

Державний комітет лісового господарства України
Український орден "Знак Пошани" науково-дослідний інститут
лісового господарства і агролісомеліорації ім. Г.М.Висоцького
Поліський філіал

**ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЇ ЛІСІВ І ЛІСОКОРИСТУВАННЯ
НА ПОЛІССІ УКРАЇНИ**

Випуск 4 (10)

Наукові праці

Видавництво «ВОЛИНЬ»

Житомир, 2004

**State Committee of Forestry of Ukraine
Ukrainian Scientific Research Institute of Forestry
and Agro-Forest Amelioration
Polis'ky Branch**

**PROBLEMS OF ECOLOGY OF FORESTS
AND
FOREST USE ON POLISSYA OF UKRAINE**

Issue 4 (10)

Scientific works

«VOLYN'» PUBLISHERS

Zhytomyr, 2004

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ:

В.П. КРАСНОВ (головний редактор), **О.О. ОРЛОВ** (відповідальний секретар), Т.Л. АНДРІЄНКО,
В.О. БУЗУН, В.М. ВОЙЦИЦЬКИЙ, В.А. ГАЙЧЕНКО, М.І. ГОРДІЄНКО, Я.В. КОВАЛЬ,
М.Є. КУЧЕРЕНКО, П.І. ЛАКИДА, М.А. ЛОХМАТОВ, В.М. МАУРЕР, О.С. МІГУНОВА, М.І. ОНИСЬКІВ,
В.І. ПАРПАН, В.П. ТКАЧ, В.П. ШЛАПАК

EDITORIAL BOARD:

V.P. KRASNOV (Editor-in- Chief), **O.O. ORLOV** (editorial secretary), T.L. ANDRIENKO, V.O. BUZUN,
V.M. VOITSITSKY, V.A. GAYCHENKO, M.I. GORDIENKO, Y.V. KOVAL', M.E. KUCHERENKO,
P.I. LAKIDA, M.A. LOKHMATOV, V.M. MAURER, O.S. MIGUNOVA, M.I. ONIS'KIV, V.I. PAPAN,
V.P. TKACH, V.P. SHLAPAK

Адреса редакційної колегії:

Поліський філіал УкрНДЛГА, проспект Миру, 38, м. Житомир, 10004
Тел./факс (0412) 26-86-28
e-mail: station@zt.ukrpack.net

Видається за рішенням Вченої ради УкрНДЛГА.

ББК 634.9 (4Укр)
УДК 630.9:551.251

П78

Проблеми екології лісу і лісокористування на Поліссі України. - Вип. 4 (10). -
Житомир: Волинь, 2004. - 108 с.

Представлені результати досліджень з питань радіоекології лісу, лісівництва і лісокористування в
Поліссі та в інших найбільш лісистих регіонах України, Білорусі та Росії.
Для науковців і спеціалістів лісового господарства.

Problems of ecology and forest use on Polissya of Ukraine. - Issue 4 (10). -
Zhytomyr: Volyn', 2004. - 108 p.

Results of investigations on radioecology and forestmaning, forest use in Polissya and other the most
forested regions of Ukraine, Bilorussia and Russia are presented.
For researchers and specialists of forestry.

ISBN 966-7390-36-5 Наукові праці Поліського філіалу УкрНДЛГА.
ISBN 966-690-073-4 Випуск 4 (10).



Поліський філіал Українського
ордена "Знак Пошани" науково-
дослідного інституту лісового
господарства і агролісомеліорації
ім. Г.М.Висоцького, 2004

З М І С Т

| | Стор. |
|---|-------|
| В.П. Краснов, О.О. Орлов, В.П. Ландін. До можливості реабілітації лісів, забруднених радіонуклідами | 7 |
| О.О. Орлов, Т.В. Курбет, О.Г. Дмитренко. Щільність забруднення ґрунту у системі взаємоспряжених ландшафтів в умовах донного рельєфу Українського Полісся | 12 |
| Ландін В.П. Сучасна радіаційна ситуація в радіоактивно забруднених лісах України | 23 |
| О.О. Орлов. Вплив погодних умов вегетаційного періоду на інтенсивність акумуляції техногенних радіонуклідів рослинами (аналітичний огляд) | 27 |
| Ж.А. Рупасова, В.А. Игнатенко, Р.Н. Рудаковская, Л.В. Кухарева, А.В. Эльяшевич. Влияние погодных условий вегетационного периода на темпы продуцирования надземной фитомассы и формирования фонда фотосинтезирующих пигментов в растениях кадила сарматского (<i>Melittis samnatica</i> Klok.) в условиях Беларуси | 33 |
| І.Т. Гулик Багаторічна динаміка впливу радіоекологічних чинників аварії на ЧАЕС на популяцію дикого кабана у лісах Центрального Полісся України | 40 |
| В.В. Долин, А.А. Орлов. Оценка скорости самоочищения ландшафтов Киевского и Житомирского Полесья на основе анализа биогеохимических потоков радионуклидов | 49 |
| А.И. Щеглов, О.Б. Цветнова, Н.Д. Кучма. Многолетняя динамика коэффициентов перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr в структурные компоненты древостоя | 62 |
| В.О. Бузун, О.Г. Дмитренко. Використання і товарна структура стиглого лісу в Центральному Поліссі | 77 |
| Сагайдак С.І. Сучасний стан постійної лісонасінневої бази Житомирщини | 90 |
| В.Л. Мещкова. Прогнозування сезонного розвитку звичайного соснового пильщика <i>Diprion pini</i> L. | 93 |
| В.О. Бузун, О.В. Стругинський. Санітарний стан і продуктивність соснових культур на лісових та староорних землях на ділянках з різною інтенсивністю рубок догляду | 98 |

CONTENTS

| | Page |
|---|------|
| Krasnov V.P., Orlov A.A., Landin V.P. To the possibility of rehabilitation of forest contaminated by radionuclides | 7 |
| Orlov O.O., Kurbet T.V., Dmitrenko O.G. Density of ground radioactive contamination in the system of interconnected landscapes in conditions of dune relief of Ukrainian Polissya | 12 |
| Landin V.P. Contemporary radiation situation in radioactively contaminated forests of Ukraine .. | 23 |
| Orlov O.O. Influence of weather conditions of vegetative period on intensity of accumulation of technogenous radionuclides by plants (analytical review) | 27 |
| J.A. Rupasova, V.A. Ignatenko, R.N. Rudakovskaya, L.V. Kukhareva, A.V. Elyashevitch Influence of vegetation period weather conditions on the production rate of overground phytomass and photosynthesis pigments fund formation in (<i>Melittis sarmatica</i> Klok.) plants under conditions of Belarus | 33 |
| Gulik I.T. The long-term dynamics radioecological factors of an accident on Chernobyl nuclear power plant on population of wild boar in forests a Central Polessye of Ukraine | 40 |
| Dolin V.V., Orlov A.A. Evaluation of speed of self-cleaning of landscapes of Kiev and Zhytomyr Polissya on the basis of analysis of biogeochemical streams of radionuclides | 49 |
| A. I. Shcheglov, O.B. Tsvetnova and N.D. Kuchma The long-term dynamics of ^{137}Cs and ^{90}Sr transfer factors to different components of tree stand | 62 |
| Buzun V.O., Dmitrenko O.G. Using and commodity structure of ripe forests in Central Polessye..... | 77 |
| Sagaydak S.I. Contemporary state of constant forest-seed base of Zhytomyr region | 90 |
| V.L.Meshkova Prediction of <i>Diprion pini</i> L. seasonal development | 93 |
| Buzun V.A., Strutinsky A.V. The sanitary condition and productivity of pine cultures on the forest and lands after agricultural use on the areas with different intensity of care chopping..... | 98 |

Краснов В.П. –
доктор сільськогосподарських наук,
Орлов О.О. –
кандидат біологічних наук,
Поліський філіал УкрНДДЛГА,
Ландін В.П. –
кандидат сільськогосподарських наук,
Держкомлісгосп України

До можливості реабілітації лісів, забруднених радіонуклідами

В останні 5-10 років у наукових публікаціях, присвячених тим або іншим проблемам, пов'язаним із ліквідацією наслідків аварії на ЧАЕС, з'явився новий, стосовно цієї проблеми, термін – «реабілітація». Зустрічається він досить часто й у різних контекстах: «реабілітація забруднених територій» [1], «реабілітація сільськогосподарських угідь» [2, 3], «реабілітація виведених земель» [4], «реабілітація радіоактивно забруднених земель» [5], «реабілітація чорнобильської зони відчуження» [6], «реабілітація деревостанів» [7], «реабілітація забруднених радіонуклідами лісових земель» [8]. Більша кількість публікацій присвячена сільськогосподарським землям, для яких розроблялися: методологічні підходи до реабілітації [8, 9], а на Україні – «Концепція ведення агропромислового виробництва на забруднених територіях та їх комплексної реабілітації на період 2000-2010 р.» [10]. Про реабілітацію лісів публікацій значно менше [7, 11, 12, 13], що, імовірно, говорить про слабку вивченість даного питання.

У великій кількості статей термін «реабілітація» вживається як такий, що вже досить відомий, який нібито в публікаціях пояснений. Однак, лише в деяких з них дається дефініція цього поняття. Так, у вже відзначеній вище роботі [10] констатується, що «Реабілітація забруднених земель зони безумовного (обов'язкового) відселення – це комплекс заходів, що здійснюються на цих землях для повернення їх у господарське використання, відновлення їх доаварійного правового статусу, зняття обмежень у використанні традиційних природних ресурсів». У роботі білоруських дослідників [7] «реабілітація розглядається як процес удосконалення умов проживання населення і ведення господарської діяльності на території радіоактивного забруднення ...», а стосовно до лісового господарства «... основною метою реабілітації в ньому є поступове повернення в господарський оборот забруднених лісових земель із усіма природно-ландшафтними елементами і штучними об'єктами». Подібне трактування реабілітації лісів було висловлено також російськими дослідниками, але значно раніш [14]. В останні роки з'явилися й інші пояснення: «Під реабілітацією радіоактивно забруднених територій розуміють поновлення порушених при аварійній зміні радіаційної ситуації виробничих, економічних, соціально-психологічних і інших відносин, а також відновлення можливості без обмежень вести господарську діяльність» [15]. У цій же роботі з'явилось трактування іншого терміна «повна реабілітація забруднених територій», що дещо відрізняється від висловленої раніше цими ж авторами [1]. Вони ж вживають і вираз «комплексна реабілітація забруднених територій» [2].

Складається думка, що термін «реабілітація» трактується досить вільно.

Ще на одну обставину хотілось би звернути увагу. Дуже часто поруч з поняттям «реабілітація» вживаються знову ж різні терміни – «угіддя», «території», «землі», «сільськогосподарське виробництво», «лісове господарство», «насадження» і т.д., що також потребує пояснень у кожному конкретному випадку.

Найбільш повно розглянута методологія, принципи, критерії, розроблені концепція і програми реабілітації сільського господарства або сільськогосподарських земель. Що стосується лісового господарства або лісів, то стратегії їх реабілітації присвячена невелика кількість публікацій [7, 12, 13], та й носять вони більше декларативний характер, або в них розглядаються ті або інші часткові питання.

На наш погляд, методологія реабілітації лісгосподарського виробництва і лісів повинна базуватися на загальновідомих принципах:

- недопущення невиправданого переопромінення працівників лісового господарства і місцевого населення внаслідок господарської діяльності на лісових землях, використання їх у рекреаційних цілях або заготівлі недревної продукції лісу;
- виключення виробництва продукції лісового господарства, радіоактивне забруднення якої перевищує допустимі рівні вмісту радіонуклідів;
- поступове, безперервне здійснення комплексу заходів щодо реабілітації лісових земель і лісгосподарського виробництва;
- обґрунтованість і вираженість пропонованих і здійснюваних заходів з урахуванням радіаційної безпеки, економічної й екологічної доцільності;
- здійснення постійного моніторингу за радіаційною ситуацією і розробка її прогнозу.

Для полегшення подальшого розуміння матеріалу і чіткості його викладення пропонуємо кілька дефініцій термінів, що будуть вживатися:

реабілітація лісів (лісових земель) – поступове відновлення господарської діяльності і використання продукції лісового хазяйства на територіях, забруднених радіонуклідами;

реабілітація господарської діяльності в лісах – поступове відновлення усіх видів господарської діяльності в лісах, що була припинена або обмежена за радіаційною ознакою;

реабілітація використання продукції лісового господарства – поступове відновлення використання лісових ресурсів, що було припинено або обмежене внаслідок перевищення допустимих рівнів вмісту в них радіонуклідів.

Для оцінки радіаційної ситуації в лісах, оцінки запропонованих заходів щодо їх реабілітації, а також визначення ефективності захисних мір слід використовувати наступні критерії:

- щільність радіоактивного забруднення ґрунту;
- питому активність радіонуклідів у продукції лісового господарства;
- індивідуальну дозу опромінення працівників на конкретних видах лісгосподарського виробництва;
- колективну дозу внутрішнього опромінення від вживання продукції лісового господарства.

Ми не пропонуємо критерії екологічного, економічного або іншого характерів, які б в оцінювали ефективність захисних заходів у лісовому господарстві або тих, що спрямовані на зниження радіоактивного забруднення продукції лісового господарства, оскільки згідні з авторами вже наявних публікацій, оцінюючих їх низьку ефективність і проблемність застосування в лісі [7].

Реабілітація може здійснюватися, як за одним критерієм, так і за декількома або всіма на площі таксаційного виділу, лісового кварталу, лісової дачі, лісництва, лісгоспу. Більш того, у рамках одного критерію – «продукції лісового господарства» поступова реабілітація може здійснюватися за конкретними її видами – використанням деревини, мисливських тварин, грибів, лікарських і ягідних рослин, сіна і т.д. Пояснюється останнє різними рівнями вмісту радіонуклідів у певних видах продукції при всіх інших рівних умовах.

При наявності повидільного банку даних про радіаційну ситуацію реабілітація конкретних ділянок лісу повинна здійснюватися на лісотипологічній основі. Це пояснюється значними міграційними відмінностями радіонуклідів у різних типах умов місцезростання.

Авторами даної публікації складені «Методичні рекомендації з реабілітації лісів на територіях, забруднених радіонуклідами внаслідок аварії на ЧАЕС». Вони були розроблені на виконання розпорядження Кабінету Міністрів України і наказу Держкомлісгоспу України. Нижче ми приводимо основні її положення.

Ціль їх складання полягає в:

- уточненні сучасного радіаційного стану в лісах;
- недопущенні переопромінення працівників лісового господарства і випуску продукції, радіоактивне забруднення якої перевищувало б допустимі рівні;
- поступовому скороченні обмежень на проведення лісгосподарських заходів і випуск продукції лісового господарства за рахунок актуалізації радіаційної ситуації;
- поступовому введенні в господарську діяльність площ, на яких заборонена лісгосподарська діяльність, відповідно до затверджених картосхем радіоактивного забруднення лісів. Відповідно до поставленої мети були сформульовані задачі, які необхідно вирішити:
- створення електронного поквартального банку даних щільності радіоактивного забруднення лісів;
- введення коректив в електронний банк даних, які б враховували фізичний розпад радіонуклідів;
- розробка методики сертифікації деревної продукції лісового господарства на корню;
- створення моделей міграції техногенних радіонуклідів у лісах на лісотипологічній основі;
- розробка прогнозів радіоактивного забруднення продукції лісового господарства на лісотипологічній основі.

Перші два пункти завдань, на наш погляд, не вимагають особливих пояснень. Адже за період, що минув після аварії на ЧАЕС, активність ^{137}Cs і ^{90}Sr знизилася приблизно на 25%, а ^{134}Cs , що у 1990 р. (період останнього обстеження лісів на радіоактивне забруднення) входив у сумарний розрахунок щільності радіоактивного забруднення ґрунту по цезію, наближається до нуля. Таким чином, рекомендується внести корективи в існуючі матеріали про радіоактивне забруднення лісів, з огляду на вищесказане.

Сертифікація продукції лісового господарства на корені начебто не пов'язана з реабілітацією лісу. Однак, з огляду на той факт, що велика кількість пропозицій по веденню лісового господарства в лісах, що потрапили в зону впливу ЧАЕС, носила заборонний характер, а критерієм служила щільність радіоактивного забруднення ґрунту, перевірка продукції на вміст радіонуклідів у насадженнях у цілому носить реабілітаційний характер. Дана перевірка дозволяє не контролювати кожну партію продукції, що відпускається з лісосік, яка пройшла раніше радіаційну сертифікацію лісу на корню.

Лісові екосистеми є найбільш складними з усіх наземних екосистем, характеризуються значним біорізноманіттям і складною ценотичною структурою. Саме багатокomпонентність лісових екосистем, складність їх просторової будови і мозаїчність радіоактивного забруднення створюють основні труднощі при складанні коротко- і довгострокового прогнозу міграції техногенних радіонуклідів у лісах.

Багаторічні моніторингові спостереження за питомою активністю ^{137}Cs у компонентах лісових екосистем демонструють наявність різноспрямованої її динаміки. Так, наприклад, у сосні звичайній питома активність ^{137}Cs у деревині, внутрішній частині кори й однолітніх пагонах продовжує щорічно збільшуватися, а в зовнішній частині кори – зменшуватися; у ґрунті – у лісовій підстилці цей показник зменшується, а в мінеральній частині ґрунту – збільшується; у деяких видів грибів – польського гриба, маслака жовтого, лисички звичайної питома активність ^{137}Cs у плодovих тілах зменшується, а в сирожки

синьо-зеленої і білого гриба навпаки – збільшується. І у всіх компонентах екосистем відбувається фізичний розпад радіоізоотопу. Таким чином, зміна тенденції динаміки вмісту ^{137}Cs у визначеному компоненті лісовій екосистемі відбувається лише за умовами, коли біогеохімічний потік радіонукліда до даного компонента врівноважується радіоактивним розпадом, а згодом останнє стане домінуючим процесом.

Виходячи з вищевикладеного, правомірно зробити висновок про те, що розробка прогнозу вмісту ^{137}Cs у компонентах лісових екосистем на більш-менш тривалий час можлива винятково засобами математичного моделювання.

Математична модель повинна відповідати таким головним вимогам:

- її концептуальна схема повинна складатися з таких компонентів, між якими в природних умовах існують реальні геохімічні зв'язки;
- ці зв'язки характеризують реальні процеси масообміну в екосистемі, їх вибирають з таким розрахунком, щоб вони могли вимірюватися в польових або лабораторних умовах;
- повинна забезпечуватися математична деталізація зв'язків у межах блоків компонентів і між ними; модель повинна бути динамічною, тому може бути вирішена винятково як система диференціальних рівнянь.

Неможливо математично моделювати “ліс узагалі”, тому прикладні математичні моделі, придатні для практичного використання з метою реабілітації лісів, повинні враховувати такі параметри лісової екосистеми, як:

- вік і склад деревостану (звідси похідна – його продуктивність на одиниці площі);
- відносна інтенсивність фізіологічних процесів;
- тип умов місцезростання (звідси друга частина похідної, приведеної вище, а також інтенсивність акумуляції радіонуклідів рослинами і грибами з ґрунту);
- ярусна будова фітоценозу і видовий склад, принаймні, головних видів кожного з ярусів рослинності, що беруть значну участь у перерозподілі радіонуклідів у лісовій екосистемі.

Приклад – концептуальна схема (рис. 1) 55-літнього соснового лісу чорничника-зеленомошника у вологому суборі (В₃). Едифікаторний блок екосистеми – деревостан складається з деревини, хвої, пагонів поточного року, пагонів більш старих, зовнішньої частини кори і внутрішньої, між якими визначені напрямки обмінних процесів. Блок підросту і підстилки також складається зі стовбурної деревини, пагонів, кори, коренів і хвої (листя); трав'яно-чагарниковий ярус розглядається спрощено, як той, що характеризується надземною і підземною фітомасою. Моховий ярус, щільний і потужний у даній екосистемі, розділений на дві частини – живу і мертву (при цьому відомо, що мохи не мають кореня і, відповідно, і кореневого надходження радіонуклідів із ґрунту). Схема демонструє, що саме моховий покрив є бар'єром на шляху щорічного опадів до підстилки.

Блок ґрунту складається з двох головних субблоків – лісової підстилки і мінеральної частини (розділених на 2-сантиметрові прошарки). Зі схеми випливає, що частини лісової підстилки (свіжий опад, напіврозкладена і розкладена) геохімічно зв'язані між собою діяльністю грибів-сапротрофів, інші групи організмів поки що в моделі не аналізуються за браком відповідних даних.

Варто також підкреслити, що деревний ярус, підлісок, підріст і трав'яно-чагарниковий ярус зв'язані з ґрунтом опосередковано – через життєдіяльність визначених груп мікориз, з яких для нас найбільше практичне значення мають мікоризні макроміцети. Саме до них належать найкращі, в харчовому відношенні, гриби – білий гриб, підберезник, красноголовець, маслюк жовтий, усі види сиріжок і груздів і т.п.

За результатами побудови концептуальної схеми моделі лісової екосистеми будується граф потоків ^{137}Cs в останній, а на основі графа – матриця залежностей між компонентами екосистеми. Пошук коефіцієнтів моделі здійснюється шляхом аналізу балансу сумарної активності ^{137}Cs у взаємозалежних компонентах.

Варто підкреслити, що дана модель має певні обмеження:

- описує перерозподіл ^{137}Cs при його однократному надходженні в екосистему; ^{90}Sr – не розглядається;
- модель придатна для застосування в екосистемах, забруднення яких відбулося конденсаційним ^{137}Cs , паливні випадання в ній не розглядаються;
- модель створена для віддаленого післяаварійного періоду – періоду квазірівноваги ^{137}Cs у ґрунтово-рослинному покриві лісів. Вона не описує гострого періоду аерального забруднення компонентів деревостану;
- не врахований вплив погодних умов вегетаційних періодів на міграційну здатність ^{137}Cs .

Можливості прогнозу радіоактивного забруднення продукції лісового господарства:

- дозволяють аналізувати усі види продукції лісового господарства, як деревної, так і недеревної;
- дозволяють визначати питому активність ^{137}Cs у продукції лісового господарства при заданій (відомій) щільності забруднення ґрунту;
- дозволяють проводити розрахунки на будь-який рік і з заданим кроком (через рік, два, десять і т.д.);
- враховують процес фізичного розпаду радіонуклідів;
- дають найменшу з можливих відносну погрішність питомої активності ^{137}Cs у продукції лісового господарства. Остання розраховується за результатами валідації результатів моделювання;
- порівнюють модельні (прогнозні) дані з реальними даними багаторічного радіоекологічного моніторингу. Відносна погрішність прогнозу не повинна перевищувати $\pm 25\%$.

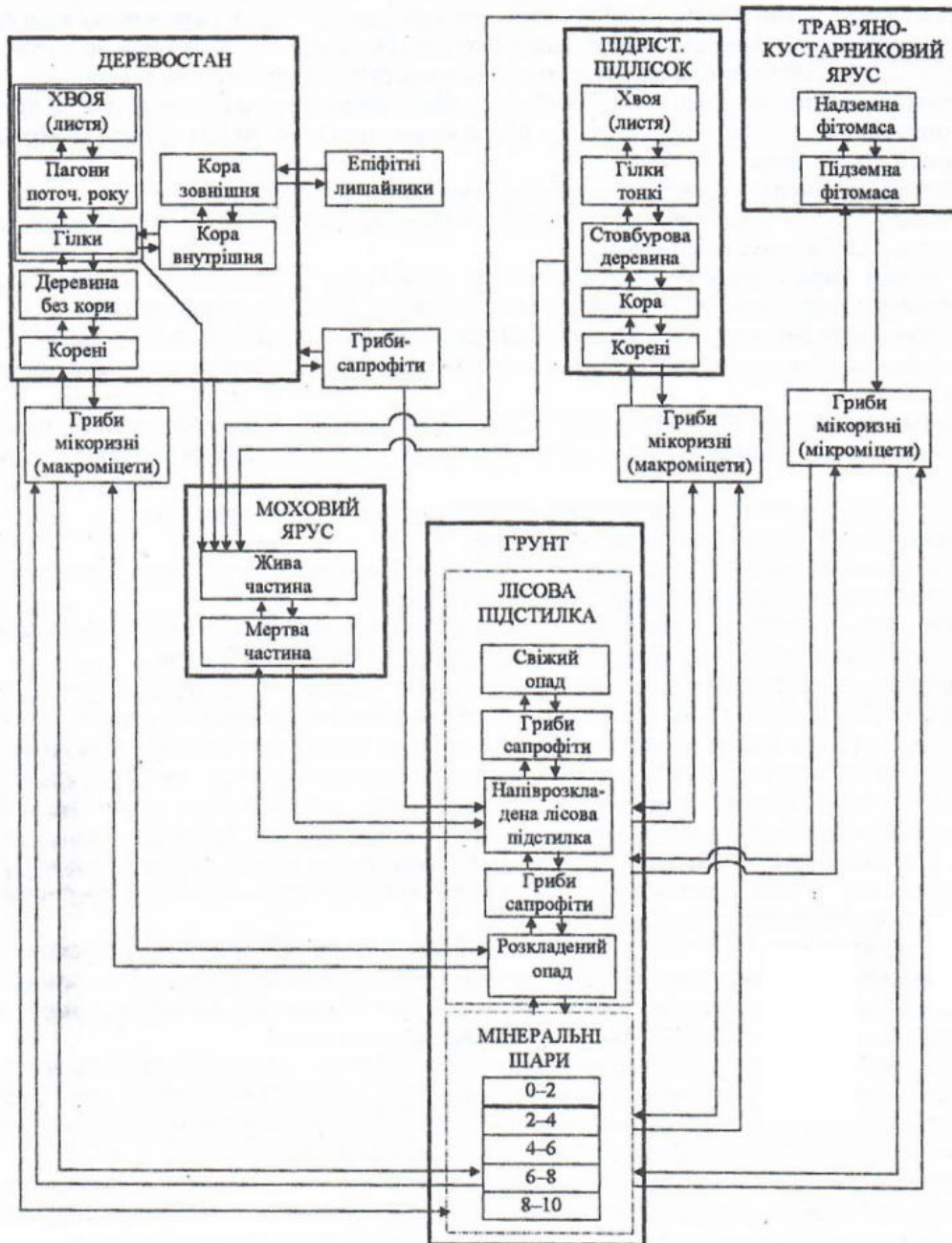


Рис. 1. Концептуальна схема моделі міграції ^{137}Cs у лісовій екосистемі соснового лісу чорнично-зеленомошного.

Література

1. Іванов Ю.А., Холоша В.И., Лось І.П. і ін. Проблеми реабілітації забруднених територій // Матеріали міжнар. конф. "П'ятнадцять років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання". – Київ, 2001. – С. 151-152.
2. Іванов Ю.О., Кашпаров В.О., Пристер Б.С. Проблеми реабілітації сільськогосподарських угідь забруднених територій // Бюлетень екологічного стану зони відчуження. 1997. № 10. – С. 27-35.
3. Мірошник А.І. Агрохімічні аспекти реабілітації забруднених сільськогосподарських угідь Чернігівщини // Зб. тез міжнар. конф. "П'ятнадцять років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання". – Київ, 2001. – С. 40.
4. Перепелятнікова Л.В., Іванова Т.М., Калиненко Л.В. Проблеми реабілітації виведених земель Житомирської області // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2001. – № 18. – С. 47-51.
5. Давидчук В.С., Грицюк Н.Р. Оцінка передумов реабілітації радіоактивно забруднених земель на ландшафтній основі // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. 2001. № 18. – С. 40-46.
6. Осколків Б.Я. Про реабілітацію Чорнобильської зони відчуження // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2001. – № 18. – С. 13-16.
7. Булавик І.М. Проблеми реабілітації забруднених радіонуклідами лісових земель // Зб. наукових праць Інституту лісу НАН Біларусі. – Вип. 55. – Гомель, 2002. – С. 91-99.
8. Шубіна О.А., Фесенко С.В. Методологічний підхід і комплекс математичних моделей для дослідження стратегій використання земель, відчужених після аварії на ЧАЕС // Зб. тез. міжнар. конф. «П'ятнадцять років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання». – Київ, 2001. – С. 231.
9. Калиненко Л.В., Перепелятнікова Л.В., Пристер Б.С., Іванова Т.М. Методологічні та практичні аспекти реабілітації забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС сільськогосподарських угідь Українського Полісся // Зб. тез міжнар. конф. "П'ятнадцять років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання". – Київ, 2001. – С. 151.
10. Концепція ведення агропромислового виробництва на забруднених територіях та їх комплексної реабілітації на період 2000-2010 рр. // Колектив авторів під ред. Б.С. Пристера. – Київ, 2000. – 48 с.
11. Архипов А.М., Іванов Ю.О., Паскевич С.А. Районування території ЗБІЗБ(ПРО) за можливістю до реабілітації // Зб. тез міжнар. конф. "П'ятнадцять років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання". – Київ, 2001. – С. 221.
12. Гонтаренко І.А., Спиридонов С.И., Фесенко С.В. Методологічний підхід до оцінки наслідків радіоактивного забруднення лісових екосистем і обґрунтування застосування захисних заходів // Зб. тез міжнар. конф. "П'ятнадцять років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання". – Київ, 2001. – С. 233.
13. Краснов В.П., Ірклієнко С.П., Орлов О.О. Проблеми реабілітації лісів на територіях, забруднених радіонуклідами // Науковий вісник УДЛУ. – Вип. 10.1. – Львів, 2000. – С. 112-119.
14. Бородастов Г.В., Панфілов А.В., Ушаков Б.А. Основні принципи реабілітації забруднених радіонуклідами лісових земель // Радіоекологічні аспекти наслідків аварії: Доповіді 3-ої Всесоюзної науково-технічної наради за підсумками ліквідації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС. – Т. 4., ч. 1. – Зелений Мис, 1992. – С. 164-185.
15. Надточій П.П., Малиновський А.С., Можар А.О. та інші. Досвід подолання наслідків Чорнобильської катастрофи. Київ: "Світ", 2003. – 372 с.

Краснов В.П., Орлов А.А., Ландін В.П.

К возможности реабилитации лесов, загрязнённых радионуклидами

Полесский филиал УкрНИИЛХА, Государственный комитет лесного хозяйства Украины.

Проведен анализ существующих трактовок реабилитации территорий, загрязнённых радионуклидами. Предложены новые дефиниции терминов «реабилитация лесов», «реабилитация хозяйственной деятельности», «реабилитация использования продукции лесного хозяйства» и новые методологические подходы к реабилитации, которая будет осуществляться в лесном хозяйстве на территориях попавших в зону действия аварийных выбросов ЧАЭС. Представлена модель миграции ¹³⁷Cs в лесных экосистемах.

Krasnov V.P., Orlov A.A., Landin V.P.

About possibility of rehabilitation of forest contaminated by radionuclides

Poliskiy Branch of UkrSRIFA, State Committee of Forestry of Ukraine

Analysis or present treatment of rehabilitation of the territories contaminated by radionuclides has been given. The new definitions of terms "rehabilitation of forests", "rehabilitation of economic activity" and "rehabilitation of forestry production" have been proposed as well as new methodological approach to the rehabilitation which will be inculcated into forestry on the territories contaminated by radioactive Chernobyl emissions.

The compartment model of ¹³⁷Cs migration in forest ecosystems has been presented.

Key words: forest ecosystems, rehabilitation, radionuclides, ¹³⁷Cs, model of migration.

Орлов О.О. –
кандидат біологічних наук
Курбет Т.В. –
науковий співробітник,
Дмитренко О.Г. –
науковий співробітник,
Поліський філіал УкрНДЦЛГА, м. Житомир

Щільність радіоактивного забруднення ґрунту у системі взаємоспряжених ландшафтів в умовах дюнного рельєфу Українського Полісся

Вступ

Після початкових аварійних випадів радіонуклідів Чорнобильського походження у наступний період є важливим кількісно оцінити процеси їх довгострокового перерозподілу в основних типах екосистем та спряжених ландшафтах [1]. Такий перерозподіл радіонуклідів, значною мірою, обумовлений ландшафтною структурою території, що, в свою чергу, обумовлює специфіку ландшафтно-геохімічних умов міграції радіонуклідів [6, 10]. Дослідження перерозподілу радіонуклідів між взаємоспряженими ландшафтами мають велике як наукове, так і практичне значення, адже дозволяють прогнозувати зміни радіоактивного забруднення певних екосистем. Такі дослідження необхідні для реабілітації лісових земель та оцінки можливості лісокористування через певний проміжок часу. Висновок про те, що за межі лісових екосистем мігрує лише мізерна частина радіонуклідів, які випали на ліс, в цілому підтвердився. Як відомо, у лісах відсутній поверхневий стік, і переважає внутрішньогрунтовий [9], що значно уповільнює міграцію радіонуклідів у ґрунті, особливо ^{137}Cs , але не зупиняє її. Тому, якщо розглянути динаміку перерозподілу активності згаданого радіонукліду між ґрунтами взаємоспряжених ландшафтів протягом лише кількох років після аварії, певні зміни, а особливо їхні тенденції, помітити важко. Якщо ж розглядається певний радіологічно значимий період часу, зокрема, весь післяаварійний період, період напіврозпаду ^{137}Cs або кратні до нього величини, стає більш зрозумілим важливість даного процесу. Таким чином виявляється, що певні елементарні лісові ландшафти самоочищуються від ^{137}Cs , а інші – більше забруднюються. Оцінка інтенсивності цих процесів є важливою з огляду на підготовку нині до реабілітації частини лісових площ. Таким чином, згадана проблема є гостро актуальною і потребує поглибленого аналізу.

Огляд літератури

У науковій літературі проблема щільності радіоактивного забруднення ґрунту в умовах більш-менш розсіченого рельєфу лісових ландшафтів висвітлена недостатньо, хоча ця проблема і привертала увагу дослідників з часів глобальних випадів радіонуклідів [6, 7, 10]. Зокрема, показана важливість врахування ландшафтно-геохімічних особливостей території у системі спряжених за стоком ландшафтах на міграцію штучних радіонуклідів у ґрунтах [6]. Ними були наведені дані про те, що вміст ^{137}Cs у ґрунтах на верхівці кінцево-моренної гряди був у 1,8 рази меншим у порівнянні з її схилом та у 1,6 рази меншим – у порівнянні з підніжжям гряди. Російськими дослідниками [5] у 30-км зоні відчуження ЧАЕС у перші післячорнобильські роки (1987-1988 рр.) була вивчена міграція ^{137}Cs у ґрунтово-рослинному покриві на трьох геохімічних профілях у спряжених за стоком ландшафтах. Дослідниці дійшли загального висновку про те, що за такий короткий термін часу після аварії направленість геохімічних потоків ^{137}Cs у спряжених ландшафтах ще не проявилася. Проте, було показано, що у окремих випадках все ж спостерігалася значна динамічність геохімічних процесів та їхня чітка направленість – на крутому березі р. Прип'ять та на прирусловій ділянці її заплави. У 1998 р. О.З.Коротковою [2] у Центральному Поліссі України був вивчений вплив рельєфу у лісових ландшафтах на перерозподіл ^{137}Cs у ґрунтах, та зроблений висновок про те, що за 12 післяаварійних років відбувся суттєвий перерозподіл згаданого радіонукліду у ґрунтах між спряженими у рельєфі ландшафтами. Показано, що найбільш забрудненим ^{137}Cs виявилось підніжжя схилу дони, а найменше – верхівка дони; проміжні значення щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs були характерними для схилу дони.

Комплексний ландшафтний та балансовий підхід до вивчення міграції радіонуклідів у системі спряжених ландшафтів 30-км зони ЧАЕС був використаний у дослідженні українських географів [3], зокрема, за балансом сумарної активності ^{137}Cs ними були виділені три типи ландшафтів: з нейтральним балансом; негативним балансом, коли переважаючими є процеси самоочищення; позитивним балансом, коли переважають процеси акумуляції радіонукліду. На цій методичній основі була складена спеціальна карта Чорнобильської зони відчуження, яка дозволяє, певною мірою, прогнозувати радіоактивне забруднення ландшафтів через певний проміжок часу. Цю саму методику використали дослідники при виконанні спільних радіоекологічних досліджень у проєкті ЕСР-4 [12].

Важливим є вивчення впливу геохімічних бар'єрів на латеральну міграцію техногенних радіонуклідів у системі спряжених ландшафтів. Зокрема, результати досліджень за проєктом ЕСР-3 [11]

дозволили дослідникам зробити висновок про те, що геохімічні бар'єри між суходолом та болотами функціонують завдяки специфічним ґрунтам та біоті, особливо, сфагновим мохом та іншим рослинам. В цьому випадку обмінної фіксації ^{137}Cs не відбувається, натомість, спостерігається формування особливого субциклу міграції радіонукліду у системі „торф – рослини – вода”. Л.І.Страж [8] були детально проаналізовані закономірності акумуляції ^{137}Cs на геохімічних бар'єрах між дюнними та болотними ландшафтами Білоруського Полісся. Був зроблений висновок про значне концентрування згаданого радіонукліду на геохімічному бар'єрі краю болота та про більшу у 1,5–2 рази швидкість вертикальної міграції ^{137}Cs у ґрунті бар'єру, що обумовлено підвищеним вмістом мобільних форм радіонукліду у його ґрунті. Також наголошено на значну роль рослинності, зокрема, мохового покриву, у функціонуванні геохімічних бар'єрів краєвих зон поліських боліт. Таким чином, з даного літературного огляду правомірно зробити висновок про фрагментарну вивченість щільності радіоактивного забруднення ґрунту у взаємоспряжених лісових ландшафтах у віддалений післяаварійний період.

Дослідні об'єкти

Дослідження проведені у вересні 2004 р. на еколого-ценотичному профілі, закладеному у кварталі 3 Замисловицького лісництва Білоруського ДЛП на типовій для Полісся ділянці геохімічно взаємоспряжених ландшафтів, які закономірно чергуються у рельєфі. На даній ділянці висока піщана дюна (до 10 м відносної висоти з крутизною схилів до 20°) – автоморфний ландшафт – переходить у схил північної експозиції (схилово-транзитний ландшафт), далі – у підніжжя (автоморфний акумулятивний ландшафт), потім через вузьку смугу екотону переходить спочатку в мезотрофне, а далі від берега – в оліготрофне болото, (гідроморфний акумулятивний ландшафт).

Таким чином, отриманий ряд ландшафтів добре репрезентує закономірний ряд едатоїв, які формуються в умовах дюнного рельєфу від верхівки дюни до міждюних знижень: $A_1 - A_2 - (A_3) - B_3 - B_4 - A_5$. Слід відзначити, що едатоїв A_3 формується вузькою смугою або фрагментарно.

На всіх елементах мезорельєфу, у всіх ландшафтах була розвинута лісова рослинність природного походження. Верхівку піщаної дюни та верхню частину її північного схилу займає сосновий ліс лишайниковий (*Pinetum cladinosum*) в едатої A_1 (рис. 1). Деревостан сосни має середню висоту 11,2 м, середній діаметр 14,3 см, повноту 0,75, III бонітет. Підріст сосни віком 2-3 роки дуже розріджений. Лишайниковий ярус суцільний, серед епігейних лишайників співдомінантами виступають *Cladonia mitis* (проективне покриття до 30%) та *Cladonia rangiferina* (25-30%). Значну участь у створенні цього ярусу приймають *Cladonia gracilis*, *Cl. uncialis*, *Cl. crispata* та *Cl. subulata*, крім них зустрічаються ще 10 видів епігейних кладоній. Трав'яно-чагарничковий ярус розріджений, куртинний, з проективним покриттям 5-7%. Переважає в ньому *Сorynephorus canescens* (5%), поодинокі зустрічаються *Calluna vulgaris*, *Carex ericetorum*, *Festuca ovina*, *Hieracium umbellatum* тощо. Моховий ярус виявлений нечітко, окремими плямами, з загальним проективним покриттям 3-5%: *Pleurozium schreberi*, *Dicranum polysetum*, *Polytrichum piliferum*, *Pohlia nutans*, *Seratodon purpureus* та ін. Ярус макроміцетів багатий, зареєстровано 15 видів базидіоміцетів, з них найбільшу біомасу на одиниці площі мали *Paxillus involutus*, *Tricholoma flavovirens*, *Sarcodon imbricatus*, *Cortinarius semisanguineus*, *Xerocomus badius*.

Більшу частину північного схилу дюни займає сосновий ліс зеленомошний (*Pinetum hylocomiosum*) в едатої A_2 . Деревостан моновидовий з сосни звичайної, середньою висотою 19,5 м, середнім діаметром 15 см, повнотою 0,84, III бонітету. Підріст сосни – поодинокий, різновіковий. Трав'яно-чагарничковий ярус розріджений, з проективним покриттям до 3%: *Calluna vulgaris*, *Rhodococcum vitis-idaea*, *Melampyrum pratense*, *Convallaria majalis*. Моховий ярус суцільний, рівномірний, до 15 см висотою, з проективним покриттям 90-95%. Співдомінують в ньому *Dicranum polysetum* (40-45%), *Pleurozium schreberi* (30-35%), *Hylocomium splendens* (15-20%). Окремими куртинками серед мохів зустрічаються фрагменти епігейного лишайникового ярусу з проективним покриттям до 5%: *Cladonia gracilis* – 3%, *Cl. rangiferina* – 1%, *Cl. mitis* – 1%. Ярус макроміцетів складається з 15 видів, серед яких за масою на одиниці площі переважають *Lactarius rufus*, *Rozites caperata*, *Xerocomus badius*, *Lactarius helvus*, *Suillus variegatus*.

Едатоїв A_3 виражений фрагментарно вузькою смугою біля підніжжя дюни, ценоз представлений сосновим лісом бруснично-зеленомошним (*Pinetum vaccinioso (viticis-idaei)-hylocomiosum*). Деревостан сосни середньою висотою 17,1 м, середнім діаметром 15,5 см, повнотою 0,61, III бонітету. Підріст сосни 2-3 років – поодинокий. Трав'яно-чагарничковий ярус середньогустий, рівномірний, з проективним покриттям 50-55%. Співдомінують в ньому *Rhodococcum vitis-idaea* (30-35%) та *Vaccinium myrtillus* (15-20%), поодинокі зустрічаються *Melampyrum pratense*. Моховий ярус суцільний, рівномірний, з проективним покриттям 95-98%. Співдомінують в ньому *Pleurozium schreberi* (35-45%) та *Dicranum polysetum* (40-55%), плямами зустрічаються *Leucobryum glaucum* (1-3%). В ярусі макроміцетів відмічено 8 видів, з них за масою на одиниці площі переважають *Rozites caperata*, *Cortinarius semisanguineus*, *Lactarius helvus*, *Russula paludosa*, *Lactarius rufus*.

Едатоїв B_3 розміщувався вузькою смугою до 10-20 м завширшки між піщаною дюною та мезотрофним болотом і був представлений сосновим лісом буяхово-зеленомошним (*Pinetum vaccinioso (uliginosi)-hylocomiosum*). Деревостан сосни відзначався найвищою продуктивністю з усіх ценозів, проаналізованих на профілі. Він мав середню висоту 20,4 м, середній діаметр 16 см, повноту 0,7; I бонітет.

Трав'яно-чагарничковий ярус середньогустий, з проективним покриттям 45-50%, куртинного розміщення. Співдомінують в ньому *Vaccinium uliginosum* (25-30%) та *Ledum palustre* (10-20%), значну участь у створенні ярусу також приймають *Vaccinium myrtillus* (3-5%), *Rhodococcum vitis-idaea* (1-3%), *Molinia caerulea* – 1%. Характерним є купинний мікрорельєф, тому видовий склад мохів на купинах та у міжкупинних зниженнях різний. Загальне проективне покриття мохового ярусу складає 95-98%, з них зелені мохи домінують (75-80%), відповідно проективне покриття сфагнових мохів дорівнює 15-20%. З зелених мохів співдомінують *Pleurozium schreberi* (27-30%), *Dicranum polysetum* (25-30%) та *Hylocomium splendens* (10-15%), меншу участь беруть *Ptilium crista-castrensis* (3-5%), *Polytrichum commune* (1%) та *Pohlia nutans*. Зі сфагнових мохів домінує *Sphagnum nemoreum* (15-20%), як домішка зустрічаються *Sphagnum palustre* та *Sphagnum magellanicum*. За результатами обліку, ярус макроміцетів був представлений 7 видами. З них переважали *Rozites caeperata*, *Amanitopsis fulva*, *Cortinarius mucosus*, *Russula paludosa*.

Едатою В₄ займає смугу 100-200 м завширшки (в залежності від потужності шару торфу) вздовж берега болотного масиву "Плотниця" і представлений сосновим лісом багново-піхвірково-сфагновим (*Pinetum ledoso-eriphoro (vaginati) – Sphagetum*). Деревостан сосни розвинений порівняно непогано, має середню висоту 9,5 м, середній діаметр 13,8 см, високу повноту – 0,85, бонітет V^a. Підріст деревних порід негустий, складом 6Б(п)4С. Трав'яно-чагарничковий ярус з загальним проективним покриттям 70% створюють: *Ledum palustre* (27-30%), *Vaccinium uliginosum* (8-10%), *Oxycoccus palustris* (7-10%), *Eriophorum vaginatum* (8-10%). Значну участь у формуванні цього ярусу відіграють такі види, як *Andromeda polifolia* (1-3%), *Calluna vulgaris* (1-3%), *Rhodococcum vitis-idaea* (1-3%), *Carex lasiocarpa* – 1%. Моховий ярус суцільний, рівномірний, створений мезотрофними сфагновими мохами, з загальним проективним покриттям близько 98%. Основу мохового ярусу створює *Sphagnum nemoreum* (68-70%) – у міжкупинних зниженнях; *Sphagnum magellanicum* (22-25%) – на високих купинах; *Sphagnum centrale* (1-3%) – на верхівках купин. Лишайниковий ярус представлений двома під'ярусами: епігейним на верхівках купин (*Cladonia chlorophaea*, *Cl. rei*, *Cl. bacillaris* – з загальним проективним покриттям 1-3%) та епіфітним під'ярусом з *Hyrogymnia physodes*, *Pseudevernia furfuracea*, *Cladonia rei*, *Cl. chlorophaea*. Ярус макроміцетів складається за результатами обліку з 7 видів, з котрих переважають *Suillus variegatus*, *Cortinarius fulvescens*, *Russula emetica*, *Paxillus involutus*, *Lactarius rufus*.

Едатою А₅ розміщувався 150 м від краю болота і являв собою типовий пригнічений сосняк журавлиново-піхвірково-сфагновий (*Oxycocco (palustris)-eriphoro (vaginati)-depressipinetosa*). Деревостан сосни мав середню висоту 5 м, середній діаметр 11,5 см, повноту 0,36; V бонітет. Підріст сосни – поодинокий, 2-річний, на верхівках купин. Трав'яно-чагарничковий ярус середньогустий, з проективним покриттям 50%. Співдомінують в ньому *Eriophorum vaginatum* (25-30%) та *Oxycoccus palustris* (10-15%). Значну участь у створенні даного ярусу беруть *Ledum palustre* (3-5%), *Andromeda polifolia* (1-3%), *Drosera rotundifolia* (1%). Моховий ярус густий, потужний, з проективним покриттям до 98% та 0,5 м завтовшки. Співдомінують в ньому *Sphagnum fallax* (45-50%) та *Sphagnum magellanicum* (40-45%). На верхівках високих купин постійним видом є *Polytrichum strictum* (5-10%). Ярус макроміцетів на цій оліготрофній ділянці є досить різноманітним, і, за результатами обліку, складається з 10 видів. Особливістю ярусу макроміцетів є значна участь в ньому біотрофів, таких, зокрема, як *Hypholoma idum* та *Cantharellula umbonata*. Решту видів складали типові мікоризоутворювачі, з яких найбільша біомаса була характерною для таких видів, як *Suillus variegatus*, *Paxillus involutus*, *Lactarius rufus*, *L. helvus*, *Cortinarius sphagnetii*, *Lactarius sphagnetii*.

У тісній взаємодії всіх ґрунтоутвірних факторів на різних елементах мезорельєфу сформувалися різко відмінні ґрунти. На верхівці піщаної дюни ґрунт дерново-слабопідзолистий, піщаний, на флювіогляціальних глибоких озових пісках. Лісова підстилка малопотужна. Гумусово-елювіальний горизонт (HE) сірий, піщаний, 8-12 см завтовшки, густо пронизаний корінням сосни, перехід поступовий. Елювіально-ілювіальний горизонт (Ei) іржаво-коричневий, з жовтими плямами, нерівномірний, супіщаний, потужністю 20-22 см, перехід поступовий. Нижче йде горизонт Рі до глибини 80-90 см – жовтий пісок, а ще нижче – материнська порода (горизонт Р) – світло-жовтий пісок.

В середній частині піщаної дюни в едатою А₂ сформувалися дерново-слабопідзолисті (проте більш родючі відміни, ніж в едатою А₁) ґрунти. Під моховим покривом сформований суцільний шар потужної лісової підстилки, більшу частину якої складає слабзорозкладена фракція. Потужність лісової підстилки – до 20 см. Гумусово-елювіальний шар потужний, 20-23 см завтовшки, сірий, піщаний, густо пронизаний корінням сосни, перехід різкий. Елювіально-ілювіальний горизонт потужний, 30-35 см завтовшки, іржаво-коричневий, світлішає в глибину, з поодинокими коренями сосни, перехід поступовий. Горизонт Рі – до глибини 110 см, нижче горизонт Р.

Ґрунтовий профіль в едатою А₃ був викопаний біля підніжжя піщаної дюни. Ґрунт мав усі ознаки небагатих відмін дерново-середньопідзолистих легкосупіщаних відмін. Лісова підстилка потужна, до 20 см завтовшки, її основу створює шар слабзорозкладеної підстилки. Гумусово-елювіальний горизонт (HE) сірий, легкосупіщаний, потужністю 10-12 см, густо пронизаний корінням сосни, перехід поступовий. Елювіальний горизонт добре виявлений, нерівномірний, потужністю 5-12 см, світло-сірий, піщаний, перехід – затьоками. Ілювіальний горизонт іржаво-коричневий, супіщаний, з численними коренями сосни, потужністю 30-40 см, перехід поступовий. Перехідний горизонт І₂Р добре виявлений, світло-коричневий, супіщаний, потужністю 30-40 см, перехід поступовий. Горизонт Рі – до глибини 100 см, піщаний, жовтий, свіжий; глибше – горизонт Р.

В едатопі В₃ морфологічно ґрунтовий профіль був досить подібним до описаного вище, проте відрізнявся кращою вираженістю та диференціацією генетичних горизонтів у верхній частині профілю – HE, E, I₁. Глибина рівня ґрунтових вод – 130 см. Тому з глибини 110 см формується горизонт Pi(gl).

В едатопі В₄ представлений типовий торф'яно-болотний ґрунт на піщаних відкладах. Шар сучасного опаду нещільний. Нижче сфагнового покриву залягає потужний шар очосу до 20-25 см завтовшки зі ступенем розкладу 3-5%, який складається переважно з решток сфагнових мохів, перехід поступовий. Шар власне торфу має товщину 40-50 см, мезотрофний, сфагново-деревний, зі ступенем розкладу 5-15%. Перехід до залізного піску – різкий.

В едатопі А₅ ґрунт представлений торф'яно-болотною, оліготрофною відміною. Шар слабо розкладеного очосу потужністю 30-35 см (на окремих купинах – до 60 см) поступово переходить у оліготрофний торф слабого ступеня розкладу (5-7%), потужністю до 50 см. Коренева система сосни та інших судинних рослин зосереджена виключно в зоні аерації – у верхній частині очосу, переважно на купинах.

Методика досліджень

Поперек північного схилу дюни, від її верхівки до болота за допомогою вимірювальної стрічки була закладена трансекта, на якій через кожні 2 м проводився відбір зразків ґрунту. Кожний збірний зразок ґрунту репрезентував певний гіпсометричний рівень – 5 зразків, з яких він складався, розташовувалися лінійно у полосі 5 м на одному гіпсометричному рівні. При цьому фіксувалися висота та тип умов місцезростання. При відборі ґрунтових зразків лишайниковий та моховий покрив видалялися аж до напіврозкладеної підстилки. Ґрунтові зразки в автоморфних ландшафтах відбиралися циліндричним буром, діаметром 5 см, на глибину 10 см. Відповідні зразки ґрунтів у гідроморфних ландшафтах відбиралися спеціальним торфовим буром Гіллера, діаметром 5 см – для збереження структури та об'ємної маси перезволожених торфів. Після відбору усі зразки висушувалися до повітряно сухого стану – протягом 72 годин, при температурі 80°C та розмелювалися. Вимірювання питомої активності ¹³⁷Cs проводилося на багатоканальному спектроаналізаторі LP-4900В із напівпровідниковим детектором ДГДК-100 ВЗ. Відносна похибка вимірювання згаданого показника не перевищувала 15%. Всього було відібрано та проаналізовано 180 зразків ґрунту. Статистичний аналіз даних проведений за допомогою стандартного пакету програм Excel.

Отримані результати та їх обговорення

Ґрунтові зразки, серійно відібрані на різних елементах рельєфу в умовах взаємоспряжених лісових ландшафтів та, відповідно, в різних едатопах лісів, демонструють певні закономірності. Особливо слід підкреслити, що ці закономірності досить чітко простежуються при аналізі простих статистик тих параметрів ґрунту, які визначають щільність його радіоактивного забруднення – питомої активності ¹³⁷Cs у ґрунті та об'ємної ваги останнього (табл. 1).

Таблиця 1.

Статистичні показники ґрунту на взаємоспряжених елементах рельєфу

| Елемент рельєфу | ТУМ | Показники | Статистики | | | | |
|--------------------|----------------|-----------|------------|-------|--------|-------|-------|
| | | | M | m | δ | V, % | P, % |
| Верхівка дюни | A ₁ | UAP | 427 | 57 | 139,52 | 32,69 | 13,34 |
| | | M poch | 1,361 | 0,074 | 0,18 | 13,32 | 5,44 |
| | | PZP | 56,23 | 4,30 | 10,52 | 18,71 | 7,64 |
| Схил дюни | A ₂ | UAP | 264 | 29 | 85,63 | 32,41 | 10,80 |
| | | M poch | 1,396 | 0,020 | 0,06 | 4,20 | 1,40 |
| | | PZP | 35,31 | 2,65 | 7,94 | 22,49 | 7,50 |
| | A ₃ | UAP | 264 | 32 | 79,42 | 30,10 | 12,29 |
| | | M poch | 1,561 | 0,042 | 0,10 | 6,63 | 2,71 |
| | | PZP | 40,93 | 4,82 | 11,80 | 28,82 | 11,77 |
| Підніжжя дюни | B ₃ | UAP | 264 | 28 | 74,82 | 28,39 | 10,73 |
| | | M poch | 1,439 | 0,035 | 0,09 | 6,43 | 2,43 |
| | | PZP | 37,72 | 3,80 | 10,05 | 26,64 | 10,07 |
| Міждюнное зниження | B ₄ | UAP | 1494 | 303 | 606,06 | 40,56 | 20,28 |
| | | M poch | 0,384 | 0,183 | 0,37 | 95,39 | 47,70 |
| | | PZP | 42,06 | 8,72 | 17,44 | 41,46 | 20,73 |
| | A ₅ | UAP | 632 | 4 | 7,64 | 1,21 | 0,70 |
| | | M poch | 0,110 | 0,000 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| | | PZP | 6,96 | 0,04 | 0,07 | 1,06 | 0,61 |

Примітка: UAP – питома активність ¹³⁷Cs у ґрунті, Бк/кг;
 M poch – об'ємна маса ґрунту, кг/1000 см³;
 PZP – щільність забруднення ґрунту ¹³⁷Cs, кБк/м².

Дані таблиці 1 наочно демонструють те, що об'ємна маса ґрунтів у різних едатопах та елементах рельєфу збільшується у ряду борів $A_1 - A_2 - A_3$, незначно зменшуючись порівняно з борами в едатоці B_3 . Наведені чотири едатоци репрезентують ґрунти автоморфних лісових ландшафтів. І якщо у крайньому едатоці цих ландшафтів – B_3 – об'ємна маса ґрунту дорівнювала в середньому $1,439 \pm 0,035$ кг/1000 см³, то у наступному едатоці при подальшому зниженні рельєфу – B_4 , який представляє напівгідроморфні ландшафти, цей показник був у 3,75 раза меншим – $0,384$ кг/1000 см³. При переході до гідроморфних лісоболотних ландшафтів, які характеризуються оліготрофними торф'яними ґрунтами низького ступеня розкладу (едатоці A_5), об'ємна маса ґрунту знижується ще у 3,49 раза – до $0,110$ кг/1000 см³. Важливим є аналіз середніх значень згаданого вище показника за едатопами (рис. 1).

| | A_1 | A_2 | A_3 | B_3 | B_4 | A_5 |
|-------|----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|----------------------|-------|
| A_2 | $\frac{0,73}{4,74}$ | | | | | |
| A_3 | $\frac{7,18}{5,11}$ | $\frac{18,45}{4,84}$ | | | | |
| B_3 | $\frac{1,48}{4,96}$ | $\frac{1,06}{4,74}$ | $\frac{5,65}{5,12}$ | | | |
| B_4 | $\frac{97,54}{5,59}$ | $\frac{708,25}{5,11}$ | $\frac{436,78}{5,99}$ | $\frac{339,47}{5,59}$ | | |
| A_5 | $\frac{78,56}{5,99}$ | $\frac{770,08}{5,31}$ | $\frac{417,81}{6,61}$ | $\frac{311,24}{5,99}$ | $\frac{2,62}{10,13}$ | |

Рис. 1. Дисперсійна матриця суттєвості різниці середніх значень об'ємної маси ґрунту лісових ґрунтів за едатопами у системі спряжених ландшафтів.

Наведена на рисунку 1 дисперсійна матриця свідчить про те, що різниця середніх значень об'ємної маси ґрунту не була суттєвою на 95% довірчому рівні між едатопами A_1 та A_2 ; A_1 та B_3 ; була суттєвою у дисперсійних парах A_2-A_3 ; A_1-B_4 ; A_1-A_5 . Також у наведеного показника була відсутня достовірна різниця між едатопами A_2 та B_3 , а у решті випадків різниця середніх була достовірною. Для об'ємної ваги ґрунту едатоці A_3 та B_4 характерною була достовірна різниця з усіма іншими едатопами. Різниця між едатопами A_5 та B_4 не була суттєвою на 95% довірчому рівні, в той час як з рештою едатоці була достовірно нижчою.

На рисунку 2 наведено просторовий розподіл конкретних значень об'ємної маси ґрунту на різних елементах рельєфу. Так, зокрема, чітко видно, що на усіх елементах рельєфу та у всіх едатопах об'ємна маса ґрунту значно варіювала – від 6,43 % в едатоці B_3 (підніжжя дюни) до 95,39 % в едатоці B_4 (міждюнна зниження). Найбільше варіювання згаданого показника в останньому випадку було обумовлене поступовим переходом від напівгідроморфних умов з неглибокими торфами (5-10 см) до гідроморфних умов з більш потужними торфами (40-50 см).

З радіоекологічного погляду значний інтерес має порівняльний аналіз питомої активності ¹³⁷Cs у ґрунтах різних едатоці спряженого у рельєфі ряду – від A_1 до A_5 (табл. 1). Наведені дані наочно свідчать про те, що через 16 років після аварії за наведеним показником виділяються чотири зони: верхівка дюни, едатоці A_1 – зона первинної акумуляції ¹³⁷Cs у 1986 р. та елювіальних процесів у наступний період; схил та підніжжя дюни, едатоці $A_2 - A_3 - B_3$ – зона первинної акумуляції ¹³⁷Cs у 1986 р. та інтенсивного транзиту у наступні роки. Третя зона являє собою геохімічний бар'єр між автоморфним та напівгідроморфним ландшафтом (едатоці B_4), радіоактивність 10-см шару якого була у 3,5 раза вищою у порівнянні з едатоці A_1 ; у 5,66 рази – з едатоці A_2 , A_3 та B_3 . На цьому геохімічному бар'єрі у 1986 р. спостерігалася первинна акумуляція ¹³⁷Cs, яка у наступний період змінилася вторинною за рахунок ілювіальності цього ландшафту та переміщенню ¹³⁷Cs по схилу дюни донизу, у напрямку до болота. Слід особливо підкреслити, що у проаналізованому вище ряду взаємоспряжених ландшафтів поверхневий сток відсутній (середня потужність майже суцільного мохового покриву сягає 20-30 см), натомість, абсолютно переважає внутрішньогрунтовий. Останній відбувається в теплий період року по поверхні ілювіального горизонту, звичайно збагаченому "розбухаючими" півтораокислами алюмінію та заліза, а також дрібноземом. В зимовий та весняний періоди цей процес проходить переважно по нижній кромці промерзання ґрунту, яка також у більшості випадків збігається з ілювіальним горизонтом I_1 або I_2 . Про існування та потужність цього процесу свідчить чіткий вторинний пік вмісту ¹³⁷Cs у ілювіальному горизонті ґрунтів в едатоці A_2 , A_3 та B_3 .

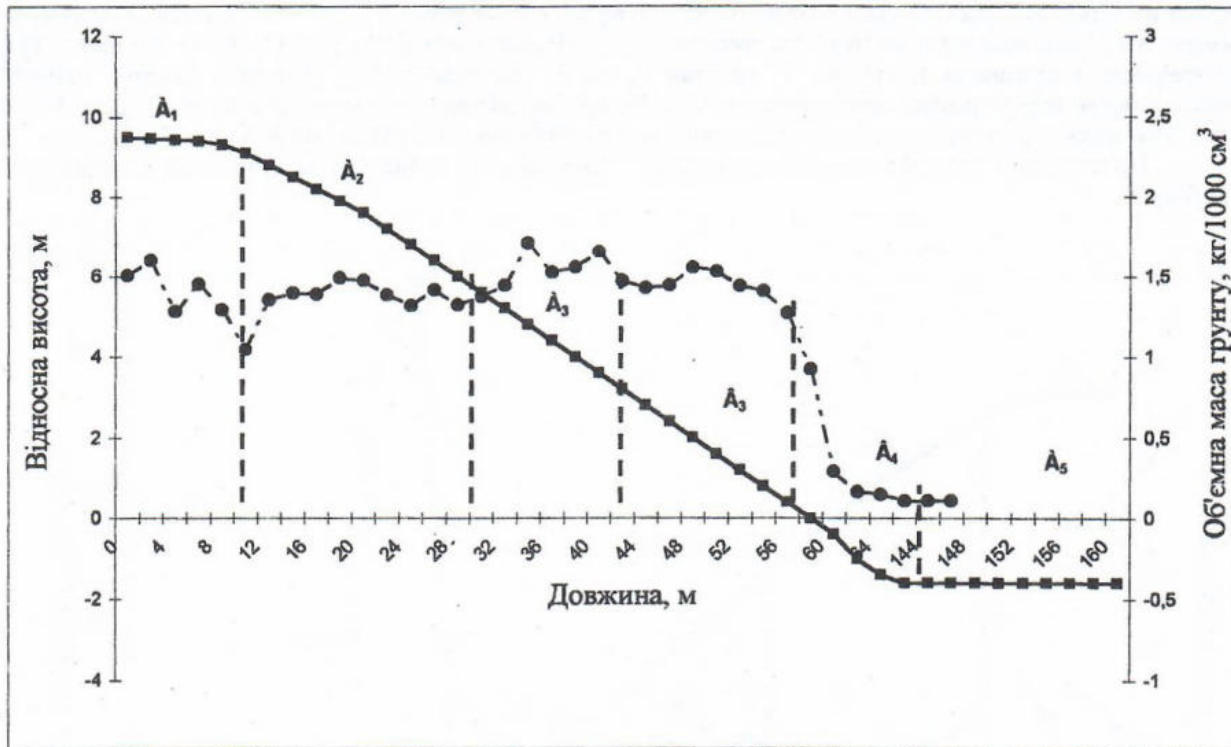


Рис. 2. Об'ємна маса ґрунту на трансекті у взаємоспрязаних ландшафтах.

Четверту зону репрезентує міждюнное зниження, в якому сформувався едачоп A_5 , де у 1986 р. відбувалася первинна акумуляція ^{137}Cs , а у наступний період – досить повільне підвищення питомої активності ^{137}Cs за рахунок фільтрації останнього через геохімічний бар'єр, описаний вище.

Однак, існує важливий методичний момент, який полягає в тому, що в умовах, коли порівнюються мінеральні та органічні ґрунти, які різко відрізняються об'ємною вагою, отримані геохімічні результати завжди відхиляються в бік саме органічних (торфових) ґрунтів, на що вказали російські вчені [4]. Тому, на нашу думку, в даному випадку більш доцільним є порівняння не питомої активності ^{137}Cs у ґрунті, а щільності його радіоактивного забруднення, при визначенні якого враховується об'ємна маса ґрунту. Саме з цієї причини в таких умовах також доцільніше використовувати КП, а не КН.

Результати дисперсійного аналізу питомої активності ^{137}Cs у ґрунті за едачопами (рис. 3) свідчать про

| | A_1 | A_2 | A_3 | B_3 | B_4 | A_5 |
|-------|-----------------------|-----------------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-------|
| A_2 | $\frac{9,09}{4,74}$ | | | | | |
| A_3 | $\frac{6,51}{5,11}$ | $\frac{4,64 \cdot 10^{-5}}{4,84}$ | | | | |
| B_3 | $\frac{7,24}{4,96}$ | $\frac{0,32}{4,74}$ | $\frac{0,03}{5,12}$ | | | |
| B_4 | $\frac{152,13}{5,59}$ | $\frac{367,66}{5,11}$ | $\frac{267,85}{5,99}$ | $\frac{327,68}{5,59}$ | | |
| A_5 | $\frac{17,66}{5,99}$ | $\frac{29,58}{5,31}$ | $\frac{30,45}{6,61}$ | $\frac{35,97}{5,99}$ | $\frac{72,93}{10,12}$ | |

Рис. 3. Дисперсійна матриця суттєвості різниці середніх значень питомої активності ^{137}Cs у лісових ґрунтах за едачопами у системі спрязаних ландшафтів.

те, що в едатопі A_1 спостерігалася істотна на 95% довірчому рівні різниця з рештою едатопів. В едатопі A_2 різниця згаданого показника не була достовірною з іншими едатопами схилу дюни – A_3 та B_3 , проте, була достовірною з едатопами B_4 та A_5 . У едатопів B_4 та A_5 існувала істотна різниця з рештою едатопів. Максимальною ж була різниця між едатопами A_2 та B_4 , про що свідчить максимальна величина $F_{\text{факт.}} = 367,66$. Мінімальною була різниця середніх значень згаданого вище показника між едатопами A_1 та A_3 – $F_{\text{факт.}} = 6,51$.

Просторовий розподіл питомої активності ^{137}Cs у ґрунтах трансекти за едатопами наведений на рисунку 4.

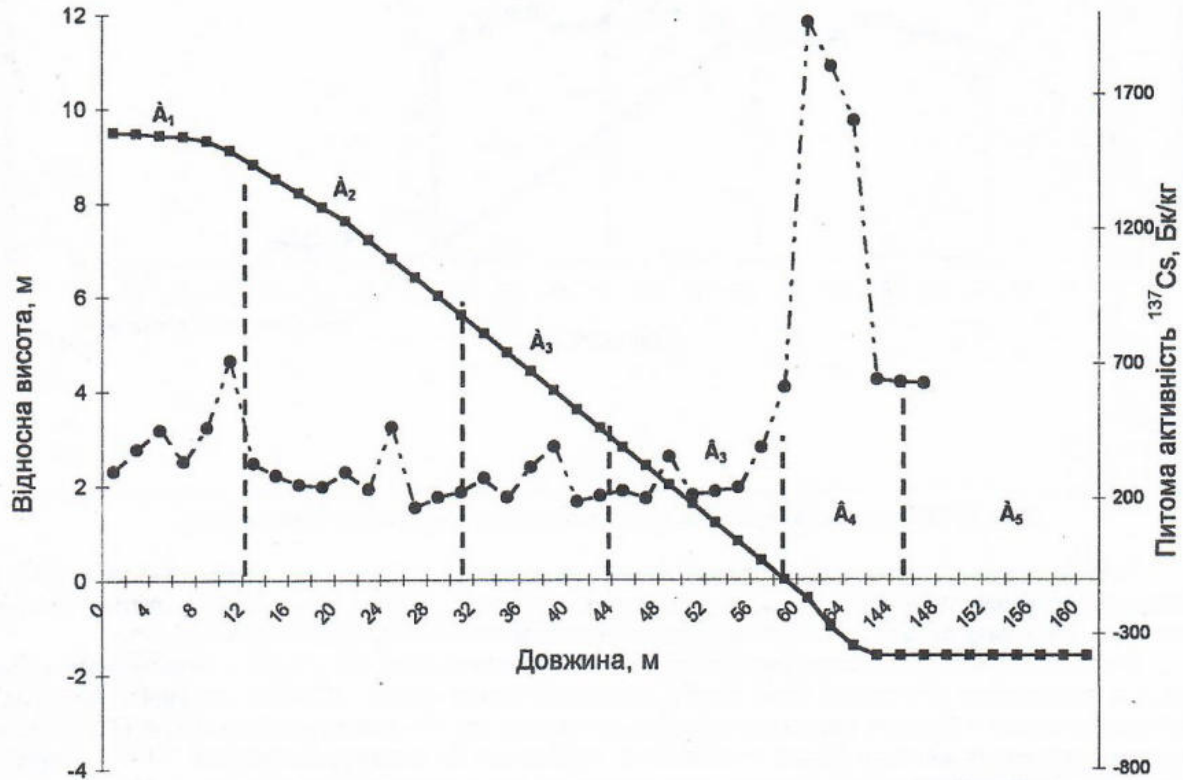


Рис. 4. Питома активність ^{137}Cs у лісових ґрунтах на трансекті у взаємоспряжених ландшафтах.

Найбільше значення для ведення лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення, разом з екологічними умовами, має щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs . Дані рисунку 3 демонструють просторовий розподіл цього показника у системі спряжених ландшафтів, яка аналізується. Зокрема, чітко помітно, що щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs в кожному з едатопів значно варіює, що є результатом і, в свою чергу, обумовлюється варіюванням складових цього параметра – об'ємної маси ґрунту та питомої активності ^{137}Cs у останньому. Загалом, варіювання щільності забруднення ґрунту в різних едатопах знаходилося у діапазоні 1,06–41,46%, проте у більшості випадків дорівнювало близько 20%.

Аналіз середніх значень щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs у різних едатопах та елементах рельєфу демонструє, що на верхівці піщаної дюни, в едатопі A_1 цей показник дорівнював $56,23 \pm 4,30$ кБк/м^2 , що у 1,59–1,37 рази вище, ніж на схилі дюни у зоні транзиту – едатопах A_2 та A_3 , відповідно. Близькі значення до згаданого показника спостерігаються у едатопах A_3 та B_3 . Проте, на геохімічному бар'єрі, в едатопі B_4 відбувається досить помітне збільшення щільності забруднення ґрунту – з $37,72$ кБк/м^2 у B_3 до $42,06$ кБк/м^2 в едатопі B_4 . Просторовий розподіл щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs на трансекті у взаємоспряжених ландшафтах наведено на рисунку 5.

Через геохімічний бар'єр фільтрується дуже обмежена кількість ^{137}Cs , тому щільність забруднення оліготрофного болота є у 6,04 рази нижчою у порівнянні з геохімічним бар'єром. Певно, низьке середнє значення щільності забруднення лісоболотної екосистеми едатопу A_5 також обумовлено специфікою первинних випадів ^{137}Cs , зокрема, меншою затримуючою здатністю невисокого та низькоповнотного деревостану сосни на болоті у порівнянні з деревостанами підвищених елементів рельєфу, зокрема верхівкою піщаної дюни та верхньою частиною її схилу. Результати дисперсійного аналізу свідчать про те, що суттєва на 95% довірчому рівні різниця згаданого показника у едатопах A_1 та A_5 з рештою едатопів (за винятком дисперсійної пари B_4 – A_5). У решті випадків різниця середніх цього показника не була суттєвою, що свідчить про геохімічну однорідність схилу дюни, зокрема едатопів A_2 , A_3 , B_3 . Слід однак відзначити,

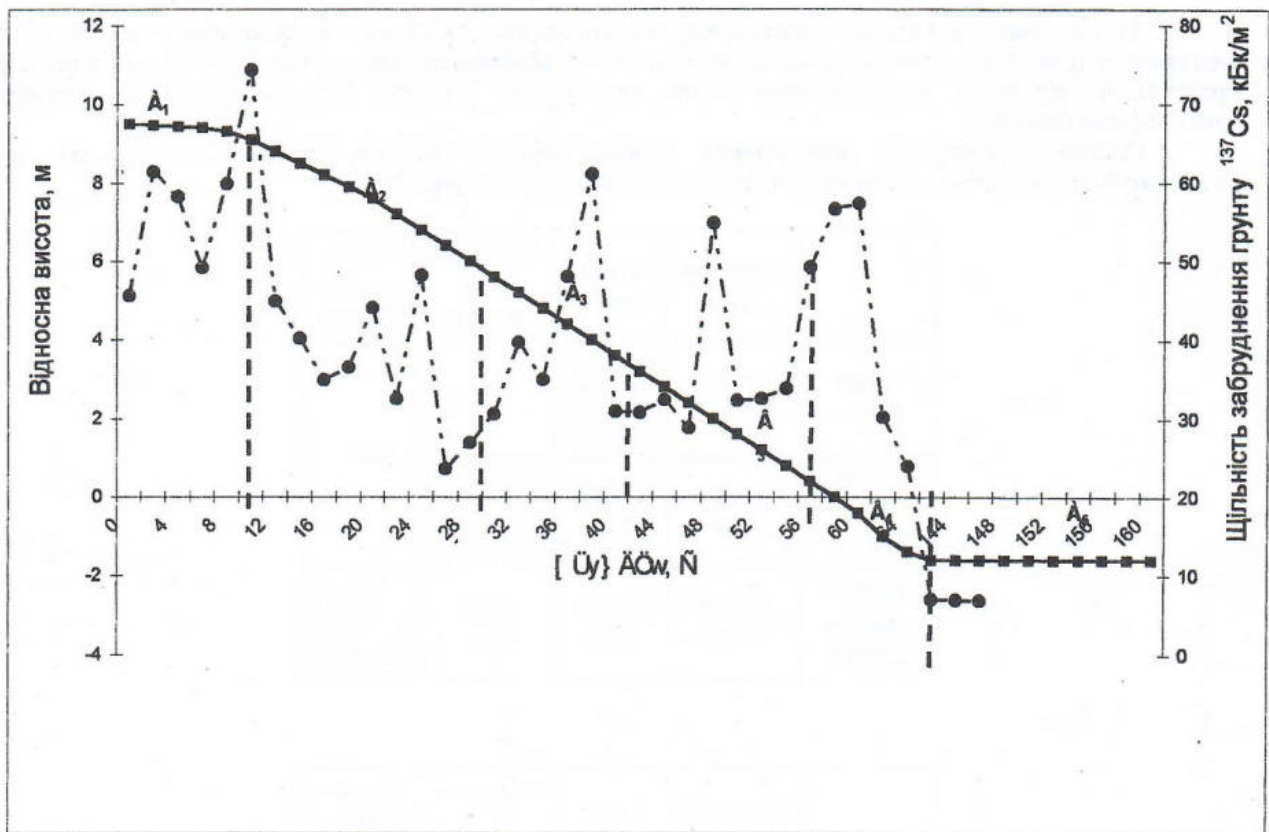


Рис. 5. Щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs на трансекті у взаємоспряжених ландшафтах.

що у цих трьох едатопах також не спостерігалось достовірної різниці із едатопом B_4 ($F_{\text{факт.}} \ll F_{0,95}$), що, на нашу думку, обумовлено комплексною природою геохімічного бар'єру краю болота, частина якого є за умовами ближчою до едатопу B_3 , а частина – до A_5 .

| | A_1 | A_2 | A_3 | B_3 | B_4 | A_5 |
|-------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|-------|
| A_2 | $\frac{20,64}{4,60}$ | | | | | |
| A_3 | $\frac{5,66}{5,11}$ | $\frac{1,23}{4,84}$ | | | | |
| B_3 | $\frac{10,18}{4,96}$ | $\frac{0,60}{4,74}$ | $\frac{0,28}{4,84}$ | | | |
| B_4 | $\frac{5,61}{5,59}$ | $\frac{0,11}{5,11}$ | $\frac{0,14}{5,99}$ | $\frac{0,28}{5,11}$ | | |
| A_5 | $\frac{44,03}{5,99}$ | $\frac{20,69}{5,31}$ | $\frac{12,08}{6,61}$ | $\frac{15,80}{5,99}$ | $\frac{5,25}{10,12}$ | |

Рис. 6. Дисперсійна матриця суттєвості різниці середніх значень щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs за едатопами у системі спряжених ландшафтів

Таким чином, у системі взаємоспряжених ландшафтів за щільністю забруднення ґрунту ^{137}Cs виділяються ті ж самі геохімічні зони, що й за питомою активністю радіонукліду у ґрунті, які у рельєфі представлені верхівкою дюни; схилом дюни; геохімічним бар'єром між суходолом та болотом; оліготрофним болотом.

Оцінимо статистично достовірність різниці середніх значень ґрунтових параметрів, що розглядаються, у виділених елементарних спряжених ландшафтах (рис. 7).

| | Верхівка дюни | Схил дюни | Геохіміч- ний бар'єр | Оліго- трофне болото |
|----------------------------|-----------------------|-----------------------|----------------------------|----------------------------|
| Схил дюни | <u>2,96</u> 4,21 | | | |
| Геохіміч- ний бар'єр | <u>36,55</u> 6,12 | <u>147,08</u> 4,26 | | |
| Оліго- трофне болото | <u>133,39</u> 5,32 | <u>472,71</u> 4,28 | <u>1,60</u> 6,61 | |

а

| | Верхівка дюни | Схил дюни | Геохіміч- ний бар'єр | Оліго- трофне болото |
|----------------------------|----------------------|-----------------------|----------------------------|----------------------------|
| Схил дюни | <u>15,82</u> 4,21 | | | |
| Геохіміч- ний бар'єр | <u>21,42</u> 5,12 | <u>100,32</u> 4,26 | | |
| Оліго- трофне болото | <u>6,03</u> 5,32 | <u>66,27</u> 4,28 | <u>6,79</u> 6,61 | |

б

| | Верхівка дюни | Схил дюни | Геохіміч- ний бар'єр | Оліго- трофне болото |
|----------------------------|----------------------|----------------------|----------------------------|----------------------------|
| Схил дюни | <u>19,23</u> 4,21 | | | |
| Геохіміч- ний бар'єр | <u>2,92</u> 5,12 | <u>5,07</u> 4,26 | | |
| Оліго- трофне болото | <u>61,39</u> 5,32 | <u>29,71</u> 4,28 | <u>11,58</u> 6,61 | |

в

Рис. 7. Дисперсійна матриця різниці середніх значень ґрунтових параметрів між спряженими елементарними лісовими ландшафтами (а – об'ємна маса ґрунту; б – питома активність ^{137}Cs у ґрунті; в – щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs).

Аналіз даних рисунку 7 демонструє в цілому близькість отриманих результатів з такими, вивченими за едатопами. Зокрема, різниця середніх значень об'ємної маси ґрунту не була суттєвою у дисперсійних парах „схил дюни – верхівка дюни” та „геохімічний бар'єр – оліготрофне болото”, у решті ж випадків різниця згаданого показника була суттєвою, з найбільшою різницею у дисперсійній парі „схил дюни – оліготрофне болото” ($F_{\text{факт}} = 472,71 \gg F_{0,95} = 4,28$).

Аналіз даних рисунку 7б демонструє, що питома активність ^{137}Cs у всіх дисперсійних парах (елементарних ландшафтах) була суттєвою на 95% довірчому рівні. Аналогічні дослідження щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs дозволяють зробити обґрунтований висновок про те, що в усіх дисперсійних парах, за виключенням пари „верхівка дюни – геохімічний бар'єр”, різниця середніх значень була суттєвою на 95% довірчому рівні. Щодо близькості величин у дисперсійній парі „верхівка дюни – геохімічний бар'єр”, на нашу думку, спостерігається таке явище. Верхівка піщаної дюни була первинно більш забруднена ^{137}Cs , як найвищий елемент рельєфу, вкритого лісом. Геохімічний бар'єр протягом післяаварійного періоду постійно забруднюється вторинно – за рахунок надходження радіонуклідів з внутрішньогрунтовим стоком. Таким чином, якщо нині ми маємо близькі значення щільності радіоактивного забруднення ґрунту у цих двох елементарних ландшафтах з протилежними тенденціями згаданого показника, через певний період щільність забруднення ґрунту на геохімічному бар'єрі буде істотно вищою у порівнянні з верхівкою дюни.

Висновки

1. У системі спряжених ландшафтів об'ємна маса ґрунту збільшується від верхівки піщаної дюни до її підніжжя в автоморфних умовах, різко зменшуючись у напівгідроморфних та гідроморфних умовах.
2. Питома активність ^{137}Cs у ґрунті є максимальною на верхівці піщаної дюни, зменшуючись у зоні транзиту на її схилах та підвищуючись на геохімічному крайовому бар'єрі болота, за котрим різко падає. Щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs характеризується аналогічними закономірностями.
3. За інтенсивністю первинної акумуляції та переважаючими подальшими процесами перерозподілу ^{137}Cs у спряжених ландшафтах виділено 4 зони: верхівка дюни (елювіальний ландшафт); схил дюни (транзитний ландшафт); геохімічний бар'єр на краю болота (аккумулятивний ландшафт); оліготрофне болото.
4. Найбільш критичним едатопом з радіоекологічного погляду є едатоп V_4 у зоні геохімічного бар'єра, де щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs має у часі виражену тенденцію до збільшення.

Література

1. Израэль Ю.А., Соколовский В.Г., Соколов В.Е. и др. Экологические последствия радиоактивного загрязнения природных сред в районе аварии Чернобыльской АЭС // Атомная энергия. – 1988. – Т. 64, вып. 1. – С. 28-40.
2. Короткова О.З. Накопичення ^{137}Cs основними дикорослими ягідними рослинами лісів Українського Полісся: Автореф. дис. ... канд. сільськогосп. наук. – Житомир, 2000. – 19 с.
3. Ландшафты Чернобыльской зоны и их оценка по условиям миграции радионуклидов / Давыдчук В.С., Зарудная Р.Ф., Михели С.В., Петров М.Ф., Сорокина Л.Ю., Ткаченко А.Н. / Под ред. А.М.Маринича. – К.: Наук. думка, 1994. – 112 с.
4. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Куликов Н.В. Некоторые итоги радиозоологического изучения природных экосистем в зоне Белоярской АЭС // Экология. – 1985. – № 5. – С. 30-34.
5. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Куликов Н.В. Радиозоологическое изучение почвенно-растительного покрова сопряженных участков ландшафта в зоне Чернобыльской АЭС // Экология. – 1990. – № 3. – С. 30-35.
6. Павлоцкая Ф.И., Тюрюканова Э.Б. Миграция искусственных радионуклидов в природных биогеоценозах // Проблемы радиозоологии и биологического действия малых доз ионизирующей радиации. – Сыктывкар: Коми-филиал АН СССР, 1976. – С. 30-45.
7. Павлоцкая Ф.И. Формы нахождения и миграции радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах: Автореф. дис. ... доктора биол. наук. – Москва, 1981. – 43 с.
8. Страх Л.И. Геохимические барьеры краевой зоны болота Белорусского Полесья и концентрация на них ^{137}Cs : Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. – М.: МГУ, 1999. – 24 с.
9. Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И. Последствия радиоактивного загрязнения лесов в зоне влияния аварии на ЧАЭС // Радиационная биология. Радиозоология. – 1997. – Т. 37, вып. 4. – С. 664-672.
10. Тюрюканова Э.Б. О биогеохимических циклах радионуклидов // Современные задачи и проблемы биогеохимии. – Вып. 17. – Москва, 1979. – С. 143-150.
11. Modelling and study of the mechanisms of the transfer of radioactive material from terrestrial ecosystems to and in water bodies around Chernobyl / ECP-3 Final Report / Eds.: U.Sansone and O.Voitsekhovitch. – Luxembourg, 1996. – 230 p.
12. Strategies of decontamination / Final Report APAS – COSU 1991-1995: ECP4 PROJET / Eds.: P.Hubert, L.Annisomova. G.Antsirov. V.Ramsaev. V.Sobotovich. – Luxembourg, 1996. – 173 p.

Орлов А.А., Курбет Т.В., Дмитренко А.Г.

Плотность радиоактивного загрязнения почвы в системе взаимосвязанных ландшафтов в условиях дюнного рельефа Украинского Полесья

Полесский филиал УкрНИИЛХА

Проанализировано влияние расположения опытного участка в рельефе в системе взаимосвязанных ландшафтов на почвенные параметры, определяющие плотность ее радиоактивного загрязнения (объемной массы почвы и удельной активности ^{137}Cs в почве). В соответствии с результатами дисперсионного анализа выделены четыре геохимические зоны по условиям латеральной миграции ^{137}Cs в почве. Дана количественная оценка различиям наблюдаемых параметров на различных элементах рельефа.

Orlov O.O., Kurbet T.V., Dmitrenko O.G.

Density of ground radioactive contamination in the system of interconnected landscapes in conditions of dune relief of Ukrainian Polissya

Poliskiy Branch of UkrSRIFA

The influence of situation of experimental plot in relief in the system of interconnected landscapes on soil parameters determining its density of radioactive contamination (volume soil mass and ^{137}Cs specific activity in the soil) has been analyzed. According the results of ANOVA four geochemical zones have been found on conditions of lateral migration of ^{137}Cs in the soil. Quantitative evaluation of differences of all investigated parameters on different elements of relief has been done.

В.П. Ландін –
кандидат сільськогосподарських наук,
Державний комітет лісового господарства України
(Київ, Україна)

Сучасна радіаційна ситуація в радіоактивно забруднених лісах України

Аварійними викидами Чорнобильської АЕС було забруднено понад 3,2 млн. га лісів України. Щільність забруднення насаджень за межами 30-кілометрової зони ЧАЕС коливається від мінімальних значень до 100 Кі на кв.км.

Від радіоактивного забруднення найбільше постраждали ліси лісосировинної зони України, а саме: Житомирської, Рівненської, Київської, Чернігівської і Волинської областей. В цьому регіоні України зосереджено біля 40% всіх лісів держави і на які припадають значні обсяги заготівлі деревини, харчової і технологічної сировини.

Серед забруднених територій, без урахування 30-кілометрової зони, найбільші площі зі значними рівнями радіоактивного забруднення зосереджені в лісовому фонді Житомирщини, а в цілому 1,2 млн. га, або 39% лісових площ у 18 областях України мають щільність радіоактивного забруднення ґрунту цезієм – 137 понад 1 Кі/км². Такі ліси в Житомирській, Рівненській і Київській областях займають більше половини всього лісового фонду підприємств.

У лісостеповій зоні України (Черкаській, Вінницькій, Тернопільській областях) площі забруднених лісів значно менші і складають у середньому 12-18% від загальної площі лісів.

Особливістю радіоактивного забруднення лісів є значна строкатість величини щільності забруднення насаджень, як окремих держлігоспів, так і лісових кварталів.

Після аварії на ЧАЕС з метою забезпечення виробничої діяльності лісгосподарських підприємств забрудненої зони, на основі наукових досліджень, були розроблені рекомендації по веденню лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення, згідно з якими всі підприємства залежно від величини щільності забруднення ґрунту і ступеня радіоактивного забруднення продукції лісового господарства були поділені на чотири групи:

I група – держлігоспи, на території яких щільність радіоактивного забруднення ґрунту Cs¹³⁷ в лісових насадженнях не перевищує 1 Кі/км². Режим ведення лісового господарства на таких площах залишається традиційним;

II група – держлігоспи лісостепової зони України, на території яких виявлені ділянки лісу з щільністю забруднення ґрунту Cs¹³⁷ від 1 до 10 Кі/км². Рівень радіоактивного забруднення цих підприємств загалом невеликий, але в їх складі наявні ділянки площею (100-300 га) із достатньо високою щільністю радіоактивного забруднення насаджень на багатих сірих, темно-сірих лісових ґрунтах та опідзолених чорноземах, на яких не спостерігається значного накопичення радіонуклідів у деревині та недеревній продукції лісу (грибах, ягодах, лікарській сировині, диких промислових тваринах, сіні, березовому соку). На підприємствах другої групи запроваджуються заходи по забезпеченню радіаційної безпеки працівників;

III група – держлігоспи Українського Полісся, територія яких забруднена радіонуклідами Cs¹³⁷ до 5 Кі/км². В насадженнях підприємств зазначеної зони не спостерігається значного радіоактивного забруднення деревини, але харчова та лікарська сировина мають значні рівні забруднення. Особлива увага на цих підприємствах приділяється радіологічному контролю;

IV група – держлігоспи Українського Полісся з насадженнями на бідних ґрунтах з інтенсивною міграцією радіонуклідів зі щільністю радіоактивного забруднення ґрунту Cs¹³⁷ понад 5 Кі/км². В держлігоспах і мисливських господарствах цієї зони заборонено відстріл диких промислових тварин і введені обмеження на використання деревини, а заготівля дикорослих плодів і ягід, грибів, лікарських рослин була також заборонена.

Внаслідок високої щільності забруднення насаджень радіоцезієм (понад 15 Кі/км²) в лісовому фонді України за межами 30 км зони ЧАЕС лісгосподарська діяльність заборонена на площі 40,8 тис. га, використання деревини – на площі 157 тис. га, харчових ресурсів лісу та лікарсько-технологічної сировини – на 1190,5 тис. га.

Радіоактивне забруднення лісів призвело не тільки до обмежень в використанні продукції лісового господарства, але і до змін в організації і в технологіях проведення лісгосподарських робіт а також до значних структурних змін. Так, в об'єднанні „Київліс” були ліквідовані Чорнобильський і Новошепелицький держлігоспи, ліси яких відійшли до 30-кілометрової зони ЧАЕС. В об'єднанні „Житомирліс” на базі частини Овруцького і Народицького держлігоспів створено спеціалізований Овруцько-Народицький держлігосп, до складу якого відійшли 92 тис.га найбільше забруднених насаджень обох підприємств.

Вище відмічалось, що найбільші площі радіоактивно забруднених лісів зосереджені на Поліссі України. Як відомо, Поліські області України відрізняються від інших регіонів збідненими на поживні

речовини та глинисті мінерали перезволожені ґрунти з сильно кислою реакцією середовища. Тут створюються сприятливі умови для інтенсивної міграції радіонуклідів у рослини.

В таких умовах господарську діяльність ведуть 52 лісгосподарських підприємства, якими виробляється понад 40 % продукції галузі. З метою запобігання розповсюдження радіоактивно забрудненої продукції та сировини на цих підприємствах запроваджено дозиметричний контроль сировини та готової продукції. Відповідно до результатів дозиметричного контролю найбільш забрудненими дарами лісів є гриби, лікарська сировина і м'ясо диких тварин. Навіть при низьких рівнях забруднення насаджень (0,5-1,0 Кі/км²) радіоактивність грибів та ягід перевищує допустимі рівні, а самі вони непридатні для переробки і вживання.

В зв'язку з цим, у даний час, практично, у всіх лісах Поліської зони Київської, Житомирської та Рівненської областей заборонена промислова заготівля грибів, ягід і лікарських рослин, що і призвело до зниження обсягів заготівлі, у порівнянні з 1985 роком, грибів і ягід – у 8, а лікарської сировини – в 11 разів.

За результатами наукових досліджень накопичення радіонуклідів рослинами визначається такими чинниками: їх видовим складом; едафічними умовами місцезростання; щільністю забруднення насаджень; метеорологічними умовами року. Що стосується радіоактивного забруднення їстівних грибів, то багаторічні узагальнені показники забруднення найбільш поширених видів грибів (Бк/Кг на сиру вагу) на Поліссі при ДР 500 Бк/Кг коливається в таких межах, (таблиця 1).

Таблиця 1.

Вміст цезію-137 у їстівних грибах (Бк/кг на сиру вагу), 2003 рік

| Область | Білий гриб | Лисичка | Підосичник |
|--------------|------------|----------|------------|
| Волинська | 50-790 | 40-1270 | 20-400 |
| Рівненська | 150-1600 | 130-1900 | 70-620 |
| Житомирська | 120-1200 | 60-3200 | 50-530 |
| Київська | 90-1250 | 80-1500 | 25-420 |
| Чернігівська | 25-470 | 100-470 | 15-220 |

Найнижчими показниками радіоактивного забруднення відрізняються такі види грибів, як опеньки і підосичники. Стронцій-90 гриби накопичують у незначній кількості, а ягідні рослини – навпаки. Значним накопиченням стронцію-90, у порівнянні з чорницею, журавлиною та буяхами, відрізняється суниця лісова. Вміст стронцію-90 в ягодах суниці в умовах Київської області коливається від 50 до 380 Бк/кг, при досить невеликих рівнях забруднення ґрунту.

У лісостеповій зоні України: Вінницькій, Черкаській, Тернопільській та Хмельницькій областях також виявлено перевищення вмісту радіонуклідів в грибах, ягодах, лікарській сировині. На Прикарпатті, у Івано-Франківській області при щільності радіоактивного забруднення ґрунту 1 Кі/км² відмічаються випадки перевищення вмісту радіоцезію в листі чорниці та польських грибах в 1-2% випадків.

Забрудненими понад допустимі нормативи в 3-5 разів, при щільності забруднення насаджень радіоцезієм 2 Кі/км², залишаються основні види лікарських рослин Українського Полісся. Для них є характерним накопичення, як цезію-137, так і стронцію-90. Це обумовило необхідність заборони їх заготівлі більш ніж на половині площ поширення цих ресурсів.

Міграція радіоцезію харчовими ланцюжками у лісах обумовлює також значні рівні забруднення м'яса диких тварин – дикого кабана, козулі. Рівень забруднення м'яса мисливських тварин також обумовлений щільністю забруднення мисливських угідь, видом самих тварин, ступенем забруднення кормів та особливостями раціону.

Найвищі показники накопичення радіоцезію в м'язах має козуля та дикий кабан. Найнижчі показники забруднення з копитних має лось (табл. 2).

Таблиця 2.

Вміст цезію-137 у м'ясі диких мисливських тварин (Бк/кг), грудень 2003р.

| Область | Козуля | Дикий кабан | Лось | Вовк |
|---------------------------------|----------|-------------|------|-------|
| Житомирська (Коростенський р-н) | 490-1140 | 220-3500 | 370 | - |
| Київська (Іванівський р-н) | 850-1470 | 1360-15200 | - | 12700 |
| Чернігівська (Корюківський р-н) | 130-390 | 1060-2430 | - | - |

Радіоактивне забруднення диких мисливських тварин носить сезонний характер. Мінімальні показники радіоактивного забруднення козулі спостерігаються на початку літа, а максимальні - на початку осені. Це обумовлено споживанням тваринами кормів, що є накопичувачами радіоцезію. До них відносяться - гриби, трав'янисті рослини родин брусничних та вересових. Радіоактивність козулі перевищує допустимий вміст радіонуклідів у м'ясі вже при щільності забруднення ґрунту мисливських угідь – 1 Кі/км². В зв'язку з цим, козуля є критичною ланкою, яка може зумовлювати інтенсивне надходження радіоцезію до організму людини.

Враховуючи значну сезонну динаміку вмісту радіоцезію в організмі козулі і кабана, є необхідність продовжити наукові дослідження по обґрунтуванню перенесення термінів полювання на цей вид копитних на інший період року.

Суттєвий вклад у дозу внутрішнього опромінення людей вносить також молоко корів із власних господарств. Під час обстеження лісових сінокосів і пасовищ в ареалах сільських населених пунктів Волинської, Рівненської, Житомирської і Київської областей було встановлено, що на 40% площ лісових пасовищ і сінокосів вміст цезію-137 в сніні перевищує 1000 Бк/кг, що не дозволяє отримувати нормативно чисте молоко корів. Наприклад, у 2003 році вміст радіоцезію в молоці корів, особистих підсобних господарств лісників і місцевого населення Рафалівського і Рокитнівського районів Рівненської області коливався від 60 до 310 Бк/л. Аналогічна ситуація спостерігається і в окремих населених пунктах півночі Житомирської області.

Головною продукцією лісового господарства завжди є деревина, для неї сучасною тенденцією є поступове збільшення вмісту радіонуклідів внаслідок приростання післячорнобильських шарів деревини та дифузії радіонуклідів з периферійних до внутрішніх шарів. Станом на 2003 рік питома активність радіоцезію у неокореній деревині в насадженнях північних районів Житомирської області при щільності забруднення від 3 до 15 Кі/км² коливається від 80 до 1400 Бк/кг, окореної 50-1100 Бк/кг, у Київській області, відповідно, 70-820 та 45-300 Бк/кг. В інших поліських областях України показники вмісту радіоцезію в деревині нижчі і не перевищують 740 Бк/кг (діючий норматив для дров паливних).

Радіоактивне забруднення ділової деревини, яка заготовляється підприємствами в лісах Полісся, в даний час не перевищує допустимих рівнів при щільності забруднення насаджень цезієм-137 – 10 Кі/км², а дров паливних – до 5 Кі/км².

Для загальних тенденцій міграції радіонуклідів в лісових екосистемах характерним є те, що, починаючи з 1995 року, спостерігається помітне зниження ступеня радіоактивного забруднення лікарських рослин, а питома активність цезію-137 у свіжих ягодах чорниці знизилась у 1,5 рази (з 6290 до 4320 Бк/кг). Радіоактивність грибів знижується повільніше, тобто за згаданий період вона знизилась лише на 10-15%.

Що стосується деревини, то за останні 10 років питома активність радіоцезію в ній зросла у 2 рази, і останні 5 років майже не змінюється. Така ситуація буде спостерігатись ще протягом 3-5 років. Потім почнеться поступове зниження радіоактивності деревини з періодом напівочищення 15-20 років.

З метою забезпечення норм радіаційної безпеки на підприємствах лісового господарства запроваджений індивідуальний дозиметричний контроль працівників. За період з 1995 року переопромінення людей із забруднених обласних лісгосподарських об'єднань спостерігались на підприємствах ДЛГО – „Житомирліс”, „Рівнеліс” та „Київліс”. З 2002 року випадків переопромінення працівників на підвідомчих підприємствах, за виключенням Овруцько-Народицького держлісгоспу, не траплялось. Це пов'язано з дотриманням на підприємствах норм радіаційної безпеки.

Слід зазначити, що в перші післяаварійні роки спостерігались випадки як зовнішнього, так і внутрішнього переопромінення працівників, а дози опромінення безпосередньо залежали від професійної діяльності працівників. Максимальні сумарні дози опромінення мали представники професій, які були безпосередньо задіяні на роботах у лісових масивах на відкритій місцевості (майстри лісу, лісники, зваловальники лісу, механізатори, працівники на лісокультурних роботах).

Після аварії на Чорнобильській АЕС минає 18 років. За цей період внаслідок фізичного розпаду радіонуклідів, перерозподілу їх між компонентами лісових екосистем радіаційна ситуація в забруднених лісах суттєво змінилась і є стабільною. В зв'язку з цим виникає необхідність розгляду питань реабілітації радіоактивно забруднених лісів і залучення їх у господарську діяльність.

До Чорнобильської катастрофи висока продуктивність і біологічна стійкість антропогенних лісів Полісся України підтримувалась завдяки своєчасному проведенню науковообґрунтованої диференційованої системи лісгосподарських заходів. Забруднення лісових масивів радіонуклідами обумовило зміщення аспектів ведення лісового господарства на забезпечення безпеки працюючих в лісах та отримання продукції, що за рівнем радіоактивного забруднення не перевищує встановлених нормативів. В насадженнях з високим радіоактивним забрудненням (зона відчуження ЧАЕС та зона безумовного відселення) догляд за лісом був зупинений, а лісокористування заборонено.

В даний час в зоні радіоактивного забруднення спостерігається збільшення питомої ваги ослаблених насаджень. Значне погіршення санітарного стану радіоактивно забруднених насаджень поступово може призвести до значних втрат продуктивності деревостанів. Несвоєчасне використання стиглого лісу – до зниження якості деревини, збільшення пожежної небезпеки, та створення потужних осередків шкідників і хвороб лісу. Для стабілізації і покращення ситуації вже зараз необхідно переходити до реалізації комплексу активних лісгосподарських заходів з урахуванням темпів природних процесів самоочищення біогеоценозів і зміни радіаційної ситуації, тобто реабілітації радіоактивно забруднених лісів і залучення їх у господарський обіг. Це потребує певних наукових досліджень.

Питання реабілітації лісів на забруднених радіонуклідами територіях необхідно розглядати як складову загальної проблеми реабілітації площ, постраждалих внаслідок аварії на ЧАЕС. З цієї метою, в першу чергу, необхідно розробити критерії та методологічні основи реабілітації лісів.

Організаційною основою заходів по реабілітації повинен стати план поетапного переходу відповідних лісових площ з обмеженим режимом господарювання до площ з більш високим рівнем

лісокористування. На основі цього плану раз у 5 років, або в інший обґрунтований термін, можна здійснювати перегляд режиму ведення лісового господарства в забруднених насадженнях.

Для проведення поступової реабілітації лісів необхідно також мати електронний банк даних, який характеризує сучасні рівні щільності радіоактивного забруднення лісових кварталів.

Існуючі документи з регламентації лісокористування на радіоактивно забруднених територіях також не повністю враховують сучасну радіаційну ситуацію і підлягають відповідному коректуванню.

Всі заходи по забезпеченню реабілітації радіоактивно забруднених лісів повинні здійснюватись в межах Національної програми мінімізації наслідків аварії на ЧАЕС і мати гарантовану державну фінансову підтримку.

Ландин В.П.

Современная радиационная ситуация в радиоактивно загрязненных лесах Украины.

Государственный комитет лесного хозяйства Украины.

Охарактеризована современная радиационная ситуация в радиоактивно загрязненных лесах Украины. Проанализированы основные тенденции изменений содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в главнейших видах продукции лесного хозяйства в 1991–2000 гг.

Landin V.P.

Contemporary radiation situation in radioactively contaminated forests of Ukraine.

State Committee of Forestry of Ukraine.

Contemporary radiation situation in radioactively contaminated forests of Ukraine has been characterized. The main tendencies of changes of ^{137}Cs and ^{90}Sr content in the main kinds of production of forestry have been analyzed during 1991–2004.

Орлов О.О. –
кандидат біологічних наук
Поліський філіал УкрНДЦПГА, м. Житомир

Вплив погодних умов вегетаційного періоду на інтенсивність акумуляції техногенних радіонуклідів рослинами (аналітичний огляд)

Вступ

Серед найважливіших факторів, зовнішніх по відношенню до організму рослини, однак тих, які суттєво впливають на хід життєвих процесів у останньому, є погодні умови (Ковда, 1985; Дылис, 1987); впливають вони в тому числі і на накопичення рослинами техногенних радіонуклідів з ґрунту (Рерих, Моисеев, 1989; Frisell, Noordijk, Van Bergeijk, 1990). Врахування погодних умов, як модифікуючого фактора акумуляції радіонуклідів сільськогосподарськими культурами та харчовими продуктами лісу, має прямий вихід на величину дози внутрішнього опромінення населення, тому заслуговує поглибленого аналізу. На жаль, інформація з цієї теми розпорошена по різноманітних джерелах, а узагальнюючі огляди з проблеми взагалі відсутні як у вітчизняній, так і зарубіжній літературі.

Вплив погодних умов: загальні проблеми

У значній кількості радіоекологічних публікацій, які стосуються міграції ^{137}Cs та ^{90}Sr у ланці "ґрунт-рослина", багаторічні флуктуації питомої активності радіонуклідів та значень КП у рослин пояснювалися впливом погодних умов вегетаційних періодів, однак при цьому конкретні дані відносно згаданого впливу не наводилися (Squire, Middleton, 1966; Мухамедшин и др., 1995; Мацко, Кравченко, Гапоненко, 1995; Rantavaara, 1990; Karlen, Johanson, 1991; Belli et al., 1992; Kirchmann et al., 1993). На противагу згаданому вище, у окремих публікаціях (Carini, 2001), взагалі наголошується на відсутність залежності КП у рослин, зокрема фруктових, від кліматичних факторів. При цьому виникла певна термінологічна плутанина: окремі дослідники вказували на вплив кліматичних умов на величину КП (Vandecasteele, 1993), але фактично аналізували вплив погодних умов; інші автори наводили дані про вплив кліматичних факторів (Desmet, Sinnaeve, 1992; Noordijk, Van Bergeijk, Lembrechts, Frissel, 1992; Ehlken, Kirchner, 1996; Carini, 2001), але також аналізували вплив саме погодних умов на величину КП.

В результаті досліджень на значному статистичному матеріалі був зроблений висновок про те, що кореляція між надходженням ^{137}Cs з ґрунту до рослин в умовах різної ґрунтової вологості, обумовленої кількістю опадів, значно варіює і є заплутаною, проте для ^{90}Sr кількість опадів за вегетаційний період збільшувала його надходження до рослин (Frisell, Noordijk, Van Bergeijk, 1990).

У окремих дослідженнях на якісному рівні був оцінений вплив окремих метеорологічних факторів на інтенсивність акумуляції техногенних радіонуклідів рослинами. Так, білоруські дослідники (Булавик, Переволоцкий, 1993) вказали на те, що у посушливі роки накопичення ^{137}Cs деревними рослинами зменшувалося. Шведські дослідники (Eriksson, 1990) навели дані про те, що сильні дощі влітку-осінню викликали пік вмісту ^{137}Cs у кормових травах північного оленя.

Вплив погодних умов на величину КП радіонуклідів у сільськогосподарських рослин

Проблемою впливу погодних умов вегетаційного періоду на акумуляцію техногенних радіонуклідів як у період глобальних випадів (1950-1962 рр.), так і у постчорнобильський період, займалися в основному сільгоспродіологи. Зокрема, було показано, що варіабельність вмісту ^{90}Sr у сільськогосподарських рослинах, які вирощувалися протягом 14 років у польовій сівозміні, під впливом погодних умов досягала 2,7-4,8 рази (Маракушин, Федоров, 1977).

Суперечливими є дані щодо впливу температури на інтенсивність поглинання радіонуклідів сільськогосподарськими рослинами. Так, зокрема, були наведені дані (Haghiri, 1962) про те, що підвищення температури ґрунту з +10 до +20°C викликало зростання надходження у кукурудзу ^{90}Sr у 3 рази, а ^{137}Cs – у 5 разів, однак подальше підвищення температури до +27°C обумовлювало різке зменшення надходження обох радіонуклідів до рослин.

У модельно-польовому експерименті з сільськогосподарськими культурами спостерігалися значні флуктуації по роках співвідношення водорозчинної та обмінної форм ^{137}Cs у ґрунті (Моисеев, Тихомиров, Алексахин, Рерих, Сальников, 1976). Цими авторами зазначалося, що згадане явище викликане зміною кількості вологи та інтенсивності мікробіологічної діяльності у ґрунті. Був зроблений важливий методичний висновок про те, що флуктуації вмісту ^{137}Cs по роках відмічені у всіх сільськогосподарських культур, проте, авторами були виділені групи видів з мінімальними та максимальними флуктуаціями, цим підкреслено, що реакція на зміну погодних умов у різних видів різна. До аналогічного висновку також дійшов Б.С. Прістер із співавторами (1992), зокрема, наголошено на те, що предикторами інтенсивності акумуляції радіонуклідів різними видами рослин виступають різні метеофактори.

Російськими дослідниками (Тихомиров, Моисеев, 1988) було показано, що кількість ^{137}Cs у сільськогосподарських рослинах знаходилася у зворотній залежності від кількості опадів та осіннього запасу вологи в 1-му шарі ґрунту. Підкреслено, що тіснота цієї кореляції у різних рослин була різною, що відбиває їх видові особливості потреби у волозі. Зроблений висновок про те, що найбільша кореляція спостерігається у КП та метеофакторів червня та липня, а також про те, що у вегетативних органів коефіцієнт кореляції варіює сильніше, ніж у генеративних. Голландські дослідники (Noordijk, Van Bergeijk, Lembrechts, Frissel, 1992) продемонстрували, що залежність КП у різних сільськогосподарських культур з метеофакторами була різною, зокрема, для шпината характерною була від'ємна кореляція між КП та кількістю опадів, а у бобів, картоплі та кукурудзи – позитивна. У картоплі та ячменю знайдена від'ємна кореляція з середньою t° повітря; у бобів, ячменю та кукурудзи – від'ємна кореляція з інтенсивністю освітлення та тривалістю сонячного сяння. Зроблений важливий методичний висновок про те, що тіснота досліджених зв'язків у окремі частини вегетаційного періоду була у досліджених культур значно більшою, причому, у різних культур – у різні строки.

Протилежні висновки зробили німецькі дослідники (Ehlken, Kirchner, 1996), за даними котрих була відсутня кореляція значень КП ^{137}Cs у пасовищні трави з кількістю опадів та середньою температурою повітря.

Суперечливими є дані щодо впливу вологості ґрунту на процеси, які аналізуються. Так, зокрема, російськими вченими (Михайловская, Караваева, Молчанова, 1992; Караваева, Молчанова, Куликов, 1979) був зроблений висновок про те, що міцність закріплення радіоізоотопів Cs у ґрунті не залежить від його обводненості, а також про те, що надходження ^{137}Cs з ґрунту до рослин також не залежить від цього фактору (Караваева, Молчанова, 1971).

На противагу наведеним вище даним, дослідниками (Воробейков, Дричко, Панкратова, 1989) було показано, що як посуха, так і перезволоження ґрунту призводить у пшениці до різкого зменшення акумуляції ^{137}Cs – за 12 діб – у 5,8 раза. Також був зроблений висновок про те, що згадані екстремальні умови змінюють розподіл радіонукліду по органах рослин.

Класичною працею щодо впливу погодних умов на інтенсивність накопиченнями радіонуклідів сільськогосподарськими рослинами є стаття Л.А.Реріх, І.Т.Мойсеева (1989). В ній показано, що за 8 років мікропольового досліду флуктуації вмісту ^{137}Cs у соломі хлібних злаків сягали 9 разів. Зроблений висновок про зворотну залежність величини КП від кількості опадів за вегетаційний період та запасів вологи у 1-му шарі ґрунту. Показано, що для генеративних органів рослин коефіцієнти кореляції з метеорологічними параметрами більш тісні, ніж для вегетативних.

З методичного погляду важливою є публікація В.А.Громова із співавторами (1982), у якій проведено глибокий статистичний аналіз значної бази даних впливу агрометеорологічних факторів на акумуляцію ячменем ^{90}Sr . Показано, що кореляція вмісту ^{90}Sr у рослині та осінніми запасами вологи в 1-му шарі ґрунту була середньою ($r=-0,41$). З сумою опадів за вегетаційний період зв'язок КП був слабким ($r=-0,22$), проте деталізація теплового періоду істотно підвищила тісноту згаданого зв'язку ($r=-0,78$). Проаналізований вплив ходу температур з осені через зиму до весни, отримані кутові коефіцієнти (ступінь крутизни параболи), які показали зв'язок середньої тісноти ($r=-0,38$) із величиною КП ^{90}Sr . Багатофакторний регресійний аналіз дозволив авторам отримати рівняння залежності КП ^{90}Sr від основних агрометеорофакторів з величиною $r=0,864$.

Подібні результати також були отримані Н.А.Яковлевою (1984), за даними якої КП у ячменю у прохолодні вологі роки питома активність ^{137}Cs була у зерні у 3,5 раза меншою, а у соломі – у 6,2 раза меншою у порівнянні із жаркими посушливими роками.

С.Ю.Розовим із співавторами (1990) було показано, що вихід ^{137}Cs з ґрунтового поглинального комплексу у ґрунтовий розчин спостерігається при низьких температурах та високій вологості ґрунту. Доведено, що залежність коефіцієнту селективності обміну ^{137}Cs у ґрунті від температури зворотня – у холодний період радіонуклід активно десорбується та стає більш мобільним, ніж при високих температурах. Зроблений висновок, що максимальна мобільність ^{137}Cs у ланці "ґрунт – рослина" спостерігається в Українському Поліссі при одночасному випадінні великої кількості опадів, а також в період сніготанення.

Вплив погодних умов на величину КП радіонуклідів у рослин природних екосистем

Дослідження впливу метеофакторів на інтенсивність поглинання радіонуклідів рослинами у природних екосистемах нечисленні. Зокрема, російські вчені (Богачев, 1997, 1997а; Богачев, Белоус, Моисеєнко, 2000) навели дані про те, що розмах багаторічних флуктуацій питомої активності ^{137}Cs у тому самому виді лісових рослин сягав 20 разів. Під час посухи, коли верхні шари ґрунту пересихають, і мінеральне живлення деревних рослин відбувається з глибоких шарів ґрунту, спостерігається очищення деревини сосни від радіонукліду. Зроблений висновок про те, що співвідношення питомої активності ^{137}Cs у корі та деревині сосни у сосняку брусничному протягом посушливого року дорівнювало 0,18, а протягом вологого – 0,70. Вплив погодних умов на величину КП ^{137}Cs згадані дослідники пояснили впливом окислювально-відновлювального потенціалу у ґрунті, який визначається, значною мірою, життєдіяльністю ґрунтових мікроорганізмів. При підвищенні температури ґрунту на фоні достатку вологи аеробні бактерії

використовують більшу частку кисню ґрунту, що призводить до розвитку відновлювальних процесів у останньому. Крім того, величина окислювально-відновлювального потенціалу також суттєво залежить від кислотності кореневих виділень судинних рослин. Був зроблений важливий висновок про те, що чим нижче рН ґрунту та окислювально-відновлювальний потенціал, тим більше значення КП у рослин, чому сприяє збільшення мобільності іонів ^{137}Cs у відновлювальному середовищі. Згадані вище дослідники (Богачев, Белоус, Моисеєнко, 2000) також навели дані про залежність питомої активності ^{137}Cs у окремих тканинах та органах сосни у сосняку зеленомошному від головних метеофакторів. Зроблений висновок про те, що радіоактивне забруднення деревини дуже динамічне і може істотно змінюватися протягом кількох діб. Зв'язок вмісту ^{137}Cs у деревині сосни з метеофакторами має складний характер, питома активність радіонукліду збільшується у деревині при збільшенні відносної вологості повітря протягом останніх 5 днів, а також випаданні дощу у останні 5 днів перед відбором проб; збільшення дефіциту вологості повітря викликає зменшення питомої активності ^{137}Cs у деревині. Зроблений важливий висновок про те, що для різних тканин та органів сосни характер залежності КП з метеофакторами є специфічним.

Білоруські вчені (Парфенов, Якушев, Мартинович и др., 1995) для лучних фітоценозів показали, що реакція різних трав'янистих видів на зміну погодних умов у різних екологічних груп видів відрізняється. Зокрема, у гідрофітів та гіромезофітів у роки з малою кількістю опадів надходження ^{137}Cs у їхні надземні органи відбувається більш інтенсивно, ніж у вологі. На протигагу цим екологічним групам рослин, типові лучні види-мезофіти показали тісну позитивну кореляцію з сумою опадів за період вегетації ($r=0,449-0,832$). Дослідниками також вивчався вплив погодних умов на радіоактивне забруднення тканин та органів сосни у Білоруському Поліссі (Сак, 2000). Був зроблений висновок про те, що посушливий вегетаційний період сприяє більш активній акумуляції ^{137}Cs сосною у гідроморфних та напівгідроморфних умовах, а в автоморфних – спостерігається зворотна тенденція. За даними цього автора, у сусідні роки (1997-1998) інтенсивність акумуляції ^{137}Cs сосною на автоморфних ґрунтах відрізнялася у 2,6 раза.

О.І. Щеглов (1999) навів дані про залежність КП ^{137}Cs у тканинах та органах сосни у різних лісових ландшафтах з сумою опадів за вегетаційний період. Ним було показано, що спостерігається тісна залежність значень КП радіонукліда у деревині та корі внутрішній від цього фактора у елювіальному та транзитно-акумулятивному ландшафтах ($r=0,60-0,89$) на відміну від акумулятивного ландшафту, де згадана кореляція була слабкою ($r=0,06$).

Дослідження, проведені у Бельгії (Fraiture, Guillette and Lambinon, 1990), продемонстрували, що існує тісна позитивна кореляція між кількістю опадів за вегетаційний період та питомою активністю гриба *Xerocomus badius*. До аналогічного висновку також дійшли інші дослідники (Цветнова, Щеглов, 1996; Щеглов, Цветнова, Тихомиров, Кучма, 1996), зокрема, було показано, що вміст ^{137}Cs у плодкових тілах грибів тісно корелює з сумою опадів за вегетаційний період ($r = 0,82$). Також цими дослідниками (Щеглов, 1999) був зроблений висновок про те, що на приуроченість максимумів питомої активності ^{137}Cs у судинних рослинах до певних періодів впливають погодні умови. У вологі роки, коли вегетаційний період протягується, максимум вмісту ^{137}Cs у рослинах у сезонній динаміці може здвигатися на більш пізні строки.

Білоруськими дослідниками (Елиашевич, 2000а; Елиашевич, 2000б) було проаналізовано вплив погодних умов вегетаційного періоду у травні-липні (режиму опадів, температури повітря, радіаційного балансу) на вміст ^{137}Cs у 8 видах рослин різних життєвих форм. Відбір зразків фітомаси проводився через певну кількість днів та додатково – після кожного дощу. Був зроблений висновок про те, що у всіх досліджених видів питома активність ^{137}Cs змінюється досить динамічно та із значною амплітудою. Дослідницею показано, що головним фактором, який підвищує вміст ^{137}Cs у рослинах, є опади у вигляді дощу та роси. Для 5 днів перед відбором проб коефіцієнт детермінації (r^2) з кількістю опадів складав 0,62-0,89. Встановлена зворотна кореляція добової питомої активності ^{137}Cs із величиною радіаційного балансу, а також радіаційним індексом сухості (за Будико). Також виявлено існування у рослин температурно обумовленого піка поглинання ^{137}Cs у діапазоні температур 10-15°C, вище цієї температури інтенсивність надходження радіонукліду до рослин зменшується. Зроблений висновок про те, що підвищені температури та радіаційний баланс, відсутність дощу протягом 2 діб зменшувало влітку питомої активності ^{137}Cs у надземній фітомасі на 30-40 %, а протягом 5-9 днів – на 60-70% (від значень згаданого показника під час останнього дощу). Дослідницею запропоновано використовувати тривалі періоди без опадів для заготівлі ягідної, лікарської сировини та кормових трав, як один з дієвих методів зменшення радіоактивного забруднення сировини без додаткових зусиль.

Висновки

1. У наявних публікаціях спостерігається некоректне використання термінів „кліматичні умови” (поняття, близького до такого „клімат” – стійкий багаторічний хід погодних умов, характерний для певної місцевості), „погодні умови” (поточні метеорологічні умови), „кліматичні фактори” та „кліматичні параметри” (те саме, що й метеофактори – температура повітря, кількість опадів та ін., пороте дещо в іншому контексті). В абсолютній більшості досліджень аналізується вплив саме погодних умов на мобільність радіонуклідів у ґрунтово-рослинному покриві.

2. Дані щодо впливу погодних умов на інтенсивність поглинання ^{137}Cs рослинами з ґрунту є суперечливими, більшість досліджень присвячені цій проблемі у однорічних сільськогосподарських культур.
3. Вплив погодних умов вегетаційного періоду на інтенсивність надходження ^{137}Cs до рослин з ґрунту є видоспецифічним і залежить від біологічних особливостей рослин – їх відношення до забезпечення вологою та активними температурами.
4. Інтенсивність акумуляції ^{137}Cs у тому самому виді рослин, як відповідь на зміну погодних умов, істотно змінюється в залежності від екологічних умов зростання, типу ландшафту (елювіального, транзитно-акумулятивного, акумулятивного), що відбиває забезпеченість екотопів продуктивною вологою та ін.
5. Погодні умови істотно впливають на співвідношення вмісту ^{137}Cs у органах рослин, в тому числі вегетативних та генеративних.
6. Відповідь рослин на динаміку погодних умов – зміна інтенсивності акумуляції ^{137}Cs – досить швидка у більшості життєвих форм рослин від однорічних та багаторічних трав до чагарничків та дерев. Згадана відповідь проявляється протягом короткого терміну, порядку діб.
7. Прогнозування інтенсивності акумуляції ^{137}Cs рослинами при різних погодних умовах значно утруднене, адже спостерігається взаємодія погодних умов макро- мезо- та мікрорівнів. Оскільки вплив погодних умов на згадані процеси опосередкований ґрунтом, особлива увага також повинна бути приділена міграційній здатності радіонуклідів у останньому при різній комбінації метеофакторів.

Література

1. Богачев А.В. Миграция ^{137}Cs и калия в системе «почва – растение». – Учебное пособие. – Препринт ИБРАЭ № 97-20. – М.: ИБРАЭ РАН, 1997. – 35 с.
2. Богачев А.В. Причины межгодовых и сезонных колебаний уровня удельного радиоактивного загрязнения растений ^{137}Cs // Третий съезд по радиационным исследованиям. – Радиобиология, радиозоология, радиационная безопасность. – Тез. докл. – Т. 2. – Пушино, 1997. – С. 341-342.
3. Богачев А.В., Белоус Н.М., Моисеенко Ф.В. Прогноз удельного загрязнения сосны ^{137}Cs в зависимости от погодных условий в сосняке зеленомошниковом // Вопросы лесной радиозоологии / Под ред. А.И.Чилимова. – М.: Изд-во Московского госуд. ун-та леса, 2000. – С. 64-68.
4. Булавик И.М., Переволоцкий А.Н. Поведение радионуклидов в лесных экосистемах // Тез. докл. радиобиолог. съезда (г. Киев, 20-25.09.1993 г.). – Ч. 1. – Пушино, 1993. – С. 151.
5. Громов В.А., Николаева Е.М., Маракушин А.В. Прогнозирование накопления ^{90}Sr в зерне ячменя в зависимости от погодных условий // Агрехимия. – 1982. – № 9. – С. 118-125.
6. Гулинова Н.В. Методы агроклиматической обработки наблюдений / Под ред. Ю.И.Чиркова. Л.: Гидрометеиздат, 1974. – 218 с.
7. Давитая Ф.Ф. Прогноз обеспеченности теплом и некоторые проблемы сезонного развития природы. – Л.: Гидрометеиздат, 1964. – 132 с.
8. Дылис Н.В. Система почва-фитоценоз // Лесоведение. – 1987. – № 1. – С. 3-11.
9. Елиашевич Н.В. О метеогенной изменчивости содержания ^{137}Cs в надземной части растений автоморфных почв // Докл. НАН Беларуси. – 2000. – Т. 44, № 2. – С. 87-90.
10. Елиашевич Н.В. Погода и содержание ^{137}Cs в надземной части растений // Тез. докл. междунар. конф. «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях». – СПб: Гидрометеиздат, 2000. – С. 288.
11. Караваева Е.Н., Молчанова И.В. О поступлении химических элементов – аналогов (^{90}Sr –Ca и ^{137}Cs –K) в растения в зависимости от влажности почвы // Экология. – 1971. – № 5. – С. 96-99.
12. Караваева Е.Н., Молчанова И.В., Куликов Н.В. Режим почвенного увлажнения и миграция радионуклидов в почвенно-растительном покрове // Радиоактивные изотопы в почвенно-растительном покрове. – Препринт. – Свердловск, 1979. – С. 3-16.
13. Кобышева Н.В., Костин С.И., Струнников Э.А. Климатология. Л.: Гидрометеиздат, 1980. – 344 с.
14. Ковда В.А. Биохимия почвенного покрова. – М.: Наука, 1985. – 363 с.
15. Маракушин А.В., Федоров Е.А. Размеры накопления стронция-90 полевыми культурами при длительном возделывании в условиях севооборота // Агрехимия. – 1977. – № 9. – С. 102-107.
16. Мацко В.П., Кравченко В.А., Гапоненко В.И. Основные факторы, определяющие поступление Cs-137 в фитомассу доминирующих компонентов экосистем ППРЭЗ // Тез. докл. междунар. раб. совещ. «Экологический статус загрязненных радионуклидами территорий». – Минск, 1995. – С. 89.
17. Михайловская Л.Н., Караваева Е.Н., Молчанова И.В. Влияние режима увлажнения на подвижность радионуклидов в почвах аварийной зоны Чернобыльской АЭС // Экология. – 1992. – № 2. – С. 76-79.
18. Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А., Алексахин Р.М., Рерих Л.А., Сальников В.Г. Поведение ^{137}Cs в почвах и его накопление в сельскохозяйственных растениях // Почвоведение. – 1976. – № 7. – С. 45-52.

19. Мухамедшин К.Д., Чилимов А.И., Мишуков Н.П., Безуглов В.К., Сныткин Г.В. Радиоактивное загрязнение недревесной продукции леса // Лесное хозяйство в условиях радиации. – М.: ВНИИЦлесресурс, 1995. – С. 31-38.
20. Парфенов В.И., Якушев Б.И., Мартинович Б.С. и др. Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси (в связи с аварией на Чернобыльской АЭС) / Под ред. В.И.Парфенова, Б.И.Якушева. – Минск: Наука и техника, 1995. – 582 с.
21. Рерих Л.А., Моисеев И.Т. Влияние основных агрометеорологических факторов на поступление радиоцезия в растения // Агрехимия. – 1989. – № 10. – С. 96-99.
22. Розов С.Ю., Кляшторин А.Л., Попова Л.Н., Щеглов А.И. Оценка миграционной способности радионуклидов цезия в песчаных почвах зоны ЧАЭС по данным модельных экспериментов // «Чернобыль-90». – Докл. 2-го Всесоюз. науч.-техн. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС. – Т. II, ч. I. – Припять, 1993. – С. 100-115.
23. Сак М.М. Влияние эдафо-климатических факторов на переход радиоцезия в растения сосны обыкновенной // Тез докл. междунар. конф. «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях». – Спб: Гидрометеиздат, 2000. – С. 221.
24. Селянинов Г.Т. Методика сельскохозяйственной характеристики климата // Мировой агроклиматический справочник. – Л.: Гидрометеиздат, 1937. – С. 5-27.
25. Тихомиров Ф.А., Моисеев И.Т. Закономерности поведения долгоживущих радионуклидов йода, цезия и углерода в основных компонентах окружающей среды // Сб. науч. тр. «Радиоэкологические исследования в зоне АЭС». – Свердловск: УрО АН СССР, 1988. – С. 12-21.
26. Цветнова О.Б., Щеглов А.И. Аккумуляция ^{137}Cs высшими грибами и их роль в биогеохимической миграции нуклида в лесных экосистемах // Вестник Московского ун-та. – 1996. – Серия 17. Почвоведение. – № 4. – С. 59-69.
27. Шульгин А.М. Агрометеорология и агроклиматология. – Л.: Гидрометеиздат, 1978. – 198 с.
28. Щеглов А.И. Биохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: По материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. – М.: Наука, 1999. – 268 с.
29. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Тихомиров Ф.А., Кучма Н.Д. К вопросу о роли высших грибов в биогеохимической миграции ^{137}Cs в лесных экосистемах // Сб. докл. IV Междунар. науч.-тех. конф. «Чернобыль-94. Итоги 8 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС». – Т. 1. – Чернобыль, 1996. – С. 460-471.
30. Яковлева Н.А. Влияние погодных условий вегетационного периода на накопление стронция-90 и цезия-137 в растениях ячменя // Влияние средств химизации на радиоактивность почв сельскохозяйственных угодий и возделываемых растений. – Сб. научн. тр. – Москва, 1984. – С. 42-45.
31. Belli M., Menegon S., Sansone U., Velasco H. Behaviour of radiocaesium in coniferous forest of Eastern Italian Alps // Seminar on the dynamic behaviour of radionuclides in forest. – Book of Abstracts. – Stockholm, 1992. – P. 41.
32. Carini F. Radionuclide transfer from soil to fruit // J. Environ. Radioactivity. – 2001. – Vol. 52. – P. 237-279.
33. Desmet G., Sinnaeve J. IV. Plant – Animal transfer (CEN, ITE, Macauli, NRPB, ENEA) // Evaluation of data on the transfer of radionuclides in the food chain. Post-Chernobyl action. – Final report. – Brussel, 1992. – P. 187-266.
34. Ehlken S., Kirchner G. Seasonal variations in soil-to-grass transfer of fallout strontium and cesium and potassium in North German soil // J. Environ. Radioactivity. – 1996. – Vol. 33, № 2. – P. 147-181.
35. Eriksson O. Cs-137 in forage plants vital to reindeer (*Rangifer tarandus tarandus* L.) in Northern Sweden // Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments / Eds. G. Desmet, P. Nassimbeni, M. Belli. – London – New York: Elsevier Applied Science, 1990. – P. 118-128.
36. Fraiture A., Guillette O. and Lambinon J. Interest of fungi as bioindicators of the radiocontamination in forest ecosystems // Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments / Eds. G. Desmet, P. Nassimbeni, M. Belli. – London – New York: Elsevier Applied Science, 1990. – P. 477-484.
37. Frissel M.J., Noordijk H. and Van Bergeijk K.E. The impact of extreme environmental conditions, as occurring in natural ecosystems, on the soil-to-plant transfer of radionuclides // Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments / Eds. G. Desmet, P. Nassimbeni, M. Belli. – London – New York: Elsevier Applied Science, 1990. – P. 40-47.
38. Haghiri F. ^{90}Sr , ^{95}Zr , and ^{137}Cs accumulation in corn plants as influenced by soil temperature // J. of Agronomy. – 1962. – Vol. 54, № 3. – P. 28-32.
39. Karlen G., Johanson K.J. Seasonal variation in the activity concentration of ^{137}Cs in Swedish roe-deer and their daily intake // J. Environ. Radioactivity. – 1991. – № 14. – P. 91-103.
40. Kirchmann R., Bell J.N.B., Coughtrey P.J., Frissel M., Hakonson T.E., Hanson W.C., Horrill D., Howard B.J., Lane L.J., Myttenaere C., Robinson W.L. et al. Terrestrial pathways // Radioecology after Chernobyl / Eds. F.E. Warner and R.M. Harrison. – New York: John Wiley & Sons, 1993. – P. 101-176.
41. Müller H., Prohl G. Cesium transport in food chains – comparison of model predictions and observations // Reliab. Radioact. Transf. Models: Proceedings of Workshop “Methods. Assess. Reliab. Environ. Transf. Model Prediction”. – London – New York, 1988. – P. 104-113.

42. Noordijk H., Van Bergeijk K.E., Lembrechts J., Frissel M.J. Impact of ageing and weather conditions on soil-to-plant transfer of radiocesium and radiostrontium // *J. Environ. Radioactivity*. – 1992. – Vol. 15, № 3. – P. 277-286.
43. Rantavaara A.H. Transfer of radiocaesium through natural ecosystems to foodstuffs of terrestrial origin in Finland // *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments* / Eds. G. Desmet, P. Nassimbeni, M.Belli. – London – New York: Elsevier Applied Science, 1990. – P. 202-209.
44. Squire H.M. and Middleton L.J. Behaviour of Cs-137 in soil and pastures; a long-term experiment // *Radiat. Botany*. – 1966. – № 6. – P. 413-423.
45. Vandecastela C.M. Countermeasures in agricultural ecosystems // *Third Training Course Off-Site Emergency Response to Nuclear Accidents (SCK-CEN, MOL, Belgium, 21-25.06.1993)*. – Luxembourg, 1993. – 23 p.

Орлов А.А.

Влияние погодных условий вегетационного периода на интенсивность аккумуляции техногенных радионуклидов растениями (аналитический обзор).

Полесский филиал УкрНИИЛХА.

Проанализировано влияние погодных условий вегетационного периода на интенсивность накопления техногенных радионуклидов сельскохозяйственными растениями и растениями природных экосистем. Сделан вывод о важности учета погодных условий при прогнозе радиоактивного загрязнения растений.

Ключевые слова: погодные условия, метеорологические факторы, ^{137}Cs , коэффициент перехода.

Orlov O.O.

Influence of weather conditions of vegetative period on intensity of accumulation of technogenous radionuclides by plants (analytical review).

Poleskiy Branch of UkrSRIFA.

The influence of weather conditions of vegetative period on intensity of accumulation of technogenous radionuclides by agricultural plants as well as by plants of natural habitats has been analyzed. It was made a conclusion about importance of calculation of weather conditions in prognosis of radiocontamination of plants.

Key words: weather conditions, meteorological factors, ^{137}Cs , transfer factor.

Рупасова Ж.А. –
 доктор биологических наук, профессор,
 Игнатенко В.А. –
 кандидат биологических наук, доцент,
 Рудаковская Р.Н. –
 научный сотрудник,
 Кухарева Л.В. –
 кандидат биологических наук,
 Эльяшевич А.В. –
 младший научный сотрудник,
 Центральный ботанический сад
 НАН Беларуси, г. Минск

Влияние погодных условий вегетационного периода на темпы продуцирования надземной фитомассы и формирования фонда фотосинтезирующих пигментов в растениях кадила сарматского (*Melittis sarmatica* Klok.) в условиях Беларуси

Введение

В предыдущем нашем сообщении [9] были показаны особенности биопродукционного процесса и формирования пигментного фонда пластид в надземных частях многолетнего травянистого пряно-ароматического растения – кадила сарматского – *Melittis sarmatica* Klok. из семейства Lamiaceae, распространенного в природной флоре Европы [4,6] и широко используемого в народной медицине при лечении широкого спектра заболеваний [10]. Нашими исследованиями на других представителях этого ботанического семейства – *Hyssopus officinalis* L. и *Agastache rugosa* (Fisch et Mey) была показана выраженная зависимость темпов биопродукционного процесса и количественных характеристик пигментного аппарата растений от погодных условий местообитаний [7,8]. Поскольку кадило сарматское является слабо изученным объектом, то подобных исследований с ним не проводилось вовсе. Вместе с тем, изучение влияния метеофакторов на данные аспекты его жизнедеятельности представляется нам весьма актуальным, поскольку Белорусский регион отличается крайне неустойчивым характером погодных условий на протяжении вегетационного периода. В этой связи в 2003 г. было проведено повторное исследование биопродукционных параметров надземных органов растений кадила и содержания в них зеленых и желтых фотосинтезирующих пигментов на основных этапах сезонного развития растений.

Объекты и методы исследований

В качестве объектов исследований были привлечены растения кадила сарматского 10-летнего возраста, отбор которых для анализов осуществляли в те же, что и в предыдущем сезоне, фазы развития – вегетации, массовой бутонизации, массового цветения, созревания семян и на том же коллекционном участке ЦБС НАН Беларуси, чтобы исключить влияние на изучаемые характеристики эдафического фактора. В период наиболее активного проявления каждой фенологической фазы путем бесповторного случайного отбора формировали выборки из 3-х растений, характеризующие на момент наблюдений генеральную совокупность объектов. После дифференцированного определения фитомассы надземных органов растений, в усредненных пробах последних, составленных по общепринятой методике [3], определяли следующие показатели: содержание сухих веществ по методу А.И. Ермакова и др. [3]; хлорофиллов "а" и "b" – по методу Т.Н. Годнева [2]. Измерение оптической плотности элюатов проводили на спектрофотометре Spocol – 211 при длинах волн соответственно 664 и 645 нм; β- каротина и суммы каротиноидов – по методу Д.И. Сапожникова [1], с определением оптической плотности элюатов при длинах волн соответственно 451 и 440 нм.

Все определения выполнены в 3-кратной биологической повторности. Данные статистически обработаны с учетом методических указаний Г.Ф. Лакина [5]. При этом средняя квадратичная ошибка среднего не превышала 1,5-2,0%.

Результаты исследований и их обсуждение

По нашим наблюдениям, сезонный цикл развития кадила сарматского весьма непродолжителен и, как правило, не превышает 2-2,5 мес. Сравнение погодных условий в данный период в годы исследований (2002 и 2003) выявило существенные межсезонные различия как по температурным показателям, так и по характеру увлажнения (табл. 1). К примеру, апрель 2003 г. практически на всем своем протяжении был значительно холоднее апреля предыдущего года. Наиболее выраженные температурные контрасты отмечены в конце 1-й. начале 2-й и середине 3-й декад этого месяца, что

Таблица 1

Характеристика погодных условий в период вегетации кадила сарматского в годы исследований

| Дата | 2002 г. | | | 2003 г. | | |
|---------------------|---------|------|------|---------|------|------|
| | апрель | май | июнь | апрель | май | июнь |
| 1 | 7,7 | 10,9 | 15,5 | -3,7 | 14,4 | 15,5 |
| 2 | 3,4 | 12,4 | 16,8 | -2,7 | 13,6 | 12,1 |
| 3 | 1,5 | 14,8 | 18,5 | 6,0 | 14,0 | 12,5 |
| 4 | 0,9 | 16,0 | 18,7 | 2,7 | 9,6 | 13,2 |
| 5 | -2,0 | 16,6 | 17,8 | 0,4 | 9,0 | 18,1 |
| 6 | 0,6 | 16,7 | 13,7 | -0,4 | 13,1 | 19,1 |
| 7 | 0,5 | 17,3 | 14,6 | -0,2 | 15,6 | 17,2 |
| 8 | 4,2 | 17,8 | 15,9 | -0,9 | 11,5 | 17,6 |
| 9 | 5,9 | 19,0 | 16,5 | -0,9 | 13,7 | 20,3 |
| 10 | 7,6 | 16,9 | 18,2 | 0,1 | 16,8 | 17,8 |
| Ср. декад | 3,0 | 15,8 | 16,6 | 0 | 13,1 | 16,3 |
| 11 | 8,9 | 14,7 | 19,7 | 4,5 | 15,8 | 17,6 |
| 12 | 10,8 | 14,7 | 16,1 | 2,5 | 13,9 | 17,6 |
| 13 | 9,7 | 16,4 | 18,0 | 4,8 | 16,6 | 17,4 |
| 14 | 10,8 | 17,5 | 15,0 | 5,3 | 17,0 | 14,4 |
| 15 | 13,0 | 16,1 | 15,2 | 5,4 | 20,6 | 13,2 |
| 16 | 13,4 | 12,9 | 17,3 | 6,9 | 9,0 | 12,8 |
| 17 | 10,3 | 11,9 | 16,0 | 7,2 | 8,9 | 13,3 |
| 18 | 8,8 | 9,0 | 17,7 | 9,5 | 11,8 | 13,8 |
| 19 | 10,5 | 8,9 | 21,6 | 8,6 | 14,8 | 14,5 |
| 20 | 12,5 | 8,5 | 24,4 | 9,2 | 15,8 | 15,3 |
| Ср. декад | 10,9 | 13,1 | 18,1 | 6,4 | 14,4 | 15,0 |
| 21 | 12,6 | 11,1 | 25,4 | 10,8 | 16,2 | 11,8 |
| 22 | 10,3 | 14,2 | 17,6 | 8,7 | 14,3 | 14,0 |
| 23 | 11,4 | 16,6 | 17,1 | 8,6 | 14,8 | 14,4 |
| 24 | 13,4 | 18,5 | 16,3 | 9,5 | 17,5 | 12,6 |
| 25 | 13,6 | 17,2 | 15,4 | 3,6 | 20,8 | 14,7 |
| 26 | 12,4 | 18,1 | 15,2 | 1,8 | 24,0 | 16,1 |
| 27 | 11,8 | 17,8 | 16,7 | 2,9 | 23,8 | 16,0 |
| 28 | 8,0 | 16,4 | 17,1 | 7,3 | 18,7 | 16,9 |
| 29 | 9,2 | 15,1 | 14,7 | 13,1 | 15,0 | 16,8 |
| 30 | 11,3 | 16,9 | 14,2 | 16,6 | 15,7 | 17,2 |
| 31 | | 17,3 | | | 19,2 | |
| Ср. декад | 11,4 | 16,3 | 17,0 | 8,3 | 18,2 | 15,0 |
| Ср. месяц. | 8,4 | 15,1 | 17,2 | 4,9 | 15,2 | 15,4 |
| Сумма осадков, мм | 61 | 24 | 91 | 48 | 86 | 28 |
| Гидротермич. коэфф. | 7,3 | 1,6 | 5,3 | 9,8 | 5,7 | 1,8 |

существенно сдвинуло начало вегетации кадила на более поздние сроки. Так, если в 2002 г. оно пришлось на середину апреля [9], то в следующем сезоне – на начало мая. Несмотря на несколько меньшее количество выпавших в апреле 2003 г. атмосферных осадков, из-за менее высокой, чем в апреле 2002 г., температуры воздуха, значение гидротермического коэффициента в первом случае оказалось выше.

Период вегетации растений во второй год наблюдений охватил практически весь май, первая декада которого характеризовалась в целом более низкими температурными показателями, нежели в 2002 г., в котором фенофаза вегетации – начала бутонизации растений – завершилась уже к середине этого месяца, сменившись фазой массовой бутонизации. Во втором же сезоне данный этап в жизни растений обозначился двумя неделями позже. Более жаркая погода 2-й половины последней декады мая 2003 г. вкупе с обильными осадками способствовала некоторому ускорению смены фазы массовой бутонизации фазой массового цветения по сравнению с предыдущим сезоном. Вместе с тем более прохладная и сухая погода 2-й и 3-й декад июня отрицательно сказалась на завязываемости семян, скорее всего, из-за менее интенсивного опыления насекомыми, что привело не только к снижению семенной продуктивности растений, но и к увеличению временного интервала между фазами массового цветения и созревания семян относительно сезона 2002 г. Тем не менее, общая продолжительность цикла сезонного развития растений оказалась одинаковой в оба года наблюдений и составила 60 сут.

Сравнение биопродукционных параметров надземных частей кадила на основных этапах сезонного развития в годы наблюдений [9], табл. 2, также показало их выраженную зависимость от

Таблица 2

Показатели фитомассы надземных органов кадила сарматского на отдельных этапах сезонного развития, г/растение (в сухом веществе)

| Дата отбора проб | Фаза развития | Части растений | Фитомасса | | Соотношение структурных компонентов фитомассы | |
|------------------|----------------------|---------------------|------------|------|---|------|
| | | | $x \pm Sx$ | V, % | $x \pm Sx$ | V, % |
| 27.05 | Веgetация | Лист | 18,0±1,4 | 27,3 | 72,9±6,4 | 8,3 |
| | | Стебель | 6,7±1,3 | 32,1 | 27,1±6,7 | 22,4 |
| | | Надземная часть | 24,7±3,6 | 28,5 | 100 | |
| 30.05 | Массовая бутонизация | Лист | 19,9±2,7 | 31,4 | 67,5±4,2 | 5,4 |
| | | Стебель | 7,8±2,0 | 42,6 | 26,4±2,1 | 7,5 |
| | | Генеративные органы | 1,8±0,3 | 17,8 | 6,1±2,2 | 26,3 |
| | | Надземная часть | 29,5±3,5 | 35,3 | 100 | |
| 4.06 | Массовое цветение | Лист | 22,3±2,8 | 21,3 | 58,7±1,2 | 1,8 |
| | | Стебель | 11,9±1,1 | 17,4 | 31,3±0,9 | 1,4 |
| | | Генеративные органы | 3,8±0,4 | 17,6 | 10,0±0,4 | 4,6 |
| | | Надземная часть | 38,0±4,5 | 18,8 | 100 | |
| 30.06 | Созревание семян | Лист | 42,4±7,6 | 30,7 | 74,8±7,1 | 10,2 |
| | | Стебель | 12,9±0,4 | 14,3 | 22,7±0,8 | 3,4 |
| | | Генеративные органы | 1,4±0,3 | 33,3 | 2,5±0,6 | 18,3 |
| | | Надземная часть | 56,7±3,7 | 24,6 | 100 | |

гидротермического режима вегетационного периода. Смещение фенофазы вегетации растений в 2003 г. на более теплый май заметно активизировало биопродукционный процесс в листовой и стеблевой частях растений относительно предыдущего сезона, что обусловило формирование в 1,9 раза большего количества надземной фитомассы. Близкие по величине межсезонные различия сохранялись и на стадии массовой бутонизации, но в период массового цветения они заметно сгладились до 1,25-кратного размера. Более того, они обрели противоположную направленность из-за резкой активизации биопродукционного процесса во время цветения растений в первый год наблюдений. Поддержание сравнительно высоких темпов формирования органического вещества на завершающем этапе сезонного развития растений на фоне благоприятных погодных условий в 2002 г. [9] сохранило аналогичный разрыв в показателях надземной фитомассы со вторым годом наблюдений (см. табл. 2). Показанные особенности биопродукционного процесса кадила сарматского в гидротермических условиях сезона 2003 г. нашли также свое отражение в изменении темпов формирования органического вещества в структурных компонентах надземной фитомассы в сезонном цикле развития растений (табл. 3). Так, в фазы вегетации и массовой бутонизации

Таблица 3

Темпы продуцирования фитомассы в надземных органах кадила сарматского, г/растение в сутки (в сухом веществе), 2003 г.

| Интервал развития | Части растений | Темпы продуцирования фитомассы |
|---|---------------------|--------------------------------|
| Начало вегетации – конец вегетации (26 сут.) | Лист | 0,69 |
| | Стебель | 0,26 |
| | Надземная часть | 0,95 |
| Конец вегетации – массовая бутонизация (3 сут.) | Лист | 0,63 |
| | Стебель | 0,37 |
| | Генеративные органы | 0,60 |
| | Надземная часть | 1,60 |
| Массовая бутонизация – массовое цветение (5 сут.) | Лист | 0,48 |
| | Стебель | 0,82 |
| | Генеративные органы | 0,40 |
| | Надземная часть | 1,70 |
| Массовое цветение – созревание семян (26 сут.) | Лист | 0,77 |
| | Стебель | 0,04 |
| | Генеративные органы | -0,09 |
| | Надземная часть | 0,72 |

во второй год наблюдений они оказались в 1,8-2,0 раза выше, чем в первый [9], тогда как в фазы массового цветения и созревания семян соответственно в 2,1-1,7 раза ниже, что обусловлено, как показано выше, более благоприятным для развития растений характером погодных условий в первом случае и менее благоприятным – во втором.

В итоге это определило более равномерный характер изменения темпов биопродукционного процесса в 2003 г. и снижение на 23% (по сравнению с предыдущим сезоном) показателей надземной фитомассы в конце вегетационного периода, в основном, за счет ее генеративной составляющей. Отмеченные изменения в характере биопродукционного процесса, обусловленные межсезонными различиями погодных условий, нашли свое отражение и в структуре надземной фитомассы кадила [9], см. табл. 2. Так, во второй год наблюдений, по сравнению с первым, в ней отмечено: в фазу вегетации растений – ослабление роли листьев при усилении таковой стеблей; в фазу массовой бутонизации – напротив, ослабление роли стеблей на фоне усиления таковой листьев и особенно генеративных органов; в фазу массового цветения – усиление роли листьев при ослаблении таковой генеративных частей, на фоне адекватного участия в построении фитомассы стеблей и, наконец, в фазу созревания семян – чрезвычайно выраженное снижение в ней долевого участия генеративных органов и соответственно увеличение такового ассимилирующих.

Исследование пигментного фонда хлоропластов надземных органов кадила сарматского в вегетационный период 2003 г., результаты которого представлены в табл. 4, выявило заметное сходство с

Таблица 4

Содержание сухих веществ и пластидных пигментов в надземных органах кадила сарматского на отдельных этапах сезонного развития, в мг% сухого вещества, 2003 г.

| Части растений | Содержание сухих веществ, % | Хлорофиллы | | | | Каротиноиды | | | β-каротин : Ксантофиллы | Хлорофиллы : Каротиноиды |
|-----------------------------|-----------------------------|------------|-------|-------|-------|-------------|-----------|-------------|-------------------------------|--------------------------------|
| | | a | b | a+b | a : b | сумма | β-каротин | ксантофиллы | | |
| 27.05. Вегетация | | | | | | | | | | |
| Лист | 21,58 | 267,9 | 318,1 | 586,0 | 0,8 | 25,9 | 22,4 | 3,5 | 6,4 | 22,6 |
| Стебель | 11,51 | 48,2 | 56,9 | 105,1 | 0,8 | 14,3 | 5,0 | 9,3 | 0,5 | 7,3 |
| Надз. часть | 18,85 | 208,4 | 247,3 | 455,7 | 0,8 | 22,8 | 17,7 | 5,1 | 3,5 | 20,0 |
| 30.05. Массовая бутонизация | | | | | | | | | | |
| Лист | 25,88 | 264,3 | 237,6 | 501,9 | 1,1 | 24,8 | 21,3 | 3,5 | 6,1 | 20,2 |
| Стебель | 13,69 | 56,2 | 40,2 | 96,4 | 1,4 | 16,1 | 5,0 | 11,1 | 0,4 | 6,0 |
| Ген. органы | 20,35 | 82,1 | 53,8 | 135,9 | 1,5 | 26,8 | 5,4 | 21,4 | 0,2 | 5,1 |
| Надз. часть | 22,32 | 198,2 | 174,3 | 372,5 | 1,1 | 22,5 | 16,0 | 6,5 | 2,5 | 16,6 |
| 4.06. Массовое цветение | | | | | | | | | | |
| Лист | 25,92 | 249,7 | 267,4 | 517,1 | 0,9 | 29,2 | 18,8 | 10,4 | 1,8 | 17,7 |
| Стебель | 15,44 | 52,8 | 34,0 | 86,8 | 1,6 | 12,6 | 4,5 | 8,1 | 0,6 | 6,9 |
| Ген. органы | 17,28 | 59,6 | 74,1 | 133,7 | 0,8 | 34,7 | 4,5 | 30,2 | 0,2 | 3,9 |
| Надз. часть | 21,78 | 169,1 | 175,0 | 344,1 | 1,0 | 24,5 | 12,8 | 11,7 | 1,1 | 14,0 |
| 30.06. Созревание семян | | | | | | | | | | |
| Лист | 34,73 | 187,3 | 183,0 | 370,3 | 1,0 | 20,4 | 14,4 | 6,0 | 2,4 | 18,2 |
| Стебель | 26,74 | 38,0 | 37,6 | 75,6 | 1,0 | 9,0 | 1,2 | 7,8 | 0,2 | 8,4 |
| Ген. органы | 30,63 | 46,2 | 46,0 | 92,2 | 1,0 | 10,6 | 1,7 | 8,9 | 0,2 | 8,7 |
| Надз. часть | 32,82 | 149,9 | 146,6 | 296,5 | 1,0 | 17,5 | 11,2 | 6,3 | 1,8 | 16,9 |

предыдущим годом наблюдений диапазонов сезонного варьирования содержания отдельных форм зеленых пластидных пигментов при идентичном характере их сезонной динамики [9]. Определенная общность тенденций с 2002 годом прослеживалась и в изменении содержания сухих веществ в структурных компонентах фитомассы. Вместе с тем при сравнительном рассмотрении приведенных показателей для отдельных частей растений на каждом этапе их развития были выявлены весьма заметные межсезонные различия (табл. 5). В погодных условиях вегетационного периода 2003 г. отмечено более активное, чем в предыдущем сезоне, накопление сухих веществ в вегетативных органах растений, что привело к увеличению их содержания в надземной сфере последних, особенно в фазу массовой бутонизации.

Таблица 5

Степень различий в содержании сухих веществ и пигментов хлоропластов в надземных органах кадила сарматского на отдельных этапах сезонного развития в годы исследований, в %

| Части растений | Сухие вещества | Хлорофиллы | | | Каротиноиды | | |
|-----------------------------|----------------|------------|-------|-------|-------------|-----------|-------------|
| | | a | b | a + b | сумма | β-каротин | ксантофиллы |
| <i>Вегетация</i> | | | | | | | |
| Лист | +5,5 | -2,0 | +3,0 | +0,7 | -19,6 | +5,7 | -68,2 |
| Стебель | +38,8 | -51,3 | +49,7 | -23,2 | -64,6 | -15,2 | -73,0 |
| Надземная часть | +6,6 | -10,8 | 0 | -5,3 | -33,1 | 0 | -68,9 |
| <i>Массовая бутонизация</i> | | | | | | | |
| Лист | +25,1 | +0,7 | -18,5 | -9,4 | -15,6 | +6,0 | -62,4 |
| Стебель | +31,9 | -30,1 | +51,7 | -9,8 | -27,5 | +72,4 | -42,5 |
| Генерат. органы | +12,4 | -16,9 | -23,9 | -19,8 | -1,8 | -10,0 | +0,5 |
| Надземная часть | +29,7 | -0,2 | -12,2 | -6,2 | -16,7 | +13,5 | -49,6 |
| <i>Массовое цветение</i> | | | | | | | |
| Лист | +10,9 | -1,4 | +6,4 | +2,5 | -11,0 | +9,3 | -33,3 |
| Стебель | +12,7 | -3,5 | +25,9 | +6,2 | -19,7 | +200,0 | -43,0 |
| Генерат. органы | -1,6 | +9,6 | +25,2 | +17,7 | +7,8 | +104,5 | +0,7 |
| Надземная часть | +11,6 | +4,3 | +14,3 | +9,2 | -10,6 | +26,7 | -32,4 |
| <i>Созревание семян</i> | | | | | | | |
| Лист | +29,6 | -12,8 | -24,4 | -18,9 | -25,5 | -2,0 | -52,8 |
| Стебель | +1,8 | -5,0 | -21,0 | -13,7 | +21,6 | +9,1 | +23,8 |
| Генерат. органы | -10,7 | -10,8 | -28,6 | -20,6 | +24,7 | +54,5 | +20,3 |
| Надземная часть | +17,2 | +5,1 | -9,7 | -2,8 | -8,4 | +25,8 | -38,2 |

Результирующие показатели межсезонных различий в содержании отдельных форм хлорофиллов в надземной фитомассе растений не всегда совпадали по знаку и в относительном выражении не превышали 12-14%. Наименее выразительный характер данные различия имели у хлорофилла "а". При этом на протяжении большей части сезонного цикла развития растений в оба года наблюдений их ассимилирующие органы характеризовались одинаковым содержанием последнего, и лишь в фазу созревания семян содержание в них хлорофилла "а" во второй год оказалось достоверно ниже, чем в первый. Наиболее выраженные межсезонные контрасты в накоплении зеленых пигментов обнаружены в стеблях и генеративных органах кадила.

На стадиях вегетации и массовой бутонизации в 2003 г. в первых отмечены противоположные тенденции в изменении темпов биосинтеза хлорофиллов "а" и "b" относительно 2002 г. Так, существенное снижение в стеблях содержания хлорофилла "а" сопровождалось столь же значительным повышением такового хлорофилла "b", что заметно нивелировало межсезонные различия в суммарном содержании этих двух форм зеленых пигментов. Тем не менее, за счет более низкого, чем в первый год наблюдений, их содержания в формирующихся генеративных органах и менее активного накопления хлорофилла "b" в листьях, результирующие показатели содержания хлорофиллов в надземной фитомассе растений в целом оказались также незначительно ниже в 2003 г. На наш взгляд, это можно объяснить несоответствием темпов биосинтеза пигментов хлоропластов и формирования органической массы в первой половине вегетационного периода, создающим своеобразный эффект "разбавления" пигментов [11], в результате показанной выше активизации в этом сезоне по сравнению с 2002 г. биопродукционного процесса из-за смещения стадий вегетации и массовой бутонизации на более теплый период.

На стадии массового цветения растений, напротив, отмечено более высокое содержание хлорофиллов в 2003 г., особенно в генеративной сфере. При этом наиболее выраженная активизация биосинтеза была показана для хлорофилла "b". Это привело к заметному пополнению фонда зеленых пигментов в надземной фитомассе растений и обеспечило превышение их общего уровня относительно предыдущего сезона только на данном этапе развития растений. Однако на стадии созревания семян вновь обозначилось заметное отставание темпов биосинтеза хлорофиллов во всех частях растений во второй год наблюдений относительно первого. Однако из-за выявленных межсезонных различий в структуре фитомассы произошло практически полное нивелирование расхождений в суммарном содержании в ней зеленых пигментов.

Что касается каротиноидов, то из-за их существенно меньшего, чем у хлорофиллов, содержания в тканях растений, межсезонные контрасты в темпах их биосинтеза в относительном выражении проявились более отчетливо. При этом обозначились прямо противоположные тенденции в изменении темпов биосинтеза их восстановленных и окисленных форм под влиянием погодных факторов. Так, если для β -каротина было показано преимущественное увеличение содержания в надземных частях во второй год наблюдений, то для ксантофиллов – напротив, его снижение, но исключительно в вегетативных органах растений (см. табл. 5). Это привело к определенным сдвигам в соотношении этих форм желтых пигментов и обусловило сужение диапазона сезонных изменений их суммарного содержания в надземной фитомассе в 2003 г. за счет большего долевого участия в нем ксантофиллов [9], см. табл. 4. Вместе с тем преобладание на большей части сезона тенденции к ослаблению биосинтеза последних обусловило выраженное обеднение каротиноидами как вегетативных частей, так и надземной фитомассы в целом по сравнению с предыдущим годом наблюдений. Однако на протяжении вегетационного периода межсезонные различия в содержании каротиноидов заметно сглаживались (см. табл. 5).

Таким образом, холодная затяжная весна 2003 г. привела к запаздыванию приблизительно на 2 нед. относительно сезона 2002 г. сроков прохождения основных этапов сезонного цикла развития растений при сохранении общей его продолжительности в 60 сут. При этом отмечено выравнивание по сравнению с сезоном 2002 г. темпов продуцирования органического вещества за счет их ускорения на стадиях вегетации и бутонизации и их замедления в фазы цветения и созревания семян, приведшего к уменьшению итоговых показателей надземной фитомассы преимущественно за счет снижения продуктивности генеративной сферы растений.

Изменение погодных условий во второй год наблюдений оказало выраженное влияние на темпы биосинтеза отдельных форм зеленых и желтых пигментов пластид в фотосинтезирующих органах растений, но не отразилось на характере их сезонной динамики. Запаздывание сроков прохождения основных фенофаз сопровождалось преимущественным снижением содержания пигментов в надземной фитомассе, более выраженным у каротиноидов, нежели у хлорофиллов, на фоне противоположных тенденций в изменении содержания хлорофиллов "а" и "b"; β -каротина и ксантофиллов, а также нивелирования межсезонных различий в содержании пигментов к концу вегетационного периода.

Литература

1. Гавриленко В.Ф., Ладыгина М.Е., Хандобина Л.М. Большой практикум по физиологии растений. - М.: Высш. шк., 1975. - 392 с.
2. Годнев Т.Н. Строение хлорофилла и методы его количественного определения. - Минск: Изд-во АН БССР, 1952.-163с.
3. Ермаков А.И., Арасимович В.В., Ярош Н.П. и др. Методы биохимического исследования растений. - М.: ВО Агропромиздат, 1987. - 430 с.
4. Козловская Н.В. Загадки белорусской флоры. - Мн.: Вышэйшая школа, 1986. - 222 с.
5. Лакин Г.Ф. Биометрия. - М.: Высш. шк., 1980. - 293 с.
6. Парфенов В.И., Лякавичюс А.А., Козловская Н.В. и др. Редкие и исчезающие виды растений Белоруссии и Литвы. - Мн.: Наука и техника, 1987. - 352 с.
7. Рупасова Ж.А., Игнатенко В.А., Василевская Т.И. и др. Зависимость биохимического состава иссопа лекарственного (*Hyssopus officinalis* L.) от погодных условий вегетационного периода при интродукции в Беларуси // Известия НАН Беларуси. - Сер. биол. наук. - 2001. - № 1. - С. 5-8.
8. Рупасова Ж.А., Игнатенко В.А., Василевская Т.И. и др. Влияние погодных условий вегетационного периода на развитие и биохимический состав многоколосника морщинистого (*Agastache rugosa* Fisch. et Mey) в Беларуси // Регуляция роста, развития и продуктивности растений. - Мн., 2001 а. - С. 183-184.
9. Рупасова Ж.А., Игнатенко В.А., Рудаковская Р.Н. и др. Особенности биопродукционного процесса и формирование фонда фотосинтезирующих пигментов в растениях кадила сарматского в условиях Беларуси // Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України - Житомир: Вольнь, 2002. - Выпуск 3 (9). - С. 94-99.
10. Чопик В.И., Дудченко Л.Г., Краснова А.Н. Дикорастущие полезные растения Украины. - Киев: Наукова думка, 1983. - 398 с.
11. Wolf F.T., Haber A.H. Chlorophyll content of gibberelin - treated wheat seedlings // Nature. - 1960. - Vol. 186. - № 4720. - P 217-218.

Ж.А. Рупасова, В.А. Игнатенко, Р.Н. Рудаковська, Л.В. Кухарева, А.В. Ельяшевич

Вплив погодних умов вегетаційного періоду на темпи продукування надземної фітомаси і формування фонду фотосинтезуючих пігментів у рослинах кадила сарматського

Центральний ботанічний сад НАН Білорусі, м. Мінськ

У статті наведені результати порівняльного дослідження біопродукційних параметрів надземних органів кадила сарматського та вмісту в них фотосинтезуючих пігментів на головних етапах сезонного розвитку рослин. в залежності від погодних умов вегетаційного періоду в Білорусі. Показано, що погодні

фактори мають значний вплив на темпи накопичення органічної речовини в структурних компонентах надземної фітомаси, але не впливають на загальну тривалість періоду вегетації рослин.

Встановлена також чітка залежність від метеорологічних факторів параметрів накопичення зелених та особливо жовтих пластидних пігментів, на фоні протилежних тенденцій у зміні вмісту хлорофілів "а" та "b"; β -каротину та ксантофілів.

J.A. Rupasova, V.A. Ignatenko, R.N. Rudakovskaya, L.V. Kukhareva, A.V. Elyashevitch

Influence of vegetation period weather conditions on the production rate of overground phytomass and photosynthesis pigments fund formation in (*Melittis sarmatica* Klok.) plants under conditions of Belarus.

Central Botanical Garden of Academy of Science of Belarus, Minsk

The article contains results of the comparative analysis of some bioproductive parameters and photosynthesizing pigments accumulation in overground parts of *Melittis sarmatica* Klock. at separate stages of its seasonal development depending on weather conditions during plants vegetation phase in Belarus. It is shown that weather conditions exert a well-marked influence on the organic substance accumulation rates in structural parts of ground phytomass; however, they do not influence the total length of the plants vegetation period.

There has been established a clear dependence of green and yellow photosynthesizing pigments accumulation parameters on weather factors along with contrary tendencies regarding changes in "a" and "b" chlorophylls, as well as β -carotene and xanthophylls content.

Гулик І.Т. –
науковий співробітник,
Поліський філіал УкрНДЛГА, м. Житомир

Багаторічна динаміка впливу радіоекологічних чинників аварії на ЧАЕС на популяцію дикого кабана у лісах Центрального Полісся України

Вступ

В результаті аварії на ЧАЕС значна територія України, а особливо її ліси, зазнали довготривалого радіоактивного забруднення. Не дивлячись на значний проміжок часу, який минув з моменту аварії, питання, пов'язані з міграцією та накопиченням радіонуклідів (у тому числі ^{137}Cs) у різних ланках лісових екосистем продовжують залишатись дуже важливими. Гострими залишаються і проблеми накопичення ^{137}Cs мисливськими копитними тваринами. Відомо, що м'ясо дичини, добутої в угіддях з підвищеним рівнем радіоактивного забруднення, може бути джерелом надходження радіонуклідів до організму людини, яка його споживає. Адже, внаслідок метаболічних процесів, які відбуваються в організмі тварин, значна частка цього радіонукліду накопичується якраз в основній їх продукції – м'язовій тканині, має доступну іонну форму і, тому, може легко засвоюватись організмом людини, слугуючи джерелом значного збільшення дози її внутрішнього опромінення. Тому дослідження радіоекології мисливських тварин мають великий науковий і практичний інтерес. Сучасне мисливствознавство потребує вирішення багатьох проблем, пов'язаних з відтворенням та раціональним використанням мисливської фауни на екологічній основі. Глобальна катастрофа, яку викликала аварія на Чорнобильській АЕС поставила перед лісомисливським господарством, науковцями (біологами, екологами) багато нових запитань, які в переважній більшості залишаються нерозв'язаними до цього часу. Практичним спеціалістам мисливського господарства потрібні конкретні розробки, котрі могли б не лише регламентувати використання продукції мисливських тварин, але й забезпечити раціональні підходи у веденні мисливського господарства на радіоактивно забруднених територіях в різних регіонах та в конкретних екологічних умовах. Крім того, вивчення впливу радіоекологічних чинників на тварин, які перебувають на території з підвищеним рівнем радіоактивного забруднення, є важливою частиною вирішення глобальної проблеми – охорони навколишнього природного середовища.

Метою досліджень було визначення різних факторів впливу аварії на ЧАЕС на популяцію дикого кабана в цілому, дослідження закономірностей накопичення та перерозподілу ^{137}Cs в організмі цієї тварини в умовах лісових екосистем Центрального Полісся України у зоні так званого «західного сліду» чорнобильських випадів, та визначення основних чинників, які зумовлюють ці процеси.

Огляд літератури

За систематичним положенням дикий кабан (*Sus scrofa* L.) належить до ряду парнокопитних (Artiodactyla) підряду нежуйних (Nonruminantia) родини свиней (Suidae), роду кабан (Sus). За своїми розмірами це середні тварини з масою дорослої особини від 120 до 300 кг [2,6,8]. При нормальних умовах розвитку статевозрілість настає у самок на другому, а у самців на третьому році життя. У середньому на одну самку в рік приходить 3,9 голів приплоду. Смертність молодняка протягом першого року життя становить більш як 30%. Поросята довго кормляться молоком матері і лише на 4-му місяці життя поступово переходять на самостійне харчування [9]. Виходячи з літературних даних, дикого кабана в умовах України можна розглядати як досить осілий вид, який може здійснювати лише невеликі кочівлі, пов'язані зі змінами кормових стацій. Площа його кормових угідь сягає 12 км² [8].

За своїми фізіологічними особливостями кабан належить до групи всеїдних тварин. Раціон кабана складають переважно корені, трав та дерев, плоди деревно-чагарникових порід, жолуді дуба, надземна фітомаса трав, а також тваринні корми [3]. Надземна кормова зона розташована на відстані до 100 см від поверхні ґрунту, що пов'язано з розмірами тварин. Підземна кормова зона досягає глибини 30 см і розташована у шарі лісової підстилки та верхньому шарі ґрунту [6,9].

За обліковими даними [10] чисельність кабана лише в одній з Центральнополіських областей – Житомирській перевищує 4 тисячі голів. В цілому ж серед диких копитних звірів на Поліссі України дикий кабан є одним з найчисельніших видів і має велике промислове значення, тому дослідження особливостей його радіоактивного забруднення є досить важливими. Крім того, відомо, що дикий кабан по своїй радіочутливості близький до людини. Це дозволяє використовувати ряд даних про радіаційні ефекти у цих тварин для оцінки наслідків життя людей в умовах підвищеного рівня радіоактивного забруднення навколишнього середовища [11]. Дослідження щодо накопичення ^{137}Cs в організмі дикого кабана є досить складними в радіоекологічному плані. Це пов'язано як з особливостями його біології (харчування, травлення, обміну речовин), так і екології (підвищеною міграційною здатністю, зональністю харчування в межах окремого біоценозу, сезонними змінами кормових стацій та ін.).

Деякі автори [1] стверджують про тенденцію до зниження вмісту ^{137}Cs у м'язах диких кабанів, добутих у різні роки після аварії в Чорнобильській зоні відчуження до 1995 року. Ці ж автори встановили, що при збільшенні величини щільності радіоактивного забруднення ґрунту від 0,04 до 1,48 МБк/м² питома активність ^{137}Cs в м'язах тварин зростає в 60 разів. Дослідження, які проводились у зоні відчуження в Білорусі показують, що протягом 1987–1988 рр. у найбільш забрудненого об'єкта полювання – кабана вміст радіонуклідів, в порівнянні з першим періодом після аварії, зменшився більш, ніж в 50 разів [5], та все ж таки залишився вищим на два порядки в порівнянні з тваринами відносно чистих районів. В цілому у групи копитних (кабан, козуля, лось), добутих в межах 30-кілометрової зони в період з 1990 по 1995 рр. суттєвого зниження вмісту радіоцезію не спостерігалось. Варто відмітити, що рівні забруднення кабанів в той період характеризувалися дуже високою індивідуальною варіабельністю, яка досягала в окремих випадках декількох порядків. Так, у кабанів із зони відчуження, добутих зимою 1992–1993 рр., при середньому значенні вмісту радіоцезію в легенях 333,1 кБк/кг межі коливання цього показника між окремими особинами складала від 1,1 до 486,2 кБк/кг. В результаті цих коливань у кабанів, добутих в Прип'ятському та Березинському заповідниках Білорусі в 1993 р. вміст радіонуклідів перевищував допустимі рівні (600 Бк/кг) відповідно у 43% та 7% тварин. Інші автори [7], які проводили дослідження по радіоекології кабана в лісах Білорусі стверджують також, що з 1986 по 1989 рік у кабанів, добутих протягом сезону полювання в угіддях, щільність забруднення ґрунту яких становила 560–1500 кБк/м², питома активність у м'язах зменшилась (в 15 разів), а у тварин, добутих при щільності забруднення ґрунту до 185 кБк/м² – в 3–4,5 раза. Проте, у порівнянні з 1989 роком, в сезоні полювання 1992 року питома активність ^{137}Cs в м'язах цих тварин знову зросла в 3,3–6,6 раза, що може свідчити про збільшення питомої ваги харчового шляху надходження радіонуклідів в організм кабана. У кабанів, відстріляних в 1991–1992 роках, середні величини питомої активності ^{137}Cs у м'язах та внутрішніх органах перевищували ці показники 1986 року і складала: в м'язах 2,15 кБк/кг; у серці – 0,79; у легенях – 0,54; печінці – 1,9; нирках – 0,58; [5]. У результаті радіоекологічного моніторингу популяції дикого кабана, який проводився іншими дослідниками протягом останніх 10-ти років також в умовах Білоруського Полісся [4], встановлено, що суттєвого зниження рівнів забруднення ^{137}Cs м'язів цього виду за досліджуваний період не відбулося.

Таким чином, виходячи з аналізу літературних джерел, фізіологічних та екологічних особливостей даного виду диких парнокопитних, кабана можна розглядати як індикатора радіоактивного забруднення лісових екосистем. Питання про динаміку радіоактивного забруднення організму кабана протягом року освітлюється в літературі недостатньо, хоча воно досить актуальне і потребує детального вивчення.

Об'єкти і методи досліджень

Основна частина матеріалу для досліджень була отримана у період відносної квазірівноваги у ґрунтово-рослинному комплексі лісових екосистем Центрального Полісся України протягом 1998–2004 рр. Відбір досліджуваних тварин проводився переважно у лісових угіддях державних мисливських господарств та держлісгоспів Житомирської області, а також в угіддях районних громадських мисливських організацій, віддалених на 100 – 210 км від ЧАЕС, із щільністю радіоактивного забруднення ґрунту ^{137}Cs від 20 до 1100 кБк/м². На базі вибраних підприємств посезонно проводився спеціальний відстріл мисливських копитних тварин для радіологічних досліджень. Значна частина тварин була добута у порядку проведення селекційного і промислового відстрілів, а також спортивно-любительського полювання. Менша кількість матеріалу отримана від тварин, які загинули на автошляхах, а також тих, які були вилучені егерською службою у браконьєрів. Крім того автором були оброблені, проаналізовані і використані дані по радіоактивному забрудненню диких копитних звірів за період з 1986 по 1997 рр., отримані в лабораторіях обласної та районних санепідстанцій Житомирської області, а також у лабораторії радіології Поліської ЛНДС УкрНДЛПА, у зборі польового матеріалу до яких автор приймав безпосередню участь.

З метою вивчення забруднення тканин і внутрішніх органів дикого кабана було проаналізовано 1234 зразки 148 особин кабана. У добутих тварин було досліджено вміст шлунків. Відбір зразків скелетних м'язів досліджуваного виду тварин об'ємом 1 л проводився з бедреної частини лівої задньої кінцівки (огузку), а у разі поранення тварини у ліву ногу – із правої задньої. М'язи відокремлювались від кісток, очищувалися від плівок та сполучних тканин. Внутрішні органи та тканини вилучались на місці відстрілу тварин і транспортувались до місця проведення досліджень в охолодженому вигляді. Перед початковою перевіркою на вміст ^{137}Cs зразки сирих непромитих м'язів та внутрішніх органів (печінки, серця, селезінки, нирок) подрібнювались. Зразки крові відбиралися з судин легеневої вени та сонної артерії. Вміст шлунку перемішувався, після чого відбиралась середня проба. Відбір проб ґрунту та визначених кормів проводився маршрутним методом одночасно з відстрілом тварини у вірогідних місцях її харчування та відпочинку у межах одного лісового кварталу, а також посезонно на постійних пробних площах у типових для кожного виду тварин екологічних нішах. Зразки ґрунту відбиралися буром діаметром 5 см до глибини 10 см у п'ятикратній повторності методом конверту. Вимірювання питомої активності відібраних зразків проводилось за допомогою вітчизняного гамма-спектрометра АК СЕГ- 01 та багатоканального аналізатору "AFORA" LP- 4900В виробництва японської фірми "Nokia" зі сцинтиляційними детекторами ДГДК-80 В-3. Застосовувані розрахунки проводились за допомогою пакету прикладної програми Microsoft EXCELL. Порівняння середніх величин досліджуваних показників виконувалось за допомогою t-критерію Ст'юдента

на 5% довірчому рівні. У процесі обробки результатів для отримання рівнянь, які характеризують зв'язок досліджуваних параметрів, використовувалися методи регресійного аналізу. Достовірність отриманих математичних моделей перевірялась за критерієм Фішера. Для оцінки ступеню впливу досліджуваних факторів на динаміку отриманих показників використовувався метод дисперсійного аналізу. Перевірка отриманих результатів проводилась шляхом застосування критерію Фішера ($P < 0,05$).

Вплив радіоекологічних чинників на ценози та популяцію дикого кабана

У результаті евакуації та переселення людей, заборони ведення більшості видів господарських робіт у зонах відчуження та безумовного відселення після аварії на ЧАЕС, виникли сприятливі умови для росту популяції кабана, адже кабан, як відомо, вид, який при хороших екологічних умовах досить швидко розмножується. Заборона полювання, зменшення пресу браконьєрства, наявність великих площ полів з незібраним на них врожаєм сільськогосподарських кормових культур: картоплі, буряка, зернових, бобових трав, які щороку частково відтворювались самопосівом, забезпечили швидкий ріст чисельності цього виду. На територіях, де різко зменшився антропогенний вплив, на відміну від інших угідь, кабан змінив спосіб життя, з переважно нічного на денний. З часом почали змінюватись і ландшафти. На значних територіях розпочались сукцесійні процеси – природне заліснення бувших сільськогосподарських угідь. Внаслідок виведення з користування значних територій та послаблення антропогенного впливу на популяцію кабана, даний вид тварин став потужним біогенним фактором. За 6 років після аварії його чисельність в Овруцькому та Народицькому районах Житомирської області збільшилась втричі (рис.1). Окремі стада кабана нараховували понад 80 особин. У процесі добування їжі дикий кабан, як відомо, порушує на значних територіях цілісність надгрунтового покриття, приносить шкоду сільськогосподарським угіддям. У зв'язку із зростанням щільності кабана, він завдавав значних збитків навколишнім сільськогосподарським угіддям, де велась господарська діяльність та присадибним ділянкам людей. Крім того погіршилась і епізоотична обстановка в угіддях зон відчуження та відселення. Так на території Київської області У 1992–1993 рр. спостерігались спалахи чуми свиней, яка призводила до масової загибелі кабана у окремих господарствах. Перенасичення угідь копитними, призвело спочатку до порушення відносної рівноваги в зооценозі, а потім, внаслідок властивості до саморегуляції всередині екосистеми, до її самовідтворення. На зазначених територіях швидко збільшилось поголів'я вовка, з 1997 року з'явилися рисі. Чисельність вовка, завдяки хорошій кормовій базі, в Овруцькому та Народицькому держлісгоспах з 20 голів у 1986 році зростає до 113 у 1994. Основним об'єктом полювання для диких хижаків були спочатку домашні тварини, які залишилися після відселення людей, пізніше – молодняк козулі та кабана. Якщо протягом квітня – червня того періоду біля свиноматки кабана спостерігалось у середньому 6–12 поросят, то в результаті діяльності вовка, до грудня – січня залишалось лише 3–5.

Як видно з діаграми (рис. 1), співвідношення чисельності кабан / вовк за досліджуваний період поступово змінювалось. До аварії на ЧАЕС у 1986 році це співвідношення складало 13:1, пізніше – у 1994 році воно зменшилось до 5 за рахунок різкого збільшення чисельності вовка та скорочення чисельності кабана, а у даний час перевищує дочорнобильське (15:1).

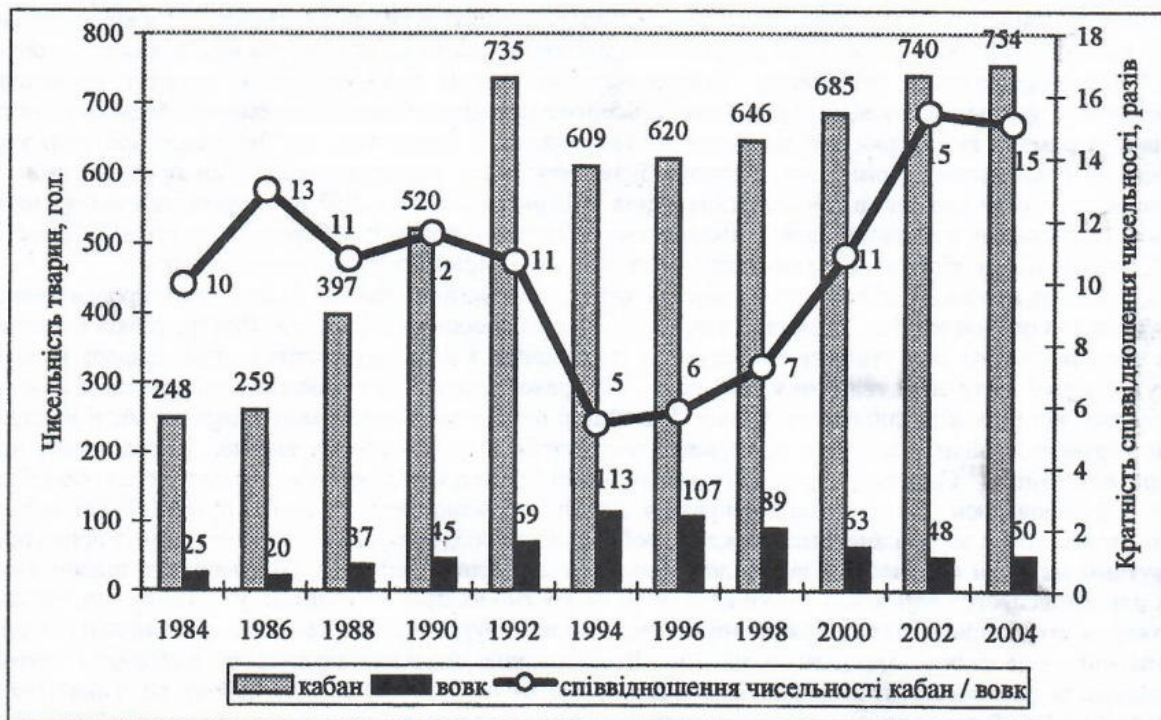


Рис. 1. Динаміка чисельності кабана та вовка в угіддях Овруцького та Овруцько-Народицького держлісгоспів у різні періоди після аварії на ЧАЕС

Різке збільшення щільності диких копитних в угіддях зони забруднення ЧАЕС у 1991 – 1993 роках, а також вплив високої щільності вовків, призвели до міграції кабана. Переходи чисельних стад кабана на значні відстані найчастіше спостерігались у найбільш критичний для тварин – зимовий період. Цей процес розпочався у 1993-1994 рр. і призвів також до міграції вовків. Вовки почали зустрічатись навіть у лісостепових районах Житомирщини, де їх поява не відмічалась протягом останніх 70 років. Лише протягом 1998 року у Житомирській області егерською службою лісгосподарських підприємств та мисливцями було відстріляно 93 особини вовка. Цілеспрямована робота працівників мисливських господарств та матеріальне заохочення за знищення вовків дозволили значно скоротити чисельність цих хижаків. Протягом останніх років чисельність кабана у лісах зон відчуження та відселення почала стабілізуватись. У даний час чисельність популяції цього виду в угіддях зон обов'язкового та добровільного відселення у Житомирській області коливається в невеликих межах, але продовжує залишатись значно вищою, ніж на інших територіях. Тому періодично і досі спостерігаються сезонні міграції кабана в угіддя з меншою його щільністю.

Що стосується впливу радіоактивного опромінення на організм кабана після чорнобильської аварії, то прямих доказів його згубної дії (висока смертність у популяції, зниження народжуваності і т. ін.) у зоні досліджень не було виявлено. Проте варто відмітити, що у окремих особин кабана, добутих протягом 1988–1991 рр. в угіддях Овруцького та Овруцько-Народицького державних лісгосподарських підприємств, спостерігались: рідкошерстність, циротичні некрози печінки, крапкові крововиливи у тканині нирок, окремі значні відхилення у розвитку молодняка, частковий альбінізм, чого не виявлялось раніше. Хоча ці випадки, через недостатність досліджень, не можна віднести до проявів радіаційних ефектів, але побічний вплив радіоекологічних наслідків на популяцію дикого кабана був безсумнівним. Зниження антропогенного навантаження у зонах відчуження та відселення, зміна ландшафтів, ріст чисельності популяцій диких копитних та хижих тварин, загострення епізоотичної обстановки в угіддях, – все це викликало надзвичайно велике екологічне навантаження, як на популяцію кабана вцілому, так і на окремих організм зокрема.

Хронологічні особливості радіоактивного забруднення кабана після аварії на ЧАЕС

При хронологічній оцінці динаміки радіоактивного забруднення дикого кабана показники питомої активності ^{137}Cs у м'язах добутих кабанів були інтерпольовані (приведені) до однієї щільності забруднення ґрунту (ЩЗГ – $5,8 \text{ Ки/км}^2$) та одного сезону року (початок грудня). Це дало змогу прослідкувати динаміку радіоактивного забруднення дикого кабана ^{137}Cs протягом періоду з 1987 по 2004 рік (рис. 2). У результаті аналізу цих даних, стало можливим виділити 3 нерівнозначних у часі періоди: перший – найкоротший – протягом 1986–1987 років, другий – більш тривалий, протягом 1988–1991 рр. і третій, який розпочався з 1991 року і продовжується в даний час. Виділяючи ці періоди необхідно враховувати, що дики копитні вцілому і кабан зокрема, знаходяться на верхніх рівнях системи біоценотичних зв'язків і на характер надходження радіонуклідів в їх організм впливають складні взаємозалежності переміщення і розподілу радіонуклідів по нижчестоячих елементах екосистеми, які досить динамічні.

Дослідження, які проводились у перший післяаварійний період показали, що надходження радіонуклідів у організм кабана визначалось переважно легеневою шляхом, зовнішнім забрудненням його шкіри, а також споживанням зовнішньо забрудненого корму, який часто відшукувався кабаном на поверхні та у верхньому шарі ґрунту. Аналіз радіоактивного забруднення внутрішніх органів кабана в той період показував, що питома активність ^{137}Cs у легенях кабанів, добутих в Овруцькому, Народицькому та Лугинському районах, була вищою ніж у печінці на 15%, ніж у селезінці – майже в 2 рази, чого (за рідкими виключеннями) не спостерігалось у два наступні періоди. Питома активність ^{137}Cs у м'язах кабанів, добутих у листопаді 1987 року на території Ситовецького та Виступовицького лісництв Овруцького лісгоспазу досягала $92 - 105,8 \text{ Бк/кг}$, а середні її показники по Овруцькому ЛГЗ склали 58200 Бк/кг .

Результати аналізів питомої активності м'язів диких кабанів, добутих з 1988 по 1991 рр. свідчать про те, що протягом другого періоду радіоактивне забруднення дикого кабана значно зменшилось, що можна пояснити, з одного боку, значним зменшенням зовнішнього забруднення його організму, зменшенням питомої ваги легеневого шляху надходження радіонуклідів, а з другого – відносно низькою на той час інтенсивністю міграції ^{137}Cs до кормових видів рослин, які споживав кабан. Значна частина радіонуклідів, в результаті змиву з лісової рослинності під дією атмосферних опадів, листяного опаду дерев та чагарників, відмирання фітомаси трав, сконцентрувалась у лісовій підстилці, де продовжувала утримуватись досить тривалий час, до її розкладу. Значної вертикальної міграції радіоцезію в нижні, коренезаселені шари ґрунту на той час ще не спостерігалось. У лісовій підстилці та 12-ти сантиметровому шарі ґрунту в цей період накопичилось близько 95% всього надійшовшого на поверхню ґрунту ^{137}Cs . За період з 1988 по 1991 рр. у відстріляних особин дикого кабана максимальні значення питомої активності м'язів відмічались у серпні 1989 року в Гладковицькому лісництві Овруцького ДЛГ (8880 Бк/кг) та в цей же період у Зубковицькому лісництві Білокоровицького ДЛГ (5550 Бк/кг), а мінімальні - у Корабельному та Березівському лісництвах Житомирського ДЛГ у листопаді 1991 року (52 Бк/кг і 63 Бк/кг), Новоград-Волинському лісництві Новоград-Волинського ДЛГ у червні 1990 р. і Омелянівському лісництві Коростенського ДЛГ - у вересні 1991 р. (59 Бк/кг). Всього ж (з проаналізованих) 31,8% зразків відповідали існуючим нормативам по забрудненню ^{137}Cs м'яса (200 Бк/кг (ДР-97)), а за період, відведений для полювання на цих тварин (з вересня по грудень) – 27,8% зразків.

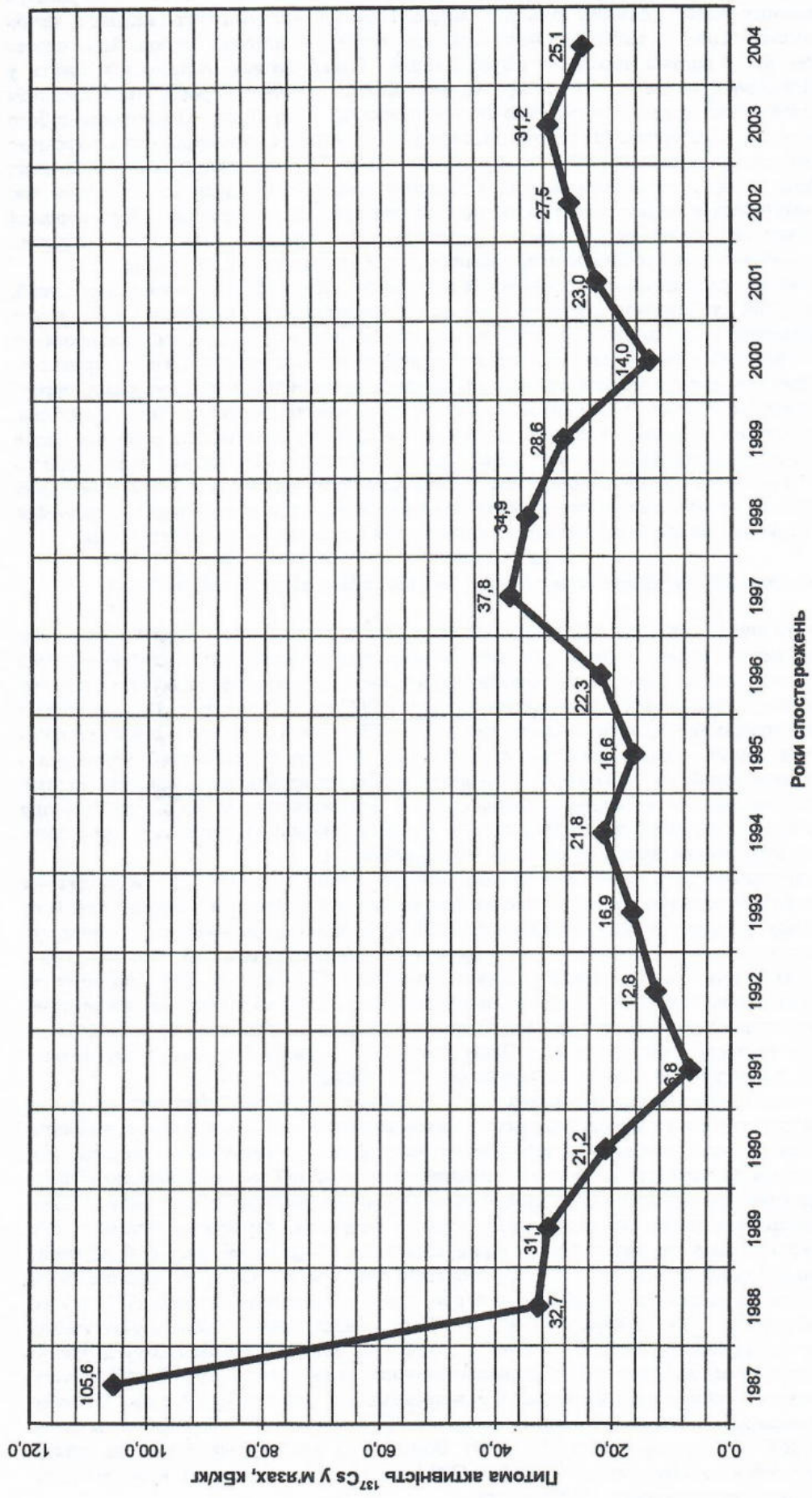


Рис. 2. Багаторічна динаміка забруднення ^{137}Cs дикого кабана у лісах Центрального Полісся України (інтерпольовано на грудень при середній щільності радіоактивного забруднення ґрунту 5,8 Кі/км²)

Починаючи з 1991 року, вертикальна міграція радіонуклідів з лісової підстилки у верхню частину гумусного шару ґрунту почала збільшуватись, а з часом – почало зростати надходження ^{137}Cs у фітомасу лісової рослинності і, як результат – ^{137}Cs , відповідно, був включений у біологічний кругообіг за участю диких тварин, у тому числі – кабана. Радіоактивне забруднення дикого кабана у третій період почало знову зростати в результаті трофічного надходження ^{137}Cs у його організм. Причому, максимальні показники питомої активності ^{137}Cs у м'язах кабанів, добутих в Житомирській області зареєстровані з 2000 по 2002 роки, а саме: у лютому 2000 року в 18 кварталі Борутинського лісництва Овруцько-Народицького спецдержлісгоспу (88400 Бк/кг); у лютому, а також у травні 2001 року в Гладковицькому та Кліщівському лісництвах цього ж держлісгоспу (відповідно – 40721 та 54888 Бк/кг). В цілому ж із 38 кабанів, зразки продукції яких були відібрані у мисливських господарствах, розташованих північніше лінії Новоград-Волинський – Володарськ-Волинський – Малин протягом останніх п'яти років лише в 4-х особин (10,5%) не зареєстровано перевищення допустимих рівнів радіоцезію у м'язах. Поступові (протягом 5 – 6 років) коливання питомої активності ^{137}Cs у організмі кабана, які спостерігаються у третій період (рис.2), можна пояснити кругообігом ^{137}Cs у лісовому середовищі. Така циркуляція ^{137}Cs у лісових екосистемах Полісся вірогідно пов'язана з поступовою заміною надземного рослинного покриття, листового опаду хвойних і листяних лісів, переходом відмираючих рослинних решток у лісову підстилку, а з часом у верхню коренезаселену частину ґрунту.

Результати аналізів зразків м'язів диких кабанів дали змогу розділити підприємства, в яких вони були відібрані, за різними ступенями радіоактивного забруднення. Середня щільність радіоактивного забруднення ґрунту в місцях відстрілу кабана між першою дослідною ділянкою (Овруцько-Народицький СДЛГ – 2,1-17,3 (6,9) $\text{Кі}/\text{км}^2$) та другою і третьою (Коростенське ДЛМГ – 1-1,9 (1,3) $\text{Кі}/\text{км}^2$ та Новоград-Волинське ДЛМГ – 0,3-0,8 (0,5) $\text{Кі}/\text{км}^2$) була вищою, відповідно – в 5,3 та 13,8 разів, а середньосезонні показники питомої активності ^{137}Cs у м'язах добутих кабанів були вищими, відповідно – в 21 та 68 разів. На відміну від цього, суттєвої різниці у величині щільності забруднення ґрунту та питомій активності ^{137}Cs у м'язах кабана між 2-ю та 3-ю дослідними ділянками за досліджуваний період не спостерігалось. При загальній відмінності в щільності забруднення ґрунту 2,6 рази питома активність м'язів кабана мала лише 3-кратне перевищення. Необхідно відмітити, що між першою та двома іншими дослідними ділянками суттєво відрізняються типи лісорослинних умов у місцях відстрілу тварин. Якщо на території першої ділянки переважали такі типи лісорослинних умов, як вологий та сирий субір (B_3 – B_4), то на двох інших характерними типами умов місцезростання були свіжа, волога та сира судіброви (C_2 – C_4). Значне відносне перевищення інтенсивності накопичення в м'язах диких кабанів в умовах Овруцько-Народицького СДЛГ, враховуючи величину ЦЗГ, може пояснюватись значною кратністю перевищення кількості так званого "доступного" для кормових видів кабана радіоцезію в умовах відносно бідних та більш вологих умов місцезростання, які, до речі, переважають не лише в угіддях цього підприємства, а й у лісах усієї північної частини Житомирської області. Як відомо, коефіцієнти переходу ^{137}Cs з ґрунту у рослинні організми пропорційно залежні від ступеню зволоженості ґрунту і обернено пропорційні запасу поживних речовин. Тому від стацій перебування та харчування кабана залежить і ступінь накопичення та виведення його організмом радіонуклідів. Протягом року найбільший він у грудні, найменший – наприкінці жовтня.

Враховуючи те, що найбільш значним джерелом надходження ^{137}Cs в організм тварин є пероральний, було визначено взаємозв'язок між питомою активністю радіонукліда у м'язах кабана та вмісті його шлунку, а також внутрішніх органах упродовж року (табл. 1). З таблиці видно, що починаючи з

Таблиця 1

Величини співвідношень між показниками питомої активності ^{137}Cs у тканинах та внутрішніх органах кабанів по відношенню до його м'язів (прийнято за константу)

| Тканини та органи | Місяці року | | | | | | | | | | | |
|-------------------|-------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 |
| М'язи | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Нирки | 1,03 | 0,93 | 0,90 | 0,68 | 1,08 | 1,28 | 2,80 | 0,73 | 1,66 | 1,14 | 1,20 | 2,18 |
| Серце | 0,94 | 0,69 | 1,00 | 0,78 | 0,42 | 1,11 | 0,80 | 2,95 | 1,48 | 0,94 | 0,94 | 0,93 |
| Селезінка | 0,75 | 0,57 | 0,54 | 0,39 | 0,30 | 1,60 | 0,70 | 1,70 | 2,87 | 0,65 | 0,95 | 0,72 |
| Печінка | 0,44 | 0,50 | 0,57 | 0,30 | 0,32 | 0,95 | 1,05 | 2,08 | 1,74 | 0,65 | 0,66 | 0,65 |
| Легені | 0,55 | 0,85 | 0,28 | 0,30 | 0,25 | 0,77 | 0,86 | 1,12 | - | 0,53 | 0,51 | 0,51 |
| Кров | 0,16 | 0,12 | - | - | - | 0,18 | - | 0,16 | - | 0,34 | 0,54 | 0,63 |
| Головний мозок | 0,84 | 0,39 | - | - | - | 0,73 | 0,79 | 0,28 | - | 0,37 | 0,66 | 1,49 |
| Сало | - | 0,18 | - | - | - | - | - | - | - | 0,26 | 0,57 | 0,42 |
| Внутрішній жир | 0,67 | 0,17 | - | - | - | - | - | 0,02 | - | 0,22 | 0,61 | 0,58 |
| Стінки шлунку | 0,37 | 0,90 | 0,29 | - | - | - | 5,35 | 0,95 | - | 0,52 | 0,68 | 0,77 |
| Вміст шлунку | 0,28 | 0,32 | 0,18 | 0,14 | 0,09 | 0,83 | 2,80 | 3,97 | 0,49 | 0,38 | 0,42 | 0,54 |
| Язик | 0,45 | 1,09 | - | - | - | 0,95 | 0,34 | 0,41 | - | 0,70 | 0,85 | 0,92 |

лютого місяця, питома активність стінок та вмісту шлунку кабана по відношенню до такої у його м'язах спочатку знижується до травня, потім зростає до липня і знову зменшується у жовтні. Це відбувається при сезонних змінах питомої активності м'язів. Дане співвідношення підтверджується змінами питомої активності складових раціону тварин. Серед внутрішніх органів показовими щодо забруднення тварин ^{137}Cs є нирки. Їх роль в організмі надзвичайно велика. Крім багатьох важливих функцій в організмі тварин, нирки регулюють водно-солевий обмін речовин, тому вони першими реагують на підвищення рівня забруднення раціону, випереджаючи швидкість накопичення радіоцезію. У період виведення радіонукліду з організму, зниження питомої активності ^{137}Cs у нирках так само йде більш швидкими темпами, тоді як у м'язах рівень забруднення якийсь час залишається постійним. М'язи "відстають" у швидкості накопичення ^{137}Cs , у порівнянні з іншими тканинами. Вцілому із всіх добутих протягом року кабанів найбільша концентрація радіонуклідів спостерігається: у м'язах, нирках та серці, а найменша, у порівнянні з іншими тканинами та органами – у легенях, жирових тканинах та крові (табл.1). Найбільш критичними органами щодо накопичення ^{90}Sr у організмі дикого кабана є: серце, головний та спинний мозок.

У результаті перевірки концентрації ^{137}Cs у м'язах дикого кабана та щільності радіоактивного забруднення ґрунту у місцях відстрілу тварин були підраховані показники агрегованих коефіцієнтів переходу ^{137}Cs у ланцюгу "ґрунт – кабан" для грудня місяця (табл. 2).

Таблиця 2

Агреговані коефіцієнти переходу ^{137}Cs (АКП) у ланцюгу «ґрунт – кабан» (грудень місяць)

| Щільність забруднення ґрунту | | Агреговані коефіцієнти переходу ^{137}Cs , $\text{м}^2\text{кг}^{-1}\cdot 10^{-3}$ |
|------------------------------|-------------------------|---|
| $\text{Кі}/\text{км}^2$ | $\text{кБк}/\text{м}^2$ | |
| 1 | 37 | 102,7 |
| 2 | 74 | 101,4 |
| 3 | 11 | 99,1 |
| 4 | 148 | 104,7 |
| 5 | 185 | 110,8 |
| 6 | 222 | 117,1 |
| 7 | 159 | 124,7 |
| 8 | 296 | 131,8 |
| 9 | 333 | 139,6 |
| 10 | 370 | 145,1 |
| 11 | 407 | 150,4 |
| 12 | 444 | 158,8 |
| 13 | 481 | 166,3 |
| 14 | 518 | 173,7 |
| 15 | 555 | 183,4 |
| 16 | 592 | 190,9 |
| 17 | 629 | 198,7 |
| Середні показники АКП | | 141,1 |

З таблиці видно, що показники агрегованих коефіцієнтів переходу у період максимального надходження ^{137}Cs в організм кабана (грудень місяць) в умовах Центрального Полісся України досить високі і, враховуючи величини щільності забруднення ґрунту в місцях відстрілу тварин, можуть змінюватись в 1,4 раза. Різницю у визначених показниках АКП можна пояснити підвищеною міграційною здатністю ^{137}Cs в умовах вологих і бідних ґрунтів північної (сильно забрудненої) частини Житомирської області у порівнянні з її центральними районами. Дослідження, які проводились в умовах Центральної частини Правобережного Лісостепу показують, що забруднення ^{137}Cs мисливських копитних тварин, у тому числі і кабана у осінній період значно (до 2 порядків) нижче, ніж в його північній частині (Житомирська, Київська області), що пов'язано з особливостями осінніх раціонів диких копитних тварин, більшою площею кормових полів на півдні зони досліджень, меншою лісистістю території, нижчим рівнем забруднення угідь ^{137}Cs та складом і особливостями ґрунтів, а звідси – повільнішою міграцією ^{137}Cs в харчових ланцюгах копитних тварин.

Вирішальну роль у радіоактивному забрудненні кабана у період квазірівноваги в ґрунтово-рослинному покриві, яка спостерігається в даний час відіграє його сезонне харчування. Особливості харчування пов'язані з екологічними нішами, в яких проживають тварини (поля, ліси, сукцесії тощо). Звідси – набір кормових видів, радіоактивне забруднення яких досить вагомо відрізняється одне від одного. В угіддях, де проводиться регулярна підгодівля кабана сільськогосподарськими кормами у весняний період, спостерігається значне очищення його організму від ^{137}Cs . Аналіз вмісту шлунків показує, що особливо активно кабани поїдають підгодівлю починаючи зі сходу снігового покриву наприкінці зими – початку весни. У цей час у раціоні кабанів сільськогосподарські культури (підгодівля) служать основними кормовими компонентами. До них можна віднести: кукурудзу, картоплю, овес, зерновідходи, кормовий і

столовий буряк. Забрудненість ^{137}Cs м'язів тварин, які вживали підгодовлю була у середньому в 2,1 раза нижчою, у порівнянні з тваринами, які не відвідували підгодовельні майданчики, а у 3-х місячного поросяти дикого кабана, якого вилучили з природного середовища і відгодовували у домашніх умовах протягом 2-х місяців, питома активність м'язів по ^{137}Cs була нижчою від тварин такого ж віку, добутих в лісових угіддях від 30 до 270 разів. Таку різницю можна пояснити тим, що глибина міграції радіонуклідів в ґрунті на полях, які обробляються (переорюються) значно більша ніж в лісових ґрунтах, де радіонукліди в основному зв'язуються з лісовою підстилкою і знаходяться в верхньому 12-15-сантиметровому шарі ґрунту. Тому ступені накопичення кормовими рослинами радіонуклідів в агроценозах і лісових екосистемах може відрізнятися на порядок і вище. Це пов'язано з первинним накопиченням радіонуклідів в ґрунті, значною різницею у вимиванні радіоцезію у глибокі шари ґрунту на орних землях агроценозів, у порівнянні з лісовими ґрунтами, а також біологічними та екологічними властивостями різних кормових видів (глибиною проникнення в ґрунт коріння кормових рослин, здатністю утворювати на корінні мікоризу, яка на відміну від польової рослинності властива близько 80% рослин лісових екосистем. Дослідження по забрудненню польових і лісових ґрунтів, які проводились відразу після аварії на ЧАЕС показали, що на відміну від польових, лісові екосистеми – це своєрідні фільтри, які зазнали значно більшого впливу радіації. Тому в залежності від стадій перебування та харчування кабана залежить і ступінь накопичення та виведення його організмом радіонуклідів.

Що стосується статево-вікових особливостей кабана у накопиченні ^{137}Cs , то, з аналізу перевірених зразків випливає, що молоді тварини, які харчуються молоком матері, мають відносно низькі коефіцієнти агрегатованого переходу ^{137}Cs у ланцюгу (ґрунт – кабан), а тварини, які переходять на самостійне харчування (віком 1-2 роки) накопичують в організмі радіоцезії значно інтенсивніше, ніж дорослі тварини, до того ж молоді самки мають підвищені агрегатовані коефіцієнти переходу ^{137}Cs у системі ґрунт – м'язи у порівнянні з молодими самцями.

Висновки

1. Проведений аналіз результатів досліджень показує, що в умовах Центрального Полісся суттєвого зниження вмісту ^{137}Cs у м'язах, інших тканинах та внутрішніх органах дикого кабана протягом останніх 12-ти років (з 1991 по 2004) не спостерігається. На нашу думку цьому сприяє комплекс екологічних факторів (структура та біохімічний склад поліських ґрунтів, їх вологість та висока здатність до передачі радіоцезію до представників лісової фауни та флори, високий рівень забруднення середовища та ін.).
2. Наприкінці осені та на початку зими активність накопичення ^{137}Cs в організмі кабана значно зростає, що пояснюється посиленням його риючої діяльності після закінчення вегетаційного періоду та настання осінніх заморозків, збільшенням частки лісової підстилки в раціоні, а також зміною біотопів з агроценозів на лісові угіддя.
3. Встановлено, що у межах дозволених на Україні термінів полювання м'ясо дикого кабана з допустимим вмістом ^{137}Cs на Центральному Поліссі можна отримати лише в угіддях, рівень радіаційного забруднення яких не перевищує $7,5 \text{ kBк/м}^2$, а у періоди низького накопичення ^{137}Cs в організмі тварин (в кінці жовтня – на початку листопада) при щільностях забруднення ґрунту – 11 kBк/м^2 .
4. Агрегатований коефіцієнт переходу у системі ґрунт – кабан може змінюватись не лише протягом року, але і в межах окремого сезону (у 1,4 раза). У періоди максимального накопичення ^{137}Cs в організмі кабана (у грудні) він становить у середньому – $122 \text{ м}^2\text{кг}^{-1}10^{-3}$.

Пропозиції

1. З метою більш раціонального використання кабана на забруднених територіях, рекомендується змінювати терміни полювання в межах дозволеного сезону з існуючих – на серпень – жовтень.
2. Для зменшення міграції кабана в угіддях та з метою очищення його продукції від радіоактивного забруднення необхідна закупівля та заготівля в чистих від радіоактивного забруднення місцевостях зернових кормів – кукурудзи, ячменю, зерновиходів, корене- і бульбоплодів та регулярна підгодівля тварин невеликими порціями цих кормів біля мисливських веж протягом року. Регулярна підгодівля дасть змогу привчити кабанів постійно відвідувати підгодовельні майданчики біля веж, а це, в свою чергу, дозволить егерській службі налагодити облік чисельності кабана в мисливському господарстві, проводити ветеринарні та селекційні заходи. Крім того спортивно-любительське полювання на кабана з мисливських веж, на відміну від облавного загонного полювання, зможе забезпечити підвищення результативності добування кабана при загальному, зменшенні фактора турбування тварин в угіддях.
3. Користувачам мисливських угідь, при проведенні полювання на кабана в угіддях, щільність забруднення яких по ^{137}Cs перевищує $0,25 \text{ Ки/км}^2$, необхідно перевіряти продукцію кожної тварини на вміст ^{137}Cs , а спортивні ліцензії на відстріл кабана доцільно видавати лише з обов'язковим дозиметричним контролем добутої продукції, з метою недопущення вживання людиною м'ясопродуктів з перевищенням їх радіоактивного забруднення.

Література

1. Архипов М.П., Бунтова О.Г., Гайченко А.В., Гащак С.П., Коваль Г.Н., Кучма М.Д., Стовбчатий В.М., Панов Г.М., Титар В.М. Наземні екосистеми // Бюлетень екологічного стану зони відчуження, 1 (6). - Чернобыльинтеринформ, 1996. - С. 45-49.
2. Бобринский Н.А., Кузнецов Б.А., Кузякин А.П. Определитель млекопитающих СССР.- М.: Просвещение, Изд. 2-е, 1965. -С.210-211.
3. Гайченко В.А., Козиенко И.И., Заводникова Н.С. и др. Эколого-фаунистические исследования в зоне Чернобыльской АЭС. - Киев, 1996.
4. Гулаков А.В. Радиоэкологический мониторинг диких промысловых копытных Юго-Востока Беларуси в постчернобыльский период. Автореф. дис. к.б.н. - Гомель., 2001. -24 с.
5. Животный мир в зоне аварии на Чернобыльской АЭС // Под ред. Л.М. Сушени, М.М. Пикулика, А.Е. Пленина. - Минск: Наука і тэхніка, 1995. - 263 с.
6. Жизнь животных / Под ред. В.Е. Соколова. - М.: Просвещение, 1989. - Т.7. С. 427 – 429.
7. Козло П.Г., Дунин В.Ф., Сидоренко О.Н. и др. Оценка накопления радионуклидов у охотничье-промысловых млекопитающих Белоруссии // Тез. докл. Всесоюз. радиобиол. Съезда. - Пущино, 1989. - С. 460-461.
8. Колосов А.М., Лавров Н.П., Наумов С.П. Биология промысловых зверей СССР. М., 1961. - С. 251-255.
9. Майнхардт Х. Моя жизнь среди кабанов: Пер. с нем. - М.: Лесн. пром - сть, 1983. - 128 с.
10. Статистичний звіт 2-ТП-мисливство (в розрізі областей) за 2003 р. - Київ, Держкомлісгосп України, 2003.
11. Тихомиров Ф.А., Романов Г.Н. Дозы облучения организмов в условиях радиоактивного загрязнения леса // Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале. М., 1993. - С. 13-20.

Гулик І.Т.

Многолетняя динамика влияния радиоэкологических факторов аварии на ЧАЭС на популяцию дикого кабана в лесах Центрального Полесья Украины

Полесский филиал УкрННЦЛХА

Прослежена многолетняя динамика различных радиоэкологических факторов аварии на ЧАЭС на популяцию дикого кабана в лесах Центрального Полесья Украины.

Gulik I.T.

The long-term dynamics of effect of radioecological factors of an accident on Chernobyl nuclear power plant on population of wild boar in forests a Central Polesse of Ukraine

Poleskiy Branch of UkrSRIFA

The long-term dynamics of different radioecological factors of Chernobyl nuclear power plant accident on a population of wild boar in forests of the Central Polesse of Ukraine has been traced.

Долин В.В. –

кандидат геологических наук,

Институт радиогеохимии окружающей среды НАН Украины, г. Киев

Орлов А.А. –

кандидат биологических наук,

Полесский филиал УкрНИИЛХА, г. Житомир

Оценка скорости самоочищения ландшафтов Киевского и Житомирского Полесья на основе анализа биогеохимических потоков радионуклидов

Введение

Миграция искусственных радионуклидов в окружающей среде непрерывно изучается на протяжении шести последних десятилетий, начиная с первых ядерных испытаний. При этом особое внимание уделяется исследованию путей, благодаря которым они накапливаются в пищевых цепях, в результате чего поступают в организм человека. Определяющим звеном трофической цепи является трансформация – изменение формы нахождения – радионуклидов в среде почвы и поступление их в растительность. Именно процессы массообмена химических элементов между живыми организмами и окружающей средой определены В.И. Вернадским как биогеохимические [4].

Глобальная по масштабам и последствиям Чернобыльская катастрофа стала суровым предупреждением человечеству и показала необходимость исключительно ответственного обращения с какими-либо потенциально опасными технологиями, использующими ядерную энергию. Эта катастрофа, не имеющая аналогов в мировой практике, привела к загрязнению техногенными радионуклидами более 1 млн. км² территории Земного шара, в том числе около 42 тыс. км² в Украине и создала уникальную возможность для исследования поведения радионуклидов практически во всех типах наземных экосистем.

Главной особенностью Чернобыльской аварии является относительно короткий во времени «импульсный» выброс, что оказалось весьма ценным для исследователей, поскольку с выбросом образовался временной маркер, используя который можно оценить скорость последующих процессов. Радионуклиды, выпавшие на земную поверхность вследствие Чернобыльской катастрофы, могут выступать меткой современных геохимических процессов в системе «почва – почвенный раствор – растительность» и использоваться для моделирования миграции широкого спектра техногенных загрязнителей. Объективность такого подхода определяется фиксированной датой выпадений, отсутствием природного фона в связи с чисто техногенной компонентой выпадений, высокой точностью и чувствительностью радиохимических и радиометрических методов анализа, широким разнообразием ландшафтно-геохимических условий Украинского Полесья. В связи с этим изучение и моделирование поведения радионуклидов в окружающей среде приобретает огромное значение для развития экологической геохимии. Существенный вклад в развитие этой сравнительно новой науки внес член-корр. НАН Украины Э.Я. Жовинский с соавторами [11-14, 22], разработавший методологические основы эколого-геохимического картирования по подвижным формам химических элементов в почвах.

Теоретические предпосылки автореабилитационных процессов в природных ландшафтах

Самоочищение ландшафта. Вклад геохимических процессов, направленных на очищение природной среды от техногенного загрязнения, оценивается, как правило, по выносу загрязнителя за пределы ландшафта. Стандартизованные международные термины *природное истощение (natural attenuation)* и *естественная биоремедиация (intrinsic bioremediation)* [20], как и в работах М.А. Глазговской [6-8] и Н.Ф. Реймерса [18], под способностью экосистемы к самоочищению подразумевают снижение загрязнителя в абиогенной компоненте ландшафта за счет природных процессов миграции. Устойчивость ландшафта к техногенному воздействию характеризуется наличием потенциального запаса буферности исходных природных почв и ландшафтов, способностью биокосных систем к быстрому восстановлению нормального функционирования после техногенного влияния.

Однако оценка скорости процессов миграции радионуклидов в ландшафтах Украинского Полесья показала, что на равнинах скорость латеральной водной миграции практически не приводит к очищению территории. Скорость этого процесса, как и вертикальной миграции ¹³⁷Cs, на несколько порядков ниже, чем скорость его физического распада. Скорость вертикальной миграции ⁹⁰Sr сравнима со скоростью его распада [5]. При этом дозовые нагрузки на сельское население Украины, в значительной степени зависящие от перорального поступления радионуклидов (рис. 1), экспоненциально уменьшаются [10,19]. Это свидетельствует о наличии иных значимых процессов, кроме выноса радионуклидов за пределы ландшафта, ведущих к самоочищению экосистемы от радиоактивного загрязнения.

С точки зрения экологической безопасности, учитывая ведущую роль перорального поступления радионуклидов в формировании дозовых нагрузок, особое значение приобретает оценка скорости биогеохимического потока загрязнителя в системе «почва – растение». В отличие от изложенных выше подходов, автор рассматривает самоочищение экосистемы как комплекс естественных процессов, ведущих к выведению загрязнителя за пределы трофической цепи, т. е. к очищению биогенной компоненты ландшафта.

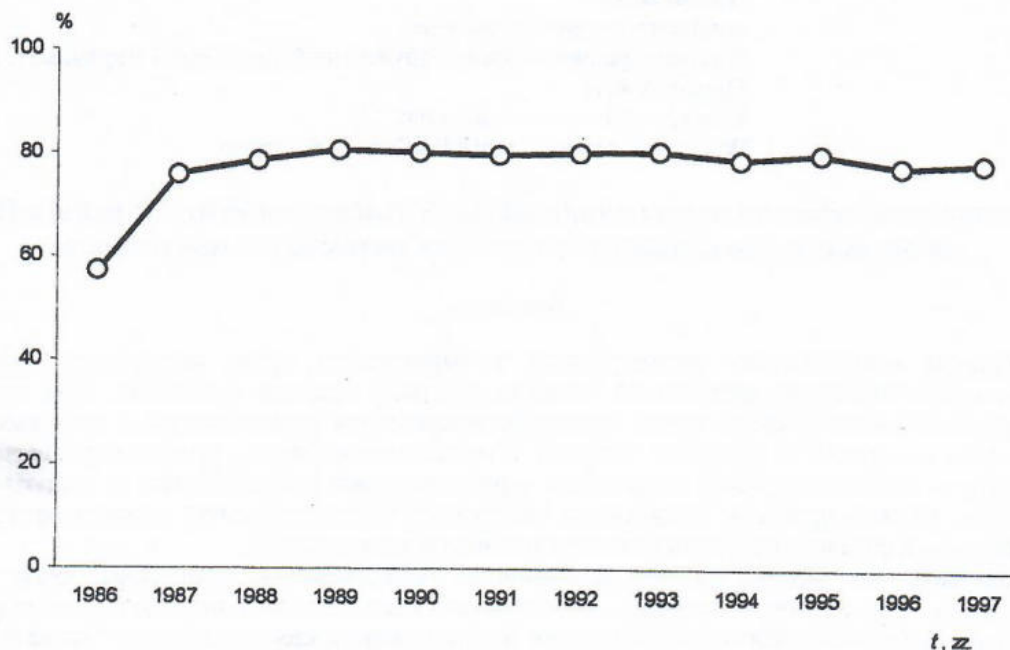


Рис. 1. Доля нормированной дозы облучения сельского населения Украины, обусловленная пероральным поступлением радионуклидов, по данным [19]

Трансформация и миграция радионуклидов. Концепция формообразования в геохимии техногенных радионуклидов, разработанная д. г.-м. н. Г.Н. Бондаренко с соавторами [2, 3, 5], описывает последовательность процессов их абиогенной трансформации в почвах, вертикальной водной и биогенной миграции. После выпадения на земную поверхность твердофазных частиц, вследствие растворения, окисления, выщелачивания и т. п. происходит образование мобильных форм радионуклидов, способных включаться в процессы абиогенной и биогенной миграции (рис. 2). Наиболее важной трансформацией, в свете авторского подхода к самоочищению, является иммобилизация радионуклидов, приводящая к образованию малорастворимых форм и долговременному выведению загрязнителей за пределы трофической цепи. Особенно активно происходит практически необменная фиксация ^{137}Cs минеральной частью почвы.

Процессы мобилизации, фиксации и ремобилизации радионуклидов параметризованы и описаны кинетической моделью трансформации [5]. Основным геохимическим барьером на пути миграции радионуклидов выступает почва, свойства поглощающего комплекса которой определяют скорость образования мобильной формы и ее транспорта в область корневого питания. Современное представление области ризосферы рассматривает 10-миллиметровый слой вокруг корня, из которого растение получает питательные вещества [21]. Благодаря биологическим свойствам растений в этом слое может образовываться сильноокислая среда с pH до 3, происходит быстрое поглощение и вынос загрязнителя растительностью. Следовательно, скорость биогенной миграции будет определяться самой медленной стадией образования и транспорта мобильной формы загрязнителя в область ризосферы, происходящей через ряд абиогенных трансформаций.

Коэффициент геохимического перехода. Общепринятые параметры перехода загрязнителя из почвы в растительность рассчитываются путем соотношения его удельного содержания в воздушно сухой (K_n (1)) либо озоленной (КБП (2)) биомассе (акцепторе) к удельной активности или плотности загрязнения (K_n (3)) воздушно сухой почвы (донора):

$$K_n = \frac{A_p [Bk \times \kappa \text{г}^{-1}]}{A_n [Bk \times \kappa \text{г}^{-1}]} \quad (1),$$

$$\text{КБП} = \frac{A_3 [Bk \times \kappa \text{г}^{-1}]}{A_n [Bk \times \kappa \text{г}^{-1}]} \quad (2),$$

$$K_n = \frac{A_p [Bk \times \kappa \text{г}^{-1}]}{\Psi_n [Bk \times \text{м}^{-2}]} \quad (3),$$

где K_n , КБП, K_n – коэффициенты накопления, биологического поглощения, перехода; A_p , A_3 – удельная активность воздушно сухой и озоленной растительности; A_n , Ψ_n – удельная активность и плотность загрязнения почвы, соответственно.

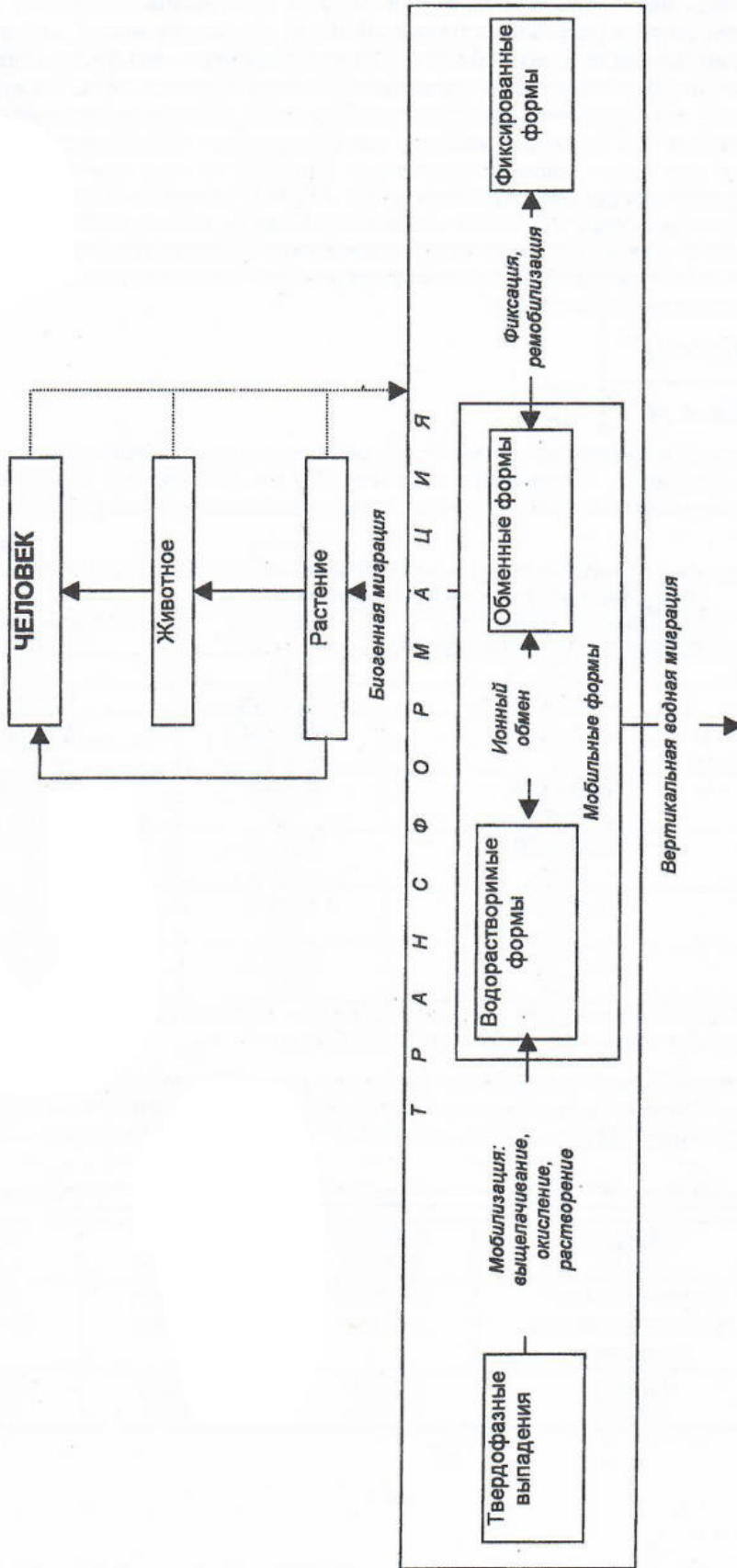


Рис. 2. Процессы трансформации и миграции радионуклидов

При этом сознательно не учитывается соотношение между весом биомассы, теряющей при высушивании до 90 % массы, а при озолении – в 20 раз больше, ее продуктивностью, составляющей в типичных биогеоценозах Украинского Полесья $0,1-0,6 \text{ кг} \times \text{м}^{-2}$, влажностью и весом почвы. Например, масса 1-сантиметрового слоя 1 м^2 дерново-подзолистой почвы составляет 8–25 кг (в зависимости от глубины почвенного горизонта). Область корневого питания растений составляет 10–20 см, т.е. растительность, собранная с 1 м^2 поглощает загрязнитель из слоя, массой не менее 200 кг, а 1 кг сухой биомассы – 400–500 кг почвы. Поэтому значения приведенных выше коэффициентов часто превышают единицу, достигая сотен. То есть акцептор поглощает загрязнителя больше, чем содержится в доноре, что некорректно с точки зрения физического смысла.

Такой подход оправдан для изучения видовых закономерностей биологического накопления загрязнителя. Однако, даже для одного вида в однотипных ландшафтах при одновременном отборе различие коэффициентов накопления радионуклидов достигает 40 раз [9]. На радиоактивно загрязненных территориях преимущественно происходит групповое накопление. Поэтому для оценки биогеохимического потока радионуклидов в системе «почва–растение» автором введен коэффициент геохимического перехода (КГП (4)), представляющий собой отношение содержания загрязнителя в растительности, собранной с 1 м^2 почвы (Ψ_p) к плотности загрязнения этой площади:

$$КГП = \frac{\Psi_p [Бк \times \text{м}^{-2}]}{\Psi_n [Бк \times \text{м}^{-2}]} \quad (4)$$

Характеризуя поток загрязнителя на основе балансовых расчетов, эта величина автоматически учитывает продуктивность биомассы. Абсолютные значения КГП на 2–3 порядка ниже, чем K_n , что свидетельствует о незначительном выносе радионуклидов биогеохимическим потоком (табл. 1).

Таблица 1

Параметры перехода радионуклидов из почвы в растительность в ландшафтах
Народичского района Житомирской обл.

| Показатель | | Дерново-средне- и слабоподзолистые супесчаные | Дерновые оглеенные | Торфяные и лугово-болотные |
|-------------------------------------|-------------------------|---|--------------------|----------------------------|
| N | | 12 | 6 | 6 |
| Условия дренирования | | Хорошие | Средние | Плохие |
| ЕКО, моль \times кг ⁻¹ | | 69–85 77 | 156–322 228 | 166–420 312 |
| ¹³⁷ Cs | K_n | 0,04–0,66 0,22 | 0,7–4,5 2,2 | 0,6–1,4 0,8 |
| | КГП, $n \times 10^{-3}$ | 0,04–0,20 0,09 | 0,7–3,6 2,1 | 0,2–0,8 0,6 |
| ⁹⁰ Sr | K_n | 1,1–13,6 4,3 | 1,8–3,1 2,2 | 0,6–2,8 1,45 |
| | КГП, $n \times 10^{-3}$ | 0,75–7,5 2,9 | 1,1–2,2 1,6 | 0,85–1,4 1,0 |

Примечание: N – количество опробованных ландшафтов; ЕКО – емкость катионного обмена; над чертой приведены предельные значения, под чертой – среднее арифметическое

Анализ результатов многолетнего мониторинга состояния радиоактивно загрязненных экосистем Киевского и Житомирского Полесья свидетельствует о выраженной ландшафтной дифференциации коэффициента геохимического перехода (рис. 3). Значения КГП ¹³⁷Cs возрастают с приростом биомассы

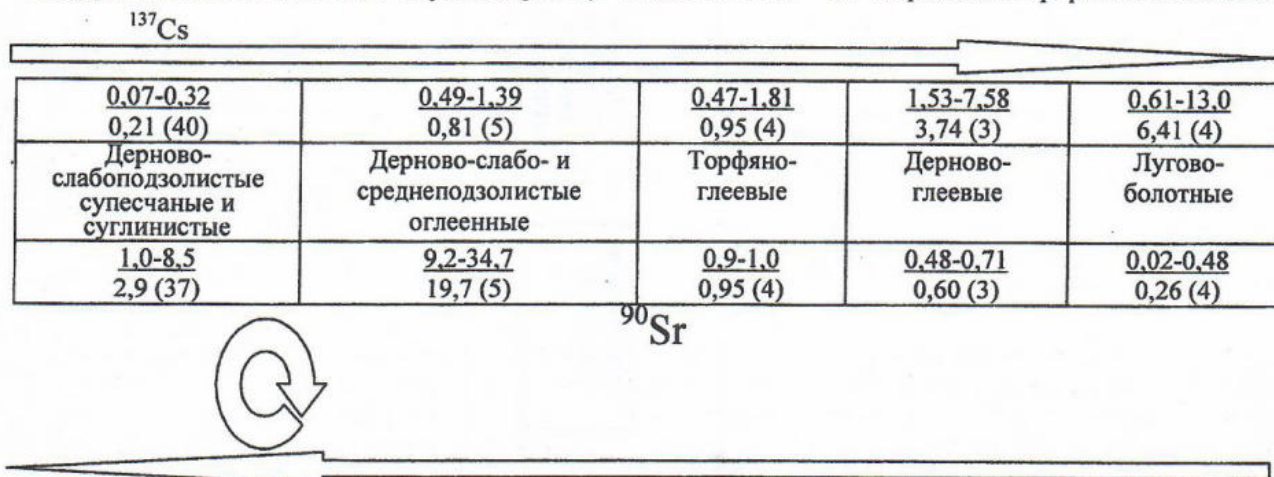


Рис. 3. Коэффициенты геохимического перехода радионуклидов в луговых экосистемах Украинского Полесья: значения КГП: $n \times 10^{-3}$, над чертой приведены предельные значения, под чертой – среднее арифметическое, в скобках – количество опробованных ландшафтов

и ухудшения условий дренирования для ряда почв: дерново-слабо- и среднеподзолистые супесчаные и суглинистые, торфяно- и дерново-глеевые, лугово-болотные. КГП ^{90}Sr возрастает в обратном ряду. В этом же ряду возрастают значения отношения КГП $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ от 0.23 до 25.5.

Скорость биогеохимического потока. Многолетние наблюдения изменения КГП в луговых ландшафтах Киевского и Житомирского Полесья (более 50 точек наблюдения) свидетельствуют о синхронности биогеохимического потока радионуклидов из почвы в растительность и динамики содержания в почве их мобильных форм:

$$КГП_{\text{луг}} = L_p \times e^{-k_p t} \times M(t), \quad (5)$$

где L_p – ландшафтный коэффициент, определяющий долю от общего содержания мобильной формы радионуклида в почве в момент времени t после катастрофы ($M(t)$), рассчитанную в соответствии с кинетической моделью трансформации [3], включающуюся в процессы биогенной миграции, k_p – интегральная константа скорости биогеохимического потока радионуклида из почвы в луговую растительность.

k_p ^{137}Cs уменьшается, а L_p возрастает с возрастанием биомассы и увлажнения биогеоценоза в ряду от сухих лугов на дерново-подзолистых почвах до переувлажненных болотных лугов. Соответственно в этом ряду возрастает биогеохимический поток радионуклида и уменьшается способность ландшафта к самоочищению (табл. 2). Скорость самоочищения первого звена трофической цепи в сухих лугах на дерново-подзолистых почвах в 14 раз превышает скорость физического распада ^{137}Cs , а доля мобильной формы радионуклида, включающейся в миграционные процессы, составляет 25 %. На переувлажненных лугово-болотных почвах мобильные формы радионуклида в полном объеме включаются в процессы биогенной миграции, скорость самоочищения таких ландшафтов второе превышает скорость распада ^{137}Cs .

Для ^{90}Sr характерны противоположные тенденции. Скорость самоочищения ландшафта несколько уменьшается в ряду от переувлажненных до сухих лугов. В этом же ряду значительно возрастает доля мобильной формы радионуклида, включающаяся в миграционные процессы: от 4 до 62 %.

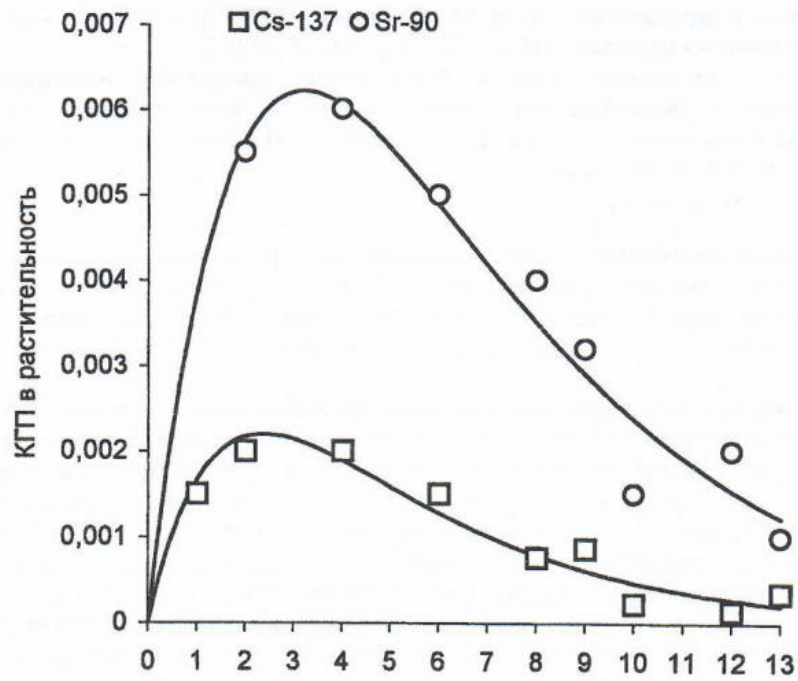
Особый интерес вызывают противоположные тенденции в направлениях интенсивности биогеохимического потока ^{137}Cs и ^{90}Sr . Используемый автором коэффициент геохимического перехода опосредованно учитывает фактор продуктивности биомассы. Последняя возрастает в типологическом ряду от сухих лугов на дерново-подзолистых почвах до пойменной растительности. То есть, если интегральная константа скорости биогенного потока ^{90}Sr уменьшается на порядок, то это нивелирует значение фактора продуктивности биомассы. И наоборот, наложение возрастающей в упомянутом направлении k_p ^{137}Cs и прироста биомассы вызывает аддитивный эффект его биологического поглощения, что наблюдается в пойменных биогеоценозах (рис. 3, табл. 2).

Таблица 2
Параметры биогеохимического потока радионуклидов в луговых экосистемах

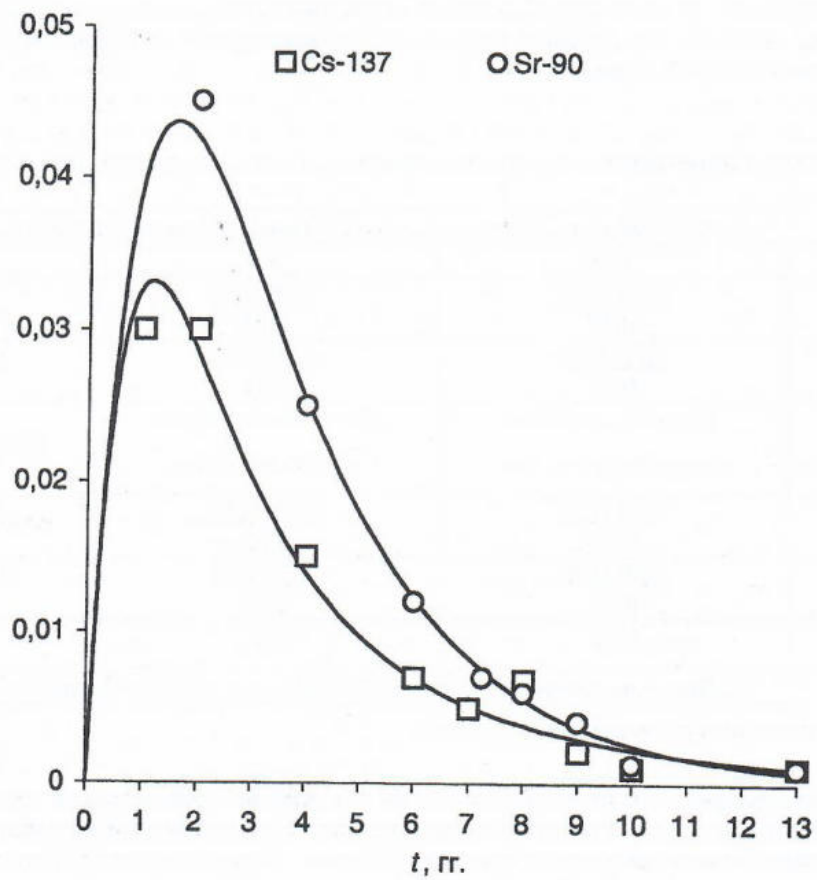
| ^{137}Cs | ⇐ Способность к самоочищению • Биогеохимический поток ⇒ | | |
|------------------------|---|--------------------------------------|-----------------|
| | k_p/λ | 13,9 | 8,7 |
| L_p | 0,15–0,42 | 0,16–0,21 | 1,0 |
| $k_p, \text{год}^{-1}$ | 0,25 | 0,20 | |
| | 0,28–0,45 | 0,12–0,26 | 0,03–0,125 |
| | 0,32 | 0,21 | 0,07 |
| Параметры | Дерново- слабо- и среднеподзолистые | Дерново-глеевые и торфяно-глеевые | Лугово-болотные |
| ^{90}Sr | $k_p, \text{год}^{-1}$ | 0,20–0,37 | 0,26–0,40 |
| | | 0,29 | 0,35 |
| | L_p | 0,55–0,73 | 0,12–0,22 |
| | 0,62 | 0,15 | 0,0037–0,08 |
| | 12,5 | 15,2 | 16,5 |
| | ⇐ Биогеохимический поток • Способность к самоочищению ⇒ | | |

Примечание: λ – константа радиоактивного распада

По мере установления изотопного равновесия происходит «разбавление» нуклида в массе его стабильного (природного) аналога. Вследствие этого процессы поглощения радионуклидов и их природных аналогов со временем должны постепенно уравниваться. Стронций значительно активнее в малом биологическом кругообороте, чем цезий, соответственно, установление изотопного равновесия для него значительно ускоряется (рис. 4).



a



б

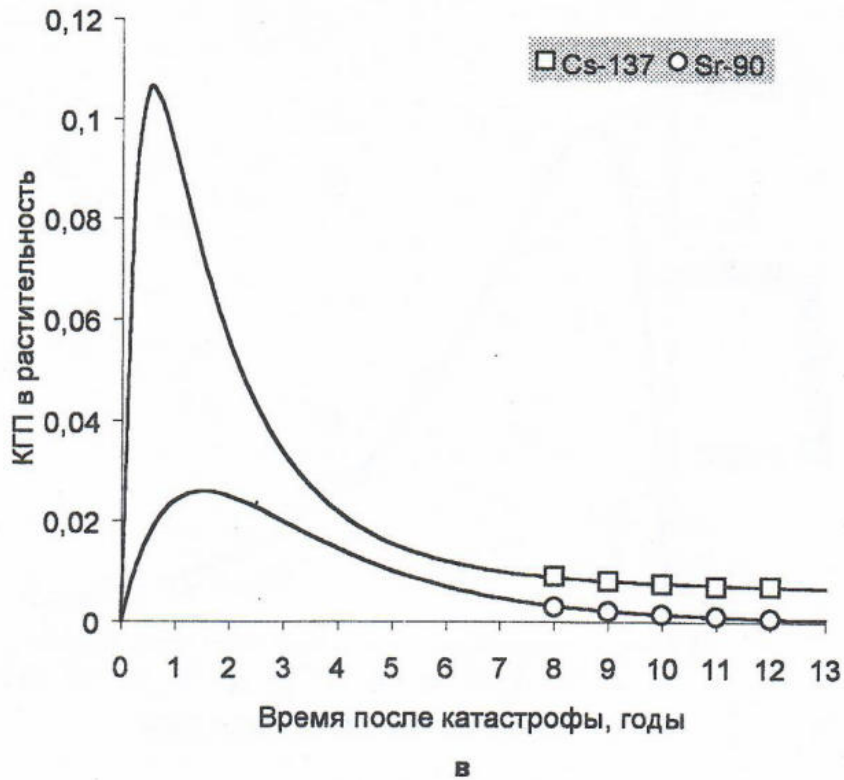


Рис. 4. Биогеохимические потоки радионуклидов в ландшафтах Украинского Полесья: почвы: а – дерново-слабо- и среднеподзолистые, б – дерново-глеевые и торфяно-глеевые, в – лугово-болотные

Вероятно, чем больше природного изотопа в почве, тем больше скорость «разбавления», и, соответственно, ниже скорость миграции искусственного изотопа в трофическую цепь. Содержание стронция и цезия в почвах геохимически сопряженных ландшафтов характеризуется закономерным уменьшением в направлении от эллювиальных до аккумулятивных разностей. Относительно эллювиальных ландшафтов содержание цезия в почвах низших гипсометрических уровней увеличивается в 2,5, а стронция – в 8–22 раза. То есть, микроэлементный состав пойменных почв способствует уменьшению интенсивности биологического поглощения ^{90}Sr .

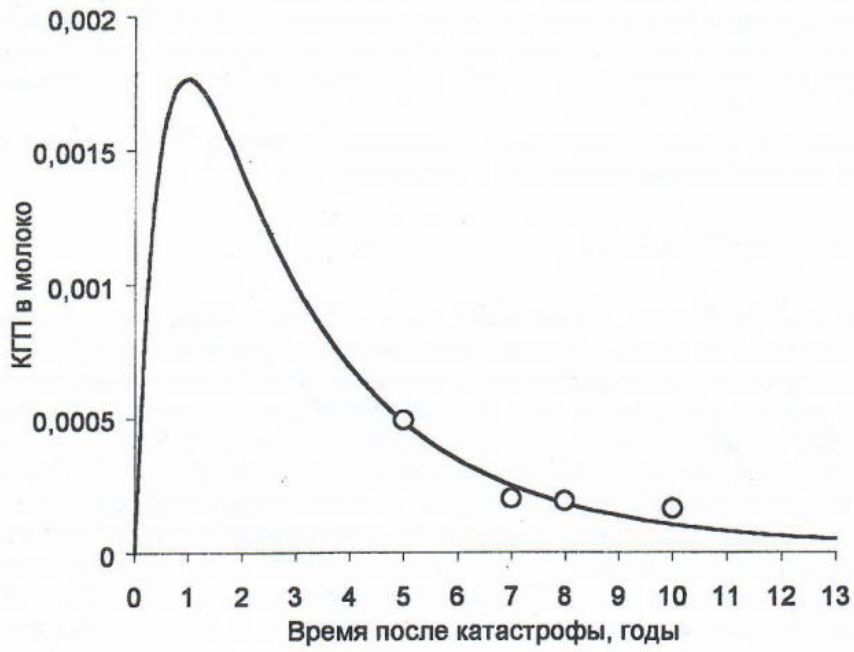
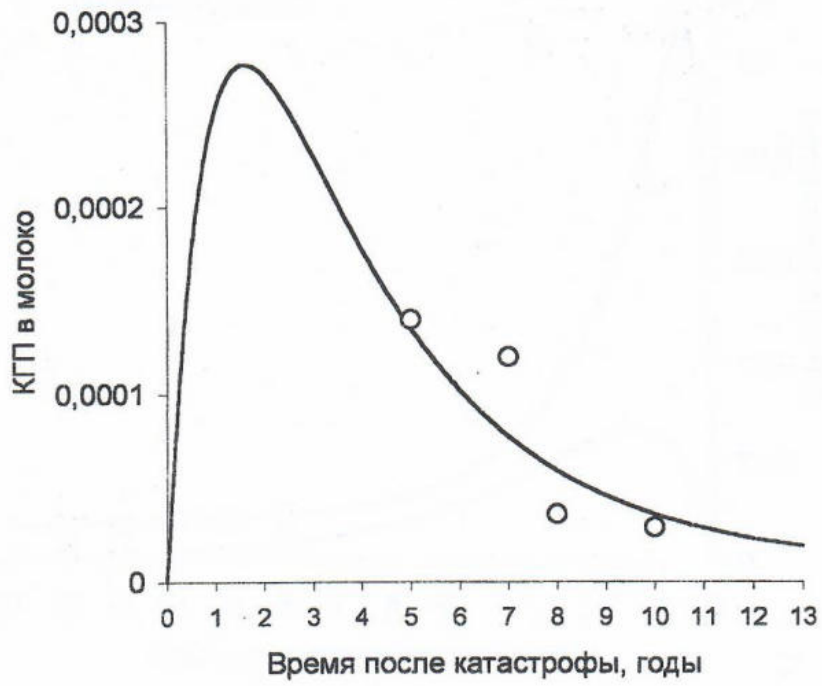
Балансовый подход применим для оценки интенсивности потока ^{137}Cs из почвы в молоко коров, рассчитанного для пастбищ Народичского района Житомирской обл.:

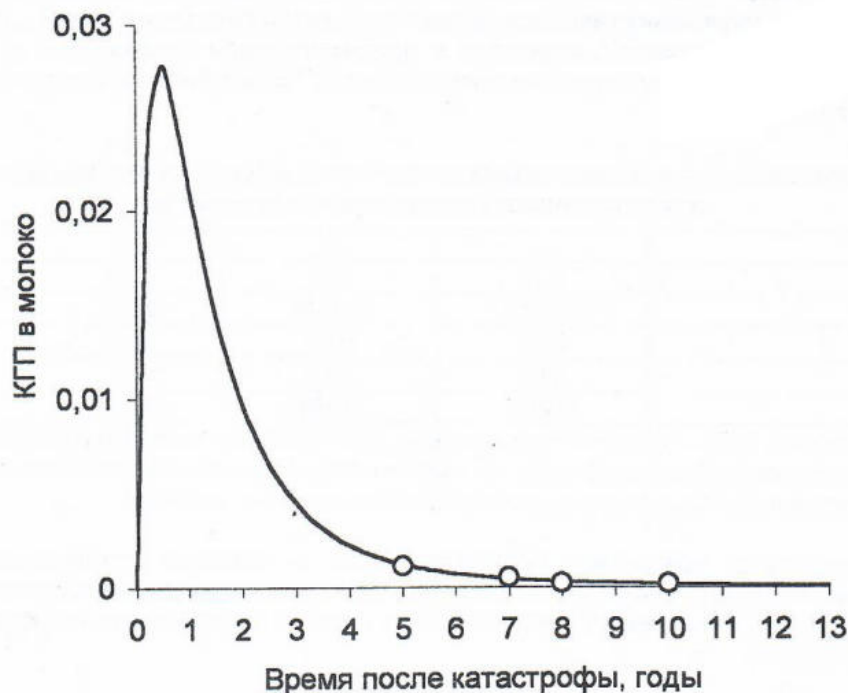
$$КГП_{\text{молоко}} = L_m \times e^{-k_m t} \times M(t), \quad (6)$$

где L_m – ландшафтный коэффициент, отражающий долю мобильных форм, включающихся в процессы биогеохимической миграции из почвы в молоко коров на время t после катастрофы, k_m – интегральная константа скорости биогенного потока радионуклида в этой системе. Расчеты проведены по собственным данным с использованием результатов общедозиметрической паспортизации населенных пунктов Украины [19], с учетом средневзвешенного рациона и удоев коров [1,15,17]. Количество мобильных форм ($M(t)$) рассчитано в соответствии с кинетической моделью трансформации [3].

Значения k_m и k_p практически совпадают (табл. 2, 3), соответственно способность к самоочищению трофической цепи «почва-растение-молоко» самая высокая для пастбищ на дерново-подзолистых почвах, а интенсивность биогеохимического потока ^{137}Cs возрастает от сухих лугов до переувлажненных лугово-болотных пастбищ. Доля мобильных форм ^{137}Cs , переходящая из почвы в молоко в 20 раз меньше, чем для системы «пшеница-растительность» и составляет 1–6 %. Следовательно, в процессы биогенной миграции в высшие звенья трофической цепи включается 5–10 % радионуклида из потока в растительность. Вероятно, биогеохимический поток ^{137}Cs из почвы в молоко, как и в системе «почва-растительность», достигал максимума в 1987–1989 гг. в зависимости от ландшафтно-геохимических условий (рис. 5).

Биогеохимический поток радионуклидов в системе «почва-древесина сосны» коренным образом отличается от луговых экосистем, поскольку биомасса однолетних трав ежегодно возвращается на поверхность почвы, образуя слой травяного войлока, а сосна способна накапливать радионуклиды в течение длительного времени с частичным возвратом радионуклидов в подстилку.





в

Рис. 5. Биогеохимический поток ^{137}Cs в системе «почва-молоко коров» в Народичском районе Житомирской обл.:
 почвы пастбищ: а – дерново-слабо- и среднеподзолистые, б – дерново-глеявые и торфяно-глеявые, в – лугово-болотные

Начиная с 1990-1991 гг., загрязнение сосны определяется корневым путем поступления радионуклидов. КГП ^{137}Cs из почвы в сосну экспоненциально возрастает со временем в пределах геохимически сопряженных ландшафтов. Динамика накопления описывается кривой:

$$\Psi_{\text{сосна}} = \Psi_z e^{-\lambda t} (1 - e^{-k_{p-t} t}), \quad (7)$$

где k_{p-t} – константа скорости накопления ^{137}Cs в сосне (рис. 6).

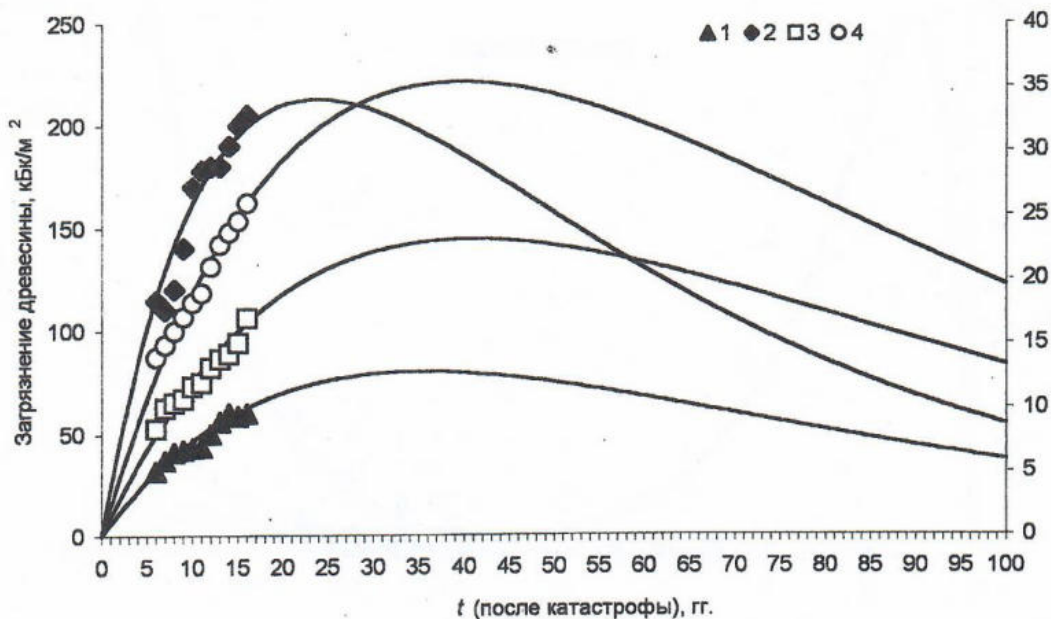


Рис. 6. Динамика загрязнения сосны ^{137}Cs в геохимически сопряженных ландшафтах: по основной оси ординат: эдафотопы A_2 и B_3 , по дополнительной оси – A_1 и A_5

Загрязнение сосны ^{137}Cs и значения k_{p-t} в пределах геохимически сопряженных ландшафтов с одинаково плотностью загрязнения почвы возрастают с приростом биомассы в ряду A_1, A_5, A_2, B_3 (табл. 4). Скорость самоочищения древесины возрастает в противоположном направлении и для большинства ландшафтов определяется скоростью радиоактивного распада. Период биологического полуочищения ($T_{1/2}$) сосны составляет 15250 лет.

Таблица 4

Параметры биогеохимического потока из почвы в древесину сосны (дерево в целом) для геохимически сопряженных ландшафтов

| Параметр | A_1 | A_5 | A_2 | B_3 |
|-------------------------|--------|--------|-------|---------|
| УГВ | 3-5 | 0,1 | 2-3 | 1,3-1,5 |
| k_{p-t} , год $^{-1}$ | 0,0028 | 0,0044 | 0,011 | 0,046 |
| k_{p-t}/λ | 0,12 | 0,19 | 0,48 | 2,0 |
| $T_{1/2}$ (биол.), лет | 247 | 157 | 63 | 15 |
| L_{p-t} | 0,018 | 0,026 | 0,097 | 0,14 |

Примечание: УГВ – уровень грунтовых вод; A_1 – сухой бор на слабогумусированных песках, A_3 – мокрый бор на мезотрофном торфянике, A_2 – свежий бор на дерново-слабоподзолистых супесчаных почвах, B_3 – влажный субор на дерново-среднеподзолистых супесчаных почвах

В соответствии с концепцией формообразования в геохимии техногенных радионуклидов биогеохимический поток загрязнителя является синхронным отражением динамики его мобильной формы в почвах. Поэтому представляет интерес расчет $K_{ГП}(M)$ в системе «почва-сосна» относительно мобильной формы в почве ($K_{ГП}(M)$):

$$K_{ГП}(M) = \frac{\Psi_{\text{сосна}}}{\Psi_M}, \quad (8)$$

где Ψ_M – содержание ^{137}Cs в мобильной форме, выраженное на единицу площади.

Зависимость $K_{ГП}(M)$ от времени с высокой достоверностью ($R^2 > 95\%$) описывается экспоненциальной зависимостью (рис. 7):

$$K_{ГП}(M) = L_{p-t} e^{k_{M(p-t)} t}, \quad (9)$$

где L_{p-t} – ландшафтный коэффициент, определяющий долю мобильных форм ^{137}Cs , включающуюся в биогеохимический поток из почвы в древесину сосны, $k_{M(p-t)}$ – интегральная константа скорости потока, величина постоянная, значения которой в пределах геохимически сопряженных ландшафтов составляют $0,50 \pm 0,02$. Значения L_{p-t} возрастают с увеличением биомассы в ряду эдафотопов A_1, A_2, A_5, B_3 (табл. 4). В биогеохимический поток из почвы в древесину в сосновых лесах загрязненных территорий включается от 2 до 14 % мобильного ^{137}Cs .

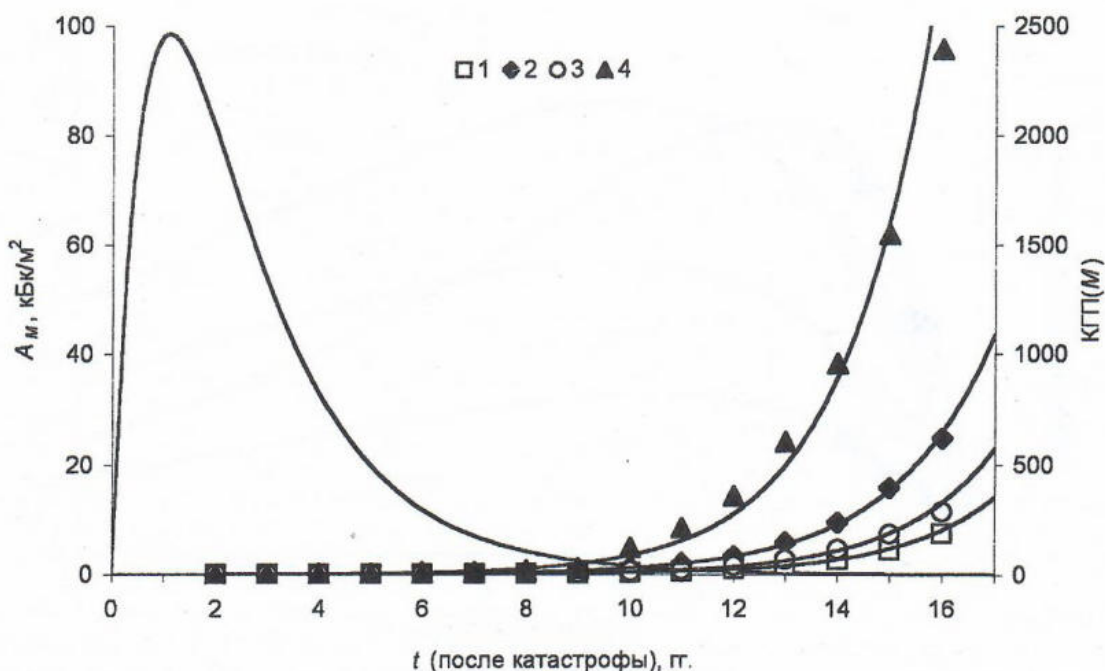


Рис. 7. Динамика мобильной формы и $K_{ГП}(M)$ в древесину сосны в пределах геохимически сопряженных ландшафтов

Таким образом, прогнозируемое загрязнение древесины сосны ^{137}Cs на время t (лет) после катастрофы можно рассчитать по уравнению:

$$\Psi_{\text{сосна}} = \Psi_2 \times M(t) \times L_{p-t} e^{0.50-2t} \quad (5.22)$$

где $M(t)$ – доля мобильной формы ^{137}Cs в почве на время t .

Полученные результаты позволяют оценить периоды полувыведения радионуклидов из экосистемы и трофической цепи вследствие процессов абиогенной трансформации, абиогенной и биогенной миграции. Приведенные в табл. 5 данные явно демонстрируют различие между самоочищением ландшафта, как выведением радионуклида за пределы трофической цепи, и природным истощением (*natural attenuation*), как очищением абиогенной компоненты ландшафта. Последнее происходит благодаря трем основным процессам: радиоактивный распад, латеральная и вертикальная миграция радионуклидов и определяется для ^{137}Cs физическим распадом, а для ^{90}Sr – вдвое быстрее, чем распад. Самоочищение луговых экосистем от радионуклидов происходит в 310 раз быстрее распада, что обусловлено процессами абиогенной трансформации, в частности фиксации ^{137}Cs в почвенном поглощающем комплексе, и ионного обмена при биологическом поглощении ^{90}Sr . Скорость самоочищения древесины сосны от ^{137}Cs определяется преимущественно радиоактивным распадом.

Таблица 5

Период получения наземных экосистем и из компонентов, лет

| Экосистема | ^{137}Cs | ^{90}Sr | Процесс |
|----------------|-------------------|------------------|---------------------------|
| Все системы | 30 | 29 | Физический распад [16] |
| Почва | > 1000 | > 300 | Латеральная миграция [2] |
| Почва | 0,5–7 | 13–70 | Иммобилизация [2] |
| Почва | 60– >1000 | 25–45 | Нисходящая миграция [5] |
| Почва – трава | 2–10 | ~ 2 | Биогеохимическая миграция |
| Почва – молоко | 2–10 | Не опр. | Биогеохимическая миграция |
| Почва – сосна | 15–250 | Не опр. | Биогеохимическая миграция |

Примечание. Не опр. – не определялось

Результаты факторного и корреляционного анализа данных по распределению радионуклидов и тяжелых металлов в ландшафте свидетельствуют о наличии общих физико-химических свойств почвенного поглощающего комплекса, влияющих на миграционную способность загрязнителя (табл. 6)

Таблица 6

Физико-химические свойства ППК, влияющие на процессы абиогенной трансформации и биогеохимической миграции загрязнителя

| Микроэлементы | Трансформация | |
|---|---|---|
| | Мобилизация | Фиксация |
| ^{90}Sr , ^{137}Cs | H^+ , ΣE , $\text{Cl}(\text{e})$, $\text{C}_{\text{орг}}$ | $\text{Mg}(\text{e})$, $\text{pH}(\text{e})$, $\text{K}(\text{e})/\text{K}(\text{s})$ |
| Cu , Zn , Sr | H^+ , ΣE , $\text{Cl}(\text{e})$, $\text{C}_{\text{орг}}$ | $\text{Mg}(\text{e})$, $\text{pH}(\text{e})$ |
| Fe , Ni , As , Br , Pb | P_2O_5 , $\text{K}(\text{e})/\text{Ca}(\text{e})$ | $\text{pH}(\text{w})$, $\text{K}(\text{e})/\text{K}(\text{s})$ |
| Ti , Al | Не найдено | $\text{Na}(\text{e})$, $\text{Ca}(\text{e})$ |
| Mn | $\text{K}(\text{e})/\text{K}(\text{s})$ | Не найдено |
| | Миграция | |
| | Ускорение | Замедление |
| ^{90}Sr , ^{137}Cs | H^+ , ΣE , $\text{Cl}(\text{e})$, $\text{C}_{\text{орг}}$ | $\text{Mg}(\text{e})$ |
| Mn | H^+ , ΣE , $\text{Cl}(\text{e})$, $\text{C}_{\text{орг}}$ | $\text{pH}(\text{e})$, $\text{Mg}(\text{e})$ |
| Rb , Sr , Al , Fe , Br , As | P_2O_5 , $\text{K}(\text{e})/\text{Ca}(\text{e})$ | $\text{pH}(\text{e})$ |
| Cu , Zn , Ti | $\text{pH}(\text{w})$ | $\text{Mg}(\text{e})$, $\text{Na}(\text{e})$, $\text{K}(\text{e})$ |

Условные обозначения: H^+ – гидролитическая кислотность, ΣE – сумма обменных оснований, $\text{C}_{\text{орг}}$ – содержание органического углерода, (w) – содержание в водной вытяжке, (e) – содержание в солевой (1N $\text{CH}_3\text{COONH}_4$) вытяжке, (s) – валовое содержание в почве

Повышение гидролитической кислотности, суммы обменных оснований, содержания Cl^- -аниона и органического углерода способствуют мобилизации радионуклидов и большинства тяжелых металлов, их миграции в трофическую цепь. К параметрам фиксации и замедления биогенной миграции относятся содержание обменных форм Mg , pH солевой вытяжки, отношение содержания обменного K к его валовому содержанию в почве.

Выводы

1. В развитие концепции формообразования в геохимии техногенных радионуклидов, разработан новый подход к оценке скорости биогенной миграции загрязнителя на основе балансовых расчетов. Темпы самоочищения трофической цепи от радионуклидов на порядок превышают скорость очищения абиогенной компоненты ландшафта.
2. Синхронность биогенной миграции и абиогенной трансформации определяется динамикой мобильной формы радионуклида в почве, интегральной константой скорости биогеохимического потока и ландшафтно-геохимическими условиями. Скорость биогеохимического потока из почвы в луговую растительность в значительной степени зависит от ландшафтно-геохимических условий. В начальное звено трофической цепи мигрирует 20–100 % ^{137}Cs и 4–60 % ^{90}Sr , содержащихся в мобильной форме. В высшие звенья – 1–6 % ^{137}Cs . Биогеохимический поток ^{137}Cs возрастает с приростом биомассы в ряду от сухих лугов на дерново-подзолистых почвах до переувлажненных лугово-болотных почв поймы. Биогеохимический поток ^{90}Sr возрастает в противоположном ряду, что определяется интенсивностью его включения в биологический круговорот и отвечает закономерностям поглощения его природного аналога в геохимически сопряженных ландшафтах. Способность ландшафта к самоочищению от радиоактивного загрязнения возрастает обратно интенсивности биогеохимического потока.
3. Интенсивность биогеохимического потока ^{137}Cs в древесину сосны возрастает экспоненциально к динамике его мобильной формы в почвах и возрастает соответственно продуктивности биомассы. Период биологического полураспада древесины сосны составляет 15–250 лет в зависимости от ландшафтно-геохимических условий.
4. Скорость самоочищения наземных экосистем от радиоактивного загрязнения определяется интегральным параметром, представляющим отношение интегральной константы биогеохимического потока к константе радиоактивного распада. Скорость самоочищения луговых экосистем от ^{137}Cs и ^{90}Sr в 3–15 раз превышает скорость физического распада соответствующих нуклидов. Самоочищение древесины определяется преимущественно физическим распадом радионуклида.
5. Возможность обобщения полученных результатов в геохимии техногенеза для широкого спектра техногенных загрязнителей определяется наличием общих факторов абиогенной трансформации и биогенной миграции для радионуклидов и тяжелых металлов.

Литература

1. Анненков В.Н., Юдинцева Е.В. Основы сельскохозяйственной радиологии. – М.: Агропромиздат, 1991. – 286 с.
2. Бондаренко Г.Н. Концепция формообразования в геохимии техногенных радионуклидов // Зб. наук. праць ДНЦ РНС. – К., 2000. – Вип. 1. – С. 26–48.
3. Бондаренко Г.Н., Кононенко Л.В. Процессы трансформации и миграции радионуклидов в почвах // Водообмен в гидрогеологических структурах и Чернобыльская катастрофа / Под ред. В.М.Шестопалова. – К., 2000. – С.32–47.
4. Вернадский В.И. Избранные сочинения. – М.: Изд. АН СССР, 1960. – Т. V. – 422 с.
5. Геохимия техногенных радионуклидов / под ред. Э.В.Соботовича и Г.Н. Бондаренко. – К.: Наук. думка, 2002. – 332 с.
6. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. – М.: Высш. школа, 1988. – 328 с.
7. Глазовская М.А. Ландшафтно-биохимические системы и их устойчивость к техногенезу // Биохимические циклы в биосфере. – М.: Наука, 1976. – С. 99–118.
8. Глазовская М.А. Методологические основы оценки геохимической устойчивости почв к техногенным воздействиям. Методическое пособие. – М.: Изд. МГУ, 1997. – 101 с.
9. Долін В.В., Самчук А.І., Бондаренко Г.М. Забруднення рослинності типових екоценозів Народицького району радіонуклідами і токсичними елементами // Проблеми Чорнобильської зони відчуження: Наук.-техн. зб. – К.: Наук. думка, 1998. – Вип. 5. – С. 67–75.
10. Долін В.В., Соботович Е.В. Перспективи природно-антропогенної ремедіації радіаційно забруднених агроєкосистем // Доп. НАН України. – 2000. – № 12. – С. 215–219.
11. Жовинский Э.Я., Кураева И.В. Геохимия тяжелых металлов в почвах Украины. – К.: Наук. думка, 2002. – 213 с.
12. Жовинский Э.Я., Кураева И.В., Даценко Л.Н., Шурпач Н.А. Эколого-геохимическое картирование почв по мобильным формам химических элементов // Минерал. журнал. – 1998. – Т. 20, № 5. – С. 62–71.
13. Жовинский Э.Я., Кураева И.В., Новикова Л.Б. Подвижность разных форм цинка, меди, кобальта и никеля в почвах Украины // Минерал. журнал. – 1996. – Т. 18, № 5. – С. 57–67.
14. Жовинский Э.Я., Кураева И.В., Шурпач Н.А. Влияние буферной способности почв на подвижность цинка // Минерал. журнал. – 1996. – Т. 18, № 1. – С. 31–38.
15. Корнеев Н.А., Сироткин А.Н. Основы радиозоологии сельскохозяйственных животных. – М.: Энергоатомиздат. 1987. – 208 с.

16. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). Державні гігієнічні нормативи. – К., 1997. – 120 с.
17. Покаржевский А. Д. Геохимическая экология наземных животных. – М.: Наука, 1985. – 300 с.
18. Реймерс Н.Ф. Охрана природы и окружающей человека среды: словарь-справочник. – М.: Просвещение, 1992. – 319 с.
19. Ретроспективно-прогнозна дози опромінення населення та загальнодозиметрична паспортизація 1997 р. населених пунктів України, що зазнали радіаційного забруднення внаслідок Чорнобильської аварії. Узагальнені дані за 1986–1997 рр. / Під ред. І.А.Ліхтарьова. – К.: МНС України, 1998. – 36. 7. – 155 с
20. ISO 11074-4: Soil quality - Vocabulary - Part 4: Terms and definitions related to the rehabilitation of soils and sites. – Geneva, 1999. – 22 p.
21. Natural remediation of environmental contaminants: its role in ecological risk assessment and risk management / Eds. M. Swindoll, R.G. Stahl, S.J. Ells. – Pensacola-Brussels: SETAC, 2000. – 472 p.
22. Zhovinsky E., Dmitrenko A. Environmental geochemical mapping by the mobile forms of chemical elements // Environmental Geochemical Baseline Mapping in Europe. — Bratislava: Geol. Surv. of Slovak. Rep., 1996. — P. 85—87.

¹Долін В.В., ²Орлов О.О.

Оцінка швидкості самоочищення ландшафтів Київського та Житомирського Полісся на основі аналізу біогеохімічних потоків радіонуклідів.

1 – Інститут радіогеохімії оточуючого середовища НАН України.

2 – Поліський філіал УкрНДЦЛГА.

З погляду екологічної безпеки, самоочищення ландшафту від радіоактивного забруднення розглядається як виведення забруднювача за межі трофічного ланцюга. З використанням площинного коефіцієнта геохімічного переходу в системі „грунт-рослинність”, оцінено швидкість біогеохімічного потоку радіонуклідів у типових ландшафтах Київського і Житомирського Полісся. Розраховано параметри зв'язку між процесами абіогенної трансформації та біогеохімічної міграції ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr в лучних і лісових екосистемах. Знайдено спільні для радіонуклідів і важких металів чинники абіогенної трансформації та біогенної міграції. В біогеохімічні потоки включається до 100 % мобільних форм ¹³⁷Cs та до 60 % – ⁹⁰Sr залежно від ландшафтно-геохімічних умов.

¹Dolin V.V., ²Orlov O.O.

Evaluation of speed of self-cleaning of landscapes of Kiev and Zhytomyr Polissya on the basis of analysis of biogeochemical streams of radionuclides.

1 – Institute of radiogeochemistry of environment of NAS of Ukraine.

2 – Poliskiy Branch of UkrSRIFA.

From the point of ecological safety landscape self-clearing has been considered the contaminant removing outside the trophic cycles. Balance Geochemical Transfer Factor is used for assessment the velocity of biogeochemical flux in typical landscapes of Kyiv and Zhytomyr Woodlands. Parameters of conjugation between abiogenic speciation and biogeochemical migration of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in meadow and forest ecosystems are calculated. Common factors for radionuclides and heavy metals abiogenic speciation and biogenic migration were found. About 100 % of ¹³⁷Cs and 60 % of ⁹⁰Sr mobile species could be included in biogeochemical flux. Intensity of radionuclide biogeochemical migration is of the great dependence on landscape-geochemical conditions.

Щеглов А.И., Цветнова О.Б. –
факультет почвоведения Московского
государственного университета им. М.В. Ломоносова,
лаборатория радиоэкологии, г. Москва, РФ,
Кучма Н.Д. –
Всеукраинский НИИ гражданской защиты населения
и территорий от чрезвычайных ситуаций техногенного
и природного характера, г. Киев

Многолетняя динамика коэффициентов перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr в структурные компоненты древостоя (*)

Введение

Исследования экологических последствий различных радиационных аварий позволили установить множество факторов, влияющих на поведение радионуклидов в системе «почва – растение», и на изменение радиоэкологической обстановки в загрязненных биогеоценозах (БГЦ). При рассмотрении процессов переноса радиоактивных элементов большинство исследователей отмечает, что растительность, наряду с почвой, выступает в качестве депо для радионуклидов, играя роль биогеохимического барьера (Алексахин, Нарышкин, 1977; Молчанова, Куликов, 1972; Тихомиров, 1993; Щеглов, 1999 и др.). В постчернобыльский период появилось достаточно большое количество публикаций и монографий, посвященных региональным или частным вопросам поведения радионуклидов в экосистемах различных природных зон. Определенным недостатком этих работ является то, они в большинстве случаев ограничиваются анализом статических данных, касающихся наблюдений в ограниченном временном интервале. Кроме того, основное внимание исследователи, как правило, уделяют наиболее радиочувствительной породе – сосне (Ипатьев и др., 1994, 1999; Молчанова, Караваева, 2001; Парфенов и др., 1995; Собонович и др., 2002; Фесенко и др., 2002, 2002а). Вместе с тем очень мало работ, где бы рассматривались особенности накопления радионуклидов в широком диапазоне древесных пород и на протяжении всего периода, прошедшего после радиационной аварии, в частности, на Чернобыльской АЭС, также практически нет наработок по интегрированной оценке изменения накопления радионуклидов в растениях и факторов, ее обуславливающих в пространственно-временном ряду. Последнее явилось целью настоящей публикации.

Объекты и методология исследований

Работы проводили с 1986 по 2001 год на радиоэкологических полигонах, заложенных в лесных экосистемах на территории Российской Федерации и Украины, подвергшихся загрязнению в результате аварии на ЧАЭС. С целью установления степени влияния различных факторов был проведен целый комплекс исследований.

Для установления влияния физико-химической формы выпадений участки закладывались на различном удалении от источника выброса на территории, где загрязнение более чем на 90% определялось конденсационной компонентой (Тульская область РФ, на границе зоны отселения в пределах Украины) и там, где выпадения практически полностью были представлены топливной компонентой (5- 10 - км зона ЧАЭС).

Выявление особенностей накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в структурных компонентах ряда древесных пород мы проводили на примере различных биогеоценозов со смешанным видовым составом. В видовой ряд включены древесные породы, которые достаточно широко распространены в лесах исследуемых регионов: сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris* L.), береза бородавчатая (*Betula pendula* Roth), дуб черешчатый (*Quercus robur* L.), ольха черная (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.), осина (*Populus tremula* L.).

Особенности накопления радионуклидов в зависимости от гидрологических условий определяли на примере древесных пород, произрастающих в различных по гидрологическому режиму элювиальных и аккумулятивных ландшафтах при одной плотности загрязнения. Наряду с анализом влияния видовых особенностей растений, произрастающих в пределах одного экотопа и системах геохимически сопряженных ландшафтов одной почвенной подзоны, нами также рассматривалось влияние почвенно-биоклиматических условий в масштабе всей исследуемой территории (от дерново-подзолистых почв Украинского полесья до темно-серых лесных почв Тульской области РФ). Это позволило охватить широкий спектр лесорастительных условий и оценить их влияние на биологическую доступность радионуклидов растениям.

Оценку влияния комплекса почвенно-экологических факторов на накопление радионуклидов мы проводили путем сравнения величин коэффициентов перехода радионуклидов в растения ($KП$ = содержание радионуклида в растении, кБк/кг/ плотность загрязнения почв, кБк/м²). Такой подход более корректен, чем

(*) – Работа выполнена при поддержке РФФИ (проект 04-04-48323).

сравнение абсолютных значений степени загрязнения древостоя, поскольку позволяет снивелировать возможное влияние плотности загрязнения на неоднородность накопления радионуклидов в растениях и, вычленив влияние других факторов, и более строго оценить их воздействие.

Краткая характеристика исследуемых участков представлена в таблице 1. Подробное описание данных участков и методика проведения работ приводятся в наших предшествующих публикациях (Щеглов и др., 1992; Щеглов, 1999 и др.).

Таблица 1

Краткая ландшафтно-экологическая характеристика исследуемых участков

| Участок | Расстояние от ЧАЭС | Почва | Ландшафт | Фитоценоз | Плотность загрязнения на 1986 г., МБк/м ² | |
|---|--------------------|--|----------------|---|--|---------------------|
| | | | | | по ¹³⁷ Cs | по ⁹⁰ Sr |
| Тульская область, Плавский р-н РФ | | | | | | |
| 1Пл | 550 км на СВ | Темно-серая лесная тяжело-суглинистая | Элювиальный | Посадки сосны, березы, дуба 60-летнего возраста | 0,37 | 0,12 |
| Киевская область, Украина (30-км зона ЧАЭС) | | | | | | |
| Д1 | 28,5 км на Ю | Подзолистая иллювиально-железистая | Элювиальный | Широколиственный-сосновый лес | 0,24 | 0,09 |
| Д3 | 26 км на Ю | Болотная низинная торфяно-глеевая песчаная | Аккумулятивный | Черноольшатник | 0,24 | 0,09 |
| Ш1 | 6 км на З | Слабподзолистая слабодифференцированная песчаная | Элювиальный | Широколиственный-сосновый лес | 44,73 | 22,24 |

Результаты исследований

В настоящей работе представлен совокупный анализ наших предшествующих работ и исследований последних лет.

Ранее нами было показано, что многолетняя динамика КП ¹³⁷Cs в структурные компоненты хвойных пород (сосна) характеризуется 3-мя типами (Щеглов, 1999). Последующие более длительные исследования подтвердили данное положение (рис. 1-4). Так, на участках элювиальных ландшафтов наблюдается снижение КП ¹³⁷Cs во все структурные компоненты сосны. В наибольшей степени это выражено в БГЦ, сформированных в лесостепной зоне с темно-серыми лесными почвами (Тульская обл. РФ). Следует подчеркнуть, что среди различных структур древостоя сосны максимальный уровень накопления ¹³⁷Cs и в настоящее время отмечается в наружных слоях коры. Отсюда очевидно, что и на современном этапе вклад внешнего загрязнения в суммарное загрязнение структур древостоя на элювиальных ландшафтах сохраняет свое значение.

На участках аккумулятивных ландшафтов в течение первых 10 лет после выброса наблюдается относительный рост КП ¹³⁷Cs в структуры сосны и незначительное снижение в последующем (к 2000 г.). КП ¹³⁷Cs во все структурные компоненты древостоя аккумулятивных ландшафтов в течение всего периода наблюдений значительно выше, чем в элювиальных, причем отмеченные различия с годами нарастают. В целом наибольшими уровнями накопления данного радионуклида в рассматриваемых условиях характеризуются структуры, загрязнение которых обусловлено корневым потреблением, в частности, внутренние слои коры (луб) и прирост текущего года формирования. Это свидетельствует о том, что корневой путь поступления ¹³⁷Cs является определяющим в загрязнении сосны на участках аккумулятивных ландшафтов. Вместе с тем, динамика КП ¹³⁷Cs в коре наружной имеет обратный характер. В многолетнем ряду отмечается уменьшение величин КП ¹³⁷Cs в наружные слои коры, поскольку накопление этого радионуклида в рассматриваемых условиях слабо выражено.

Необходимо также отметить, что многолетняя динамика КП ¹³⁷Cs в исследуемые компоненты древесного яруса в условиях аккумулятивных ландшафтов характеризуется более выраженными колебаниями величин КП по отдельным годам по сравнению с таковыми в элювиальных ландшафтах. Мы считаем, что это обусловлено вариациями потока ¹³⁷Cs в доступных для растений формах, поступающего с прилегающих водосборных территорий. В свою очередь, интенсивность данного потока, несомненно, связана с вариациями климатических показателей отдельных лет. Наиболее выраженные колебания КП ¹³⁷Cs по отдельным годам в многолетнем ряду отмечаются для пород с поверхностной корневой системой (сосна), которые имеют максимальный отклик на поверхностный поток радионуклидов, поступающих в аккумулятивные позиции с прилегающих территорий.

Рис. 1. Многолетняя динамика КП ^{137}Cs в структурные компоненты различных пород (участок 1Пл)

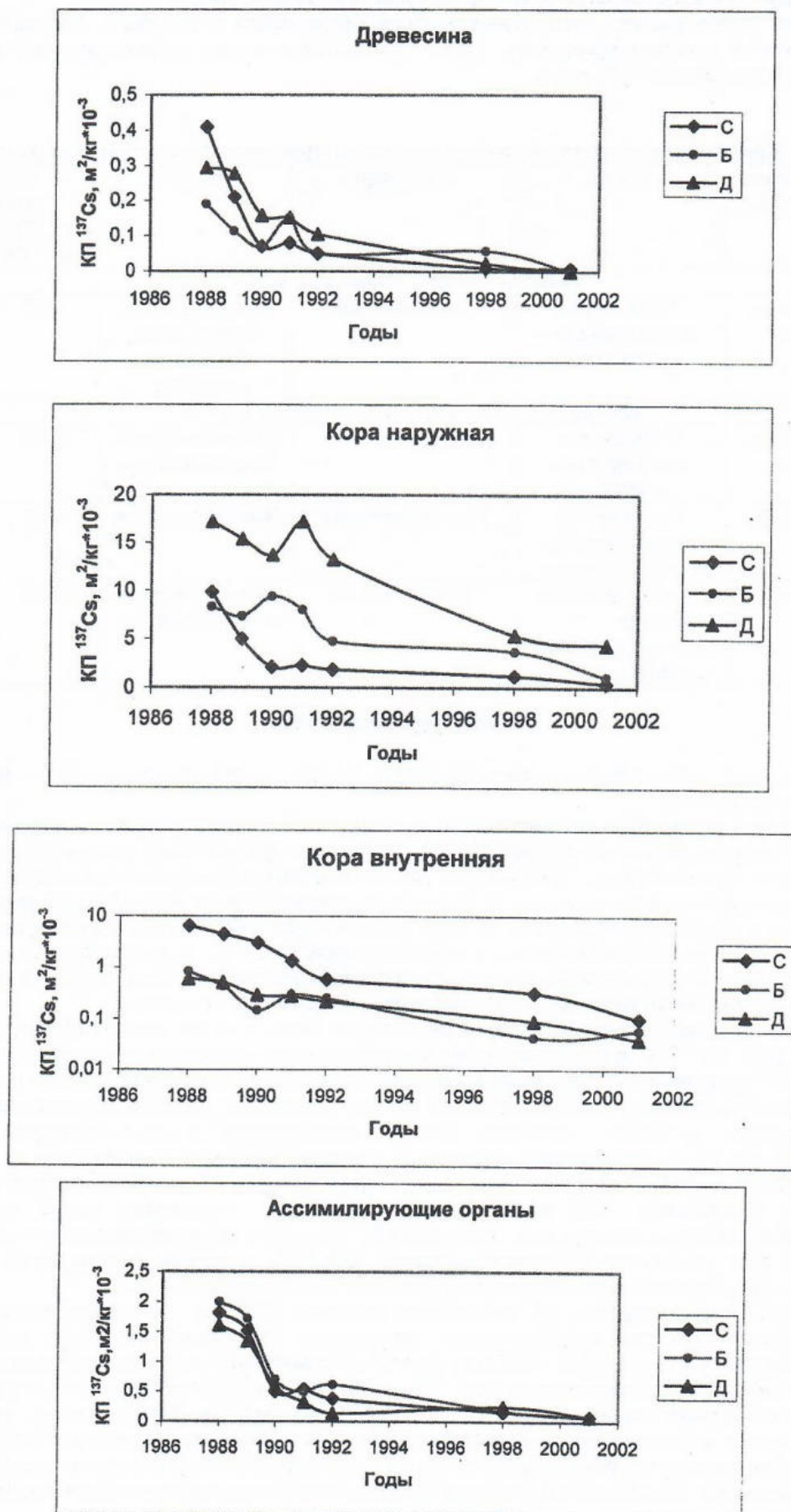


Рис.2. Многолетняя динамика КП ^{137}Cs в структурные компоненты различных пород (участок Д1)

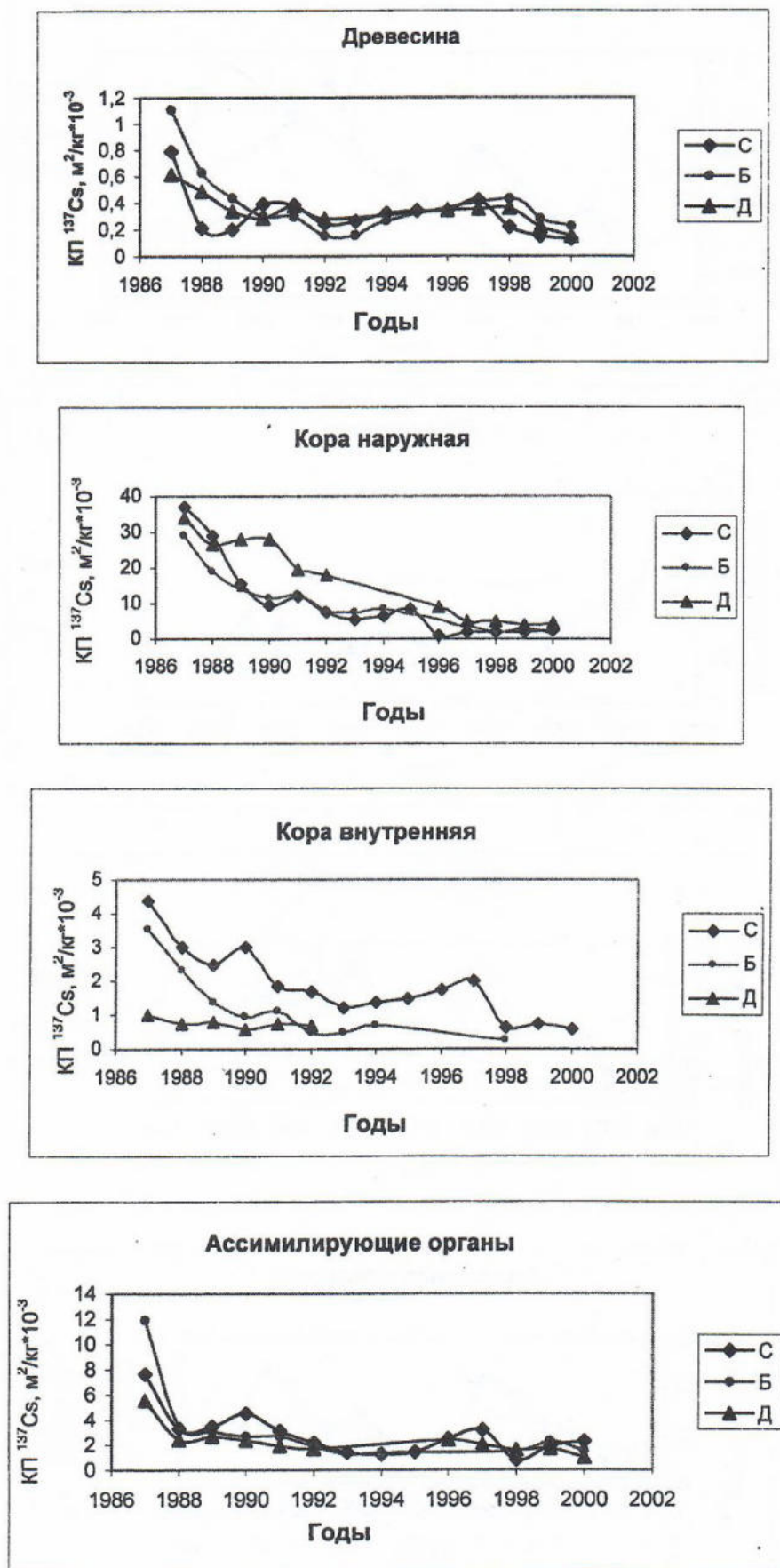


Рис.3. Многолетняя динамика КП ^{137}Cs в структурные компоненты различных пород (участок ДЗ)

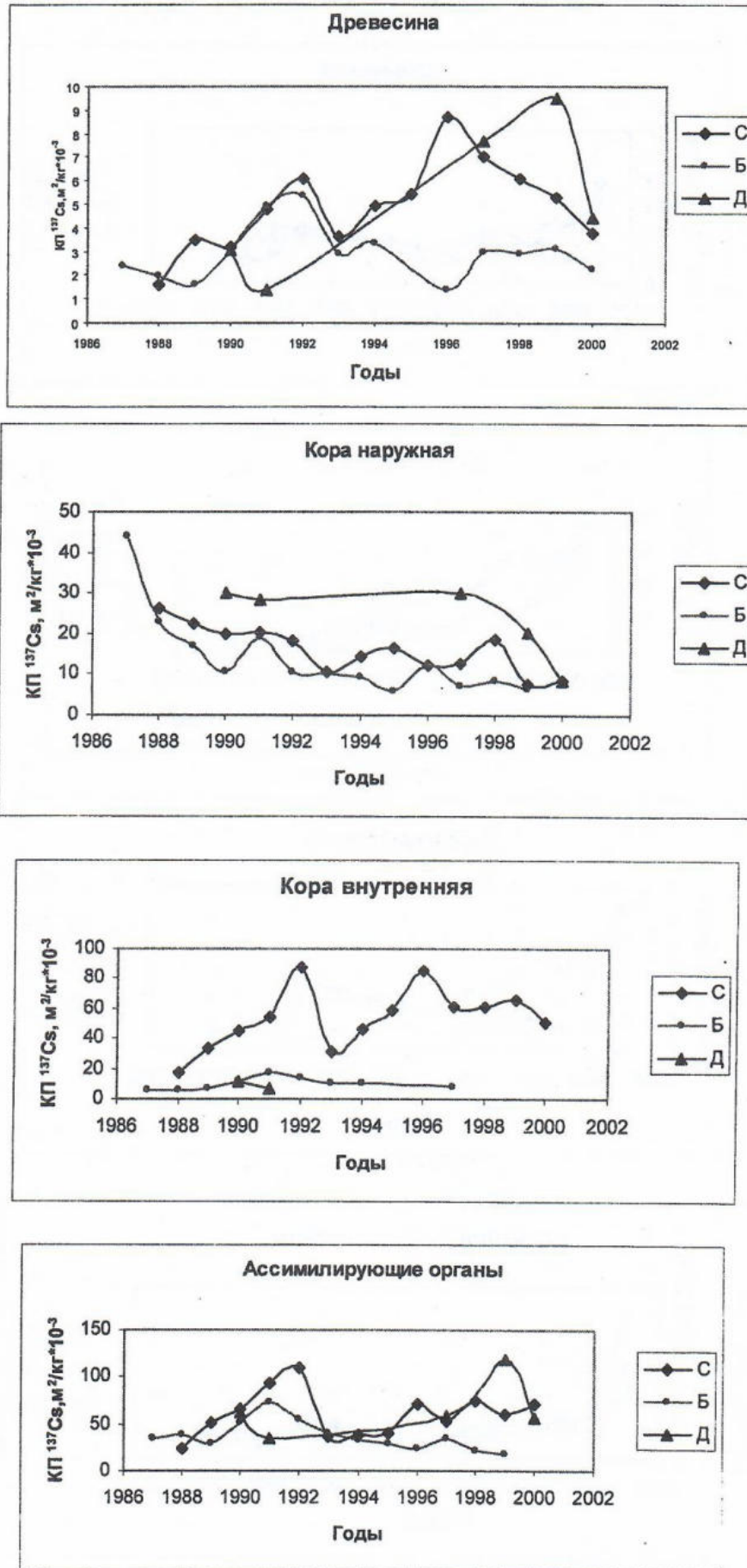
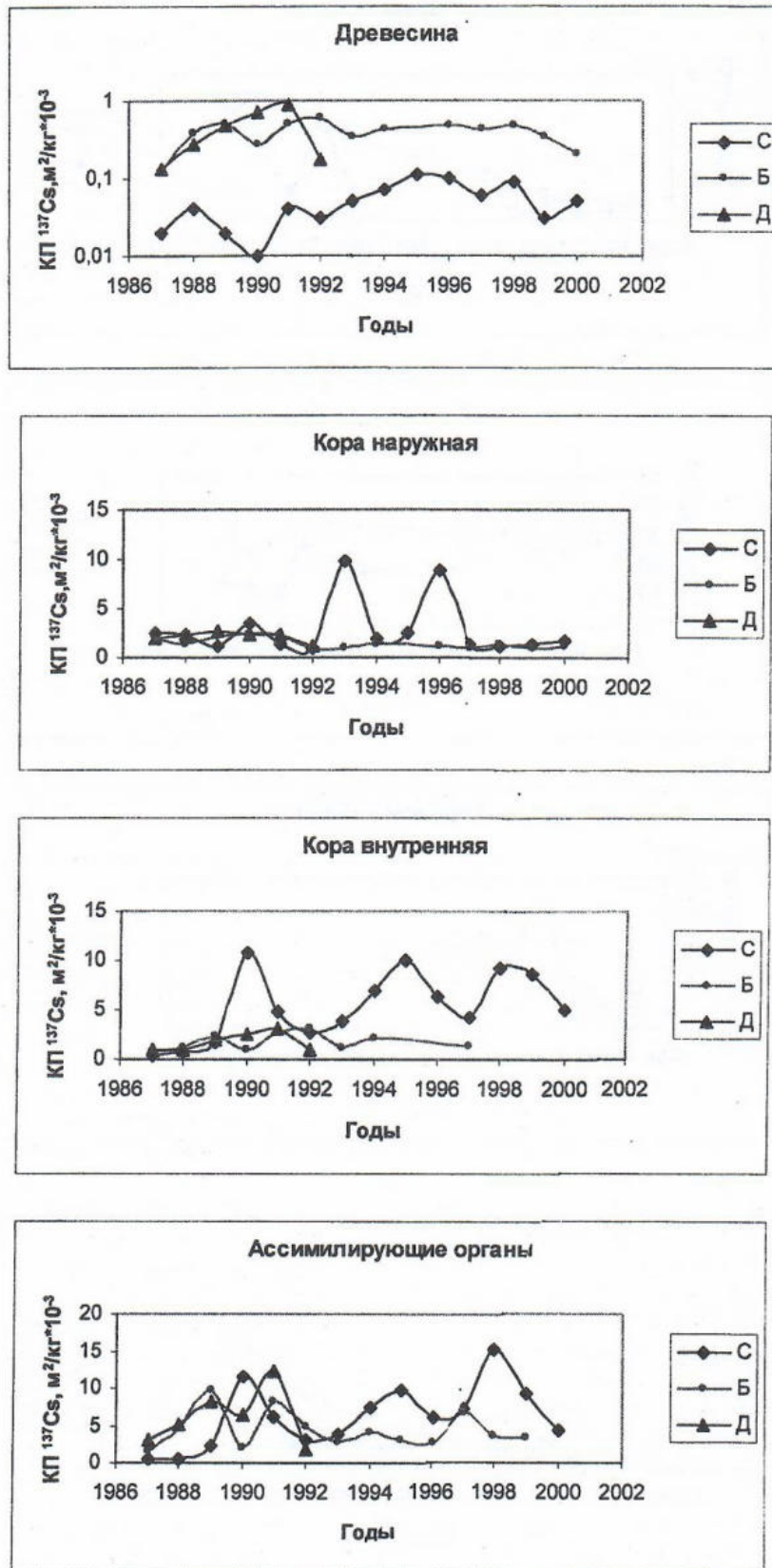


Рис. 3а. Многолетняя динамика КП ^{137}Cs в структурные компоненты различных пород (участок ДЗ)



Рис 4. Многолетняя динамика КП ^{137}Cs в структурные компоненты различных пород (участок Ш)



Сходный характер многолетней динамики отмечается также на участках ближней 5-километровой зоны выпадений. Сходство динамик на участках аккумулятивных ландшафтов и ближней зоны, как нами отмечалось ранее, обусловлено различными причинами:

а) на аккумулятивных ландшафтах рост КП ^{137}Cs связан с поступлением радионуклида с прилегающих территорий, а также с его перераспределением в корнеобитаемой толще органогенных почв при практически полном отсутствии необменного закрепления ^{137}Cs в этих условиях; б) на участках ближней зоны выпадений ЧАЭС рост КП объясняется пролонгированным поступлением в почву радионуклидов в доступных для растений формах в процессе разрушения частиц топливной компоненты и перехода радиоактивных элементов в подвижное состояние при выщелачивании этих частиц (Иванов и др., 1991).

Невыраженный тренд динамики КП ^{137}Cs в структурные компоненты сосны отмечается на участках транзитно-аккумулятивных ландшафтов. Это предопределено уравнивающим воздействием перечисленных выше процессов, в частности, поступлением радионуклидов с прилегающих территорий, а также из разрушающихся частиц топливной компоненты и их необменным закреплением твердой фазой почв. То есть в рассматриваемых условиях влияние данных процессов нивелируется в результате их равного, но противоположно направленного действия. Вместе с тем, необходимо подчеркнуть, что в этих условиях для наружных слоев коры отмечается наибольший уровень накопления и однозначный тренд снижения в многолетнем ряду. Последнее свидетельствует о большей значимости аэрального загрязнения данной структуры древостоя на транзитно-аккумулятивных ландшафтах по сравнению с аккумулятивными (Щеглов, 1999).

В отличие от ^{137}Cs многолетняя динамика КП ^{90}Sr в структуры сосны обыкновенной практически во всех ландшафтных условиях однотипна (рис. 5-7). Как правило, она характеризуется трендом нарастания, особенно в первые 10 лет. Наиболее ярко данная динамика выражена на участках ближней зоны выпадений. Характерной особенностью КП ^{90}Sr является идентичность многолетних динамик для всех структурных органов данной породы, включая кору наружную.

Отсюда можно заключить, что в загрязнении различных структур древостоя ^{90}Sr на протяжении всего периода после выпадений вклад корневого поступления более значим, чем для ^{137}Cs . Это связано с тем, что, с одной стороны, для ^{90}Sr в отличие от ^{137}Cs внекорневой путь поступления в растения незначим (Молчанов и др., 1968; Алексахин, Нарышкин, 1977). Подтверждением последнему является тот факт, что к наиболее загрязненным структурами древостоя сосны относятся внутренние слои коры (луб). Слабое загрязнение прироста текущего года формирования объясняется тем, что ^{90}Sr , как и его неизотопный аналог Са, накапливается в стареющих тканях, а ^{137}Cs , как и К, в большей степени в физиологически активно растущих органах (Полевой, 1989.).

С другой стороны, аэральные выпадения ^{90}Sr в основном происходили в составе более крупных частиц диспергированного топлива (Иванов и др., 1991), которые слабо удерживались поверхностью растений. Соответственно, в результате быстрой дезактивации растительного покрова эти частицы быстрее поступают в почвенную среду, где происходит их деструкция и образование подвижных форм данного радионуклида.

Многолетняя динамика КП ^{137}Cs в структурные компоненты лиственных пород (береза, дуб, ольха, осина) однотипна и так же, как и хвойных, в основном зависит от почвенно-экологических условий. В элювиальных ландшафтах отмечается однонаправленный тренд снижения величин КП ^{137}Cs во все структурные компоненты этих пород, в аккумулятивных – напротив, тренд нарастания. В целом у лиственных пород в условиях аккумулятивных ландшафтов и участков ближней зоны выпадений максимальными уровнями КП ^{137}Cs характеризуются ассимилирующие органы и внутренние слои коры, минимальными – наружные слои коры. Это, очевидно, связано с различиями в биологической доступности ^{137}Cs в рассматриваемых условиях, о чем неоднократно упоминалось выше.

Вместе с тем в аккумулятивных ландшафтах в ряду лиственных пород прослеживаются определенные закономерности, характеризующие многолетние вариации КП в зависимости от их видовой принадлежности. Так, нарастание величин КП в многолетнем ряду наиболее выражено для дуба, чья корневая система многоярусна (Евдокимова, 1954) и способна более эффективно перехватывать радионуклиды, мигрирующие вглубь почвенного профиля. В свою очередь, береза характеризуется относительно коротким периодом нарастания КП ^{137}Cs до абсолютного максимума (через 6-7 лет после выпадений), после чего отмечается определенная стабилизация данного показателя или его снижение.

В многолетней динамике КП ^{90}Sr в структуры лиственных пород отмечается тренд нарастания, то есть прослеживаются аналогичные закономерности, что и для хвойных (сосны). Единственное отличие заключается в том, что рост величин КП у рассматриваемых пород происходит с различной интенсивностью: более резкий рост наблюдается у березы и менее выраженный – у дуба.

Таким образом, многолетняя динамика КП ^{137}Cs и ^{90}Sr в хвойные и лиственные породы однотипна. Влияние видовых особенностей проявляется лишь в вариациях КП по отдельным годам и выраженности соответствующих трендов изменения данных величин в многолетнем ряду. При совокупном анализе многолетней динамики КП радионуклидов в различные древесные породы также выявлено, что со временем степень влияния видовых особенностей на накопление этих элементов меняется. Так, если в начальный период после выпадений различия в накоплении ^{137}Cs между породами составляли до 10 раз (в зависимости от структурной части), то в настоящее время (через 18 лет) – не более 2-х раз. При этом максимальные различия характерны для коры (наружной и внутренней).

Рис.5. Многолетняя динамика КП ^{90}Sr в структурные компоненты различных пород (участок Д1)

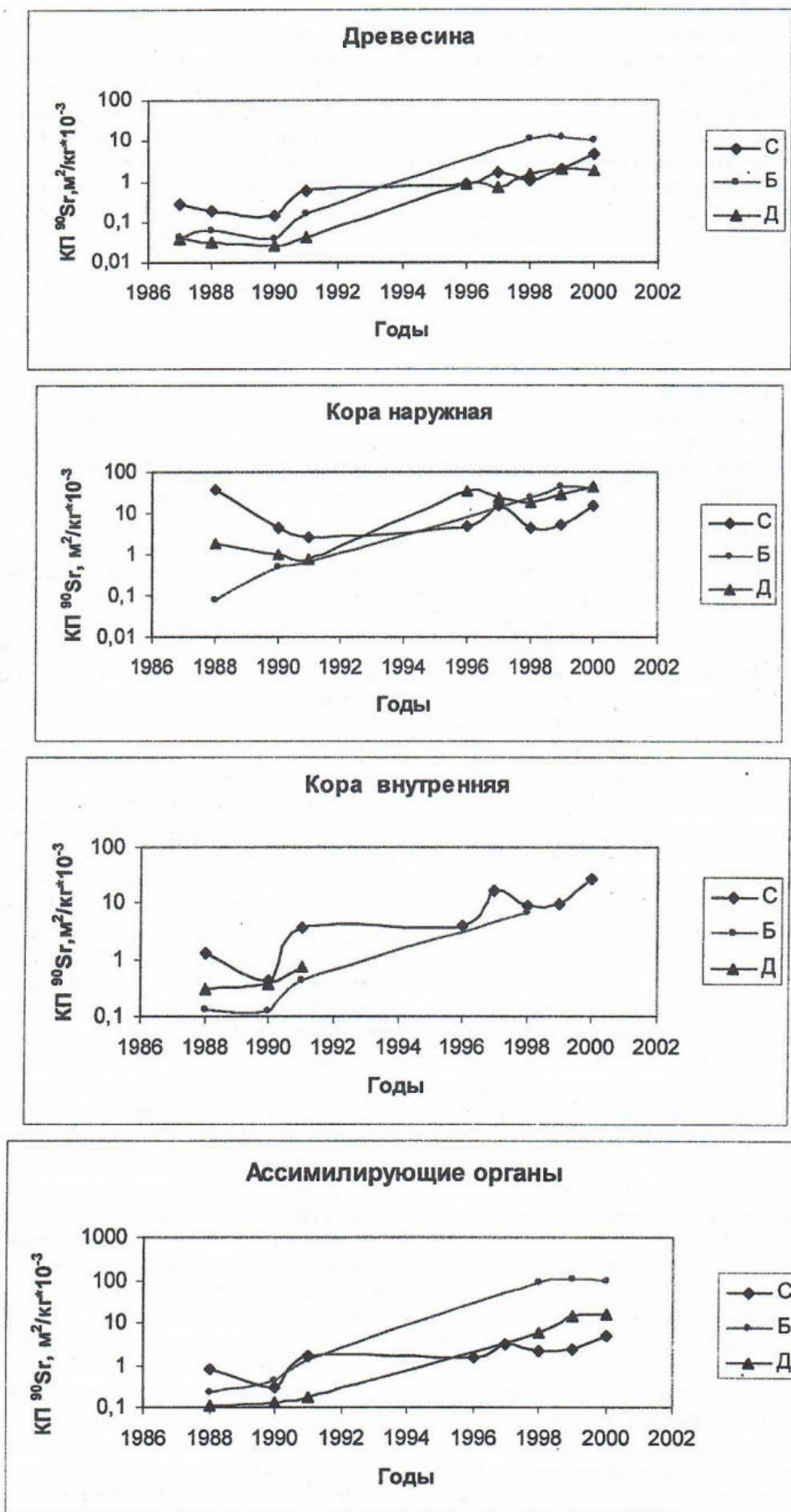


Рис.6 Многолетняя динамика КП ^{90}Sr в структурные компоненты различных пород (участок ДЗ)

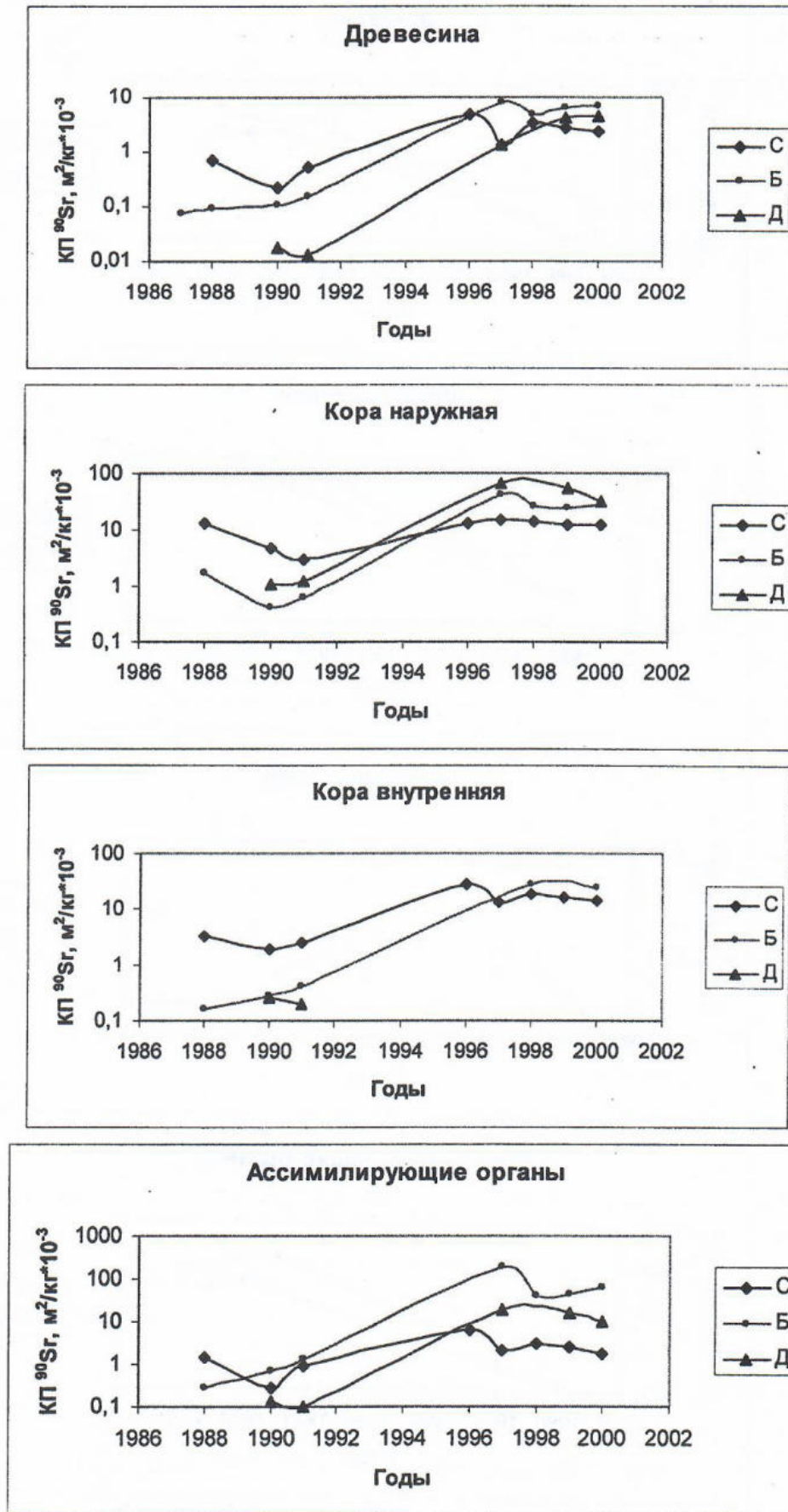


Рис ба. Многолетняя динамика КП ^{90}Sr в структурные компоненты различных пород (участок ДЗ)

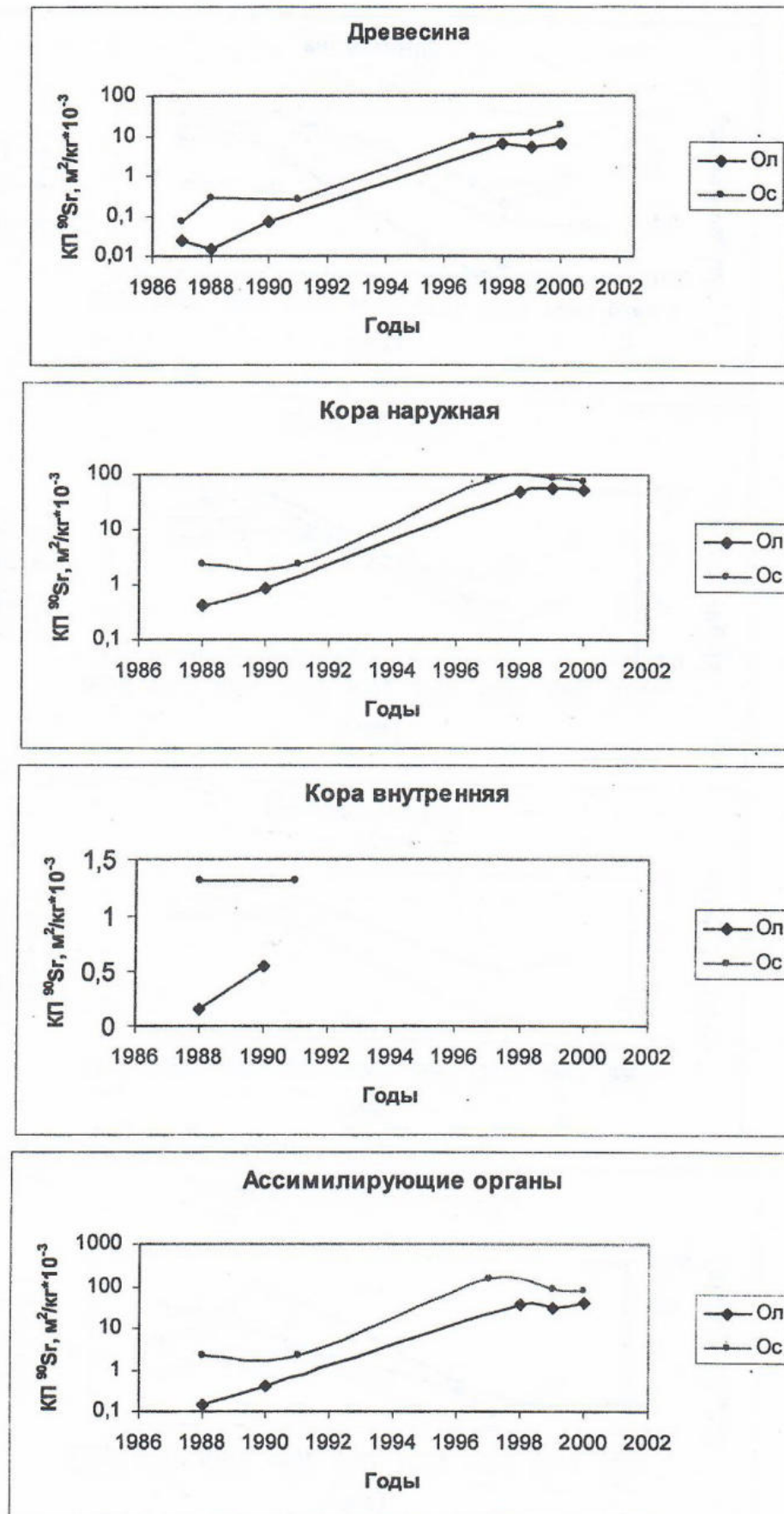
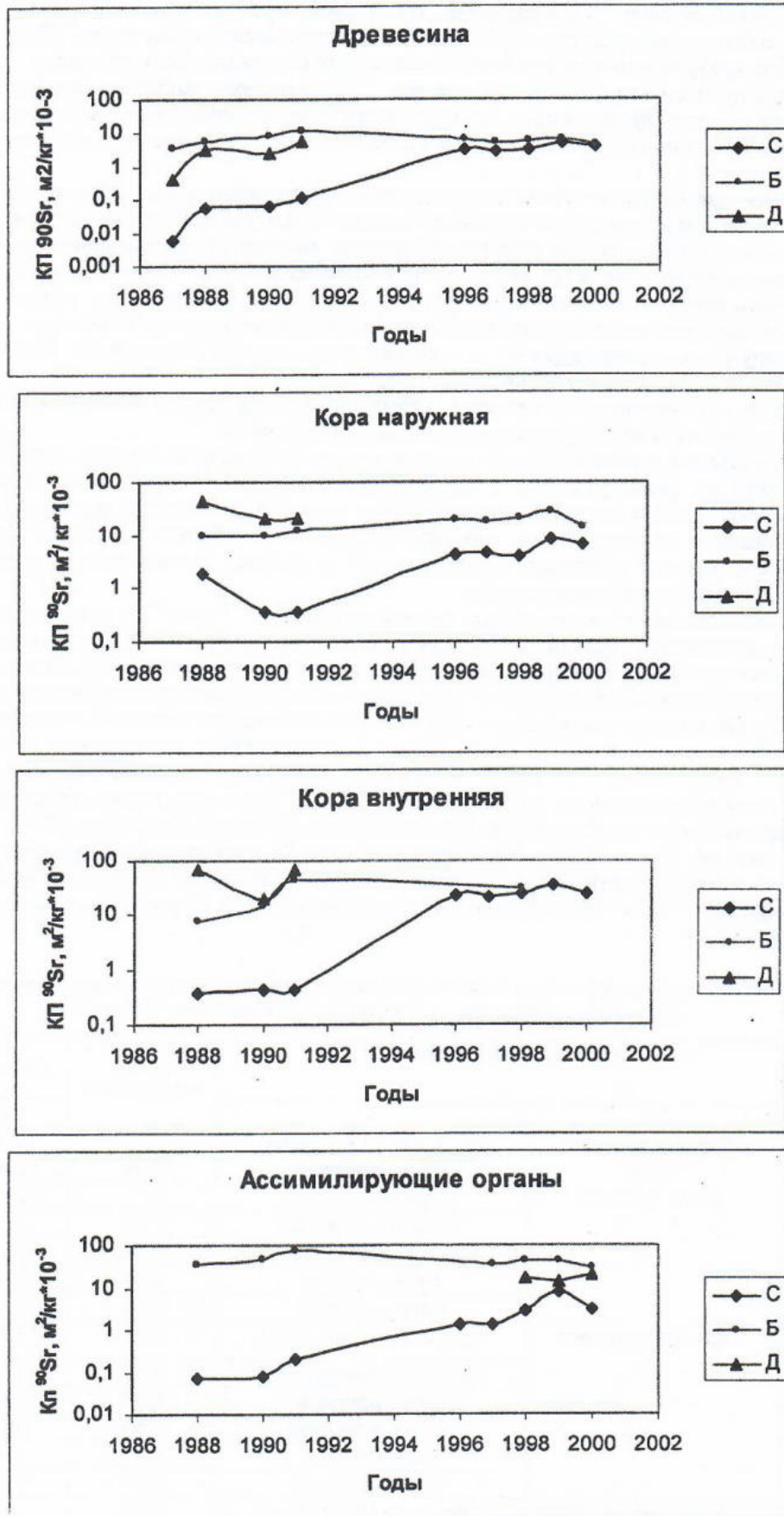


Рис 7. Многолетняя динамика КП ^{90}Sr в структурные компоненты различных пород (участок Ш)



Наряду с этим, полученные нами результаты по многолетней динамике КП радионуклидов в древесные породы позволяют также констатировать ряд следующих положений.

В первый период после выпадений среди исследуемых пород наибольшее количество ^{90}Sr и в несколько меньшей степени ^{137}Cs в древесине, как правило, накапливает сосна. Это, как уже отмечалось, связано с особенностями распределения корневых систем исследуемых пород (Евдокимова, 1954) и, соответственно, приуроченностью их к зонам наибольшего содержания радионуклидов.

В последующем как для ^{90}Sr , так и для ^{137}Cs большее накопление отмечается в лиственных породах – дубе и березе. На наш взгляд, это обусловлено тем, что корневое потребление радионуклидов из более глубоких почвенных горизонтов у этих пород играет более значимую роль в питании растений, чем у сосны обыкновенной.

Аналогичная ситуация отмечается в загрязнении наружных слоев коры исследуемых пород. В начальный период после выпадений в большей степени загрязнена данная структурная часть у сосны. В последующем на первое место по степени загрязнения выходит крупнотрещиноватая кора дуба, затем березы, у сосны этот показатель снижается до минимальных величин. Отмеченные особенности связаны как со строением поверхности самой коры, обуславливающей ее сорбционные и удерживающие свойства (максимальные данные показатели у коры дуба), так и с интенсивностью ее обновления.

Для внутренних слоев коры на протяжении всего периода наблюдений максимальные уровни накопления отмечаются у сосны, минимальные – у березы.

Особенности изменения загрязнения ассимилирующих органов у исследуемых пород адекватны таковым для древесины и обуславлены одними и теми же причинами.

Таким образом, в начальный период после выпадений в хвойных породах (сосна) аккумулируется большее количество радионуклидов, в последующем, напротив, большее накопление отмечается у лиственных пород. Отсюда очевидно, что временные изменения накопления радионуклидов растениями, наряду с влиянием неоднородности почвенно-экологических условий, являются одной из причин неоднозначности мнений различных исследователей в вопросе ранжирования древесных пород по накопительной способности радионуклидов.

На основании полученных данных по изменению КП ^{137}Cs и ^{90}Sr в структурные компоненты древостоя в многолетнем ряду мы попытались также установить взаимосвязь между компонентами структуры фитомассы различных древесных пород по аккумуляции в них радионуклидов и выявить органы и ткани, которые в наибольшей степени отражают загрязнение данными радионуклидами другие структуры древостоя. С этой целью на основе имеющейся выборки многолетних данных мы провели корреляционно-регрессионный анализ связи между структурными компонентами исследуемых древесных пород по содержанию в них ^{137}Cs и ^{90}Sr . Ранее подобный анализ был проведен нами для характеристики зависимостей между содержанием радионуклидов (^{137}Cs и ^{90}Sr) в различных структурных компонентах сосны, произрастающей в пределах одного экотопа (Щеглов, Цветнова, Панфилов, 1998).

На основании большого объема выборки данных ($n=53$), полученных для древостоя этого экотопа в течение одного временного интервала, была установлена высокая степень корреляции между компонентами сосны по содержанию ^{137}Cs и ^{90}Sr (табл.2), которая может быть описана регрессионным уравнением вида:

$$Y = a_0 + a_1 X$$

Таблица 2

Коэффициенты корреляции и уравнения регрессии между отдельными компонентами структуры фитомассы сосны обыкновенной по содержанию ^{137}Cs и ^{90}Sr

| Радионуклид | Структурный компонент | | Коэффициент корреляции | Коэффициент уравнения регрессии $Y = a_0 + a_1 X$ | |
|-------------------|--------------------------------------|-----------------------|------------------------|---|-------|
| | X | Y | | a_0 | a_1 |
| | | | | | |
| ^{137}Cs | Прирост текущего года (хвоя + ветви) | Древесина (окоренная) | 0,84 | 0,19 | 0,07 |
| | | Кора наружная | 0,78 | 0,90 | 0,81 |
| | | Кора внутренняя | 0,71 | 26,34 | 0,19 |
| | | Хвоя прошлых лет | 0,93 | -0,82 | 0,29 |
| | | Шишки 2-го года | 0,88 | -8,21 | 0,85 |
| | | Ветви мелкие | 0,89 | 1,46 | 0,28 |
| | | Ветви крупные | 0,36 | 0,53 | 0,16 |
| ^{90}Sr | Хвоя прошлых лет | Прирост текущего года | 0,69 | 1,20 | 0,84 |
| | | Древесина (окоренная) | 0,93 | 1,63 | 0,27 |
| | | Кора наружная | 0,77 | 7,82 | 0,78 |
| | | Кора внутренняя | 0,69 | 10,73 | 1,39 |
| | | Ветви мелкие | 0,77 | 5,99 | 0,60 |
| | | Ветви крупные | 0,88 | 4,57 | 0,49 |
| ^{90}Sr | Кора наружная | Древесина (окоренная) | 0,95 | 2,4 | 0,17 |
| | | Кора внутренняя | 0,67 | 16,81 | 0,49 |
| | | Ветви крупные | 0,83 | 5,98 | 0,29 |

В наибольшей степени между содержанием ^{137}Cs во всех структурных органах и тканях сосны, в том числе и древесине, коррелирует его количество в приросте текущего года формирования и внутренней коре ($r > 0,9$). Взаимосвязь между содержанием ^{90}Sr в большинстве структурных компонентов также довольно тесная, при этом максимальные коэффициенты корреляции отмечаются между содержанием данного радионуклида в коре наружной и хвое прошлых лет.

Таким образом, на основании выявления пространственных взаимосвязей между содержанием ^{137}Cs и ^{90}Sr в структурных компонентах сосны были выделены индикаторные органы, характеризующие загрязнение древостоя, и в первую очередь, древесины, данными радионуклидами. Для ^{137}Cs – это ассимилирующие органы текущего года формирования, для ^{90}Sr – наружная кора и хвоя прошлых лет.

Исследование аналогичных взаимосвязей для различных пород во временном ряду подтвердило выявленные нами ранее закономерности (табл. 3).

Таблица 3

Коэффициенты корреляции и уравнения регрессии между отдельными компонентами структуры фитомассы ряда древесных пород по содержанию ^{137}Cs

| Радионуклид | Структурный компонент | | Коэффициент корреляции | Коэффициент уравнения регрессии $Y = a_0 + a_1 X$ | |
|-------------------|--------------------------------------|-----------------------|------------------------|---|-------|
| | X | Y | | a_0 | a_1 |
| <i>Сосна</i> | | | | | |
| ^{137}Cs | Прирост текущего года (хвоя + ветви) | Древесина (окошенная) | 0,77 | 0,11 | 0,07 |
| | | Кора наружная | 0,70 | 0,93 | 3,76 |
| | | Кора внутренняя | 0,91 | 0,33 | 0,55 |
| <i>Береза</i> | | | | | |
| ^{137}Cs | Ассимилирующие органы | Древесина (окошенная) | 0,93 | 0,13 | 0,08 |
| | | Кора наружная | 0,85 | 3,66 | 2,28 |
| | | Кора внутренняя | 0,92 | 0,27 | 0,29 |
| <i>Дуб</i> | | | | | |
| ^{137}Cs | Ассимилирующие органы | Древесина (окошенная) | 0,84 | 0,14 | 0,09 |
| | | Кора наружная | 0,70 | 0,91 | 6,79 |
| | | Кора внутренняя | 0,87 | 0,52 | 0,08 |

Следует подчеркнуть, что тесная взаимосвязь между загрязнением ассимилирующих органов и других компонентов, прежде всего, древесины ($\alpha = 0,05$) отмечается и для лиственных пород. Эта зависимость также описывается уравнением прямолинейной регрессии вида:

$$Y = a_0 + a_1 X$$

Соответствующие коэффициенты уравнения приведены в таблице 3.

Кроме того, нами был проведен анализ установленных взаимосвязей с помощью множественной регрессии. Полученные уравнения для древостоя эволюционных ландшафтов имеют следующий вид:

$$\text{для сосны} - Dg = 0,07 - 0,01 * Kп + 0,11 * Kв + 0,04 * As \quad (R^2=0,66);$$

$$\text{для березы} - Dg = 0,32 - 0,06 * Kп + 0,59 * Kв + 0,04 * As \quad (R^2=0,99)$$

$$\text{для дуба} - Dg = -0,16 + 0,002 * Kп + 0,6 * Kв + 0,02 * As \quad (R^2=0,676)$$

где:

Dg – КП для древесины;

Kп – КП для коры наружной;

Kв – КП для коры внутренней;

As – КП для ассимилирующих органов.

Полученные коэффициенты детерминации (R^2) в уравнениях множественной регрессии, показывающие зависимости между накоплением ^{137}Cs в древесине и других органах, закономерно возрастают. Важно подчеркнуть, что в уравнениях множественной регрессии входят показатели, характеризующие загрязнение структур (кора), отбор которых возможен без нарушения функционирования древостоя.

Таким образом, при мониторинговых наблюдениях и различного рода лесохозяйственных работах, как нами отмечалось и ранее, для оценки уровней загрязнения древесины достаточно определить уровни содержания ^{137}Cs в ассимилирующих органах, а для увеличения достоверности данных можно принимать во внимание также и загрязнение различных слоев коры. Это снимает необходимость отбора проб древесины методом выпилов из модельных деревьев, что позволяет не нарушать функционирования биогеоценозов и значительно удешевляет работы по отбору проб.

Литература

1. Алексахин Р.М., Нарышкин М.А. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. М.: Наука, 1977. 144 с.
2. Евдокимова Т.И. О роли корневых систем дуба в накоплении азота и элементов зольного питания в серых лесных почвах. // Вестник МГУ. – 1954. – № 2.
3. Иванов Ю.А., Кашпаров В.А., Лазарев Н.М., Ложилов Н.А., Пристер Б.С. Физико-химические формы выпадений выброса ЧАЭС и долговременная динамика поведения радионуклидов выброса в компонентах агроэкосистем // Докл. IV междунар. науч.-практич. конф. "Итоги 8 лет работы по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС". – Чернобыль, 1996. – Т. 1. – С. 256-269
4. Ипатьев В.А., Булавик И.М., Багинский В.Ф. и др. Лес и Чернобыль. Минск: МНПП «Стенер», 1994. – 248 с.
5. Ипатьев В.А., Багинский В.Ф., Булавик И.М. и др. Лес. Чернобыль. Человек. – Гомель: ИЛ НАН Беларуси, 1999. – 452 с.
6. Молчанов А.А., Федоров Е.А., Алексахин Р.М. и др. Некоторые закономерности распределения радиоактивных продуктов деления, оседающих в составе глобальных выпадений, в лесной растительности // Лесоведение. – 1968. – № 6. – С. 18-23
7. Молчанова И.В., Куликов Н.В. Радиоактивные изотопы в системе почва-растение. М., 1972.
8. Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Эколого-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове. Екатеринбург, 2001. – 161 с.
9. Парфенов В.И., Якушев Б.И., Мартинович А.И. и др. Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси (в связи с аварией на Чернобыльской АЭС). – Мн.: Навука і тэхніка, 1995. – 582 с.
10. Собонович Э.В., Бондаренко Г.Н., Кононенко Л.В. и др. Геохимия техногенных радионуклидов. Киев: Наукова думка, 2002. – 332 с.
11. Полевой В.В. Физиология растений. – М., 1989.
12. Тихомиров Ф.А. Распределение и миграция радионуклидов в лесах ВУРС при радиоактивных выпадениях // Экологические последствия аварии на Южном Урале. – М.: Наука, 1993. – С. 21-39.
13. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: (по материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС). – М.: Наука, 1999. – 268 с.
14. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Панфилов А.В. Пространственная неоднородность накопления радионуклидов и взаимосвязь между их содержанием в компонентах лесного фитоценоза // Лесное хозяйство. – 1998, – № 5. – С.34-37
15. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Тихомиров Ф.А. Миграция радионуклидов чернобыльских выпадений в лесных почвах европейской части СНГ // Вестник МГУ, сер. Почвоведение. – 1992. – № 2. – С. 27-35
16. Фесенко С.В., Санжарова Н.И., Спиридонов С.И. и др. Сравнительная оценка биологической доступности ^{137}Cs в почвах лесных экосистем различного типа // Радиационная биология. Радиоэкология, 2002. – Т. 42. – № 4. – С. 440-447
17. Фесенко С.В., Санжарова Н.И., Спиридонов С.И. и др. Анализ факторов, определяющих биологическую доступность ^{137}Cs в почвах лесных экосистем // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2002. – Т. 42, № 4. – С. 446-456.

¹Щеглов О.І., ¹Цветнова О.Б., ²Кучма М.Д.

Багаторічна динаміка КП ^{137}Cs і ^{90}Sr в структурні компоненти деревостану.

1 – Московський державний університет ім. М.В. Ломоносова.

2 – Всеукраїнський НДІ захисту населення та території від надзвичайних ситуацій техногенного та природного характеру.

У статті розглянуті головні закономірності багаторічної (1986-2001 рр.) динаміки коефіцієнтів переходу ^{137}Cs і ^{90}Sr у структурні компоненти ряду деревних порід (сосна, береза, дуб, вільха, осика), які зростають в головних типах лісових екосистем Росії та України, забруднених в результаті аварії на ЧАЕС. Показано, що багаторічна динаміка КП ^{137}Cs і ^{90}Sr у хвойних та листяних порід є однотипною. Встановлено, що упочатковий період після випадіння у хвойних породах (сосні) акумулюється більша кількість радіонуклідів. У наступний період, навпаки, більше накопичення відмічається у листяних порід. На основі проведення у просторовому та часовому рядах кореляційно-регресійного аналізу зв'язку між структурними компонентами вивчених деревних порід по вмісту в них ^{137}Cs констатується, що для оцінки рівней забруднення деревини достатньо визначити рівні вмісту ^{137}Cs у асимілюючих органах, а для підвищення достовірності даних слід приймати до уваги також і забруднення різних шарів кори.

¹A. I. Shcheglov, ¹O.B. Tsvetnova, ²N.D. Kuchma

The long-term dynamics of ^{137}Cs and ^{90}Sr TF to different components of stand.

1 – Moskov State University named after M.V. Lomonosov.

2 – Ukrainian Research Institute of Defense of population from emergency situation.

The authors analyze basic regularities of the multiyear (1986–2001) dynamics of ^{137}Cs and ^{90}Sr TF to different components (tissues) of various tree species (pine, birch, oak, alder, aspen) in the typical forest ecosystems of Russia and Ukraine contaminated by radioactive fallout due to the Chernobyl accident. The long-term dynamics of both ^{137}Cs and ^{90}Sr was shown to be much similar to each other. Just after the fallout, coniferous trees (pine) accumulated the most proportion of the radionuclides: in the subsequent period leaved species tended to accumulate more radionuclides than coniferous species. The regression analysis applied to both the time series and spatial data arrays suggests that reliable estimation of ^{137}Cs concentration in the wood can be based on its content in the assimilative organs (leaves and needles). For more confidence, the ^{137}Cs content in different bark strata should be taken into account as well.

Бузун В.О. -
кандидат сільськогосподарських наук,
Дмитренко О.Г. -
науковий співробітник.
Поліський філіал УкрНДЛГА, м.Житомир

Використання і товарна структура стиглого лісу в Центральному Поліссі

Аналіз динаміки користування лісовими ресурсами в Центральному Поліссі України (по об'єднанню "Житомирліс") свідчить, що за період з 1991 по 2000 роки фактичний об'єм головного користування зріс тут з 732,0 до 794,8 тис.м³, або на 8,6 %, проте використання розрахункової лісосіки зменшилось за цей же час до 88 %, що було в цілому наслідком недостатнього платіжеспроможного попиту споживачів деревини.

Вивчення темпів використання розрахункової лісосіки протягом 10 років (1993-2002 рр.) проведено на прикладі типового підприємства – Малинського держлісгоспу (з 1993 р. - Малинського навчально-виробничого комбінату – держлісгоспу-технікуму).

Малинський держлісгосп знаходиться у північно-східній частині Центрального Полісся. Це лісгосподарське підприємство характерне високим рівнем ведення лісового господарства, стабільністю загальної площі й розподілу її за лісництвами, відсутністю значних площ насаджень, що зазнали докорінних змін унаслідок екстремального впливу негативних природних і антропогенних чинників (буреломи, радіаційне забруднення, лісоосушення тощо). В останнє десятиріччя, як і в інших підприємствах, у Малинському держлісгоспі стало відчутним скорочення бюджетних асигнувань на лісгосподарську діяльність, що утруднює формування лісів у відповідності з діючими нормативами. У значній мірі дефіцит бюджетних коштів поповнюється за рахунок промислової діяльності, основу якої складає використання деревини від рубань стиглого лісу, що дозволяє виконувати мінімально необхідний обсяг робіт по лісовідновленню і лісовирощуванню нового покоління лісу.

У стиглих насадженнях відпуск деревини проводиться шляхом відведення лісосік рубок головного користування (у лісах I групи до 1995 р. проводились лісовідновні рубки - практично ті ж головні з певним обмеженням щодо віку рубки, площі, ширини лісосік тощо). У відповідності з новими Правилами рубок головного користування [4], у лісах I групи теж проводяться головні рубки. Щорічний обсяг рубок головного користування - розрахункова лісосіка за площею і масою деревини визначається лісовпорядкуванням, під час якого на кожен рік чи на декілька років ревізійного періоду виконується набір відповідних ділянок стиглого лісу, що надходять у рубку.

У табл. 1 і 2 подано динаміку використання лісосічного фонду Малинського держлісгоспу за 10 років (1993-2002 рр.) з розподілом за групами лісів і господарствами.

Протягом 1993-1998 рр. розрахункова лісосіка держлісгоспу становила за площею 198 га і за масою – 52,6 тис.м³, надалі (1999-2002 рр.) – дещо зросла, відповідно до 210 га і 54,8 тис.м³. У 1993 р. плановий відпуск був збільшений у порівнянні з розрахунковою лісосікою за рахунок суцільних санітарних рубок на згарищах, які були додатково включені у ліміт рубок головного користування. У 1994-1995 рр. суцільні санітарні рубки проводились у меншому обсязі, причому за рахунок заміни лісосік головних рубок. Слід відмітити також, що суцільні санітарні рубки проведені у хвойних насадженнях лісів I групи, частково у пристигаючих і середньовікових деревостанах.

Відпуск лісосічного фонду за лісорубними квитками за кількістю ліквідної деревини у 1993–1997 рр. вівся строго у відповідності з планом, у 1998 р. – дещо перевищив останній за рахунок ліміту сусіднього Овруцько-Народицького спецдержлісгоспу, в наступні (1999–2001) роки – на 2–5% не досягав планового, а в 2002 р. зрівнявся з останнім. У той же час річна площа лісосік відхилялась від запланованої: у 1993-1994 рр. в сторону збільшення на 5–8,7%, надалі ж – переважно в сторону зменшення на 3–9%. Якщо збільшення пояснюється включенням у лісосічний фонд площ суцільних санітарних рубок, то зменшення площі лісосік могло відбутися : а) за рахунок перерозподілу лісосік, призначених до рубки, і відведення в рубку більш продуктивних насаджень; б) за рахунок систематичного відхилення у сторону збільшення запасів, визначених за сортиментними таблицями, порівнюючи з фактичними запасами, визначеними лісовпорядкуванням за таблицями ходу росту; в) за рахунок приросту деревини за роки, які пройшли від чергового лісовпорядкування до року фактичного рубання, що, відповідно, теж веде до певного перерозподілу призначених у головну рубку деревостанів за роками їх фактичного освоєння. Останнє припущення більш вірогідне, про що свідчить подальше співставлення площі й кількості деревини, фактично використаної і відпущеної за лісорубними квитками. За площею ці показники співпадають, за кількістю деревини – в окремі роки відрізняються, проте дуже мало (<1%), тобто здається, що сортиментні таблиці в цілому відповідають своєму призначенню.

Аналіз даних окремо за групами лісів дає підставу для таких же висновків. Слід відмітити лише те, що в лісах I групи ліміт відпуску деревини використовувався щорічно протягом 1993–2002 рр.

Таблиця 1

Використання лісосічного фонду Малинського держлісгоспу за групами лісів (1993-2002 рр.)

| Роки | Плановий відпуск | | | | | | Відпущено за лісорубочними квитками | | | | | | Фактично використано | | | | | |
|------|------------------|---------------------|----------|---------------------|-------|---------------------|-------------------------------------|---------------------|----------|---------------------|-------|---------------------|----------------------|---------------------|----------|---------------------|-------|---------------------|
| | I група | | II група | | Разом | | I група | | II група | | Разом | | I група | | II група | | Разом | |
| | га | тис. м ³ | га | тис. м ³ | га | тис. м ³ | га | тис. м ³ | га | тис. м ³ | га | тис. м ³ | га | тис. м ³ | га | тис. м ³ | га | тис. м ³ |
| 1993 | 18 | 4,4 | 194 | 51,8 | 212 | 56,2 | 49,7 | 10,7 | 180,8 | 45,5 | 230,5 | 56,2 | 49,7 | 10,6 | 180,8 | 45,7 | 230,5 | 56,3 |
| 1994 | 18 | 4,4 | 180 | 48,2 | 198 | 52,6 | 25,2 | 5,4 | 182,6 | 47,2 | 207,8 | 52,6 | 25,2 | 5,4 | 182,6 | 47,2 | 207,8 | 52,6 |
| 1995 | 18 | 4,4 | 180 | 48,2 | 198 | 52,6 | 19 | 4,8 | 172 | 47,8 | 191 | 52,6 | 19 | 4,8 | 172,0 | 47,7 | 191 | 52,5 |
| 1996 | 18 | 4,4 | 180 | 48,2 | 198 | 52,6 | 19 | 4,4 | 171 | 48,2 | 190 | 52,6 | 19 | 4,4 | 171 | 48,2 | 190 | 52,6 |
| 1997 | 18 | 4,4 | 180 | 48,2 | 198 | 52,6 | 15,5 | 4,4 | 171,4 | 48,2 | 186,9 | 52,6 | 15,5 | 4,4 | 171,4 | 48,2 | 186,9 | 52,6 |
| 1998 | 18 | 4,4 | 180 | 48,2 | 198 | 52,6 | 21 | 4,6 | 197 | 51,5 | 218 | 56,1 | 21 | 4,6 | 197 | 48,0 | 218 | 52,6 |
| 1999 | 24 | 6,0 | 186 | 48,8 | 210 | 54,8 | 25 | 6,0 | 185 | 47,6 | 210 | 53,6 | 25 | 6,0 | 185 | 47,8 | 210 | 53,8 |
| 2000 | 24 | 6,0 | 186 | 48,8 | 210 | 54,8 | 22 | 6,0 | 180 | 47,8 | 202 | 53,8 | 22 | 6,0 | 180 | 48,2 | 202 | 54,2 |
| 2001 | 24 | 6,0 | 186 | 48,8 | 210 | 54,8 | 25 | 6,4 | 168 | 45,5 | 193 | 51,9 | 25 | 6,4 | 168 | 45,1 | 193 | 51,5 |
| 2002 | 24 | 6,0 | 186 | 48,8 | 210 | 54,8 | 21 | 6,0 | 169 | 48,8 | 190 | 54,8 | 21 | 6,0 | 169 | 48,8 | 190 | 54,8 |

Таблиця 2

Використання лісосічного фонду Малинського держлісгоспу за господарствами (1993-2002 рр.)

| Роки | Плановий відпуск | | | | | | | | | | | | Фактично використано | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|------|------------------|---------------------|-----|---------------------|--------------|---------------------|----|---------------------|------------|---------------------|----|---------------------|----------------------|---------------------|-------|---------------------|--------|---------------------|------|---------------------|--------------|---------------------|------|---------------------|------------|---------------------|----|---------------------|---------------|---------------------|----|---------------------|
| | хвойні | | | | в т.ч. сосна | | | | в т.ч. дуб | | | | в т.ч. береза | | | | хвойні | | | | в т.ч. сосна | | | | в т.ч. дуб | | | | в т.ч. береза | | | |
| | га | тис. м ³ | га | тис. м ³ | га | тис. м ³ | га | тис. м ³ | га | тис. м ³ | га | тис. м ³ | га | тис. м ³ | га | тис. м ³ | га | тис. м ³ | га | тис. м ³ | га | тис. м ³ | га | тис. м ³ | га | тис. м ³ | га | тис. м ³ | га | тис. м ³ | га | тис. м ³ |
| 1993 | 143 | 41,1 | 143 | 41,1 | 16 | 3,4 | 10 | 2,2 | 53 | 11,7 | 31 | 6,5 | 168,1 | 41,2 | 168,1 | 41,2 | 14,3 | 3,4 | 8,9 | 2,2 | 48,1 | 11,7 | 28,0 | 6,5 | | | | | | | | |
| 1994 | 132 | 38,0 | 132 | 38,0 | 15 | 3,1 | 10 | 2,2 | 51 | 11,5 | 31 | 6,5 | 149,4 | 38,0 | 149,4 | 38,0 | 11,3 | 3,1 | 8,9 | 2,2 | 47,1 | 11,5 | 26,3 | 6,5 | | | | | | | | |
| 1995 | 132 | 38,0 | 132 | 38,0 | 15 | 3,1 | 10 | 2,2 | 51 | 11,5 | 31 | 6,5 | 134,0 | 37,9 | 134,0 | 37,9 | 14,0 | 3,1 | 10,0 | 2,2 | 43,0 | 11,5 | 26,0 | 6,5 | | | | | | | | |
| 1996 | 132 | 38,0 | 132 | 38,0 | 15 | 3,1 | 10 | 2,2 | 51 | 11,5 | 31 | 6,5 | 139,0 | 36,0 | 139,0 | 36,0 | 12,0 | 3,1 | 10,0 | 2,2 | 39,0 | 11,5 | 23,0 | 6,5 | | | | | | | | |
| 1997 | 132 | 38,0 | 132 | 38,0 | 15 | 3,1 | 10 | 2,2 | 51 | 11,5 | 31 | 6,5 | 135,1 | 38,1 | 135,1 | 38,1 | 10,0 | 3,1 | 6,4 | 2,2 | 41,8 | 11,4 | 23,3 | 6,5 | | | | | | | | |
| 1998 | 132 | 38,0 | 132 | 38,0 | 15 | 3,1 | 10 | 2,2 | 51 | 11,5 | 31 | 6,5 | 153,0 | 38,0 | 153,0 | 38,0 | 15,0 | 3,1 | 10,0 | 2,2 | 50,0 | 11,5 | 30,0 | 6,5 | | | | | | | | |
| 1999 | 152 | 42,6 | 152 | 42,6 | 15 | 3,1 | 5 | 1,1 | 50 | 10,4 | 31 | 6,2 | 157,0 | 41,6 | 157,0 | 41,6 | 7,0 | 1,8 | 3,0 | 1,1 | 46,0 | 10,4 | 30,0 | 6,2 | | | | | | | | |
| 2000 | 152 | 42,6 | 152 | 42,6 | 8 | 1,8 | 5 | 1,1 | 50 | 10,4 | 31 | 6,2 | 149,0 | 41,8 | 149,0 | 41,8 | 8,0 | 1,8 | 5,0 | 1,1 | 45,0 | 10,6 | 27,0 | 6,3 | | | | | | | | |
| 2001 | 152 | 42,6 | 152 | 42,6 | 8 | 1,8 | 5 | 1,1 | 50 | 10,4 | 31 | 6,2 | 141,0 | 40,1 | 141,0 | 40,1 | 5,0 | 1,2 | 4,0 | 0,5 | 47,0 | 10,2 | 30,0 | 6,0 | | | | | | | | |
| 2002 | 152 | 42,6 | 152 | 42,6 | 8 | 1,8 | 5 | 1,1 | 50 | 10,4 | 31 | 6,2 | 141,0 | 42,6 | 141,0 | 42,6 | 7,0 | 1,8 | 4,0 | 1,1 | 42,0 | 10,4 | 25,0 | 6,2 | | | | | | | | |

повністю, у перші ж роки, а інколи й пізніш – з деяким перевищенням. У лісах II групи фактичний відпуск і використання деревини в окремі роки був нижчим планового, що, по-перше, компенсувало перевищення фактичним відпуском деревини планового у лісах I групи, а, по-друге, у 1999-2001 рр. було наслідком загального зменшення фактичного відпуску лісу у порівнянні з плановим.

Співставивши згадані показники використання лісосічного фонду Малинського держлісгоспу за господарствами, слід сказати, що висновок про систематичне перевищення запасів деревостанів, визначених за сортиментними таблицями під час відводу лісосік над запасами, визначеними за таблицями ходу росту лісовпорядкуванням, знаходить підтвердження лише для твердо- і м'яколистяних порід (в тому числі дуба і берези). Як правило, протягом майже кожного року фактичне використання ліміту рубки за кількістю деревини на лісосіках листяних порід майже співпадає з плановим. В той же час площа лісосік дещо зменшена у порівнянні із запланованою лісовпорядкуванням, тобто на одиницю площі лісосіки припадає більша маса.

По хвойному (сосновому) господарству фактичний відпуск деревини протягом 1993-2002 рр. відрізняється від планового не більше ніж на 5%, площа ж зрубів – у 1993-2000 рр. перевищує планову на 1,5-17,6%, у 2001-2002 рр. – навпаки, менша планової на 2-7,2%. Оскільки в останні роки проводилось безперервне лісовпорядкування, в планові матеріали вносились зміни, що, мабуть, й привело до збалансування планового й фактичного використання лісосічного фонду по хвойному господарству.

Відповідність фактичного розподілу місць заготівлі стиглої деревини запроєктованим під час лісовпорядкування за останні 10 років вивчалась за показником кількості лісосік – запроєктованих на ревізійний період згідно з проєктувальними відомостями з розподілом за роками і фактично зрубаних рубками головного користування - за даними лісорубочних квитків, книг відпуску лісу й актів приймання лісосік (табл. 3).

Всього для співставлення використані дані 781 ділянки насаджень Малинського держлісгоспу, запланованих до рубки на 1993-2002 рр., і 753 ділянок, фактично зрубаних протягом цього періоду. Слід відмітити при цьому, що проєктування головного користування на останні 10 років охоплює періоди після лісовпорядкування 1987 р. (1993-1997 рр.) і 1997 р. (1998-2003 рр.), принципи планування під час яких досить істотно відрізнялись. У перше п'ятиріччя за роками розподілялись лише лісосіки хвойного господарства, лісосіки в листяних деревостанах планувались на 5 років, і право розподілу їх за роками належало підприємству. Лісовпорядкуванням 1997 р. набір листяних лісосік був проведений на 10-річний період, хоч по окремих лісництвах цей порядок не витримувався. Оскільки надалі було введено безперервне лісовпорядкування, в початковий проєкт рубок в залежності від конкретних обставин вносились певні корективи.

Аналіз отриманих даних свідчить, що у перші роки згаданого 10-річного періоду планові розробки лісовпорядкування щодо розподілу лісосік за роками часто не виконувались. Значна частина лісосік (у 1993 р. – 31,8%) була освоєна достроково, у першій половині ревізійного періоду після лісовпорядкування 1987 р., інші ж розроблялись протягом п'яти років, розробка деяких ділянок була залишена на наступний період. Лише з 1996 р. основна частина лісосік, запроєктованих в рубку, освоєна в ті роки, на які була призначена головна рубка.

Що стосується місць заготівлі стиглої деревини, не дивлячись на порушення черговості виконання робіт, фактичні місця заготівлі практично (за виключенням згаданих вище невеликих площ суцільних санітарних рубок) відповідають запроєктованим лісовпорядкуванням. Загальна кількість фактично зрубаних протягом 1993-2002 рр. лісосік – 753, що дещо (на 3,6%) менше запроєктованих до рубки, кількість яких становить 781.

Статистичні дані Малинського держлісгоспу щодо виходу ділової деревини від рубок головного користування (матеріали лісовпорядкування, таксації лісосік і фактичного виходу деревини) протягом 1993-2002 рр. з розподілом за групами лісів і за господарствами (табл. 4; 5) не несуть достовірної інформації, яка б дозволила зробити обґрунтовані висновки про динаміку товарної структури лісосічного фонду за цей період. Плановий відпуск ділової деревини, який ґрунтується на матеріалах лісовпорядкування, зріс у 1998-2002 рр. до 84,3% від ліквіду, тобто більше ніж на 10% у порівнянні з 1993-1997 рр., коли він складав 76 %. Таке ж збільшення передбачалось і за групами лісів: I група – з 77,3 до 86,7%, II група – з 75,9 до 84%. Найвище зростання виходу ділової деревини передбачалось для твердолистяного господарства – з 48,4 до 61,1%, в т.ч. дуба – з 54,5 до 72,7%, досить істотне - для хвойного (з 83,7 до 90,1%) і м'яколистяного (з 58,3 до 64,4%) господарств.

Розрахунок на істотне збільшення виходу ділової деревини у 1998-2002 рр., мабуть, базувався на плануванні "від досягнутого". Протягом 1993-1997 рр., за матеріалами таксації лісосік, які фактично надходили в рубку, цей показник перевищував плановий на 2,9 %, а за фактичним виходом – на 8,8%. У твердолистяному господарстві за 1993-1997 рр. частка ділової деревини від ліквіду за даними таксації лісосік і фактичного виходу перевищила планову в середньому на 35,3 %. Настільки значне розходження могло бути наслідком декількох причин: недоліків і змін порядку обліку ділової деревини, недостатньо обґрунтованого планування, недостатньої гармонізації нормативних матеріалів, якими користується лісовпорядкування, і сортиментних таблиць, що застосовуються під час відведення лісосік. Реальною причиною міг стати й перерозподіл лісосік, запланованих лісовпорядкуванням за роками, про що йшла річ вище. з відводом у рубку в першу чергу більш продуктивних і кращих за станом насаджень.

Таблиця 3

Відповідність використання лісосічного фонду Малинського держлісгоспу, запроектованому лісовпорядкуванням за роками й місцем заготівлі у 1993-2002 рр. (кількість лісосік)

| Роки | Проек | Використано з числа запроектованих | | | | | | | | | | | Залишено на наступні роки | Фактично зрубано | | |
|-----------|-------|------------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|---------------------------|------------------|--------|-----|
| | | досто-ково | 1993 | 1994 | 1995 | 1996 | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | | | разом. | |
| 1993 | 44 | 14 | 8 | 7 | 4 | 2 | 4 | x | x | x | x | x | x | 39 | 5 | 86 |
| 1994 | 52 | 13 | 10 | 8 | 8 | 6 | 5 | x | x | x | x | x | x | 50 | 2 | 82 |
| 1995 | 44 | 13 | 5 | 9 | 4 | 2 | 7 | x | x | x | x | x | x | 40 | 4 | 70 |
| 1996 | 50 | 14 | - | 3 | 8 | 17 | 3 | x | x | x | x | x | x | 45 | 5 | 70 |
| 1997 | 49 | 3 | 3 | 2 | 4 | 14 | 17 | x | x | x | x | x | x | 43 | 6 | 56 |
| 1993-97 | 135 | 21 | 16 | 21 | 21 | 26 | 20 | x | x | x | x | x | x | 125 | 10 | x |
| Разом: | 374 | 78 | 42 | 50 | 49 | 67 | 56 | x | x | x | x | x | x | 342 | 32 | 364 |
| 1998 | 72 | 2 | x | x | x | x | x | 59 | - | 2 | 3 | 3 | 3 | 68 | 4 | 76 |
| 1999 | 73 | 1 | x | x | x | x | x | 1 | 62 | 3 | 2 | 1 | 70 | 3 | 81 | |
| 2000 | 72 | 2 | x | x | x | x | x | 1 | 6 | 38 | 13 | 8 | 68 | 4 | 79 | |
| 2001 | 54 | 1 | x | x | x | x | x | 2 | 3 | 6 | 27 | 11 | 50 | 4 | 63 | |
| 2002 | 57 | - | x | x | x | x | x | 4 | 2 | 4 | 12 | 35 | 57 | - | 90 | |
| 1998-2002 | 79 | - | x | x | x | x | x | 4 | 14 | 17 | 15 | 27 | 77 | 2 | x | |
| Разом: | 407 | 6 | x | x | x | x | x | 70 | 87 | 70 | 72 | 85 | 390 | 17 | 389 | |
| Всього: | 781 | 83 | 42 | 50 | 49 | 67 | 56 | 70 | 87 | 70 | 72 | 85 | 732 | 49 | 753 | |

80

Таблиця 4

Вихід ділової деревини від головних рубок у Малинському держлісгоспі за групами лісів (1993-2002 рр.)

| Роки | Плановий вихід | | | | | | Фактичний вихід | | | | | | | | | |
|------|---------------------|----------------|---------------------|----------------|---------------------|----------------|---------------------|----------------|---------------------|----------------|---------------------|----------------|---------------------|----------------|---------------------|----------------|
| | І група | | | II група | | | I група | | | II група | | | Разом | | | |
| | тис. м ³ | % від лік-віду | тис. м ³ | % від лік-віду | тис. м ³ | % від лік-віду | тис. м ³ | % від лік-віду | тис. м ³ | % від лік-віду | тис. м ³ | % від лік-віду | тис. м ³ | % від лік-віду | тис. м ³ | % від лік-віду |
| 1993 | 3,4 | 77,3 | 39,1 | 75,5 | 42,8 | 76,2 | 8,5 | 79,4 | 34,9 | 76,7 | 43,4 | 77,2 | 8,6 | 81,1 | 38,0 | 82,8 |
| 1994 | 3,4 | 77,3 | 36,6 | 75,9 | 40,0 | 76,0 | 4,3 | 79,6 | 36,9 | 78,2 | 41,2 | 78,3 | 4,3 | 79,6 | 37,0 | 78,5 |
| 1995 | 3,4 | 77,3 | 36,6 | 75,9 | 40,0 | 76,0 | 3,5 | 72,9 | 38,3 | 80,1 | 41,8 | 79,5 | 3,7 | 77,1 | 41,7 | 86,5 |
| 1996 | 3,4 | 77,3 | 36,6 | 75,9 | 40,0 | 76,0 | 3,6 | 81,8 | 38,2 | 79,3 | 41,8 | 79,5 | 3,6 | 81,8 | 38,2 | 79,5 |
| 1997 | 3,4 | 77,3 | 36,6 | 75,9 | 40,0 | 76,0 | 3,7 | 84,1 | 39,5 | 82,0 | 43,2 | 82,1 | 3,8 | 86,4 | 42,6 | 88,2 |
| 1998 | 3,4 | 77,3 | 39,6 | 82,2 | 43,0 | 81,7 | 3,2 | 69,6 | 39,0 | 75,7 | 42,2 | 75,2 | 3,3 | 71,7 | 41,1 | 84,4 |
| 1999 | 5,2 | 86,7 | 41,0 | 84,0 | 46,2 | 84,3 | 4,6 | 76,7 | 32,7 | 68,7 | 37,3 | 69,6 | 4,7 | 78,3 | 34,5 | 72,9 |
| 2000 | 5,2 | 86,7 | 41,0 | 84,0 | 46,2 | 84,3 | 4,4 | 73,3 | 35,1 | 73,4 | 39,5 | 73,4 | 4,4 | 73,3 | 34,9 | 72,5 |
| 2001 | 5,2 | 86,7 | 41,0 | 84,0 | 46,2 | 84,3 | 4,9 | 76,6 | 33,6 | 73,8 | 38,5 | 74,2 | 4,9 | 76,6 | 33,3 | 74,2 |
| 2002 | 5,2 | 86,7 | 41,0 | 84,0 | 46,2 | 84,3 | 5,0 | 83,3 | 37,1 | 76,0 | 42,1 | 76,8 | 4,8 | 80,0 | 34,6 | 71,9 |

Таблиця 5

Вихід ділової деревини від головних рубок у Малинському держлісгоспі за групами лісів (1993-2002 рр.)

| Роки | Хвойні | | В т.ч. сосна | | Твердолистяні | | В т.ч. дуб | | М'яколистяні | | В т.ч. береза | |
|---------------------|--------------------|---------------|--------------------|---------------|--------------------|---------------|--------------------|---------------|--------------------|---------------|--------------------|---------------|
| | тис.м ³ | % від ліквіду | тис.м ³ | % від ліквіду | тис.м ³ | % від ліквіду | тис.м ³ | % від ліквіду | тис.м ³ | % від ліквіду | тис.м ³ | % від ліквіду |
| 1. Плановий вихід | | | | | | | | | | | | |
| 1993 | 33,6 | 81,8 | 33,6 | 81,8 | 1,7 | 50,0 | 1,2 | 54,5 | 7,0 | 59,8 | 3,9 | 60,0 |
| 1994 | 31,8 | 83,7 | 31,8 | 83,7 | 1,5 | 48,4 | 1,2 | 54,5 | 6,7 | 58,3 | 4,0 | 61,5 |
| 1995 | 31,8 | 83,7 | 31,8 | 83,7 | 1,5 | 48,4 | 1,2 | 54,5 | 6,7 | 58,3 | 4,0 | 61,5 |
| 1996 | 31,8 | 83,7 | 31,8 | 83,7 | 1,5 | 48,4 | 1,2 | 54,5 | 6,7 | 58,3 | 4,0 | 61,5 |
| 1997 | 31,8 | 83,7 | 31,8 | 83,7 | 1,5 | 48,4 | 1,2 | 54,5 | 6,7 | 58,3 | 4,0 | 61,5 |
| 1998 | 34,8 | 91,6 | 34,8 | 91,6 | 1,5 | 48,4 | 1,2 | 54,5 | 6,7 | 58,3 | 4,0 | 61,5 |
| 1999 | 38,4 | 90,1 | 38,4 | 90,1 | 1,1 | 35,5 | 0,8 | 72,7 | 6,7 | 64,4 | 3,9 | 62,9 |
| 2000 | 38,4 | 90,1 | 38,4 | 90,1 | 1,1 | 61,1 | 0,8 | 72,7 | 6,7 | 64,4 | 3,9 | 62,9 |
| 2001 | 38,4 | 90,1 | 38,4 | 90,1 | 1,1 | 61,1 | 0,8 | 72,7 | 6,7 | 64,4 | 3,9 | 62,9 |
| 2002 | 38,4 | 90,1 | 38,4 | 90,1 | 1,1 | 61,1 | 0,8 | 72,7 | 6,7 | 64,4 | 3,9 | 62,9 |
| 2. Таксація лісосік | | | | | | | | | | | | |
| 1993 | 34,1 | 83,0 | 34,1 | 83,0 | 1,7 | 50,0 | 1,4 | 63,6 | 7,6 | 65,0 | 4,1 | 63,1 |
| 1994 | 31,5 | 82,9 | 31,5 | 82,9 | 2,0 | 64,5 | 1,5 | 68,2 | 7,7 | 67,0 | 4,4 | 67,7 |
| 1995 | 32,5 | 85,5 | 32,5 | 85,5 | 2,0 | 64,5 | 1,5 | 68,2 | 7,3 | 63,5 | 4,1 | 63,1 |
| 1996 | 32,2 | 84,7 | 32,2 | 84,7 | 2,1 | 67,7 | 1,6 | 72,7 | 7,5 | 65,2 | 4,6 | 70,8 |
| 1997 | 33,5 | 88,2 | 33,5 | 88,2 | 2,2 | 71,0 | 1,6 | 72,7 | 7,5 | 65,2 | 4,2 | 64,6 |
| 1998 | 32,6 | 78,6 | 32,6 | 78,6 | 2,0 | 64,5 | 1,5 | 68,2 | 7,6 | 66,1 | 4,4 | 67,7 |
| 1999 | 30,5 | 73,7 | 30,5 | 73,7 | 1,0 | 55,6 | 0,6 | 54,5 | 5,8 | 55,8 | 3,2 | 51,6 |
| 2000 | 33,3 | 80,0 | 33,3 | 80,0 | 0,8 | 44,4 | 0,6 | 54,5 | 5,4 | 51,9 | 3,2 | 51,6 |
| 2001 | 32,5 | 80,6 | 32,5 | 80,6 | 0,5 | 41,7 | 0,2 | 40,0 | 5,5 | 52,9 | 3,2 | 51,6 |
| 2002 | 34,7 | 81,5 | 34,7 | 81,5 | 1,0 | 55,6 | 0,7 | 63,6 | 6,3 | 60,6 | 3,9 | 62,9 |
| 3. Фактичний вихід | | | | | | | | | | | | |
| 1993 | 37,3 | 90,5 | 37,3 | 90,5 | 1,7 | 50,0 | 1,4 | 63,6 | 7,6 | 65,0 | 4,1 | 63,1 |
| 1994 | 31,6 | 83,2 | 31,6 | 83,2 | 2,0 | 64,5 | 1,5 | 68,2 | 7,7 | 67,0 | 4,4 | 67,7 |
| 1995 | 35,6 | 93,9 | 35,6 | 93,9 | 2,0 | 64,5 | 1,5 | 68,2 | 7,4 | 64,3 | 4,1 | 63,1 |
| 1996 | 32,2 | 89,4 | 32,2 | 89,4 | 2,1 | 67,7 | 1,6 | 72,7 | 7,5 | 65,2 | 4,6 | 70,8 |
| 1997 | 36,2 | 95,0 | 36,2 | 95,0 | 2,2 | 71,0 | 1,6 | 72,7 | 8,0 | 70,2 | 4,4 | 67,7 |
| 1998 | 34,5 | 90,8 | 34,5 | 90,8 | 2,1 | 67,7 | 1,6 | 72,7 | 7,8 | 67,8 | 4,6 | 70,8 |
| 1999 | 32,2 | 77,4 | 32,2 | 77,4 | 1,0 | 55,6 | 0,6 | 54,5 | 6,0 | 57,7 | 3,4 | 54,8 |
| 2000 | 33,1 | 79,2 | 33,1 | 79,2 | 0,8 | 44,4 | 0,6 | 54,5 | 5,4 | 50,9 | 3,2 | 50,8 |
| 2001 | 32,3 | 80,5 | 32,3 | 80,5 | 0,5 | 41,7 | 0,4 | 40,0 | 5,4 | 52,9 | 3,1 | 51,7 |
| 2002 | 32,6 | 76,5 | 32,6 | 76,5 | 0,9 | 50,0 | 0,7 | 63,6 | 5,8 | 55,8 | 3,5 | 56,5 |

Недостатню обґрунтованість планування виходу ділової деревини від головного користування показує і співставлення запланованого на 1999-2002 рр. показника (84%) з товарною структурою лісосічного фонду Малинського держлісгоспу на 1998-2007 рр. за даними лісовпорядкування (табл. 6).

Таблиця 6

Товарна структура лісосічного фонду Малинського держлісгоспу на 1998-2007 рр. (чисельник - тис.м³, знаменник - % від ліквіду)

| Група лісів | Господарство | Господарська секція | Стовбуровий запас | Усього ділової | В тому числі: | | | Технологічна сировина | Дрова паливні | Усього ліквідної | Відходи | |
|-------------|--------------|---------------------|-------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|-----------------------|---------------|------------------|---------------|-------|
| | | | | | крупна | середня | дрібна | | | | | |
| I | Хвойне | соснова | 49,86 | 40,11 90,0 | 21,70 48,7 | 16,20 36,3 | 2,21 5,0 | 1,52 3,4 | 2,94 6,6 | 44,57 100 | 5,29 | |
| | | Т/листяне | дубова | 0,97 | 0,51 63,0 | 0,34 42,0 | 0,16 19,8 | 0,01 1,2 | 0,11 13,6 | 0,19 23,4 | 0,81 100 | 0,16 |
| | грабова | | 0,60 | 0,27 54,0 | 0,07 14,0 | 0,17 34,0 | 0,03 6,0 | 0,18 36,0 | 0,05 10,0 | 0,50 100 | 0,10 | |
| | М/листяне | березова | 9,26 | 4,86 63,0 | 1,11 14,4 | 2,90 37,6 | 0,85 11,0 | 1,83 23,7 | 1,03 13,3 | 7,72 100 | 1,54 | |
| | | осикова | 0,42 | 0,15 48,4 | 0,03 9,7 | 0,12 38,7 | - | 0,14 45,2 | 0,02 6,4 | 0,31 100 | 0,11 | |
| | | вільхова | 1,62 | 1,03 77,4 | 0,46 34,6 | 0,56 42,1 | 0,01 0,7 | 0,19 14,3 | 0,11 8,3 | 1,33 100 | 0,29 | |
| | | тополева | 0,15 | 0,04 33,3 | 0,04 33,3 | - | - | 0,07 58,3 | 0,01 8,4 | 0,12 100 | 0,09 | |
| | Разом: | | | 62,88 | 46,97 84,8 | 23,75 42,9 | 20,11 36,3 | 3,11 5,6 | 4,04 7,3 | 4,35 7,9 | 55,36 100 | 7,52 |
| II | Хвойне | соснова | 327,4 5 | 260,95 89,6 | 115,21 39,6 | 125,56 43,1 | 20,18 6,9 | 15,33 5,3 | 14,96 5,1 | 291,24 100 | 36,21 | |
| | | соснова (к.г.) | 2,99 | 2,31 86,8 | 0,65 24,4 | 1,38 51,9 | 0,28 10,5 | 0,19 7,2 | 0,16 6,0 | 2,66 100 | 0,33 | |
| | Т/листяне | дубова в/с | 28,01 | 14,67 62,4 | 10,29 43,8 | 4,15 17,7 | 0,23 0,9 | 3,81 16,2 | 5,02 21,4 | 23,50 100 | 4,51 | |
| | | дубова н/с | 1,41 | 0,74 61,7 | 0,30 25,0 | 0,36 30,0 | 0,08 6,7 | 0,23 19,2 | 0,23 19,1 | 1,20 100 | 0,21 | |
| | | грабова | 2,61 | 0,61 29,3 | 0,20 9,6 | 0,20 9,6 | 0,21 10,1 | 0,65 31,2 | 0,82 39,5 | 2,08 100 | 0,53 | |
| | | ясен-клен | 2,54 | 1,35 59,0 | 0,83 36,2 | 0,49 21,4 | 0,03 1,4 | 0,49 21,4 | 0,45 19,6 | 2,29 100 | 0,25 | |
| | | акація | 0,05 | 0,03 75,0 | - | 0,02 50,0 | 0,01 25,0 | 0,01 25,0 | - | 0,01 100 | 0,01 | |
| | М/листяне | березова | 56,89 | 30,88 63,3 | 9,55 19,6 | 17,89 36,6 | 3,44 7,1 | 10,02 20,5 | 7,92 16,2 | 48,82 100 | 8,07 | |
| | | осикова | 33,81 | 19,12 65,9 | 5,21 18,0 | 12,16 41,9 | 1,75 6,0 | 7,51 25,9 | 2,39 8,2 | 29,02 100 | 4,79 | |
| | | вільхова | 14,07 | 7,68 64,9 | 4,15 35,1 | 3,26 27,6 | 0,27 2,2 | 2,87 24,3 | 1,28 10,8 | 11,83 100 | 2,24 | |
| | | тополева | 2,16 | 0,91 47,6 | 0,31 16,2 | 0,56 29,3 | 0,04 2,1 | 0,77 40,3 | 0,23 12,1 | 1,91 100 | 0,25 | |
| | Разом: | | | 472,0 | 340,0 82,0 | 147,4 35,6 | 166,0 40,0 | 26,43 6,4 | 41,24 9,9 | 33,48 8,1 | 414,7 100 | 57,41 |
| | Всього | | | 535,0 | 386,93 82,3 | 171,21 36,4 | 186,18 39,6 | 29,60 6,3 | 45,25 9,6 | 37,83 8,1 | 470,04 100 | 64,93 |

Плановий показник перевищує розрахунковий на 1,7%. По окремих господарствах перевищення досягає значних величин. Так, по дубовому господарству розрахунковий вихід становить 61,7-63%, плановий - 72,7%.

Ще одним недоліком визначення фактичної товарної структури лісосічного фонду є недостатнє врахування різких негативних змін екологічної ситуації в останні десятиріччя, одним із наслідків якої є погіршення стану насаджень. Наведені дані таксації лісосік і фактичного виходу ділової деревини за 1998-2002 рр. опосередковано підтверджують це припущення. В останнє п'ятиріччя тенденція постійного покращання товарної структури деревини, одержаної від головних рубок, змінилась протилежною. Якщо на протязі 1993-1997 рр. фактичний середній вихід ділової деревини становив 83,1%, збільшившись за п'ятиріччя з 82,8 до 88,2%, то на протязі 1998-2002 рр. цей показник у середньому дорівнював 75,2%, зменшившись за п'ятиріччя з 84,4 до 71,9%. В останні роки (2000, 2002) спостерігається навіть зменшення фактичного виходу ділової деревини порівняно з даними таксації лісосік. Поясненням цьому може стати, звичайно, після додаткових досліджень, збільшення кількості дерев з наявністю серцевинних гнилей, заболонної гнилі, які викликані дією шкідливих патогенів і важко розпізнаються під час відведення лісосік. Можна, у зв'язку з цим, поставити також під сумнів ступінь відповідності діючих нормативів таксації лісосік сучасним вимогам, але таке припущення вірогідно не підтверджується даними аналізу.

Слід відмітити, що подібний висновок зустрічається й у роботах інших дослідників. Так, наприклад, динаміка товарної структури лісосічного фонду Гомельського ДЛГО в Білорусі [1] свідчить про те, що у 1992 р. вихід ділової деревини там становив 80,7% ліквіду, у 2002 – 74,3%, а на 2005 р. прогнозувалось – 70%. Прогноз погіршення товарної структури ґрунтується на зниженні якісних характеристик лісового фонду. Поскілки виснаження запасів крупномірного високоякісного пиловника – загальне явище в освоєних лісах, передбачається й надалі низький вихід крупної ділової деревини, що не відповідає зростаючим потребам світового ринку.

У табл. 7 по Малинському держлісгоспу проведено співставлення нормативного (за даними лісовпорядкування і за матеріалами відведення лісосік у рубку по сортиментних таблицях) і фактичного виходу деревини від рубок головного користування на 1 га лісосіки за 10 років. Дані згруповані за двома п'ятиріччями (1993-1997 і 1998-2003 рр.), лісництвах і господарствах, що дозволяє зробити певні висновки, залежно від особливостей розташування лісосічного фонду, специфіки окремих господарств (деревних порід), з огляду на зміни якості й продуктивності стиглих насаджень, що запроєктовані в рубку на відповідний період.

Дані таблиці підтверджують положення про погіршення якості лісосічного фонду. У 1998-2002 рр., порівняно з 1993-1997 рр., за таксаційними описами середній запас на 1 га насаджень, відведених у рубку й фактично зрубаних, зменшився: по хвойному господарству – з 325,3 до 289,8 м³, або на 10,1%, по грабовому – з 203,5 до 196,3 м³, або на 3,5 %, по березовому – з 253,3 до 232,7 м³, або на 8,1 %, по осиковому – з 277 до 250,5 м³, або на 9,6%, по вільховому – з 304 до 259,5%, або на 14,6%. Винятком є лише дубове господарство, лісосічний фонд якого не перевищує у держлісгоспі 5% загального. Тут середній запас на 1 га зрубаних насаджень мав дещо зрости з 251 до 280,5 м³, або на 11,8%, у зв'язку з тим, що на 1998-2003 рр. лісосіки відводились, головним чином, у Малинському і Слобідському лісництвах (замість Українського) у лісах I групи, де запаси насаджень вищі, ніж у лісах II групи.

Зниження таксаційних запасів насаджень, включених у лісосічний фонд, спостерігається не тільки в цілому по держлісгоспу, але й у кожному лісництві зокрема. Особливо чітко це просліджується для найбільш представленого за кількістю деревини хвойного господарства. Плановий показник перевищує розрахунковий на 1,7 %. По окремих господарствах перевищення досягало значних величин. Так, по дубовому господарству розрахунковий вихід становив 61,7-63 %, плановий - 72,7 %.

Такі ж тенденції простежуються, якщо співставити за п'ятиріччями і за лісництвами середні загальні й ліквідні запаси на 1 га лісосік, визначені по сортиментних таблицях за матеріалами відведення лісосік у рубку. Деякі винятки пояснюються значним діапазоном запасів насаджень, відведених у рубку, а в окремих випадках – суб'єктивністю визначення розряду висот.

Характерною рисою структури деревини, відведеної у рубку, є значне погіршення її якості, про що свідчить зниження по всіх господарствах запасів ділової деревини на 1 га швидшими темпами, ніж зниження загальних запасів. У 1998-2002 рр. середній запас ділової деревини на 1 га знизився, порівнюючи з 1993-1997 рр.: по хвойному господарству – з 251,9 до 217,6 м³, або на 13,6%, по дубовому – з 152,5 до 147,3 м³, або на 3,4%; грабовому – з 146,6 до 49,6 м³, або на 66,2%, березовому – з 170,5 до 125,3 м³, або на 26,5%, осиковому – з 160,6 до 138,8 м³, або на 13,6%, вільховому – з 181,8 до 167 м³, або на 8,1%.

Відхилення запасів деревини на лісосіках, визначених за об'ємними і сортиментними таблицями, не носить системного характеру і виражається у більшості випадків незначними величинами. Ще менша різниця запасів ділової й ліквідної деревини за матеріалами відведення лісосік й актами приймання, що свідчить про високу точність сортиментних таблиць. Досить істотне відхилення загального виходу деревини на лісосіці від даних лісорубочних квитків у 1993-1997 рр. є наслідком недоліків обліку хворосту і хмизу, які на той час у звітності відображались лише частково.

Найбільш детальну інформацію про реальний стан погодженості існуючих нормативних матеріалів таксації лісосік головного користування та якості первинної оцінки ростучого лісу отримуємо шляхом пооб'єктного аналізу кожної лісосіки, надто громіздкого для звітності. У табл. 8 наведений фрагмент переліку об'єктів аналізу по сосновому господарству, складений методом випадкової вибірки. Єдиною вимогою до вибірки була відповідність площі деревостану, запроєктованого в рубку, площі відведеної і зрубаної лісосіки. Проводячи по кожній лісосіці порівняння відповідних даних, приходимо до висновку, що узагальнюючі матеріали (по лісництвах, господарствах тощо), аналіз яких проводився раніш.

Таблиця 7
 Нормативний і фактичний вихід деревини на 1 га лісосіки головного користування у Малинському держлісгоспі за 1993-2002 рр., м³

| Гос- по- дар- ство | Роки | Лісництво | За проек- том лісо- впоряд- кування | | | | За матеріалами відведення | | | | Фактичний вихід | | | |
|-----------------------------|---------------|-------------|--|--------------|---------------|------------------|---------------------------|--------------|---------------|------------------|-----------------|--------------|---------------|------------------|
| | | | ділова | дров' яна | ліквід- на | хворост, хмиз | ділова | дров' яна | ліквід- на | хворост, хмиз | ділова | дров' яна | ліквід- на | хворост, хмиз |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | |
| Сос- нове | 1993- 1997 | Чоповицьке | 324,7 | 255,2 | 34,9 | 290,1 | 31,3 | 321,4 | 255,2 | 30,1 | 285,3 | 8,2 | 293,5 | |
| | | Малинське | 312,5 | 247,2 | 41,6 | 288,8 | 33,3 | 322,1 | 248,4 | 40,7 | 289,1 | 3,1 | 292,2 | |
| | | Українське | 329,5 | 216,6 | 35,4 | 252,0 | 29,4 | 281,4 | 218,5 | 37,8 | 256,3 | 18,5 | 274,8 | |
| | | Любовицьке | 324,6 | 284,6 | 37,0 | 321,6 | 33,6 | 355,2 | 270,3 | 29,5 | 299,8 | 4,8 | 304,6 | |
| | | Іршанське | 325,0 | 266,3 | 34,2 | 300,5 | 33,9 | 334,4 | 271,7 | 35,6 | 307,3 | 23,8 | 331,1 | |
| Слобідське | 348,4 | 219,0 | 47,0 | 266,0 | 28,3 | 294,3 | 219,0 | 46,8 | 265,8 | 23,4 | 289,2 | | | |
| | | Разом: | 325,3 | 251,9 | 36,9 | 288,8 | 32,2 | 321,0 | 252,0 | 35,9 | 287,9 | 14,3 | 302,2 | |
| Ду- бо- ве | 1998- 2002 | Чоповицьке | 314,4 | 226,8 | 60,2 | 287,0 | 31,6 | 318,6 | 226,0 | 55,2 | 281,2 | 31,7 | 312,9 | |
| | | Малинське | 281,2 | 246,1 | 59,1 | 305,2 | 33,0 | 338,2 | 245,8 | 54,7 | 300,5 | 32,5 | 333,0 | |
| | | Українське | 279,7 | 181,2 | 63,4 | 244,6 | 27,3 | 271,9 | 185,3 | 67,0 | 252,3 | 26,6 | 278,9 | |
| | | Любовицьке | 276,6 | 184,9 | 67,5 | 252,4 | 27,9 | 280,3 | 187,2 | 69,0 | 256,2 | 27,4 | 283,6 | |
| | | Іршанське | 292,8 | 223,7 | 58,3 | 282,0 | 31,6 | 313,6 | 225,8 | 57,8 | 283,6 | 31,6 | 315,2 | |
| Слобідське | 266,9 | 220,5 | 61,3 | 281,8 | 26,4 | 308,2 | 222,7 | 56,2 | 278,9 | 26,3 | 305,2 | | | |
| | | Разом: | 289,8 | 217,6 | 61,0 | 278,6 | 30,4 | 309,0 | 218,9 | 59,2 | 278,1 | 30,2 | 308,3 | |
| Ду- бо- ве | 1993- 1997 | Українське | 245,0 | 149,2 | 76,5 | 225,7 | 19,7 | 245,4 | 153,8 | 75,8 | 229,6 | 16,4 | 246,0 | |
| | | Любоовицьке | 360,0 | 212,5 | 133,8 | 346,3 | 11,2 | 357,5 | 220,0 | 126,3 | 346,3 | 11,2 | 357,5 | |
| | | Разом: | 251,0 | 152,5 | 79,5 | 232,0 | 19,3 | 251,3 | 157,3 | 78,5 | 235,8 | 16,0 | 251,8 | |
| | | Малинське | 320,0 | 186,7 | 125,0 | 311,7 | 23,3 | 335,0 | 185,0 | 125,0 | 310,0 | 23,3 | 333,3 | |
| | | Любовицьке | 236,0 | 133,0 | 110,0 | 242,0 | 14,7 | 256,7 | 127,9 | 107,6 | 235,5 | 10,8 | 246,3 | |
| Слобідське | 300,8 | 171,0 | 125,4 | 296,4 | 20,1 | 316,5 | 176,7 | 118,4 | 295,1 | 20,1 | 305,2 | | | |
| | | Разом: | 280,5 | 147,3 | 115,8 | 263,1 | 16,9 | 280,0 | 146,6 | 111,9 | 258,5 | 14,5 | 273,0 | |
| Гра- бове | 1993- 1997 | Чоповицьке | 220,0 | 157,9 | 161,3 | 319,2 | 35,0 | 354,2 | 154,5 | 155,3 | 309,8 | 15,5 | 325,3 | |
| | | Любовицьке | 197,6 | 139,1 | 107,2 | 146,3 | 14,7 | 261,0 | 139,1 | 115,8 | 254,9 | 4,9 | 259,8 | |
| | | Разом: | 203,5 | 146,6 | 128,8 | 275,4 | 22,9 | 298,3 | 145,3 | 131,6 | 276,9 | 9,1 | 286,0 | |

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 |
|---------------|---|---|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 1998-2003 | Любовицьке Слобідське | Разом: | 190,5 | 49,5 | 102,2 | 151,7 | 15,6 | 167,3 | 65,9 | 99,8 | 165,7 | 14,3 | 180,0 |
| | | | 211,8 | 51,0 | 179,0 | 230,0 | 24,0 | 254,0 | 55,0 | 176,0 | 231,0 | 24,0 | 255,0 |
| | | | 196,3 | 49,6 | 108,1 | 157,7 | 16,3 | 174,0 | 65,0 | 105,7 | 170,7 | 15,0 | 185,7 |
| Бере- зове | 1993-1997 | Малинське Слобідське Чоповицьке Любовицьке | 254,4 | 181,2 | 77,1 | 258,3 | 16,2 | 274,5 | 192,0 | 65,8 | 257,8 | 4,2 | 262,0 |
| | | | 238,6 | 146,3 | 93,7 | 240,0 | 15,4 | 255,4 | 147,4 | 93,5 | 240,9 | 15,4 | 256,3 |
| | | | 251,8 | 177,2 | 96,6 | 273,8 | 17,5 | 291,3 | 173,1 | 82,5 | 255,6 | - | 255,6 |
| 1998-2003 | Разом: | 276,8 | 186,2 | 102,5 | 288,7 | 16,3 | 305,0 | 182,3 | 101,2 | 283,5 | - | 283,5 | |
| | | 253,3 | 170,5 | 89,9 | 260,4 | 16,1 | 276,5 | 173,5 | 83,8 | 257,3 | 6,4 | 263,7 | |
| | | 212,2 | 148,6 | 101,8 | 250,4 | 14,9 | 265,3 | 141,7 | 95,9 | 237,6 | 14,9 | 252,5 | |
| 1993-1997 | Чоповицьке Малинське Любовицьке Слобідське | 253,9 | 150,3 | 103,0 | 253,3 | 17,8 | 271,1 | 150,3 | 102,0 | 252,3 | 17,8 | 270,1 | |
| | | 215,3 | 99,7 | 114,5 | 214,2 | 14,3 | 228,5 | 100,6 | 118,7 | 219,3 | 14,5 | 233,8 | |
| | | 247,9 | 138,6 | 84,7 | 223,3 | 14,2 | 237,5 | 138,5 | 82,6 | 221,1 | 14,2 | 235,3 | |
| Оси- кове | 1993-1997 | Разом: | 232,7 | 125,3 | 103,3 | 228,6 | 15,1 | 243,7 | 124,7 | 103,7 | 228,4 | 15,2 | 243,6 |
| | | | 290,6 | 189,9 | 115,6 | 305,5 | 21,9 | 327,4 | 188,5 | 111,7 | 300,2 | 6,2 | 306,4 |
| | | | 218,2 | 123,6 | 90,9 | 214,5 | 13,7 | 228,2 | 140,9 | 76,4 | 217,3 | - | 217,3 |
| 1998-2003 | Любовицьке Слобідське | 267,9 | 137,7 | 91,3 | 226,0 | 15,5 | 241,5 | 185,8 | 83,7 | 269,5 | - | 269,5 | |
| | | 260,0 | 167,3 | 87,9 | 255,2 | 17,0 | 272,2 | 167,6 | 87,9 | 255,5 | 16,9 | 272,4 | |
| | | 277,0 | 160,6 | 97,1 | 257,7 | 17,7 | 275,4 | 178,7 | 92,7 | 271,4 | 8,1 | 279,5 | |
| 1998-2003 | Разом: | 246,7 | 138,8 | 109,1 | 247,9 | 17,6 | 265,5 | 139,9 | 110,8 | 250,7 | 17,6 | 268,3 | |
| | | 289,6 | 130,8 | 121,1 | 252,2 | 16,0 | 268,2 | 134,6 | 124,6 | 259,2 | 16,0 | 275,2 | |
| | | 234,7 | 140,6 | 100,5 | 241,1 | 18,0 | 259,1 | 139,9 | 101,7 | 241,6 | 18,1 | 259,7 | |
| 1998-2003 | Разом: | 250,5 | 138,8 | 109,1 | 247,9 | 17,6 | 265,5 | 139,9 | 110,8 | 250,7 | 17,6 | 268,3 | |

істотно згладжують дійсні розходження запасів деревини, визначених за таблицями ходу росту і сортиментними таблицями в насадженнях, призначених у рубку головного користування. Тому й висновки попереднього аналізу потребують коригування

За даними табл. 8, діапазон запасів на 1 га соснових деревостанів, запроєктованих лісовпорядкуванням у рубку, коливається в межах 152-420 м³, за матеріалами відведення лісосік діапазон коливання дещо вужчий – в межах 217-395 м³. Розходження запасів, визначених за таблицями ходу росту і сортиментними, неоднозначне. Відхилення у сторону збільшення досягало 1,7-39,1%, у сторону зменшення – 1,2-22,5%. Причиною розбіжності може бути відмінність продуктивності насаджень, сформованих у різних умовах місцезростання, яка недостатньо врахована в діючих нормативних матеріалах. За наведеними даними, у найбільш розповсюджених умовах свіжого субору, за матеріалами відведення, запас 1 га насаджень, призначеного в рубку, істотно відхиляється від таксаційного запасу в ту чи іншу сторону, у збіднених умовах свіжого бору спостерігається тенденція до зменшення запасу, визначеного лісовпорядкуванням. У більш вологих і багатих типах місцезростання - В₃, С₂, С₃, навпаки, визначається тенденція збільшення запасу за матеріалами відведення лісосік. Далі такі припущення можна буде перевірити, аналізуючи матеріали інших лісгосподарських підприємств.

Слід відмітити, що сортиментацію запасів деревини порід в лісах України довгий час проводили по таблицях Д.П.Логутова і Ф.П.Моїсеєнко [2], в основу яких покладено таблиці ходу росту О.В.Тюріна [7], складені ще в дореволюційний час для нормальних деревостанів. Нова система нормативів [5], була опрацьована на початку 80-х років минулого століття з урахуванням вимог кол. Держкомлісу СРСР [6], причому в сортиментних і товарних таблицях, крім категорій крупності деревини, по кожній з останніх були виділені сорти. Надалі, у 1990 р., були прийняті нові стандарти на круглі лісоматеріали, змінені критерії розподілу ділової деревини по сортах.

Таким чином, діючі сортиментні й товарні таблиці недостатньо враховують сучасний стан лісів України і не повністю відповідають вимогам виробництва. Вони не диференційовані для деревостанів штучного і природного походження. Насьогодні питома вага нормальних стиглих деревостанів не перевищує кількох відсотків загальної їх площі. Тому для розподілу ділової деревини потрібно брати модальні деревостани. Уточнення згаданого розподілу деревини у відповідності з новими вимогами потребує трудомістких дослідних робіт по промисловій розробці лісосік. Враховуючи нестабільність ринку і швидку зміну попиту на конкретні сортименти деревини, такі дослідження можуть виявитись недоцільними. Більш перспективне удосконалення діючих таблиць по максимуму отримання конкретного сортименту [3].

У Малинському держлісгоспі, як і в інших лісгосподарських підприємствах об'єднання "Житомирліс", розподіл ділової деревини на промислові сортименти для кожної з лісосік зокрема не проводиться. Діючою технологією лісорозробок передбачене вивезення стовбурів на нижній склад, наступне кряжування і штабелювання їх за породами та якістю без врахування місць заготівлі, залежно від умов реалізації продукції. Тому, на нашу думку, подальша деталізація сортиментних і товарних таблиць шляхом виділення нових, часто взаємозамінюємих сортиментів, недоцільна. Основна робота по вдосконаленню нормативів має врахувати особливості формування стиглих деревостанів у залежності від зміни їх стану й структури під впливом екологічних чинників, умов місцезростання, з урахуванням технології створення й походження насаджень.

Уявлення про сортиментну структуру лісосічного фонду рубок головного користування Малинського держлісгоспу дають звітні дані за 1998 і 2002 рр. (табл. 9). Загальний об'єм заготівлі деревини за цією звітністю включає залишки попереднього року і тому дещо розходиться з даними таблиці 1.

Наведені дані свідчать про деякі зміни сортиментної структури деревини від головного користування за останні 5 років. Поліпшилось використання ділової деревини: частка лісоматеріалів для виробництва пиломатеріалів і фансировини у 2002 р. збільшилась до 61,7% порівняно з 55,1% у 1998 р., питома вага будівельного лісу знизилась з 21,3 до 7,3%. В той же час звертає на себе увагу дуже значне – з 4,4 до 11,1% загального об'єму заготівлі – збільшення частки паливних дров. Ця тенденція характерна для лісгосподарських підприємств Центрального Полісся. По об'єднанню "Житомирліс" у сортиментній структурі лісосічного фонду звітної, 2003, року паливна деревина займає 16% загального об'єму заготівлі.

Уточнення потребує статус деревини для технологічної переробки, яка у товарних таблицях виділяється окремо, при плануванні ж включається до ділової, а за іншою відомчою звітністю часто іменується технологічними дровами.

Висновки :

- ◆ У Центральному Поліссі України протягом десятиріччя (1993-2002 рр.) заготівля деревини від рубок стиглого лісу (головне користування і лісовідновні рубки) велась у межах розрахункової лісосіки. Щорічний плановий відпуск деревини практично не відрізнявся від останньої.
- ◆ На протязі 10-річчя розмір головного користування в лісгосподарських підприємствах не залишався постійним у зв'язку з реорганізацією останніх, черговим лісовпорядкуванням 1997 р., переходом на безперервне лісовпорядкування, змінами структури насаджень.
- ◆ За період з 1991 по 2000 рр. розмір головного користування у Центральному Поліссі (об'єднання "Житомирліс") зріс з 732 до 794,8 тис.м³, але розрахункова лісосіка у 2000 р. була використана лише на 88 %. У 2001-2002 рр. передові підприємства освоїли розрахункову лісосіку повністю.

**Виконання сортиментного плану заготівлі деревини від
головних рубок по Малинському держлісгоспу**

| Категорії деревини, сортименти | 1998 рік | | 2002 рік | |
|---|--------------------|------|--------------------|------|
| | тис.м ³ | % | тис.м ³ | % |
| Заготівля деревини - всього | 55,0 | 100 | 57,4 | 100 |
| в т.ч. лісоматеріали круглі | 43,7 | 79,5 | 40,4 | 70,4 |
| техсировина | 8,6 | 15,6 | 9,0 | 15,7 |
| деревина паливна | 2,4 | 4,4 | 6,4 | 11,1 |
| стовбури | 0,3 | 0,5 | 1,6 | 2,8 |
| Лісоматеріали для виробництва пиломатеріалів | | | | |
| пиловник - усього | 29,7 | 54,0 | 33,6 | 58,5 |
| в т.ч. хвойний | 24,8 | 45,1 | 27,2 | 47,4 |
| 1 гаунок | 6,2 | 11,3 | 5,2 | 9,1 |
| 2 гаунок | 11,7 | 21,3 | 10,8 | 18,8 |
| 3 гаунок | 6,9 | 12,5 | 11,2 | 19,5 |
| " дубовий | 1,1 | 2,0 | 1,8 | 3,1 |
| 1 гаунок | 0,1 | 0,2 | - | - |
| 2 гаунок | 0,3 | 0,5 | 0,2 | 0,3 |
| 3 гаунок | 0,7 | 1,3 | 1,7 | 3,0 |
| " ясеневий - 3 г | - | - | 0,1 | 0,2 |
| " березовий | 2,0 | 3,6 | 1,2 | 2,1 |
| " м'яколистяний | 1,2 | 2,2 | 3,3 | 5,7 |
| Фансировина | 0,6 | 1,1 | 1,8 | 3,2 |
| в т.ч. дубова 2 г | - | - | 0,1 | 0,2 |
| березова | 0,6 | 1,1 | 1,3 | 2,3 |
| 1 гаунок | 0,1 | 0,2 | 0,6 | 1,0 |
| 2 гаунок | 0,5 | 0,9 | 0,7 | 1,3 |
| вільхова | - | - | 0,4 | 0,7 |
| 1 гаунок | - | - | 0,1 | 0,2 |
| 2 гаунок | - | - | 0,3 | 0,5 |
| Будівельний ліс | 11,7 | 21,3 | 4,2 | 7,3 |
| Баланси | 1,7 | 3,1 | - | - |
| Тарний краж | - | - | 0,8 | 1,4 |

- ◆ У стабільно діючих лісгосподарських підприємствах відпуск лісосічного фонду за кількістю ліквідної деревини по лісорубочних квитках у цілому по господарствах відбувався строго відповідності з лімітом. В той же час загальна площа лісосік відхилялась від планової у сторону зменшення (до 10 %), головним чином, за рахунок приросту деревини за період, який пройшов після лісовпорядкування.
- ◆ Фактичні місця заготівлі стиглої деревини, як правило, відповідали запроєктованим лісовпорядкуванням. Черговість робіт за роками в першу половину 10-річчя порушувалась. Значна частина лісосік, особливо в сосновому господарстві, освоювалась достроково, інші - залишались на наступні роки. З 1996 р. лісосіки в своїй більшості були освоєні в роки, на які планувалась рубка.
- ◆ В перше п'ятиріччя (1993-1997 рр.) спостерігалось значне зростання фактичного виходу ділової деревини у порівнянні з плановим (по сосновому господарству - до 8,8 %, по твердолистяним - до 35,3 %). В друге п'ятиріччя тенденція зміни товарної структури деревини виявились протилежними : вихід ділової деревини зменшився на 10-12 %. Причини цього - зниження якісних характеристик лісового фонду у зв'язку із зміною екологічної ситуації, недоліки й зміни порядку обліку ділової деревини, перерозподіл лісосік за роками освоєння.

- ◆ Для підприємств Центрального Полісся в останнє 10-річчя характерним є поліпшення використання ділової деревини – збільшення частки її, що спрямовується на виробництво пиломатеріалів і фанери. В той же час істотно (часто у 2-2,5 рази) збільшилась частка паливних дров.
- ◆ Аналіз узагальнених даних по лісництвах, господарствах згладжує розходження фактичного виходу деревини у кількості й якості щодо початкових даних. На окремих лісосіках таке розходження часто досягає значних величин, які, як правило, не носять системного характеру й залежать головним чином від суб'єктивних причин. Достовірної залежності точності нормативних матеріалів від умов місцезростання не виявлено.
- ◆ Для нормативних матеріалів погодження потребує статус деревини для технологічної переробки, яка у товарних таблицях подається окремо, при плануванні – часто включається до ділової, у звітності іменується технологічними дровами.
- ◆ На переважній площі лісосік за даними їх відведення і фактичного виходу кількість відходів значно (часто у два рази) менша, ніж у товарних таблицях, що свідчить про певні недоліки обліку.
- ◆ Оскільки у 1998 р. були прийняті стандарти на круглі лісоматеріали й змінені критерії щодо розподілу ділової деревини по сортах, ця частина діючих таблиць перестала відповідати своєму призначенню і може бути виключена. Пристосовувати нормативні матеріали до нового розподілу деревини по сортах недоцільно, оскільки робота ця дуже трудоемка і може стати марною, тому що ринок дуже швидко висуває нові вимоги щодо якості деревини.

Література

1. Зеленский В.В. Состояние и перспективы лесопользования в Гомельском ПЛХО // Проблемы лесоведения и лесоводства / Сб.науч.трудов ИЛ НАНБ. - Вып. 55. - Гомель, 2002. - С.215-223.
2. Логутов Д.П., Моисеенко Ф.П. Сортиментные таблицы для таксации леса на корню. – Киев : Госстройиздат, 1959. - 688 с.
3. Нормативно-справочные материалы для таксации лесов Украины и Молдавии.- Киев : Урожай, 1987. - 560 с.
4. Правила рубок головного користування в лісах України // Затвердж. постановою Кабінету Міністрів України від 27.06.1995, № 559. – Київ : Мінлісгосп України, 1995. - 16 с.
5. Сортиментные таблицы для таксации леса на корню.- Киев : Урожай, 1984. – 632 с.
6. Требования Госкомлеса СССР к сортиментным и товарным таблицам для таксации древостоев. - М. : Гослесхоз СССР, 1980. - 8 с.
7. Тюрин А.В. Нормальная производительность сосны, березы, осины и ели. - М.-Л. : Сельхозгиз, 1930. - 189 с.

Бузун В.А., Дмитренко А.Г.

Использование и товарная структура спелого леса в Центральном Полесье

Полесский филиал УкрНИИЛХА, г.Житомир

В статье на примере Малинского гослесхоза Житомирской области, типичного для Центрального Полесья Украины, выполнен анализ использования ресурсов спелого леса по группам лесов и хозяйствам за 10 (1993-2002 гг.) лет. Установлена тенденция ухудшения качества лесосечного фонда. Показана необходимость уточнения порядка учета отдельных категорий заготовленной спелой древесины.

Buzun V.O., Dmitrenko O.G.

Using and commodity structure of ripe forest in Central Polesse

Polis'kiy Branch of UkrSRIFA

In the paper the analysis of using of resources of ripe forests according forest groups during 10 years (1993-2003) has been given on example of Malin forestry Unin of Zhitomyr region. Tendency of deterioration of quality of forest-cutting fund has been proved. Necessity of introducing clarity into order of calculation of separate categories of ripe wood has been proved.

Сагайдак С.І. –
молодший науковий співробітник,
Поліський філіал УкрНДЛГА, м.Житомир

Сучасний стан постійної лісонасінневої бази Житомирщини.

Збереження і відтворення генофонду лісових порід – одна із головних задач сучасного лісівництва. Лісова селекція використовує декілька напрямків: генетико-популяційний, фенотиповий з відбором кращих плюс – варіантів та еколого-географічний [1]. Всі ці напрямки мають застосування на Житомирщині, але за основу був обраний плантаційний підхід, а популяційний обмежується лише відбором і початковим вивченням генетичної цінності генетичних резерватів та плюсових насаджень [2].

Селекційна справа на Житомирщині бере початок з середини 60-х років минулого сторіччя. При поєднанні зусиль науковців та виробників сьогодні існує створена постійна лісонасіннева база, яка включає генетичні резервати, плюсові насадження та дерева, лісонасінневі плантації та ділянки [2].

Станом на 01.01.2004 р. на Житомирщині створено 77 гектарів лісонасінневих плантацій першого порядку, з них атестовано 77 га, 25 гектарів плантацій другого порядку, з них атестовано 10 га, виділено 2906,4 га під генетичні резервати, 110,2 га – під плюсові насадження, 1054,7 га – під постійні лісонасінневі ділянки та 206 плюсових дерев (таблиця 1).

Таблиця 1
Стан постійної лісонасінневої бази по ДЛГО “Житомирліс” на 01.01.2004 року

| № п/п | Види об'єктів ПЛНБ | Одиниця виміру | Наявність на 01.01.2004р | Паспортизовані і зараховані до ПЛНБ | Заготовлено лісового насіння, кг, з об'єктів ПЛНБ за 2003 рік |
|-------|--|----------------|--------------------------|-------------------------------------|---|
| 1 | Лісонасінні плантації I порядку В тому числі по породах: | га | 77 | 77 | 40 |
| | сосна | га | 50,5 | 50,5 | 40 |
| | ялина | га | 26,5 | 26,5 | |
| 2 | Лісонасінні плантації II порядку В тому числі по породах: | га | 25 | 10 | – |
| | сосна | га | 19 | 10 | |
| | ялина | га | 6 | | |
| 3 | Генетичні резервати: В тому числі по породах: | га | 2906,4 | 2906,4 | – |
| | сосна | га | 1502,2 | 1502,2 | |
| | ялина | га | 19,7 | 19,7 | |
| | модрина | га | 12,5 | 12,5 | |
| | дуб звичайний | га | 13,57 | 13,57 | |
| | дуб червоний | га | 13 | 13 | |
| | бук | га | 2 | 2 | |
| 4 | Постійні лісонасінні ділянки В тому числі по породах: | га | 1054,7 | 1052,2 | – |
| | сосна | га | 125,5 | 123 | |
| | ялина | га | 10 | 10 | |
| | дуб звичайний | га | 906,2 | 906,2 | |
| | дуб червоний | га | 13 | 13 | |
| 5 | Плюсові насадження В тому числі по породах: | га | 110,2 | 110,2 | – |
| | сосна | га | 110,2 | 110,2 | |
| 6 | Плюсові дерева В тому числі по породах: | шт | 206 | 206 | – |
| | сосна | шт | 130 | 130 | |
| | ялина | шт | 24 | 24 | |
| | модрина | шт | 18 | 18 | |
| | дуб звичайний | шт | 34 | 34 | |

Переважаючою породою у постійній лісонасінневій базі ДЛГО “Житомирліс” є сосна звичайна.

Порівнюючи сучасний склад постійної лісонасінневої бази з складом 1994 року (таблиця 2), слід відзначити, що якісна зміна головних лісоутворюючих порід не відбулась, лише змінилися кількісні показники. Так, площа лісонасінневих плантацій збільшилась на 35%, площа плюсових насаджень залишилась такою ж як і раніше, а от кількість плюсових дерев зменшилась на 4,2%, площа генетичних резерватів скоротилась на 9,4%, також зменшилась площа постійних лісонасінневих ділянок на 9,1%.

Таблиця 2.

Стан постійної лісонасінневої бази по ДЛГО "Житомирліс" на 01.01.1994 р.

| № п/п | Види об'єктів ПЛНБ | Одиниця виміру | Наявність на 01.01.1994р. | Паспортизовані і зараховані до ПЛНБ |
|-------|--|----------------|---------------------------|-------------------------------------|
| 1 | Лісонасінні плантації I і II порядку | га | 57,0 | 53,5 |
| 2 | Генетичні резервати: В тому числі по породах: | га | 3206,2 | 3206,2 |
| | сосна | га | 1802,0 | 1802,0 |
| | ялина | га | 19,7 | 19,7 |
| | модрина | га | 12,5 | 12,5 |
| | дуб звичайний | га | 13,57 | 13,57 |
| | дуб червоний | га | 13 | 13 |
| | бук | га | 2,0 | 2,0 |
| 3 | Постійні лісонасінні ділянки В тому числі по породах: | га | 1147,1 | 1147,1 |
| | сосна | га | 172,9 | 172,9 |
| | дуб звичайний | га | 817,5 | 817,5 |
| | дуб червоний | га | 13,0 | 13,0 |
| 4 | Плюсові насадження В тому числі по породах: | га | 110,2 | 110,2 |
| | сосна | га | | |
| 5 | Плюсові дерева В тому числі по породах: | га | 215 | 215 |
| | сосна | га | 135 | 135 |
| | ялина | га | 24 | 24 |
| | модрина | га | 22 | 22 |
| | дуб звичайний | га | 34 | 34 |

Зменшення кількості плюсових дерев, площі генетичних резерватів та постійних лісонасінневих ділянок є негативною тенденцією сьогодення, кінцевим результатом якої може стати збіднення генетичного фонду лісових порід.

Інвентаризація генетичних резерватів, плюсових насаджень та плюсових дерев, яка була розпочата у 2000 році і охопила 13 генетичних резерватів та 27 плюсових дерев дуба, 9 резерватів сосни звичайної, 2 резервати ялини звичайної, 1 плюсове насадження сосни звичайної, та 57 плюсових дерев, показала, що переважна більшість обстежених об'єктів має добрий або задовільний стан [3], невелика кількість від загальної має незадовільний стан – всихаючі або хворі.

Інвентаризація об'єктів постійної лісонасінневої бази не завершена, і має охопити всі генетичні резервати, плюсові насадження, плюсові дерева, а також лісонасінневі плантації I і II порядку, постійні лісонасінневі ділянки.

Поряд з цим має місце захаращеність об'єктів постійної лісонасінневої бази, що в свою чергу призводить до збіднення генетичного фонду лісових порід, зменшення продуктивності насаджень, і, як наслідок, втрату своїх першочергових функцій.

Для стійкого розвитку і збереження існуючої лісонасінневої бази Житомирщини потрібно й надалі продовжувати роботи по створенню плантацій, сортовипробувальних культур, збагачуванню якісного та видового складу лісонасінневої бази, інвентаризації об'єктів постійної лісонасінної бази.

Висновки

1. За останні 10 років відбулись певні негативні зміни у складі постійної лісонасінневої бази по ДЛГО "Житомирліс": площа лісонасінневих плантацій збільшилась на 35%, кількість плюсових дерев зменшилась на 4,2%, площа генетичних резерватів скоротилась на 9,4%, зменшилась площа постійних лісонасінневих ділянок на 9,1%.
2. Для стійкого розвитку і збереження існуючої лісонасінневої бази Житомирщини потрібно й надалі продовжувати роботи по відбору та інвентаризації об'єктів постійної лісонасінневої бази, створенню плантацій, сортовипробувальних культур.

Література

1. Криницький Г.Т. Теоретичні аспекти розвитку морфофізіологічного напрямку в лісовій селекції // Науковий вісник. – Львів. – 1999. – С. 6-12.
2. Ірклієнко С.П., Войтюк В.П., Волошинова Н.О. Створення насінної бази головних лісоутворюючих порід і перспективи її розвитку на Поліссі // Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України. – Випуск 3. – Житомир. – 1996. – С. 32-36
3. Вдосконалити методи та способи збереження і відтворення генетичного потенціалу лісових порід на основі селекції, генетики, цитології та мікроклонування: Звіт про НДР (заключ.) / Поліський філіал УкрНДІЛГА № 0100И001025; Інв. № 734. – Житомир: 2003 – 92 с.

Сагайдак С.И.

Современное состояние постоянной лесосеменной базы Житомирщины

Полесский филиал УкрНИИЛХА.

Проведен сравнительный анализ объектов постоянной лесосеменной базы Житомирской области за последние 10 лет (1994-2004 гг.).

Sagaydak S.I.

Contemporary state of constant forest-seed base of Zhytomyr region

Polis'kiy Branch of UkrSRIFA

Comparative analysis of objects of constant forest-seed base of Zhytomyr region during last 10 years (1994-2004) has been conducted.

В.Л.Мсшкова –
 доктор біологічних наук,
 Український науково-дослідний інститут
 лісового господарства
 та агролісомеліорації ім.Г.М.Висоцького,
 м. Харків

Прогнозування сезонного розвитку звичайного соснового пильщика *Diprion pini* L.

Звичайний сосновий пильщик *Diprion pini* L. (ЗСП) за площею осередків масового розмноження в Україні посідає перше місце серед комах-хвоєгризів. Середнє багаторічне значення цього показника становить 29,8 тис.га, а максимальне – 155,9. За середньорічною площею осередків масового розмноження ЗСП перше місце посідають Херсонська область (майже 9000 га), Харківська (7742), Луганська (1911), Полтавській (1263). Лише 1–3 роки з 15 реєструються осередки масового розмноження ЗСП у західних областях України.

Значне поширення осередків масового розмноження ЗСП можна пояснити пристосуванням цього шкідника до живлення хвоєю молодих і середньовічних соснових культур, частка яких в Україні дуже велика, а також – наявністю двох поколінь на рік і здатністю до багаторічної діпаузи.

Як відомо, обприскування насаджень проти хвоєлистогризів ефективно лише у період живлення личинок у кронах дерев, причому найбільш сприйнятливими до хімічних і мікробіологічних препаратів є личинки молодших віків [1, 3, 6, 10]. Для практики лісозахисту найбільш важливим є прогнозування термінів живлення личинок, тобто термінів нанесення ними шкоди насадженням. Дослідження комах-хвоєлистогризів із різними типами сезонного розвитку свідчать, що терміни появи окремих стадій можуть залежати або не залежати від термінів появи та тривалості розвитку попередніх стадій, температури довкілля або інших чинників [7, 8, 16]. Терміни сезонного розвитку ЗСП, прогнозовані за методом сум температур [3, 10, 11] або фенологічних кривих і теплових ресурсів [7, 9], не завжди збігаються з фактичними.

Метою наших досліджень було створення методики прогнозування сезонного розвитку ЗСП на основі аналізу результатів власних спостережень і літературних даних стосовно залежності темпів розвитку окремих стадій цього шкідника від умов довкілля.

На території України ЗСП має здебільшого дві генерації на рік, при чому личинки першої – живляться хвоєю минулого року, а другої – поточного. Наприкінці періоду живлення личинки зивають кокони, у яких послідовно розвиваються еонімфа, пронімфа і лялечка. На стадіях ео- та пронімфи часто спостерігається діпауза, яка триває від декількох місяців до декількох років [1, 12, 13].

Імаго ЗСП першого покоління вилітають із коконів у квітні, живлення личинок відбувається у червні (весняне плем'я). З коконів, що утворилися, вилітають імаго, які дають початок другому поколінню. Живлення личинок другого покоління (осіннє плем'я) відбувається з кінця липня до вересня (приблизно до дати стійкого переходу температури повітря через 15°C униз). Після закінчення живлення личинки спускаються у підстилку, зивають кокони, які зимують. За відсутності діпаузи у квітні наступного року з них вилітають імаго. На півдні України (у Херсонській області) іноді з'являються личинки третього покоління, які зрідка встигають закінчити розвиток [14].

Імаго з коконів, що діпаузували, вилітають у період з червня до серпня, при чому ця подія може збігатися з льотом другого покоління або передувати йому. Личинок, що вилупилися з яєць, відкладених імаго, які вийшли з діпаузуючих коконів, відносять до літнього племені [13]. У гірських, північних районах та у холодні роки ЗСП розвивається за моновольтинним циклом. За таких умов літ у квітні відсутній, літ літнього та осіннього племен відбувається у червні та серпні [11, 17].

Встановлено, що імаго з коконів ЗСП весняного покоління вилітають після стійкого переходу температури повітря через 10°C, тобто одночасно з цвітінням сосни, дуба, терну, кульбаби, клена гостролистого [6]. Саме у цей час вилуплюються гусениці зеленої дубової листокрутки, починають живлення після зимівлі гусениці соснового шовкопряда. Подібно до інших видів, які зимують у підстилці, терміни вильоту імаго ЗСП варіюють на різних ділянках насаджень через нерівномірність розмерзання ґрунту, що пов'язане з мозаїчністю лісорослинних умов [7].

За багаторічними спостереженнями у Харківській області, виліт імаго ЗСП першого покоління може починатися з 7.IV до 9.V, у середньому – 23.IV.

Як було нами встановлено [7, 8], терміни й темпи розвитку особин усіх видів комах-хвоєлистогризів, що живляться у першу половину вегетаційного періоду (до дня літнього сонцестояння), обумовлені ходом температури повітря. Нами побудовано фенологічні криві (рис. 1), що характеризують залежність тривалості розвитку окремих стадій від температури довкілля [8, 9, 16].

За вищої температури яйця, личинки та кокони (еонімфи, пронімфи й лялечки) ЗСП розвиваються швидше (рис. 1). Тому розвиток яєць ЗСП навесні прискорюється за пізніх термінів відкладання, а личинки

весняного покоління починають живлення у близькі терміни навіть за розтягнутого періоду льоту імаго.

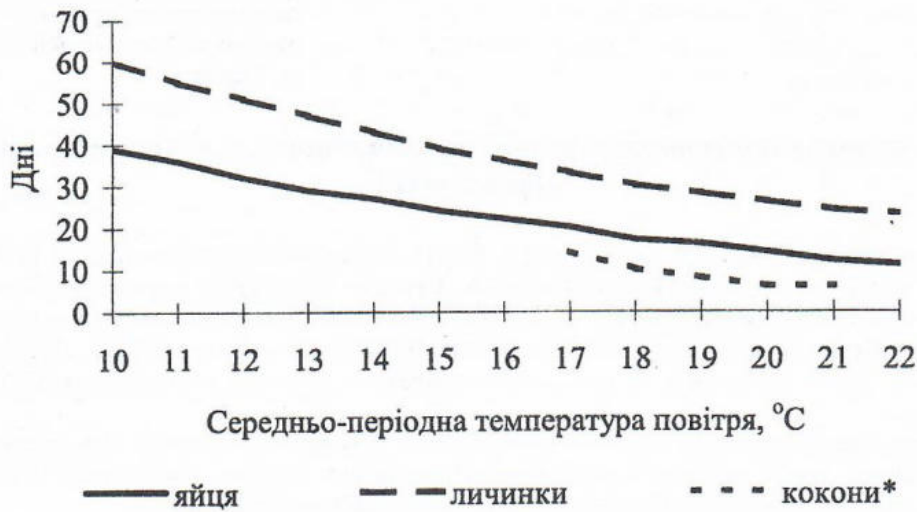


Рис. 1. Розраховані залежності темпів розвитку окремих стадій ЗСП від температури повітря (*коконів – розвиток еонімфи, пронімфи і лялечки у коконах I покоління)

У таблиці 1 подано фактичні та прогнозовані терміни розвитку ЗСП в окремі роки упродовж трьох спалахів масового розмноження (1962–1966, 1986–1988, 1994–1997 роки), причому прогноз здійснено за методом використання фенологічних кривих і сітки теплових ресурсів, яка побудована за даними метеостанції Ізюм [9].

Таблиця 1

Розраховані та фактичні терміни розвитку ЗСП у різні роки (Харківська область, Ізюмський ДЛГ, 1962–1966, 1986–1988, 1994–1997 роки)

| Роки | Д10 * | Дати вилуплення личинок | | | | Дати закінчення живлення личинок** | | | |
|------|---------|-------------------------|----------|--------------|----------|------------------------------------|----------|--------------|----------|
| | | I покоління | | II покоління | | I покоління | | II покоління | |
| | | розраховані | фактичні | розраховані | фактичні | розраховані | фактичні | розраховані | фактичні |
| 1962 | 12.IV | 23.V | 22.V | 22.VII | 19.VII | 19.VI | 18.VI | 17.VIII | 11.IX |
| 1963 | 26.IV | 1.VI | 30.V | 31.VII | 28.VII | 26.VI | 1.VII | 24.VIII | 22.IX |
| 1964 | 28.IV | 2.VI | 1.VI | 2.VIII | 1.VIII | 26.VI | 26.VI | 31.VIII | 13.IX |
| 1965 | 4.V | 6.VI | 7.VI | 7.VIII | 5.VIII | 29.VI | 4.VII | 2.IX | 12.IX |
| 1966 | 10.IV | 22.V | 24.V | 21.VII | 24.VII | 19.VI | 23.VI | 13.VIII | 7.IX |
| 1986 | * 11.IV | 22.V | 20.V | 21.VII | 18.VII | 19.VI | 17.VI | 14.VIII | 10.IX |
| 1987 | 3.V | 5.VI | 7.VI | 4.VIII | 2.VIII | 29.VI | 1.VII | 6.IX | 29.IX |
| 1988 | 23.IV | 30.V | 1.VI | 29.VII | 31.VII | 24.VI | 25.VI | 26.VIII | 8.IX |
| 1994 | 15.IV | 25.V | 22.V | 24.VII | 21.VII | 21.VI | 23.VI | 19.VIII | 28.IX |
| 1995 | 17.IV | 26.V | 24.V | 25.VII | 24.VII | 21.VI | 18.VI | 20.VIII | 14.IX |
| 1996 | 21.IV | 29.V | 31.V | 28.VII | 28.VII | 24.VI | 26.VI | 23.VIII | 4.IX |
| 1997 | 28.IV | 2.VI | 4.VI | 1.VIII | 3.VIII | 26.VI | 28.VI | 29.VIII | 1.IX |

Примітки: * Д10 – дата стійкого переходу температури повітря через 10°C;

** – фактичну дату закінчення живлення личинок II покоління визначено за датою початку спуску личинок у підстилку.

Зіставлення прогнозованих дат із розрахованими свідчить про доцільність використання зазначеного методу для прогнозування дат вилуплення личинок ЗСП першого покоління.

Можна помітити, що у роки початку масових розмножень спостерігався найбільш ранній перехід температури повітря через 10°C, а також – раннє вилуплення личинок як першого, так і другого поколінь.

Можна помітити, що у роки початку масових розмножень спостерігався найбільш ранній перехід температури повітря через 10°C , а також – раннє вилуплення личинок як першого, так і другого покоління. Як було нами показано раніше [15], 76,5% масових розмножень ЗСП у Харківській області починались у роки, коли стійкий перехід температури повітря через 10°C відбувався до 23.IV ($\chi^2=8,2$; $P=0,015$). Температура повітря у травні й червні становила у роки початку спалахів $16,3^{\circ}\text{C}$ і 20°C відповідно, що було вище від середніх багаторічних значень ($15,4^{\circ}\text{C}$ і 19°C відповідно).

Смертність личинок ЗСП першого покоління у роки з ранньою та теплою весною була меншою через швидкий розвиток особин. Так, у роки початку спалахів 95,3% коконів першого покоління ЗСП утворювалися до 19.VI ($\chi^2=5,7$; $P<0,05$) [15].

За літературними даними [1, 11, 17], на початку масових розмножень спостерігається виліт імаго ЗСП з коконів, що були у діапаузі. Це дозволяє припустити сприятливість ранньої весни не тільки для виживання особин, але й для реактивації діапаузи. Парування особин, які впадали у діапаузу у різні роки, має сприяти збагаченню генофонду популяції ЗСП та подальшому розвитку спалаху.

Звивання коконів личинками ЗСП закінчується у період із середини червня до середини липня (табл.), індикатором цієї події служить цвітіння липи. При цьому за фенокалендарем можна прогнозувати терміни звивання коконів лише тими личинками звичайного соснового пильщика, які встигають закінчити розвиток до дати літнього сонцестояння. У будь-якому разі проводити обприскування насаджень проти личинок звичайного соснового пильщика пізніше від другої декади червня недоцільно, тому що личинки знаходяться у цей час у старших віках, а певна їх частка вже звиває кокони.

Цікаво зазначити, що у роки початку спалахів фактичні терміни звивання коконів личинками першого покоління ЗСП були не тільки найбільш ранні, але й передували прогнозованим (див. табл.), тоді як у інші роки прогнозовані терміни на декілька днів випереджували фактичні. Це свідчить, що у роки, сприятливі для масових розмножень, зменшується роль певних чинників, які загальмовують розвиток личинок. Можна припустити зв'язок цих чинників із захисними властивостями хвої, які зменшуються у роки, сприятливі для спалахів [4].

Основна маса личинок ЗСП першого покоління закінчує живлення до дня літнього сонцестояння, коли вступає до сили фотоперіодична реакція. Личинки, які не закінчують розвиток до цієї дати, розвиваються за моновольтинним типом. Личинкова діапауза дозволяє їм закінчити розвиток у вересні одночасно з личинками другого покоління. Літню діапаузу личинок ЗСП М.М.Завада [3] пов'язує з високим зволоженням. На нашу думку, волога й холодна погода є причиною уповільнення розвитку личинок, внаслідок чого він подовжується на певний проміжок часу, який визначає фотоперіодична реакція.

Як відомо, личинки весняного покоління живляться хвою минулого року, а літнього та осіннього – хвою поточного року [10]. Дата завершення росту хвої сосни однакова на усіх широтах, що обумовлено фотоперіодичною реакцією [2]. Саме наприкінці липня (у період початку живлення другого покоління ЗСП) хвоя поточного року наближається за хімічними властивостями до торішньої на початку сезону [2], а торішня стає менш придатною для живлення личинок. На нашу думку, літня діапауза личинок у регіонах з наявністю двох поколінь ЗСП у холодні роки дає змогу продовження живлення на сприятливішому кормі.

Кокони, утворені личинками весняного покоління, розміщуються здебільшого у кронах, а кокони, що перебували у діапаузі, – у підстилці. Через неодноразове прогрівання повітря та підстилки терміни льоту імаго літнього та осіннього поколінь можуть як збігатися за часом, так і мати зсув на 1–3 тижні. Через те, що у літні місяці ґрунт тепліший від повітря, імаго літнього покоління вилітають у червні, причому іноді ця подія збігається з живленням личинок першого покоління. Ми спостерігали таке явище у 1987 році за пізньої та холодної весни.

За нашими спостереженнями (табл.), в умовах Харківської області личинки ЗСП другого покоління вилуплюються наприкінці липня – на початку серпня, причому ці дати близькі у різних регіонах. Дати появи личинок другого покоління можна визначати за фенологічними календарями для еонімф, пронімф, лялечок і яєць (див. рис.) Проте, враховуючи розтягнутість літніх подій внаслідок взаємної дії температури та фотоперіоду на темпи розвитку особин, ми рекомендуємо обприскувати насадження інсектицидами не раніше від кінця липня – початку серпня після вилуплення не менше, ніж 50% личинок. Останній показник обов'язково треба визначати у насадженнях, що підлягають обробці.

Як видно з таблиці, фактичні терміни звивання коконів личинками ЗСП другого покоління не відповідають розрахованим за номограмою – вони зсуваються внаслідок особливостей фотоперіодичної реакції. Фактичні дати закінчення живлення личинок ЗСП восени обумовлені термінами придатності хвої сосни, які визначаються географічними координатами пункту досліджень.

Личинки, які закінчують розвиток раніше, глибше уходять під підстилку і навіть у ґрунт для звивання коконів, де вони більшою мірою захищені від дії несприятливих чинників довкілля. Найбільш сприятливі умови для завершення розвитку личинок літнього та осіннього поколінь ЗСП створюються у роки з теплою погодою у серпні-вересні [8, 15].

Нами встановлено, що масовий спуск личинок у підстилку для звивання коконів збігається з датою стійкого переходу температури повітря через 15°C униз. Це дає змогу вважати дату зазначеної події

найпізнішим терміном, коли можливо проводити обприскування насаджень проти личинок ЗСП другого покоління. Для кожного року цю дату можна визначити за рівнянням регресії, що пов'язує різні терміни річного ходу температури.

Так, за даними АГМС Харків (1894–1999 роки):

$$Y_{d15-15} = 246,7 - 0,939 * Y_{d15}, \quad (r = -0,92; P < 0,001),$$

де Y_{d15} – дата стійкого переходу температури повітря через 15°C , виражена у кількості днів з початку року, а Y_{d15-15} – кількість днів між датами стійкого переходу температури через 15°C навесні та у другій половині сезону відповідно [6].

Для використання зазначеного підходу при прогнозуванні ходу температури в інших регіонах треба визначити параметри рівнянь за даними відповідних метеостанцій.

Слід зауважити, що прогнозовані дати закінчення живлення комах-хвоєлистогризів є граничними термінами обприскування насаджень. Аналіз багаторічних даних щодо ходу температури у різних регіонах України [8, 15] свідчить, що для більшої частини України проведення зазначеного заходу пізніше від першої декади вересня є недоцільним.

Враховуючи, що у роки з більшою тривалістю вегетаційного періоду можливість личинок другого покоління ЗСП закінчити розвиток збільшується, ми спробували оцінити зв'язок термінів осіннього ходу температур із виникненням масових розмножень. Встановлено, що усі спалахи масового розмноження починалися у роки, коли стійкий перехід температури вниз через 5°C відбувався після 20.X ($\chi^2=5,9; P=0,05$). Найбільш пізні терміни закінчення живлення личинками ЗСП відмічено на початку спалаху (28.IX у 1994 році) або у період наростання чисельності (22.IX у 1963 та 29.IX у 1987 роках) (див. табл.).

Діапауза, що характерна для ЗСП, спостерігається, як правило, в особин другого покоління на стадії сонімфи або пронімфи [1, 12]. За літературними даними [13], частка особин, що йдуть у діапаузу, збільшується за рахунок тих, що відстають у розвитку внаслідок різних причин – холодної та вологої погоди, недостачі корму (дефоліація насаджень), живлення несприятливим кормом. Збільшення частки популяції, що впадає у діапаузу, зумовлює зменшення щільності особин у наступному році, що і спостерігається при згасанні масових розмножень ЗСП [11]. На нашу думку, до причин, що зумовлюють уповільнення розвитку личинок ЗСП, можна віднести також живлення хвоєю в лісорослинних умовах, сприятливих для сосни, або у вологий рік. Адже саме у стійких насадженнях масові розмноження виникають пізніше і тривають недовго [7].

Висновки

Терміни вильоту імаго ЗСП навесні слід визначати за датою стійкого переходу температури повітря через 10°C , терміни розвитку яєць – за методом фенологічних кривих і теплових ресурсів. Личинки першого покоління звивають кокони у період із середини червня до середини липня. Розвиток личинок, що не звили кокон до дати літнього сонцестояння, уповільнюється, а іноді виникає личинкова діапауза, внаслідок чого відсталі у розвитку особини продовжують живлення одночасно з личинками другого покоління. Дати появи личинок другого покоління слід визначати за фенологічними календарями, а закінчення живлення – за датою стійкого переходу температури повітря через 15°C униз.

Обприскування насаджень проти личинок ЗСП першого покоління слід проводити у першій-другій декадах червня, а проти личинок другого покоління – у кінці липня – на початку серпня після вилуплення не менше, ніж 50% личинок, і не пізніше, ніж у першій декаді вересня.

Багаторічна динаміка популяцій комах-хвоєлистогризів пов'язана з умовами сезонного розвитку особин в окремі роки. Масові розмноження ЗСП частіше починаються у роки з більш раннім початком вегетації та вищою температурою у період живлення личинок.

Література

1. Авраменко И.Д. Хвоегрызущие вредители Казанско-Вешенского песчаного массива и меры борьбы с ними: Автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.09 /ХСХИ.–Харьков, 1960.–17с.
2. Елагин И.Н. Сезонное развитие сосновых лесов. – Новосибирск, 1976. –230 с.
3. Завада Н.М. Сосновые пилильщики (Tenthredinidae: Diprionini) в лесах Украинского Полесья и борьба с ними: Автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.09 /УСХА.– Киев, 1979.– 20 с.
4. Завада М.М. Стійкість лісових екосистем і практика лісового господарства // Наук. вісник НАУ.– К., 1998 – Вип. 7.– С. 130–134.
5. Краткий агроклиматический справочник Украины (пособие по использованию гидрометеорологической информации в сельскохозяйственном производстве). Под ред. К.Т.Логвинова.– Л.: Гидрометеиздат. 1976.–256 с.

6. Мешкова В.Л. Визначення термінів обприскування насаджень інсектицидами проти комах-хвоєлистогризів // Лісівництво та агролісомеліорація. 2002. Вип. 103 – Харків, 2002. – С.63–67.
7. Мешкова В.Л. Екологічні основи прогнозування масових розмножень основних видів комах-хвоєлистогризів лісових насаджень України: Автореф. дис. ... канд. с.-г. наук : 16.00.10 / НАУ.– К., 2003.–43 с.
8. Мешкова В.Л. Історія і географія масових розмножень комах-хвоєлистогризів. – Харків: Майдан, 2002. – 244 с.
9. Мешкова В.Л. Фенопрогнозування комах-хвоєгризів із врахуванням теплових ресурсів району // Лісівництво та агролісомеліорація. 2001. Вип. 99 – Харків, 2001. – С.112–120.
10. Надзор, учет и прогноз массовых размножений хвое- и листогрызущих насекомых в лесах СССР / Ильинский А.И., Тропин И.В. – ред. – М.: Лесн. пром-сть, 1965.– 525 с.
11. Рыжкин Б.В. Рыжий сосновый пилильщик и борьба с ним.–Минск: БелНИИЛХ, 1936.–С. 1–64.
12. Шаров А.А. Сопряженность сезонных циклов паразитов обыкновенного соснового пилильщика (*Diprion pini* L.: Diprionidae) с сезонным циклом хозяина: Автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.09 / МГУ.–М., 1980.–22 с.
13. Geri, C., F.Goussard, J.P.Allais and L.Buratti. Incidence de l'alimentation sur le developpement et la diapause de *Diprion pini* (Hym. Diprionidae) // Z. angew. Entomol.– 1988.–V.106 –P. 451–464.
14. Meshkova V. Analysis and prognosis of forest insect pests dynamics with the help of computer system «Forest protection» // Methodology of Forest Insect and Disease Survey in Central Europe: Proc. First Workshop of the IUFRO WP 7.03.10, (April 21–24, 1998, Ustron-Jaszowiec, Poland).–Warszawa, 1998.– P. 29–35.
15. Meshkova V. Dependency of outbreaks distribution from insects-defoliators' seasonal development // Ecology, Survey and Management of Forest Insects: Proc. (Krakow, Poland, Sept. 1–5). – USDA Forest Service General Technical Report NE-311, 2003. – P.52–60.
16. Meshkova V. Phenological prediction of forest pest defoliators // Ecology, Survey and Management of Forest Insects: Proc. (Krakow, Poland, Sept. 1–5). – USDA Forest Service General Technical Report NE-311, 2003. – P.160–161.
17. Schwenke W. Die Forstschadlinge Europas / Verl.P.Parey, Hamburg u.Berlin, 1982.–392 s.

В.Л.Мешкова

Прогнозирование сезонного развития обыкновенного соснового пилильщика

Diprion pini L.

Украинский научно-исследовательский институт лесного хозяйства и агролесомелиорации имени Г.М.Высоцкого, Харьков.

Установлены критерии прогнозирования сроков развития отдельных стадий обыкновенного соснового пилильщика и проведения опрыскивания насаждений. Обоснована связь многолетней динамики популяций данного вредителя с сезонным ходом температуры воздуха.

Ключевые слова: обыкновенный сосновый пилильщик, сезонное развитие, диапауза, вспышки массового размножения.

V.L.Meshkova

Prediction of *Diprion pini* L. seasonal development

Ukrainian Research Institute of Forestry & Forest Melioration named after G.M.Vysotskij, Kharkiv

Criteria for the dates of *Diprion pini* L. development prediction in different stages have been determined as well as the dates for insecticides application. The relation of many years population dynamics of *Diprion pini* L. and seasonal temperature course has been proved.

Key words: *Diprion pini* L., seasonal development, diapause, outbreaks of mass propagation.

Бузун В.О. –
кандидат сільськогосподарських наук,
Стругинський О.В. –
молодший науковий співробітник,
Поліський філіал УкрНДІЛГА, м. Житомир

Санітарний стан і продуктивність соснових культур на лісових та староорних землях на ділянках з різною інтенсивністю рубок догляду

Вступ

Під час другої світової війни та в післявоєнний період відбувалась інтенсивна вирубка лісу, внаслідок чого з'явилися значні площі незаліснених зрубів. Крім того, на початку 60-х років під лісове господарство було передано великі площі виснажених сільськогосподарських земель. В результаті заліснення цих земель були створені великі площі соснових молодняків, площа яких лише на території України вимірювалась сотнями тисяч гектарів.

В 70-х роках ХХ століття УкрНДІЛГА та його дослідною мережею були закладені постійні секційні пробні площі для проведення дослідів по вивченню впливу рубок догляду за лісом різної початкової інтенсивності. Ці дослідження мали на меті створення нової технології рубок догляду, яка б дозволила проводити лісівничий догляд з меншими затратами робочої сили і коштів на великих на той час площах молодих соснових насаджень. Ці культури були в незадовільному стані, адже значна їх кількість була створена на землях, які вийшли з-під сільськогосподарського користування. На Поліській АЛДС цією роботою займався науковий співробітник М.Ф. Гуменюк під керівництвом д. с.-г. н. П.П. Ізюмського. В 1970-73 роках ним були створені такі пробні площі в Житомирському, Малинському і Радомишльському держлісгоспах.

Об'єкти і методи досліджень

1. Дванадцятирічні чисті культури сосни, створені на сільськогосподарських землях у вид. 1, кв. 85 Богунського лісництва Житомирського держлісгоспу. ППП №16 закладена в 1970 р. для проведення досліду по вивченню росту і розвитку молодняків сосни, залежно від технології рубок догляду [1]. Склад насаджень в рік закладки досліду – 10С+Б. Тип умов місцезростання – В₂. Підлісок і підріст відсутні. Під наметом насаджень надґрунтовий покрив відсутній. Ґрунт дерново-середньопідзолистий, піщано-суглинистий.

Пробна площа розбита на 5 секцій площею по 0,5 га:

- секція А відведена під контроль – на ній дерева не вирубались;
- секція Б – рівномірне зрідження насаджень середньої інтенсивності;
- секція В – вирубка кожного 4-го ряду;
- секція Г – вирубка кожного 3-го ряду;
- секція Д – вирубка кожного 2-го ряду.

секції В, Г, Д розділені на підсекції. На всіх парних підсекціях у залишених рядах проведена санітарна рубка, а на непарних підсекціях у рядах вибирались дерева, крона яких перепліталась із кронами сусідніх по ряду дерев. Крім того, на кожній секції є облікові площинки по 0,2 га.

2. Двадцятирічні чисті соснові культури, створені на типово лісових землях у вид. 9, кв. 41 Малинського лісництва Малинського держлісгоспу. ППП №17 закладена в 1971 р. також з метою вивчення росту і розвитку молодих соснових насаджень в залежності від технології рубок догляду. Склад – 10С+Б, тип умов місцезростання – А₂. В рік закладки пробної площі підліску і підросту не було, надґрунтовий покрив під наметом також був відсутній. Ґрунт піщаний дерново-слабопідзолистий.

Пробна площа також розділена на 5 секцій площею по 0,5 га:

- секція А – санітарна рубка 1971 року (вирубані сухі, всихаючі та зламані дерева);
- секція Б – рівномірне зрідження середньої інтенсивності за рекомендаціями Настанов по рубках догляду в лісах УССР;
- секція В – вирубка кожного 4-го ряду;
- секція Г – вирубка кожного 3-го ряду;
- секція Д – вирубка кожного 2-го ряду.

Так, як і на попередній ППП, секції В, Г, Д розділені на підсекції.

3. Дванадцятирічні соснові культури, створені на землях, що вийшли з-під сільськогосподарського користування у вид. 8, кв. 73 Радомишльського лісництва Радомишльського ДЛМГ (лісовпорядкування 1967 року). ППП № 20 закладена в 1973 р. Склад – 10С+Б, тип умов місцезростання – А₂. Ґрунт піщаний дерново-слабопідзолистий. При закладці пробної площі культури вже були уражені кореневою губкою.

Пробна площа складається із 6 секцій площею по 0,5 га:

- секція А є контролем – на ній рубка не проводилась, крім сухих і всихаючих дерев;

секція Б – рівномірне вибіркове зрідження насадження середньої інтенсивності;
 секція В – вирубка кожного 7-го ряду;
 секція Г – вирубка кожного 4-го ряду;
 секція Д – вирубка кожного 3-го ряду;
 секція Е – вирубка кожного 2-го ряду.

На секціях В, Г, Д, Е були застосовані лінійний і лінійно-вибірковий методи рубок догляду, коли вирубка дерев проводиться суцільними рядами і зрідженням в залишених рядах.

При проведенні цих дослідів були використані загальноприйняті у лісовій таксації методи, а також методи лісопатологічних досліджень.

Результати досліджень

На ППП №16 очищення проведене літом 1970 року. Слід відмітити, що до цього відпад в культурах проходив нерівномірно, тому на початок досліду кількість дерев на різних секціях пробної площі сильно відрізнялась – у межах 5160-8849 шт/га. Після проведення рубки ця різниця значно зросла – від 2000 до 8089 шт/га. Те ж саме спостерігалось і з таксаційними показниками. На секції Б і підсекціях 2 секції В і Г була застосована середня інтенсивність зріджування, при чому вибрано 21,6-28,1% початкового запасу. На всіх інших секціях, крім секції А, проведене очищення сильної інтенсивності, в результаті чого вибрано 35,7-55,6% початкового запасу.

Надалі на цій дослідній ділянці проводились такі рубки: очищення – у 1979 і 1983 роках при середній вибірці 11,5 м³/га, проріджування було проведене у 1985, 1990 і 1998 роках – з вибіркою 17,5 м³/га, санітарна рубка – в 1999 році, при якій вибрано 5,2 м³/га. На контрольній секції (секція А) в рубку були відведені сухостійні, всихаючі та уражені кореневою губкою дерева, на решті секцій рубка проводилась комбінованим методом з рівномірним зрідженням деревостану.

На пробній площі регулярно проводились фітопатологічні обліки [2], в результаті яких стало зрозуміло, що загальний санітарний стан соснових культур був задовільним. У 1977 р. дифузні осередки кореневої губки (по 2-3 дерева) відмічались тільки на підсекціях Г-1 і Д-2, у 1983 р., після чергового очищення уражених дерев знайдено не було, але вже у 1989 р., коли культури сосни досягли 30-річного віку, дифузні осередки кореневої губки були знайдені вже на всіх секціях, крім Д-2, але більше всього уражених дерев було на найбільш зрідженій підсекції Д-1. На дослідній ділянці регулярно проводились таксаційні обліки, результати яких відображені в таблиці 1.

Таблиця 1

Динаміка таксаційних показників сосни на ППП №16 за 1970-2001 роки (в перерахунку на 1 гектар)

| Рік обліку | Показники | Секції та підсекції | | | | | | | |
|------------------|------------------------------------|---------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | | А | Б | В | | Г | | Д | |
| | | | | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
| 1970 до рубки | Кількість дерев, шт. | 8089 | 8849 | 4825 | 5160 | 5823 | 5531 | 7150 | 7479 |
| | Сума площ перетину, м ² | 22,96 | 24,72 | 20,59 | 21,11 | 20,96 | 19,47 | 22,34 | 22,27 |
| | Запас, м ³ | 105,9 | 113,4 | 93,7 | 113 | 99,4 | 91,7 | 106,1 | 109,9 |
| | Середній діаметр, см | 6 | 6 | 7,4 | 7,3 | 6,8 | 6,7 | 6,3 | 6,1 |
| | Середня висота, м | 5,6 | 5,6 | 6,2 | 6,1 | 5,9 | 5,8 | 5,7 | 5,6 |
| 1970 після рубки | Кількість дерев, шт. | 8089 | 5264 | 2555 | 3550 | 2433 | 3471 | 2000 | 3829 |
| | Сума площ перетину, м ² | 22,96 | 18,81 | 13,49 | 14,59 | 11,65 | 13,95 | 9,41 | 12,93 |
| | Запас, м ³ | 105,9 | 88,9 | 60,2 | 81,2 | 56,7 | 66,2 | 47,1 | 60,6 |
| | Середній діаметр, см | 6 | 6,8 | 8,2 | 7,3 | 7,8 | 7 | 7,8 | 6,6 |
| | Середня висота, м | 5,6 | 6 | 6,4 | 6,1 | 6,3 | 6,1 | 6,3 | 5,8 |
| | Інтенсивність рубки, %: | | | | | | | | |
| | – за кількістю дерев | - | 40,5 | 44,7 | 31,2 | 58,2 | 37,2 | 72 | 48,8 |
| – за масою | - | 21,6 | 35,7 | 28,1 | 42,9 | 27,7 | 55,6 | 44,8 | |
| 1973 | Кількість дерев, шт. | 7323 | 5000 | 2500 | 3525 | 2317 | 34,43 | 1900 | 3746 |
| | Сума площ перетину, м ² | 27,5 | 23 | 18,3 | 20,9 | 16,7 | 19,2 | 15,8 | 18,6 |
| | Запас, м ³ | 123,1 | 106,2 | 89,6 | 103,2 | 81,2 | 95,7 | 67,4 | 85,5 |
| | Середній діаметр, см | 7 | 7,7 | 9,7 | 8,7 | 9,7 | 8,5 | 10,3 | 8 |
| | Середня висота, м | 7,3 | 7,4 | 8 | 8,3 | 8,3 | 8,7 | 8,3 | 7,3 |
| | Відпад дерев, % | 9,5 | 5 | 2,1 | 0,7 | 4,8 | 8,1 | 5 | 2,2 |
| | Збільшення запасу, % | 116,2 | 119,5 | 148,8 | 127,1 | 143,1 | 134,5 | 143 | 141,1 |
| | Збільшення D _{ср.} , % | 116,7 | 113,2 | 118,3 | 119,2 | 124,4 | 118,1 | 132,1 | 121,3 |
| | Збільшення H _{ср.} , % | 130,3 | 123,3 | 125,1 | 136,1 | 131,7 | 142,6 | 131,7 | 125,9 |

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
|--------------------------|------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 1978 | Кількість дерев, шт. | 3940 | 4073 | 2380 | 2660 | 2120 | 2730 | 1800 | 2900 |
| | Сума площ перетину, м ² | 27,3 | 32,7 | 30,6 | 29,2 | 25,3 | 26,7 | 22,3 | 26,4 |
| | Запас, м ³ | 169,4 | 201,3 | 202,3 | 193,9 | 165,5 | 178 | 145,5 | 167,3 |
| | Середній діаметр, см | 9,4 | 10,1 | 12,8 | 11,8 | 12,3 | 11,1 | 12,5 | 10,8 |
| | Середня висота, м | 11,4 | 10,9 | 12 | 12,1 | 11,8 | 12 | 11,8 | 11,5 |
| | Відпад дерев, % | 41,5 | 54 | 50,7 | 45,3 | 63,6 | 50,6 | 44,8 | 61,2 |
| | Збільшення запасу, % | 160 | 226 | 336 | 239 | 292 | 269 | 309 | 276 |
| | Збільшення $D_{ср.}$, % | 157 | 148 | 156 | 162 | 158 | 154 | 160 | 164 |
| Збільшення $H_{ср.}$, % | 204 | 182 | 187 | 198 | 187 | 197 | 187 | 198 | |
| 1983 | Кількість дерев, шт. | 1985 | 2490 | 2050 | 2200 | 1930 | 2340 | 1650 | 2000 |
| | Сума площ перетину, м ² | 19,9 | 26,6 | 34,1 | 32,3 | 28,4 | 33,4 | 28,5 | 26,2 |
| | Запас, м ³ | 159,4 | 177,1 | 250,3 | 242,8 | 198,1 | 225,5 | 204,7 | 177,2 |
| | Середній діаметр, см | 11,3 | 11,7 | 14,5 | 13,7 | 13,7 | 13,5 | 14,7 | 13,8 |
| | Середня висота, м | 12,4 | 12,5 | 13,7 | 13,5 | 13,1 | 12,7 | 13,5 | 13 |
| 1989 | Кількість дерев, шт. | 1840 | 1715 | 1800 | 1650 | 1500 | 1730 | 1240 | 1910 |
| | Сума площ перетину, м ² | 30,81 | 30,79 | 40,57 | 37,09 | 34,69 | 40,70 | 33,37 | 36,37 |
| | Запас, м ³ | 263 | 263 | 343 | 315 | 292 | 338 | 284 | 315 |
| | Середній діаметр, см | 14,6 | 15,1 | 16,9 | 16,9 | 17,2 | 17,3 | 18,5 | 15,6 |
| | Середня висота, м | 16,3 | 15,8 | 16,3 | 16,4 | 16,3 | 16,4 | 16,5 | 16,1 |
| 2001 | Кількість дерев, шт. | 1035 | 840 | 910 | | 785 | | 660 | |
| | Сума площ перетину, м ² | 39,4 | 32,6 | 35,4 | | 32,2 | | 25,2 | |
| | Запас, м ³ | 420,2 | 323,4 | 355,2 | | 282,5 | | 251,4 | |
| | Середній діаметр, см | 22 | 22,2 | 22,2 | | 22,8 | | 22,2 | |
| | Середня висота, м | 23,6 | 22,5 | 22,7 | | 20,8 | | 22,1 | |

Протягом дослідів (з 1970 по 2001 рік) співвідношення кількості дерев у перерахунку на 1 га у варіантах дослідів дуже сильно змінилось. До 20-річного віку густота соснових культур на секціях, де було проведено очищення лінійним способом, становила від 62 до 90% густоти на секції контролю, причому на секціях з вирубанними другим і третім рядами з 1970 до 1978 року вона зменшилась відповідно з 90 до 69% і з 70 до 62% контролю. На секції з рівномірним зріджуванням цей показник був вищим ніж на контролі (103-109%). Після чергових рубок кількість дерев на всіх секціях вирівнювалась – 86-94% від контролю в 1989 році. Після появи осередків кореневої губки соснової культури почали розпадатись на окремі біогрупи, в результаті чого співвідношення кількості дерев знову змінилось – 64-88% у 2001 році.

В перші роки досліджень хід росту за діаметром і висотою характеризувався поступовим зростанням на зріджених секціях, на яких були проведені лінійні рубки, порівняно з контролем, (див. рис. 1). В 1973 році середній діаметр на контрольній секції збільшився на 16,7%, на секції з вирубкою четвертого ряду – на 17,5%, третього ряду – на 21,2%, другого – 26,7. Слід відмітити, що через 30 років після початку дослідів на ділянці досить чітко виявилась нерівномірність умов місцезростання, яка у 12-річних культурах була знівельована. Умови місцезростання північних варіантів дослідів – В, Г і Д характерні більшою сухістю і бідністю (AB_2), ніж південних – А і Б (B_{2-3}). Це, звичайно, поряд з антропогенною дією (рубки, рекреація) та дією інших чинників (ураження кореневою губкою, бурелом тощо), накладає свій відбиток на ріст і розвиток насадження. На секціях В, Г і Д у 2001 р. соснові культури залишаються чистими, з поодинокими пригніченими представниками дуба й берези. Підлісок середньої густоти, переважно з малини, ожини, горобини та крушини. Зустрічаються окремі кущі черемхи, бузини, шипшини, підріст липи, граба, берези, дуба, груші. Трав'яний покрив виражений слабо. На секціях А і В у другий, а подекуди і в перший ярус, вийшли дуб і граб, подекуди – осика, липа. Підлісок густий – з крушини, черемхи, ліщини, горобини, малини. Для трав'яного покриву характерна наявність заростей кропиви й розрив-трави – ознака колишнього сільськогосподарського користування. Ці відмінності свідчать про те, що за останнім переобліком коректним є порівняння даних варіантів В, Г і Д. За кількістю дерев, сумою площ перетину, запасом на 1 га перевагу слід віддати варіанту В, де на початку дослідів був вирубаний кожний четвертий ряд. Запас на 1 га тут становить 355,2 м³, що на 25,7% більше, ніж у деревостані на варіанті Г з вирубкою кожного третього і на 41,3% більше варіанту Д – з вирубкою кожного другого ряду. Цей висновок підтверджує і той факт, що при незначній різниці в інтенсивності рубок за останнє десятиріччя за кількістю дерев (варіант В – 49,4%, Д – 46,8%) лише на варіанті В запас на 1 га з 1989 по 2001 рік збільшився з 343,0 до 355,2 м³. На варіанті Г він за цей час зменшився з 315 до 282,5 м³, на варіанті Д – з 299,5 до 251,4 м³.

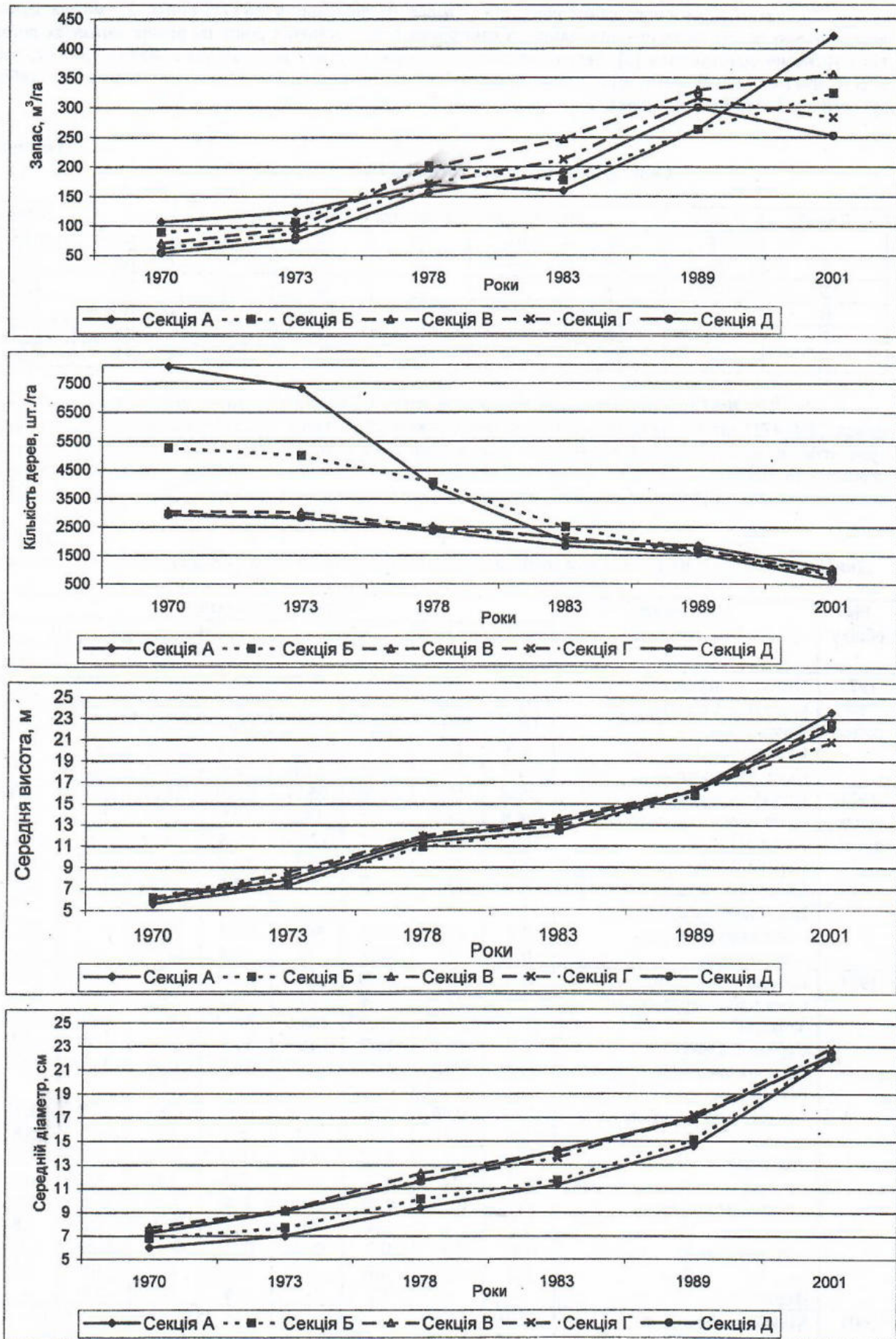


Рис. 1. Динаміка таксаційних показників сосни на ППП №16 за період з 1970 по 2001 рік

Виходячи з сучасного санітарного стану дерев на дослідному об'єкті (табл. 2), можна зробити висновок про те, що після проріджування та санітарних рубок останніх років на різних варіантах досліду він істотно не відрізняється [3]. Загальний індекс санітарного стану коливається в межах 1,82-2,2, тобто спостерігається ослаблення деревостану (досить значне – у варіанті Д), не дивлячись на вибірку сухостійних і відмираючих дерев.

Таблиця 2

Санітарний стан дерев сосни на ППП №16 на 2001 рік

| Секції | Розподіл дерев за категоріями стану, % | | | | | | | Індекс стану |
|--------|--|----|-----|----|---|----|--------|--------------|
| | I | II | III | IV | V | VI | Всього | |
| А | 51 | 28 | 14 | 4 | 1 | 2 | 100 | 1,82 |
| Б | 49 | 27 | 15 | 5 | 2 | 2 | 100 | 1,94 |
| В | 45 | 28 | 17 | 9 | - | 1 | 100 | 1,94 |
| Г | 42 | 28 | 19 | 8 | 2 | 1 | 100 | 1,97 |
| Д | 30 | 36 | 21 | 11 | 1 | 1 | 100 | 2,20 |

На ППП №17 при закладці досліду кількість дерев по варіантах істотно відрізнялась, варіюючи в межах 2860-4731 шт./га, після рубки 1971 р. цей діапазон збільшився до 1270-4306 шт./га. Під час рубки були вибрані всі сухостійні й відмираючі дерева, внаслідок чого середні показники діаметру й висоти перевищили відповідні величини до проведення рубкию. На варіантах з лінійними рубками застосована сильна інтенсивність рубки, а на варіанті рівномірного зріджування – слабка (табл. 3).

Таблиця 3

Динаміка таксаційних показників сосни на ППП №17 за 1971-2001 рр. (в перерахунку на 1 гектар)

| Рік обліку | Показники | Секції та підсекції | | | | | | | |
|------------------|--------------------------------------|---------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | | А | Б | В | | Г | | Д | |
| | | | | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 |
| 1971 до рубки | Кількість дерев, шт. | 4336 | 3283 | 4140 | 4713 | 2860 | 3927 | 3186 | 3920 |
| | Сума площ перетину, м ² | 24,9 | 26,9 | 23,4 | 28,1 | 24,3 | 31,2 | 23,8 | 32,6 |
| | Запас, м ³ | 169,6 | 194,9 | 165,1 | 195,3 | 176,7 | 222,1 | 170,3 | 238,1 |
| | Середній діаметр, см | 8,5 | 10,2 | 8,5 | 8,7 | 10,4 | 10 | 9,7 | 10,3 |
| | Середня висота, м | 11,7 | 12,3 | 11,6 | 11,8 | 12,4 | 12,2 | 12,2 | 12,3 |
| 1971 після рубки | Кількість дерев, шт. | 4306 | 2653 | 1420 | 2523 | 1270 | 2617 | 1826 | 2800 |
| | Сума площ перетину, м ² | 24,8 | 24,7 | 11 | 18,2 | 12,9 | 22,5 | 15,2 | 25,6 |
| | Запас, м ³ | 169,4 | 180,6 | 77,8 | 128,9 | 94,8 | 162,9 | 110 | 188,9 |
| | Середній діаметр, см | 8,6 | 10,9 | 9,9 | 9,5 | 11,3 | 10,4 | 10,3 | 10,8 |
| | Середня висота, м | 11,8 | 12,4 | 12,2 | 12,1 | 12,5 | 12,4 | 12,3 | 12,4 |
| | Інтенсивність рубки, %: | | | | | | | | |
| | – за кількістю дерев | 0,7 | 18,8 | 66,3 | 46,4 | 55,8 | 33,3 | 41,7 | 28,6 |
| – за запасом | 0,1 | 7,3 | 52,8 | 33 | 46,3 | 26,6 | 35,3 | 20,6 | |
| 1974 | Кількість дерев, шт. | 4306 | 2653 | 1400 | 2523 | 1250 | 2571 | 1816 | 2800 |
| | Сума площ перетину, м ² | 28 | 27,6 | 13,8 | 21 | 14,3 | 25,2 | 17,4 | 28,5 |
| | Запас, м ³ | 181,3 | 192,6 | 92,7 | 145,6 | 102,4 | 170,2 | 120,2 | 192,4 |
| | Середній діаметр, см | 8,8 | 11,2 | 10,7 | 10 | 11,9 | 10,7 | 10,7 | 10,9 |
| | Середня висота, м | 12,8 | 13,9 | 13,7 | 13,7 | 13,8 | 13,9 | 13,5 | 13,7 |
| | Річний приріст: | | | | | | | | |
| | – за площею перетину, м ² | 1,08 | 0,96 | 0,75 | 0,95 | 0,62 | 0,87 | 0,72 | 0,98 |
| | % | 4,4 | 3,9 | 6,8 | 5,2 | 4,8 | 3,6 | 4,7 | 3,8 |
| | – за запасом, м ³ | 3,97 | 4 | 4,97 | 4,9 | 2,53 | 2,43 | 3,4 | 1,17 |
| | % | 2,3 | 2,2 | 6,4 | 3,8 | 2,7 | 1,5 | 3,1 | 0,7 |
| | – за діаметром, см | 0,1 | 0,33 | 0,79 | 0,43 | 0,5 | 0,23 | 0,33 | 0,2 |
| | % | 1,2 | 3 | 7,4 | 4,5 | 4,4 | 2,2 | 3,2 | 1,8 |
| | – за висотою, м | 0,38 | 0,53 | 0,7 | 0,65 | 0,48 | 0,57 | 0,43 | 0,48 |
| | % | 3,2 | 4,3 | 5,7 | 5,4 | 3,7 | 4,6 | 3,5 | 3,9 |
| | Відпад, % | - | - | 1,3 | - | 1,6 | 5,7 | 0,8 | - |
| 2001 | Кількість дерев, шт. | 1270 | 1120 | 855 | | 955 | | 810 | |
| | Сума площ перетину, м ² | 31,4 | 36,55 | 29,8 | | 32,95 | | 26,05 | |
| | Запас, м ³ | 297,2 | 336 | 248 | | 305,5 | | 235 | |
| | Середній діаметр, см | 17,7 | 20,4 | 20,8 | | 21 | | 20,4 | |
| | Середня висота, м | 18,4 | 21 | 19,4 | | 21 | | 20 | |

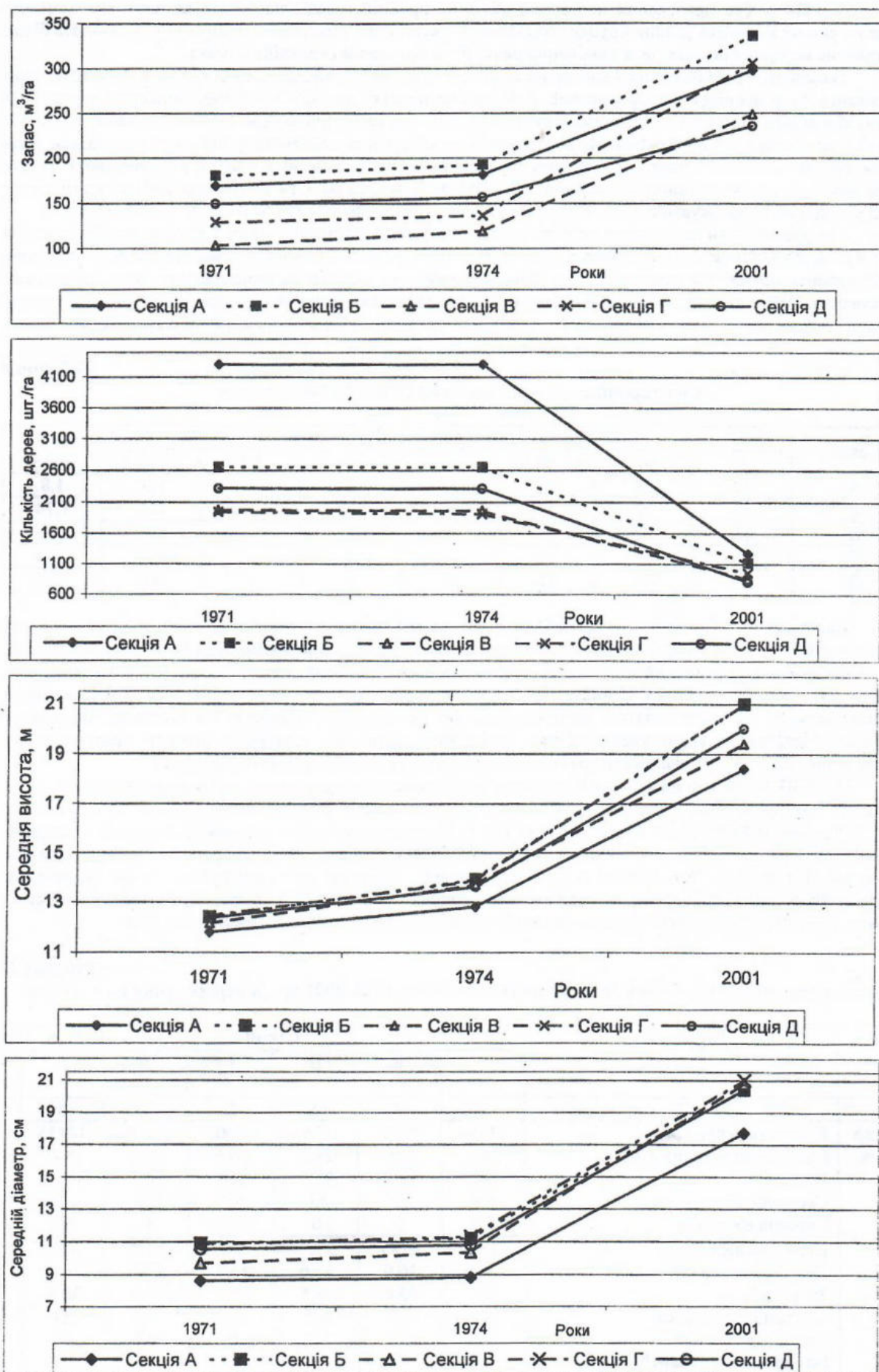


Рис. 2. Динаміка таксаційних показників сосни на ППП №17 за період з 1971 по 2001 рік

У 1974 р. був проведений повторний облік на пробній площі, який показав наявність всихання дерев на деяких варіантах лінійної рубки. Збільшення таксаційних показників деревостану виявилось більш істотним на непарних секціях, де в залишених рядах була проведена селекційна рубка.

Надалі на пробній площі було проведено три чергових прийоми проріджування, внаслідок яких насадження було повністю переформоване. Але, як і на початку дослідів, найбільша кількість дерев (1270 шт./га) збереглась на контролі, дещо менша (1120 шт./га) – на секції рівномірної рубки, ще менша (810-955 шт./га) – на секціях лінійної рубки. На контрольній секції густина деревостану весь час залишалась дещо вищою оптимальною, що привело до зниження середніх показників діаметра й висоти, а відповідно, й запасу, порівняно з показниками інших секцій (рис. 2). Найбільші запаси на 1 га за обліком 2001 р. відмічені на секції рівномірного зріджування (336 м³/га) і секції з вирубкою кожного третього ряду (305,5 м³/га).

Санітарний стан дерев після останнього проріджування на різних секціях істотно не відрізняється (табл. 4). Загальний індекс стану становить 1,53-1,80, тобто деяке ослаблення деревостану (а на контрольній секції – досить значне) ще спостерігається. Дещо кращий стан культур на варіантах сильного початкового зріджування. Проте ця тенденція статистично не підтверджується і може знайти пояснення у більш простій методиці відбору дерев у залишених рядах у рубку, яка проводилась лінійно-вибірковим способом.

Таблиця 4

Санітарний стан дерев сосни на ППП №17 на 2001 рік

| Секції | Розподіл дерев за категоріями стану, % | | | | | | Індекс стану | |
|--------|--|----|-----|----|---|----|--------------|--------|
| | I | II | III | IV | V | VI | | Всього |
| А | 49 | 28 | 18 | 4 | 1 | - | 100 | 1,8 |
| Б | 52 | 27 | 16 | 5 | - | - | 100 | 1,74 |
| В | 53 | 27 | 18 | 2 | - | - | 100 | 1,69 |
| Г | 58 | 24 | 15 | 2 | 1 | - | 100 | 1,64 |
| Д | 62 | 25 | 11 | 2 | - | - | 100 | 1,53 |

Протягом спостережень на пробній площі, яка закладена на типово лісових землях, осередки кореневої губки не відмічались, значного ураження деревостану іншими захворюваннями й шкідниками не було. Тому в цілому санітарний стан цього насадження значно кращий, ніж стан насаджень на постійних пробних площах у Богунському лісництві Житомирського держлісгоспу та в Радомишльському лісництві Радомишльського лісомисливського господарства, які розташовані повністю чи частково на землях сільськогосподарського користування. Отже, відсутність осередків групового відпаду призводить до уповільнення переходу від рівномірного розміщення дерев на площі до утворення біогруп.

На ППП № 20 вже на момент її закладки було зафіксовано ураження дерев кореневою губкою. У 1978 році, при проведенні чергового прочищення, на всіх секціях була проведена селективна рубка, на секції Б “дерев майбутнього” були звільнені від пригнічення сусідніми деревами, на секції В вибрані середні ряди. Крім того, був виявлений сильний ступінь ураження насаджень кореневою губкою, а також збільшення її осередків. Потім кожні 5 років проводились вибіркові санітарні рубки. За час проведення дослідів найбільший відпад дерев спостерігався на секціях Г, Д і Е (71,5-76,3%) з початковою сильною вибіркою (див. табл. 5), менший відпад – на секції В (69,2%), ще менший – на секції Б (54,3%).

Таблиця 5

Динаміка таксаційних показників сосни на ППП № 20 за 1973–2001 рр. (в перерахунку на 1 гектар)

| Рік обліку | Показники | Секції | | | | | |
|------------------|------------------------------------|--------|------|------|-------|-------|-------|
| | | А | Б | В | Г | Д | Е |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
| 1973 до рубки | Кількість дерев, шт. | 11880 | 9550 | 9790 | 11905 | 10640 | 14435 |
| | Сума площ перетину, м ² | 26,6 | 24,3 | 24,3 | 26,6 | 25,1 | 28,7 |
| | Запас, м ³ | 97 | 92,3 | 93,6 | 100 | 96,1 | 107,7 |
| | Середній діаметр, см | 5,3 | 5,6 | 5,6 | 5,4 | 5,5 | 5 |
| | Середня висота, м | 5,6 | 6 | 6 | 5,9 | 6 | 5,9 |
| 1973 після рубки | Кількість дерев, шт. | 11880 | 4725 | 6305 | 6845 | 5305 | 5050 |
| | Сума площ перетину, м ² | 26,6 | 16,9 | 17,6 | 16,7 | 13,7 | 10,5 |
| | Запас, м ³ | 97 | 65,6 | 68,5 | 63,3 | 52,7 | 38,6 |
| | Середній діаметр, см | 5,3 | 6,8 | 6,3 | 5,7 | 5,9 | 5,4 |
| | Середня висота, м | 5,6 | 6,2 | 6,2 | 6 | 6,2 | 6 |
| | Інтенсивність рубки, %: | | | | | | |
| | – за кількістю дерев | - | 50,5 | 34,6 | 42,5 | 50,1 | 65 |
| – за запасом | - | 28,9 | 26,8 | 36,7 | 45,2 | 64,2 | |

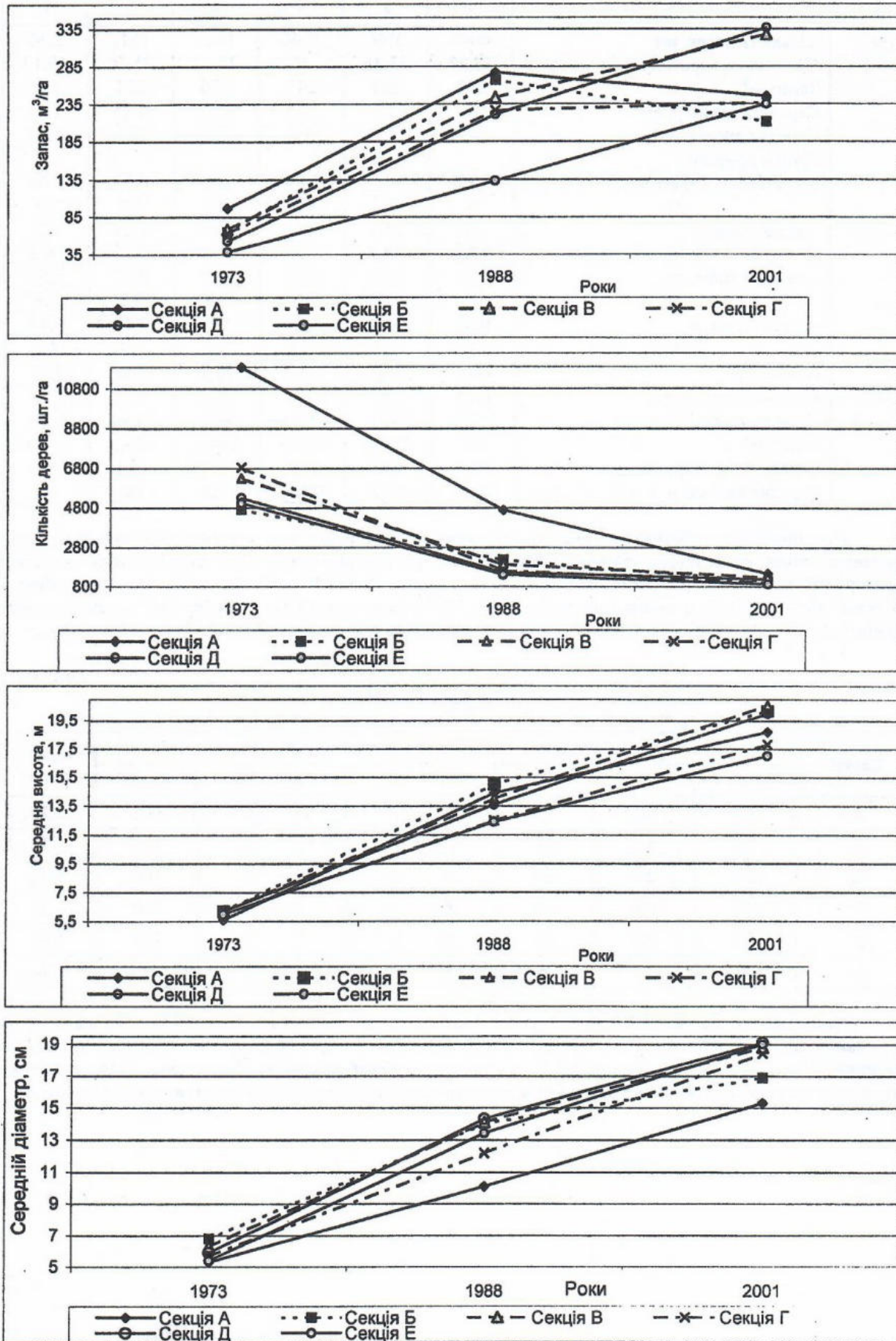


Рис. 3. Динаміка таксаційних показників сосни на ППП № 20 за період з 1973 по 2001 рік

Висновки

Проаналізувавши дані таксаційних обліків та лісопатологічних досліджень на описаних пробних площах, можна зробити такі висновки:

- надмірне початкове зріджування молодняків сосни в умовах свіжого субору на староорних землях у майбутньому негативно впливає на продуктивність деревостану, хоча серед варіантів з різними способами рубок перевагу слід віддати варіанту з вирубною кожного 4-го ряду, щодо санітарного стану культур в цих умовах, то на всіх секціях він є задовільним і приблизно однаковим (I_c в межах 1,82-2,2), а на секції контролю він навіть децю кращий;
- на типово лісових землях в умовах A_2 рубки догляду на продуктивність насадження вплинули позитивно, а найкращі результати спостерігаються на секціях рівномірного зріджування та з вирубною кожного 3-го ряду, санітарний стан культур непоганий (I_c в межах 1,53-1,8), хоча на контрольній секції він найгірший, а в цілому значно кращий, ніж на двох інших пробних площах;
- в умовах свіжого бору на староорних землях кращі результати за продуктивністю виявились на секціях з вирубною кожного 7-го та кожного 3-го ряду, санітарний стан на пробній площі найгірший (I_c в межах 1,84-2,71), а серед секцій найгірший стан спостерігаються на секції з рівномірним зрідженням.

Література

1. Изучить микробиологические особенности корневой губки сосны и разработать мероприятия по борьбе с ней // Научные отчеты Полесской АЛОС по теме 4 / Исполнители: Г.Д. Белый, А.Г. Черных. – Житомир. – 1971. – 90 с.; 1972. – 59 с. (рукописи).
2. Усовершенствовать систему мероприятий по защите сосны от корневой губки в зоне интенсивного ведения лесного хозяйства // Научные отчеты Полесской АЛОС по теме 39 / Исполнитель А.Г. Черных. – Житомир. – 1986. – 65 с.; 1987. – 80 с. (рукописи).
3. Вдосконалити систему рубок, пов'язаних з веденням лісового господарства в рівнинних лісах України // Науковий звіт Поліського філіалу по темі 1 / Виконавці: В.О. Бузун, Ф.М. Турчак, М.П. Головецький. – Житомир. – 2001. – 84 с.

Бузун В.А., Струтинский А.В.

Санитарное состояние и продуктивность сосновых культур на лесных и старопахотных землях на участках с разной интенсивностью рубки ухода

Полесский филиал УкрНИИЛХА

Проведен анализ результатов многолетних исследований таксационных показателей и санитарного состояния сосновых культур на трех опытных участках по рубкам ухода разной интенсивности.

Buzun V.A., Strutinsky A.V.

The sanitary condition and productivity of pine cultures on the forest and lands after agricultural use on the areas with different intensity of care chopping

Poleskiy Branch of UkrSRIFA

Analysis of results of long-year studies of taxation indexes and sanitary condition of pine cultures on three experimental plots with different intensity of care chopping.

Наукове видання

**ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЇ ЛІСІВ І ЛІСОКОРИСТУВАННЯ
НА ПОЛІССІ УКРАЇНИ**

Випуск 4 (10)

Видавництво «ВОЛИНЬ»

Житомир, 2004

Технічна редакція О.О. Орлова
Комп'ютерний набір і верстка Т.В. Курбет

Замовлення № 1199.

Тираж 400 примірників.