J. of the Korean Radioactive Waste Society
Vol.4(4), P. 365-372, Dec. 2006.

Model for predicting the ^{137}Cs contamination of an agricultural plant following a soil deposition

토양침적에 의한 ^{137}Cs 농작물 오염평가 모델

In Jun, Dong-Kwon Keum, Hee-Seok Kang, Yong-Ho Choi,
Han-Soo Lee and Chang-Woo Lee
Korea Atomic Energy Research Institute, 150 Deokjin-dong, Yuseong-gu, Daejeon

ijun@kaeri.re.kr

전 인, 금동권, 강희석, 최용호, 이한수, 이창우
한국원자력연구소, 대전 유성구 덕진동 150번지

(Received September 13, 2006 / Approved October 12, 2006)

Abstract

A dynamic compartment model is presented to predict the contamination level of agricultural plant by ^{137}Cs as a result of a soil deposition. The model considered the processes of a percolation, soil mixing by a plowing before transplanting, plant uptake, leaching to a deep soil, and fixation to a clay mineral. The effects of the soil properties (pH, clay mineral, organic matter content, and exchangeable K), which are spatially varied, on a plant uptake and the leaching rates of ^{137}Cs in a root zone soil were modeled by the Absalom model. To test the validity of the model, the ^{137}Cs aggregated transfer factors(TF_a) for rice plants were compared with those observed from some simulated ^{137}Cs soil deposition experiments, which were carried out with respect to rice plants cultivated in seventeen paddy soils of different properties for two consecutive years. Observed ^{137}Cs TFa values of the rice plants did not show an evident trend for the pH and clay content of the soil properties, while they increased with an increasing organic matter content or a decreasing exchangeable K concentration. Predicted ^{137}Cs TF_a values of the rice plants were found to be comparable with those observed.

Key words: ^{137}Cs, Absalom model, soil properties, dynamic compartment model

요 약

^{137}Cs의 토양침적으로 인한 농작물 오염 평가를 위한 동적격실모델이 제시되었다. 토양침투

(percolation), 쟁기질에 의한 토양혼합(soil mixing), 뿌리흡수(plant uptake), 용출(leaching to a deep soil), 토양고착(fixation to a clay mineral)이 모델에서 고려된 ^{137}Cs의 주요 이동경로이며 ^{137}Cs의 토양이동에 대한 토양특성(pH, 점토함량, 유기물함량, 이온교환성 K 농도)의 영향을 반영하기 위하여 Absalom 모델을 적용하였다. 모델의 검증을 위해 다른 토양특성을 가진 17종류의 논토양에서 2년 연속 벼를 재배하면서 수행한 ^{137}Cs 모의침적실험으로부터 구한 벼에 대한 ^{137}Cs 전이계수를 모델에 의한 예측치와 비교하였다. 측정된 벼의 ^{137}Cs 전이계수는 pH와 점토함량 변화에는 뚜렷한 경향을 보여주지 않았으나, 유기물함량의 증가 또는 이온교환성 K 농도의 감소에 따라 다소 증가하는 경향을 보여주었다. 측정된 전이계수는 모델에 의한 예측치와 대체적으로 유사한 값을 가졌다.

중심단어: ^{137}Cs, Absalom 모델, 토양특성, 동적격실모델

Ⅰ. 서론

원자력시설로부터 사고로 누출되어 토양에 침적된 ^{137}Cs은 긴 반감기(30년)와 강한 토양결합력으로 인해 장시간 토양에 존재하면서 지속적으로 환경에 해를 끼친다. 토양 내 ^{137}Cs 는 뿌리흡수를 통해 작물을 오염시키고, 오염된 작물의 섭취에 의해 인간은 결국 방사능에 피폭된다. 토양으로부터 ^{137}Cs의 뿌리흡수는 보통 토양-작물 전이계수(TF)로 정량화되는데 TF는 건토 단위질량당 방사능농도에 대한 건조작물 단위질량당 방사능농도의 비로 정의된다. 이 ^{137}Cs에 대한 TF는 기후, 토양특성, 작물생리에 따라 동일한 토양-작물이라 하더라도 그 값의 변화가 매우 크며 [1-2], 특히 토양특성에 따라 2~3 승수의 변화를 보여 주기도 한다 [3,4].

TF에 대한 토양특성 영향 조사를 위해 Yera 등[5]은 실제 작물 재배환경과 유사한 조건에서 농작물에 대한 ^{137}Cs 및 90Sr의 TF를 측정하였으며, 단위면적당 방사능농도에 대한 작물의 축적농도를 토양분배계수, 토양용액의 K이온 농도, 양이온교환능(CEC)의 함수로 표현되는 모델을 제시하였다. Rigol 등[6]은 ^{137}Cs의 토양결합에 대한 토양유기물 효과에 대한 연구를 수행하였다. Absalom 등[7]은 토양점토함량, 이온교환성 K 농도의 토양특성을 이용하여 점토질 토양으로부터 작물로의 ^{137}Cs 이동을 예측하기 위한 모델을 제시하였다. Sanchez 등[8]은 ^{137}Cs 이동이 상대적으로 쉽고, 큰 이온교환성 K 농도를 가지는 유기토양에 대해 유사한 연구를 수행하였다. 후속적으로 Absalom 등[9]은 토양의 주요 4가지 특성인 pH, 점토?량, 유기물함량, 이온교환성 K 농도를 이용하여 ^{137}Cs의 전이계수를 예측하기 위한 진일보하고, 일반화된 경험적 모델을 제시하였다. Van der Perk 등[10]은 체르노빌 지역의 토양에서 농작물로의 ^{137}Cs 전이를 예측하기 위하여, Gillett 등[11]은 영국웨일즈 지방에 대한 농작물 오염의 공간적 시간적 변화를 모델링하기 위하여, 더 최근에는 Rahman and Voigt [12]가 아열대 지방의 토양으로부터 농작물로의 ^{137}Cs 이동을 예측하기 위하여 Absalom 모델을 적용한 사례가 있다.

본 논문에서 사고로 토양에 침적된 ^{137}Cs에 의한 농작물 오염을 평가하기 위한 동적격실모델을 제시한다. 기존 동적격실모델과의 차이는 공간적으로 변화는 토양특성을 모델에 반영한 데 있다. 제시된 모델은 토양침투(percolation), 쟁기질에 의한 토양혼합, 뿌리흡수(plant uptake), 용출(leaching to a deep soil) 및 토양고착(fixation to a clay mineral)을 주요 이동경로로 고려하였다. 뿌리흡수 및 용출에 대한 토양특성의 영향을 모델링하기 위하여 Absalom 모델을 적용하였다. 모델 검증을 위해 17개의 서로 다른 토양특성을 가진 논토양에서 2년 동안 연속적으로 벼를 재배하면서 수행된 ^{137}Cs 모의 침적실험 결과와 모델링 결과가 비교되었다.

Ⅱ. 모델

방사능 누출 사고가 작물 생육 전후에 일어나면 핵종은 토양 표면에 전부 침적되고 작물의 오염은 뿌리흡수에 의해 전적으로 결정된다. 토양표면에 침적된 ^{137}Cs은 토양침투를 통해 뿌리흡수토양으로 이동하고, 여기서 일부는 뿌리흡수에 의해 작물로 전이되고, 일부는 토양의 점토질에 비가역적으로 고착되며, 일부는 물의 흐름과 함께 심부토양으로 용출된다 (그림 1). 뿌리흡수와 용출속도는 토양특성에 따라 변하므로 Absalom 모델[9]을 이용하여 그 속도상수들의 토양 의존성을 모델링하였다. Absalom 모델은 점토함량, 유기물함량, pH, 이온교환성 K 농도의 네 가지 토양특성을 이용하여 세 개의 독립변수 mK(토양용액의 K^+ 농도), Kd(토양-용액 간 ^{137}Cs의 분배계수), CF(작물-용액 사이의 ^{137}Cs의 농도비)를 구한다.

이들 변수의 값들이 일차적으로 결정되면 TF는 정의(TF=CF/Kd)로부터 구해진다. 모델을 구성하는 각 격실간의 ^{137}Cs 이동플럭스(Bq/m²d)는 일반적으로 다음과 같은 일차선형미분방정식으로 표현할 수 있다.

$$\frac{dA_i}{dt} = \sum_j \lambda_{j,i} A_j - \sum_k \lambda_{i,k} A_i \quad \cdots\cdots (1)$$

식(1) $\lambda_{j,i}$, $\lambda_{i,k}$ 는 격실간 ^{137}Cs의 격실간 전달속도상수이다. 작물의 뿌리흡수속도(λ_{up})는 토양밀도(ρ_s), 토양깊이(ds), 작물의 성장속도(dB/dt), 작물-토양 전이계수(TF)의 함수로 표현된다[13,17].

$$\lambda_{up} = \frac{TF}{\rho_s d_s}\frac{dB}{dt} \quad \cdots\cdots (2)$$

여기서 전이계수 TF는 입력데이터로 주어지는 토양특성을 이용하여 Absalom 모델로부터 구하며, 작물의 성장속도는 다음의 성장함수로부터 구한다[13,16].

$$\frac{dB}{dt} = k_g B \frac{B_{max} - B}{B_{max}} \quad \cdots\cdots (3)$$

여기서 kg는 성장속도상수이고, Bmax는 최대 생체량이다. 작물몸체(plant body)와 이삭(grain)에 대한 뿌리흡수 차이를 모델에 반영하기 위하여 본 연구에서는 작물몸체와 이삭을 분리하여 별도의 격실로 구분하여 각각 서로 다른 성장함수를 적용하였다. 뿌리토양을 통한 심부토양으로의 용출속도(λ_l)는 다음의 식에 의해 주어진다[14].

$$\lambda_l = \frac{W_{H2O}}{d_s \theta (1 + \frac{\rho_s K_d}{\theta})} \quad \cdots\cdots (4)$$

여기서 W_{H2O}는 뿌리토양 내에서 물의 이동속도이고, θ는 토양공극률, Kd 는 토양-용액간 ^{137}Cs 분배계수로 Absalom 모델로부터 구한다. 한편 ^{137}Cs의 토양고착(fixation)은 뿌리흡수토양과 고착토양 사이의 ^{137}Cs의 흡착 및 탈착속도차이로 모델링되었다[13,17]. 반면 Absalom 모델[9]은 0과 1사이의 값을 갖는 dynamic factor D를 적용하여 토양고착에 의한 ^{137}Cs의 이용률 제한을 고려하였다. D=1일 때 토양고착에 의한 ^{137}Cs의 손실은 없으며, D=0일 때 모든 ^{137}Cs는 토양에 고착된 경우이다. 토양속 침투(percolation)는 표면토양 (또는 표면수)로부터 토양속으로 이동되는 핵종의 이동경로를 나타낸다[13,15,16]. 따라서 percolation은 뿌리흡수토양으로 이동되는 ^{137}Cs의 지연을 유발하므로 percolation을 고려하지 않는 경우와 비교하여 동일한 시간동안 뿌리흡수가 상대적으로 작아지게 된다. 논 재배시 벼

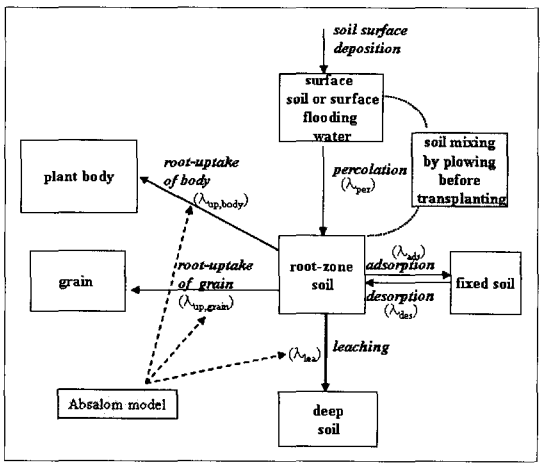

Figure 1. Conceptual diagram of the present dynamic compartment model

생육기간 동안 관개로 인한 표면수가 존재하므로 percolation이 계속 존재한다. Percolation은 모내기 수일 전 관개수와 쟁기질에 의해 일시적으로 방해 받게 되는데 본 모델에서는 쟁기질에 의한 토양혼합 효과를 뿌리흡수토양과 표면수 사이에 평형이 이룬다고 가정하여 토양혼합에 의한 표면수와 뿌리흡수토양의 농도 변화를 계산하였다[17].

한편 토양침적으로 인한 작물오염은 aggregated 토양-작물 전이계수 (TFa, m^3/kg-dry plant)로 쉽게 예측이 가능하다. TF_a는 단위면적당 침적된 핵종의 방사능농도에 대한 작물 건조질량당 방사능농도의 비로 정의된다. 따라서 침적량과 TF_a 값을 알면 핵종농도가 쉽게 계산된다. 일반적으로 TF_a는 시간의 함수이지만 섭취에 의한 선량평가를 위해 작물의 추수시점에서의 TF_a의 값이 대개의 경우 구해진다. 본 연구에서는 모델식 (1)의 해로부터 직접 TF_a의 값을 얻을 수 있다.

표1에 본 연구에서 적용한 입력데이터를 요약하였다. 국내 논토양의 특성인자인 d_s, ρ_s, θ, W_{H2O}의 값은 문헌[17]으로부터 인용하였으며, 벼의 성장함수는 본 연구의 벼와 동일한 재배 방식으로 pot에서 생육된 벼의 성장함수를 적용하였다[19]. Absalom 모델의 모델 파라미터들은 문헌[8]에 있는 값들을 그대로 적용하였다.

Ⅲ. 실험 및 방법

실험을 위해 17개 종류의 논토양이 영광, 고리, 울진 원자력발전소 부근의 논에서 채취되었다. 채취된 논토양의 물리화학적 특성이 표2에 요약되어 있다. pH의 값은 4.8~6.4로 산성영역에 존재하며, 점토함량은 5~25%, 유기질함량은 1.3~4.7%, 이온교환성 K는 0.19~1.8 cmol/kg, 양이온교환능(CEC)은 8.4~14.5 cmol/kg의 범위를 가졌다.

^{137}Cs의 토양침적을 모사하기위해 ^{137}Cs 용액을 벼의 이식 전에 건조한 토양 표면에 피펫을 사용하여 골고루 처리하였다. 처리일자는 고리, 영광, 울진 토양에 대해 각각 1998년 5월2일, 1999년 5월4일, 2001년 5월10일이었다. ^{137}Cs 처리 후 벼 이식 수일 전에 수돗물로 관개한 직후 토양은 모종삽을 이용하여 깊이 22㎝까지 골고루 혼합하여 주었다(쟁기질 효과). 관개 후 표면수의 깊이는 관개가 중단된 9월30일까지 평균적으로 약 3㎝를 유지하였다.

모든 벼는 각각의 pot에서 2년 연속동안 재배되었다. 벼의 이식일, 이삭출현일, 추수일은 고리토양에 대해 5월21일, 8월16일, 10월12일, 영광토양에 대해 5월21일, 8월12일, 10월12일, 울진토양에 대해 5월21일, 8월13일, 10월15일이었다. 2년차 벼의 재배를 위해 ^{137}Cs의 추가 처리 없이 pot 속의 토양은 이식 수일 전에 관개와 동시에 모종삽으로 골고루 혼합한 후 벼를 이식하였다. 벼의 몸체 및 이삭의 ^{137}Cs를 측정하기 위하여 추수된 벼의 몸체와 이삭을 즉시 분리한 후 온실에서 태양빛으로 충분히 건조하였다. 건조된 벼의 몸체 및 이삭의 ^{137}Cs 방사능농도는 HPGe가 장착된 γ-spectrometer로 측정되었다.

Table 1 Values of model parameters used in this study

parameters	values	reference
depth of root zone soil (d_s)	0.22 m	[17]
solid density (ρ_s)	1040 kg/㎥	[17]
porosity (θ)	0.4	[17]
water infiltration velocity (W_{H2O})	5.5×10^{-3} m/d	[17]
maximum biomass (B_{max})	body:1.58 kg/㎡ grain:1.36 kg/㎡	[19]
growth rate constant (k_g)	body:0.09 d^{-1} grain: 0.15d^{-1}	[19]
rate constant of percolation (λ_{per})	0.05 d^{-1}	[17]
rate constant of adsorption (λ_{ads})	1.9 ×10-3 d^{-1}	[13]
rate constant of desorption (λ_{des})	2.1 ×10-4 d^{-1}	[13]
equilibrium distribution coefficient (K_d)	calculated by Absalom model	[9]
soil to plant transfer factor (TF)	calculated by Absalom model	[9]

Ⅳ. 결과 및 고찰

그림2에서 측정된 TF_a에 대한 토양특성의 영향을 보여준다. TF_a값은 대체로 같은 승수 내에서 변화를 보여주며 토양특성에 대한 의존성을 부분적으로 보여준다. 벼 몸체의 TF_a는 pH에 따라 약간 감소하는 경향을 보여주나, 이삭의 TF_a는 pH에 대해 뚜렷한 변화를 보여주지는 않았다. 유사한 결과가 pH 3.5~8.5 범위에서 Nisbet and Woodman[1]에 의해 보고된 적이 있다. Rahman and Voigt[12] 또한 모델에 의한 계산에서 TF의 pH에 대한 매우 약한 의존성이 있음을 보여주었다.

반면에 TF^a에 대한 유기물함량의 영향은 다소 뚜렷하게 나타난다. 비록 토양의 유기물이 ^{137}Cs에 대해 매우 약한 반응성을 가지지만 유기물은 ^{137}Cs의 토양내 점토에 대한 흡착력을 상대적으로 약화시키기 때문에 유기물함량 증가는 토양용액의 ^{137}Cs의 농도를 증가시켜 결국 뿌리흡수를 강화하는 효과가 있다. 한편 TF_a에 대한 점토함량의 효과는 명확하게 나타나지 않았다. 일반적으로 토양점토는 ^{137}Cs와 강한 결합력을 가지므로 점토함량이 작을수록 토양용액에 존재하는 ^{137}Cs의 농도가 커져 뿌리흡수는 증가한다. 그러나 용액의 ^{137}Cs가 증가하면 동시에 용출속도도 증가한다. 뿌리흡수와 용출은 토양용액의 ^{137}Cs 이동에 경쟁관계에 있으므로 만약 두 경로에 의한 ^{137}Cs 손실속도가 비슷하다면 TF_a에 대한 점토의 영향은 실제로 나타나지 않을 것이다. 용액 내의 K 이온은 뿌리흡수에 대해 ^{137}Cs와 경쟁원소이다. 그러므로 이온교환성 K 농도 증가는 TF_a의 값을 증가시킬 것이다[3,21,22]. 본 연구 결과에서 이온교환성 K농도가 1cmol/kg 이하일 때 그와 같은 경향을 보여 주었으나 1cmol/kg 이상인 경우인 KC, KD, KE 및 KF 토양에서는 반대의 경향이 나타났다. 이는 이들 토양의 낮은 점토함량에 의한 토양 용액 중의 K이온 농도 증가에 의해 부분적으로 기인한 것으로 보인다. 한 예로 표1의 KD 및 KE 토양은 다른 토양에 비해 낮은 점토함량을 보여준다. 한편 1차년도 추수시에 얻은 TF_a 값은 2차년도 추수시에 얻은 TF_a보다 더 큰 값을 보여주는데 이는 시간 경과와 함께 토양고착과 용출에 의한 ^{137}Cs의 손실이 증가하여 작물이 이용할 수 있는 ^{137}Cs가 상대적으로 감소하였기 때문이다. 그림3은 벼 몸체와 이삭 TF_a의 모델과 실험결과의 비교이다. 토양 용액의 NH_4^+ 이온 농도는 토양으로부터 ^{137}Cs 뿌리흡수에 영향을 줄 수 있다[4,8].

최근의 한 연구에서 Lee 등[20]은 전형적인 벼 재배 조건에서 요소비료를 첨가하였을 경우조차도 비료 첨가 후 수일을 제외하고는 논토양 용액의 NH_4-N 농도는 1㎎/dm³ 이하로 유지됨을 실험적으로 보여 주었다. 이 정도로 낮은 용액 중의 NH_4 농도는 ^{137}Cs 뿌리흡수에 정량적인 영향을 미치지 않아야 한다. 따라서 본

Table 2 Properties of the soils used in the experiment

Soil No.*	pH	Exchangeable K (cmol/kg)	CEC (cmol/kg)	organic mater(%)	Sand (%)	clay (%)	soil texture
KA	5.0	0.19	8.4	1.82	27	18	silt loam
KB	5.2	0.55	9.2	2.02	54	7	sandy loam
KC	4.9	1.22	9.7	1.31	47	15	loam
KD	4.8	1.80	8.6	2.07	47	8	loam
KE	6.4	1.16	14.4	2.47	49	7	sandy loam
KF	5.1	1.70	11.2	4.7	31	13	loam
YA	4.9	0.43	14.5	3.88	21	25	silt loam
YB	5.1	0.43	11.1	3.32	36	19	loam
YC	6.1	0.35	13.7	3.12	23	17	silt loam
YD	5.8	0.75	10.7	2.45	27	9	silt loam
YE	5.9	0.79	11.4	2.84	18	14	silt loam
UA	5.1	0.38	13.0	2.27	40	24	loam
UB	5.5	0.39	10.6	3.54	61	10	loam
UC	5.2	0.55	9.5	3.63	61	13	sandy loam
UD	6.1	0.94	10.9	1.7	58	15	sandy loam
UE	5.6	0.57	13.1	1.36	67	10	loamy sand
UF	5.1	0.67	11.7	2.27	81	5	

*KA-KF: Kori site soils, YA-YE:Yonggwang site soils, UA-UF: Ulchin site soils

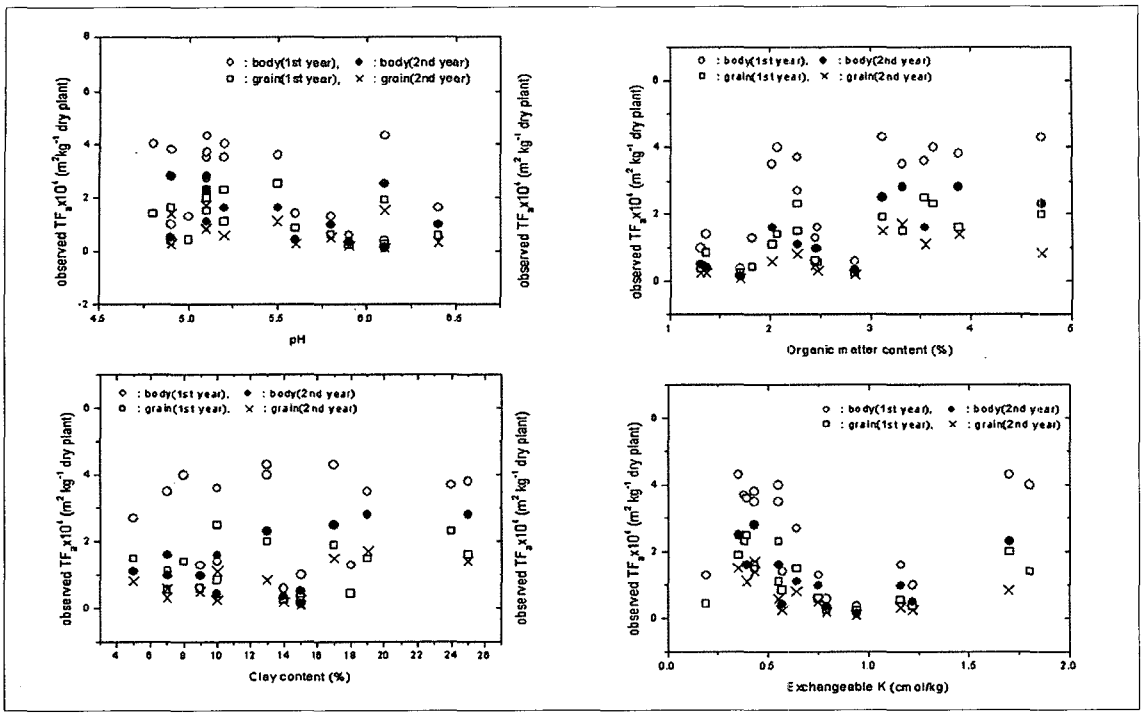

Figure 2. Observed TFa values against the soil properties pH, organic matter content, clay content, and exchangeable K

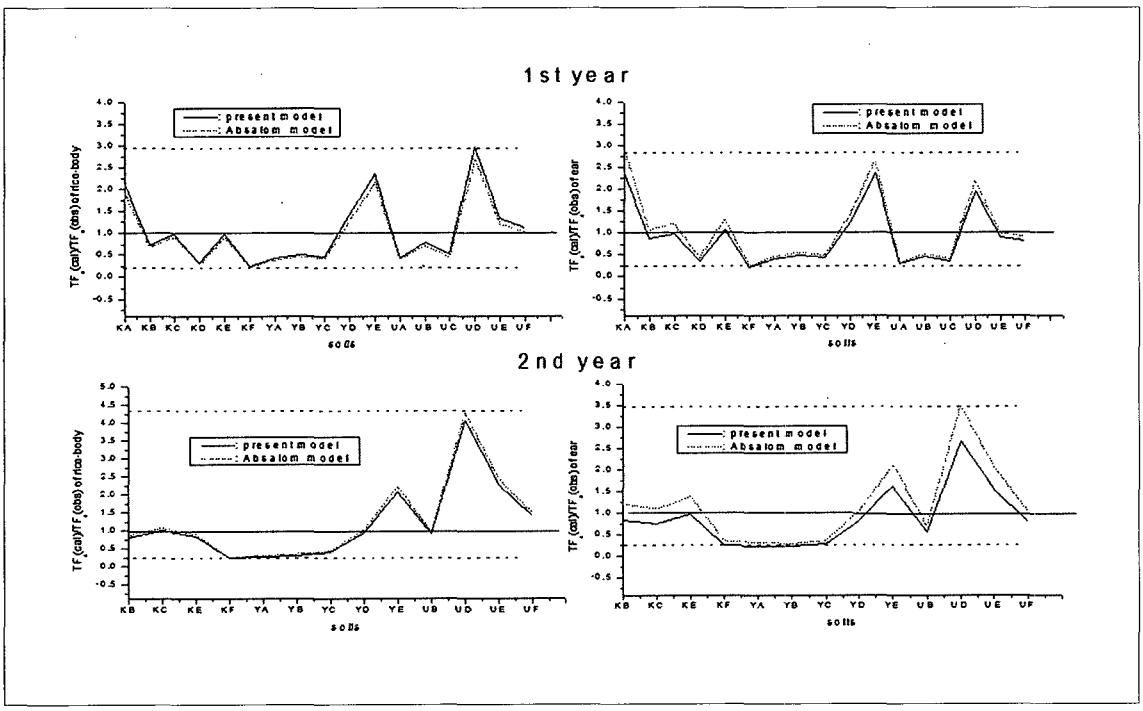

Figure 3. comparison of the predicted with the observed TFa for each soil, and comparison between the model prediction of the TFa

연구에서 용액 중의 NH_4^+ 농도는 모델 계산에서 고려하지 않았다. 첫해의 수확에서 얻은 벼 몸체의 TFa는 토양 KA, YE 및 UD에 대해 모델 예측치가 측정치보다 약 2~3 배 크게 나타났다. 반면 토양 KB, KC, KE, YD, UB, UE 및 YF에 대해서는 모델 예측치와 측정치가 서로 비슷한 TFa 값을 보여주었으며, 토양 KD, KF, YA, YB, YC, UA 및 UC에 대해서는 모델 예측치가 측정치보다 2~4배 작게 나타났다. 이년차 추수시 얻은 벼 몸체의 TFa는 토양 YE, UD 및 UE에 대해 모델 예측치가 측정치보다 2~4배 크게 나타났고, 토양 KF, YA, YB 및 YC에 대해서는 2~4배 작게 나타났다. KB, KC, KE, YD, UB, UF 토양에 해서는 모델 예측치와 측정치가 유사한 결과를 보여 주었다. 이삭에 대한 TFa 또한 벼 몸체와 유사한 결과를 보여주었다.

V. 결론

본 연구에서 작물 생육 전후에 토양표면에 침적된 ^{137}Cs에 의한 작물오염 평가를 위한 동적격실모델이 제시되었다. 위치에 따라 변하는 토양특성을 모델링하기 위하여 Absalom 모델이 적용되었다. 모델의 타당성 조사를 위해 17종류의 논토양에서 2년 연속 벼를 재배하면서 수행된 ^{137}Cs 모의침적실험으로부터 얻은 벼의 ^{137}Cs 오염정도가 모델링 결과와 비교되었다.

측정된 ^{137}Cs의 TFa 값은 pH와 점토함량에 대해 뚜렷한 경향을 보여주지 않았으나, 유기물함량은 증가할수록, 이온교환성 K 농도는 감소할수록 증가하는 경향을 보여주었다. 본 연구의 모델은 모든 토양에 대해서 매우 유사한 결과를 보여주었으며, 모델에 의한 예측치과 실험에 의한 측정치도 대체적으로 비슷한 결과를 보여주었다. 결론적으로 공간적으로 변하는 토양특성을 고려하면서 논토양에 침적된 ^{137}Cs에 의한 벼의 ^{137}Cs 오염평가를 위해 본 연구에서 제시한 모델은 합리적으로 사용될 수 있을 것이다.

감사의 글

본 연구는 원자력 중장기 연구 사업의 일환으로 수행되었습니다.

참고문헌

[1] A.F. Nisbet and R.F.M. Woodman, "Soil-to-plant transfer factors for radiocesium and radiostrontium in agricultural systems," Health Physics., 78(3), pp.279-288(2000).

[2] S. Ehlken and G. Kirchner, "Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace elements and variability of transfer factor data: a review." J. Environ. Radioactivity., 58, pp. 97-112(2002).

[3] E. Smolders, K. van der Brande and R. Merckk, "Concentration of ^{137}Cs and K in soil solution predict the plant availability of ^{137}Cs in soils," Environ. Sci. Tecnol., 31, pp. 3432-3438(1997).

[4] A. Cremers, A. Elsen, and P. DePreter, "Quantitative analysis of radiocesium retention in soils." Nature., 355, pp. 247-249(1988).

[5] S.T. Year, V.R. Vallejo, E. Valcke, C. Colle, H. Frstel, R. Millian and H. Jouglet, "^{137}Cs and ^{90}Sr root uptake prediction under close-to-real controlled conditions." J. Environ. Radioactivity, 45, pp. 91-217(1999).

[6] A. Rogol, M. Vidal and G. Rauret, "An overview of the effect of organic matter on soil-radiocaesium interaction: implications in root uptake." J. Environ. Radioactivity, 58, pp. 191-216(2002).

[7] J.P. Absalom, S.D. Young, N.M.J. Crout, A.F. Nisbet, R.F.M. Woodman and E. Smolders, "Gillett, A.G., Predicting soil to plant transfer of radiocesium using soil characteristics," Environ. Sci. Technol., 33, pp. 1218-1223(1999).

[8] A.L. Sanchez, S.M. Wright, E. Smolders, C. Naylor, P.A. Stevens, V.H. Kennedy, B.A. Dodd, C.L. Singleton and C.L. Barnett, "High plant uptake of radiocesium from organic soils due to

Cs mobility and low soil K content," Environ. Sci. Technol., 33, pp. 2752-2757(1999).

[9] J.P. Absalom, S.D. Young, N.M.J. Crout, A. Sanchez, S.M. Wright, E. Smolders, A.F. Nisbet and A.G. Gillett, "Predicting the transfer of radiocaesium from organic soils to plants using soil characteristics." J. Environ. Radioactivity., 52, pp. 31-43(2001).

[10] M. van der Perk, T. Lev, A.G. Gillett, J.P. Absalom, P.A. Burrough, N.M.J. Crout, E.K. Garger, N. Semiochkina, Y.V. Stephanishim and G. Voigt, "Spatial modeling of transfer of long-lived radionuclides from to agricultural products in the Chenigov region," Ukraine, Ecological Modeling., 128, pp. 35-50(2000).

[11] A.G. Gillett, N.M.J. Crout, J.P. Absalom, S.M. Wright, S.D. Young, B.J. Howard, C.L. Barnett, S.P. McGrath, N.A. Beresford and G. Voigt, "Temporal and spatial prediction of radiocaesium transfer to food products," Radiat. Environ. Biophys., 40, pp. 227-235(2001).

[12] M.M. Rahman and G. Voigt, "Radiocaesium soil-to-plant transfer in tropical environments," J. Environ. Radioactivity, 71, pp. 127-138(2004).

[13] F.W. Whicker and T.B. Kirchner, "PATHWAY: A dynamic food-chain model to predict radionuclide ingestion after fallout deposition," Health Physics, 52, pp. 717-737(1987).

[14] H. M ler and G. Pr l, "ECOSYS-87: A dynamic model for assessing radiological consequences of nuclear accident," Health Physics, 64, pp. 232-252(1993).

[15] M.L. Abbott and A.S. Rood, "COMIDA: A radionuclide food chain model foracute fallout deposition." Health Physics, 66(1), pp. 17-29(1994).

[16] W.T. Hwang, G. Cho and M.H. Han, "Development of a dynamic food chain model DYNACON and its application to Korean agricultural conditions." J. Nuclear Sci. and Technol., 35(6), pp. 451-461(1998).

[17] D.K. Keum, H. Lee, H.J. Choi, H.S. Kang, K.M. Lim, Y.H. Choi and C.W. Lee, "A dynamic compartment model for assessing the transfer of radionuclide deposited onto flooded rice field," J. Environ. Radioactivity, 76, pp. 349-367(2004).

[18] Y.H. Choi, K.M. Lim, H.S. Kang, H. Lee, and C.W. Lee. Parameters on the radionuclide transfer in crop plants for Korean food chain dose assessment, Korea Atomic Energy Research Institute, Daejeon, Korea, KAERI/TR-1993/2001(2001).

[19] D.K. Keum, H. Lee, H.S. Kang, I. Jun, Y.H. Choi and C.W. Lee, "Prediction of tritium level in agricultural plants after short term exposure to HTO vapor and its comparison to experimental results," Health Physics, 90(1), pp. 42-55(2006).

[20] D.W. Lee, K.D. Park, C.Y. Park, U.G. Kang, I.S. Son, E.S. Yun, S.T. Park and S.S. Lee, "Ammonia volatilization from coated urea in paddy soil of transplanting rice culture," Korean J. Soil Sci. Fert., 38(6), pp. 321-327(2005).

[21] K.E. van Bergeijk, H. Noordijk, J. Lembrechts and M.J. Frissel, "Influence of pH, soil organic matter content on soil-to-plant transfer of radiocesium and strontium as analyzed by a nonparametric method." J. Environ. Radioactivity, 15, pp. 265-276(1992).

[22] H. Tsukada, H. Hasegawa, S. Hisamatsu and S. Yamasaki, "Transfer of ^{137}Cs and stable Cs from paddy soil to polished rice in Aomori," Japan. J. Environ. Radioactivity, 59, pp. 351-363(2002).