第 23 卷第 2 期
2003 年 2 月

生 态 学 报
ACTA ECOLOGICA SINICA

Vol. 23, No. 2
Feb., 2003

^{95}Zr 在鱼-海水-底泥模拟生态系统中的迁移与分布

史建君[1]，李明云[2]

（1. 浙江大学原子核农业科学研究所，杭州 310029；2. 宁波大学海洋与水产系，宁波 315211）

摘要：采用同位素示踪技术研究了^{95}Zr在鱼-海水-底泥模拟系统中的迁移与分布。旨在探明海洋鱼类对^{95}Zr的吸收以及^{95}Zr在海水生态系统中的行为特性。结果显示：(1)海水中的^{95}Zr比活度随时间呈快速下降，降至一半所需的时间仅为 0.2d；底泥吸附的^{95}Zr主要集中在表层(0～2.5cm)，至试验后期(13～20d)其量占总量的 99.5%以上，表明来自于海水中的^{95}Zr被表层底泥吸附，不易随渗流水向下迁移，海泥对^{95}Zr有强烈的吸附作用。(2)中华乌塘鳢从水体中摄入和吸收^{95}Zr的主要器官是肠胃道(内脏)，与水体直接接触而吸附、吸收的^{95}Zr主要集中在鱼鳃和鱼鳍中。肉、骨、肝脏和鱼卵中的比活度均比较低(略高于本底水平)，表明通过肠胃道吸收和鳃、鳍等组织吸附、吸收的^{95}Zr不易向肉、骨、肝脏和鱼卵等内部组织输运。(3)运用封闭 3 分室模型原理对实验数据进行拟合得：鱼体中的比活度 $C_f = 0.05 - 6.36e^{-3.4274t} + 6.61e^{-0.2682t}$，海水中的比活度 $C_w = 215.42e^{-3.4274t} + 2.00e^{-0.2682t}$，底泥中的比活度 $C_s = 143.86 + 14.83e^{-3.4274t} - 158.69e^{-0.2682t}$；方差分析结果表明各回归方程较好地反应了$^{95}Zr$在鱼-海水-底泥生态系统中的消长动态。

关键词：^{95}Zr；海水生态系统；中华乌塘鳢；迁移与分布；放射生态学

Migration and distribution of ^{95}Zr in a simulated marine fishes-seawater-sediment ecosystem

SHI Jian-Jun[1], LI Ming-Yun[2] (1. *Institute of Nuclear Agricultural Sciences, Zhejiang University, Hangzhou 310029, China*; 2. *Department of Oceanography and Fisheries, Ningbo Univesity, Ningbo 315211, China*). ***Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(2): 330～335.**

Abstract: The isotope tracer technique is used to study the dynamics of migration and distribution of ^{95}Zr in a simulated marine fishes-seawater-sediment system, and its dynamics is described mathematically using a compartment model with a non-linear fitting method. The objectives of this study are (i) to clarify the behavior trait of ^{95}Zr in marine ecosystem; (ii) to evaluate accumulation and distribution of ^{95}Zr in marine fishes; and (iii) to simulate the dynamics of ^{95}Zr in the marine fishes-seawater-sediment system based on a *closed three compartments system model*.

Three glass pools with dimensions of 40cm×50cm×40cm were constructed. 12.5 kg of sea sediment was filled into each pool. And sediment depth was about 5 cm. The pools were flooded with 42l seawater. Eleven mL of $^{95}ZrF_4$ with a specific activity of 9.02×10^5Bq/ml was introduced into the seawater after one

基金项目：国家自然科学基金资助项目(39970147)；浙江省核农学重点实验室人才基金资助项目

收稿日期：2001-11-25；**修订日期**：2002-03-15

作者简介：史建君(1961～)，男，浙江杭州人，教授。主要从事同位素示踪和放射生态学研究。jjshi@zju.edu.cn

Foundation item: The project was financially supported by National Science Foundation of China (39970147) and Key laboratory of Nuclear Agricultural Sciences Foundation of Zhejiang

Received date: 2001-11-25; **Accepted date**: 2002-03-15

Biography: SHI Jian-Jun, Professor. Mainly engaged in the research of isotope-tracer and radioecology. jjshi@zju.edu.cn

week. The seawater was stirred gently to get a homogeneous distribution of radionuclide. The radionuclide specific activity in seawater was 216.9Bq/ml. Seven marine fishes (*Bostrichthys sinensis*) were put into each pool. Seawater was added with intervals of 3 days in order to maintain a constant height of seawater.

The samples were collected at the elapsed time of 0.25, 1, 2, 4, 8, 13 and 20 days. Four 5 ml aliquotes of seawater were randomly collected from each pool, and disposable plastic cups were filled with them (20 ml) for activity measurements. A marine fishes was taken from each pool. The fish was divided into fin, viscera, liver, gill, skin, meat, bone, head and roe, and each part was weighed. They were afterwards cut into smaller pieces. Twenty grams samples from each part were put into the disposable plastic cups for measurements.

In the meantime, two sediment columns were collected from each pool using a sediment sampler. Each sediment column was sectioned into two equal parts, and each part was smashed and mixed thoroughly. Afterwards 20 g of sediment samples were put into plastic cups for measurements. Every sample had 3 replications.

The ^{95}Zr emits β and γ particles when it decays. Those were measured with a multi-channel γ spectrometer (model BH 1224, Beijing Nuclear Instrumentation Factory). The counting error was controlled to be lower than 5%. The counting data were calibrated with counting efficiency, dead time, disintegration and any other factors.

The results showed: The specific activity of ^{95}Zr in seawater decreased rapidly with time due to precipitation, adsorption to sediment and uptake by marine fishes, and its half life was only 0.2 day. Most of ^{95}Zr in sediment was found concentrated in the surface layer, and the specific activity of ^{95}Zr in lower layer (2.5～5cm from surface) were almost in background level. About 99.5% of ^{95}Zr in sediment were found in surface layer in later stage (from 13th day to 20th day). It was indicated that ^{95}Zr in seawater could not readily move downwards with percolating water after remained in surface sediment. The main organ of *Bostrichthys sinensis* to uptake and absorb ^{95}Zr was intestines and stomach (viscera). ^{95}Zr that absorbed by direct contact with seawater concentrated mainly on the gill and fin. The specific activity of ^{95}Zr in meat, bone, liver and roe was relatively lower, which were only slightly greater than the background level. It was indicated that ^{95}Zr remained in intestines, stomach, gill and fin could not readily transport to inner organ such as meat, bone, liver and roe.

A closed three-compartment system model was applied to imitate the experimental data. For dynamics of specific activity in whole fish, seawater and sediment, it could be described with the following exponential regression equations respectively: the specific activity of fish $C_f = 0.05 - 6.36e^{-3.4274t} + 6.61e^{-0.2682t}$, and seawater $C_w = 215.42e^{-3.4274t} + 2.00e^{-0.2682t}$, and sediment $C_s = 143.86 + 14.83e^{-3.4274t} - 158.69e^{-0.2682t}$ were gained. The results of analysis of variance showed that each regression equation can described the dynamics of accumulation and disappearance of ^{95}Zr in fishes-seawater-sediment system preferably.

Key words: ^{95}Zr; marine ecosystem; *Bostrichthys sinensis*; migration and distribution; radioecology

文章编号：1000-0933(2003)02-0330-06　**中图分类号**：Q142.6,Q958.116,X591　**文献标识码**：A

为了实现核电的持续发展和保持高质量环境的统一，研究核电站放射性排放物在生物体和生态系统中的行为特性是一个相当活跃的研究领域。有关生物体对核电站放射性排放物^{85}Sr、^{137}Cs、^{60}Co 等核素的吸收及其在生态系统中的行为，尤其是迁移和累积等行为特性前人已作了较多的研究[1~8]。但对^{95}Zr 在生物体和生态系中，特别是行为动力学方面的研究鲜见报道，有关^{95}Zr 的研究报道仅见切尔诺贝利核电站附近地区及事故后世界各地对主要放射性核素(^{95}Zr 是其中之一)的环境监测[9~11]。本试验采用同位素示踪技

术研究^{95}Zr模拟污染物在中华乌塘鳢体内的分布及其在鱼-海水-底泥系统中的迁移与消长动态，运用分室模型和非线性拟合方法建立其动态行为的数学模型，并运用数理分析方法用实验数据估计拟合方程的误差和有效性。旨在探明^{95}Zr在模拟海水生态系统中的行为特性，在中华乌塘鳢体内的迁移和积累，为评价^{95}Zr对生物体及生态环境的影响提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 同位素、海泥、海水和海洋鱼类

(1)$^{95}ZrO_2$由中国原子能研究院同位素所提供，黑色粉末状固体，比活度为2.284×10^8Bq/g，放化纯度大于95%，使用前用氢氟酸[12]将其转化为1.23×10^7Bq/ml(2000年6月20日)的$^{95}ZrF_4$溶液。吸取$^{95}ZrF_4$溶液1.1ml稀释至15ml，得比活度为9.02×10^5Bq/ml的^{95}Zr水溶液。(2)海洋底泥取自浙江宁波象山港，使用前经风干、粉碎、去除石块等杂物后30目过筛。主要理化性质为：pH(水浸)8.5，有机质8.0g/kg，粘粒13.9%，粉粒61.5%，砂粒24.6%。(3)海水采自宁波象山港，盐度为28，按2份海水加1份淡水的比例配成盐度为18.6混合海水待用。(4)中华乌塘鳢(*Bostrichthys sinensis*)，一种广盐性浅海经济鱼类，每尾重约130～150g，由宁波大学海洋与水产系提供。试验前在20℃室温条件下驯养1周，以适应供试环境。

1.2 实验方法

在3只40cm×50cm×40cm玻璃缸内，各加入海泥12.5kg，土层厚度约5cm，同时每缸埋入20只ϕ23mm×50mm塑料取土器，先用适量盐度为18.6的混合海水湿润海泥后，再加入混合海水至刻度线(总水量为42L)。静置1周后，于2000年6月28日每缸引入比活度为9.02×10^5Bq/ml(2000年6月20日)的^{95}Zr水溶液11ml，均匀滴注在供试玻璃缸中，并用玻璃棒谨慎搅拌，使之均匀分布，^{95}Zr引入时海水中的平均比活度约为216.9Bq/ml。同时迅即每缸采取水样2×20ml(共6个水样)。然后每缸放养中华乌塘鳢7尾。整个试验期间室温、水温控制在20±2℃，并用充气泵给水体充氧。每天早晚2次给鱼喂食虾肉若干，以保持正常生长。试验期间每隔3d加水1次以保持水体深度基本恒定，并于每次采样前1h加水至刻度线。

于^{95}Zr引入后的0.25、1、2、4、8、13和20d采样。每缸随机选取4处各吸取海水5ml，合并(共20ml)置于ϕ75mm×110mm的一次性塑料测样杯中；每池随机选取鱼1尾，用清水冲洗后用吸水纸吸去表面水，称重后解剖为鳍、内脏、肝、鳃、皮、肉、骨、头和鱼卵(如果有的话)9个部位，分别称重、剪碎后取20g(量少的部位取全部)装入一次性塑料测样杯中；每池随机取底泥取土器2只，将底泥分为上下两层，将各层底泥充分拌匀后称20g分别装入测样杯中待测量。每种样品3个重复。

1.3 测量仪器及测量方法

^{95}Zr发射β和γ射线，半衰期64d，放射性活度测量采用BH1224型微机-多道一体化能谱仪(北京核仪器厂生产)测其γ射线。该谱仪配置倒置的ϕ70mm NaI闪烁探头，安装在铅屏蔽室中。测样器皿采用自备的ϕ75mm×110mm的一次性塑料测样杯，将其置于倒置的闪烁探头上面，并用自制的定位装置固定测量位置，以保证所有样品测量几何位置的一致性。探头工作电压623V，阈值0.28。选取一个谱峰(240～300道)进行计数测量，测量结果经探测效率、死时间、衰变等校正后换算成样品的放射性比活度，测量误差控制在5%以内。所有样品在采样当天完成测量，以减少样品由于水份蒸发而造成的误差。

1.4 数学建模及方差分析

采用封闭三分室模型和非线性回归分析方法对实验数据进行^{95}Zr在鱼/海水/底泥系统中消长动态的曲线拟合，建立动态拟合方程；并对拟合方程进行方差分析，确定在95%置信水平下的置信区间。

2 结果与讨论

2.1 ^{95}Zr在水体和底泥中的变化动态

水体和底泥上下两层中^{95}Zr比活度随时间的变化动态见表1。表中数据显示水体中的^{95}Zr比活度随时间呈快速下降，至第2天已下降至初始比活度的0.75%，其原因是水体中的^{95}Zr一方面由于沉降、底泥吸附而滞留在表层底泥中，另方面被鱼体摄入以及由于吸附作用而粘附于鱼体表面(表2)，因而致使水体中的^{95}Zr比活度快速下降；底泥中的^{95}Zr主要集中在上层(0～2.5cm)，且随时间呈逐渐增加，下层(2.5～5cm)较少，其比活度总体上接近于本底水平，随时间呈缓慢增加趋势，至试验后期(13～20d)表层土壤中^{95}Zr的

量占总量的 99.57%～99.68%。表明来自于水体中的^{95}Zr 被上层底泥吸附，不易随渗流水向下迁移。

2.2　^{95}Zr 在鱼体中的积累与分布动态

^{95}Zr 在鱼体各部位中的分布动态见表 2。表中结果显示：中华乌塘鳢从水体中摄入和吸收^{95}Zr 的主要器官是肠胃道（内脏），与水体直接接触而吸附、吸收的^{95}Zr 主要集中在鱼鳃和鱼鳍中，此 3 部位^{95}Zr 的比活度至 0.25d 已达最大值，而后随时间呈逐渐下降趋势，结合水体的比活度变化动态，可以认为起初该 3 部位从水中快速摄入、吸附^{95}Zr 而导致其比活度快速上升，而后随水体中比活度的降低，其排泄、解吸速率超过了摄入、吸附速率，因而其比活度又呈逐渐下降；从鱼鳃中的比活度数值看，其在 0.25、1、3d 时的比活度分别是相应时间水中比活度的 3.62、24.40 倍和 8.62 倍，表明鱼鳃对水体中的^{95}Zr 具有强烈的吸附和固定作用，这显然与鱼鳃的结构、功能和其巨大的表面积有关；肉、骨、肝脏和鱼卵的比活度均比较低（略高于本底水平），表明通过肠胃道吸收和鳃、鳍等组织吸附、吸收的^{95}Zr 不易向肉、骨、肝脏和鱼卵等内部组织输运，其原因主要与锆的生物学特性（锆不是生命必须元素，在生物系统中的流动性低）有关；鱼皮对^{95}Zr 的吸附、吸收能力较鱼鳍弱，且随水体中^{95}Zr 比活度的降低也呈逐渐下降趋势；鱼头的组织结构比较复杂，既有骨、肉等内部组织、又有暴露于水体的外表皮和口腔组织，由于骨、肉等内部组织中的^{95}Zr 比活度非常低，因此鱼头中的^{95}Zr 主要来源于与水体直接接触的外部组织的吸附和吸收，其比活度在 1d 时达峰值（2.21Bq/g）后也随时间逐渐下降。

表 1　^{95}Zr 在水体和底泥中的比活率变化动态

Table 1　Dynamic change of ^{95}Zr specific activity in the seawater and sediment

时间 Time(d)	各土层中的比活度 Specific activity in soil profile(Bq/g) 0～2.5cm	2.5～5cm	海水中的比活度 Specific activity in seawater (Bq/ml)
0	0.00	0.00	217.42
0.25	4.15	0.01	44.28
1	18.54	0.12	3.68
2	20.48	0.29	1.62
4	91.74	0.15	0.50
8	169.90	0.80	0.22
13	278.83	1.19	0.06
20	285.75	0.93	0.01

表 2　^{95}Zr 在鱼体中的比活度分布动态(Bq/g)

Table 2　Dynamic distribution of ^{95}Zr specific activity in the fish

时间 Time(d)	鱼体（鲜重）Fish(fresh weight) 鳍 Fin	内脏 Viscera	肝 Liver	鳃 Gill	皮 Skin	肉 Meat	骨 Bone	头 Head	卵 Roe
0.25	8.68	7.24	0.66	160.42	1.27	0.01	0.05	1.86	—
1	4.91	4.62	0.17	89.79	0.96	0.01	0.05	2.21	0.00
2	4.05	1.86	0.08	13.97	0.53	0.03	0.06	0.52	0.16
4	2.87	2.22	0.16	10.18	0.38	0.00	0.11	0.56	0.15
8	1.13	1.22	0.13	6.73	0.24	0.00	0.09	0.37	0.17
13	0.27	0.69	0.12	6.38	0.24	0.02	0.17	0.26	—
20	0.30	0.45	0.04	3.54	0.21	0.03	0.15	0.16	—

2.3　^{95}Zr 在鱼-海水-底泥系统中的迁移、消长规律

^{95}Zr 在鱼-海水-底泥系统中的消长行为可运用具有相互交换的封闭 3 分室模型描述，如图 1 所示。令各分室中^{95}Zr 的量对时间的变化率服从 1 级速率过程[13]。若以 q_f、C_f、m_f、q_w、C_w、m_w和 q_s、C_s、m_s 分别表示鱼、海水和底泥中^{95}Zr 的总活度、比活度和质量；k_{wf}、k_{fw}、k_{ws}、k_{sw}、k_{sf}和 k_{fs}分别为各分室间的转移速率常数。则各分室中^{95}Zr 总活度对时间的变化率为：

$$\frac{dq_w}{dt} = k_{sw}q_s + k_{fw}q_f - (k_{ws} + k_{wf})q_w$$

$$\frac{dq_s}{dt} = k_{ws}q_w + k_{fs}q_f - (k_{sf} + k_{sw})q_s$$

$$\frac{dq_f}{dt} = k_{sf}q_s + k_{wf}q_w - (k_{fw} + k_{fs})q_f$$

解此微分方程组，注意到 $q_s(0)=0$，$q_f(0)=0$，$q_f=m_fC_f$，$q_w=m_wC_w$，$q_s=m_sC_s$，并令：

$$k_1 = k_{ws} + k_{wf} \qquad k_2 = k_{sw} + k_{sf} \qquad k_3 = k_{fs} + k_{fw} \qquad b = k_1 + k_2 + k_3$$

$$c = k_1k_2 + k_2k_3 + k_1k_3 - k_{fw}k_{wf} - k_{sw}k_{ws} - k_{fs}k_{sf} \quad d = k_2 + k_3 \quad f = k_2k_3 - k_{fs}k_{sf}$$

$$g = k_{fs} + k_{fw} + \frac{k_{fs}k_{wf}}{k_{ws}} \qquad h = k_{sw} + k_{sf} + \frac{k_{ws}k_{sf}}{k_{fw}}$$

便得：

$$\gamma = \frac{b - \sqrt{b^2 - 4c}}{2} \qquad \delta = \frac{b + \sqrt{b^2 - 4c}}{2}$$

$$C_f(t) = \frac{m_wC_w(0)k_{wf}}{m_f}\left[\frac{h}{\gamma\delta} + \frac{h-\gamma}{\gamma(\gamma-\delta)}e^{-\gamma t} + \frac{h-\delta}{\delta(\delta-\gamma)}e^{-\delta t}\right]$$

$$C_w(t) = C_w(0)\left[\frac{f}{\gamma\delta} + \frac{\gamma^2 - d\gamma + f}{\gamma(\gamma-\delta)}e^{-\gamma t} + \frac{\delta^2 - d\delta + f}{\delta(\delta-\gamma)}e^{-\delta t}\right]$$

$$C_s(t) = \frac{m_wC_w(0)k_{ws}}{m_s}\left[\frac{g}{\gamma\delta} + \frac{g-\gamma}{\gamma(\gamma-\delta)}e^{-\gamma t} + \frac{g-\delta}{\delta(\delta-\gamma)}e^{-\delta t}\right]$$

根据上述推导结果，表明鱼、海水和底泥分室中的^{95}Zr 比活度服从多项指数规律，对表 3 数据运用计算机进行指数回归分析[14]，得到各分室^{95}Zr 比活度的消长动态拟合方程式(列于表 4)；对拟合方程进行方差分析[15]，计算在 95％置信度下的置信区间，结果列于表 4。从各拟合方程式与实验值的标准误差 σ 看(其值分别为 1.69Bq/g、20.12Bq/ml 和 29.70Bq/g)，与鱼体峰值比活度、海水起始比活度和底泥平衡比活度的比率分别为 28.63％、9.25％和 20.74％，在合理的偏差范围内，表明拟合方程较好地反应了^{95}Zr 在鱼-海水-底泥系统中的消长动态。各分室中^{95}Zr 比活度的变化动态(实验值和拟合曲线)如图 2 所示，可见，海水中^{95}Zr 的比活度随时间的延长，逐渐趋向于 0；鱼体中的比活度随时间的延长下降速率逐渐趋缓，可以推测在经过较长一段时间以后，会达到动态平衡而趋于稳定；结合上述两分室的动态变化及底泥中^{95}Zr 的变化动态，土壤中^{95}Zr 的比活度也会逐渐达到动态平衡而趋于稳定。

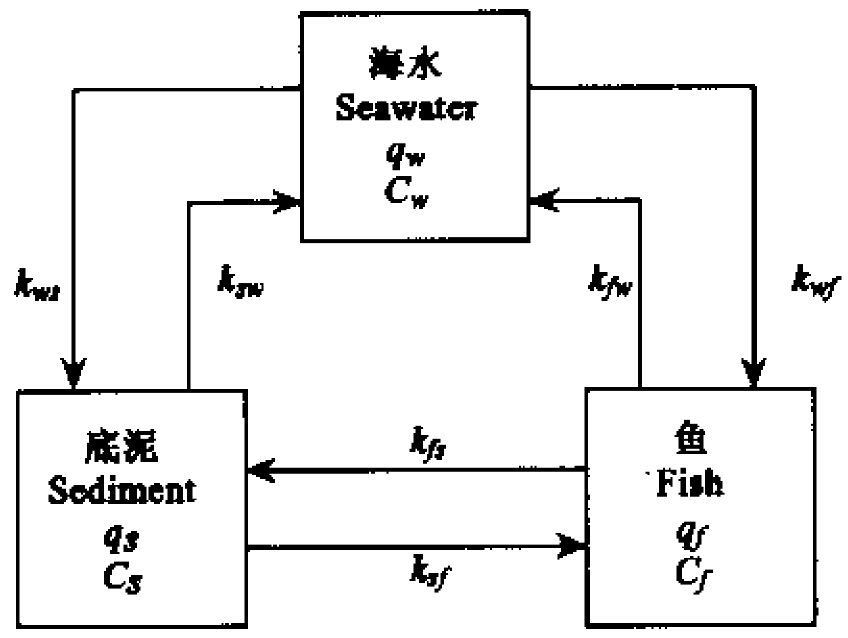

图 1 具有相互交换的封闭 3 分室模型

Fig. 1 The closed three-compartment system with interchange

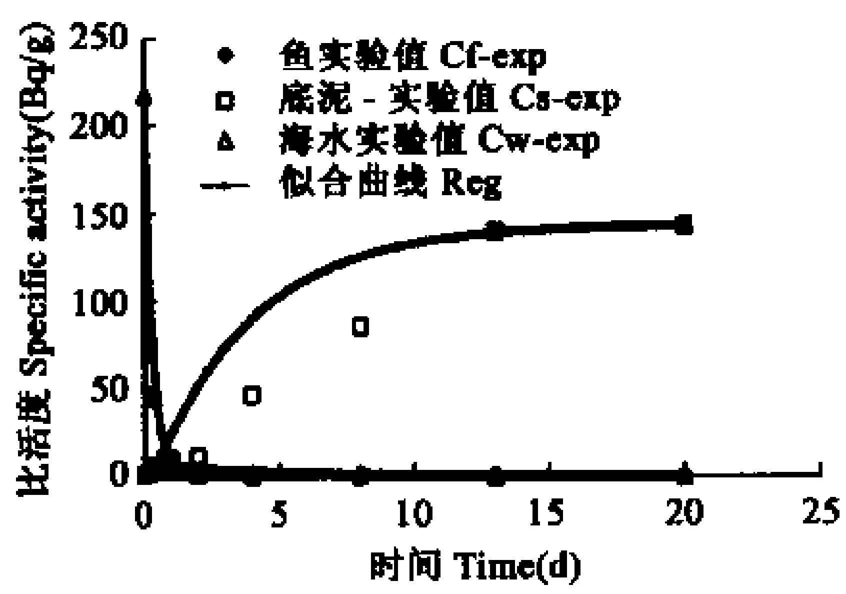

图 2 各分室的实验值与相应的拟合曲线

Fig. 2 . The experimental data and suitability of fitting curves of each compartment

Where, reg. means exponential regression curves; exp. means experimental data

3 结论

(1)从海水中引入的^{95}Zr 由于沉降、底泥吸附、鱼体吸收和吸附其比活度随时间呈快速下降，至第 2d 已下降至初始比活度的 0.75％；底泥中的^{95}Zr 主要集中在表层(0～2.5cm)，且随时间呈逐渐增加，至试验后期(13d 至 20d)其量占底泥中总量的 99.5％以上。表明来自于海水中的^{95}Zr 被表层底泥吸附，不易随渗流水向下迁移，海泥对^{95}Zr 有强烈的吸附作用。

(2)中华乌塘鳢从水体中摄入和吸收^{95}Zr 的主要器官是肠胃道(内脏)，与水体直接接触而吸附、吸收的^{95}Zr 主要集中在鱼鳃和鱼鳍中，其中鱼鳃中的^{95}Zr 比活度最高，超过了相应时间水中比活度，表明鱼鳃对水体中的^{95}Zr 具有强烈的吸附和固定作用。

(3)肉、骨、肝脏和鱼卵中的比活度均比较低(略高于本底水平)，表明通过肠胃道吸收和鳃、鳍等组织吸附、吸收的^{95}Zr 不易向肉、骨、肝脏和鱼卵等内部组织输运。

(4)采用分室模型和非线性回归方法在计算机上进行^{95}Zr 在鱼-海水-底泥系统中的消长动态拟合，经方差分析，表明各回归方程较好地反应了^{95}Zr 在鱼-海水-底泥系统中的消长动态。

表 3　各分室中^{95}Zr 比活度的变化动态(Bq/g)

Table 3　Dynamic change of ^{95}Zr specific activity in each compartment

分室 Compartment	时间 Time(d)							
	0	0.25	1	2	4	8	13	20
鱼 Fish	0.00	5.92	2.99	1.37	0.94	0.60	0.36	0.31
海水 Seawater	217.42	44.28	3.68	1.62	0.50	0.22	0.06	0.01
海泥 Sediment	0.00	2.08	9.33	10.39	45.95	85.35	140.01	143.34

表 4　鱼-海水-底泥系统中^{95}Zr 的消长动态拟合方程

Table 4　Fitting equation of accumulation and disappearance of ^{95}Zr in the marine fishes-seawater-sediment system

分室 Compartment	拟合方程 Fitting equations	置信水平(%) Confidence level	置信区间 Confidence interval
鱼 Fish	$C_f(t)=0.05-6.36e^{-3.4274t}+6.61e^{-0.2682t}$	95	$C_f\pm3.38$
海水 Seawater	$C_w(t)=215.42e^{-3.4274t}+2.00e^{-0.2682t}$	95	$C_w\pm40.24$
海泥 Sediment	$C_s(t)=143.86+14.83e^{-0.3.4274t}-158.69e^{-0.2682t}$	95	$Cs\pm59.40$

References

[1] Avila R, Johanson K J, Bergstrom R. Model of the seasonal variations of fungi ingestion and ^{137}Cs activity concentrations in roe deer. *Journal of Environmental Radioactivity*, 1999, **46**: 1, 99～112.

[2] Man C K, Kwok Y H. Uptake of ^{137}Cs by fresh water fish. *Applied Radiation and Isotopes*, 2000, **52**: 237～241.

[3] Lembrechts J F, Van Ginkel J H, Desmet G M. Comparative study on the uptake of strontium-85 from nutrient solutions and potted soils by lettuce. *Plant and soil*, 1990, **125**: 63～69.

[4] Shenber M A, Johanson K J. Influence of zeolite on the availability of radiocaesium in soil to plants. *Science of the Total Environment*, 1992, **113**: 3, 287～295.

[5] Karlen G, Johanson K J, Bergstrom R. Transfer of ^{137}Cs to cow' milk: investigation on dairy farms in Sweden. *Journal of Environmental Radioactivity*, 1995, **28**: 1, 1～15.

[6] Sun Z M, Chen C Q, Wang S X, *et al*. A transference model of radioactive cobalt in simulated paddy. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, **21**(6): 938～941.

[7] Wei J P, Chen C Q, Wang S X, *et al*. Studies on the transportation dynamics of ^{60}Co in simulated ecosystem. *Acta Ecologica Sinica*, 2000, **20**(supp): 61～64.

[8] Cai F L, Chen Y, Xu P A, *et al*. *Boleophthalmus pectinirostris* as indicator of radionuclides. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1992, **12**(3): 282～286.

[9] Yirchenko Ye P, Agapkina G I. Organic radionuclide compounds in soils surrounding the Chernobyl Nuclear Power Plant. *Eurasian Soil Science*, 1993, **25**: 12, 51～59.

[10] Kruglov S V, Vasil'yeva N A, Kurinov A D, *et al*. Distribution of radionuclides from Chernobyl fallout with regard to fractions of the soil-particle distribution of sod-podzolic soils. *Eurasian Soil Science*, 1996, **28**: 7, 26～35.

[11] Mosulishvili L M, Shoniya N I, Katamadze N M, *et al*. Environmental radionuclide distribution in the Republic of Georgia after the Chernobyl catastrophe. *Zhurnal Analiticheskoi Khimii*, 1994, **49**: 1, 135～139.

[12] Chen S Ceditor. *Important Inorganic Chemical Reactions (3rd edition)*, Shanghai: Shanghai Science & Technology Press, 1994. 1018.

[13] Whicker F W, Schultz V. Radioecology: Nuclear Energy and the Environment. Volume II. Florida: CRC Press, Inc., 1982. 91.

[14] Zhang X D. *Applied regression analysis*. Hangzhou: Zhejiang University Press, 1991. 95.

[15] Feng S Y. *Method of regression analysis*. Beijing: Science Press, 1985. 25.

参考文献

[1] 孙志明，陈传群，王寿祥，等. 放射性钴在模拟水稻田中的迁移模型. 生态学报，2001，**21**(6)：938～941.

[2] 魏建鹏，陈传群，王寿祥，等. ^{60}Co 在水生-陆生生态系统中迁移动力学研究. 生态学报，2000，**20**(增)：61～64.

[3] 蔡福龙，陈英，许丕安，等. 大弹涂鱼(*Boleophthalmus pectinirostris*)作为放射性核素指示物的研究. 环境科学学报，1992，**12**(3)：282～286.

[4] 陈寿椿主编. 重要无机化学反应(第三版). 上海：上海科学技术出版社，1994. 1018.

[5] 张小帝编著. 应用回归分析. 杭州：浙江大学出版社，1991. 95～102.

[6] 冯士雍编著. 回归分析方法. 北京：科学出版社，1985. 25～32.