

Из этого рисунка видно, что источник излучения находится внутри зоны.

Таким образом, два рассмотренных выше примера показывают, что продольное распределение поглощенной дозы в стекле световода не определяет однозначно поле ионизирующего излучения как внутри контролируемой зоны, так и за ее пределами. Для устранения неоднозначностей следует проводить дополнительное измерение мощности дозы внутри зоны.

Выводы. Предлагаемая методика длительного удаленного радиационного мониторинга протяженной местности при помощи волоконно-оптического дозиметра с дополнительным точечным датчиком радиации позволяет быстро и надежно определять поле радиационного фона как внутри контролируемой зоны, так и вблизи ее границы, а также локализовать источники повышенной радиации. Ее преимуществами являются

относительно невысокая стоимость, надежность, информативность, возможности интеграции с Интернетом и системами спутниковой связи. Повышение точности методики может быть достигнуто за счет использования нелинейных регрессионных моделей более высокого порядка по координатам.

ЛИТЕРАТУРА

1. Разработка волоконных световодов для применения при повышенном уровне радиации / Томащук А. Л., Голант К. М., Забежайлов М. О. // Волоконно-оптические технологии, материалы и устройства. – М. – 2001. – № 4. – С. 52 – 65.
2. Волоконно-оптический монитор-дозиметр импульсного ионизирующего излучения / Родигин А. В., Эльяш С. Л., Пикарь В. А., Гончарова В. Ф. // ВАНТ. – X. – 2010. – Вып. 2. – С. 8 – 9.

Надійшла до редколегії 14.12.2010

УДК 504.05

Л. С. ЖЕБЕТ*, асп., **А. В. ХОЛОПЦЕВ****, д-р геогр. наук, доц.

**Севастопольський національний університет ядерної енергії та промисловості*

***Севастопольський національний технічний університет*

ПРИРОДНІ ТА ТЕХНОГЕННІ ЧИННИКИ ЧАСОВОЇ МІНЛИВОСТІ РАДІОЛОГІЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ У ЗОНІ ВПЛИВУ ПІВДЕННОУКРАЇНСЬКОЇ АЕС

На прикладі змін середньомісячних значень активності Sr-90 у поверхневому шарі вод Ташликського водоема-охолоджувача Південноукраїнської АЕС, що спостерігались у період з січня 2006 по вересень 2010 рр., розглянуті особливості ідентифікації множинно-регресійних моделей подібних процесів, яким притаманна робастність до часових зсувів у майбутнє на 1-8 місяців. Для процесу, що вивчається, аргументами таких моделей є часові ряди змін середньомісячних обсягів води, яка щодобово підкачується до цієї водойми з річки Південний Буг, а також місячних сум атмосферних опадів, що спостерігались у м. Південноукраїнськ, котрі передують до нього. З використанням цих моделей розроблено прогноз активності Sr-90 у зазначеній водоймі на період з жовтня 2010 по червень 2011 рр.

Ключові слова: АЕС, екологічна безпека, активність Sr-90, моделювання, водосховище, кореляція

Жебет Л. С., Холопцев О. В.

ПРИРОДНЫЕ И ТЕХНОГЕННЫЕ ФАКТОРЫ ВРЕМЕННОЙ ИЗМЕНЧИВОСТИ РАДИОЛОГИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ЮЖНО- УКРАИНСКОЙ АЭС

На примере изменений среднемесячных значений активности Sr-90 в поверхностном слое вод Ташлыкского водоема-охладителя Южно-Украинской АЭС, выявленных в период с января 2006 по сентябрь 2010 гг, рассмотрены особенности идентификации множественно-регрессионных моделей подобных процессов, обладающих робастностью к временным сдвигам в будущее на 1 - 8 месяцев. Для изучаемого процесса аргументами таких моделей являются опережающие его по времени ряды изменений среднемесячных значений объемов вод, ежедневно подкачиваемых в этот водоем из реки Южный Буг, а также месячных сумм атмосферных осадков, выпадающих в г. Южноукраинск. С использованием подобных моделей разработан прогноз изменений активности Sr-90 в упомянутом водоеме на период с ноября 2010 по июнь 2011 гг.

Ключевые слова: АЭС, экологическая безопасность, активность Sr-90, моделирование, водохранилище, кореляция

Kholopcev O. V., Zhebet L. S.

NATURAL AND TECHNOGENIC FACTORS OF RADIOLOGICAL DESCRIPTIONS TEMPORAL CHANGEABILITY OF WATER OBJECTS IN THE AFFECTED OF YUZHNO-UKRAINIAN AES ZONE

On the example of changing average monthly values of Sr-90 activity in the surface layer of South-Ukraine NPP cooling water reservoir Tashlyk measured during the period from January 2006 to September 2010 we studied the peculiarities of identification of multiple-regression models of similar processes that are robust to time shifts to 1-9 months in the future. In the reviewed process the arguments for such models are the anticipatory lines of changes of average monthly amounts of water pumped into the reservoir from the river Yuzhniy Bug, as well as monthly total amounts of precipitations falling out in the town of Yuzhnoukrainsk. Using such models we developed the forecast of changes of Sr-90 activity in the mentioned reservoir for the period from November 2010 to June 2011.

Key words: NPP, ecological safety, Sr-90 activity, modeling, water reservoir, correlation

Часова мінливість радіологічних характеристик водних об'єктів багатьох регіонів Світу, які використовуються для забезпечення населення питною водою, а також продуктами харчування, суттєво впливає на стан його здоров'я [1]. Тому визначення особливостей цього процесу, що обумовлені впливами найсуттєвіших його природних та техногенних чинників є актуальною проблемою не тільки фізичної географії, геохімії та гідрології суходолу, але й екологічної безпеки.

Найбільш актуальним є вирішення цієї проблеми щодо водних об'єктів, які розташовані у зонах впливу АЕС, де діють реактори типу ВВЕР [2, 3]. У реакторах цього типу зовнішній контур охолоджується водообміном з розташованим поблизу водосховищем. Саме до водосховища з кожного енергоблоку АЕС потрапляє на охолодження технологічна вода, на яку впливають не тільки підвищені температури, що існують у реакторі, але й інші небезпечні чинники. Виходячи з цього, така вода може бути забрудненою деякими техногенними радіонуклідами. Щодобово з водойми, до якої безпосередньо надходить цей потік радіонуклідів, деяка частина його вод потрапляє до інших водних об'єктів, що розташовані поблизу. Функціонування АЕС з реакторами типу ВВЕР здатне у певній мірі впливати на радіологічні характеристики таких водних об'єктів та на стан їх екологічної безпеки.

Саме ВВЕР є основним типом реакторів, що працюють на сучасних АЕС України [4], однією з яких є Південноукраїнська. Ця АЕС розташована біля міста Південноукраїнськ, Миколаївській області, на східному березі річки Південний Буг. До комплексу водних об'єктів, що розташовані у зоні її впливу належить річка Південний Буг, Ташликський

водойма-охолоджувач та Олександрівське водосховище.

Охолодження енергоблоків Південноукраїнської АЕС здійснюється водою Ташликського водойма-охолоджувача. Обсяг Ташликського водойма-охолоджувача складає 86 млн. м³, площа його поверхні – 8,6 км², а середня глибина – 10 м. Його поверхня підтримується на постійному рівні 99,5 м. Деяка частка вод цієї водойми щодобово скидається до Олександрівського водосховища, яке використовується не лише для водозабезпечення прибережних населених пунктів, сільхозпотреб але й для рибогосподарських потреб. Об'єм Ташликського водойма-охолоджувача підтримується за рахунок щодобової підкачки відповідного обсягу води з річки Південний Буг.

Добовий обсяг підкачки та скиду вод до Олександрівського водосховища визначається середньодобовими витратами води у річці Південний Буг. Таке регулювання водообміну Ташликського водойма-охолоджувача з іншими водними об'єктами у зоні АЕС забезпечує рівень мінералізації її вод ((1201±53) мг/л). Цей рівень є припустимим для використання зазначених вод для охолодження реакторів. Потрапляння таких вод до Олександрівського водосховища (при продувках) не викликає суттєвої шкоди його екосистемі.

Площа басейну річки Південний Буг до створу Олександрівського водосховища – 46200км². На протязі багатьох років витрати річки Південний Буг – 91,3 м³/с. Живлення річки здійснюється не тільки поверхневим, але й підземним стоком з території її басейну, де поширені породи Українського кристалічного щита, що містять граніти. Завдяки цьому води Південного Бугу є мало мінера-

лізованими [5], але містять багато активних мікроелементів.

Серед радіонуклідів, що присутні у водах річки, Ташликського водойма-охолоджувача, а також Олександрівського водосховища, до найбільш активних належать: Н-3, Sr-90, Cs-137, Co-60, Mg-54. Моніторинг змін активності радіонуклідів у цих водних об'єктах протягом всього періоду функціонування АЕС здійснюється її лабораторією зовнішньої дозиметрії. Разом з тим питання про те, яку саме роль у змінах активності радіонуклідів відіграє робота АЕС, є дослідженим недостатньо, а це не дозволяє оцінити реальну ефективність заходів забезпечення радіаційної безпеки, які вживаються на АЕС, та не дозволяє визначити напрямки подальшого удосконалення відповідних заходів.

Виходячи з цього об'єктом дослідження обрано Н-3, Sr-90, Cs-137, Co-60, Mg-54 та зміни їх активності у водах річки Південний Буг, Ташликського водойма-охолоджувача та Олександрівського водосховища у період функціонування Південноукраїнської АЕС.

Предметом дослідження є природні, техногенні чинники та оцінка їх впливів на часову мінливість радіологічних характеристик водних об'єктів у зоні впливу Південноукраїнської АЕС.

Метою дослідження є визначення компонентів радіологічного забруднення вод Ташликського водойма-охолоджувача та Олександрівського водосховища, динаміка активності яких у період функціонування АЕС була обумовленою її впливом.

Для досягнення цієї мети розв'язані наступні завдання:

а) визначення компонентів радіологічного забруднення вод Ташликського водойма-охолоджувача та Олександрівського водосховища, динаміка активності яких у період функціонування АЕС не могла бути обумовленою лише змінами радіологічних характеристик вод річки Південний Буг.

б) пошук серед цих компонентів, динаміка активності яких у водах приповерхневого шару Ташликського водойма-охолоджувача у період функціонування АЕС не була обумовленою гідрофізичними процесами, що відбувались у цій водоймі.

Методика дослідження

При розв'язанні першого завдання враховувались особливості структури водного балансу Ташликського водойма-охолоджувача. Ці особливості неважко уявити, розглянувши таблицю 1, де, як приклад, представлені типові значення його компонентів, що мали місце у 2005 році.

Таблиця 1

Компоненти водного балансу Ташликського водойма-охолоджувача (ТВО) за 2005 рік

Компоненти водного балансу ТВО	Обсяг, млн. м ³
Прихід:	
Прилив з очисних споруд і від інших відповідальних споживачів	6,28
Закачування з річки Південний Буг	64,09
Атмосферні опади на акваторію	3,56
Прилив з балки Ташлик	1,12
Прилив з інших балок, а також схиловий стік	0,88
Всього	75,93
Витрати:	
Випаровування з акваторії водосховища	37,9
Водозабір споживачів	2,18
Водоскид (продування)	34,63
Фільтрація загальна	0,94
Всього	75,65
Зміна обсягу води в чаші водосховища (акумуляція або спрацювання)	- 0,6
Абсолютна нев'язка	0,88
Відносна нев'язка, %	1,2

Як бачимо з таблиці 1, суттєвим джерелом активних домішок, що присутні у водах приповерхневого шару, є лише води річки Південний Буг, які потрапляють до нього при його підживленні, бо обсяги всіх інших компонентів прибуткової частини його водного балансу суттєво менші.

При випаровуванні деякої кількості води з приповерхневого шару водойми активні домішки, що містились у ній, до атмосфери не переходять. Тому при цьому активність вод її приповерхневого шару пропорційно зростає.

При продувках разом з водами, що скидаються до Олександрійського водосховища, до нього потрапляє і відповідна кількість активних домішок з Ташликського водойма-охолоджувача.

Враховуючі розглянуті особливості встановимо залежність від часу середньої активності у водах Ташликського водойма-охолоджувача деякої домішки, що потрапляє до нього лише з Південного Бугу, при його підживленні. При цьому припустимо, що її біологічне чи хімічне споживання у Ташликському водосховищі є відсутнім, а технологічні води АЕС її не містять.

Зазначимо:

S_n – середня активність домішки, що розглядається, у водах Ташликського водойма-

охолоджувача на n – році після його первісного заповнення;

S_0 – активність даної домішки у водах річки Південний Буг, які закачувались до Ташликського водойма-охолоджувача;

A – частка обсягу вод Ташликського водойма-охолоджувача, що випаровуються з поверхні за рік;

B – частка обсягу вод цієї водойми, що скидаються за рік до Олександрійського водосховища.

Припустимо, що інших джерел домішки про яку йдеться немає, а її біологічне, або хімічне споживання у водах Ташликського водойма-охолоджувача відсутнє.

У такому випадку, з використанням методу математичної індукції, неважко встановити наступне:

$$S_n = S_0 * (1 + (A + B)) * \sum_{m=0}^{n-1} ((1 + B)^m) / (1 + B)^n$$

На рисунку 1 відображена залежність від часу (n) величини $\gamma = S_n / S_0$, яку розраховано з використанням цього співвідношення при параметрах водного балансу Ташликського водойма-охолоджувача, які наведені у таблиці 1, для максимального і мінімального (за період функціонування АЕС) значень річних обсягів сумарного стоку з цієї водойми до Олександрівського водосховища.

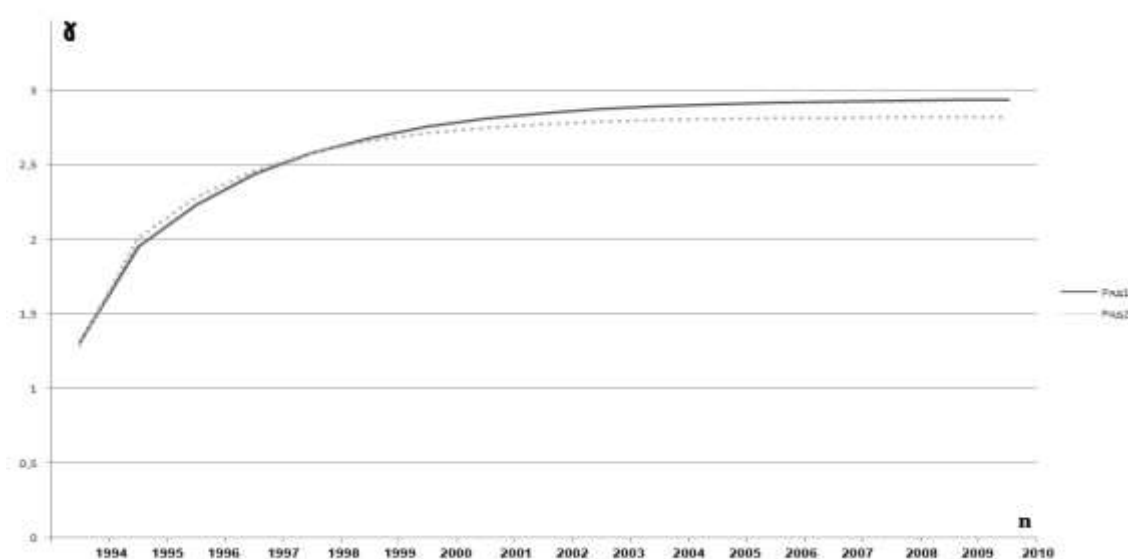


Рис. 1. Залежності γ від кількості років (n), що минули після первинного заповнення Ташликського водойма-охолоджувача, при незмінних річних обсягах стоку з цієї водойми в Олександрівське водосховище, що дорівнюють 35 млн. м³ (ряд 1) та 43 млн. м³ (ряд 2)

З аналізу рисунку 1 випаровування з поверхні ТВО, при існуючій системі водообміну цієї водойми з Олександрівським водосховищем і річкою Південний Буг, за період його існування повинно було призвести до підвищення середнього значення активності домішки в його водах.

Якщо зроблені припущення є адекватними, це зростання у 2010 році могло бути не більше ніж у 2,88 рази. Неважко побачити, що при наявності інших додаткових джерел у ТВО домішки про яку йдеться, фактичне значення γ може бути більше ніж 2,88, а в випадку, коли воно нижче цього рівня, це є результатом суттєвого її біологічного та хімічного споживання. Тому значення $\gamma = 2.88$ будемо далі розглядати як гранично можливий фоновий рівень цього параметра.

При потраплянні у водойму розпріснених вод, вони накопичуються на її поверхні. Ураховуючи те, що солоність вод Південного Бугу, що підживлюють Ташликський водойма-охолоджувач, дорівнює (556 ± 67) мг/л, а сучасна солоність води в його поверхневому шарі становить (1201 ± 53) мг/л – тобто більше у 2,14, розрахований гранично можливий фоновий рівень γ , припустимо вважати як адекватний.

Тому, при вирішенні першого завдання, як компоненти радіологічного забруднення вод Ташликського водойма-охолоджувача та Олександрівського водосховища, динаміка активності яких у період функціонування АЕС не могла бути обумовленою лише змінами радіологічних характеристик вод річки Південний Буг, розглядалися домішки для яких фактичні значення γ були вище ніж визначений їх гранично можливий фоновий рівень.

Методика, що використовувалась при розв'язанні другого завдання, ураховувала особливості гідрофізичних процесів, які відбуваються у Ташликському водосховищі при його підживленні водами Південного Бугу.

Води річки Південний Буг, які при цьому потрапляють до водосховища, мають солоність (556 ± 67) мг/л і температуру, що дорівнює температурі води в річці, яка в зимові місяці знижується до рівнів $(+1...+4)^\circ\text{C}$, а в літні досягає $(+22...+25)^\circ\text{C}$.

Найбільшу солоність $((2737 \pm 261)$ мг/л) мають води, що надходять в ТВО по балці Ташлик. Її максимальні значення спостерігаються в зимову межень і досягають 3000 мг/л.

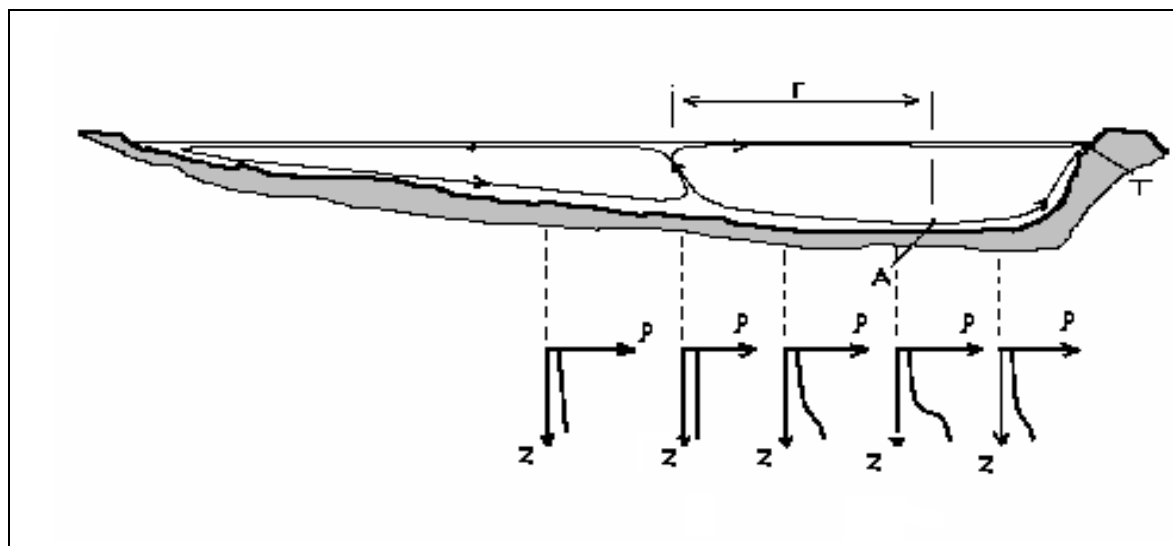
Води приповерхневого шару Ташликського водойма-охолоджувача, характеризуються солоністю (1201 ± 53) мг/л і температурою, яка за період функціонування АЕС змінювалася в межах від $+19,6^\circ\text{C}$ (взимку) до $+37,1^\circ\text{C}$ (влітку) [6].

Внаслідок відомої залежності [7] щільності води від її температури і солоності, щільність вод, які надходять у ТВО протягом всього року, значно вище середньої щільності вод його приповерхневого шару. При випуску до Ташликського водосховища води, якими воно підживлюється, частково перемішуються з його водами, що призводить до утворення холодних розпріснених вод, які розтікаються в придонному шарі.

У процесі розтікання в придонному шарі водойми-охолоджувача води, які утворились, обмінюються теплом з проміжним шаром його вод, що призводить до зменшення різниці температур між ними.

Оскільки холодні розпріснені води придонного шару, які утворюються при підживленні Ташликського водойма-охолоджувача, мають солоність меншу, ніж води, що їх оточують, на деякій відстані від точки А значення їх щільностей вже однакові. Це призводить до утворення на деякому віддаленні r від точки А зони апвелінгу, де води придонного шару Ташликського водойма-охолоджувача, що стали менш щільними, під дією сили Архімеда підіймаються до його приповерхневого шару. Внаслідок цього, рахуючи [8, 9] у ТВО формується система течій, вертикальний профіль яких зображений на рисунку 2.

З рисунку 2, випуск в акваторію водосховища підживлюючих вод відбувається в п. А. Тут з їх участю відбувається утворення згаданих вище розпріснених і холодних вод придонного шару. Поблизу точки А щільність цих вод значно більше, ніж у шарі, розташованому понад ними. Чим більше віддалення від зони випуску, тим, внаслідок теплообміну, різниця між значеннями їх щільностей стає менше.



А – точка випуску вод, що підживлюють ТВО з Південного Бугу;
Т – шандора на насипній греблі, через яку проводиться випуск вод до Олександрійського водосховища;
г – відстань від точки А до лінії центру зони апвелінгу.

Рис. 2. Схема вертикальної циркуляції води у Ташликському водоймі охолоджувачу при його підживленні, а також залежності від глибини z її щільності ρ на різних відстаннях від точки випуску підживлюючих вод

У зоні апвелінгу розпріснені води, що нагрілися, з придонного шару Ташликського водойма-охолоджувача піднімаються в його приповерхневий шар. У ньому відбувається їх переміщення з гарячими технологічними водами, що скидаються до водойми з енергоблоків АЕС. Це призводить до формування теплих вод приповерхневого шару, які розтікаються по всій акваторії та скидаються при продувці через шандору (Т) в Олександрівське водосховище.

При розтіканні по поверхні Ташликського водойма-охолоджувача ці води частково випаровуються і випромінюють в атмосферу значний потік тепла. Як слідство, вони у певній мірі охолоджуються.

Води, що потрапляють до цієї водойми з балки Ташлик та інших ділянок Ташликського водойма-охолоджувача, мають температури наближені до температур у річці Південний Буг, які суттєво нижчі ніж у цієї водоймі. Тому ці води, які є також більш мінералізованими, мають щільність вище, ніж води її приповерхневого шару, та поширюються у її придонному шарі. Тут вони частково перемішуються та утворюють холодні мінералізовані води цього шару [8, 9].

Згадані води рухаються по дну Ташликського водойма - охолоджувача до зони апвелінгу. При цьому, взаємодіючи з дном, вони забруднюються речовинами, що з нього виділяються. У зоні апвелінгу холодні мінералізовані та холодні розпріснені води придонного шару зазначеної водойми утворюють гідрофронт. При цьому частина речовин, яка міститься в них, включається до складу вод, що піднімаються в приповерхневий шар Ташликського водойма-охолоджувача [8, 9].

У результаті зона апвелінгу є своєрідним шлюзом, що пропускає у приповерхневий шар водойми потоки речовин, які виділяються з різних ділянок його дна, а також входять до складу вод з навколишніх балок. Ця зона є єдиною ділянкою акваторії Ташликського водойма –охолоджувача, через яку ці потоки здатні відчутно впливати на активність вод його приповерхневого шару.

Потік речовин, що піднімаються до поверхні Ташликського водойма-охолоджувача в зоні апвелінгу, пропорційний потоку води, що бере участь у цьому процесі. Останній тим більше, чим більше площа зони апвелінгу та середня відстань від неї до точки А (г). Обидві зазначені характеристики цієї зони

пропорційні обсягу розпріснених холодних вод придонного шару, що утворилися в п. А при підживленні Ташликського водойма-охолоджувача, а також різниці їх середньої початкової температури поблизу зазначеного пункту і температури шару вод цієї водойми, розташованого понад ним. Тому як чинниками мінливості концентрацій речовин в поверхневому шарі Ташликського водойма-охолоджувача, що поступають до нього завдяки водообміну з придонним шаром цієї водойми, можуть бути зміни обсягів вод, які закачувались в нього з Південного Бугу, а також значень різниці між їх температурами.

Ураховуючи викладене, при вирішенні другого завдання, як чинники змін активності домішок, що потрапляють до при поверхневого шару вод Ташликського водойма-охолоджувача в наслідок розглянутого гідрофізичного процесу, розглядалися:

- 1) зміни середньомісячних значень обсягів вод, якими підживлювалась ця водойма;
- 2) різниці температур води у поверхневому шарі водойми і в річці Південний Буг, на створі Південноукраїнської АЕС.

Висновок про те, що додатковим джерелом, з якого деяка активна домішка потрапляє до при поверхневого шару Ташликського водойма-охолоджувача робився у випадку, коли коефіцієнт кореляції змін її активності, а також обох зазначених чинників перевищував рівень 99% порогу достовірної кореляції, що визначався за критерієм Стьюдента [10], з урахуванням кількості ступенів їх волі, і складав 0,33.

Якщо кореляція змін активності у при поверхневому шарі ТВО деякого мікроелемента з зазначеними чинниками була відсутня, а середній рівень його активності перевищував гранично можливий фоновий, приймалось рішення про те, що додатковим його джерелом є забруднені технологічні води з енергоблоків АЕС.

Як фактичний матеріал, при досягненні зазначеної мети у роботі розглянуті часові ряди, що відображають динаміку у період з січня 2006 по вересень 2010 рр. активності Н-3, Sr-90, Cs-137, Co-60, Mg-54 у водах річки Південний Буг, а також Ташликського водойма-охолоджувача та Олександрійського водосховища. Розташування пунктів, у яких відбирались проби води з цих об'єктів, представлено на рисунку 3.

Як бачимо з рисунку 3, точку 1 розташовано там, де здійснювався водозабір вод, якими відбувається підживлення Ташликського водойма-охолоджувача. Цю точку розташовано на відстані 500 м вище по річці відносно пункту, де води з Ташликського водойма - охолоджувача потрапляли до Олександрійського водосховища. Це дозволяє розглядати отримані у неї данні як результати моніторингу фонові активності вод річки Південний Буг.

Точка 2 знаходиться безпосередньо у ТВО, на відстані приблизно 200 м від шандори на його греблі. Відібрані тут проби характеризують активність радіонуклідів у поверхневому шарі його вод, а також у водах що при «продувках» потрапляють до Олександрівського водосховища.

Точка 4 відповідає створу, що розташований у Олександрівському водосховищі, на відстані 500 м від пункту скиду «продувних» вод. Активність радіонуклідів у пробах, що відібрані тут, являє собою результат впливу «продувних» вод з Ташликського водойма-охолоджувача.

Зазначений фактичний матеріал отриманий у лабораторії радіологічного контролю Південноукраїнської АЕС, де спостереження відбувались згідно стандартних методик та з використанням метрологічних приладів.

Результати і їх аналіз

Результати моніторингу змін активностей Н-3, Cs-137, Sr-90, Co-60 і Mg-54 у водних об'єктах зони впливу Южно-Української АЕС дозволили встановити наступне. У розглянутий період значення активності Co-60 і Mg-54 у водах всіх розглянутих водних об'єктів були практично ідентичними. Як приклад, на рисунку 4 відображені залежності від часу середньомісячної активності у точках 2 та 4 Mg-54.

Як бачимо, обидві залежності є майже аналогічними. Значення коефіцієнту кореляції між ними 0.84, що суттєво більше ніж значення 99% порогу достовірної кореляції за критерієм Стьюдента. Ураховуючи те, що відповідні залежності, які відповідають точкам 1 та 2, практично співпадають, цей результат свідчить про те, що ніякого впливу на динаміку активності Mg-54 у Олександрівському водосховищі «продувні» води не завдають. Тому вплив Южно-Української АЕС на динаміку активності цього радіонукліду у Олександрівському водосховищі слід вважати відсутнім.



- 1 – фоновий створ на річці Південний Буг;
- 2 – гребля Ташликського водойма-охолоджувача;
- 4 – контрольний створ у Олександрівському водосховищі.

Рис. 3. Розташування пунктів, де здійснювався моніторинг змін активності радіонуклідів

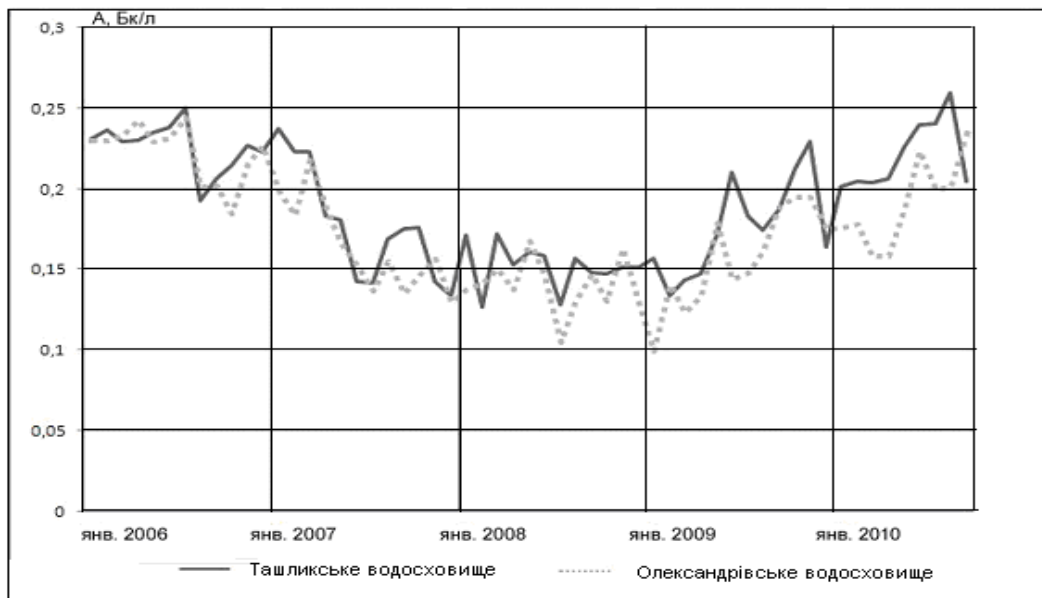


Рис. 4. Залежності від часу середньомісячної активності Mg-54 – (А) у ТВО та Олександрівському водосховищі у 2006- 2010 рр.

Оскільки ефект накопичення, як наслідок випаровування, впливає на зміни активності будь-яких речовин у поверхневому шарі Ташликського водойма - охолоджувача, отриманий результат свідчить про те, що цей ефект є цілком компенсованим хімічним або біологічним споживанням.

У той же час у водах приповерхневого шару ТВО значення активностей Н-3, Cs-137, Sr-90 були відчутно вищі, ніж у водах річки Південний Буг. У цьому неважко переконалися, розглянувши таблицю 2, де в якості прикладу представлені відповідні значення за деякі місяці 2008 та 2010 рр.

Таблиця 2

Значення активності Н-3, Cs-137 и Sr-90 у водах приповерхневого шару Ташликського водойма - охолоджувача (ТВО) та річки Південний Буг (П. Буг)

Рік	Місяць	П. Буг	ТВО	П. Буг	ТВО	П. Буг	ТВО
		Sr-90, Бк/л	Sr-90, Бк/л	Cs-137, Бк/л	Cs-137, Бк/л	H-3, Бк/л	H-3, Бк/л
2008	січень	0.014	0.031	0.004	0.0094	23	89
	квітень	0.037	0.041	0.0046	0.004825	29	79.5
	липень	0.048	0.0495	0.00515	0.006425	27	74.5
	жовтень	0.044	0.047	0.00465	0.00825	22	75.5
2010	січень	0.033	0.048	0.007	0.00825	10	127
	квітень	0.046	0.047	0.006	0.00725	11	130
	липень	0.031	0.0435	0.007	0.00975	9	128.5

Як бачимо з таблиці 2, протягом періодів, що розглядалися, активність Н-3, Cs-137 і Sr-90 в при поверхневому шарі вод Ташликського водойма - охолоджувача була суттєво вище, ніж у водах річки Південний Буг, які його підживлювали. При цьому перевищень гранично допустимих рівнів активності не виявлено.

Середнє значення γ для такого радіонукліда як Н-3 дорівнює 7.37, що суттєво більше, ніж максимально можливий фоновий рівень (2.88). Останнє є доказом того, що на

води приповерхневого шару Ташликського водойма - охолоджувача діє додаткове потужне джерело Н-3, яке не впливає на води річки Південний Буг. З таблиці 2 неважко встановити також, що саме цей радіонуклід є головним компонентом радіоактивного забруднення цієї водойми.

Аналогічне явище спостерігалось і в попередні роки. Як приклад, на рисунку 5 відображені залежності від часу середньомісячної активності Н-3 у пробах, що

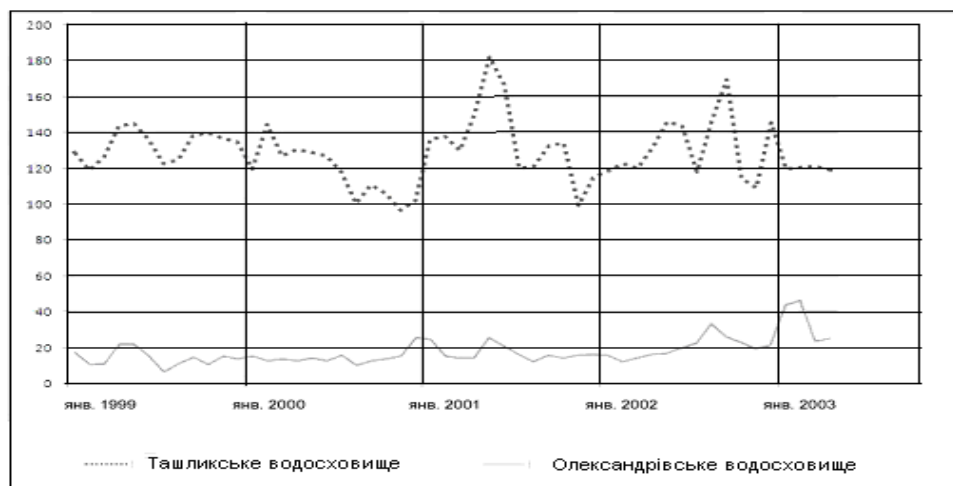


Рис. 5. Залежності від часу середньомісячної активності Н-3- (А) у Ташликському водоймищі - охолоджувачі та Олександрівському водосховищу

відбирались у точках 2 та 4 протягом періоду з січня 1999 по квітень 2003 рр.

Рисунок 5 свідчить про те, що активність Н-3 у водах Ташликського водойма – охолоджувача у період з січня 1999 по квітень 2003 рр. перевищувала його активність у Олександрівському водосховищі теж більше ніж у 10 разів. Коефіцієнт кореляції між відповідними часовими рядами дорівнює 0.05,

що свідчить про те, що Н-3, який присутній у водах Ташликського водосховища, не потрапив до цієї водойми з річки Південний Буг, а утворився саме тут. Це дозволяє припускати, що ефект забруднення Олександрівського водосховища Н-3 при «продувках» може бути суттєвим. Як підтвердження цього, на малюнку 6 представлені аналогічні залежності, що відповідають точкам 1 та 4.

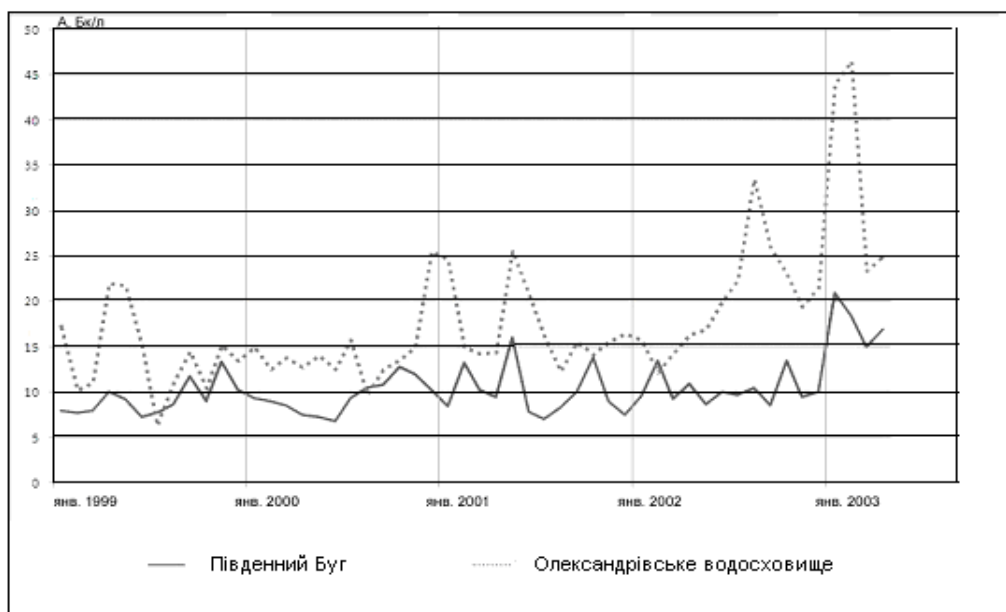


Рис. 6. Залежності від часу середньомісячної активності Н-3 – (А) у річці Південний Буг та Олександрівському водосховищі

З рисунку 6 неважко побачити, що активність Н-3 у Олександрівському водосховищі суттєво вище ніж її рівень у річці Південний Буг.

У 2003 році вона була вище у 2 – 3,5 разів, хоча й не перевищувала припустимий рівень. Останнє підтверджує висновок згідно до якого, саме Н-3, який виникає у ТВО, при потраплянні до нього технологічних вод АЕС, та являє собою головний радіологічний забруднювач Олександрівського водосховища. Слід помітити, що сучасна активність Н-3 не перевищує припустимих рівнів, та будь-якої екологічної небезпеки не викликає.

Цей висновок відповідає уявленням, згідно до яких причиною утворення Н-3 може бути лише взаємодія потоку нейтронів з атомами водню, які входять до складу молекули води, що охолоджує зовнішній контур реак-

тору ВВЕР. Як результат утворюється або атомарний Н-3, радикали (Н-3-О), важка (Н-1, Н-3, О), (Н-2, Н-3, О), або надважка (Н-3, Н-3, О) вода. У Ташликському водойми - охолоджувачу атомарний Н-3 та радикали (Н-3, О) здатні реагувати з органікою, та у її складі частково переходити у мул, що накопичується на дні, а також частково споживається водними організмами. Тому більша частина Н-3, який потрапляє у складі «продуваних» вод у Олександрівське водосховище, перебуває у вигляді важкої або надважкої води, які розчинені у звичайній воді. Оскільки при розпаді Н-3 утворюється He-3 та β -частка, присутність цих речовин у воді Олександрівського водосховища могла б впливати на стан здоров'я лише її споживачів та водних організмів, якби рівень їх активності тут був на порядок вище.

Аналогічні дослідження щодо Cs-137 та Sr-90 дозволили встановити, що середні рівні відношень їх активностей у водах поверхневого шару Ташликського водойма-охолоджувача та водах річки Південний Буг дорівнювали 1,46 та 1,33. Це свідчить про наявність хімічного та біологічного споживання Cs-137 і Sr-90 в ТВО, а також їх накопичення в мулах, що відкладаються на дні цієї во-

дойми. Разом з тим висновок про наявність або відсутність додаткових джерел забруднення цими речовинами вод ТВО зроблений бути не може.

На рисунку 7, як приклад, представлені залежності від часу середньомісячної активності Sr-90 у пробах, що були відібрані протягом періоду з січня 2006 по вересень 2010 рр. у точках 2 та 4.

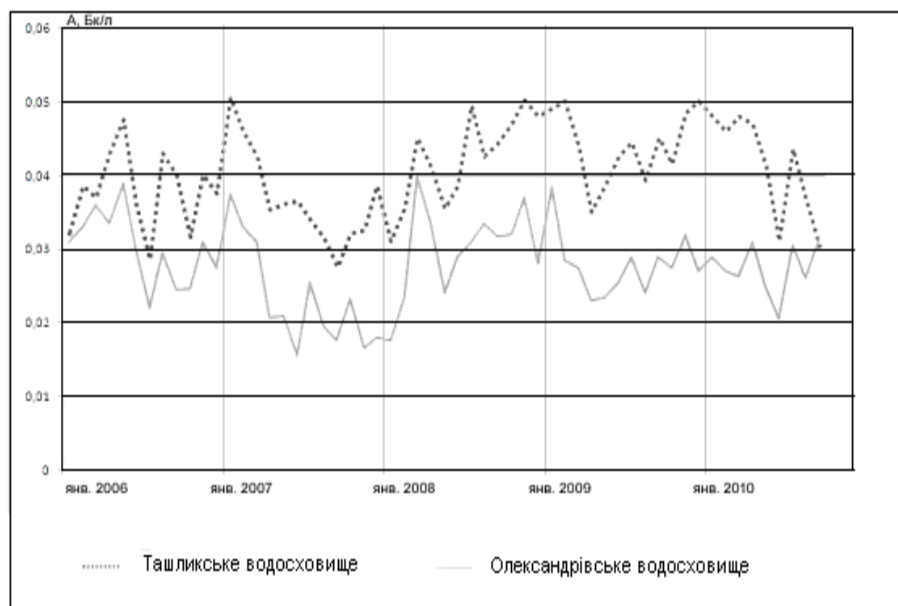


Рис. 7. Залежності від часу середньомісячної активності Sr-90 –(А) у Ташликському водоймище - охолоджувачу та Олександрівському водосховище

З рисунку 7 бачимо, що середній рівень активності Sr-90 у водах приповерхневого шару ТВО помітно вище, ніж у водах Олександрівського водосховища. Коефіцієнт кореляції між обома часовими рядами дорівнює лише 0,2.

Аналіз статистичних зв'язків між рядами динаміки активності Sr-90 у Ташликському водойму - охолоджувачу (точка 2) та обсягів його «продувки», показав, що коефіцієнт їх кореляції дорівнює 0,48, що суттєво вище ніж 99% поріг достовірної кореляції за критерієм Стьюдента (0,33). Аналогічний результат отримано при кореляційному аналізі зв'язків динаміки активності Sr-90 та різниць між температурами річки Південний Буг та поверхневого шару Ташликського водойма - охолоджувача (коефіцієнт їх кореляції 0,56). Це дозволяє з вірогідністю не нижче ніж 0,99 зробити висновок, згідно до якого головним чинником мінливості активності Sr-90 у водах приповерхневого шару цієї водойми є

його водообмін з її придонним шаром, до якого ця домішка потрапляє або з річки Південний Буг (у точці А), або з інших місцевих джерел.

Аналіз статистичних зв'язків змін активності Cs-137 у водах поверхневого шару Ташликського водойма - охолоджувача, а також обсягів його «продувки» та різниць між температурами річки Південний Буг та поверхневого шару цієї водойми показав, що значення їх коефіцієнтів кореляції дорівнюють відповідно 0,09 та 0,06. Це не дозволяє зробити висновок про наявність та походження додаткового джерела, з якого ця домішка потрапляє до вод водосховища.

Висновки

1. Головним чинником радіологічного забруднення Олександрівського водосховища, сучасний рівень якого не є небезпечним, є Н-3, який потрапляє до нього при продувках Ташликського водойма - охолоджувача.

2. Виникнення Н-3 у водах поверхневого шару Ташликського водойма - охолоджувача зумовлено потраплянням до цієї водойми технологічних вод з зовнішніх контурів реакторів Південноукраїнської АЕС.

3. Зміни активності Sr-90 у водах поверхневого шару Ташликського водойма - охолоджувача, рівень якої порівняно до інших водойм у зоні впливу Південноукраїнської АЕС, є підвищеним, обумовлені його водообміном з придонним шаром цієї водойми. Це дозволяє припускати наявність додаткового джерела, потік Sr-90 з якого викликає підвищення активності даного радіонукліду у водах зазначеної водойми.

4. Зміни, порівняно до вод річки Південний Буг, активності у водах Олександрівського водосховища таких радіонуклідів як Со-60, Mg-54 практично відсутні. Відсутні вони також у водах поверхневого шару Ташликського водойма - охолоджувача, незважаючи на наявність ефекту випаровування. Останнє можливе лише тоді, коли цей ефект є компенсованим процесами хімічного та біологічного споживання.

5. Перспективним напрямком подальшого розвитку систем попередження радіаційного забруднення навколишнього середовища, що діють на АЕС, енергоблоки яких побудовано з використанням реакторів типу ВВЕР є розробка заходів щодо зменшення

потіку Н-3, який з технологічними водами потрапляє до відповідних водойм водоохолоджувачів.

ЛІТЕРАТУРА

1. ДГН 6.6.1-65.001-98 Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97)/ МОЗ України 14.07.97 Наказ №208.
2. Андрюшин И.А., Чернышев А.К., Юдин Ю.А. Укорошение ядра. Страницы истории ядерного оружия и ядерной инфраструктуры СССР. – Саров: 2003. – 481 с.
3. Концепція державної енергетичної політики України на період до 2020 року. Центр Розумкова. //Національна безпека і оборона, 2001. – №2. – с.2-33.
4. Вишневський В.І. Річки і водойми України. Стан і використання. / В. І. Вишневський. – К.: Віпол, 2000. – 376 с.
5. Audi G. The Nubase evaluation of nuclear and decay properties. / G. Audi, O. Bersillon, J. Blachot, AN Wapstra. // Nuclear Physics. – A 729. – 2003. – P. 3-128.
6. Мишон В. М. Гидрофизика. / В. М. Мишон /- Издво Воронежского университета. – 1979. – 304 с.
7. Кобзарь А. И. Прикладная математическая статистика. - М.: Физматлит, 2006. – 816 с.
8. Филлипс О. Н. Динамика верхнего слоя океана/ О.Н. Филипс// М.: Мир, 1969. – 267 с.
9. Озмидов Р. В. Горизонтальная турбулентность и турбулентный обмен в океане./ Р. В. Озмидов// М.: Наука, 1968. – 199 с.
10. Василенко И. Я. Радиоактивный цезий-137 // Природа. – 1999. – № 3. – С.70-76.

Надійшла до редколегії 15.03.2011

УДК 544.723

И. ГРАЙВОРОНСКАЯ, асист., **Э. ХОБОТОВА**, д-р хим. наук, проф.,
В. ДАЦЕНКО, канд. хим. наук, **И. МАРЧЕНКО**, студ., **В. МЕДНИКОВА**, студ.,
А. БОРОДКИНА*, м. н. с.

*Харьковский национальный автомобильно-дорожный университет,
Харьковский национальный университет имени В. Н. Каразина

ПОВЫШЕНИЕ ЭФФЕКТИВНОСТИ АДСОРБЦИИ – ПОВЫШЕНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ПРОИЗВОДСТВЕННЫХ ПРОЦЕССОВ

Для обеспечения экологической безопасности окружающей среды решается вопрос усовершенствования технологических процессов, которые связаны с использованием органических красителей. Показано, что шлак на основе диоксида можно использовать в качестве сорбента органических красителей. Наиболее эффективна его активация раствором 1N H₂SO₄. Оптимальным соотношением «сорбат : сорбент» является 1 мг/г.

Ключевые слова: экологическая безопасность, шлак, адсорбция, диоксид

Грайворонська І., Хоботова Е., Даценко В., Марченко І., Меднікова В., Бородкіна А.
АДСОРБЦІЯ ОРГАНІЧНИХ БАРВНИКІВ ШЛАКОМ НА ОСНОВІ ДІОКСИДУ

Для забезпечення екологічної безпеки довкілля вирішується питання удосконалення технологічних процесів що пов'язані з використанням органічних барвників. Показано, що шлак на основі діоксиду можна використовувати в якості сорбенту органічних барвників. Найбільш ефективна його активація розчином 1N H₂SO₄. Оптимальним співвідношенням «сорбат : сорбент» є 1 мг/г.

Ключові слова: екологічна безпека, шлак, адсорбція, діоксид