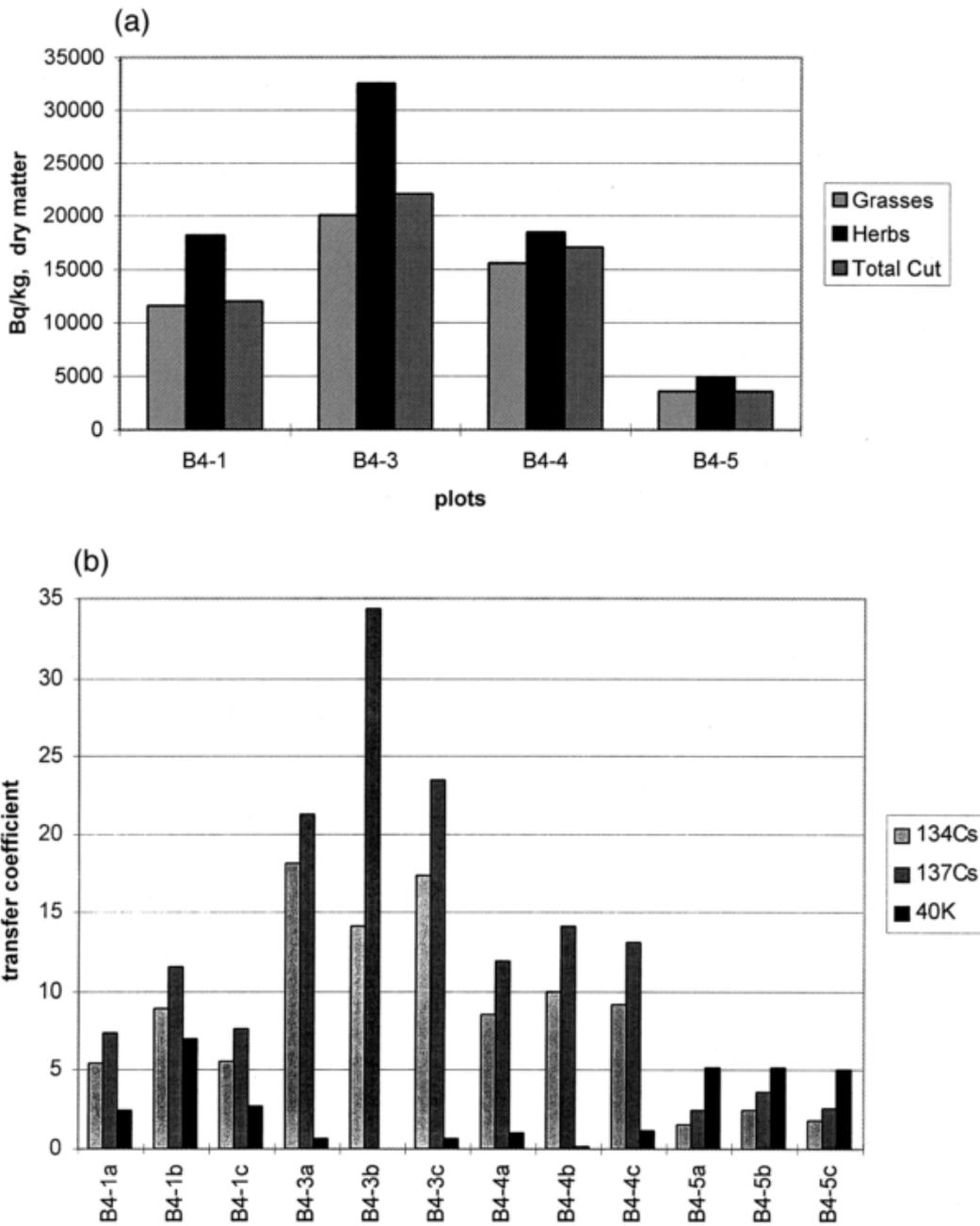


Fig. 5. (a)  $^{137}\text{Cs}$  in the main plant groups and total cut: "Barky" flood plain toposequence (B4). (b) Gamma-emitters transfer to plant groups: a-grasses; b-herbs, and total cuts c (B4,  $n \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{kg}$ , dry matter).

Table 4 には私営農場の表土における  $^{137}\text{Cs}$  と  $^{90}\text{Sr}$  の割合を抽出画分ごとに示されている。放射性物質の移動性は地形や土壌群との一致が見られた。No.8 の農場は傾斜が大きく、水溶性の  $^{90}\text{Sr}$  と交換性の  $^{137}\text{Cs}$  の割合が高くなった。No.2 の農場はグライ土の氾濫原に近く、水溶性および交換性の  $^{90}\text{Sr}$  の割合は低く、不溶性の残渣で  $^{137}\text{Cs}$  の割合が高くなった。

## 2. 提言につながる情報

### (1) モニタリングへの活用

放射性物質による汚染地域で長期間のモニタリングを行う場合には、落葉落枝層、表土、干し草や放牧を含めた食料生産が重要な項目となる。

### (2) 流出挙動・経路

放射性物質の移動性の高さは植生への移行係数の値を高める。 $^{90}\text{Sr}$  は土壌や植生での移動性が  $^{137}\text{Cs}$  より高いことが示された (Table 3)。

氾濫原土壌では、 $^{137}\text{Cs}$  の約 80%が残渣に、 $^{90}\text{Sr}$  の 57.3%が吸着性の強い形態で存在したことから (Table 3)、植物への移行性は低いと考えられた。しかし、植物での汚染は土壌での汚染に依存した。ほとんどの場合において、植物と土壌中の放射性物質の含量には直接的な関連は見られなかった。放射性物質の含量は土壌の抽出画分ごとに異なったことから、放射性物質の植物による吸収を適正に評価するためには放射性物質ごとに異なる抽出画分を必要とすることが示された。

### (3) 除染の際の留意点

$15 \text{ Ci/km}^2$  ( $555 \text{ kBw/m}^2$ ) を超える汚染地域では、そこで生産された食料を除外し、優先的な除染なしに放牧を行うことを避けることが推奨されるべきである。

### (4) 担当者のコメント

本論文では森林での調査も行われていたが、農地の部分のみ抜粋した。氾濫原のような一時的に浸水する土壌での  $^{137}\text{Cs}$  の移動性の低さが示されている。農地での農業生産を通常通り行うためのモニタリングや除染を検討する際の参考資料になりうる。