

асабліва фосфару, а ў групе мікраэлементаў — жалеза і марганцу. Тармажэнне біяпрадукцыйнага працэсу ў жніўні было звязана з пераважаннем мабілізацыі фосфару, калію, кальцыю, марганцу і бору, тады як запасанне пластычных рэчываў у каранях у перыяд асенняй вегетацыі суправаджалася рэзкім узмацненнем засваення азоту, фосфару, магнію, жалеза, цынку і кобальту.

Усярэдненыя за перыяд вегетацыі суадносіны элементаў жыўлення ва ўмоўнай адзінцы фітамасы даюць уяўленне пра генетычна дэтэрмінаваныя межы іх «унутранага оптымуму» для дадзенага віду, якія характарызуюць якасны бок яго біялагічных патрэбаў у комплексе макра- і мікраэлементаў.

На падставе пададзеных даных пра памеры і структуру біялагічнага вынасу мінеральных угнаенняў рознаўзроставымі раслінамі валяр'яну лекавага і сезонную дынаміку іх суадносінаў можна разлічыць неабходныя нормы ўнясення ўгнаенняў пад дадзеную культуру, якія забяспечваюць аптымальны рэжым засваення пажыўных рэчываў з каранёвым жыўленнем.

Такім чынам, у выніку спалучанага вывучэння біяпрадукцыйнага працэсу і мінеральнага абмену ў раслінах валяр'яну вызначаны асноўныя заканамернасці ў сезоннай дынаміцы выбіральнага паглынання з глебы пажыўных рэчываў. Паказана, што максімальны ўзровень назапашвання мінеральных элементаў прыпадае на канец ліпеня.

Адзначана, што найбольшай ступенню мінералізацыі арганічнага рэчыва валодаюць больш маладыя індывідуумы, прычым незалежна ад узросту культуры, на фоне накіраванага зніжэння дадзенага паказчыка на працягу вегетацыі, максімальныя яго значэнні назіраюцца ў маі і чэрвені пры найбольшай актыўнасці біяпрадукцыйнага працэсу.

Вызначаны адпаведныя прыродзе раслінаў валяр'яну суадносіны элементаў жыўлення ў цэлай расліне на асобных этапах развіцця і за сезон увогуле.

### Summary

The results of study on bioproduction process and mineral metabolism in different age plants of *Valeriana officinalis* in ontogenesis are summerized. The size and structure of biological removal of 11 biogenous macro- and microelements are determined.

### Літаратура

1. Фоменко К. П., Нестеров Н. Н. // Химия в сельск. хоз-ве. 1971, № 10. С. 72—74.
2. Ринькис Г. Я., Ноллендорф В. Ф. Сбалансированное питание растений макро- и микроэлементами. Рига, 1982.
3. Берштейн Б. И., Оканенко А. С. // Физиология и биохимия культурных растений. 1979. Т. 11, № 6. С. 515—526.
4. Курсанов А. Л. Транспорт ассимилятов в растении. М., 1976.
5. Ворошилов В. Н. Лекарственная валериана. М., 1959.

Цэнтральны батанічны сад  
АН Беларусі

Паступіў у рэдакцыю  
12.05.93

УДК 632.118.3

К. М. ЕУСІЕВІЧ, А. К. СЧАСНЫ, А. В. БОРТНІК

## АСАБЛІВАСЦІ НАЗАПАШВАННЯ І РАЗМЕРКАВАННЯ ЦЭЗІЮ-137 У ДРАУНІНЕ ХВОІ ЗВЫЧАЙНАЙ ЗОНЫ РАДЫЕАКТЫўНАГА ЗАБРУДЖВАННЯ ЧАРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Ва ўмовах радыеактыўнага забруджвання лясных насаджэнняў Гомельскай і Магілёўскай абласцей значную цікавасць уяўляе цэзій-137, які ўнёс разам з цэрыем-144, рутэніем-106 і стронцыем-90 найбольшы

парцыяльны ўклад у агульнае радыеактыўнае забруджванне гэтай тэрыторыі. Канцэнтрацыя дадзенага радыенукліда ў розных частках дрэвавай расліннасці, як правіла, у 1,5—2 разы вышэй, чым стронцыю-90 [1]. Тым больш што ў выпадку выкарыстання драўніны ў гаспадарчых мэтах небяспека высокай радыетаксічнасці ў асноўным зыходзіць з боку цэзію-137, выпускаючага моцна пранікальнае гама-выпраменьванне.

Даследаванні назапашвання радыеактыўнага ізатопа цэзію-137 праведзены ў сярэдняўзроставых хваёвых дрэвастоях імшыстага тыпу Палескага дзяржаўнага радыацыйна-экалагічнага запаведніка са шчыльнасцю забруджвання глебы ад 5 да 90 Ки/км<sup>2</sup>. Прааналізавана 120 мадэльных дрэваў. Колькасць гама-актыўнасці вызначалася ў асобных кампанентах стваловай драўніны (луб з карой, абалона, ядро) на ніжняй, сярэдняй і верхняй частках дрэва.

Як відаць з табліцы, выразнага пераразмеркавання цэзію-137 па вышыні ствала не назіраецца, хаця ў радзе выпадкаў максімальная канцэнтрацыя дадзенага ізатопа ва ўзорах драўніны хвоі выяўлена ў ніжняй і верхняй частках дрэва. Магчыма, гэта звязана з тым, што пры каранёвым транспарце радыенуклідаў актыўнасць прадуктаў распаду ў вышынным дачыненні слаба выражана [2]. Калі разглядаць колькасць цэзію-137 па кампанентах стваловай драўніны ў залежнасці ад шчыльнасці забруджвання глебы, то можна адзначыць, што з павелічэннем інтэнсіўнасці радыеактыўных выпаданняў заканамерна ўзрастае і гама-актыўнасць. Больш інтэнсіўна назапашванне цэзію-137 адбываецца ў лубяной тканцы з карой, а мінімум прыпадае на ядровую драўніну. Такая частка драўніны, як абалона, займае прамежкавае становішча.

Вызначана, што да 1992 г. пры шчыльнасці забруджвання глебы 5 Ки/км<sup>2</sup> канцэнтрацыя цэзію-137 у лубяной тканцы з карой хвоі звычайнай складала ў ніжняй частцы ствала  $1,18 \cdot 10^3$  Бк/кг, сярэдняй —  $7,8 \cdot 10^2$ , верхняй —  $6,75 \cdot 10^2$  Бк/кг; у абалоннай драўніне ў ніжняй частцы ствала —  $1,45 \cdot 10^2$ , сярэдняй —  $1,38 \cdot 10^2$ , верхняй —  $7,2 \cdot 10^1$  Бк/кг; у ядровай драўніне ў ніжняй частцы ствала —  $1,82 \cdot 10^2$ , сярэдняй —  $9,1 \cdot 10^1$ , верхняй —  $1,43 \cdot 10^2$  Бк/кг.

З узрастаннем шчыльнасці забруджвання глебы да 15 Ки/км<sup>2</sup> гама-актыўнасць лубяной тканкі з карой у ніжняй частцы ствала была  $5,12 \cdot 10^3$ , сярэдняй —  $5,92 \cdot 10^3$ , верхняй —  $6,42 \cdot 10^3$  Бк/кг; абалоннай драўніны ў ніжняй частцы ствала —  $1,07 \cdot 10^3$ , сярэдняй —  $8,70 \cdot 10^2$ , верхняй —  $7,40 \cdot 10^2$  Бк/кг; ядровай драўніны ў ніжняй частцы ствала —  $7,8 \cdot 10^2$ , сярэдняй —  $5,10 \cdot 10^2$ , верхняй —  $9,20 \cdot 10^2$  Бк/кг.

Адзначанае вышэй павышэнне канцэнтрацыі цэзію-137 у драўніне хвоі працягвае расці і пры шчыльнасці забруджвання глебы 30 Ки/км<sup>2</sup>. Так, гама-актыўнасць лубяной тканкі з карой у ніжняй частцы ствала павялічылася да  $1,59 \cdot 10^4$ , сярэдняй —  $1,09 \cdot 10^4$ , верхняй —  $1,91 \cdot 10^3$  Бк/кг; у абалоннай драўніне ў ніжняй частцы ствала —  $2,26 \cdot 10^3$ , сярэдняй —  $1,46 \cdot 10^3$ , верхняй —  $1,91 \cdot 10^3$  Бк/кг; у ядровай драўніне ў ніжняй частцы ствала —  $1,32 \cdot 10^3$ , сярэдняй —  $1,83 \cdot 10^3$ , верхняй —  $1,51 \cdot 10^3$  Бк/кг.

Пры наступным павышэнні шчыльнасці забруджвання глебы (90 Ки/км<sup>2</sup>) колькасць цэзію-137 у лубяной тканцы з карой у ніжняй частцы ствала дасягла  $1,72 \cdot 10^4$ , сярэдняй — да  $1,71 \cdot 10^4$ , верхняй — да  $2,06 \cdot 10^4$  Бк/кг; абалоннай драўніны ў ніжняй частцы ствала — да  $6,08 \cdot 10^3$ , сярэдняй — да  $4,13 \cdot 10^3$ , верхняй — да  $3,81 \cdot 10^3$  Бк/кг; ядровай драўніны ў ніжняй частцы ствала — да  $4,32 \cdot 10^3$ , сярэдняй — да  $2,87 \cdot 10^3$ , верхняй — да  $3,27 \cdot 10^3$  Бк/кг.

Эксперыментальныя даныя нашых даследаванняў сведчаць пра тое, што пры шчыльнасці забруджвання глебы 5 Ки/км<sup>2</sup> у драўніне хвоі звычайнай павышэння канцэнтрацыі цэзію-137 на працягу 1991—1992 гг. практычна не выяўлена. Выключэнне складае бадай што такія структур-

Колькасць цэзію-137 у драўніне хвоі звычайнай у залежнасці ад шчыльнасці радыеактыўнага забруджвання глебы

Шчыль-насць забрудж-вання, Бк/км <sup>2</sup>	Частка дрэва	Элемент стваловай драўніны	Cs <sup>137</sup> , Бк/кг		
			1990 г.	1991 г.	1992 г.
5	ніжняя	луб з карой		1,05 · 10 <sup>3</sup>	1,18 · 10 <sup>3</sup>
		абалона		2,76 · 10 <sup>2</sup>	1,45 · 10 <sup>2</sup>
	сярэдняя	ядро		6,62 · 10 <sup>1</sup>	1,82 · 10 <sup>2</sup>
		луб з карой		1,43 · 10 <sup>3</sup>	7,80 · 10 <sup>2</sup>
	верхняя	абалона		2,78 · 10 <sup>2</sup>	1,38 · 10 <sup>2</sup>
		ядро		1,62 · 10 <sup>2</sup>	9,10 · 10 <sup>1</sup>
15	ніжняя	луб з карой		1,31 · 10 <sup>3</sup>	6,75 · 10 <sup>2</sup>
		абалона		2,15 · 10 <sup>2</sup>	7,20 · 10 <sup>1</sup>
	сярэдняя	ядро		1,75 · 10 <sup>2</sup>	1,43 · 10 <sup>2</sup>
		луб з карой	—	6,16 · 10 <sup>3</sup>	5,12 · 10 <sup>3</sup>
	верхняя	абалона	2,6 · 10 <sup>3</sup>	6,76 · 10 <sup>2</sup>	1,07 · 10 <sup>3</sup>
		ядро	9,0 · 10 <sup>2</sup>	3,32 · 10 <sup>2</sup>	7,80 · 10 <sup>2</sup>
30	ніжняя	луб з карой	—	4,54 · 10 <sup>3</sup>	5,92 · 10 <sup>3</sup>
		абалона	1,5 · 10 <sup>3</sup>	5,58 · 10 <sup>2</sup>	8,70 · 10 <sup>2</sup>
	сярэдняя	ядро	6,9 · 10 <sup>2</sup>	2,12 · 10 <sup>2</sup>	5,10 · 10 <sup>2</sup>
		луб з карой	—	5,28 · 10 <sup>3</sup>	6,42 · 10 <sup>3</sup>
	верхняя	абалона	2,5 · 10 <sup>3</sup>	6,47 · 10 <sup>2</sup>	7,40 · 10 <sup>2</sup>
		ядро	7,7 · 10 <sup>2</sup>	3,20 · 10 <sup>2</sup>	9,20 · 10 <sup>2</sup>
90	ніжняя	луб з карой		7,23 · 10 <sup>3</sup>	1,59 · 10 <sup>4</sup>
		абалона		5,18 · 10 <sup>2</sup>	2,26 · 10 <sup>3</sup>
	сярэдняя	ядро		4,09 · 10 <sup>2</sup>	1,32 · 10 <sup>3</sup>
		луб з карой		1,69 · 10 <sup>4</sup>	1,09 · 10 <sup>4</sup>
	верхняя	абалона		5,57 · 10 <sup>2</sup>	1,46 · 10 <sup>3</sup>
		ядро		4,24 · 10 <sup>2</sup>	1,83 · 10 <sup>3</sup>
90	ніжняя	луб з карой		2,95 · 10 <sup>3</sup>	1,91 · 10 <sup>3</sup>
		абалона		5,15 · 10 <sup>2</sup>	1,91 · 10 <sup>3</sup>
	сярэдняя	ядро		3,86 · 10 <sup>2</sup>	1,51 · 10 <sup>3</sup>
		луб з карой	—	5,17 · 10 <sup>3</sup>	1,72 · 10 <sup>4</sup>
	верхняя	абалона	3,7 · 10 <sup>3</sup>	6,99 · 10 <sup>2</sup>	6,08 · 10 <sup>3</sup>
		ядро	2,8 · 10 <sup>3</sup>	4,78 · 10 <sup>2</sup>	4,32 · 10 <sup>3</sup>
90	ніжняя	луб з карой	—	6,38 · 10 <sup>3</sup>	1,71 · 10 <sup>4</sup>
		абалона	2,9 · 10 <sup>3</sup>	6,98 · 10 <sup>2</sup>	4,13 · 10 <sup>3</sup>
	сярэдняя	ядро	2,5 · 10 <sup>3</sup>	6,04 · 10 <sup>2</sup>	2,87 · 10 <sup>3</sup>
		луб з карой	—	5,35 · 10 <sup>3</sup>	2,06 · 10 <sup>4</sup>
	верхняя	абалона	3,4 · 10 <sup>3</sup>	6,69 · 10 <sup>2</sup>	3,81 · 10 <sup>3</sup>
		ядро	2,7 · 10 <sup>3</sup>	5,90 · 10 <sup>2</sup>	3,27 · 10 <sup>3</sup>

ны элемент драўніны, як лубяная тканка з карой, дзе назіраецца нязначны рост гама-актыўнасці ў ніжняй частцы ствала. Пры шчыльнасці радыеактыўнага забруджвання 15—90 Ки/км<sup>2</sup> агульнай заканамернасцю для стваловай драўніны за гэты ж перыяд назіранняў з'яўляецца нарастаючы тып назапашвання цэзію-137.

Аднак, калі параўнаць перамяшчэнне даследаванага ізатопа ў драўніне хвоі за апошнія 3 гады (1990—1992), то выразна відаць яго скачкападобны характар. У 1990 г. пры шчыльнасці забруджвання глебы 15 Ки/км<sup>2</sup> канцэнтрацыя цэзію-137 у абалоннай драўніне хвоі складала (1,5—2,6) · 10<sup>3</sup> Бк/кг, а ў 1991—1992 гг. — адпаведна (5,58—6,76) · 10<sup>2</sup> і 7,40 · 10<sup>2</sup>—1,07 · 10<sup>3</sup> Бк/кг. Гама-актыўнасць абалоннай драўніны пры шчыльнасці забруджвання глебы 90 Ки/км<sup>2</sup> у 1990 г. ацэнена ў (2,9—3,7) · 10<sup>3</sup> Бк/кг, у 1991 — (6,69—6,99) · 10<sup>2</sup> і ў 1992 г. — (3,81—6,08) × 10<sup>3</sup> Бк/кг. З прыведзеных даных вынікае, што на працягу 3 гадоў на фоне агульнага паніжэння канцэнтрацыі цэзію-137 у найбольш біялагічна актыўнай частцы драўніны — абалоні да 1992 г. адбылося адноснае павышэнне гама-актыўнасці. Такая інтэнсіўнасць міграцыі радыеактыўнага прадукта дзялення тлумачыцца тым, што ў першыя гады пасля аварыі на Чарнобыльскай АЭС пры агульным высокім фоне знеш-

няга выпраменьвання атрымала перавагу ліставая сорбцыя радыенуклідаў, сярод якіх найбольш рухомым з'яўляецца цэзій-137. У наступныя гады, як сведчаць нашы папярэднія даследаванні [3], па меры гуміфікацыі і мінералізацыі ляснога подсілу радыенукліды замацоўваюцца ў верхніх караненаселеных гарызонтах глебы і становяцца даступнымі для засваення каранёвымі сістэмамі раслінаў. Пры глебавым паступленні радыенуклідаў, якое пераважае ў сучасны момант, паглыннанне хвойй цэзію-137 адбываецца менш інтэнсіўна, хоць і назіраецца тэндэнцыя да некаторага адноснага павышэння канцэнтрацыі гэтага радыеактыўнага ізатопа.

Такім чынам, праведзенае вывучэнне дынамікі назапашвання цэзію-137 у драўніне хвойі звычайнай сведчыць, што пра пэўную стабілізацыю радыенуклідаў у лясной расліннасці гаварыць яшчэ рана. Вось чаму даследаванні механізмаў размеркавання і перамеркавання радыеактыўных ізатопаў у сістэме глеба—расліна—глеба з'яўляюцца важнай задачай, вырашэнне якой будзе садзейнічаць стварэнню навуковых асноў для прагназіравання міграцыі радыеактыўных рэчываў у лясных фітацэнозах.

### Summary

The results of three year investigations (1990—1992) in estimating pine plantation radiocontamination are given. Parameters of vertical and radial migration of caesium-137 are determined in wood of Scotch pine (*Pinus sylvestris*) depending on the soil radiocontamination density.

### Літаратура

1. Алексахин Р. М., Нарышкин М. А. Миграция радионуклидов в лесных фитоценозах. М., 1977.
2. Израэль Ю. А., Вакуловский С. М., Ветров В. А. и др. // Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред. Л., 1990.
3. Еўсіевіч К. М., Бойка А. В. // Весці АН БССР. Сер. біял. навук. 1991. № 5. С. 39—41.

Цэнтральны батанічны сад  
АН Беларусі

Паступіў у рэдакцыю  
04.03.93

УДК 582.24:582.28-11

Д. К. ГЕСЬ, З. Я. СЯРОВА

### НУКЛЕАЗЫ ГРЫБА HELMINTHOSPORIUM TERES SACC.

Адной з праблем фітапатагенезу з'яўляецца вывучэнне фактараў, якія вызначаюць паспяховае пранікненне паразітычнага грыба ў тканкі жывячай расліны, г. зн. фактараў, якія характарызуюць яго патагеннасць. Сярод іх асобая роля належыць ферментам, якія можна разглядаць як адну з састаўных частак экстрацэлюлярнага апарату ўзбуджальніка хваробы. З іх дапамогай паразіт пераадольвае паверхневыя бар'еры расліннай тканкі, атрымлівае доступ да змесціва клетак, мадыфікуе яго, а галоўнае — уключае механізмы, з дапамогай якіх пачынаецца сінтэз новых, неабходных грыбу злучэнняў, якія адсутнічаюць у тканках гаспадара да яго ўкаранення.

Ведаючы асаблівасці выдзялення ферментаў *Helminthosporium teres*, іх набор, паслядоўнасць сакратавання, механізмы ўздзеяння на важныя звёны метабалізму клетак ячменю, можна атрымаць звесткі пра характар развіцця фітапатагенезу і на гэтай аснове зразумець асаблівасці ўзнікнення шляхоў, здольных абмяжоўваць дадзены працэс. Аднак састаў экстрацэлюлярнага апарату *Helminthosporium teres* невядомы.