

УДК 631.41

**МИНЕРАЛИЗАЦИОННАЯ СПОСОБНОСТЬ
ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА ТОРФЯНЫХ ПОЧВ
И ПОСТУПЛЕНИЕ ^{137}Cs В МНОГОЛЕТНИЕ ЗЛАКОВЫЕ ТРАВЫ**

¹ Н.Н. Цыбулько, ² Т.П. Шапеева, ³ Т.В. Арастович,

кандидаты сельскохозяйственных наук

⁴ А.А. Зайцев, *кандидат технических наук*

¹ Департамент по ликвидации последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС,
² Могилевский филиал РНИУП «Институт радиологии», ³ РНИУП «Институт радиологии»,
⁴ Брестский филиал РНИУП «Институт радиологии»

Ключевые слова: минерализация, органическое вещество, торфяные почвы, злаковые травы, загрязнение, радионуклиды

Введение

Органическое вещество почвы (ОВП) наиболее важный показатель ее плодородия, представляющий собой сложный гетерогенный континуум материалов и соединений, отличающихся по стабильности, скорости оборачиваемости и продолжительности существования [1].

Стабильность ОВП – степень устойчивости составляющих его компонентов к биотической, физико-химической деградации, вымыванию и эрозии. Образующиеся при разложении свежего органического вещества гидрофильные компоненты быстро связываются с гидрофобными центрами гуминовых веществ, подвергаясь химической стабилизации. Органическое вещество (ОВ) микроагрегатов и органоминеральных комплексов физически защищено от ферментативного и микробного воздействия. Разлагаемое ОВ, содержащееся в порах, диаметр которых меньше размера бактерий, становится недоступным для разложения. Значительная часть органического углерода ($C_{\text{орг}}$), содержащегося в минеральных почвах, стабильна, поскольку находится в химически или физически защищенном состоянии, либо в составе малодоступных микробам гумусовых образований. Органический углерод торфяных почв, напротив, менее стабилен, так как представлен веществами, в значительной степени подверженными разложению и минерализации, а также в силу низкого содержания в них минеральной составляющей, определяющей физическую стабилизацию $C_{\text{орг}}$.

Биологическая доступность радионуклидов существенно зависит от органического вещества почвы, что подтверждает ряд исследований [2-4]. Принято считать, что при повышении содержания гумуса в почве от 1 до 3,5% переход радионуклидов в растения снижается в 1,5-2 раза [5].

* Работа выполнена в рамках проекта БРФФИ–РФФИ №Б08Р–170.

В малогумусной ($C_{\text{орг}} - 0,9\%$) дерново-подзолистой почве радионуклиды сорбируются преимущественно минеральной частью, а в более гумусированной ($C_{\text{орг}} - 4,6\%$) дерновой почве – органическим веществом [6].

Сравнение доступности ^{137}Cs в форме металлоорганических комплексов с фульво- и гуминовой кислотами и простых солей (хлоридов радионуклидов) показало, что органические комплексы ^{137}Cs менее доступны растениям по сравнению с ионной формой, причем фульват ^{137}Cs в 1,3 раза доступнее гумата [7].

Показано [8], что как общее содержание органического вещества, так и гуминовых кислот увеличивают поступление ^{137}Cs в растения. Причем содержание валового органического вещества и гуминовых кислот влияет на переход радионуклида примерно одинаково.

Доступность ^{137}Cs в торфяно-болотных почвах на порядок выше, чем в дерново-подзолистых почвах. Предполагается, что влияние на подвижность радионуклидов и поступление их в растения оказывает не только валовое содержание ОВ, но и его качественный состав. Чем больше в ОВП фульвокислот, сахаров и других органических веществ повышенной растворимости и меньше гуминовых кислот и лигнина, тем подвижнее ^{137}Cs . Соединения его с органической частью почвы обладают разной устойчивостью, поэтому выполняют либо аккумулятивную, либо динамическую функции. Наиболее миграционноспособной формой являются водорастворимые комплексы ^{137}Cs с низко- и среднемолекулярными органическими веществами, а наименее мобильной – часть нуклида, связанная с гуматами [2, 3]. С увеличением в почве ОВ наблюдается уменьшение количества водорастворимых органоминеральных соединений ^{137}Cs [3].

Радиоцезий накапливается в значительных количествах почвенными микроорганизмами и при минерализации отмершей микробной биомассы может переходить в доступную для растений форму [9]. Несмотря на то, что ^{137}Cs является одновалентным катионом и не образует собственных комплексных соединений, он содержится практически во всех молекулярно-массовых фракциях органических веществ почвенных растворов. Это, вероятно, обусловлено присутствием его в почвах в основном не в виде индивидуальных соединений с органическими веществами неспецифической природы или гумусовыми кислотами, а в составе комплексных гетерополярных соединений, образованных железом и алюминием с ОВП, молекулярные массы которых могут варьировать в широком диапазоне [10]. Молекулярные массы фракций органических веществ, содержащих ^{137}Cs , близки молекулярным массам водорастворимых фульвокислот, образующих ассоциаты с радионуклидами [11, 12].

Снижение стабильности ОВП может приводить к усилению подвижности ^{137}Cs в почве. Установлен эффект концентрирования ^{137}Cs органоминеральными частицами крупнозернистых гранулометрических фракций почв [13]. До половины нуклида содержалось в гранулометрических фракциях физического песка. Содержание темноокрашенных органоминеральных частиц в этой фракции составляет 1-5%, но в них содержится до

90% фракционного запаса ^{137}Cs . Концентрация радионуклидов в органоминеральных частицах превышает его концентрацию в минеральных частицах этой фракции до 400 раз. Сведений о характере распределения ^{137}Cs во фракциях органоминерального комплекса почв недостаточно.

Цель работы – установить зависимости между минерализационной способностью органического вещества торфяных почв и параметрами перехода ^{137}Cs в многолетние злаковые травы при разных уровнях минерального питания.

Объекты и методы исследований

Исследования проводили в 2008-2009 гг. на загрязненных радионуклидами сельскохозяйственных землях СПК «Оборона» Добрушского района Гомельской области и КУСП «Невель» Пинского района Брестской области. Объектом исследований являлись торфяно-глеевая маломощная (40-50 см) почва на хорошо разложившемся древесно-осоковом торфе с зольностью 70%, подстилаемом песком, и торфяно-болотная маломощная (80-100 см) почва на хорошо разложившемся древесно-осоковом торфе с зольностью до 20%, подстилаемая песком. Плотность загрязнения ^{137}Cs торфяно-глеевой почвы 117-162 кБк/м² (3,2-4,4 Ки/км²), торфяно-болотной почвы – 370-550 кБк/м² (10,0-14,9 Ки/км²). В табл. 1 приведены агрохимические показатели почв.

Таблица 1 – Агрохимическая характеристика почв

Почва	Зольность торфа, %	C _{орг} , %	рН в КСl	K ₂ O	P ₂ O ₅	S	H _г
				мг/кг почвы		мг-экв/100 г почвы	
Торфяно-глеевая	70	9,15–9,32	6,74–7,20	114,3–139,4	65,0–68,8	38,41–39,76	0,53–1,20
Торфяно-болотная маломощная	20	27,09–28,66	5,04–5,27	132,6–138,7	11,2–12,5	39,20–39,31	14,50–15,00

Примечание. C_{орг} – органический углерод; рН_{КСl} – обменная кислотность; H_г – гидролитическая кислотность; S – сумма поглощенных оснований; P₂O₅ – подвижный фосфор; K₂O – подвижный калий.

Исследования проводили методами постановки полевых и лабораторных опытов, а также применяли методы биокинетического и денсиметрического фракционирования органического вещества почвы.

Схема стационарного полевого опыта на торфяно-болотной почве включала варианты: 1. Контроль – без удобрений; 2. N₃₀P₆₀K₁₂₀; 3. N₆₀P₆₀K₁₂₀; 4. N₉₀P₆₀K₁₂₀.

В опыте возделывали многолетние злаковые травы следующего состава: овсяница луговая (*Festuca pratensis* L), кострец безостый (*Bromus inermis* Ltyss), тимофеевка луговая (*Phleum pretense* L). Общая площадь делянки 18 м², учетная – 10 м², повторность опыта – 4-кратная.

Схема стационарного полевого опыта на торфяно-глеевой почве включала варианты:

2008 год	2009 год	
1. Контроль – без удобрений	1. Контроль – без удобрений	В опыте возделывали многолетние злаковые травы следующего состава: лисохвост луговой (<i>Alopecurus pratensis</i> L.), двукис-точник тростниковидный (<i>Typhoides</i>
2. N45P40K100	2. N90P60K100	
3. N45P50K140	3. N90P60K140	
4. N45P60K180	4. N90P60K180	

arundinazea Moench. *Digraphis arundinazea* (L) Trin.), кострец безостый (*Bromus inermis* Ltyss.), тимофеевка луговая (*Phleum pretense* L.). Общая площадь делянки 20 м², учетной – 15, повторность опыта – 4-кратная.

Для проведения лабораторного эксперимента с инкубированием почвы почвенные образцы, отобранные из верхнего (0-20 см) слоя и просеянные через сито с диаметром отверстий <6 мм, высушивали до воздушно-сухого состояния. Навески почв по 100 г воздушно-сухой массы помещали в инкубационные камеры, конструкция которых позволяет улавливать CO₂ с помощью 0,2 н раствора NaOH при постоянном и естественном газообмене между почвой и атмосферой в течение инкубации [14]. Перед началом инкубации одну часть образца почв увлажняли до 60% полной полевой влагоемкости (ППВ) и выдерживали в течение 10 суток для инициирования микробной активности. Другую часть за сутки до эксперимента высушивали при 65°C в течение 24 час. После проверки уровня влажности в предварительно инкубированных образцах и увлажнения до 60% ППВ высушенных образцов, инкубационные камеры соединялись с приемниками, содержащими щелочь. В начале опыта выделяющийся из почвы C–CO₂ учитывали с экспозицией менее суток, впоследствии через каждые 1, 3 и 5 сут. Продолжительность инкубации – 150 сут. Повторность – двукратная. Температура инкубированной почвы в течение всего периода составляла 22 ± 1°C.

Метод биокинетического фракционирования ОВП основан на разной доступности микроорганизмам углерода из различных компонентов ОВП в течение длительной инкубации почвы, которая количественно устанавливается по скорости продуцирования C–CO₂. Содержание потенциально-минерализуемого углерода (C₀) в почве определяли по кумулятивному количеству C–CO₂, выделившегося за весь период инкубации (уравнение (1)). Аппроксимируя кумулятивные кривые продуцирования C–CO₂ за период инкубации трехкомпонентным уравнением экспоненциальной регрессии (уравнение (2)), определяли содержание углерода легко (C₁, k₁ >0.1 сут⁻¹), умеренно (C₂, k₂ >0.01 сут⁻¹) и трудно минерализуемых (C₃, k₃ >0.001 сут⁻¹) фракций активного ОВП. Если с помощью трехкомпонентного уравнения получались недостоверные коэффициенты, то использовали двухкомпонентные уравнения (3) и (4), выделяя в этом случае легко (C₁) и умеренно (C₂) минерализуемые фракции, либо легко (C₁) и трудно (C₃) минерализуемые.

$$C_t = C_{\text{пм}} \cdot [1 - \exp(-k_0 \cdot t)] \quad (1)$$

$$C_t = C_1 \cdot [1 - \exp(-k_1 \cdot t)] + C_2 \cdot [1 - \exp(-k_2 \cdot t)] + C_3 \cdot [1 - \exp(-k_3 \cdot t)] \quad (2)$$

$$C_t = C_1 \cdot [1 - \exp(-k_1 \cdot t)] + C_2 \cdot [1 - \exp(-k_2 \cdot t)] \quad (3)$$

$$C_t = C_1 \cdot [1 - \exp(-k_1 \cdot t)] + C_3 \cdot [1 - \exp(-k_3 \cdot t)] \quad (4)$$

где C_t – кумулятивное количество C-CO₂ (мг/100 г) за время t (сутки); $C_{\text{пл}}$ – содержание (мг/100 г) потенциально минерализуемого углерода; C_1, C_2, C_3 – содержание (мг/100 г) углерода легко, умеренно и трудно минерализуемых фракций активного пула ОВП; k_0, k_1, k_2, k_3 – константы скорости минерализации органического вещества соответствующих фракций (сут⁻¹).

Биокинетические параметры C_n и k_n рассчитывали по значениям C_t и t методом нелинейной оценки программы Statistica 6.0. Коэффициенты уравнений (1)-(4) с уровнем значимости $P > 0,05$ отвергались. Полученные величины C_n и k_n применяли для расчета таких показателей состояния ОВП, как время оборачиваемости ($T=1/k_n$, сутки) и период полуразложения ($T_{0.5}=\ln 2/k_n$, сутки) фракции в почве, интенсивность минерализации ($V = C_n \cdot k_n$, мг/100 г в сутки). $C_{\text{мб}}$ в почве определяли по кумулятивному количеству C-CO₂, образующегося при инкубировании предварительно высушенной почвы в течение 13-14 сут., аппроксимируя кривую однокомпонентным уравнением кинетики первого порядка (5):

$$C_t = 0.45 \cdot C_{\text{мб}} [1 - \exp(-k \cdot t)] + B \cdot t \quad (5)$$

где C_t – кумулятивное количество C-CO₂ (мг/100 г), выделившегося при инкубировании предварительно высушенной почвы за время t (сут); $C_{\text{мб}}$ – содержание углерода микробной биомассы (мг/100 г); k – константа скорости, сут⁻¹; 0.45 – доля углерода почвенного субстрата, минерализованного микроорганизмами до C-CO₂; B – константа, характеризующая равновесие между приростом и отмиранием биомассы при полной утилизации начального запаса субстрата.

Содержание ¹³⁷Cs в почвенных и растительных образцах определяли на γ-β-спектрометре МКС-АТ1315 и γ-спектрометрических комплексах «Теннекс», «Canberra» и «Oxford» [15]. Аппаратурная ошибка измерений не превышала 15-20%. Для количественной оценки поступления ¹³⁷Cs из почвы в растения рассчитывали коэффициент пропорциональности (перехода) – K_n по формуле:

$$K_n = \frac{UA}{\Gamma} \quad (6)$$

где UA – удельная активность продукции при стандартной влажности, Бк/кг, Γ – плотность радиоактивного загрязнения почвы, кБк/м².

В почвенных пробах определяли основные агрохимические показатели по общепринятым методикам: гумус – по Тюрину в модификации ЦИНАО [16]; рН_(КС) – потенциометрическим методом [17]; обменные формы фосфора и калия – по Кирсанову [18]; $N_{\text{общ}}$ – по Кьельдалю-Иодльбауеру.

Полученные данные обрабатывали статистическими методами дисперсионного и корреляционного анализов с использованием стандартного программного обеспечения (*Excel 7.0, Statistic 7.0*).

Результаты и их обсуждение

Содержание органического углерода в почве отражает эволюционно-генетическую специфику биогенно-аккумулятивных почвенных процессов, их зависимость от поступления и отчуждения органического вещества, аэрации и гидротермических условий, минералогического и гранулометрического состава почвы, других внутрисочвенных и внешних факторов.

Результаты исследований показывают, что общее содержание органического углерода в изучаемых почвах изменялось от 9,15 до 28,66%. Содержание $C_{орг}$ в торфяно-глеевой почве с зольностью торфа 70% было ниже по сравнению с торфяно-болотной почвой с зольностью торфа 20% в 2,9-3,1 раза (табл. 2). Соотношение общего органического углерода к общему азоту в торфяно-болотной почве составило 13,0-15,3, в торфяно-глеевой почве несколько ниже – 10,6-11,3. На фоне применения азотных удобрений наблюдалось сужения отношения $C : N$.

Таблица 2 – Показатели органического вещества почвы

Показатели	Торфяно-глеевая почва		Торфяно-болотная почва	
	PK	NPK	PK	NPK
Общий органический углерод ($C_{орг}$), %	9,15	9,32	28,66	27,09
Общий азот ($N_{общ}$), мг/кг почвы	8120	8750	18760	20804
Отношение $C : N$	11,3	10,6	15,3	13,0
Активный пул органического вещества (АОВ), мг/100 г почвы	218,2	168,0	647,5	580,4
% от $C_{орг}$	2,4	1,8	2,3	2,1
Углерод микробной биомассы ($C_{мб}$), мг/100 г почвы	108,4	81,5	145,0	176,4
% от $C_{орг}$	1,2	0,9	0,5	0,7
% от АОВ	49,7	48,5	22,4	30,4
Потенциально-минерализуемый углерод ($C_{пм}$), мг/100 г почвы	172,8	129,1	488,1	452,9
% от $C_{орг}$	1,9	1,4	1,7	1,7
% от АОВ	79,2	76,8	75,4	78,0

Органическое вещество почвы по времени оборачиваемости подразделяется на три пула: активный ($T < 3-10$ лет), медленный ($T = 10-100$ лет) и пассивный ($T > 100$ лет) [19]. Активный (лабильный) пул образует свежее ОВ высокого энергетического и питательного статуса, быстро утилизируемое микроорганизмами и расходуемое при макроагрегации; химически и физически не защищенное ОВ, способное к химическим и биохимическим реакциям (фрагменты растительных и животных остатков, микробная биомасса, моно- и полисахариды, водо- и солерастворимое и взвешенное ОВ, фракция песка и др.). Медленный (промежуточный) пул состоит из физически защищенного и исходно прочного ОВ (аминосахара, гликопротеины, фракции лигнина, меланина и липидов, ОВ макро- и микроагрегатов, мобильные гуминовые вещества, фракция мелкого песка и крупной пыли). Пассивный (устойчивый, стабильный) пул представляет недоступное микроорганизмам по биохимическим характеристикам и (или) связанное минеральной частью почвы ОВ (кутины, суберины, модифицированный лигнин, часть липидов, гумин,

негидролизуемое ОВ, защищенное металлорганическими связями и гидрофобными взаимодействиями, фракции тонкой пыли и глины).

По литературным данным на долю активного пула ОВП в слое почвы 0-20 см приходится от <1 до 8% от всего $C_{орг}$. В медленном пуле сосредоточено от 35 до 72%, в устойчивом пуле – от 39 до 64% [20, 21].

Нами определен активный пул органического вещества (АОВ), а также установлены особенности распределения углерода между легко ($k_1 > 0,1 \text{ сут}^{-1}$), умеренно ($k_2 > 0,01 \text{ сут}^{-1}$) и трудно минерализуемыми ($k_3 > 0,001 \text{ сут}^{-1}$) фракциями активного пула органического вещества исследуемых почв.

В торфяно-глеевой почве с зольностью торфа 70% содержание активного пула органического вещества колебалось от 168,0 до 218,2 мг/100 г почвы, что составляло 1,8-2,4% от общего количества органического углерода. Систематическое применение азотных удобрений под многолетние злаковые травы способствовало снижению по сравнению с фосфорно-калийным фоном содержания АОВ, а также уменьшению доли его в составе $C_{орг}$.

В торфяно-болотной почве с низкой минерализацией торфа (20%) содержание активного пула органического вещества в 3,0-3,5 раза было выше, чем в торфяно-глеевой почве. В тоже время удельный вес АОВ в составе общего органического углерода был примерно таким же – 2,1-2,3%. Применение азотных удобрений способствовало снижению по сравнению с фосфорно-калийным фоном содержания АОВ и уменьшению доли его в составе $C_{орг}$.

Содержание микробной биомассы ($C_{мб}$) является чувствительным индикатором биологического качества ОВП и эколого-физиологического состояния микроорганизмов [22]. Степень аккумуляции органического вещества, как результирующая накопления и разложения биомассы и метаболитов, зависит от эффективности включения углерода субстрата в микробную биомассу, образования побочных продуктов жизнедеятельности, защищенности микробной биомассы в почве и скорости использования микробных метаболитов другими микроорганизмами [23]. Чем ниже эффективность роста микроорганизмов и менее защищена биомасса, тем выше доля субстрата, расходуемого на дыхание.

В микробной биомассе почвы содержится от 1-3 до 5% $C_{орг}$, а время оборачиваемости углерода и азота микробной биомассы – 1,8-2,1 года [24, 25]. Микробная биомасса подразделяется на активную и неактивную, незащищенную и защищенную [26]. Доля активной части в пахотных почвах составляет 4-10% от общей, но в некоторых случаях может достигать 49% [27]. Чем больше в почве глинистой фракции, тем выше защищенность микробной биомассы и продолжительнее время ее оборачиваемости [28].

Вклад микроорганизмов в разложение ОВ в почве составляет 85-90%, почвенных животных и химического окисления – соответственно 10-15 и <5% [29].

Наши исследования инкубации почвы, проведенные в лабораторных условиях,

показали, что относительное содержание углерода микробной биомассы составляет в торфяно-глеевой почве 0,9-1,2%, в торфяно-болотной почве – 0,5-0,7% от $C_{орг}$. Абсолютные значения $C_{МБ}$ в торфяно-глеевой почве колебались в пределах 81,5-108,4, в торфяно-болотной почве – 145,0-176,4 мг/100 г почвы.

Следует отметить, что в торфяно-глеевой почве в составе активного пула органического вещества углерод микробной биомассы занимал около 50%, тогда как в торфяно-болотной почве – 22-30% (в среднем 26%), т.е. ОВ торфяно-глеевой почвы отличалось более высокой биологической активностью.

Применение азотных удобрений под многолетние злаковые травы способствовало на торфяно-глеевой почве снижению по сравнению с фосфорно-калийным фоном содержания $C_{МБ}$, а на торфяно-болотной почве, наоборот, увеличению абсолютного содержания и доли его в составе активного пула.

Минерализуемый пул ОВП включает в себя все доступные микроорганизмам вещества и соединения независимо от их природы, химического состава, структуры и свойств, хотя вклад растворимых, простых, низкомолекулярных и свободных более существенен, чем нерастворимых, сложных, высокомолекулярных. Размеры минерализуемого пула ОВП зависят, прежде всего, от количества и состава поступающих в почву органических материалов, степени защищенности компонентов ОВП и факторов, влияющих на микробную деятельность [30].

В наших исследованиях абсолютные значения потенциально-минерализуемого углерода ($C_{ПМ}$) колебались от 129,1-172,8 мг/100 грамм почвы на торфяно-глеевой почве до 452,9-488,1 мг/100 г почвы – на торфяно-болотной почве. Процентное содержание $C_{ПМ}$ от общего количества органического углерода характеризует минерализационную способность органического вещества почвы. Как показывают данные, доля $C_{ПМ}$ в составе общего органического вещества изменялась в пределах 1,4-1,9%, а в составе активного пула органического вещества – 75,4-79,2%.

Содержание $C_{ПМ}$ дает общее представление о минерализационной способности органического вещества почвы. Определение разных фракций активного пула ОВ позволяет установить активность оборачиваемости разных компонентов ОВП.

Анализ распределения углерода между легко, умеренно и трудно минерализуемыми фракциями активного пула органического вещества почв показал, что как в торфяно-глеевой, так и в торфяно-болотной почвах не обнаружена средне минерализуемая фракция, что характерно для почв с низким поступлением свежего органического вещества (табл. 3). АОВ торфяно-болотной почвы с низкой зольностью торфа и высоким содержанием органического углерода было более гомогенным и устойчивым к минерализующим воздействиям, чем АОВ торфяно-глеевой почвы, характеризующейся более высокой зольностью и меньшим содержанием $C_{орг}$. В торфяно-глеевой почве отношение трудно минерализуемой фракции к легко минерализуемой составляло 0,9-1,1, в торфяно-

Таблица 3 – Структура распределения углерода между фракциями активного пула органического вещества почв

Вариант опыта	Фракции по степени минерализуемости						***ИМ, мг С-СО ₂ /100 г в сутки
	легко минерализуемая		умеренно минерализуемая		трудно минерализуемая		
	С ₁ *	к ₁ **	С ₂ *	к ₂ **	С ₃ *	к ₃ **	
Торфяно-глеевая почва							
PK	102,6	0,107	нет		115,6	0,007	8,3
НРК	87,1	0,106	нет		80,9	0,006	7,5
Торфяно-болотная почва							
PK	169,3	0,137	нет		478,2	0,008	12,2
НРК	128,8	0,172	нет		451,6	0,009	10,3

* С₁, С₂ и С₃ – содержание углерода легко, умеренно и трудно минерализуемой фракций АОВ, мг/кг.

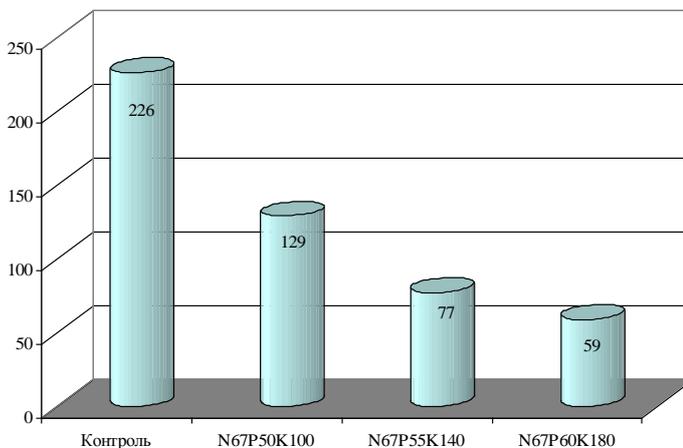
** к₁, к₂ и к₃ – константы скорости минерализации этих фракций, сутки⁻¹.

***Интенсивность минерализации (ИМ) рассчитана по формуле ИМ=С·к..

С-СО₂/100 г в сутки, в торфяно-глеевой почве – от 7,5 до 8,3 мг С-СО₂/100 г в сутки. Наблюдалось снижение интенсивности минерализации при систематическом применении азотных удобрений по сравнению с фосфорно-калийным фоном.

В стационарных полевых опытах изучено действие разных уровней минерального питания растений на поступление ¹³⁷Cs в многолетние злаковые травы. Установлены параметры перехода радиоцезия в растения на торфяно-глеевой и торфяно-болотной почвах при разных дозах минеральных удобрений.

Полученные данные показывают, что в целом содержание ¹³⁷Cs в сене многолетних злаковых трав на торфяно-глеевой почве с высокой степенью минерализации торфа и плотностью загрязнения 3,2-4,4 Ки/км² было ниже допустимого уровня (1300 Бк/кг) для скормливания с целью получения цельного молока на контроле в 5,7 раза, в вариантах с применением минеральных удобрений – более чем в 10 раз (рис. 1).

Активность ¹³⁷Cs, Бк/кг сена

болотной почве – 2,8-3,5. Абсолютное содержание легко и трудно минерализуемых фракций АОВ и среднее время их оборачиваемости в торфяно-болотной почве также изменялись в наименьшей степени.

Интенсивность минерализации органического вещества в торфяно-болотной почве изменялась от 10,3 до 12,2 мг

Удельная активность ¹³⁷Cs в сене в варианте без удобрений (контроль) изменялась по годам от 113 до 338 Бк/кг, при среднем значении 226 Бк/кг. Применение под травы

Рис.1 – Влияние уровней применения минеральных удобрений на содержание ¹³⁷Cs в сене многолетних злаковых трав на торфяно-глеевой почве

минеральных удобрений в дозах в среднем за 2 года $N_{67}P_{50}K_{100}$ привело к снижению накопления ^{137}Cs в сене в 1,7 раза. Увеличение дозы калийных удобрений от 100 до 140 кг/га д.в. обеспечило уменьшение активности ^{137}Cs на 40%, а в диапазоне доз K_{140} и K_{180} – на 23%.

На торфяно-болотной почве с низкой степенью минерализации торфа и более высокой (10-15 Ки/км²) плотностью загрязнения активность ^{137}Cs в многолетних злаковых травах была выше, чем на торфяно-глеевой почве, на несколько порядков (на контроле в 38 раз, в вариантах с удобрениями в 20 раз).

Содержание ^{137}Cs в сене превышало допустимый уровень (1300 Бк/кг) для скармливания с целью получения цельного молока на контроле в 6,7 раза, в вариантах с применением минеральных удобрений – в 1,2-1,6 раза (рис. 2).

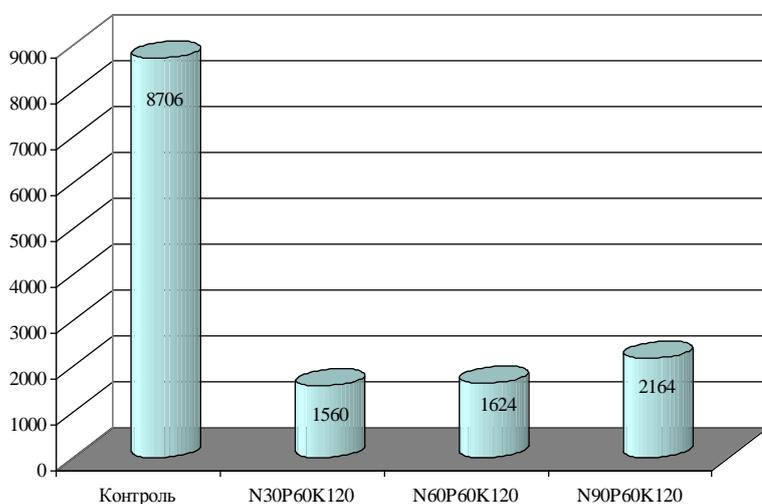


Рис.2. Влияние уровней применения минеральных удобрений на содержание ^{137}Cs в сене многолетних злаковых трав на торфяно-болотной почве

На контроле удельная активность ^{137}Cs в сене изменялась по годам от 7113 до 10299 Бк/кг, при среднем значении 8706 Бк/кг. При внесении под травы минеральных удобрений в дозах $N_{30}P_{60}K_{120}$ содержание радионуклида снизилось в среднем до 1560 Бк/кг, или в 5,5

раза. Повышение дозы азотных удобрений с 30 до 60 кг/га действующего вещества на фоне $P_{60}K_{120}$ незначительно увеличило содержание ^{137}Cs в сене. Применение еще более высокой дозы азота (N_{90}) привело к повышению поступления радионуклида в сено на 30-50% по отношению к варианту $N_{30}P_{60}K_{120}$.

Расчеты коэффициентов перехода (K_p) радиоцезия из почвы в сено многолетних злаковых трав показали, что на торфяно-болотной почве с зольностью торфа 20% значения их в 14,5 раза выше, чем на торфяно-глеевой почве с зольностью торфа 70% (табл. 4). На фоне применения минеральных удобрений эти различия сокращались до 7,6 раз.

Эффективность минеральных удобрений была выше на торфяно-болотной почве. Применение на них азота, фосфора и калия способствовало снижению K_p – в 4,7-6,4 раза по сравнению с контролем, тогда как на торфяно-глеевой почве – в 2,1-4,7 раза.

Таблица 4 – Коэффициенты перехода ^{137}Cs в сено многолетних злаковых трав

Почва	Варианты опыта	K_p , Бк/кг : кБк/м ²
Торфяно-глеевая	Контроль (без удобрений)	1,55
	N67P50K100	0,72
	N67P55K140	0,59
	N67P60K180	0,33
Торфяно-болотная	Контроль (без удобрений)	22,5
	N30P60K120	3,5
	N60P60K120	4,3
	N90P60K120	4,8

Повышение доз азотных удобрений с 30 до 60 и 90 кг/га действующего вещества привело к увеличению K_p с 3,5 до 4,3 и 4,8 или на 22 и 37%, соответственно. При увеличении доз калийных удобрений от 100 до 140 кг/га переход ^{137}Cs в сено многолетних трав снизился на 18%, а при дозе 180 кг/га – в 2,2 раза.

Таблица 5 – Зависимость перехода ^{137}Cs из почвы в растения от содержания ОВП в почвах и его минерализации

Параметр ОВП	Уравнение регрессии	Коэффициент корреляции
$C_{\text{орг}}, \% (X_1)^*$	$**Y=0,011 \cdot X_1 - 0,011$	0,924
$C_{\text{пм}}, \text{мг}/100\text{г} (X_2)^*$	$**Y=0,001 \cdot X_2 - 0,046$	0,933
$C_{\text{пм}}, \% \text{ от } C_{\text{орг}} (X_3)^*$	$**Y=0,223 - 0,031 \cdot X_3$	-0,556
ИМ, мг $\text{C-CO}_2/100\text{г}$ в сутки $(X_4)^*$	$**Y=0,026 \cdot X_4 - 0,062$	0,871

* $X_1 \dots X_4$ – параметры ОВП.

** Y – коэффициенты перехода ^{137}Cs из почвы в растения.

Установлена тесная положительная линейная связь между коэффициентами перехода ^{137}Cs из почвы в растения и содержанием в почве органического углерода, абсолютным содержанием потенциально-минерализуемого углерода и интенсивностью минерализации (табл. 5). Зависимость между относительным содержанием потенциально-минерализуемого углерода ($C_{\text{пм}}, \% \text{ от } C_{\text{орг}}$) и K_p ^{137}Cs была обратной.

Выводы

1. Содержание активного органического вещества и углерода микробной биомассы в торфяно-болотной почве с зольностью торфа 20% соответственно в 3,0-3,5 и 1,6-1,8 раза выше, чем в торфяно-глеевой почве с зольностью торфа 70%. Удельный вес АОВ и $C_{\text{мб}}$ в составе общего органического углерода в этих почвах сравнительно одинаковый и составляет 1,8-2,4 и 0,5-1,2%, соответственно. Однако, в торфяно-глеевой почве в активном пуле органического вещества углерод микробной биомассы занимал около 50%, в торфяно-болотной почве – 22-30%. Азотные удобрения приводят к снижению по сравнению с фосфорно-калийным фоном содержания АОВ, а также уменьшению доли его в составе $C_{\text{орг}}$. Содержание углерода микробной биомассы при внесении азота снижается на торфяно-глеевой почве и возрастает на торфяно-болотной почве.

2. Относительное содержание потенциально-минерализуемого углерода в составе общего органического вещества составляет 1,4-1,9%, в активном пуле – 75,4-79,2%. Активный пул органического вещества торфяно-болотной почвы более гомогенен и ус-

тойчив к минерализации, чем торфяно-глеевой почвы. В торфяно-глеевой почве отношение трудно минерализуемой фракции к легко минерализуемой составляло 0,9-1,1, в торфяно-болотной почве – 2,8-3,5. Абсолютное содержание легко и трудно минерализуемых фракций АОВ и среднее время их оборачиваемости в торфяно-болотной почве также изменяется в меньшей степени. Однако интенсивность минерализации в этой почве выше.

3. На торфяно-болотной почве с низкой зольностью торфа переход ^{137}Cs в сено в 14 раз и более выше, чем на торфяно-глеевой почве с зольностью торфа 70%. Радиоэкологическая эффективность минеральных удобрений выше на торфяно-болотной почве, что обусловлено более высокими параметрами перехода ^{137}Cs в растения. Применение минеральных удобрений на торфяно-болотной почве снижало K_p – в 4,7-6,4 раза по сравнению с контролем, на торфяно-глеевой почве – в 2,1-4,7 раза.

4. Наличие тесной положительной связи между коэффициентами перехода ^{137}Cs из почвы в растения и содержанием в почве органического углерода, абсолютным содержанием потенциально-минерализуемого углерода и интенсивностью минерализации свидетельствует, что минерализационная способность органического вещества почв существенно влияет на аккумуляцию ^{137}Cs в растениях. Зависимость между относительным содержанием потенциально-минерализуемого углерода и K_p ^{137}Cs была обратная.

Литература

1. Расширенное воспроизводство плодородия почв в интенсивном земледелии Нечерноземья / Под общ. ред. акад. РАСХН Н.З. Милащенко. – М., 1993. – 864 с.
2. Вирченко, Е.П. Радионуклид-органические соединения в почвах зоны влияния Чернобыльской АЭС / Е.П. Вирченко, Г.И. Агапкина // Почвоведение. – 1993. – № 1. – С. 13-17.
3. Бондарь, Ю.И. Оценка биологической доступности ^{137}Cs и ^{90}Sr из фракций почвенного комплекса / Ю.И. Бондарь [и др.] // Десять лет после Чернобыльской катастрофы: тез. докл. науч. конф., Минск, 28-29 февраля 1996 г. / МЧС. Акад. наук Беларуси. – Минск, 1996. – С. 62.
4. Петряев, Е.П. Роль органического вещества почвы в миграции радионуклидов Чернобыльского выброса / Е.П. Петряев [и др.] // Геохимические пути миграции искусственных радионуклидов в биосфере: тез. докл. IV конф. науч. совета при ГЕОХИ АН СССР по программе «АЭС-ВО». – Гомель, 1990. – С. 87.
5. 20 лет после чернобыльской катастрофы: последствия в Республике Беларусь и их преодоление. Национальный доклад // Под ред. В.Е. Шевчука, В.Л. Гурачевского. – Минск: Комитет по проблемам преодоления последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС при Совете Министров Республики Беларусь. – 2006. – 112 с.
6. Бондарь, Ю.И. Роль органического вещества почвы в сорбционном поглощении ^{137}Cs и ^{90}Sr / Ю.И. Бондарь, Л.С. Ивашкевич, Г.С. Шманай // Фундаментальные и прикладные аспекты радиобиологии: биол. эффекты малых доз и радиоактивное загрязнение среды (радиоэкол. и медико-биол. последствия катастрофы на ЧАЭС): тез. докл. Междунар. науч. практ. конф. / МЧС РБ, Ин-т радиобиологии НАН Беларуси. – Минск, 1998. – С. 24.
7. Сельскохозяйственная радиозология / Алексахин Р.М., Васильев А.В., Дикарев В.Г. и др.; Под ред. Алексахина Р.М., Корнеева Н.А. – М.: Экология, 1992. – 400 с.
8. Йохансон, К.Й. Функции органического вещества, определяющие поведение радиоцезия в системе почва–растение / К.Й. Йохансон, М.И. Долгилевич, Г.И. Васенков // Висник аграрной науки. – 1997. – №3. – С. 52-54.

9. Рыбалка, В.Г. О влиянии сорбционно-микробиологического фактора на миграционную подвижность радионуклидов / В.Г. Рыбалка, В.В. Стрелко, Д.И. Швед // Пятнадцать лет Чернобыльской катастрофы. Опыт преодоления: тез. докл. Междунар. конф., Киев, 18-20 апр. 2001 г. – Киев: Чернобыльинтеринформ, 2001. – С. 62.
10. Павлоцкая, Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. / Ф.И. Павлоцкая. – М.: Атомиздат, 1974. – 215 с.
11. Агапкина, Г.И. ^{137}Cs в жидкой фазе почв природных биогеоценозов / Г.И. Агапкина // Почвоведение. – 2002. – №9. – С. 1121-1128.
12. Кончиц, В.А. Свойства водорастворимых фульвокислот, содержащих легкие и тяжелые металлы / В.А. Кончиц, В. Стрнад, В.А. Черников. // Изв. ТСХА. – 1986. – №2. – С. 102-109.
13. Попов, В.Е. Эффект концентрирования ^{137}Cs органо-минеральными частицами крупнозернистых гранулометрических фракций песчаных почв, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС / В.Е. Попов // Почвоведение. – 2006. – №3. – С.344-351.
14. Иванникова, Л.А. Способы определения минерализации органического вещества в почве по количеству продуцируемого CO_2 / Л.А. Иванникова // Методы исследований органического вещества почв. – М.: Россельхозакадемия – ГНУ ВНИПТИОУ, 2005. – С. 376-385.
15. Методические указания по определению ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах и растениях / А.В. Кузнецов, В.И. Силин, Ф.И. Павлоцкая [и др.]. – Минск: ЦИНАО, 1985. – 64 с.
16. Почвы. Определение органического вещества в модификации ЦИНАО: ГОСТ 26212–91. – Введ. 1993.07.01. – Минск: Изд-во стандартов, 1992. – 6 с.
17. Почвы. Приготовление солевой вытяжки и определение pH по методу ЦИНАО: ГОСТ 26483–85. – Введ. 1986.07.01. – Минск: Изд-во стандартов, 1987. – 4 с.
18. Почвы: ГОСТ 26207–91. – Введ. 1993.07.01. – Минск: Изд-во стандартов, 1992. – 6 с.
19. Семенов, В.М. Роль растительной биомассы в формировании активного пула органического вещества почвы / В.М. Семенов [и др.] // Почвоведение. – 2004. – №11. – С. 1350–1359.
20. Muller, T. Soil organic matter turnover as a function of the soil clay content: consequences for model application / T. Muller, H. Hoper // Soil Biol. Biochem. – 2004. – V.36. – №6. – P. 877–888.
21. Schwendenmann, L. Response of organic matter dynamics to conversion from tropical forest to grassland as determined by long-term incubation / L. Schwendenmann, E. Pendal. // Biol. Fertil. Soils. – 2008. – V. 44. – №8. – P. 1053–1062.
22. Anderson, T.H. The metabolic quotient for CO_2 ($q \text{CO}_2$) as a specific activity parameter to assess the effect of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils / T.H. Anderson, K.H. Domsch // Soil. Biol. and Biochem. – 1993. – V. 25. – P. 393–395.
23. Six, J. Bacterial and Fungal Contributions to Carbon Sequestration in Agroecosystems / J. Six, etc. // Soil. Sci. Soc. Amer. J. – 2006. – V. 70. – №2. – P. 555–569.
24. Jenkinson, D.S. Turnover of Nitrogen-15-Labeled Fertilizer in Old Grassland / D.S. Jenkinson, etc. // Soil Sci. Soc. Am. J. – 2004. – V. 68. – №3. – P. 865–875.
25. Martens, R. Current methods for measuring microbial biomass C in soil: Potential and limitations / R. Martens // Biol. Fertil Soils. – 1995. – V. 19. – №2-3. – P. 87–99.
26. Gregorich E.G., Carter M.R., Angers D.A., Monreal C.M., Ellert B.H. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils // Can. J. Soil Sci. 1994. V. 74. P. 367-385.
27. Alvarez, C.R. Associations between organic matter fractions and the active soil microbial biomass / C.R. Alvarez, etc. // Soil Biol. Biochem. – 1998. – V.30. – №6. – P. 767–773.
28. Muller, T. Soil organic matter turnover as a function of the soil clay content: consequences for model application / T. Muller, H. Hoper // Soil Biol. Biochem. – 2004. – V.36. – №6. – P. 877–888.
29. Wolters, V. Invertebrate control of soil organic matter stability / V. Wolters // Biol. Fertil. Soils. – 2000. – V.31. – №1. – P. 1–19.
30. Семенов, В.М. Минерализуемость органического вещества и секвестрирующая емкость почв зонального ряда / В.М. Семенов [и др.] // Почвоведение. – 2008. – №7. – С. 1-14.

Summary

Tsybulko N., Shapsheeva T., Arastovich T., Zaitsev A. Mineral capacity of peat soils organic substance and entry of ¹³⁷Cs into perennial grasses

Here are given the results of the study of peat soils organic substance structure with various peat ash contents. Contents of active organic substance and carbon of microbial biomass in peat - boggy soil with 20% peat ash contents is 3.0 - 3.5 and 1.6 - 1.8 times higher correspondingly, than thus in peaty - gley soil with 70% peat ash content.

At peat - boggy soil with low peat ash content ¹³⁷Cs transition into hay is min. 14 times higher than at peaty - gley soil with 70% peat ash content. Application of fertilizers at peat - boggy soil reduces ¹³⁷Cs transition factor 4.7 - 6.4 times if compared to peaty - gley soil (2.1 - 4.7 times). Close positive interconnection between ¹³⁷Cs transition factors from soil into plants and organic carbon soil contents, absolute contents of potentially mineralized carbon and mineralization degree.

Поступила 04 мая 2010 г.