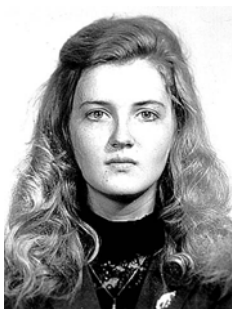


УДК 615.849 - 614.7:613

ГРИГОР'ЄВА Л.І., Миколаївський державний гуманітарний університет ім. Петра Могили,
м. Миколаїв, Україна

Григор'єва Людмила Іванівна – к.б.н., доцент кафедри техногенної безпеки Миколаївського державного гуманітарного університету імені Петра Могили

ДИНАМІЧНА МОДЕЛЬ ФОРМУВАННЯ “ТРИТІЄВОЇ” ДОЗИ ЗА ВОДНИМ ШЛЯХОМ НАДХОДЖЕННЯ

Здійснено комплексну оцінку конкурентних переваг регіонів України на основі застосування методів багатofакторного статистичного аналізу; сформовано кластери, які об'єднують регіони із схожими показниками конкурентних переваг; обґрунтовано стратегічні напрями підвищення регіональної конкурентоспроможності в умовах поглиблення міжнародної інтеграції.

The complex estimation of competitive advantages of Ukrainian regions is carried out on the basis of multifactor statistical analysis methods application; clusters which unite regions with the alike indexes of competitive advantages are formed; strategic directions of regional competitiveness increase in the conditions of deepening of international integration are grounded.

Моделювання процесів переносу радіонуклідів в екологічних і трофічних ланцюгах і прогнозування динаміки формування доз від вживання забруднених радіонуклідами харчових продуктів сьогодні посідає ключове місце в радіаційному моніторингу територій навколо ядерних підприємств [1, 13, 14]. За допомогою таких моделей можна аналізувати і прогнозувати радіаційний стан і його динаміку, а також здійснювати екологічне і еколого-економічне обґрунтування експлуатації різних великих народногосподарських комплексів, в т.ч. АЕС.

Для побудови таких моделей найприємішою у даний час є методологія, що базується на багатоканальних математичних моделях [1, 13,

16]. Характерною особливістю моделей переносу радіонуклідів в оточуючому середовищі є те, що вони, звичайно, закінчуються підмоделями людини (дозиметричними моделями [1]), за допомогою яких прогнозується поведінка радіоактивних речовин в органах людини і оцінюється поглинена доза в органах і тканинах (і через це з'являється можливість розрахунку ймовірності виникнення генетичних і соматичних наслідків для здоров'я). Сьогодні накопичений великий об'єм даних щодо розповсюдження в довкіллі “аварійних” радіонуклідів (^{90}Sr , ^{137}Cs), також розроблено відомі сьогодні екологічні і дозиметричні моделі при викиді цих радіонуклідів в аварійних ситуаціях на ядерних підприємствах [1, 16].

Поряд із цим становить інтерес побудова еколого-дозиметричної моделі для неаварійних ситуацій, і, в першу чергу – для 3H , викиди якого складають до 60% серед усіх викидів більшості атомних електростанцій, бо практично не піддаються фільтрації [18].

Матеріали та методи досліджень

Матеріалами досліджень виступали результати власних радіоекологічних досліджень в еле-ментах наземних та водних екосистем Миколаївської області протягом 1991-2005 рр. Методи дослідження: рідинно-сцинтиляційна радіометрія 3H , метод камерних моделей, статистичні методи аналізу даних [12-16].

Результати та їх обговорення

Камерні моделі – це подання процесів міграції радіонукліда (радіонуклідів) між камерами (блоками, компарментами), при цьому в кожній камері характеристики середовища і процесів, які відбуваються в цьому середовищі, як правило, усереднюються, тобто основні характеристики вважаються рівномірно розподіленими в просторі в межах камери. В *екологічних камерних моделях* блоками виступають об’єкти довкілля, серед яких відбувається міграція певного радіонукліда (радіонуклідів). *Дозиметричні моделі* – це камерні динамічні моделі, за допомогою яких описується надходження активності через органи дихання і шлунково-кишковий тракт (ШКТ) всередину організму людини, утримання її в органах тіла, всмоктування в рідині тіла, виведення з організму. При цьому оцінюється поглинання енергії випромінювання в органах тіла як від активності, яка вміщується в певному органі, так і від активності в інших органах. Тобто за допомогою побудови еколого-дозиметричної моделі можна оцінити навантаження на людину від надходження радіоактивності як усіма можливими, так і окремими шляхами її потрапляння до організму.

Поведінка 3H , як відомо, у довкіллі є специфічною, бо його атоми входять до складу води, замінюючи водень у молекулі води, він поселяється в ній на вічні часи. Витягти його з такої вологи практично неможливо. І якщо 3H включається в кругообіг води, то він дуже швидко мігрує по головних складових наземних і водних екологічних ланцюжків: атмосферне повітря – ґрунт – рослина – організм тварини; вода водоймища – водорості – риба та інші [17]. Через ці та деякі інші специфічні його особливості 3H відносять до числа найбільш радіаційно небезпечних довгоіснуючих радіонуклідів, які спроможні забруднювати біосферу не тільки в районі безпосереднього розміщення джерела, але і в регіональному і глобальному масштабах [18].

Численні та багаторічні радіоекологічні дослідження в районі функціонування Південно-Української АЕС [12] дозволили встановити основні шляхи потрапляння та перерозподілу у довкіллі “станційного” 3H [2, 4, 5], а завдяки цьому визначити чинники дозового навантаження на населення регіону. Формування дозового навантаження від 3H на населення, яке мешкає поблизу АЕС, за наступним ланцюгом потрапляння 3H у навколишнє водне середовище: “рідкі скиди АЕС – ставки-відстійники – ставок-охолоджувач – ріка”, відбувається за такими шляхами:

- за рахунок прямого надходження в річку,
- за рахунок фільтрації 3H через підземні водоносні горизонти,
- за рахунок випаровування 3H і наступного осадження з опадами, туманами.

Характер протікання цих процесів буде відрізнятися для різних районів і залежить від комплексу гідрологічних, фізико-хімічних, біологічних, метеорологічних та інших факторів.

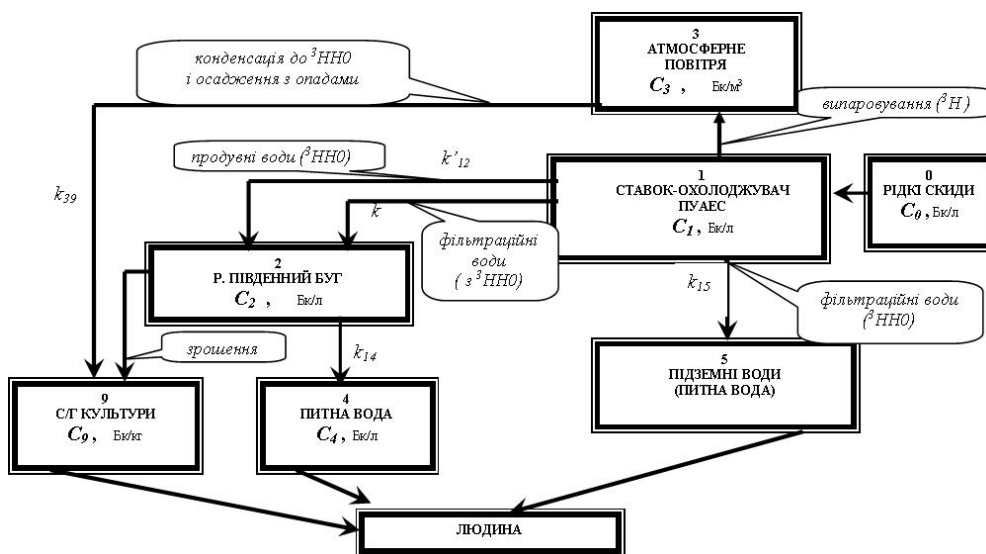


Рис. 1. Концептуальна (камерна) модель переносу “станційного” 3H у водній системі в районі ПУ АЕС

Багаторічні спостереження за міграцією 3H з камери 2 у камеру 9 [3-7] свідчили про наявність інтенсивного перерозподілу 3H у компонентах річкової системи (донні відкладення, гідробіоти, риба) та в компонентах водоймищ зрошувальної системи, яка пов'язана з річковою системою. Через це при моделюванні потрібно окремо

розглянути камерну модель переносу 3H у цій водній системі (рис. 2).

Крім цього, раніше нами встановлено наявність перерозподілу 3H безпосередньо всередині камери 2 (рис. 3), що також потрібно врахувати при створенні екологічної моделі переносу 3H у водній системі в районі ПУ АЕС.

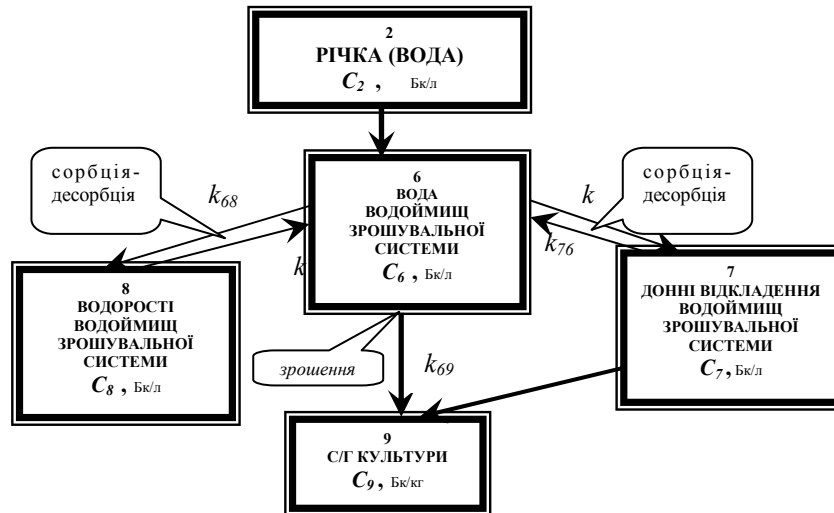


Рис. 2. Концептуальна (камерна) модель переносу “станційного” 3H у річковій системі, яка включає зрошувальну мережу

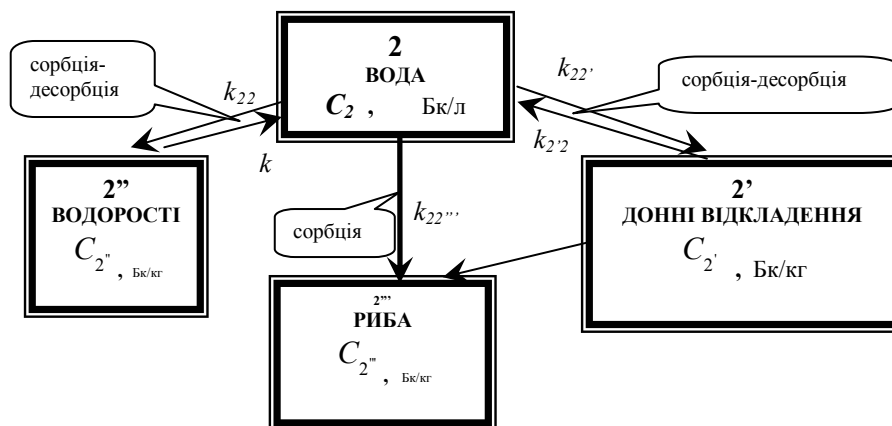


Рис. 3. Проста камерна модель переносу “станційного” 3H на певних ділянках екосистеми р. Південний Буг

При складанні системи диференціальних рівнянь переносу 3H серед камер наведеної схеми враховано основні принципи такого моделювання [1, 13]: швидкість переносу речовини з однієї камери до іншої є пропорційною загальній кількості речовини (або концентрації) в камері (кінетика першого порядку); враховуються загальні втрати (в тому

числі і за рахунок радіоактивного розпаду) і швидкості надходження радіоактивності; коефіцієнти переносу є змінними.

Система диференціальних рівнянь, яка відображує швидкість зміни вмісту 3H між камерами екологічної схеми (рис. 1-3) як різницю між активністю, що надходить у камеру, та тією, що виходить з неї, виглядає так:

$$\left\{ \begin{aligned}
 \frac{dC_1}{dt} &= k_{01} C_0 \\
 \frac{dC_2}{dt} &= k'_{12} C_1 + k''_{12} C_1 + k_{2'2} C_{2'} + k_{2_2} C_{2_2} - k_{22''} C_2 - k_{22_2} C_2 - k_{22''m} C_2 \\
 \frac{dC_3}{dt} &= k_{23} C_2 \\
 \frac{dC_4}{dt} &= k_{24} C_2 \\
 \frac{dC_5}{dt} &= k_{15} C_2 \\
 \frac{dC_6}{dt} &= k_{26} C_2 + k_{86} C_8 + k_{87} C_8 - k_{68} C_6 - k_{67} C_6 - k_{69} C_6 \\
 \frac{dC_7}{dt} &= k_{67} C_6 - k_{76} C_7 - k_{79} C_7 \\
 \frac{dC_8}{dt} &= k_{68} C_6 - k_{86} C_8 \\
 \frac{dC_9}{dt} &= k_{69} C_6 + k_{79} C_7 + k_{39} C_3 \\
 C_{10}^i &= \sum_{i=1}^n C_9^i \cdot V^i \\
 D_{3H}^{ing} &= ДЦ_{3H}^{ing} \int_0^t C_{10}^i dt
 \end{aligned} \right. \tag{1}$$

де k_{ij} – коефіцієнт переносу, який характеризує потік з камери i в камеру j , C_9^i – надходження 3H до людини категорії i з продуктами харчування, D_{3H}^{ing} – ефективна еквівалентна доза внутрішнього опромінення 3H людини категорії i за час t .

Ця система диференціальних рівнянь є основою динамічної моделі переносу 3H в районі ПУ АЕС за екологічними і трофічними ланцюгами.

На першому етапі досліджень нами були зроблені певні спрощення:

- шлях міграції 3H між камерами 3 та 9

- опущений;
- шлях міграції між камерами 0 та 1 вважався відомим;
- коефіцієнт k_{24} (коефіцієнт зниження вмісту 3H у водопровідній мережі) прийнятий за 1;
- коефіцієнт міграції у підземних водах k_{15} взятий за даними досліджень вмісту 3H в підземних водах на відстані 3-5 км від ставків-відстійників ГФК ПУАЕС.

В результаті отримано систему (2), яка являє собою спрощену еколого-дозиметричну модель розповсюдження 3H у довкіллі за водним шляхом його надходження з ПУ АЕС:

$$\left\{ \begin{aligned}
 \frac{dC_2}{dt} &= (k'_{17} + k''_{17}) C_1 + k_{2'2} C_{2'} + k_{2_2} C_{2_2} - (k_{22''} + k_{22_2} + k_{22''m}) C_2 \\
 \frac{dC_4}{dt} &= C_2 \\
 \frac{dC_5}{dt} &= k_{15} C_2 \\
 \frac{dC_6}{dt} &= C_2 + k_{86} C_8 + k_{76} C_7 - (k_{68} + k_{67} + k_{69}) C_6 \\
 \frac{dC_7}{dt} &= k_{67} C_6 - (k_{76} + k_{79}) C_7 \\
 \frac{dC_8}{dt} &= k_{68} C_6 - k_{86} C_8 \\
 \frac{dC_9}{dt} &= k_{69} C_6 + k_{79} C_7 \\
 C_{10}^i &= \sum_{i=1}^n C_9^i \cdot V^i \\
 D_{3H}^{ing} &= ДЦ_{3H}^{ing} \int_0^t C_{10}^i dt
 \end{aligned} \right. \tag{2}$$

де k'_{17} , k''_{17} – коефіцієнти переносу з “продувними” і фільтраційними видами відповідно, k_{22} , $k_{22'}$, $k_{22''}$ – коефіцієнти сорбції донними відкладеннями, водоростями та рибою відповідно, $k_{22''}$, $k_{22''}$ – коефіцієнти десорбції відповідно, k_{68} , k_{67} , k_{86} , k_{76} – коефіцієнти сорбції-десорбції відповідно донними відкладеннями та водоростями водоймищ зрошувальної системи, k_{69} , k_{79} – коефіцієнти накопичення сільськогосподарськими культурами в результаті їх зрошення.

Для ідентифікації моделі (2) були використані коефіцієнти міграції 3H , які було отримано нами

під час польових натурних досліджень в Південно-Бузькій річковій системі [7, 9, 11], в Південно-Бузькій і Білоусівській зрошувальних системах [3, 6], в річковій системі, яка пов’язана з технологічними водоймищами АЕС (ставко-охолоджувач, ставки-відстійників) та включає в себе річкову систему рр. Арбузинка – Мертвовод [8, 19], а також дані вмісту 3H у продуктах харчування та у питній воді, які споживає населення Вознесенського, Арбузинського, Новоодеського районів Миколаївської області [8, 12] (рис.4).

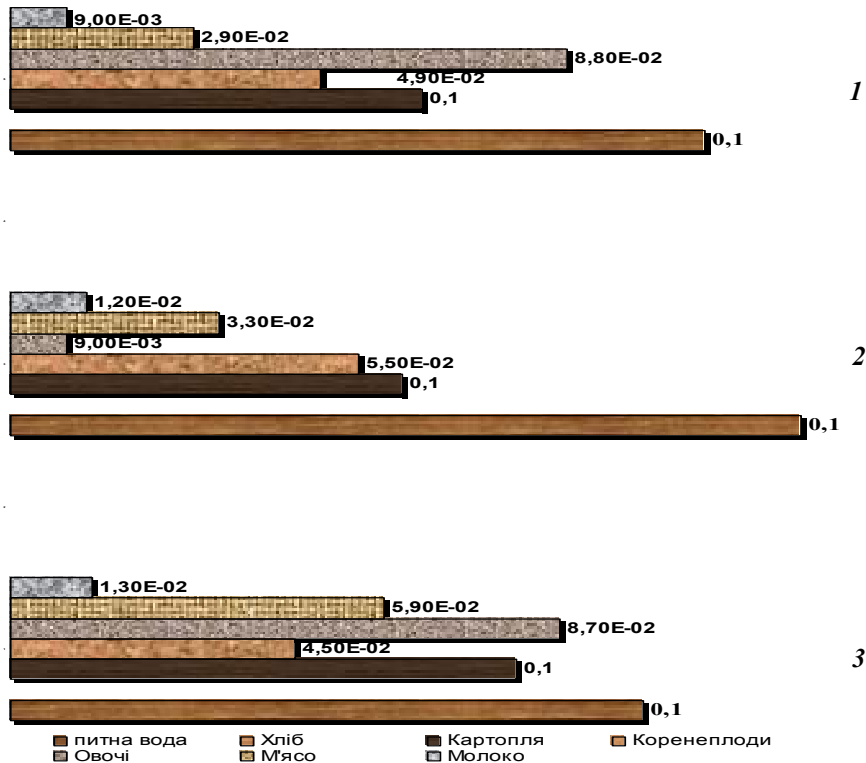


Рис. 4. Ідентифікація моделі:

- 1 – оцінка дози за експериментальними даними для Вознесенського району,
- 2 – оцінка дози за експериментальними даними для Арбузинського району,
- 3 – оцінка дози за параметрами моделі

Примітка: величини відповідають оціненій дозі (мкЗв/рік) від потрапляння 3H до людини з певним продуктом харчування

Результати моделювання дозового навантаження на населення прилеглої до ПУ АЕС території водним шляхом розповсюдження 3H у довкіллі та картування даних моделювання дали можливість районувати територію “за кластерами” дозового навантаження на населення від 3H цим шляхом надходження його у довкілля. Розмах еквівалентної дози іонізуючого випромінювання 3H при його потраплянні до організму людини з питною водою і продуктами харчування склав 0,2 – 2,0 мкЗв/рік (залежно від місцезнаходження населеного пункту по відношенню до водних

об’єктів ПУ АЕС). Отримані дані дають можливість оцінки внеску 3H у загальне дозове навантаження на населення регіону.

В подальшому вважаємо за необхідне проведення досліджень на чутливість побудованої еколого-дозиметричної моделі та розробки загальної дозиметричної моделі, яка крім водного буде враховувати і повітряний шлях розповсюдження “станційного” 3H у довкіллі.

Висновки:

1. Отримано динамічну еколого-дозиметричну модель розповсюдження 3H у довкіллі водним шляхом його надходження з ПУ

- АЕС.
2. Ідентифіковано модель за даними радіоекологічних досліджень в прилеглих до ПУАЕС районах Миколаївської області.
 3. Районовано територію “за кластерами”
- дозового навантаження на населення від 3H водним шляхом його розповсюдження у довкіллі, що дає можливість оцінити внесок 3H у загальне дозове навантаження на населення регіону.

ЛІТЕРАТУРА

1. Георгиевский В.Б. Экологические и дозовые модели при радиационных авариях. – К.: Наукова думка, 1994. – 236 с.
2. Григор'єва Л.І. Реконструкція дозового навантаження для населення півдня України // 36. наук. праць МДУ “Новорічні біологічні читання”. – Миколаїв: МДУ ім. В.О. Сухомилинського. – Вип. 6. – 2006. – С. 34.
3. Григор'єва Л.І. 3H у радіоекологічних проблемах зрошувального землеробства // Вісник державного агроекологічного університету. – №1. – Житомир, 2003. – С. 99-109.
4. Григор'єва Л.І. Моделирование приоритетных компонент техногенно-природной дозы ионизирующего излучения населения юга Украины // Материалы V съезда по радиационным исследованиям. – М., 2006. – С. 44.
5. Григор'єва Л.І. Принципи моделювання пріоритетних компонент іонізуючого випромінювання населення півдня України // Матеріали наук.-практ. конф. “Ольвійський форум”. – Миколаїв: МДГУ ім. Петра Могили, 2006.
6. Григор'єва Л.І. Радіаційне опромінення населення за рахунок зрошення сільськогосподарських культур на півдні // Природничий альманах: Біологічні науки. – Вип. 4 / 36. наукових праць. – Херсон: ХДУ, Інститут природознавства – “Персей” 2004. – С. 30-39.
7. Григор'єва Л.І., Томілін Ю.А. Динаміка розповсюдження 3H у водному середовищі навколо ПУ АЕС // Матеріали VIII наук.-мет. конф. “Людина та навколишнє середовище”. – Одеса, 2002. – С. 42-44.
8. Григор'єва Л.І., Томілін Ю.А. Дозове навантаження на населення від 3H , який надходить в навколишнє середовище з рідкими скидами ПУ АЕС // Матеріали наук.-практ. конф. “Парадигми сучасної радіобіології: радіаційний захист персоналу об'єктів атомної енергетики”. – Київ; Чорнобиль, 2004. – С. 60.
9. Григор'єва Л.І., Томілін Ю.А. Оцінка ступеня забруднення 3H поверхневих водоймищ та деяких джерел питного водопостачання району ПУ АЕС // Український радіологічний журнал. – №4. – 1999. – С. 433-437.
10. Григор'єва Л.І., Томілін Ю.А. Підходи до моделювання техногенно-природної дози іонізуючого випромінювання населення півдня України // Вісник біології та екології. – Полтава, 2006. – С. 46.
11. Григор'єва Л.І., Томілін Ю.А. Динаміка накопичення радіоактивних речовин різними видами риб Південно-Бузького басейну // Природничий альманах: Біологічні науки. – Вип. 4: 36. наукових праць. – Херсон: ХДУ, Інститут природознавства – “Персей”, 2004. – С. 131-138.
12. Картирование территории Николаевской области по суммарной дозовой нагрузке на население: Отчет о НИР (промеж.) / Никол. науч.-исслед. лабор. по проблемам радиационной безопасности населения “Ларани”. – №5197/1. – Николаев, 1997. – 46 с.
13. Кутлахмедов Ю.О., Корогодін В.І., Кольговер В.К. Основи радіоекології. – К.: Вища школа, 2003. – С. 129-130.
14. Лаврик В.І. Методи математичного моделювання в екології: Навч. посібник – К.: Видавничий дім “КМ Академія”, 2002. – 203 с.
15. Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды / Под ред. А.Н. Марья, А.С. Зыковой. – М., 1980.
16. Методы оценки доз от выбросов радионуклидов в окружающую среду / Публикация 29 МКРЗ: Докл. 4 Комитета МКРЗ. – М.: Атомиздат, 1980. – 96 с.
17. Романов Г.И. Поведение в окружающей среде и биологическое действие трития // Итоги науки и техники. Радиационная биология. – Т. 4. – М., 1987. – С. 3-26.
18. Тедушкина Е.Л. Тритий во внешней среде вблизи предприятий ядерного топливного цикла // Гигиена и санитария. – М., 1983. – №3. – С. 62-65.
19. Томілін Ю.А., Григор'єва Л.І. Динаміка активності радіонуклідів у водоростях річкових екосистем, гідродинамічно пов'язаних з ПУ АЕС, за двадцятирічний термін її роботи // Науковий вісник Волинського держуніверситету імені Л. Українки, № 5. – Луцьк, 2006. – С. 98-102.