**Чернобыльская АЭС**

**Вступ.**

Внаслідок Чорнобильської катастрофи 1986 року в навколишнє середовище потрапила значна кількість радіонуклідів, що призвело до погіршення екологічного стану великих територій України, Білорусії та Росії. В результаті найбільшої аварії на атомній електростанції в навколишнє середовище виділилося 100 МКи, з яких половина припадає на частку ксенона, приблизно 10 МКи – І – 131, 1-2 МКи – Cs – 137, 0.2 МКи – Sr – 90, та інші.

Через швидкий розпад І – 131 та інших нестійких нуклідів (які в перші часи та дні аварії сформували значну частку дози опромінення), відбулося різке зниження початкового рівня опромінення. Але зараз головну радіоекологічну небезпеку складають радіонукліди з великим періодом напіврозпаду (наприклад, для Рu – 239 це 24065 років, для Sr –90 – 28,6 років, Am –241 – 342,2 роки, Cs – 137 – 30,2 роки). Крім того, що ці радіонукліди є альфа- і бета-випромінювачами, вони є токсичними зімічними елементами (одним з натоксичніших є плутоній).

Радіоактивні речовини, викинуті реактором в навколишнє середовище, були включені в природні процеси енергообміну (в т.ч. водний, повітряний та біогенний переноси), що охоплюють всі природні компоненти.

Радіонукліди, що вийшли за межі станції, потрапили в атмосферу, звідки відбувалося їх осідання на поверхні різного роду: грунти, рослинний покрив, поверхні водних басейнів, дороги, т.п.). Радіонукліди, що осіли на поверхню грунтів під дією природних факторів, мігрують в горизонтальному і вертикальному напрямках. Головну роль в міграції радіоактивних речовин в геологічному середовищі грають підземні води, забруднення яких було виявлено вже влітку 1986 року. Попадання радіонуклідів в грунтові води в багатьох випадках відбувалося аерозольним шляхом через криниці та інші свердловини. Крім того, атмосферні опади, що фільтруються через грунти, є постачальниками радіонуклідів в підземні води (цьому сприяють властивості грунтів Поліського району Україні, де відбулася катастрофа). Інтенсивність міграції радіонуклідів істотно збільшується на ділянках експлуатації підземних вод. Радіонукліди, що потрапили в грунтові води, рано чи пізно будуть винесені у поверхневі водойми та Дніпро.

Радіонукліди, що активно беруть участь в процесах енергообміну в неживій природі, були включені і в біогеохімічний цикл, який здійснюється в системі трофічних ланцюгів:

поглинання рослинами, тваринами, мікроорганізмами окремих радіоактивних ізотопів (при цьому відбувається поступове перемішування радіонуклідів з їх ізотопними і неізотопними носіями та включення їх у склад біологічних структур);

виділення надземними частинами і кореневими системами рослин радіонуклідів у складі окремих сполук, вимивання з листя дощами рухливих радіонуклідів, наприклад, цезію;

виділення тваринами продуктів, що утворюються в результаті травлення, які поступають в грунти в складі нових сполук або як їх домішки;

відмирання різних органів рослин – листового опаду або рослин, які завершили свій онтогенез;

розкладання органічних решток мікроорганізмами, що супроводжуеться включенням радіонуклідів у склад бактеріальної маси або їх переходом в грунтовий розчин.

В результаті Чорнобильської аварії вібулися найбільші з короткочасних викидів радіоактивних матеріалів в атмосферу з одного джерела. Зі всіх викинутих з активної зони матеріалів наступні чотири елементи визначили радіологічний стан в пострадалих районах:

Йод (головним чином йод - 131), цезій (цезій-134, цезій-137), стронцій (стронцій-90) і плутоній (плутоній-239, плутоній - 240). Крім того, у викидах були присутні високорадіоактивні частки палива (гарячі частиці). Результати аеродозиметричного контролю радіаційного становища і відбора та аналіза навколишнього чередовища, які почали проводитися невдовзі після аварії, показали, що шайбільш забрудненим виявився район навколо реактора, який згодом став забороненою зоною. В інших районах зміни напрямку вітру і окремі дощі протягом десяти днів після першого викиду призвели до дуже нерівномірного характеру розподілення радіоактивних випадів у Білорусії, Росії та Україні.

Сильні дощі, а також місцеві умови сприяли виникненню ділянок (“гарячих плям”) з дуже великими рівнями поверхневої радіоактивності, потужність зовнішньої дози випромінення яких в 5000 разів перевищувала потужність дози від природнього радіоаційного фону. Після того, як викиди припинилися, відбулися зміни характеру забруднення, зумовлені радіоактивним розпадом (головним чином йоду – 131, який розпадається майже повністю протягом 3 місяців) і природніми процесами, які стали причиною міграції забруднення у почву і дисперсії часток грунту в результаті стоку поверхневих вод.

Інформація, отримана в ході радіодозиметричного контролю і аналізу навколишнього середовища, була використана для складання офіційних карт поверхневого забруднення, які показують рівні поверхневої концентрації цезію, стронцію і плутонію.

В ході організованого Лабораторією МАГАТЄ в Зайберсдорфі взаємного порівняння був розроблений критерій для визначення достовірності офіційних даних. Інститути провели аналіз (на вміст виміряних радіонуклідів) “анонімних

проб грунтів” (стронцій – 90, плутоній – 239, цезій – 137, радій – 266), сухого молока (стронцій – 90, цезій – 134, цезій – 137, калій – 40), імітаторів повітряних фільтрів (стронцій – 90, цезій – 137, кобальт – 160, барій – 133, свинець – 210) і рослинності (стронцій – 90, цезій – 134, цезій – 137, калій – 40) і повідомили отримані результати. Лабораторія порівняла ці результати з рекомендованими значеннями.

Представлені результати за вмістом цезію – 137 у грунті співпадали з рекомендованими значеннями. З іншого боку, в результатах по стронцію і плутонію спостерігалась тенденція до завищення їх вмісту у грунті в 4 рази. Подібна тенденція була відмічена при визначенні вмісту у молоці стронцію (до 9 разів) і цезію (до 3 разів) .

**Програма відбору проб.**

Грунти.

Проби грунтів, відібрані в рамках проекта, були катож використані для визначення концентрації радіонуклідів на різній глибині і визначення офіційних оцінок діапазону середніх значень і поверхневого забруднення цезієм – 137. В результаті цього були отримані значення, які відповідали діапазону значень по цим районам.

Водні ресурси.

Для того, щоб визначити, чи була забруднена радіонуклідами питна вода, були відібрані проби води в шістнадцяти населених пунктах Брагинського, Новозибковського і Овруцького районів. Проби відбиралися з викопних криниць систем водозабезпечення озер та річок. Крім того, було взято проби дінних відкладів з озер, річок і водочховщ для оцінки ступеню проникнення цезію і визначення ступеню небезпеки забруднення вводних систем. Концентрація цезія у воді була, як правило, нижче порога чутливості приладів. Однак в пробах відкладів з районів з високим рівнем забруднення грунтів відмічено підвищеня рівню у верхніх шарах відкладів, які є потенційними джеелами забруднення біоти в цих районах в майбутньому.

Повітря.

Вітер може стати причиною повторного пилоутворення у повітрі і повітряного переносу випавших радіонуклідів, при цьому виникає небезпека інгаляційного надхолження в організм радіоактивного пилу. В ході аналізу були отримані результати, які свідчать про те, що концентрація гамма- альфа- частиць у повітрі низька, сильні зливи на час проведення дослідів і рослинність могли перешкодити повторному пилеутворенню і знизити значення отриманих результатів.

**Мікробіологічні показники грунтів зони відчуження.**

Забруднення навколишнього чередовища в результаті аварії на ЧАС впливає на здоров я людей не тільки прямо, а й опосередковано порушенням екологічної рівноваги в природі. Останнє значною мірою пов язане з якісними і кількісними змінами в мікробіоценозах біосфери.

Як відомо, радіація є значним фактором дії на мікроорганізми, викликаючи у високих дозах їх загибель. Є відомості про виникнення у опромінених тварин дисбактеріозу з появою у кишечнику антибіотикорезистентних і гемолізуючих штамів E.coli. Все це свідчить про пряму і опосередковану дію радіації на агресивні властивості мікроорганізмів і можливості ії неблагосприятливого впливу на організм.

Зараз ще не вивчена роль мікробних ценозів в біологічному циклі міграції радіонуклідів (PH), яка може здійснюватись через мікробіологічний метаболізм комплексних органічних і неорганічних речовин грунту з радіоізотопами. Не виключена також можлимість вткористання радіоізотопів як структурних елементів. Оскільки це питання практично ен вивчене, необхідна якісна та кількісна оцінка мікрофлори грунтів, встановлення екологічно значущих представників для визначення динаміки процесів в умовах довгострокового радіоактивного забруднення.

Були проведені досліди мікробіоценозів грунтів. Екологогігієнічну оцінку грунтів проводили по 8 показниках. З санітарно-показових бактерій визначали загальне мікробне обсеменіння (ЗМО), в одному грамі грунту, що були врощені в двох температурних реживах, 37 і 20 градусів Цельсія (алло- і аутохтонна мікрофлора). Співвідношуння цих груп мікроорганізмів віддзеркалює ступінь органічного забруднення і інтенсивність процесів самоочищення грунту. Другим санітарно-показовим тестом слугували ендобактерії. Ці мікроорганізми мають властивість окислювати багато органічних сполук і, крім того, є патогенними і умовно патогенними для людини. Викликає інтерес також той факт, що грам-відємні бактерії більш чутливими до радіоактивного опромінення, ніж грам-позитивні і активно собрують цезій – 137.

Серед інших показників обраних шести фізиологічних груп, що беруть участь в процесах самоочищення: кислотно-, лужно-утворюючі та нейтральні мікроорганізми вегетативних і спорових форм гетеротрофів. В останні роки зявилося подівомлення про стимуляцію глюкозою метаболічної активності мікрофлори грунту в очищенні йогорадіоактивних відходів, що містять важкі метали. Результати проведених досліджеть показали різноманітність мікробіологічних ценозів грунтів, що зазнали радіоактивного забруднення. Кількість ендобактерій в грунті більшості проб віднесені до мінімального (52%) і середнього рівня (37.2%) обсеменіння. Такі результати свідчать про незначне забруднення грунтів Зони відчуження ендобактеріями, та її відносно балгосприятливий санітарний стан.

Таблиця1. Оцінка зазруднення грунтів Зони відчуження

|  |  |
| --- | --- |
| Рівень обсеменінняВ 1 г грунту | Кількість проб, % з різною інтенсивність обсеменіння |
| Ендобактерії | ЗМО (37 гр Ц, 24 год) | ЗМО (20 гр Ц, 48 год) |
| Мінімальній (0-99 тис.)Середній (100 тис. - 1 млн.)Максимальний (більше 1 млн.) | 5237.210.8 | 29.454.915.7 | 29.457.812.8 |

Але враховуючи особливу роль радіоактивного забруднення грунтів Зони відчуження, важливо співставити отримані результати з активністю цезію – 137, в табілиці 2 представлені відсотки проб по всіх трьох санітарно-бактеріологічних показниках при максимальній активності цезію – 137. Як видно, в усіх показниках виявлено збільшення відсотку проб з мінімального до максимального рівню обсеменіння. Іншими словами, можна констатувати наявність стимулюючої дії підвищеного радіоактивного забруднення грунту цезієм – 137 з удільною активністю більш тисячі Бк/кг.

Таблиця 2. Вплив максимального (більш 1000Бк/кг Cs) радіактивного забруднення грунту на життєдіяльність бактерій.

|  |  |
| --- | --- |
| Показники | Рівні обсеменіння |
| мінімальний | середній | максимальний |
| ЕндобактеріїP+mNTV | 30.26.3530.41-2<80 | 34.27.6380.672-3<80 | 45.515.0110.941-3<80 |
| ЗМО(37гр Ц,24год)P+mNTV | 13.36.2301.91-290 | 32.17.5563.622-3>99.9 | 75.010.8164.951-3>99.9 |
| ЗМО(20гр Ц,48год)P+mNTV | 20.07.3301.211-2<80 | 32.26.1592.02-395 | 62.213.4132.761-395 |

В таблиці 3 наведена аналогічна обробка результатів бактеріологічних досліджень грунту при більш низькій активності цезію – 137 (від 100 до 1000 Бк/кг). При цих умовах не виявлено істотних відмінностей в рівнять бактеріального обсеменіння. Таким чином, такі рівні активності цезію – 137 не мали істотного впливу на санітарно-показові мікроорганізми грунтів Зони відчуження. Результати дослідження грунту Зони дозволяють оцінювати її як незначительно забруднену органічними сполуками. Крім того, грунти зберегли активність процесів мікробного самочищення алло- і аутохтонною мікрофлорою, що має позитивне значення для прогнозу Зони відчуження.

Таблиця 3. Вплив більш низького(100-1000Бк/кг 137Cs)радіоактивного забруднення грунту на життєдіяльність бактерій.

|  |  |
| --- | --- |
| Показники | Рівні обсеменіння |
| мінімальний | Середній | Максимальнмй |
| ЕндобактеріїP+mNTV | 30.26.3530.921-2<80 | 30.57.9380.192-3<80 | 36.414.5110.391-3<80 |
| ЗМО(37гр Ц,24год)P+mNTV | 46.79.1560.011-2<80 | 32.16.2161.22-3<80 | 18.79.730-2.11-3<80 |
| ЗМО(20гр Ц,48год)P+mNTV | 28.88.3300.0<80 | 28.85.9590.0<80 | 23.111.7130.431-3<80 |

Треба сказати, що після аварії на ЧАЕС на Україні з’вився новий фактор забруднення навколишнього середовища. Це зумовило формування антропогенної радіонуклідної аномалії, що сприяє якісним та кількісним змінам мікробіоценозів грунтів. Оцінюючи мікробіологічні показники грунтів Зони, необхідно зазначити, що у різні періоди досліджень спостерігалися певні зміни в мікробних асоціаціях. З підвищенням радіоактивності грунту більше 1000 Бк/кг по цезію – 137 істотно збільшилась кількість проб з максимальнім рівнем обсеменіння алло- і аутохтонною мікрофлорою, що може бути оцінено як стимуляцію екосистеми приявлення гіперкомпенсаторних і депонуючих процесів з можливим сануючим ефектом, що веде до зменшення радіоційного навантаження на представників мікробної популяції. Проведені дослідження дозволяють рекомендувати для еколого-гігієнічної оцінки грунтів Зони відчуження проводити регулярний сезонний мікробіологічний контроль з визначенням рівней обсеменіння мікрофлорою. Крім того, мікрофлору грунтів Зони відчуження можна використовувати як депо генофонду мікроорганізмів, що зазнали істотної зміни під дією радіації.

**Забруднення радіонуклідами напірно-водоносного горизонту .**

Для встановлення забруднення радіонуклідами напірного водоносного горизонту було проведено гідрохімічні дослідження працюючих свердловин Припятьського водозабору. Було зареєстровано підвищений вміст стронцію – 90 у водах господарського питного значення, що видобувалися Припятьським водозабором з напірного водоносного горизонту в еоценових відкладах. В 1991 році було відзначено загальне підвищення смісту стронцію – 90 від 0.036 до десятих долей Бк на один літр води, при чому в липні максимальне значення концентрації стронцію – 90 досягло близько 1 Бк/л.

Проби води, які були взяті для проведення радіохімічних і хімічних аналізів, забиралися з сімнадцяти свердловин. Було проведено радіометріяя на вміст тритію і стронцію – 90. Результати досліджень зображено в таблиці 3. Як видно, жодна з обстежених свердловин не дає підвищеного вмісту стронцію – 90 і тритію. Це дозволяю зробити висновки про те, що поки що водоносний горизонт в еоценових відкладах не забруднений радіонуклідами (РН).

Таблиця 4.Вміст тритію та стронцію-90 у пробах води зі свердловин Припятьського водозабору,Бк/л

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| №п/п | Номер проби | Номер свердловини | Тритій | Стронцій-90 |
| Актив-ність | Абсолютна похибка | Актив-ність | Абсолютнапохибка |
| 1234567891011121314151617 | 2021222829505152535455565758596061 | 987651311<21415162017232412526 | <1.691.9<1.69<1.69<1.69<2.93<2.93<2.933.64<2.93-<2.93<2.93<2.933.25<2.93<2.93 | 0.130.390.35 | <0.0146<0.0146<0.0146<0.0146<0.0146<0.0146<0.01460.013<0.01460.0184<0.0146<0.0146<0.0146<0.0146<0.0146<0.01460.0148 | 0.00190.0130.0011 |

Хімічний аналіз був проведений Інститутом геологічних наук НАН України і його результати представлені в таблиці 5 (див. додаток).

Факт підвищеного вмісту NaCl у відносно ізольованих водоносних горизонтах еоценових відкладів дозволяє говорити про можливість міграції стронцію – 90 та інших РН до водозабірних свердловин у випадку забруднення ними безнапірного водоносного горизонту.

**Аналіз води акваторії Київського водосховища.**

Для визначення якісного і кількісного вмісту РН у річковій воді акваторії водосховища були відібрані проби води у верхній течії і у місцях впадання у водосховища річок (Дніпро, Припять, Тетерев), а також з озера-охолоджувача ЧАЕС. Гідрохімічні показники річкової води змінюються в залежності від швидкості течії (таблиця 6).

Таблиця 6. Гідрохімічна характеристика річової води акваторіі Київського водосховища.

|  |  |
| --- | --- |
| Комп-оненти | Гідрохімічні показники 103,кг/м3 |
| р.Припять | р.Дніпро | Гирло р.Тетерев | Київск.Водо-ще |
| м.Чорнобиль | Гирло | м.Комарин | Гирло |
| PHNзагNH4NоргPзагPоргPO43-БіхроматнОкисл.O2CO2FeзагFeвзвFeрозчCa2+Mg2+Na++K+Cl-SO42-HCO3-CO32- | 7.61.120.860.260.110.050.0635.67.97.00.600.500.1043.99.120.026.322.8154.20.0 | 7.71.541.170.370.150.060.0939.36.28.20.610.480.1350.48.618.225.820.0137.10.0 | 7.61.120.690.430.120.050.0729.19.20.00.440.360.0843.412.432.527.727.1180.16.0 | 7.41.540.970.570.150.060.0936.86.47.00.400.300.4050.99.424.327.021.6158.70.0 | 7.61.710.910.800.130.050.0828.66.312.30.850.640.2152.910.325.034.130.4177.00.0 | 7.62.00.631.370.150.060.1032.37.90.00.500.400.0843.48.818.022.724.9137.46.0 |

Склад загального і органічного азоту і фосфору, показник біохроматної окисляемсти зростає від верхньої течії до місця впадання в Київське водосховище річок. В той же час в присталій рН вміст розчиненого кисню в цих місцях зменшується і потім трохи зростає в районі шлюзу. Що стосується неорганічних катіонів і аніонів, то для них характерне зниження іх вмісту в гирлі.

У водосховищі за рахунок різкого зменшення швидкості течії зростає кількість розчинних органічних речовин (РОР) і зменшується вміст розчинних речовин неорганічної природи (РРН). РОР природного походження представлене високомлекулярними сполуками гумусової природи – фульво- і гуміновими кислотами.

Радіонукліди, що в результаті аварії потрапили в природні води, знаходяться в різних фазових станах. Найбільш міграційноспроможними є літкі продукти ділення і конденсати різного складу. Ці форми при взаємодії з водою можуть переходити в розчинний стан. Кількість РОР в пробах річної води, відібраних 6, 8 червня 1986 року, склала 4 Мг/л, завісей – 20 Мг/л. Активність Се у воді акваторії Київського водосховища хнаходилась в межах 1.09 – 4.12 Бк/л і досягала 25.82 Бк/л у воді обводного канала охолоджувача ЧАЕС, Се – 1.42 – 8.11 і до 28.14 Бк/л відповідно (табл.7)

Таблиця 7.Розподіл між РОР,РРН та зависями в річковій воді акваторії Київського водосховища.

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| Радіонукліди | Група реч. | Вміст РН в пробах, Бк/л |
| р.Припять | р.Дніпро | Тетеревгирло | Київск.Водо-ще | Канал озера –охолод |
| Чорнобиль | Гирло | Комарин | Гирло |
| 141Ce144Ce103Ru106Ru131I134Cs137Cs140La95Nb95Zr | РОРРРНРЗВРОРРРНРЗВРОРРРНРЗВРОРРРНРЗВРОРРРНРЗВРОРРРНРЗВРОРРРНРЗВРОРРРНРЗВРОРРРНРЗВРОРРРНРЗВ | --1.090.06-1.610.370.415.870.110.063.270.08--0.120.062.380.280.104.83--------- | --0.75--0.870.820.114.040.230.122.110.16--0.08-1.830.300.125.81-----2.92--- | --0.75--0.871.180.073.440.22-0.980.22--0.06-1.280.260.184.74---------- | --1.870.10-2.281.580.274.321.180.234.20---0.080.021.340.400.225.55--------- | --2.63--1.671.160.162.181.12-3.83---0.060.122.120.120.104.06--------- | --4.120.08-8.110.840.123.870.500.032.310.27--0.120.103.170.280.066.34--------- | --25.821.87-28.142.210.2323.861.340.2816.22---7.540.94210.286.191.00251.063.350.1126.50--7.39--14.88 |

РН церію містяться переважно у складі завісей (95.6 – 100 %), незначна кількість 144Ce(1 – 4.4 %) знайдено у складі РОР річкової води.Вміст 141Ce та 144Ce підвищується в гирлах річок та у місцях зі слабкою течією.

 Вміст 103Ru в річковій воді знаходиться в межах (3.50-6.65)Бк/л, 106Ru – (1.2-5.38)Бк/л.Радіонукліди рутенію відносяться до літких сполук і тому частка їх розчинних форм різко збільшується порівняно з 141,144Ce.

Вміст 131I у воді складає (0.08…0.27)Бк/л.Цей РН знайдений лише у складі РОР.

На основі даних дослідження було встановлено, що найбільших інтеграційних збитків спроможні нанести ізотопи плутонію-239,240, також великої шкоди завдає стронцій-90. Внесок америцію-241 обумовлений сумішю всіх РН і складає 3-8%.

Бета-випромінюючий плутоній-241 та його дочірній продукт альфа-випромінюючий америцій-241 роблять значний внесок (до50%) у інгаляційну дозу.Присутність цих РН у повітрі необхідно контролювати.Накопичення америцію-241 знижує темп самоочищення природного середовища.Протягом найближчих 100 років радіаційно-гігієнічне значення суміші РН при інгаляційному надходженні практично не зміниться,для перорального надходження воно знизиться у 4-8 рази в залежності від природного середовища.

Інтеграніий за весь час існування радіобіологічний та радіоекологічний збитки від америцію-241 може складати 3-10% від загального збитку,що зумовлений усіма стійкими РН чорнобильського викиду.

**Проблеми реабілітації території в зоні аварії на Чорнобильській АЕС.**

Від найбільшої радіаційної аварії на ЧАЕС найсильнішого забруднення зазнала територія Полісся, що пов язано ,як я вже зазначала раніше,пририодніми умовами того краю.До того ж ця територія дренуеться р.Припять,що впадає до Київського водосховища – джерела водопостачання 40млн чоловік.Це свідчить про актуальність та надзвичайну складність вирішення питання реабілітації земель, що зазнали забруднення радіоактивними випадами. Для прийняття відповідних рішень та проведення захисних заходів необхідні реальні дані о результатах аваріі та дінаміки еволюції радіоекологічного стану. Для отримання даної інформації був проведений ряд досліджень на експерементальних майданчиках на території України та Білорусі. Дослідження влючало , окрім радіометричних вимірювань, відбір зразків грунтів, рослинності, води та повітря.

Результати дослідів свідчать про складний, але закономірний характер розповсюдження радіонуклідів на території Зони аварії у відповідності з трансформацією фізико-хімічного стану легколітких речовин у складі радіоактивних хмар і особливостями випадання з них твердих часток з різним ступенем дисперсності. На основі аналізу даних, можно сказати, що найбільше забруднення територіїї зумовлене викидами вибуху.

Після викиду в радіоактивній хмарі протікали одночасно два процеси. По-перше, відповідно з законом Стокса зі хмари почали випадати тверді частки. По-друге, зі зниженням температури відбувається зворотній процес конденсації речовин, що випарилися у момент вибуху, та соконденсація відповідних РН , в першу чергу тих, що є не дуже літкими (ізотопи цезію, стронцію, рутенію та інш). Більш літки речовини та РН залишаються в пароподібному стані триваліший час, а по мірі віддалення радіоактивної хмари відбувається збідніння його великодисперстними частками.

Соконденсація РН відбувалася на чисельних центрах конденсації, переважно на дрібнодисперстних частках, які здатні довгий час утримуватись в хмарі і не осідіти на землю.

Під впливом цих процесів у зоні аварії на ЧАЕС сформувалися зони паливних, паливно-конденсаційних та конденсаційних випадів. Характеристика радіонуклідного складу випадань вказаних зон представлена в частках від вмісту найменш літкого РН 95Zr в табл.8

Таблиця 8. Характеристика радіонуклідного складу випадів.

|  |  |
| --- | --- |
| Радіонукліди | Випади |
| паливні | паливно-конденсаційні | Конденсаційні |
| 90Sr103Ru106Ru110mAg131I132Te134Cs137Cs140Ba141Ce144 Ce | 0.0860.720.18-0.28-0.0350.060.350.820.72 | 0.0791.40.38-до 4-0.260.380.330.790.66 | 1.9154925321018231.81.0 |

В зоні паливних опадів забруднення за радіонуклідним складом відповідає обробленому ядерному паливу, в деякій мірі збідненому літкими РН (131I, 134Cs, 137Cs та інш). Дана зона розташована в радиусі до 30 км від місця аварії з довгими “язиками” що простягаються в західному, північно-західному та південному напрямках.

В зоні паливно-конденсаційних опадів у радіонуклідному складі забруднення різко зростає частка радіоцезію,співвідношення інших РН зберігається приблизно на тому самому рівні.

По мірі виснаження хмари, відбувається як би збагачення хмари літкими РН, які залишилися в її складі.Опади з такої хмари характеризуються як конденсаційні. Зона паливно-конденсаційних опадів плавно переходить в зону розсіяних конденсаційних опадів. Але під впливом метеорологічних факторів може відбуватися розділення хмари на окремі частини,при осіданні яких одночасно випадає увесь спектр радіоактивних речовин. Рівні радіоактивного забруднення у таких місцях може бути дуже високий. Ситуація погіршується тим, що основна маса РН що осідає при цьому є нестійкими і після іх розпаду рівень дози визначаеться переважно ізотопами цезію та рутенію.Такий шлях утворення “цезієвих плям”.

Проведений аналіз дозволяє говорити, що саме на території цих плям проявляються найбільш яскраво виражені радіобіологічні ефекти. Через особливості фізико-хімічного стану РН у складі опадів на території окремих зон змінюється їх відносна біологічна досяжність (ВБД), що визначається як відношення коефіцієнтів переходу (КП) радіонукліда з грунту в певний вид біологічної продукції для відповідної зони опадів:

КП=Сn/G,

де Сn – концентрація РН в продукті, Бк/кг; G – щільність забруднення грунту тим же самим РН, Бк/км2. Результати розрахунку свідяать про те, що ВБД радіоцезію між зонами розрізняються в шість разів і слабо змінюються з часом. При цьому найменшою біологічною доступністю радіоцезію характеризується центральна частина “цезієвих плям”, а найбільш високою – паливно-конденсаційна зона.

Якщо враховувати рівні забруднення в цих зонах, то можна сказати, що існує зворотня залежність рівня забруднення від біологічної досяжності радіоцезію у складі забруднення. Рівні забруднення території в кожній з зон опадів поступово знижуються по мірі віддалення від місця аварії, а в “цезієвих плямах” – від центра до периферії.

Зона відчуження включає в себе значну частину 30-кілометрової зони навколо ЧАЕС і частину найбільш забрудненої території за її межами у північниму і західному напрямках. Як відомо, майже відразу після аварії проводилися заходи, спрямовані на ліквідацію наслідків радіоактивних викидів технічними засобами з використанням контингентів військових та цивільних спеціалістів. Досвід проведених робіт показав, що ліквідація наслідків такої масштабнох радіаційної аварії в умовах сучасного технічного прогресу нереальна. Можна говорити лише про певну реабілітацію забрудненої території.

Були проведені дезактиваційні роботи. Над реактором був споруджений обєкт “Укриття”, що повинен перешкодити можливості нових аерозольних викидів і дозволити контролювати ряд параметрів стану реактора. Якщо радіоактивні відходи, отримані при дизактивації різних обєктів на площадці, видалялися з її території, то при дезактивації санітарно-захисної (буферної) зони радіоактивні відходи, до яких входила деревина загинувшого від радіації соснового лісу та верхній найбільш забруднений шар грунту, з допомогою спеціальнії техніки захоронювали прямо на місці на глибині близько трьох метрів.

Після закінчення дезактиваційних робіт площадка навколо ЧАЕС і вся буферна зона представляли собою пустелю без будь-якої рослинності. Таким чином, відновлення рослинного покриву на цій території, за словами спеціалістів, можна було очікувати не раніш ніж зерез кілька десятків років. Тому було розроблено і практично втілено програму відтворення порушеної родючості грунту. Треба зазначити, що розташовані на території буферної зони ЧАЕС захоронення радіаційних відходів в останні роки зазнали затоплення грунтовими водами. Ведуться спостереження і робляться оцінки темпів можливої міграції РН, що має запобігти необхідності перезахоронення радіоактивних заходів. Також важливою проблемою є розробка концепції обходження з тероторією Зони відчуження і реалізація практичних заходів реабілітації сільськогосподарських та лісових угідь. Але існує ряд причин, які роблять неможиливим миттєву раелізацію цих заходів.

По-перше, навіть у доаварійний період на угіддях теперішньої Зони не рекомендувалося вести господарську діяльність, тому немає необхідності відтворювати стару структуру. По-друге, до теперішнього часу ще не повністю ясна динаміка змін біологічної досяжності 90Cr, а також радіологічна роль 241Am, що продовжує накопичуватись і частка якого в забруднення в перспективі може істотно перевищити частку всіх інших альфа-активних РН за рахунок розпаду материнського ізобара 241Pu. На відміну від материнського ізотопа 241Am характеризується високою рухливістю в біологічних ланцюгах, високою токсичністю і великим періодом напіврозпаду (433 роки).

Тому зараз розглядається проблема уточнення і деталізації радіоекологічної ситуації і проведення експериментальних дослідів, спрямованих на покращення останньої.

Для покращення радіоекологічної обстановки на великих територіях, а особливо на землях з відносно невисоким рівнем забруднення перспективними є заходи “захоронення“ отриманих радіоактивних відходів в підпагодний горизонт. Оскільки в умовах Зони відчуження основний вклад в дозу опромінення людини зумовлений зовнішнім випромінюванням 137Cs,суттєве поліпшення радіоекологічноі обстановки може забеспечити просте орання земли, яка не зазнала післяаваряційної обробки.

Зараз розробляються різні технології та господарські напрямки діяльності на базі менш забруднених ділянок, які в майбутньому можна буде використовувати для реабілітації землі у Зоні.

**Прогноз екологічної ситуації Зони відчуження.**

Можна спробувати прогнозувати міграцію РН за екстримальних умов.Так, водне і вітрове перенесення радіонуклідів при екстриальних погодних умовах (повенях 1% забеспеченості і менше, смерчах, шквалах, пилових бурях) і лісових пожежах не повинно призвести до довготривалого перевищення допустимих рівнів забруднення природного середовища за межами Зони.

Руйнування об єкту “Укриття” внаслідок землетрусу або діяльності людини, а також ППРВ “Підлісний” та інших об єктів у випадку їх затоплення може призвести до додаткового радіаційного забруднення Зони і пртлеглих територій.

За період до 2050 року площа покритої лісом території Зони зросте до 65-70%. Соснові ліси, насаджені в 50-х роках, складають зараз основну частину лісових масивів і перейдуть до категорії пристигаючих і зазнають значного самозрідження. Площі злуговілих перелогів значно звузяться і втратять компактність; значною мірою перелоги поступляться місцем молодим і середньовіковим березовим та осиковим лісам і гаями. Заплавні луги також поступово замістяться широколистяними лісами. Ці зміни повинні створити стійкі і відносно пожежестійкий рослинний покрив.

Рівень грунтових вод внаслідок саморуйнування меліоративних систем підвищиться; заболочені площі займуть не менше 15-20% території.

Ділянки суцільної дезактивації перетворяться на сухі луги, порослі верболозом, або на сухі соснові ліси у випадку успіху лісопосадок, що сприятиме зменшенню кількості запилених територій.

Чисельність тваринного світу Зони стабілізуеться зі зсувом видового складу в бік лісових видів і збільшиться кількість хижаківю Збережеться необхідність санітарно-епідеміологічного контролю переносників туляремії, сказу, лептоспірозу.

Щільність поверхневого радіонуклідного забруднення території загалом поступово знизиться в результаті вертикальної міграції і більш-менш рівномірного розподілу РН в 10-30см приповерхневому шарі грунту, а також внаслідок радіоактивного розпаду; рівні забруднення цезієм-137 та стронцієм-90 знизиться на 1-2 порядки, ймовірність забруднення повітряного середовища плутонієм-239 зменшиться в 3-10 разів. Роль процесів поверхневого перенесення забруднення істотно зменшиться в результаті повсюдного утворення рослинного покриву. На заболочених територіях, за відсутності інтенсивного водного стоку, зниження радіоактивного забруднення буде здійснюватись головним чином внаслідок радіоактивного розпаду.

При фільтрації РН через зону аерації остання реалізує свою захисну функцію щодо грунтових вод. Частина радіонуклідного забруднення на ділянках з малою потужністю зони аерації перейде в грунтові води; при цьому концентрація РН у грунтових водах в значній частині Зони не перевищить допустимих рівнів. При фільтрації і підземному стоку РН найбільш істотне забруднення підземних вод відбудеться в ближній (5-10км) зоні ЧАЕС.

**Список литературы**

1. Проблеми Чорнобильської зони відчуження Науково-Технічний збірник, Випуск 1. Київ, Наукова думка 1994 с.19-27,46-51, 97-107

2. М.М.Виленчик Радио-биологические эффекты и окружающая среда. Москва, Энергоатомиздат 1991 с.72-83

3. Украинский Научный Центр Медицины МЗ и АН Украины Авария на Чернобыльской АЭС Киев 1996

4. Международний Чернобыльский проект Оценка радиологических последствий и защитных мер. Издат Москва 1992 с.27-40

5. Семененко Б.А., Белова И.В По следам Чернобыльской катастрофы. Сумы «Инициатива» 1997 с.7-32