

АНТРОПОГЕННИЙ ВПЛИВ НА ПРИРОДНЕ СЕРЕДОВИЩЕ

УДК 502.52 + 504.054

М. В. САРАПІНА, канд. техн. наук., доц., **Є. О. ВАРИВОДА**, канд. геогр. наук, доц.
Національний університет цивільного захисту України
вул. Чернишевська, 94, м. Харків, 61023
e-mail: opteb@nuczu.edu.ua

ОСОБЛИВОСТІ ФУНКЦІОНУВАННЯ ЕКОСИСТЕМ В УМОВАХ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ: ВІД ДЕГРАДАЦІЇ ДО ВІДНОВЛЕННЯ

Мета. Якісний аналіз особливостей функціонування природних наземних екосистем в умовах радіоактивного забруднення на прикладі екосистем Полісся, що найбільше постраждали внаслідок аварії на Чорнобильській атомній електростанції (ЧАЕС). **Методи.** Теоретичний аналіз та синтез. **Результати.** Визначені та систематизовані фактори, що визначають швидкість відновлення екосистем в умовах надзвичайних ситуацій, пов'язаних з радіоактивним забрудненням. В основу класифікації екосистем покладено уявлення про відповідність структури і видового складу автотрофного блоку екосистеми (фітоценозу) умовам місцезростання (екотопу). Визначено, що зміни екосистем Полісся в зоні впливу Чорнобильської катастрофи зумовлюються не лише дією радіації, але й широким колом вторинних процесів, безпосередньо не пов'язаних з радіоактивним забрудненням довкілля. Аналіз накопиченої за минулий 30-річний період інформації, що характеризує широкий спектр наслідків радіоактивного забруднення природних екосистем, визначає, що ступінь їхньої вразливості та відновлюваності залежить як від індивідуальних характеристик компонентів екосистем, так і від характеру аварійної та пост-аварійної антропогенної діяльності. **Висновки.** Аналізуючи відновлення природних екосистем, можемо спостерігати ефект синергізму обумовлений з одного боку властивостями природних екосистем та їх компонентів протидіяти впливу радіаційних факторів і зберігати свою структуру та функціональні особливості, а з іншого зменшенням антропогенного навантаження.

Ключові слова: радіоактивне забруднення, екосистема, фактори відновлення

Sarapina M. V., Varyvoda Ye. O.

National University of Civil Protection of Ukraine

THE PECULIARITIES OF ECOSYSTEMS FUNCTIONING IN CASE OF RADIOACTIVE POLLUTION: FROM DEGRADATION TO RESTORATION

Purpose. The analysis of peculiarities of natural ecosystems functioning in case of radioactive pollution is provided. **Methods.** Theoretical analysis and synthesis. **Results.** The ecosystems of Polissya are considered as a case study in the article since they have been impacted severely as the result of the Chernobyl nuclear accident. The key factors influencing on the degree of ecosystems restoration in case of emergency situation related to radioactive pollution are determined and systematized. The background of the ecosystems classification is idea about correspondence of the structure and species composition of ecosystems autotrophic unit (phytocenosis) to habitat conditions (ecotope). It is determined that changes in Polissya ecosystems in the area of the Chernobyl nuclear accident impact caused not only by radiation but also a wide range of secondary processes not related directly to the contamination of the environment. Based on the analysis of information accumulated over the past 30-year period it is determined that the degree of ecosystems degradation and restoration depends both on the individual characteristics of the components of ecosystems, and the nature of the emergency and post-emergency anthropogenic activity. **Conclusions.** Analyzing the restoration of natural ecosystems, can be observed the effect of synergy on the one hand due to the properties of natural ecosystems and their components resist radiation effects and maintain its structure and functional features, and the other - decreasing anthropogenic load.

Key words: radioactive pollution, ecosystem, restoration factors

Сарапіна М. В., Варивода Е. А.

Національний університет громадянської захисту України

ОСОБЕННОСТИ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ЭКОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ: ОТ ДЕГРАДАЦИИ ДО ВОССТАНОВЛЕНИЯ

Цель. Качественный анализ особенностей функционирования природных наземных экосистем в условиях радиоактивного загрязнения на примере экосистем Полесья, наиболее пострадавших в результате аварии на Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС). **Методы.** Теоретический анализ и синтез. **Результаты.** Определены и систематизированы факторы, определяющие скорость восстановления экосистем в условиях чрезвычайных ситуаций, связанных с радиоактивным загрязнением. В основу классификации экосистем положено представление о соответствии структуры и видового состава автотрофного блока экосистемы (фитоценоза) условиям произрастания (экотопа). Определено, что изменения экосистем Полесья в зоне влияния Чернобыльской катастрофы обусловлены не только действием радиации, но и широким спектром вторичных процессов, непосредственно не связанных с радиоактивным загрязнением окружающей среды. Анализ накопленной за прошедший 30-летний период информации, характеризующей широкий спектр последствий радиоактивного загрязнения природных экосистем, выявил, что степень их уязвимости и восстанавливаемости зависит как от индивидуальных характеристик компонентов экосистем, так и от характера аварийной и пост-аварийной антропогенной деятельности. **Выводы.** Анализируя восстановление природных экосистем, можем наблюдать эффект синергизма обусловленный, с одной стороны, свойствами природных экосистем и их компонентов противодействовать влиянию радиационных факторов и сохранять свою структуру и функциональные особенности, а с другой, уменьшением антропогенной нагрузки.

Ключевые слова: радиоактивное загрязнение, экосистема, факторы восстановления

Вступ

Постановка проблеми. Дослідження і аналіз особливостей функціонування екосистем під впливом радіоактивного забруднення відноситься до пріоритетних завдань, пов'язаних зі зменшенням вразливості компонентів навколишнього середовища до надзвичайних ситуацій. Нажаль, в сучасному світі все найчастіше саме надзвичайні ситуації беруть на себе роль рушійної сили, яка призводить до розвитку наукових ідей, пов'язаних із забезпеченням безпеки функціонування екологічних систем. Підтвердженням актуальності вивчення реакцій екосистем і питань їх відновлення в результаті радіоактивного впливу є більш ніж 150 ядерних аварій в 14 країнах світу.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. В останнє десятиріччя науковці всього світу приклали значні зусилля щодо вироблення й обґрунтування фундаментальних принципів радіаційної безпеки навколишнього середовища [1, 2]. Питання дослідження і вивчення стану і поведінки екологічних систем в межах радіоактивно забруднених територій узагальнені і відображені в ряді наукових публікацій та оглядів, а також базі даних FREDERICA [3]. У той же самий час значна увага приділяється розвитку методологічних підходів до оцінки наслідків радіоактивного забруднення еко-

систем та методів прогнозування радіоекологічних ризиків [4-6]. Не дивлячись на значні здобутки в галузі кількісного оцінювання рівнів радіоактивного впливу, перевищення яких може призвести до негативних ефектів в екосистемах, існує гостра потреба в комплексній аналітичній інформації щодо особливостей відновлення природних екологічних систем в умовах підвищеного радіоактивного фону, нестача якої в цілому стримує розвиток системи оцінки наслідків надзвичайних ситуацій техногенного характеру, пов'язаних з викидами радіоактивних речовин. Розвиток цього напряму досліджень є особливо актуальним у зв'язку з необхідністю розробки менеджмент-планів розвитку територій, які зазнали впливу радіоактивного забруднення, оскільки складові елементи екосистем регіонів України, Білорусі та Росії по теперішній час містять підвищені концентрації техногенних радіонуклідів, що мають періоди напіврозпаду від 14 до 24 065 років.

Метою роботи є якісний аналіз особливостей функціонування природних наземних екосистем в умовах радіоактивного забруднення на прикладі екосистем Полісся, що найбільше постраждали внаслідок аварії на Чорнобильській атомній електростанції (ЧАЕС).

Виклад основного матеріалу

Головною особливістю Чорнобильської аварії є порівняно короткий у часі «імпульсний» викид, що виявляється особливо цінним для дослідників, оскільки з викидом

утворився штучний часовий маркер, використовуючи який можна оцінити швидкість наступних процесів. Об'єктивність отриманих результатів та можливість їх узагаль-

нення для широкого спектру техногенних забруднювачів визначається фіксованою датою випадіння, виключно техногенною компонентою забруднення, широким різноманіттям ландшафтно-геохімічних умов Українського Полісся.

В перші тижні після катастрофи значні рівні радіації за рахунок короткоживучих ізотопів, передусім йоду-131, реєструвались на всій території Полісся. В деяких місцях потужність дози опромінення досягала 27 мР/год. (приблизно у тисячу разів вище природного фону) [7]. Значна доза опромінення, отримана об'єктами біоти, була зумовлена адсорбованими на поверхні організмів «гарячими частинками». Крайнім виразом радіобіологічної відповіді рослин була загибель сосен та ялин на території, котра отримала назву «Рудого лісу»: один масив – уздовж західного радіоактивного сліду до 5 км від зруйнованого реактора, другий – уздовж північного сліду на лівому березі ріки Прип'ять. Про високі дози опромінення свідчила наявність загиблих не лише голкових дерев, але й деяких листяних порід, як, наприклад, береза та вільха чорна. У цих місцях загинули різні види як рослин, так і тварин. Водночас зазнала сильного впливу радіації мікрофлора ґрунту, гідробіоти у водоймах зони.

Розглядаючи динаміку змін у навколишньому середовищі постраждалих територій за 30 років, що минули з часу Чорнобильської катастрофи, можна описати ряд змін в екосистемах. Ізотопи з короткою тривалістю життя розпалися. Радіоекологічна обстановка визначається дією цезію-137 ($T_{1/2} \approx 30$ років), стронцію-90 (29 років), довгоживучими ізотопами плутонію та америцієм-241, при чому для останнього приблизно до 2060 року прогнозується збільшення питомої активності за рахунок природного розпаду плутонію-241. Найбільшого поширення радіоактивні ізотопи набули в межах зони відчуження ЧАЕС, оскільки переважна їх кількість (окрім ^{137}Cs) надійшла до атмосфери у першу (експлозійну) та третю (високотемпературну) фази аварії і пов'язана, головним чином, з «гарячими частинками» [7]. Атмосферне повітря доволі швидко очистилось, його локальне радіоактивне забруднення визначається рівнями гамма-опромінення, дисперсними частками

ґрунту, що переносяться вітром, а також пожежами, що зокрема, проявилися посушливим літом 2002, 2015, 2016 років. У водні об'єкти з дощовими, талими і паводковими водами продовжується поступовий стік радіонуклідів з територій водозборів. У воді відбувається розчинення радіоактивних часток, осідання на дно з частковою фіксацією, залучення у біогеохімічний колообіг доступних форм. За рахунок постійного виносу водних мас для річкових вод спостерігається тенденція до швидкого самоочищення. В ґрунтовому середовищі відбувається поступове заглиблення радіонуклідів у ґрунтовий профіль із середньою лінійною швидкістю 0,3-0-5 см/рік [8]. Наявність геохімічних бар'єрів (потужних шарів дернини, перегнійних горизонтів, прошарку глинистих матеріалів, фіксуючих радіонукліди і перешкоджаючих їх проникненню в більш глибокі шари ґрунту) обумовлює зниження інтенсивності міграційних процесів. Це свідчить про те, що основна частка радіоактивних ізотопів протягом десятиліть буде перебувати в кореневмісному шарі найбільш типових для Полісся дерново-підзолистих і торф'яних ґрунтів. Процеси пролонгованої фіксації радіонуклідів в ґрунтовому поглинальному комплексі відіграють провідну роль у самоочищенні екосистем, оскільки ґрунт є основним «депо» радіонуклідів в екосистемах і початковою ланкою трофічних ланцюгів, обумовлює накопичення ізотопів в організмах рослин, а також формування дозових навантажень.

Ступінь впливу радіонуклідів на живі організми визначається зовнішнім (гамма-опромінення радіоактивно забрудненого середовища) та внутрішнім (при потрапленні та накопиченні радіонуклідів в живій речовині) впливом. Оскільки з плином часу в природних системах більшість радіонуклідів зосередилось у верхніх шарах ґрунту, а також мулових відкладеннях водоймищ, найбільший променевий вплив відчувають живі організми, чия життєдіяльність наближена до ґрунту (едафобіоти) та дна водоймищ (бентос).

Ступінь поглинання рослинами радіонуклідів з ґрунту залежить передусім від властивостей радіонукліду, щільності забруднення, типу ґрунту, гранулометричного складу, вологості, родючості та рН ґрунту, а

також від індивідуальних властивостей рослини до поглинання. Так, радіонукліди цезію-137 та трансуранових елементів після випадіння в підстилку і ґрунт відносно менше надходять у насадження через коріння, оскільки добре фіксуються ґрунтом. Оскільки стронцій-90 майже не зв'язується ґрунтовими мінералами він більш активно залучається до біогеохімічного колообігу.

Найбільший перехід радіонуклідів із ґрунту в рослинність відмічається на піщаних і торф'яних ґрунтах у природних умовах, найменший – на окультурених землях [8]. Залежність ступеня доступності радіонуклідів для кореневого поглинання рослинами від характеристик ґрунту схематично зображено на рисунку 1.

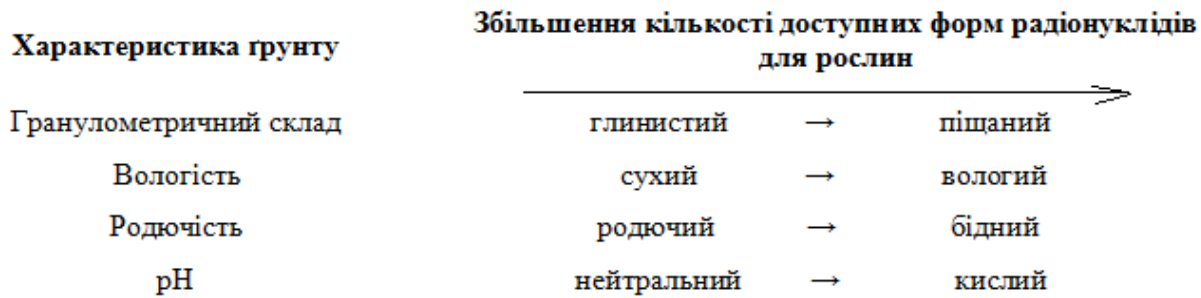


Рис. 1 – Схема залежності ступеня доступності радіонуклідів для кореневого поглинання рослинами від характеристик ґрунту

Здатність поглинати та накопичувати радіонукліди у різних рослин значно відрізняється. Так, за середньою здатністю акумулювати цезій-137 у надземній фітомасі рослини можна розташувати в порядку збільшення таким чином:

- трав'янисті: хрестоцвіті, звиробійні, кіпрейні, бобові, гречані, складноцвіті, злакові, осокові, вересові, мохи і папороті;

- деревні: ялина, сосна, вільха чорна, береза, осика, дуб.

Гриби (маслюк, польський гриб, груздь, зеленка, волнушка) і ягоди (чорниця, лохина, журавлина, суниця) здатні накопичувати радіонукліди таким чином, що вміст в них цезію-137 перевищує допустимі нормативи навіть на територіях з незначною щільністю забруднення ґрунту.

В харчових ланцюгах при переході з одного трофічного рівня на інший відбувається все більше накопичення радіонуклідів у тканинах живої речовини, тобто спостерігається тенденція до збільшення у ряду: рослина – трав'яні тварини – хижі тварини. Так, рівні вмісту радіонуклідів доходять у вовка до 50, у лисиці до 47 тис. Бк/кг, що до 12 разів більше, ніж у трав'яних. Найбільше накопичення радіонуклідів у живій речовині спостерігається: у рослин – у листі і плодах; у тварин – ⁹⁰Sr майже повністю

затримується в скелеті, а ¹³⁷Cs, навпаки, концентрується у м'язах та м'яких тканинах [9].

Реакція живих організмів і їх систем на радіоактивний вплив визначається складною взаємодією між дозою опромінення і індивідуальною радіочутливістю. Моніторинг природних популяцій свідчить, що рослинні комплекси в цілому є стійкими до радіаційного впливу. Виражені результати впливу радіації на рослинність спостерігаються лише при аномально високій щільності забруднення (понад 3700 кБк/м²), в безпосередній близькості від зруйнованого реактору. Серед них: викривлення і пухлині потовщення стебел, асиметрія і кучерявість листя, посилення росту бічних пагонів, карликовість, куцистість, гігантизм, а також порушення на рівні клітин (розриви хромосом). У тварин простежується стійка тенденція до збільшення радіочутливості в ряду від найпростіших форм до більш організованих. Людина відноситься до однієї з найбільш радіочутливих істот, що визначає для неї підвищену небезпечність радіаційно забрудненого середовища Чорнобильської зони.

Зворотним за значенням «радіочутливості» є термін «радіорезистентність», що визначає стійкість організму (або його тка-

нин, органів і систем) до дії іонізуючих випромінювань. Рядом досліджень доведено, що радіорезистентність може бути не тільки спадковою, але й набуватися внаслідок хронічного опромінення невеликими дозами радіації. Такий ефект був описаний у дріжджів, бактерій, найпростіших, водоростей, рослин і комах, а також «in vitro» клітин ссавців і людини, лабораторних тварин. При цьому активується декілька клітинних радіозахисних механізмів, таких як зміна рівня деяких цитоплазматичних та ядерних білків, підвищена експресія генів, репарація ДНК та інші процеси. Спадкова і набута радіорезистентність дозволяють організмам мешкати у радіоактивно забрудненому середовищі, конкурентно витіснити менш пристосовані види і зумовлювати успішні зміни в екосистемах.

Згідно принципу Ле Шательє – Брауна будь-який вплив на екосистему, що призводить до втрати її рівноваги, викликає відповідну відповідь системи у вигляді протидії. Беззаперечно, що в умовах радіоактивного забруднення в природних системах включаються механізми, спрямовані на компенсацію наслідків заподіяної шкоди і поступового відновлення до колишнього рівноважного стану. В умовах, коли зовнішній вплив на екосистему тривалий і створює нові, відмінні від початкових, умови існування, включається в дію принцип Холлінга, згідно якого при «стресовому»

впливі живі організми або формують таке угруповання, толерантний діапазон якого найбільш близький до нових умов, або гинуть, якщо таке угруповання не може бути сформовано.

Узагальнений аналіз результатів натурних досліджень впливу радіоактивного опромінення на екосистеми як ціле в залежності від потужності дози наведено в таблиці 1 та на рисунку 1 [10]. До рівня 0,1 Гр/рік вплив можна вважати безпечним для екосистем, в межах 0,1-1 Гр/рік – небезпечним, понад 1 Гр/рік – згубним.

Базуючись на детальному аналізі даних, нами було виділено ключові фактори (табл. 2), які впливають на швидкість відновлення екосистем Полісся в умовах радіоактивного забруднення. В основу класифікації екосистем покладено уявлення про відповідність структури і видового складу автотрофного блоку екосистеми (фітоценозу) умовам місцезростання (екотопу) [11].

Зміни екосистем Полісся в зоні впливу Чорнобильської катастрофи зумовлюються не лише дією радіації, але й широким колом вторинних процесів, безпосередньо не пов'язаних з радіоактивним забрудненням довкілля. Особливо значний вплив на біоту спричинило припинення господарчої діяльності людини, зокрема сільського господарства, а також відселення мешканців із населених пунктів забрудненої зони.

Таблиця 1

Аналіз результатів натурних досліджень впливу радіоактивного опромінення на екосистеми як ціле

Тип природної екосистеми	Рівень впливу	Загальний результат спостереження за станом екосистем
Ліс в зоні впливу аварії на ЧАЕС, Білорусь	0,1 – 0,5 Гр/рік	Значні зміни спостерігаються в складі і структурі зооценозів в зонах відчуження і відселення
Ліс, Великобританія	0,6 Гр/рік	Рівень, при якому ефекти не виявлені
Ліс, зона ЧАЕС	50 – 100 Гр	Загибель дерев
Ліс, зона ЧАЕС	10 – 50 Гр	Опадання хвої, листя, часткове відмирання дерев
Ліс, зона ЧАЕС	1 – 10 Гр	Порушення росту, морфологічні зміни дерев
Екосистеми Полісся	0,1 – 1 Гр	Зміна видового складу та структури екосистем
Наземні екосистеми	0,1 – 0,5 Гр/рік	Значне зниження біорізноманіття комах, птахів
Прісноводні водойми, Європа	0,09 Гр/рік	Рівень, при якому ефекти не виявлені
Водойма, водойма-охолоджувач, ЧАЕС і річка Прип'ять	0,475 Гр/рік	Зменшення чисельності і біомаси фіто- і зоопланктону. Зміна домінуючих видів в складі іхтіофауни. Зниження темпу росту і репродуктивності у багатьох видів риб

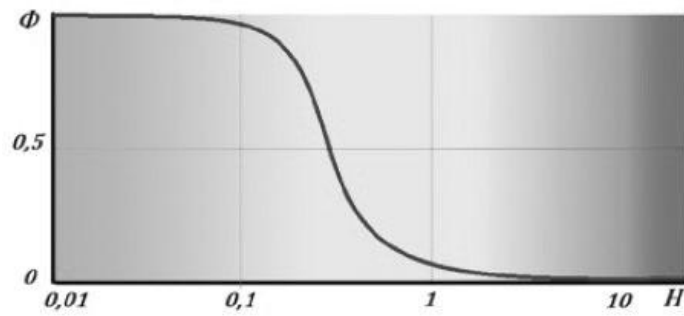


Рис. 2 – Залежність благополуччя екосистеми (Φ) як цілого від потужності дози (H , Гр/рік)

Таблиця 2

Ключові фактори, які визначають швидкість відновлення екосистем в умовах радіоактивного забруднення (на прикладі екосистем Полісся, що постраждали внаслідок аварії на ЧАЕС)

Клас екосистеми	Перший ієрархічний рівень екосистеми	Ключові фактори, які визначають швидкість відновлення екосистем
Ліси і чагарники	Листяні листопадні ліси і насадження	Завдяки меншій радіочутливості і сезонному листопаду, листяні породи більш стійкі до радіоактивного забруднення, в порівнянні з хвойними, і швидко відновлюються. Хвойні породи відносяться до найбільш радіочутливих рослин; відновлюються повільно в умовах поступового зниження рівнів опромінення
	Хвойні ліси	
Трав'янисті та чагарничково-трав'янисті мезофітні екосистеми	Трав'янисті угруповання	Внаслідок радіоактивного впливу відбуваються сукцесійні зміни рослинності у бік більш радіорезистентних видів. Підвищена вологість ґрунту сприяє інтенсивному залученню радіонуклідів у колообіг «ґрунт-рослина»
	Чагарничково-трав'янисті угруповання	
Трав'янисті та чагарничково-трав'янисті ксерофітні екосистеми	Псамофітні угруповання	Лучні і степні трави зазвичай характеризуються високою радіорезистентністю. Недолік вологи уповільнює процеси вертикальної міграції радіонуклідів у ґрунті, сприяє вітровій ерозії і може стати причиною пожежі
	Степи і лучні степи	
Екосистеми, існування яких визначається геоморфологічними умовами	Скелі і відслонення	Вітрова ерозія, дощовий і талий стік призводять до поступового очищення і відновлення екосистем, що розташовуються на підвищених частинах рельєфу, та вторинного забруднення більш низьких акумулятивних частин рельєфу, що уповільнює процес їх відновлення
	Екосистеми акумулятивного походження	
Болота та перезволожені землі	Верхові та плащові болота	Акумулятивні властивості боліт обумовлюють накопичення радіонуклідів в торфі, донних відкладах, болотних ґрунтах і місцевих екосистемах. Надлишкове зволоження, підвищена кислотність, низька родючість ґрунтів забезпечують високі показники переходу радіонуклідів у рослини. Торф'яні пожежі в посушливі періоди є джерелом вторинного радіоактивного забруднення повітря і обумовлюють міграцію радіонуклідів на інші території
	Низинні та перехідні болота	
Поверхневі материкові води	Стоячі поверхневі води	Поступове розчинення «гарячих часток» і відсутність стоку зумовлюють збереження підвищених рівнів радіоактивності у воді стоячих водойм і уповільнене відновлення місцевих екосистем. Завдяки перерозподілу радіонуклідів по руслу, поступовому їх виносу у водні об'єкти нижче за течією екосистеми водотоків відновлюються значно швидше
	Проточні поверхневі води	

Зняття антропогенного тиску на відчужених територіях активізувало природні механізми демутаційного самовідновлення і відродження лісоболотяних біогеоценозів, характерних для Полісся.

Не зважаючи на наявність ризику того, що Чорнобильська зона відчуження може

стати середовищем для розвитку несприятливих видів організмів епідеміологічного та епізоотичного значення, в цілому збільшення видового різноманіття свідчить про встановлені стабільність та стійкість місцевих екосистем.

Висновки

Аналіз накопиченої за минулий 30-річний період інформації, що характеризує широкий спектр наслідків радіоактивного забруднення природних екосистем в результаті аварії на Чорнобильській АЕС, дозволяє зробити висновок про те, що ступінь їхньої вразливості та відновлюваності залежить як від індивідуальних характеристик компонентів екосистем, так і від характеру аварійної та пост-аварійної антропогенної діяльності.

У безпосередній близькості від Чорнобильської АЕС в перший після-аварійний період спостерігалися виражені ефекти дії іонізуючого випромінювання на окремі види біоти: летальне ураження соснових дерев, зниження чисельності популяцій гризунів, порушення репродуктивної функції риб, що мешкали в водоймі-охолоджувачі, ураження фауни ґрунтів та лісової підстилки. У той же

час є очевидним, що зміни в природних екосистемах обумовлені певною мірою зняттям «антропогенного преса» – відселенням людей, зменшенням господарської діяльності людини або повним її припиненням. В результаті цих змін відбулося збільшення видового різноманіття рослин і тварин і інтенсифікувався розвиток популяцій диких видів, які обумовлюють модифікацію характеристик екосистем в результаті конкурентної взаємодії різноманітних видів біоти.

Таким чином, аналізуючи відновлення природних екосистем, ми можемо спостерігати ефект синергізму обумовлений з одного боку властивостями природних екосистем та їх компонентів протидіяти впливу радіаційних факторів і зберігати свою структуру та функціональні особливості, а з іншого зменшенням антропогенного навантаження.

Література

1. International Atomic Energy Agency (IAEA). Fundamental Safety Principles: safety fundamentals. IAEA safety standards series № SF. – 1, ISSN 1020-525X, ISBN 92-0=110706-4. Vienna: IAEA, 2006.
2. International Commission on Radiological Protection (ICRP). The Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Publication 103. Ann. ICRP, 2007. Vol. 37. № 2-4. 321 p.
3. FREDERICA Radiation Effects Database <http://www.Frederica-org>
4. Hingston J.L., Copplestone P., Beresford N.A., Howard B.J. A Review of Approaches to Protection of the Environment from Chemicals and Ionising Radiation: Requirements and Recommendations for a Common Framework. Report for the PROTECT Project. EC Contract №036425 (FIGR). Centre for Ecology and Hydrology – Lancaster. Lancaster, 2007.
5. Smith J.T., Beresford N.A. Chornobyl. Catastrophe and Consequences. Berlin-New York: Springer; Chichester: Praxis Pub., 2005. 310 p.
6. Оценка экологического риска радиационного воздействия для природных экосистем, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС. Т.А. Майстренко, Е.С. Белых, А.В. Трапезников, В.Г. Зайнуллин, О.М. Вахрушева // Известия Коми научного центра УрО РАН. Выпуск 3(15). Сыктывкар, 2013. – С. 42-47.
7. Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього. – К.: КІМ, 2011. – 356 с.
8. 30 лет чернобыльской аварии: итоги и перспективы преодоления ее последствий. Нац. доклад Республики Беларусь. Минск: Министерство по чрезвычайным ситуациям Республики Беларусь. 2016. – 116 с.
9. 20 лет после чернобыльской катастрофы: последствия в Республике Беларусь и их преодоление. Нац. доклад // Под ред. В.Е. Шевчука, В.Л. Гурачевского. – Минск: Комитет по проблемам последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС при СМ Республики Беларусь. 2006. – 112 с.
10. Мурзин Н.В., Лысцов В.Н. Природные экосистемы. Критерии безопасности и благополучия. – М.: Ихтиосфера, 2014. – 242 с.
11. Д.М. Якушенко. Класифікація екосистем Житомирського Полісся // Український фітоценологічний збірник. – Київ, 2005. – Сер. С., Вип. 1 (23). – С. 16-35.
12. Гродзинський М.Д. Стійкість геосистем до антропогенних навантажень. К.: Ліцей, 1995. – 233 с.
13. Семенов А.А., Мелкулян В.Г.. Основи теорії надійності: навч. посіб.– К.: КМУЦА, 1998. 84 с.
14. Попов А.А., Ковач В.Е., Бляшенко О.В., Сметанин К.В. Методы определения устойчивости геоекосистем в зонах наблюдения АЭС // Scientific Journal «ScienceRise» № 7/2 (12), 2015. – С. 62-70.

