

РАДІОЕМНІСТЬ ЕКОСИСТЕМ. МІГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ

7.1 Радіоємність екосистем (прісноводних, морських, лісових, агроекосистем).

Радіоємність екосистеми – це максимальна кількість радіонуклідів, що може міститись у певній екосистемі, не порушуючи її основних трофічних властивостей, в т.ч. продуктивності і надійності. Радіоємність різних екосистем характеризують показником *питомої радіоємності* – це відношення радіоємності певної екосистеми до площі, яку вона займає.

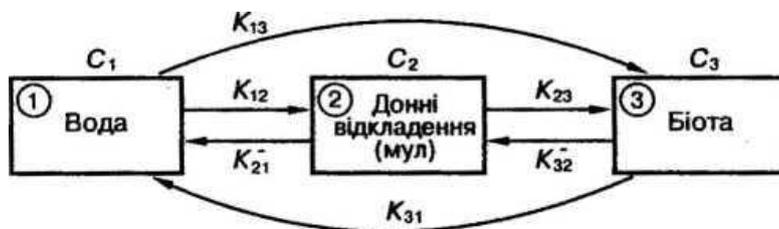
Будь-яка екосистема (мала, велика, проста, складна) здатна міцно і досить довго утримувати радіонукліди, що надходять до неї, шляхом активного накопичування або пасивної сорбції, а також фіксуванням на тривалий час значних за активністю кількостей радіонуклідів.

Високі рівні активності радіонуклідів (до $3,7 \cdot 10^7$ Бк і більше) можуть бути зумовлені дуже малими їх хімічними концентраціями, тому токсикологічне (хімічне) забруднення радіонуклідами, як правило, не виникає.

Погіршення утримування накопичених радіонуклідів свідчить про порушення трофічних зв'язків між компонентами екосистеми, руйнування шляхів міграції і поглинання елементів живлення чи їхньої сорбції, а звідти і деградацію екосистеми.

Радіоємність прісноводної водойми. Вперше поняття радіоємності запропоноване для введення кількісної міри прісноводної водойми у 1960 р. (О.Л. Агре, В.І. Корогодін).

Камерна модель такої водойми складається з трьох блоків: вода — донні відклади — біота (рисунок 1). При забрудненні водойми радіонукліди надходять у воду, а потім розподіляються у зазначених блоках.



C_n – активність (концентрація) радіонуклідів, K_{nm} – коефіцієнти перенесення;
1, 2, 3, ..., n, m – складові екосистеми

Рис. 7.1 – Схема камерної моделі прісноводної водойми

Вода у водоймі відіграє роль сполучної ланки в ланцюзі міграції радіонуклідів до його ґрунту і біологічних компонентів. Радіоактивні забруднення (суміш радіонуклідів), можуть міститись у воді у складі різних хімічних сполук, у водорозчинній формі або у вигляді суспензій.

Мулові маси або інші донні відкладення мають високу сорбційну здатність щодо різних радіонуклідів. Концентраційна рівновага між водою і ґрунтом встановлюється з коефіцієнтом k , який, як правило, перевищує 100.

Якщо водойма має виключно піщаний чи торф'яний ґрунт, то глибина проникнення в нього радіонуклідів та їх кількість можуть істотно змінюватися. У звичайних непроточних водоймах із донними відкладами сапропелевого типу скинута в них суміш радіонуклідів концентрується в основному у верхньому шарі 10 – 20 см і співвідношення активності радіонуклідів у мулі й воді в середньому становить $10^2 - 10^3$. Ця висока поглинальна здатність донних відкладень зумовлена великою кількістю органічних речовин, що містяться в них і перебувають у високодисперсному колоїдному стані, а також показником кислотної (активної) реакції (рН) води водойми.

У слабколужному середовищі (при рН = 8,5 – 9,0) продукти поділу ядер урану – в основному елементи лужноземельної і рідкісноземельної груп – утворюють нерозчинні гідроксиди, що випадають в осад і сорбуються.

За нейтральної реакції середовища (рН = 7,0) відбувається незначна десорбція радіонуклідів із донних відкладень, наприклад за стронцієм і цезієм вона складає до 4,0 % на рік.

Якщо рН водойми знижується у кислий бік, вихід раніше адсорбованих радіонуклідів може досягати 50 % і більше. Тому для того щоб донні відкладення депонували і міцно утримували радіонукліди, їхня реакція має бути лужною або нейтральною.

Різні водні організми, особливо планктон і мікробентос, здатність накопичувати радіонукліди активністю, що в кілька десятків разів перевищує їхню активність у навколишньому середовищі. Час, протягом якого концентрація радіонуклідів досягає граничних значень за певної їх активності у воді, у зоопланктоні вимірюється хвилинами, у багатоклітинних водоростях – днями, у рибах – місяцями. При цьому середній сумарний коефіцієнт накопичення радіонуклідів цими організмами є сталим показником і становить близько 10^3 .

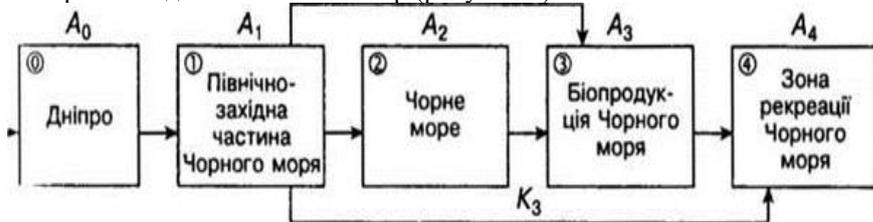
Роль біоти як депо радіонуклідів зазвичай дуже мала. Незважаючи на високі коефіцієнти накопичення, відносна активність радіонуклідів у біоті забруднених водойм є незначною і становить $10^{-2} - 10^{-3}$ їхньої активності у воді, оскільки відносна кількість живої речовини у водоймищах на кожний момент часу дуже мала. Виняток становлять ситуації з високим вмістом біоти у воді ($1 - 10 \text{ г/м}^3$ і більше).

Діяльності біоти в забрудненій радіонуклідами водоймі розглядається у двох напрямках. Перший полягає у транспортуванні радіонуклідів у складі детриту із води у донні відклади, що забезпечує очищення водних мас. Основну масу живої речовини в будь-якій природній водоймі становлять планктон і мікробентос. Швидкість розмноження максимальна саме у мікроорганізмів – бактерій, одноклітинних водоростей, грибів і найпростіших. Час розмноження цих організмів становить від десятків хвилин до десятків годин. Саме тому продуктивність мікроорганізмів є набагато вищою від продуктивності всіх інших представників біоти. Тому біомаса водойми завдяки швидкій зміні циклів покоління значає її представників відіграє величезну роль у транспортуванні радіонуклідів із води у донні відкладення. Радіонукліди, накопичені живими мікроорганізмами, при їх відмиранні міцно утримуються в детриті і разом із ним осідають на дно, переходячи у донні відклади. Загальна активність радіонуклідів, що переноситься біомасою протягом одного сезону з води у донні відкладення, може в сотні і тисячі разів перевищувати їх активність у біоті в кожний момент часу. Таким чином здійснюється і кондиціювальна функція біоти (очищення води водоймищ від забруднень радіонуклідами), і функція транспортування радіонуклідів із води в донні відкладення.

Другий напрямок – це стабілізація кислотно-основної рівноваги (активної реакції води), що сприяє формуванню кращих умов для осадження на дно радіонуклідів та їх сорбції донними відкладами. В умовах прісноводної водойми з розвинутою біомасою активна реакція води нейтральна чи слабколужна ($\text{pH} = 7,8 - 8,1$). У періоди рясного цвітіння планктону pH води може підвищуватися до $9 - 10$ од. приладу. У періоди такого цвітіння і наступної загибелі планктону відбувається істотне зниження рівня радіоактивного забруднення водойм, що є наслідком двох зазначених чинників – захоронювання радіонуклідів на дні водойми разом із детритом і змін pH води, що є сприятливим для сорбції.

Радіоемність морської екосистеми. Море й океан є кінцевими депо захоронювання радіонуклідів, куди вони поступово переміщуються. Так, стік радіонуклідів унаслідок Чорнобильської аварії каскадом Дніпровських водосховищ практично весь депонується в північно-західній частині Чорного моря, в основному в прибережній зоні. Відбувається дуже слабкий обмін з іншими частинами Чорного моря і винос радіонуклідів з видобутою морською біопродукцією. Незначна частина радіонуклідів унаслідок хвильової обробки берегів потрапляє в зону рекреації.

Основна відмінність за радіоемністю морів і океанів від більшості прісноводних водойм – це значно більша їх глибина H щодо товщини h шару донних відкладів, які сорбують радіонукліди. Прикладом морської екосистеми є Чорне море, яке може бути представлене простою стаціонарною камерною моделлю з п'яти камер (рисунком 2).



A – активність радіонуклідів; K – швидкість аварійного викиду

Рис 7.2 – Схема камерної моделі Чорного моря

Попередні розрахунки свідчать, що істотних втрат радіонуклідів із північно-західної частини Чорного моря не відбувається і як депо кінцевого захоронення радіонуклідів Чорне море має досить високу радіоемність.

Лісова екосистема є особливим видом екосистем, що міцно утримує радіонукліди. Можливий виніс радіонуклідів пов'язаний з незаконними рубками, полюванням, збиранням грибів і ягід, а також із відносно малим поверхневим стоком радіонуклідів із лісового ландшафту і потраплянням їх у водотоки (малі струмки та річки). У цьому випадку радіоемність лісу можна оцінити порівнюючи кількість викинутих на нього радіонуклідів та річний винос радіонуклідів із лісового масиву усіма водотоками (якщо ліс не використовується). У разі використання забрудненого радіонуклідами лісового масиву потрібно додатково врахувати обсяги вивозу лісу, полювання, збирання грибів і ягід. Оцінка рівня радіонуклідного забруднення цих лісових продуктів дасть змогу визначити антропогенний виніс радіонуклідів.

Враховуючи природний і антропогенний винос радіонуклідів, можна оцінити залишкову радіоактивність лісового масиву на будь-який період часу і розрахувати чинник радіоемності лісової екосистеми. Відомо, що практично в усіх випадках із лісових екосистем за рік виноситься не більш ніж $1 - 3\%$ запасу відкладень радіонуклідів на ландшафті. Таким чином, чинник радіоемності лісової екосистеми досягає $0,97 - 0,99$ (для чинника радіоемності, що дорівнює одиниці, виніс радіонуклідів –

повністю виключений). Для порівняння чинник радіємності Чорного моря складає 0,7-0,9; чинник загальної радіємності каскаду Дніпровських водосховищ – 0,5-0,6.

Радіємність агроекосистем. Цей параметр може бути оцінений як сума радіємностей для окремих культур на різних ґрунтах у різних районах регіону за різних рівнів радіонуклідного забруднення і врожаїв з урахуванням можливого зрошення. За всіх інших однакових умов чинник радіємності агроекосистеми згодом зростає, а загальна активність радіонуклідів у врожаї різко знижується.

Відомо, що деякі культури рослин, особливо овочів, мають дуже високі значення коефіцієнтів переходу радіонуклідів від поливної води до біомаси рослин позакореневим шляхом. При цьому коефіцієнти переходу в системі «поливна вода – біомаса рослин» досягають 10 і більше. Це засвідчує провідну роль поливного компонента у формуванні вносу радіонуклідів і радіоактивності посіву.

7.2 Міграція радіонуклідів в екосистемах

Усі радіоактивні речовини, що потрапили до біосфери, включаються в біологічний кругообіг речовин. Якщо їх активність і період напіврозпаду значні, то при певному рівні акумуляції вони викличуть зміни в біогеоценозі.

Первинною ланкою надходження радіонуклідів у природне середовище, в основному, є атмосфера, з якої вони у складі різноманітних речовин, у різному фізичному і фізико-хімічному стані поступово випадають на поверхню земної кулі. Тут вони стають складовою частиною біологічних циклів природного колообігу речовин, потрапляючи через трофічні ланцюги до організму людини.

У загальній екології трофічний ланцюг розглядається як низка послідовних етапів, якими відбувається трансформація речовини і енергії в екосистемі, або групи організмів, що пов'язані відношеннями їжа-споживач. У радіоекології поняття «трофічний ланцюг» розглядають як шлях, яким радіонукліди надходять до організму людини. Протягом цього шляху відбувається трансформація радіоактивної речовини, можливий перехід з одного стану в інший, його кількісна втрата.

Рис. 7.3 – Схема основних шляхів міграції радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища (І.М.



Харчові ланцюги поділяють на **короткі**: «атмосфера – людина», «водойма – людина», **довгими**: «атмосфера – ґрунт – рослина – тварина – людина»; «атмосфера – вода – рослина – тварина – людина» та **проміжні**: «атмосфера – рослина – людина»; «атмосфера – водойма – людина» тощо. Також розглядають трофічні ланцюги по відношенню до тварин і рослин.

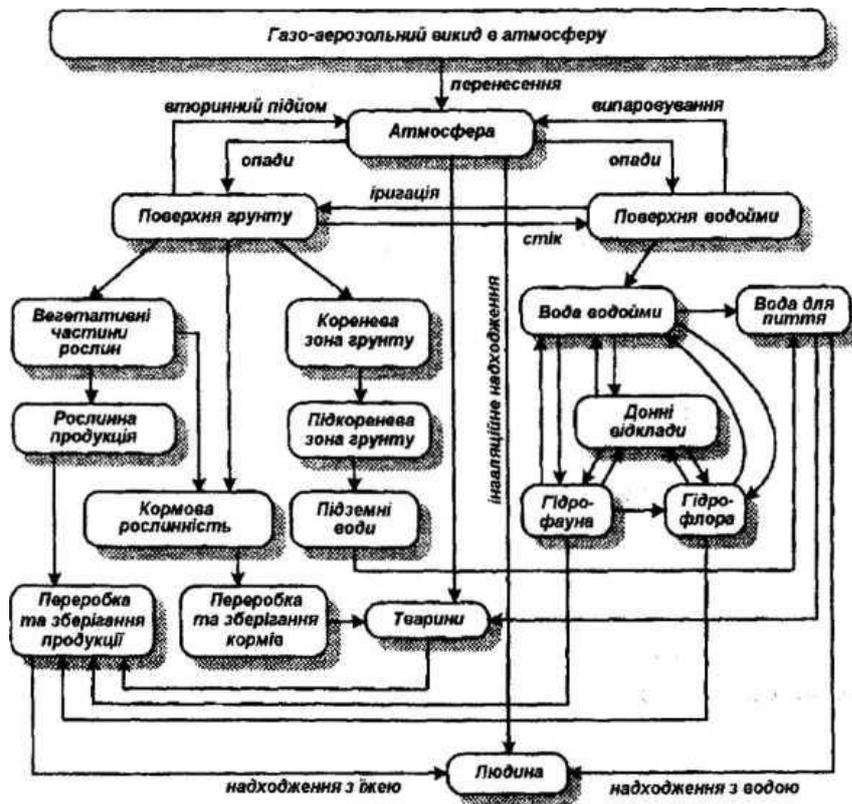


Рис. 7.4 – Міграція радіонуклідів трофічними ланцюгами при викиді їх в атмосферу (В.К. Сахаров, 2006).

Рух радіоактивних речовин на суходолі трофічними ланцюгами у системі «ґрунт – рослина – тварина – людина» відбувається так швидко, що навіть радіонукліди із малим періодом напіврозпаду (кілька діб, наприклад I^{131}), можуть накопичуватись в організмі людини у значних кількостях.

Первинною ланкою такої системи є ґрунт. Під *міграцією радіонуклідів у ґрунті* слід розуміти сукупність процесів, що ведуть до їх переміщення в ґрунті і зумовлюють перерозподіл за глибиною і в горизонтальному напрямку. У зв'язку з цим *виділяють два види міграції – вертикальну і горизонтальну*, які проходять одночасно.

Дуже великий вплив на міграцію і доступність радіонуклідів у ґрунтах має вміст обмінного кальцію, який характеризує «карбонатність ґрунту», а також вміст фосфатів і сульфатів. У багатьох ґрунтах, особливо недостатньо зволжених, вміст карбонатів (CO_3^{2-}) досить значний. Із збільшенням їх вмісту надходження ^{90}Sr з ґрунту в рослини знижується.

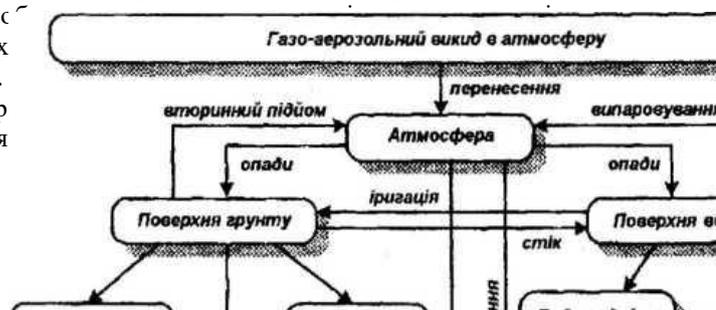
Збільшення сорбції Sr^{90} ґрунтами також відбувається при зростанні концентрації аніонів PO_4^{2-} і SO_4^{2-} за рахунок співосідання важкорозчинних і слабо засвоюваних рослинами сполук стронцію. Тому в ґрунтах з підвищеним вмістом обмінних форм фосфору і сірки спостерігається зниження переходу ^{90}Sr в рослини.

Збільшення в ґрунті вмісту обмінного калію знижує міграцію і надходження в рослини Cs^{137} . З одного боку, це пов'язане з тим, що при великій кількості в ґрунті калію відбувається заміна на нього всіх обмінних катіонів ґрунту, що збільшує сорбцію і закріплення цезію. З іншого – з тим, що між калієм і цезієм, як між хімічними аналогами, виникають конкурентні відносини при надходженні у рослини, які схожі з тими, що проявляються між кальцієм і стронцієм.

Поглинання і сорбція радіонуклідів ґрунтом дуже залежить від вмісту в ньому відповідних стабільних нуклідів – чим вище вміст стабільних, тим менше радіоактивних елементів закріплюється у ґрунті і більше надходить у рослини.

Рослини за повної відсутності наявних ознак радіаційного ураження можуть нагромаджувати значні кількості радіоактивних речовин, зокрема Sr^{90} і Cs^{137} , внаслідок чого може виявитись неможливим використання врожаю для харчування людини або годівлі тварин. У зв'язку з цим надзвичайно важливим стає вивчення закономірностей надходження, нагромадження та розподілу окремих радіонуклідів у продуктивних органах сільськогосподарських рослин. Оскільки Sr^{90} поводить себе подібно до кальцію, а Cs^{137} – до калію, то максимальна концентрація Sr^{90} завжди спостерігається у тих видів рослин, які багаті на кальцій – у відомих *кальцефілів* рослин родини б^с жовтцевих; а найбільша кількість Cs^{137} – у рослинах капусти, кукурудзи, вівсу, льону, соняшнику та інших.

Радіоактивні частинки, потрапляючи на поверхню міграції у глибину ґрунту, що має важливе значення



випромінювання радіонуклідів над поверхнею ґрунту, зменшує можливість їх вторинного перенесення вітром та поверхневими водами. В той же час може значно змінюватись кількість радіонуклідів, що надходять у рослини або переходять у ґрунтові води.

Вище вже було відзначено, що радіоактивні речовини надходять до рослин двома основними шляхами: через надземні органи (некореневе, або аеральне, надходження) і через кореневу систему з ґрунту (кореневе надходження). Надходження через надземні органи можливе головним чином лише в період випадання радіоактивних частинок з атмосфери, тоді як поглинання через коріння може відбуватися протягом десятків років.

Радіонукліди, як і звичайні елементи живлення, надходять всередину листя шляхом поглинання та обміну з кутикулою та стінками клітин. Певну роль можуть відігравати продири, хоча питомий внесок їх у цей процес поки що не оцінений.

Частина поглинених радіоактивних речовин може залишатися у місці їх проникнення в рослину, а частина, що включається в транспортні системи, може пересуватися і нагромаджуватися в усіх органах, в тому числі і господарсько-корисних, які формують урожай. Їх поведінка залежить від хімічних властивостей радіонуклідів, фізіологічної ролі елемента, специфіки виду рослини, її фізіологічного стану.

Більш інтенсивно пересуваються по рослині радіонукліди цезію, йоду; значно повільніше – стронцію, церію, рутенію, цирконію, барію. Зокрема цезій, потрапляючи на листя та інші частини рослини, як і калій, швидко пересувається до інших органів і здатний у досить значних кількостях нагромаджуватись як в зерні злаків і зернобобових, так і у бульбах картоплі і коренеплодах. Із загальної кількості цезію, яка надходить в кукурудзу через листя, біля чверті накопичується у насінні. При нанесенні його на листя соняшника в насінні нагромаджується близько 20 %. В той же час вміст стронцію складає лише соті й тисячні частки відсотка.

Позакореневе надходження радіоактивних речовин у рослини може відбуватися протягом усього періоду вегетації, внаслідок чого воно залежить від ступеня наявності листя у рослинах, пов'язаного з фазою їх розвитку в період випадання радіоактивних опадів.

Природні угіддя затримують основну масу радіоактивних речовин у поверхневому 5-10 - сантиметровому шарі ґрунту, в той час як на ораних землях такі речовини відносно рівномірно розсосереджуються по всьому профілю горизонту, що обробляється. Їх залучення до біологічного кругообігу речовин зумовлюється міцністю зв'язку з частинками ґрунту та здатністю поглинатися корінням.

Щодо здатності коренів рослин поглинати радіоактивні речовини, то вона визначається багатьма факторами водночас: специфікою виду, розвитком кореневої системи, фазою розвитку рослин, їх фізіологічним станом, вологістю ґрунту, наявністю у ньому елементів живлення тощо. Зв'язування радіонуклідів грантом та рослинами, фіксація біля поверхні ґрунту у зоні розміщення основної маси коріння, затримує їх вимивання і перенесення до грантових вод.

Поглинання радіонуклідів коренями, рух їх по рослині і розподіл по окремих органах в значній мірі зумовлені їх хімічними властивостями. Можна виявити закономірну залежність – *чим далі по транспортному ланцюжку від коріння знаходиться орган, тим менше, як правило, радіонуклідів він нагромаджує*. У випадку із зерновими та зернобобовими видами рослин, основною продукцією яких є зерно, ця добре, але коли продуктивними органами є листя, а особливо підземні частини рослин – коренеплоди, цибулини, бульби – доводиться мати справу з більш забрудненою продукцією.

Першою реакцією популяцій рослин на підвищений рівень радіації є:

- 1) пригнічення росту, зменшення накопичення біомаси;
- 2) швидке старіння;
- 3) морфологічні зміни.

Надходження радіонуклідів до організму тварин відбувається трьома шляхами:

- 1) через шкірний покрив;
- 2) через органи дихання (можуть надходити радіоактивні гази і тонкодисперсні аерозолі);
- 3) з їжею – радіонукліди в шлунково-кишковому тракті всмоктуються з різною швидкістю, практично не всмоктуються радіонукліди рідкоземельних елементів, барію, актиноїдів, потім поглинені радіонукліди надходять у велике коло кровообігу і накопичуються в окремих органах і тканинах.

Останній шлях надходження радіонуклідів до організму тварин є визначальним. За цим шляхом до них надходить в 10^3 разів більша кількість радіонуклідів, ніж через органи дихання.

Найважливішими параметрами, що визначають перенос і метаболізм (розподіл) радіонуклідів в організмі тварин, є:

1. Частка радіонуклідів, що всмоктуються в шлунково-кишковому тракті організму, відносно всіх радіонуклідів, що надходять до організму з їжею.
2. Частка радіонуклідів, що надходять з великого кола кровообігу до різних тканин і організмів.
3. Частка і час життя радіонуклідів, що містяться в окремих органах тварин або в організмі в цілому.
4. Частка радіонуклідів, що виділяються з сечею, фекаліями, потом, молоком.
5. Тривалість утримування радіонуклідів у легенях з урахуванням хімічної та фізичної форми поглиненого матеріалу.

Для тварин коефіцієнт переносу радіонуклідів з пасовищ до організму тварини дорівнює відношенню концентрації радіонукліда в кінцевому продукті (молоці, м'ясі, Бк/кг або Бк/л) до добового споживання радіонукліда – питомої активності радіонукліда в кормі.

Першою реакцією популяції тварин на підвищений рівень радіації є:

- 1) зниження плодючості;
- 2) скорочення періоду розмноження.

Накопичення радіонуклідів популяції тварин залежить від місцевих умов.

Величина накопичення радіонуклідів популяціями при забрудненні продуктами радіоактивного розпаду невеликих розмірів визначається розмірами індивідуальних кормових ділянок для тварин. Наприклад, на місці захоронення радіоактивних відходів у США дрібні тварини – миші, пацюки, концентрували набагато більше радіоізотопів, ніж зайці, які мають набагато більші за розмірами індивідуальні ділянки.

За розмірами кормових ділянок розрізняють такі групи тварин:

- тварини, що випадково контактують із радіонуклідами (птахи на перельоті);
- тварини, що постійно контактують.

Популяції одного виду складаються з різних вікових та статевих груп. В результаті фізіологічної відмінності організмів, які входять в ці групи (відмінності сольового і водного обміну, інтенсивності обміну речовин) спостерігається відмінність і в накопиченні радіонуклідів. Крім того, визначена відмінність в динаміці накопичення різних радіонуклідів.

Статеві відмінності відмічені тільки в період розмноження, коли значно змінюється інтенсивність і характер обміну.

Значні коливання спостерігаються в різні періоди року. Наприклад, у м'язах оленів спостерігається збільшення вмісту радіонуклідів взимку, коли вони споживають в основному лишайники. Останні мають добрі сорбуючі властивості щодо ізотопів, які знаходяться у повітрі. Влітку вони переходять на харчування травою та гілками кущів, тому концентрація знижується.

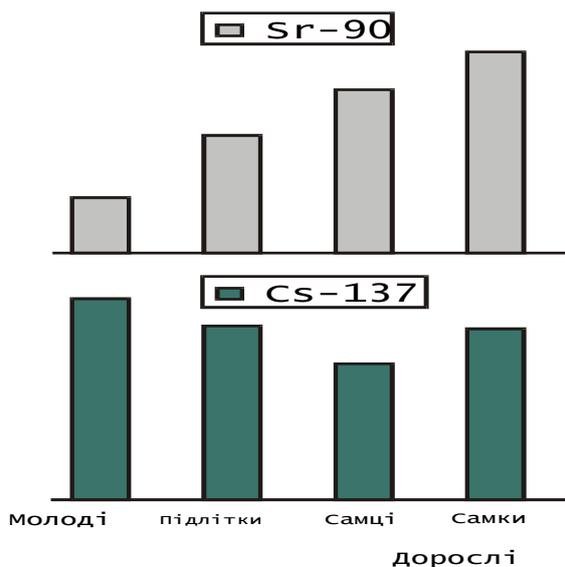


Рис. 7.5 – Вікові та статеві відмінності в концентрації радіонуклідів у тілі тварин

В популяціях при впливі на них іонізуючого випромінювання від зовнішніх джерел виникають зміни в тривалості життя, та інших показників.

Як правило, у дорослих тварин виведення радіоактивних ізотопів відбувається більш енергійно.

Надходження радіонуклідів у водні організми відбувається таким чином.

Коефіцієнти накопичення гідробіонтів залежать від:

- біогенних властивостей радіонуклідів,
- механізмів сорбції,
- біоасиміляції радіонуклідів (залежать у свою чергу як від властивостей самих організмів, так і радіонуклідів),
- хімічних властивостей елементів – аналогів,
- специфіки харчування організму,
- властивостей середовища проживання (температури, освітленості, кислотності, солоності та інших параметрів води).

Потрапляючи у водойму радіонукліди залучаються до загального колообігу речовин. Перенесення та розподіл радіонуклідів у водойми визначається спільною дією двох типів факторів:

- гідрологічних (адвентивні перенесення і турбулентне перемішування);

- геохімічних (розподіл і кругообіг живої речовини, надходження і седиментація осадового матеріалу).

В океані роль живої речовини у міграції радіонуклідів визначається біомасою і продукцією живої речовини.

У першій ланці першого ланцюга при переході стронцію-90 від рослин до трав'янистих у сухопутних біоценозах відбувається збільшення його концентрації, а цезію-137 – навпаки.

В наступній ланці при міграції Sr з тіла трав'янистих тварин до хижаків концентрація збільшується як по Sr так і по Cs.

По мірі збільшення кількості ланок харчового ланцюга концентрація радіонуклідів збільшується. На накопичення радіоізотопів впливають особливості харчування тварин. Монофаги (харчуються одним видом рослин) концентрують радіоактивні речовини в кількостях, пропорційних їх вмісту у рослинах.

Концентрація Sr-90 у кістках хижаків менша, ніж у гризунів, якими вони харчуються, оскільки скелет своїх жертв вони не перетравлюють. Отже, ссавці акумулюють Sr-90, що знаходиться у м'яких тканинах (найбільший вміст у кістках Sr). Цезій-137 концентрується в м'язах, з яких легко переходить до тіла хижаків. На Алясці у тілі росомих і вовків, які харчуються оленями, вміст Cs в 2-3 рази більший, ніж в м'ясі оленів. На відміну від хижаків-ссавців, хижаки риби завдяки особливостям перетравлення споживають рибу цілком із скелетом і лускою. Тому у них збільшується як вміст цезію так і стронцію.

В результаті ослаблення видів біоценозу відбувається значне ураження паразитами (блохами, кліщами).

Еволюційні аспекти радіології. Структура біоценозів в результаті впливу іонізуючого опромінення змінюється, оскільки випадають найбільш радіочутливі види. А їх місце займають більш стійкі форми. Радіація представляє собою сильний мутагенний фактор, який може викликати навіть утворення нових таксономічних одиниць. Поки що не доказана направленість мінливостей організмів (яка служить ознакою початку мікроеволюційного процесу). Якщо відбувається хронічне надходження радіації, це викликає пристосованість популяції, а після закінчення дії радіації, популяція очищається від негативного впливу і відновлює свій біологічний потенціал.