

УДК 504.73(477.82)

В. А. Грабовський – кандидат фізико-математичних наук, доцент кафедри нелінійної оптики та електроніки Львівського національного університету імені Івана Франка;

О. С. Дзензелюк – завідувач лабораторії ядерного практикуму і дозиметрії Львівського національного університету імені Івана Франка;

Г. З. Дуцяк – інженер кафедри нелінійної оптики та електроніки Львівського національного університету імені Івана Франка

Часові та сезонні зміни вмісту ^{137}Cs у деяких рослинах Шацького національного природного парку впродовж 1996–2007 рр.

Роботу виконано у ЛНУ ім. Івана Франка

Представлені результати досліджень упродовж 1996–2007 рр. вмісту радіоцезію в деяких рослинах Шацького національного природного парку. Відзначено, що більшість лікарських рослин із території парку сьогодні загалом відповідає вимогам чинних в Україні санітарних норм. Спостерігається поступове зменшення з часом ступеня забруднення радіоцезієм вегетативних та генеративних органів ягідних, причому темпи цього зменшення значно вищі, ніж аналогічні показники для ґрунтів, на яких вони зростають. Це свідчить про зменшення доступності наявного у ґрунті радіонукліда до засвоєння кореневою системою рослин.

Ключові слова: радіонуклідне забруднення, радіоцезій, коефіцієнти переходу.

© Грабовський В. А., Дзензелюк О. С., Дуцяк Г. З., 2009

Грабовский В. А., Дзендзелюк О. С., Дуцяк Г. З. Временные и сезонные изменения содержания ¹³⁷Cs в некоторых растениях Шацкого национального природного парка на протяжении 1996–2007 гг. Представлены результаты исследований на протяжении 1996–2007 гг. количества радиоцезия в некоторых растениях Шацкого национального природного парка. Отмечено, что большинство лекарственных растений с территории парка сегодня в целом отвечают требованиям действующих на Украине санитарных норм. Наблюдается постепенное уменьшение со временем степени загрязнения радиоцезием вегетативных и генеративных органов ягодных, причем темпы этого уменьшения значительно выше, чем аналогические показатели почв, на которых они произрастают. Это свидетельствует об уменьшении доступности имеющегося в почвах радионуклида для усвоения корневой системой растений.

Ключевые слова: радионуклидное загрязнение, радиоцезий, коэффициенты перехода.

Hrabovski V. A., Dzendzelyuk O. S., Dutsyak H. Z. Temporal and Seasonal Changes in the Content of ¹³⁷Cs in Certain Plants of the Shatsk National Nature Park During 1996–2007. The paper presents the results of quantitative analysis of radioactive caesium in certain plants of the Shatsk National Nature Park. It is noted that most plants used in traditional medicine and growing on the territory of the Park, on the whole nowadays meet the present Ukrainian sanitary standards. A gradual decrease of the degree of radioactive caesium pollution in the vegetative and generative organs of berry-bearing shrubs is registered, the rate of this decrease being considerably higher than the analogical indices for the soils where these plants grow. This is the evidence of the decrease of radionuclide available in the soil for the root system of the plants.

Key words: radionuclide contamination, radioactive caesium, transition coefficients.

Постановка наукової проблеми та її значення. Дослідження радіологічного стану рослин після Чорнобильської катастрофи стали дуже актуальними й уже впродовж понад двадцяти років звертають увагу дослідників не лише тих країн, які зазнали найбільшого впливу післячорнобильських випадків – України, Білорусі, Росії, а й у багатьох інших регіонах світу. Зумовлюється це насамперед тим, що визначальною ланкою в радіонуклідному забрудненні людського організму (а отже, і його внутрішньому опроміненні) є надходження радіонуклідів через харчові ланцюжки. Своєю чергою, забруднення продуктів харчування визначає надходження радіонуклідів у рослини з ґрунту. Процеси ж накопичення радіонуклідів рослинами з ґрунту залежать від багатьох факторів [1] і визначаються, зокрема, конкретним видом радіоізоотопу, його кількістю та формами перебування (обмінною, необмінною чи фіксованою) в прикореневому шарі ґрунту. Останні залежать від типу ґрунту, його фізико-хімічного та гранулометричного складу, кислотності, стану та типу зволоження, присутності найближчих хімічних аналогів. Визначальними є також особливості зміни кількості наявного в шарі ґрунту радіонукліда з глибиною та видова належність самої рослини.

Загалом дослідження радіологічного стану рослин ускладнені значними відмінностями кліматичних умов територій їх зростання, різноманітністю типів ґрунтів та рослинного покриву, мозаїчністю забруднення, притаманною більшості ґрунтів територій, забруднених радіонуклідами штучного походження. Указані фактори зумовлюють значні розбіжності результатів досліджень особливостей радіонуклідного забруднення представників рослинного світу і в різних регіонах, і окремими видами рослин, які зростають на одних і тих же ділянках [2–4]. Такі дослідження мають і наукову, і практичну цінність, оскільки дають змогу не тільки оцінити ступінь радіоактивного забруднення рослин у конкретному місці та за конкретних умов, а й прогнозувати його зміну з часом. Важливість таких досліджень значною мірою зумовлена ще й тим, що, за літературними даними, близько чверті всіх надходжень радиоцезію в організм людей, які проживають на забруднених територіях Полісся, зумовлене саме вживанням у їжу ягід [5], а загалом внесок дикорослих грибів та ягід у внутрішнє опромінювання населення цього регіону може досягати 75–80 % від дози внутрішнього опромінення, що отримується ним від уживання всіх харчових продуктів [6].

Матеріали і методи. Вибір місця (Шацький національний природний парк (ШНПП), Волинська обл.) та об'єктів дослідження (ягідні рослини, лікарські трави та гриби) викликаний тим, що майже всі регіони Західного Українського Полісся, де традиційно проводиться промислова заготівля грибів, дикорослих лісових ягід і лікарської сировини, зазнали тією чи іншою мірою впливу наслідків аварії на Чорнобильській атомній станції (ЧАЕС) [7]. Хоч територія ШНПП і не є помітно забрудненою внаслідок чорнобильської катастрофи [8; 9] та не входить до числа радіаційно забруднених, природні та кліматичні особливості парку загалом є типовими для Полісся, і отримані тут результати

радіологічних досліджень можуть бути використані для оцінки та прогнозування часових змін радіологічного стану всього регіону, а також для вироблення рекомендацій щодо господарського використання і території парку, і забруднених територій Полісся загалом.

Для досліджень відбиралися проби рослин та ґрунтів, на яких вони зростають. Проби на визначення вмісту радіонуклідів у верхньому 20-сантиметровому шарі ґрунту відбиралися та готувалися до аналізу за стандартними методиками [10]. Підготовка проб рослин до кількісного гамма-аналізу полягала в сортуванні з відібраного матеріалу відповідних вегетативних та генеративних органів, їх подрібненні, висушуванні, розмелюванні та гомогенізації. Для гамма-аналізу відбиралася потрібна кількість підготовленої таким чином проби, зважувалася і поміщалася у спеціальному контейнері у вимірювальну камеру гамма-спектрометра.

Якісний і кількісний аналіз досліджуваних проб проводився на гамма-спектрометрі з напівпровідниковим Ge(Li)-детектором ДГДК-100 В, зібраному на базі спектрометричного комплексу СУ-01Ф, у акредитованій вимірювальній науково-дослідній лабораторії кафедри нелінійної оптики ЛНУ ім. Івана Франка. Захист від зовнішнього гамма-випромінювання здійснювався шляхом екранування вимірювальної камери спектрометра свинцевим екраном завтовшки 10 см. Застосована методика вимірювань давала можливість отримувати аналітичні результати з похибкою не більше $\pm 15\%$.

Вивчення забруднення радіоцезієм рослин показує неоднакову здатність засвоювати радіонуклід із ґрунту різними їх видами і її поступове зменшення з плином часу в тих рослинах, які володіють значною здатністю накопичувати радіонуклід. До останніх належать, зокрема, ягідні, деякі лікарські рослини (верес звичайний, багно болотне тощо).

Величина радіоактивного забруднення рослин ^{137}Cs залежить від їх видової належності, погодних умов вегетаційного періоду та фізіолого-біохімічного стану рослинного організму [11; 12]. Надходження радіонукліда в надземні органи рослин тісно пов'язане з поглинанням рослинами вологи, тому, незалежно від механізму надходження радіонукліда з ґрунту до кореневої системи, подальший його перерозподіл із кореня до вегетативних та генеративних органів відбувається лише з тих місць, із яких корені поглинають вологу. Окрім того, у процесах переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини суттєвим є не тільки прямий зв'язок, а й зворотний, пов'язаний з активним впливом рослини на рухливість забруднювачів [12]. Саме взаємодія між ґрунтом і кореневою системою рослини й визначає ефективний, доступний для поглинання розмір рухомої фракції радіонуклідів і таким чином істотно впливає на коефіцієнт нагромадження радіонуклідів рослиною.

Виклад основного матеріалу й обґрунтування отриманих результатів дослідження. Результати досліджень забруднення ^{137}Cs деяких видів лікарських рослин із території ШНПП та їх часових змін наведено в табл. 1. Вміст радіоцезію в переважній більшості рослинах, за винятком бобівника, багна болотного, вересу та ягідних, не перевищує нині чинні в Україні санітарні нормативи щодо радіоактивного забруднення лікарської сировини [13]. Окрім ^{137}Cs , у всіх лікарських рослинах ідентифікований ^{40}K , у деяких – у незначних кількостях (активністю до 40 Бк/кг сухої маси) деякі елементи природних уранового та торієвого радіоактивних рядів, а також ^7Be , що утворюється в земній атмосфері під дією космічного випромінювання, має період піврозпаду 53,44 доби й може надходити в тканини рослин за рахунок аерального поглинання та з ґрунту. Найбільше накопичення ^7Be відзначено у звіробії (160 Бк/кг), вересі (185 Бк/кг) та іван-чаї (200 Бк/кг); у коров'яку, деревії, листі чорниці та лохини активність ^7Be перебуває в межах 70–90 Бк/кг; не виявлено цього радіонукліда у кропиві, листі брусниці. Оскільки в досліджуваних ґрунтах парку ^7Be майже не ідентифікується, то можна зробити висновок про головно аеральний шлях надходження цього радіонукліда в рослини.

Для оцінки особливостей радіонуклідного забруднення рослин використовують спеціальні показники, серед яких найчастіше застосовують коефіцієнти накопичення K_H та пропорційності K_{Π} радіонукліда [1; 2]:

$$K_H = \frac{A_p}{A_r}, K_{\Pi} = \frac{A_p}{S_r},$$

де A_p , A_r – питомі активності радіонукліда в рослині та ґрунті (Бк/кг), S_r – щільність забруднення ґрунту (кБк/м²).

Часто рослини групують у групи за здатністю накопичувати ними ^{137}Cs . Так, у В. Краснова лікарські рослини за рівнем накопичення радіоцезію (коефіцієнтами його переходу з ґрунту в рослини) розділені на п'ять груп – дуже слабкого ($K_{\text{п}} < 1$), слабкого ($1 < K_{\text{п}} < 10$), помірного ($10 < K_{\text{п}} < 50$), сильного ($50 < K_{\text{п}} < 100$) та дуже сильного ($K_{\text{п}} > 100$) накопичення. За згаданою шкалою наведені в табл. 1 лікарські рослини з ШПНП можна зарахувати до таких груп:

- *дуже слабкого накопичення*: цвіт липи, полин гіркий, ялівець звичайний;
- *слабкого накопичення*: кропива дводомна, коров'як, безсмертник, чебрець;
- *помірного накопичення*: хвощ польовий, іван-чай, ожина;
- *сильного накопичення*: листя чорниці та брусниці, пагони багна болотного й вересу;
- *дуже сильного накопичення*: бобівник трилистий.

Таблиця 1

**Питома активність радіоцезію А в окремих видах лікарських рослин ШПНП
(1996–2007 рр.)**

Лікарська сировина	Місце відбору	Активність ^{137}Cs , Бк/кг											
		1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Липа (цвіт)	с. Мельники				–	–					–		
Ялівець звичайний	оз. Пісочне				–		49						
Кропива	оз. Пісочне			100			32	169					
	с. Мельники				14							–	
Коров'як	оз. Пісочне			7									
	оз. Перемут				41								
Звіробій	оз. Пісочне			32				94			22		26
	оз. Перемут				23								
	оз. Луки			31			13						
Деревій	оз. Пісочне			25									
Безсмертник	оз. Перемут				11			–					
	оз. Луки						20						
Полин гіркий	оз. Перемут				–								
	оз. Пісочне			6									
Чебрець	ур. Грядя				6								
	оз. Пісочне				10			40					25
Подорожник	с. Мельники				19	29							
	оз. Луки						81						
Хвощ польовий	оз. Перемут				49	71							
Іван-чай	оз. Пісочне			158				113					
	оз. Перемут				73								
Ожина (листя)	оз. Луки						136						
Бобівник	оз. Луки				1030								
Лохина (листя)	оз. Пісочне	603	538	408	363	360	388	288	283	331	238	226	327
Брусниця (листя)	оз. Пісочне			605	703	495	460	420	340	374	213	196	187
Ягоди чорниці	оз. Пісочне	512	565	586	436	390	373	255	276	211	208	215	224
Чорниця, листя	оз. Пісочне	967	830	713	648	644	587	499	366	325	327	367	305
Багно болотне (листя)	оз. Перемут				427								
	с. Мельники				513								
	оз. Пісочне					878	656	746	371	386	513	619	487
Верес (листя)	оз. Мошне				590								
	оз. Перемут				609								
	оз. Пісочне			790		909	862	843	697	443	544	502	632

Потрібно також мати на увазі, що коефіцієнт переходу радіонукліда з ґрунту в рослину визначається не стільки його загальним вмістом у прикореневому шарі ґрунту, скільки його рухливою, доступною до засвоєння частиною [1; 4–6; 12]. Очевидно, цим, поряд із мозаїчністю забруднення ґрунтів [1; 4–6], можна пояснити представлені в табл. 1 дані, згідно з якими рівень

забруднення одного й того ж виду лікарських рослин помітно відрізняється залежно від місця зростання. Є також відомості про активний вплив самих рослин на рухливість ізотопу-забруднювача у ґрунті, які свідчать, що доступність радіоцезію для рослини залежить не лише від її особливостей та типу ґрунту, на якому вона зростає, а й від щільності покриву рослиною поверхні ґрунту. Так, згідно з наведеними у О. Кравця даними, для одного й того ж ґрунту значення коефіцієнта K_{Γ} змінюється майже вдвічі при чотирикратному зростанні щільності посіву рослин. Тому, очевидно, поділ рослин на групи щодо здатності накопичувати ^{137}Cs дещо умовний, але корисний, оскільки дає змогу робити висновки щодо можливого рівня накопичення радіонукліда рослинами в умовах відомого забруднення ним ґрунтів.

У табл. 2 представлені дані щодо забруднення ^{137}Cs генеративних та вегетативних органів представників сім'ї брусничних із ягідника, розміщеного в околі оз. Пісочне ШНПП, а також обчислені відповідні коефіцієнти переходу та накопичення радіонукліда, які характеризують особливості цього забруднення. Для усунення впливу умов зростання, часових та кліматичних факторів проби досліджуваних рослин (а також ґрунту) були відібрані у ягіднику одночасно в першій половині липня 2005 року.

Таблиця 2

Питома активність A (Бк/кг) ^{137}Cs у вегетативних та генеративних органах брусниці, чорниці й лохини з ШНПП та обчислені для них коефіцієнти накопичення K_{H} і K_{Γ} ($\text{м}^2/\text{кг}$) (відбір 07.2005 р.; похибка $\pm 15\%$)

Органи рослини	Об'єкт досліджень (у сухому стані)								
	чорниця			лохина			брусниця		
	A	K_{H}	K_{Γ}	A	K_{H}	K_{Γ}	A	K_{H}	K_{Γ}
Ягоди	208	7,5	62	249	9,0	74	408	14,7	121
Листя	333	12,1	99	371	13,4	110	213	7,7	63
Стебла, цьогорічний приріст	234	8,4	70	163	5,9	49	102	3,7	30
Стебла, приріст попередніх років	127	4,6	38	134	4,8	40	145	5,2	43
Корінь	181	6,5	54	170	6,1	51	138	5,0	41

Найбільший вміст ^{137}Cs у чорниці та лохини спостерігається у їх листі, найменший – у стеблах, що узгоджується з відомими з літератури даними [1; 2; 4; 14; 15]. Хороша кореляція між значеннями коефіцієнтів K_{H} і K_{Γ} для органів чорниці та лохини, очевидно, свідчить про подібність процесів накопичення радіонуклідів цими представниками брусничних. У брусниці ж, на відміну від чорниці та лохини, у цей період вегетації відзначено майже подвійне перевищення вмісту радіонукліда в ягодах порівняно з листям. Така особливість, очевидно, зумовлена певними фізіологічними особливостями видів (чорниця та лохина є листопадними чагарниками, а брусниця – вічнозеленим [15; 16]) і, відповідно, різницею в метаболічних процесах, які відбуваються в їхніх органах.

Результати вивчення впродовж понад десяти останніх років динаміки зміни забруднення радіоцезієм органів чорниці, лохини та брусниці з ШНПП (станом на першу половину липня кожного року) представлені в табл. 3; там же представлено кількість опадів за травень–червень кожного з років спостережень (за даними Світязької гідрометеостанції Шацького р-ну Волинської обл.). На рис. 1 показано діаграму зміни активності радіонукліда в листі цих рослин упродовж 1997–2007 рр.

Рівень накопичення ^{137}Cs органами рослин із часом спадає і за час спостереження для всіх досліджуваних видів рослин він істотно зменшився. Причому різниця вмісту нукліда в органах різних видів рослин була більшою на початку моніторингу й майже нівелювалася останнім часом.

Спостережувана відмінність зменшення вмісту накопиченого радіонукліда від монотонного в окремі роки (рис. 1), очевидно, може бути пояснена тим, що для досліджень могло відбиратися листя рослин різного віку (відомо, що одні й ті ж органи багаторічних рослин різного віку володіють різною здатністю накопичувати радіоцезій; згідно з даними [14; 15] фітомаса чорниць 2–3-річного віку може накопичувати у понад два рази більше радіоцезію, ніж чорниць віком понад шість років). Іншою причиною може бути вплив кліматично-погодних факторів. Науковці В. Краснов, О. Кравчук, М. Балонов та ін. [2; 12; 17] указують на те, що залежно від кліматичних умов (сухішого чи вологішого клімату в теплу пору року) може спостерігатися різний ступінь накопичення

радіоактивного цезію в пагонах рослин ягідних, їх листі та ягодах; у прохолодні та вологі роки кількість ^{137}Cs у пагонах чорниці навіть може перевищувати відповідні значення для ягід.

Таблиця 3

Динаміка часових змін забруднення питомої активності ^{137}Cs (А, Бк/кг) в органах брусниці, чорниці й лохини (відбір проводився щороку в першій половині липня; похибка $\pm 15\%$)

Орган рослини	Рік												
	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
<i>Чорниця</i>													
Ягоди	512	565	586	436	390	373	308	276	243	208	215	224	176
Листя	967	830	713	648	644	587	430	331	284	327	367	305	254
Стебла	418	430	482	357	222	290	124	162	140	127	139	160	132
Корінь	681	462	391	290	228	230	179	205	176	181	151	113	122
<i>Лохина</i>													
Ягоди				318	291		322	269	241	249	288	209	224
Листя	603	538	408	363	360	417	288	283	331	333	226	295	217
Стебла	248	162	128	134	131	95	166	150	179	134	144	160	141
Корінь	466	400	315	291	220	277	302	232	226	170	202	140	160
<i>Брусниця</i>													
Ягоди							531			213	312	310	376
Листя			605	703	495	460	420	340	374	146	196	187	229
Стебла					368	460	206	228	227	102	60,5	130	127
Корінь							207	175		124	105	88	120
Опади*	225	147	286	355	290	234	240	286	259	331	221	288	332

* Опади за січень-червень кожного року, мм (за даними Світязької гідрометеостанції Шацького р-ну Волинської обл.).

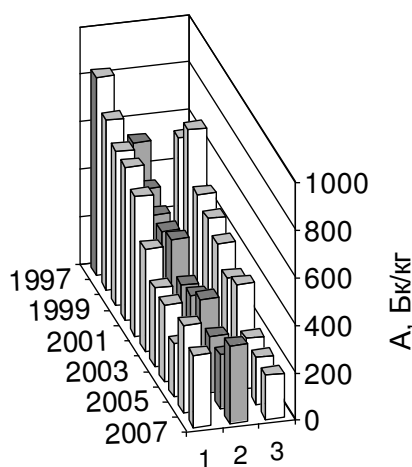


Рис. 1. Динаміка часових змін активності ^{137}Cs (А, Бк/кг) в листі чорниці (1), лохини (2) і брусниці (3) впродовж 1997–2007 рр.

Вплив умов вегетації, насамперед вологості ґрунту, на вміст радіонукліда у плодах ягідних добре видно з табл. 3. На фоні постійного зменшення вмісту радіоцезію в інших органах чорниць в їх ягодах у 1996–1998 рр. кількість радіонукліда дещо зросла, а в наступні роки почала помітно зменшуватися. Подібна залежність показана у В. Краснова [2] і може бути зумовлена і більшою вологістю ґрунтів у роки зростання накопичення ягодами чорниці радіонукліда (табл. 3), і його додатковим надходженням у ґрунт із підстилки з розкладеної забрудненої чорнобильськими осадженнями хвої. Справді, у 1997–1998 рр., на відміну від попередніх та наступних років, сезони весна–літо в західному регіоні України були дуже вологі, особливо сезон 1998 року (табл. 3), що добре корелює з вмістом ^{137}Cs у ягодах чорниці ШНПП. У більш засушливі й жаркі сезони ягоди

достигають раніше, а, враховуючи відзначене у О. Короткової, О. Орлової [14; 15] зменшення вмісту радіонукліда в ягодах під час їх достигання, стає зрозумілою збільшена активність ^{137}Cs у ягодах, відібраних в одні й ті ж часові терміни більш вологих та прохолодних років.

Іншою причиною може бути сезонна залежність зміни вмісту радіонукліда в органах рослин.

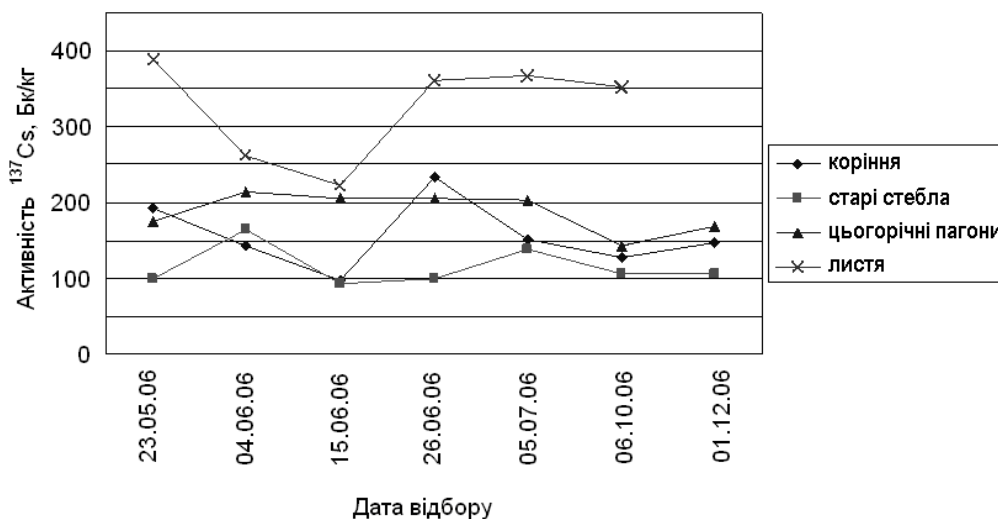


Рис. 2. Сезонна залежність (упродовж травня–грудня 2006 р.) вмісту ^{137}Cs у вегетативних органах чорниць із ШНПП

Сезонні особливості зміни вмісту накопиченого вегетативними органами чорниці ^{137}Cs (рис. 2.) добре узгоджуються з розвитком фенофаз рослин. Так, на території Українського Полісся загалом закінчення процесу цвітіння чорниць і, відповідно, початок утворення їх плодів припадає на середину – другу половину травня, початок дозрівання ягід – на початок 20-х чисел червня, а масове дозрівання ягід – на кінець цього місяця [15]. Як бачимо (рис. 2), саме на цей період припадає помітне зменшення вмісту радіоцезію в листі, коренях та багаторічних стеблах рослин. Лише в цьогорічних пагонах не спостерігається помітної зміни вмісту нукліда в цей період розвитку рослин. Очевидно, такі зміни вмісту радіонукліда в вегетативних органах чорниць можуть бути пояснені переходом накопиченого в них ^{137}Cs у ягоди під час формування та дозрівання останніх. Крім того, вклад у сезонні зміни накопичення радіонуклідів органами рослин вносять також часові (одно-, двотижневі) зміщення відповідних циклів їх розвитку, зумовлені кліматичними особливостями вологих та посушливих років [14; 15].

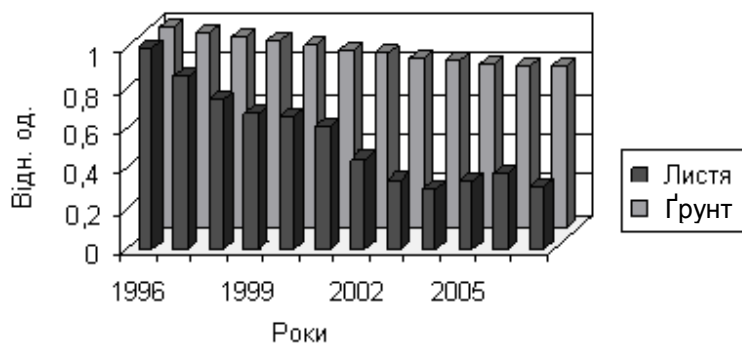


Рис. 3. Часова залежність темпів зміни вмісту ^{137}Cs у листі чорниць та в ґрунті

Висновки і перспективи подальших досліджень. Аналіз темпів часової зміни вмісту радіоактивного цезію в листі чорниць та ґрунті ягідника показує (рис. 3), що рівень забруднення рослин радіонуклідом зменшується набагато швидше, ніж ґрунту, на якому вони зростають. Причому, коли для ґрунту рівень вмісту ^{137}Cs упродовж 1996–2007 рр. зменшився майже на чверть і

це зменшення зумовлене головню його природним розпадом, то для вегетативних органів рослин воно зменшилося в понад два рази. Зменшується, відповідно, і значення коефіцієнта переходу радіонукліда з ґрунту до відповідного органа й у рослину загалом. Таку значну різницю в зміні радіонуклідного забруднення ягідних і ґрунту, на якому вони зростають, можна пояснити, очевидно, процесом т. з. “старіння” радіонукліда, яке проявляється в його закріпленні з часом на ґрунтових комплексах, насамперед глинистих та гумусних, внаслідок чого, перебуваючи в прикореневому шарі ґрунту, він стає менш доступним для засвоєння кореневою системою рослин [4; 12; 18]. При збереженні (а можливо, і посиленні) цієї тенденції в майбутньому на радіоактивно забруднених територіях Полісся (навіть при порівняно повільному зменшенні забруднення ґрунту) можна очікувати набагато швидший, ніж для ґрунтів, вихід на допустимий чинними в Україні санітарно-гігієнічними нормами [13] рівень забруднення дикорослих рослин і їх можливе народногосподарське використання як сировини для харчової та фармацевтичної промисловості з належним контролем радіологічної якості.

Література

1. Сельскохозяйственная радиоэкология / Под ред. Р. М. Алексахина, Н. А. Корнеева.– М.: Экология, 1992.– 400 с.
2. Краснов В. П. Радиоэкология лісів Полісся України.– Житомир: Волинь, 1998.– 112 с.
3. Ипатьев В. А., Багинский В. Ф., Булавик И. М. и др. Лес. Человек. Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации / Под общ. ред. В. А. Ипатьева.– Гомель: Ин-т леса НАН Беларуси, 1999.– 454 с.
4. Переволоцкий А. Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах.– Гомель: РНИУП “Ин-т радиологии”, 2006.– 255 с.
5. Kenigsberg Y. E., Buglova E. E. Dose formation of internal exposure according to peculiarities of cesium radionuclides transfer by food chain and efficiencies of countermeasures // Belarus – Japan Symposium “Acute and Late Consequences of Nuclear Catastrophes: Hiroshima – Nagasaki and Chernobyl”: Proceedings.– Minsk, 1994.– P. 82–96.
6. Орлов А. А. Аккумуляция техногенных радионуклидов дикорастущими ягодными растениями лесов // Чернобыль. Дайджест '98–2000 / Под общ. ред. Н. А. Картеля.– Минск, 2001.– Вып. 6.– 189 с.
7. Охорона навколишнього природного середовища в Україні. 1994–1995.– К.: Вид-во Раєвського, 1997.– 95 с.
8. Hrabovsky V., Dziedzelyuk O. Investigations of radionuclide contamination in soils of Shatsk National Natural Park (Volyn district, Ukraine) during 1994–2000 // Acta Agrophysika.– 2002.– 67.– P. 105–114.
9. Hrabovsky V., Dziedzelyuk O., Katerynychuk I., Yu. Furgala. Monitoring of radionuclides contamination of soils in Shatsk National Natural Park (Volyn region, Ukraine) during 1994–2001. // J. Environ. Radioactivity.– 2004.– Vol. 72, № 1–2.– P. 25–33.
10. Методические рекомендации по оценке радиационной обстановки в населенных пунктах в зоне радиоактивного заражения со средней плотностью до 5 Ки/кв.км цезия-137.– К.: УМКРК, 1991.– 37 с.
11. Пристер Б. С., Омеляненко Н. П., Перепелятникова Л. В. Миграция радионуклидов в почве и переход их в растения в зоне аварии Чернобыльской АЭС // Почвоведение.– 1990.– № 10.– С. 51–60.
12. Кравець О. П. Радиоэкологічні аспекти формування потоків радіонуклідів в системі “ґрунт-рослина”: Автореф. дис. ... д-ра біол. наук.– К., 2001.– 33 с.
13. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді.– К.: Б. в., 2006.– 22 с.
14. Короткова О. З. Накопичення ^{137}Cs основними ягідними рослинами Українського Полісся: Автореф. дис. ... канд. с.-г. наук.– Житомир, 2000.– 19 с.
15. Орлов О. О., Короткова О. З. Особливості сезонної динаміки акумуляції ^{137}Cs фітомасою чорниці (*Vaccinium myrtillus* L.) та брусниці (*Vaccinium vitis-idaea* L.) // Наук. вісн.– Л.: УкрДЛТУ, 2000.– Вип. 10.2.– С. 34–43.
16. Краснов В. П., Орлов О. О., Короткова О. З. Поширення та продуктивність дикорослих ягідних рослин родини брусничних в лісах Полісся України // Проблеми екології і лісокористування на Поліссі України / Наук. пр. Поліс. АЛНДС.– Житомир, 1996.– Вип. 3.– С. 48–54.
17. Balonov M. I., Travnikova I. G. The role of agricultural and natural ecosystems in the internal dose formation in the inhabitants of controlled area // Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments.– London; New-York: Elsevier Applied Science, 1990.– P. 419–430.
18. Левчук С. Е. Експериментальне вивчення і математичне моделювання процесів міграції радіонуклідів викиду ЧАЕС в ґрунтах українського Полісся: Автореф. дис. ... канд. біол. наук.– К., 1995.– 24 с.