

DOI: 10.34132/ers.2024.01.02.05.

УДК 615.849 - 614.7:613

Григор'єва Л. І.,

завідувач кафедри екології, професор.

Чорноморський національний університет імені Петра Могили,

вул. 68 Десантників, 10, м. Миколаїв, Україна, 54003

Макарова О. В.,

старший викладач кафедри екології,

Чорноморський національний університет імені Петра Могили,

вул. 68 Десантників, 10, м. Миколаїв, Україна, 54003

ПРИКЛАДНЕ ЗАСТОСУВАННЯ ТЕОРІЇ РАДІОЄМНОСТІ ПРИ ЕКОЛОГІЧНОМУ НОРМУВАННІ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА НАВКОЛИШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ

Задача екологічного нормування антропогенного навантаження на природне середовище постала через необхідність наукового обґрунтування допустимих границь антропогенного впливу на природні комплекси, які мають гарантувати не лише благополуччя людини, але і надійність і сталість екосистем. При цьому відомо, що не всі об'єкти природних біогеоценозів можна нормувати за регламентами людини. А останнє необхідно, бо зміна якості природного середовища за рахунок збіднення видового складу, зниження стійкості і, навіть, часткова деградація екосистем також призводить до погіршення умов існування людини.

У статті представлено різні методологічні підходи до екологічного нормування та висвітлено думку авторів щодо застосування при цьому теорії радіоємності екосистеми. Зокрема, висвітлено підхід використання факторів радіоємності екосистеми як індикатора зміни стану екосистеми та унормування величини зміни факторів радіоємності при екологічному нормуванні антропогенного навантаження.

Метою статті є дослідження можливих механізмів екологічного нормування антропогенного навантаження на довкілля. Матеріалами виступали дослідження науковців у сфері екологічного нормування антропогенного навантаження. Використано результати радіоекологічних досліджень, проведених в басейні р.Південний Буг.

Показано, що при розрахунку обсягів надходження ^{137}Cs у річку та при проведенні оцінки радіаційної ситуації потрібно враховувати неоднакові показники радіоємності на різних її ділянках. Підтверджено, що через поняття радіоємності екосистеми можна обґрунтувати екологічне нормування скидів радіонуклідів у водойму, а визначаючи фактор радіоємності будь-якої екосистеми – забезпечити екологічний підхід до нормування антропогенного навантаження на природне середовище.

Ключові слова: екологічне нормування, радіоємність, біота

Вступ. Сьогодні нормування забруднюючих речовин в природних біогеоценозах базується на санітарно-гігієнічних принципах і нормах, тобто на пріоритетності захисту, поперед усього, людини. Із цих принципів виходять гігієністи при встановленні гранично-допустимих концентрацій (ГДК) різних речовин в атмосферному повітрі, у воді, у продуктах харчування. Принцип орієнтації на забезпечення безпеки людей відображує антропоцентризм поглядів на антропогенний вплив на природне середовище і, в більшості випадків, є виправданим. Однак залишається питання, чи завжди, і в якому ступені нормативи, які встановлені для людини, забезпечують захист інших об'єктів живої природи?

Сьогодні доведено, що не завжди нормативи, які встановлені для людини, забезпечують захист інших об'єктів живої природи. Так, для радіонуклідного навантаження на екосистему значення ГДК радіонуклідів у повітрі і у воді захищають не лише людину, але і інші види живих організмів. Тобто у цьому випадку санітарно-гігієнічне нормування задовольняє екологічний принцип нормування радіаційного навантаження на екосистему. Однак, інша ситуація виникає, наприклад:

- при забрудненні атмосфери сірчаним газом: як відомо, при тривалому впливі цього забруднювача в концентраціях, які не перевищують санітарно-гігієнічні нормативи, відбувається ураження хвойних лісів [4],
- лишайники гинуть в місцевій атмосфері, яка за гігієнічними нормативами вважається допустимою для людини,

- при деяких забрудненнях ґрунту нафтою або важкими металами можуть сильно постраждати ґрунтові мікро- і мезофауни (буде підірвана продуктивність таких ґрунтів), в той час як сільськогосподарська продукція з цих ділянок може відповідати санітарним нормам для продуктів харчування [7].

Таким чином, не всі об'єкти природних біогеоценозів можна нормувати за регламентами людини. Тому важливим є дослідження можливих механізмів екологічного нормування антропогенного навантаження на довкілля.

Матеріали і методи

Матеріалами виступали дослідження науковців у сфері екологічного нормування антропогенного навантаження.

Використано результати радіоекологічних досліджень, проведених в басейні р.Південний Буг. При цьому визначення активності ^{137}Cs в об'єктах водного середовища проведено гамма-спектрометричним методом за допомогою гамма-спектрометра з напівпровідниковим детектором ДГДК-175.

Результати дослідження

За багатьма результатами різноманітних досліджень сьогодні встановлено, що значення ГДК радіонуклідів у повітрі і в воді захищають не тільки людину, але і інші види живих організмів [6]. Однак, інша ситуація виникає, наприклад, при забрудненні атмосфери сірчаним газом: при тривалому впливі цього забруднювача в концентраціях, які не перевищують санітарно-гігієнічні нормативи, відбувається ураження хвойних лісів. Лишайники гинуть в місцевій атмосфері, яка за гігієнічними нормативами вважається допустимою для людини. При деяких забрудненнях ґрунту нафтою або важкими металами можуть сильно постраждати ґрунтові мікро- і мезофауни (тобто буде підірвана продуктивність таких ґрунтів), в той час як сільськогосподарська продукція з цих ділянок може відповідати санітарним нормам для продуктів харчування [6]. Таким чином, не всі об'єкти природних біогеоценозів можна нормувати за регламентами людини.

При такому підході принципово новим є *об'єкт нормування*. Гігієнічні нормативи ГДВ та ГДК шкідливих речовин у повітрі, у воді, у продуктах харчування передбачають такі рівні впливу, які не можуть викликати захворювання або відхилення в стані здоров'я людини, що виникають в процесі роботи або у віддалених термінах життя теперішнього і наступного поколінь. Екологічна регламентація антропогенних впливів передбачає інші принципи: основним об'єктом нормування виступають природні системи надорганізм-меного рівня (популяції, сукупності, співтовариства, біоценози ін.) [6].

Екологічне нормування означає обмеження загального навантаження, що інтегрує всю різноманітність природних і антропогенних факторів, на елементарну екологічну одиницю (біогеоценоз, екосистему), до рівнів, за яких не порушуються її стан і надійність. Відомо, що головними показниками стану екосистеми є: різноманітність видів, сума біомаси видів, чисельність видів екосистеми та швидкість її збільшення [5], тому задача екологічної регламентації зводиться до забезпечення підтримання усіх цих показників.

Сьогодні відомі деякі методологічні підходи до екологічного нормування. Це, по-перше, підхід через екологічне нормування видів-індикаторів – видів, оцінка стану популяцій яких може в достатньому ступені відображувати стан екосистеми [6,7]. Пропонується виділяти в структурі природних біогеоценозів малочислені популяції видів – домінантів, які визначають продуктивність біоценозу і його своєрідність, та числені види – сателіти, які забезпечують необхідний рівень біохімічних циклів, що є характерними для даного ценозу. При такому відборі видів-індикаторів враховується, по-перше масовість видів, які добре представлені як в біогеоценозі, що підлягає нормуванню, так і на спільних територіях; по-друге, відібрані види повинні бути видами – едіфікаторами, які представляють основу біоценозу і відіграють головну роль у створенні біоценотичного середовища [6]. При цьому потрібно мати набір даних, які характеризують екологію виду, в тому числі умови мешкання виду-індикатору, які враховують загальну його розповсюдженість, перебування в оптимумі або на периферії виду; дані про фонову динаміку чисельності виду в аналогічних умовах, що виключають антропогенний вплив; дані про мінливість основних популяційних параметрів виду, в тому числі генетично обумовленої мінливості. Це, зрозуміло, є важкою і трудомісткою задачею, бо при популяційних оцінках важко детально проаналізувати стан популяцій навіть обмеженої кількості видів [6]. Тому проблема вибору і обґрунтування тієї мінімальної кількості видів-індикаторів, оцінка стану популяцій якого може в достатньому ступені відображати стан біогеоценозу, потребує серйозної наукової проробки.

Крім того, розробка екологічних нормативів за цим підходом, як вказано в [6], можлива лише на основі кількісної оцінки обмеженої кількості параметрів, які характеризують стан об'єкта, що регламентується. Це потребує необхідності істотної формалізації і спрощення реальних процесів функціонування природних популяцій і їх взаємовідношення з оточуючими компонентами біогеоценозу, що, в свою чергу, може відобразитися на результатах.

Другим та більш доступним в реалізації підходом до екологічного нормування антропогенного навантаження є метод, запропонований в [3], за яким в якості показника стану і реакції екосистеми пропонується використовувати зміну параметрів її радіємності. Радіємність екосистеми – це гранична кількість радіонуклідів, яка може бути депонована біотою екосистеми без шкоди для себе. Через поняття фактору радіємності визначається частка радіонуклідів, яка акумулюється в різних компонентах екосистеми (для водної екосистеми – це у воді, в біоті та в донних відкладеннях) [5].

На користь застосування цього підходу в екологічному нормуванні антропогенного навантаження на навколишнє середовище виступають наступні фактори:

1) істотний вплив на екосистему супроводжується зворотними або незворотними змінами факторів радіємності біотичних і абіотичних (вода) компонентів екосистеми, а характер цих змін залежить від величини і тривалості цього стресового фактору або впливу. Так, наприклад, є докази, що дія шкідливого фактору у вигляді

гама-опромінення (фізичний вплив) і важких металів (солі важкого металу Cd – хімічний вплив) на рослинну екосистему, як при синергічній їх дії, так і окремо (на прикладі екосистеми водної культури рослин кукурудзи) відображається на величині чинника радіоємності кореневої системи рослин [].

2) способи реєстрації мінімально-детектованої активності радіонуклідів дають можливість реєструвати активності на рівні 1 Бк (розпад 1 атомного ядра), а для хімічних агентів мінімально-детектована активність складає більш високі величини,

3) простоту і легкість розрахунку факторів радіоємності екосистеми.

Через це фактори радіоємності пропонується використовувати як показники стану і благополуччя екосистеми при різних хімічних, фізичних і біологічних на неї впливах.

Розглянемо можливість використання фактору радіоємності водної екосистеми у системі екологічного нормування. Показано, що істотним є той рівень впливу, який суттєво зменшує чинник радіоємності біоти і підвищує фактор радіоємності води []. Тобто оптимальним способом еколого-етичного ставлення до водних екосистем є стратегія, яка спрямована на збереження та (або) підвищення чинників радіоємності її біотичної складової, бо радіоємність будь-якого водоймища при скиданні в нього радіонуклідів не вичерпується доти, доки функціонує біота водоймища, відтворюється його біомаса і зберігається здатність до кондиціонування середовища. Іншими словами, благополуччя і життєздатність екосистеми, з одного боку, свідчать про її високу радіоємність і, навпаки, висока радіоємність і стабільні високі значення факторів радіоємності видів біоти екосистеми свідчать про благополуччя і надійність екосистеми. В кількісному вираженні пропонується встановлювати такі екологічні нормативи, які забезпечують не більше 20% зниження фактору радіоємності біоти.

Для екосистеми річки Південний Буг характерними сьогодні є різноманітні шляхи надходження до неї штучних радіонуклідів, у тому числі ^{137}Cs (змивання з забруднених аварійно-чорнобильським викидом територій України, виніс із продувними водами з ставка-охолоджувача Південноукраїнської (ПУ) АЕС ін.) [1]. А через різницю гідрологічних, хімічних умов водного середовища річки, актуальними є дослідження сорбційних властивостей біоти річки Південний Буг на різних її ділянках.

Проведені дослідження вмісту ^{137}Cs в біоті та в донних відкладеннях на різних ділянках Південного Бугу на території Миколаївської області [1], а у пробах риб, які найбільш розповсюджені в харчовому раціоні місцевого населення: плотва, лящ, судак (окремо в м'якоті та в нутрошах), з двох ділянок річкової системи: поблизу с. Матвієвка (р. Південний Буг) та біля с. Лимани (Бузький лиман) [2]. Визначено, що існує різниця в розмірах накопичення ^{137}Cs водоростями на різних ділянках річки від м.Первомайська ($850 \text{ Бк/кг}_{\text{Бк/л}}$) до м.Миколаєва ($1200 \text{ Бк/кг}_{\text{Бк/л}}$) (табл. 1).

Депонування ^{137}Cs донними відкладеннями також характеризувалося різними коефіцієнтами накопичення (КН): від 1000 (в районі м. Первомайська) до $1875 \text{ Бк/кг}_{\text{Бк/л}}$ (у м. Миколаєва). Верхів'я річки (від с. Мігії до м. Південно-українська) відзначається пороговістю, що сприяє осадженню радіоцезію на дні, хоча за хімічними показниками (рН 4,5-5,0) водне середовище має властивість до десорбції радіоцезію з водних компонентів. На ділянці від м. Південноукраїнська до с. Бузьке з більш повільною течією річки і де, завдяки виносу "продувних" вод з ставка-охолоджувача АЕС, вода характеризувалася більш високими показниками загальної мінералізації (до 1000 мг/л) при рН 5,8-6,0, відмічені найвищі КН ^{137}Cs водоростями та донними відкладеннями. Особливістю пониззя річки (від с. Ковалівка до м. Миколаєва) є наявність постійної річкової течії тільки під час паводку, а також проникнення у річку під впливом вітрових нагонів лиманних вод, що призводить до підвищення мінералізації води (близько $700\text{-}800 \text{ мг/л}$) і через що дно річки вкрито лиманними відкладами, а рН середовища дорівнює 6,5-7,0. Тобто, через перемішування річкових та лиманних вод в нижній течії річки та високі показники солей у Ташлицькому водоймищі, поряд з повільною течією, на цій ділянці річки складаються сприятливі умови до виникнення осадкових форм радіоцезію та концентруванню його в донних відкладеннях.

Таблиця 1. – Середні значення коефіцієнтів накопичення (КН) ^{137}Cs водоростями і донними відкладеннями на різних ділянках р. Південний Буг

Місце спостережень	Бк/кг/Бк/л	
	КН _{дон.}	КН _{водор.}
поблизу м. Первомайська	1000±200	850±150
поблизу м. Миколаєва	1875±230	1200±170

Показовими є КН ^{137}Cs рибними організмами у пониззі річки: для плотви, яка надає перевагу поверхневому середовищу, КН у м'якоті склав 37, в нутрошах – $101 \text{ Бк/кг}_{\text{Бк/л}}$; для ляща, що мешкає в придонному середовищі, КН мали значення 16 та $113 \text{ Бк/кг}_{\text{Бк/л}}$ у м'якоті та в нутрошах відповідно; для судака КН у м'якоті склав 136, а в нутрошах – $58 \text{ Бк/кг}_{\text{Бк/л}}$, які демонструють різницю в розмірах накопичення ^{137}Cs рибними організмами не тільки в залежності від способу життя риби (мирний, хижацький), а також від середовища її мешкання у водній системі, розміру накопичення ^{137}Cs водоростями, що, в свою чергу, характеризується різними значеннями для окремих ділянок Південного Бугу.

Розраховані величини факторів радіоємності водоймищ у руслі Південного Бугу (табл. 2), можуть бути індикатором радіаційного стану цих водних об'єктів (табл. 2).

Таблиця 2. – Фактор радіоємності по ^{137}Cs водної екосистеми р. Південний Буг

Місце спостережень	$F_{\text{біот}}$	$F_{\text{дон}}$
поблизу м. Первомайська	0,89	0,73
поблизу м. Миколаєва	0,94	0,81

Примітка: $F_{\text{біот}}$ – фактор радіоємності за біотичною складовою, $F_{\text{дон}}$ – фактор радіоємності за донними відкладеннями

Попередня оцінка факторів радіоємності вказала, що через різні КН ^{137}Cs водною рослинністю існує різниця в їх значеннях в залежності від ділянки річки: в районі м.Первомайська – 0,89, в районі м.Миколаєва – 0,94. Ще більшою є різниця чинників радіоємності екосистеми, розрахованих без врахування біотичної складової, тобто для зимового періоду часу: 0,73 в районі м.Первомайська та 0,81 - в районі м.Миколаєва. Ця різниця легко пояснюється як зміною соляного режиму річки, так і зменшенням в зимовий період кількості біомаси, що, як визначено, є основним регулятором екологічного стану водної екосистеми.

Однак для екосистеми Південного Бугу важливою складовою біотичної компоненти, яка теоретично може впливати на величини чинника її радіоємності є рибні організми. Результати оцінки КН ^{137}Cs рибними організмами в пониззі річки вказали, що для плотви, яка надає перевагу поверхневому середовищу, КН у м'якоті склав 37, в нутрощах – $101 \frac{\text{Бк} / \text{кг}}{\text{Бк} / \text{л}}$; для ляща, що мешкає в придонному середовищі, КН мали значення 16 та $113 \frac{\text{Бк} / \text{кг}}{\text{Бк} / \text{л}}$ у м'якоті та в нутрощах відповідно; для судака КН у м'якоті склав 136, а в нутрощах – $58 \frac{\text{Бк} / \text{кг}}{\text{Бк} / \text{л}}$. Ці величини свідчать про різницю в розмірах накопичення ^{137}Cs рибними організмами не тільки в залежності від способу життя риби (мирний, хижацький), а також від середовища її мешкання у водній системі, розміру накопичення ^{137}Cs водоростями т. ін.

При врахуванні цих даних в оцінці радіоємності екосистеми Південного Бугу маємо попередню оцінку величини фактора радіоємності біотичної складової пониззя річки біля 0,96. Для оцінки впливу на величину чинника радіоємності біотичної складової верхів'я річки потрібно продовжити радіоекологічні дослідження рибних організмів, які мешкають в цій акваторії річки.

Висновки

1) Радіоємність ^{137}Cs у водоймах на різних ділянках р.Південний Буг неоднакова, що потрібно враховувати при розрахунку обсягів надходження ^{137}Cs у річку.

2) При розрахунку обсягів надходження ^{137}Cs у річку та при проведенні оцінки радіаційної ситуації потрібно враховувати неоднакові показники радіоємності на різних її ділянках. Враховуючи функції біоти екосистеми прісноводного водоймища та високі коефіцієнти накопичення нею ^{137}Cs можна стверджувати, що наявність нормально функціонуючої мікрофлори, а також багатоклітинних рослин і тварин є необхідними умовами стабільного функціонування водоймищ як поглиначів радіонуклідів, що потрапляють до них, і може служити показником регулювання скидів радіоактивних речовин у прісноводне середовище.

3) Оцінку фактора радіоємності біотичної складової прісноводного водоймища бажано проводити не лише за водною рослинністю, а і за рибними організмами; при цьому враховувати тільки ту рибу "місцевих" видів, ареал життя якої не потребує міграційних виходів за межі обстеженої водойми.

Література:

1. Безель, В., Кряжимський, В., Семериков, Л. (2002) Екологічне нормування та його роль в оптимізації довкілля. Екологическое нормирование и его роль в оптимизация среды. Экол. основы опт. урбаниз. и рекреации среды. Тольятти, 2002. 186-190.
2. Гелашвили, Д. (2005) Экотоксикологические критерии экологического нормирования. Теоретические проблемы экологии и эволюции. Тольятти, 2005. 58-66.
3. Григор'єва, Л., Томілін, Ю. Екологічна токсикологія та екотоксикологічний контроль : навчальний посібник. Миколаїв, 2015. 240 с.
4. Копиця, Є. (2015) Нормування як засіб правового регулювання у сфері охорони атмосферного повітря. Екологічне та земельне право. 2015. 189-194.
5. Кутлахмедов, Ю., Корогодін, В., Кольтовер, В. (2003) Основи радіоекології: навчальний посібник. 2003. 319.
6. Кутлахмедов, Ю., Полікарпов, Г., Кутлахмедова-Вишнякова, В.. Оценка параметров радиоемкости как показателей устойчивости и надежности экосистем. 2004. 98-107.
7. Чопко, Х. Окремі правові аспекти екологічного нормування в Україні та шляхи його вдосконалення. Право і суспільство. №6. 2019. 184-189.