

УДК 631.417.2

**ИДЕНТИФИКАЦИЯ ЛАБИЛЬНОГО И УСТОЙЧИВОГО ПУЛОВ
ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА В АГРОСЕРОЙ ПОЧВЕ***© 2011 г. А. А. Ларионова¹, Б. Н. Золотарева¹, И. В. Евдокимов¹,
С. С. Быховец¹, Я. В. Кузяков², Ф. Бюггер³¹Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН, 142290, Пушкино,
Московская обл., ул. Институтская, 2e-mail: ilyaevd@rambler.ru²Кафедра исследования агроэкосистем, Университет г. Байройт, Германия³Институт почвенной экологии, Научно-исследовательский центр Гельмгольцевского общества,
Нойерберг, Германия

Поступила в редакцию 24.12.2009 г.

В ходе годовой инкубации определяли интенсивность разложения органического вещества в гранулометрических фракциях агросерой почвы, отобранной в полевом эксперименте после разложения растительных остатков кукурузы в течение пяти лет. Растительные остатки кукурузы вносили в дозах, эквивалентных поступлению опада в агроценозе и в луговой экосистеме. Сочетание трех методических подходов: гранулометрического фракционирования, метода варьирования естественного обогащения ¹³C при смене С3–С4 растительности и инкубационного подхода — позволило разделить органическое вещество почвы на лабильный и устойчивый пулы. Размер лабильного пула составил 32% в почве под агроценозом и 42% в почве под лугом. Вследствие отрицательного затравочного эффекта поступление С4 (молодого) углерода способствовало стабилизации С3 (старого) углерода в почве. В отсутствие молодого углерода наблюдалась дестабилизация — интенсивное разложение старого органического вещества. Процесс дестабилизации был отмечен даже в наиболее устойчивых тонкопылеватой и илистой фракциях.

ВВЕДЕНИЕ

Почвенное органическое вещество (ПОВ) является сложной системой органических и органо-минеральных соединений. Вследствие гетерогенности, ПОВ представляет собой непрерывный ряд (континуум) органических соединений, различающихся по устойчивости к разложению почвенными микроорганизмами: от лабильных пулов, которые обновляются в течение часов и суток, до очень устойчивых, сохраняющихся в почве в течение тысячелетий [4, 7, 21]. Разделение на лабильные и устойчивые пулы проводится с помощью физических, изотопных и химических методов.

Наиболее распространенными приемами физического фракционирования являются агрегатный, гранулометрический и денситометрический анализы [2, 4, 21, 26]. В первых двух случаях разделение ведется по размеру водонепроницаемых агрегатов и элементарных почвенных частиц, а в третьем — по их удельной массе. Для разделения на свободные и прочносвязанные органические пулы широко используется метод гранулоденситометрического фракционирования — сочетание методов выделения частиц по размеру и плотно-

сти [2, 4, 21]. Выделяемые таким образом фракции существенно отличаются по содержанию углерода и минеральных компонентов почвы, однако являются негетерогенными по времени обновления ПОВ. Кроме того, дезагрегация почвы (растирание, обработка ультразвуком) и взаимодействие почвенных частиц с водой и химическими соединениями, входящими в состав тяжелых жидкостей, в процессе фракционирования могут существенно изменить первоначальный состав фракций [23].

Изотопные методы (радиоуглеродное датирование, варьирование естественного обогащения ¹³C при смене С3–С4 растительности, разложение меченых растительных остатков), на первый взгляд, позволяют разделить ПОВ на более однородные пулы по времени обновления: молодой пул, который аккумулируется после резкого изменения изотопного состава растительных остатков, и старый устойчивый пул. Метод варьирования естественного обогащения ¹³C при смене С3–С4 растительности довольно часто используется для оценки скорости обновления ПОВ в полевых условиях [4, 8, 25]. При выращивании С4 растения, например, монокультуры кукурузы ($\delta^{13}\text{C} = -12...-14\text{‰}$), на почве, на которой ранее произрастали С3 растения ($\delta^{13}\text{C} = -26...-27\text{‰}$), с течением времени по-

* Работа выполнена при финансовой поддержке Президиума РАН (программа № 4) и РФФИ (проект 08-04-00559).

степенно происходит замещение старого С3 углерода молодым С4 углеродом растительных остатков кукурузы. Молодой пул углерода обычно рассматривается как лабильный, однако его не всегда можно назвать гомогенным. При продолжительном поступлении меченого растительного материала в почву часть молодого углерода трансформируется в устойчивый пул ПОВ. Для того чтобы оценить стабилизацию молодого пула углерода в почве, необходимы прямые определения устойчивости по величине потерь углерода в виде CO_2 в процессе разложения ПОВ в длительных инкубационных экспериментах.

Оценка устойчивости гранулоденситометрических фракций непосредственно по интенсивности выделения CO_2 используется довольно редко, хотя этот метод позволяет получить важную информацию о стабильности ПОВ в различных пулах. В работе Кристенсена [13] установлено, что максимальной устойчивостью обладает органическое вещество пылеватых частиц; углерод крупных фракций, напротив, наиболее лабилен. Гумус илестых частиц отличается промежуточной устойчивостью. Разница между интенсивностью разложения органического вещества пылеватой и илестой фракций может быть несущественной [24], однако высокая интенсивность разложения и скорость обновления ПОВ в составе крупных фракций >50 мкм по сравнению с тонкими частицами <20 мкм обнаруживается во многих исследованиях [10, 18–21].

Дифференцированный учет эмиссии $^{12}\text{CO}_2$ и $^{13}\text{CO}_2$ в длительных экспериментах, то есть сочетание изотопного и инкубационного подходов, позволяет сравнить скорости обновления молодого и старого ПОВ. Определение в динамике эмиссии CO_2 и его изотопного состава в ходе трехлетнего инкубационного эксперимента, проведенное в работе Коллинза с соавт. [12], свидетельствует о том, что оба пула – молодой С4 и старый С3 – состоят из лабильного и устойчивого компонентов. Лабильные компоненты С3 и С4 обновлялись с одинаковой скоростью, а время обновления устойчивой фракции молодого С4 углерода было примерно в 3 раза меньше, чем старого С3. В указанных экспериментах использовали образцы разных типов почв, отобранные под монокультурой кукурузы, которая выращивалась в течение 8–35 лет. За этот период молодой углерод стабилизировался в довольно устойчивых пулах со временем обновления 12–28 лет. Инкубирование денсито- и гранулометрических фракций, выделенных из тех же почв [20], позволило установить, что наиболее устойчивый пул молодого углерода стабилизировался чаще всего в тонких фракциях (пылеватой или илестой).

Таким образом, изотопный метод позволяет определить устойчивость ПОВ в гранулометриче-

ских фракциях, а также стабилизацию молодого органического вещества. Кроме того, в изотопных исследованиях учет потерь диоксида углерода в процессе длительных инкубационных экспериментов позволяет установить качественные изменения в ПОВ, произошедшие в процессе фракционирования. Сравнение дыхательной активности ненарушенной почвы и средневзвешенной эмиссии CO_2 из всех гранулометрических фракций с учетом их массовой доли в почве позволяет сделать противоречивые выводы. По мнению Кристенсена [13], фракционирование не приводит к заметным изменениям в устойчивости ПОВ к разложению микроорганизмами. По мнению Маршнера с соавт. [23], дезагрегация почвенных частиц и седиментационный анализ в воде значительно увеличивают дыхательную активность органического вещества фракций. Наиболее существенные изменения происходят при сочетании грануло- и денситометрического анализов, поскольку тяжелые жидкости, например, поливольфрамат натрия, используемые при разделении частиц по удельной массе, обладают ярко выраженным ингибирующим эффектом по отношению к микробному сообществу почвы [15].

Мы предположили, что сочетание гранулометрического определения пулов с последующей инкубацией и исследованием изотопного состава выделяющегося CO_2 позволит разделить органическое вещество почвы на наиболее гомогенные пулы и оценить размеры этих пулов в основных типах почв. В настоящей работе в рамках интеграционного подхода сочетались полевые и лабораторные опыты: для инкубации отбирали почву из полевого эксперимента по разложению растительных остатков кукурузы (С4 растения) в почве, сформировавшейся под С3 растительностью.

Целью работы было сравнительное изучение скоростей обновления молодого С4 и старого С3 углерода в гранулометрических фракциях агросерой почвы для разделения органического вещества почвы на гомогенные пулы.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования были проведены в 2000–2005 гг. на агросерой почве (С орг 1.1%, рН КСl – 4.65) Опытной полевой станции ИФХиБПП РАН, г. Пушкино Московской обл.

Скорость обновления углерода в агросерой почве определяли в стационарном микрополевым опыте, заложенном на участке многолетнего пара, который служил контролем. Измельченные растительные остатки зеленой массы кукурузы вносили ежегодно осенью в течение 5 лет в опытные делянки в слой почвы 0–25 см в дозах 1.0 и 3.0 кг/м² в пересчете на сухую массу, что соответствовало поступлению в почву 1.9 и 5.8 кг С/м² за

весь период. Первая доза соответствует количеству органического углерода, поступающему в почву с растительными остатками и органическими удобрениями при интенсивном ведении сельского хозяйства, а вторая – поступлению углерода в почву в высокопродуктивных луговых сообществах. Соотношение C/N в остатках кукурузы составило 27. Площадь делянок 1 м², повторность опыта – 2-кратная. Опытные площадки изолировали по периметру винипластовыми каркасами на глубину пахотного слоя и сверху накрывали деревянными решетками, предохраняя от пересыхания. Почву ежегодно перекапывали осенью при внесении остатков кукурузы и весной для рыхления и поддержания в состоянии пара. Влажность слоя 0–25 см в течение вегетационного периода за все годы эксперимента колебалась от 17 до 25% (50–75% ППВ). По окончании эксперимента с каждой делянки из 5 точек были отобраны пробы почвы с глубины 0–25 см, из которых был получен смешанный образец.

Образцы почвы разделяли на гранулометрические фракции. Для этого 50 г воздушно-сухой почвы смешивали с водой в количестве 25% от массы почвы и диспергировали с помощью 30-минутного растирания. Затем почвенную пасту пропускали через сита диаметром от 1 до 0.1 мм. Крупная фракция размером 0.1–1 мм оказалась гетерогенной. Разделение этой фракции на органический и минеральный компоненты с помощью флотации в воде и последующий анализ углерода показали, что в ее состав входят легкая органическая фракция (ЛФ), представляющая собой фрагменты гумифицированных растительных остатков, и песчаная фракция, в состав которой входят преимущественно минеральные компоненты. Фракцию менее 0.1 мм обрабатывали ультразвуком мощностью 100 Вт в течение 15 мин и разделяли на гранулометрические фракции методом отмучивания в воде [1]. После исчерпывающей экстракции фракции осаждали центрифугированием в течение 30 мин при скорости 4000 об/мин (1600 г) на центрифуге К-70.

В почвенных образцах и выделенных фракциях определяли органический углерод и азот, а также содержание изотопа ¹³C на элементном анализаторе “Euro EA” (Eurovector, Италия), соединенном с масс-спектрометром “MAT 253” (Thermo Electron, Германия). Аналитический сигнал для изотопа ¹³C выражался в единицах $\delta^{13}\text{C}$ относительно международного стандарта VPDB:

$$\delta^{13}\text{C} = [(R_{\text{обр}}/R_{\text{станд}}) - 1] \times 1000, \quad (1)$$

где $R_{\text{обр}}$ и $R_{\text{станд}}$ – соотношения ¹³C/¹²C в образце и стандарте соответственно. Величина $\delta^{13}\text{C}$ для VPDB равна 0‰, $R_{\text{станд}} = 0.0111802$.

Параллельно определяли изотопный состав растительных остатков кукурузы, внесенной в

почву: $\delta^{13}\text{C}$ в зеленой массе кукурузы оказалась равной –12.0‰.

Долю C4 углерода кукурузы в почве рассчитывали по уравнению:

$$\delta^{13}\text{C}_n = f\delta^{13}\text{C}_4 + (1 - f)\delta^{13}\text{C}_3, \quad (2)$$

где $\delta^{13}\text{C}_n$ – $\delta^{13}\text{C}$ в образце почвы, $\delta^{13}\text{C}_4$ – $\delta^{13}\text{C}$ в молодом органическом веществе, образовавшемся в результате разложения растительных остатков кукурузы, $\delta^{13}\text{C}_3$ – содержание изотопа ¹³C в исходных образцах почвы, отобранных до закладки опыта, и f – доля органического вещества C4 происхождения, то есть новообразованного гумуса, аккумулированного в течение 5 лет при разложении растительных остатков кукурузы.

Константы разложения органического вещества фракций определяли по кумулятивным эмиссионным потерям CO₂ в процессе инкубации. В связи с тем, что массовая доля легкой фракции в составе крупной фракции песчаного размера 0.1–1 мм или 100–1000 мкм составила не более 2%, в инкубационных экспериментах использовали неразделенную крупную фракцию (ЛФ + песок). Одновременно с крупной фракцией инкубировали крупнопылеватую (10–100 мкм), среднepyлеватую (5–10 мкм), тонкопылеватую (1–5 мкм) и илстую (<1 мкм) фракции. Гранулометрические фракции инкубировали в течение года при постоянной температуре и влажности. Для этого 1 г фракции помещали в пенициллиновый флакон объемом 15 мл и увлажняли до 70% ППВ. Тонкие фракции (средняя, тонкая пыль и ил) смешивали с 1 г прокаленного и обработанного HCl песка. Герметично закрытые флаконы инкубировали при постоянной температуре 22°C. Постоянную влажность образцов контролировали по изменению массы. Газовые пробы отбирали на 1-, 3-, 5-, 7-, 10-, 14-е сутки и далее еженедельно. Интенсивность дыхания почвы и фракций определяли по накоплению CO₂ в интервалах между отборами газовых проб. Флаконы периодически проветривали после того, как концентрация CO₂ в газовых пробах превышала 2%. Концентрацию CO₂ определяли на газовом хроматографе Кристаллюкс-4000 с детектором по теплопроводности. Газовую смесь разделяли на колонках длиной 3 м, заполненных Porapak-Q при температуре 30°C.

Константы разложения лабильного и устойчивого углерода определяли двумя способами. Первый способ: кумулятивную кривую эмиссии CO₂ аппроксимировали за период эксперимента с помощью уравнения:

$$C_t = A_1 e^{-k_1 t} + (1 - A_1) e^{-k_2 t}, \quad (3)$$

где C_t – содержание органического углерода (C орг) в почве за вычетом кумулятивных потерь

C—CO₂ за время t , выраженное как доля от исходного C орг в почве, A_1 — доля лабильного пула, k_1 и k_2 — константы скоростей разложения лабильного и стабильного пулов соответственно.

Второй способ: константу разложения (k) и среднее время обновления (MRT) молодого C4 и старого C3 углерода рассчитывали по следующей формуле, полагая, что разложение лабильного органического вещества растительных остатков кукурузы и стабильного ПОВ происходит по экспоненциальному закону [8]:

$$C_t = e^{-kt}, \quad (4)$$

$$k = -\ln(C_t)/t. \quad (5)$$

Среднее время обновления углерода при всех способах расчета констант разложения рассчитывали по формуле:

$$MRT = 1/k. \quad (6)$$

Уравнения аппроксимировали, используя алгоритм Марквардта. Дифференцированный учет потерь молодого и старого органического вещества проводили по суммарным потерям ¹³C за год на основе результатов изотопного анализа углерода в начале и конце инкубирования. Суммарные годовые потери старого C3 углерода рассчитывали по разности между кумулятивной эмиссией CO₂ в ходе годовой инкубации и потерями молодого C4 углерода. Эксперименты проводили в 3–4-кратной повторности. Результаты анализов рассчитывали на абсолютно сухую навеску.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Кумулятивные потери и константы разложения ПОВ. Интенсивность дыхания в процессе инкубирования почвы свидетельствует о различной устойчивости органического вещества гранулометрических фракций к разложению почвенными микроорганизмами (рис. 1, табл. 1). Потери углерода в течение года составили 7–26% от исходного C орг в гранулометрических фракциях. Наименьшие потери углерода были обнаружены в илистой фракции, наибольшие — в крупно- и среднепылевой фракциях. Как в гранулометрических фракциях, так и в почве в целом, величина C—CO₂/C орг в контроле существенно превосходила долю годовых потерь углерода в форме CO₂ в вариантах с внесением растительных остатков в почву.

Уменьшение потенциальных потерь углерода из почвы в процессе дыхания, эрозии или вымывания ПОВ за пределы почвы рассматривается как стабилизация ПОВ [27]. Противоположное явление — дестабилизация ПОВ — представляет собой увеличение потерь углерода: усиление минерализации и миграционных потерь, связанных с эрозией и внутрипочвенным стоком. Таким об-

разом, после 5-летнего внесения растительных остатков в серой лесной почве преобладала стабилизация углерода. В контрольной почве после 5-летнего культивирования в виде черного пара, напротив, доминировал процесс дестабилизации и минерализации органического вещества. Особенно ярко эти различия наблюдались на примере легкой фракции: в контроле годовые потери углерода в процессе инкубации составили около 20% от исходного содержания C орг, в то же время в вариантах с внесением органических остатков кукурузы потери сократились примерно в два раза.

Расчет констант разложения органического вещества по уравнению (3) свидетельствует о том, что различия в устойчивости проявляются преимущественно при разложении стабильного пула органического вещества, характеризующегося константой разложения k_2 . В отличие от констант разложения лабильного пула k_1 , которые незначительно различаются по гранулометрическим фракциям, величины k_2 , так же как и величины годовых потерь углерода, свидетельствуют о высокой лабильности фракций крупной и средней пыли, в то время как наиболее устойчивыми оказались фракции тонкой пыли и ила. Противоречивые данные получены для фракции ЛФ + песок по вариантам опыта. В контрольном варианте эта фракция являлась наиболее лабильным компонентом ПОВ с наибольшим значением величины k_2 среди всех исследованных образцов. В вариантах почвы с внесением растительных остатков этот пул ПОВ оказался гораздо более устойчивым по величине k_2 , сравнимой с тонкопылевой и илистой фракцией. Наличие небольшого (4.5% от C орг) лабильного пула даже в устойчивых тонких фракциях подтверждает вывод об их гетерогенности, сделанный в предыдущих исследованиях [21]. Полученные нами величины констант вполне согласуются с литературными данными, свидетельствующими об увеличении константы разложения ПОВ в тонких фракциях [10, 18–20].

Кумулятивные потери углерода из почвы за год в нашем эксперименте оказались примерно равны эмиссии CO₂, рассчитанной как сумма потерь углерода из гранулометрических фракций с учетом весовой доли фракции в почве. Для контрольной почвы и вариантов с внесением 1.9 и 5.8 кг C/м² годовые потери при инкубировании нефракционированной почвы эти величины составили 183, 181 и 220 мг C—CO₂/100 г, а при суммировании фракций — 196, 178 и 233 мг C—CO₂/100 г соответственно. Как таковая, близость указанных величин еще не свидетельствует в полной мере об отсутствии изменений качества органического вещества в ходе гранулометрического фракционирования. Дело в том, что константы разложения органического вещества фракций в нашем эксперименте значительно отличаются от соответствующих парамет-

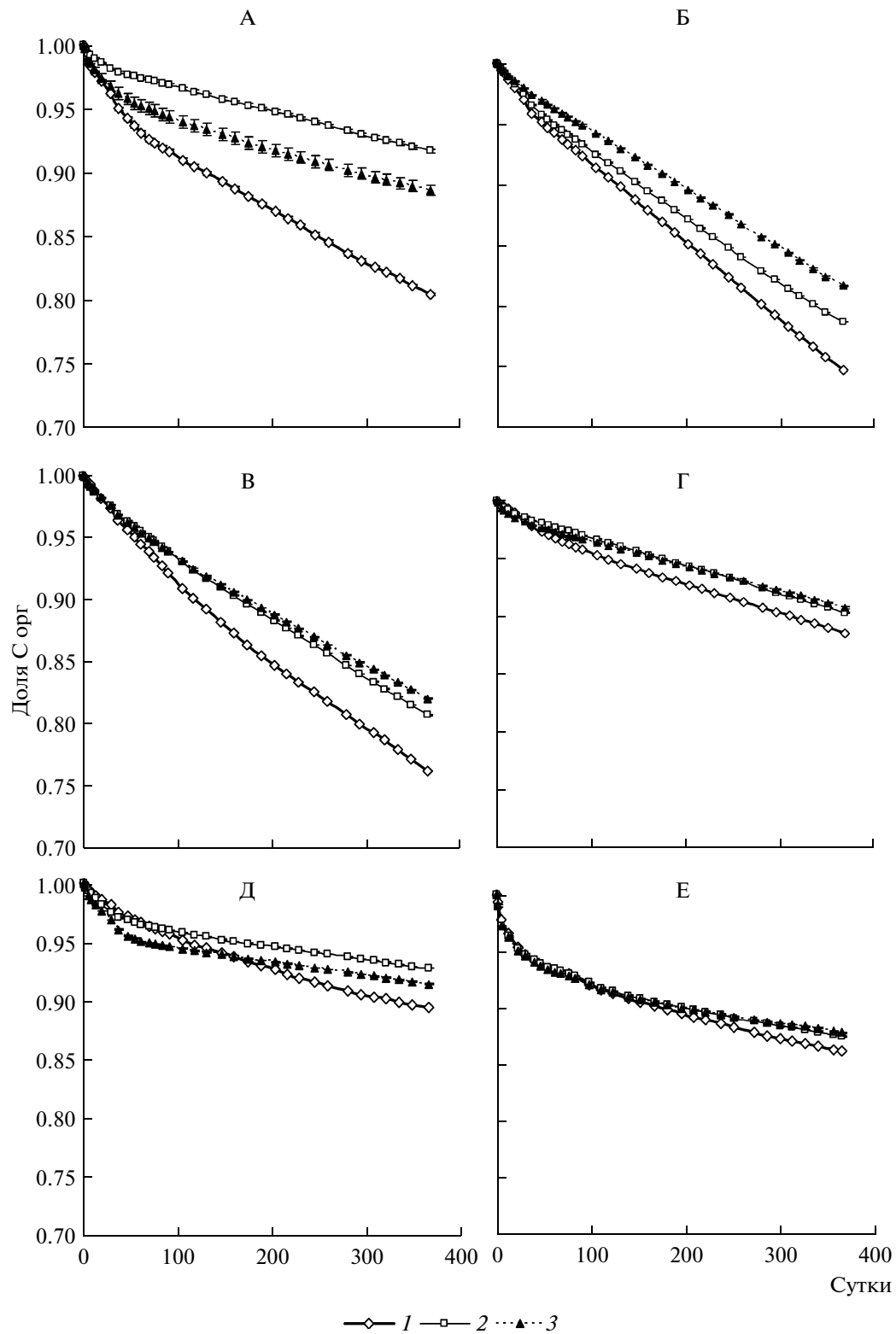


Рис. 1. Содержание С орг в гранулометрических фракциях агросерой почвы за вычетом потерь углерода в виде CO_2 в контрольном варианте (1) и после внесения 1.9 кг C/m^2 (2) и 5.8 кг C/m^2 (3): А – ЛФ + песок (100–1000 мкм); Б – крупная пыль (10–100 мкм), В – средняя пыль (5–10 мкм); Г – тонкая пыль (1–5 мкм); Д – ил (<1 мкм); Е – нефракционированная почва.

Таблица 1. Константы разложения органического вещества гранулометрических фракций агросерой почвы в слое 0–25 см, рассчитанные по уравнению (3) (среднее ± STD)

Вариант	Фракция	Потери углерода за год		A_1	$k_1, \text{лет}^{-1}$	$MRT_1, \text{лет}$	$k_2, \text{лет}^{-1}$	$MRT_2, \text{лет}$
		мг С–CO ₂ /100 г	С–CO ₂ /С орг					
Контроль	Нефракционированная почва	189 ± 6	0.139 ± 0.003	0.055 ± 0.003	23.5 ± 2.5	0.043 ± 0.004	0.097 ± 0.002	10.3 ± 0.2
	Песок + ЛФ 100–1000 мкм	317 ± 2	0.195 ± 0.005	0.045 ± 0.002	13.6 ± 0.9	0.074 ± 0.005	0.171 ± 0.002	5.8 ± 0.1
	Крупная пыль 10–100 мкм	92 ± 1	0.252 ± 0.004	0.011 ± 0.002	23.7 ± 7.4	0.042 ± 0.019	0.276 ± 0.001	3.6 ± 0.1
	Средняя пыль 5–10 мкм	379 ± 4	0.237 ± 0.004	0.014 ± 0.003	12.1 ± 2.2	0.082 ± 0.018	0.263 ± 0.001	3.8 ± 0.1
	Тонкая пыль 1–5 мкм	372 ± 3	0.114 ± 0.003	0.022 ± 0.001	8.1 ± 0.6	0.123 ± 0.010	0.099 ± 0.001	10.1 ± 0.1
1.9 кг С/м ²	Ил <1 мкм	435 ± 19	0.106 ± 0.003	0.030 ± 0.001	6.9 ± 0.7	0.145 ± 0.016	0.084 ± 0.002	11.9 ± 0.3
	Нефракционированная почва	185 ± 9	0.125 ± 0.006	0.057 ± 0.004	25.5 ± 3.5	0.039 ± 0.002	0.079 ± 0.003	12.6 ± 0.4
	Песок + ЛФ 100–1000 мкм	280 ± 5	0.082 ± 0.004	0.037 ± 0.001	3.5 ± 0.2	0.287 ± 0.018	0.046 ± 0.001	21.9 ± 0.6
	Крупная пыль 10–100 мкм	102 ± 1	0.213 ± 0.003	0.014 ± 0.001	15.4 ± 2.2	0.065 ± 0.011	0.226 ± 0.001	4.4 ± 0.1
	Средняя пыль 5–10 мкм	340 ± 4	0.192 ± 0.004	0.014 ± 0.001	17.1 ± 2.7	0.058 ± 0.011	0.199 ± 0.001	5.0 ± 0.1
5.8 кг С/м ²	Тонкая пыль 1–5 мкм	335 ± 6	0.097 ± 0.002	0.022 ± 0.002	3.0 ± 0.2	0.330 ± 0.027	0.078 ± 0.001	12.8 ± 0.2
	Ил <1 мкм	325 ± 2	0.072 ± 0.003	0.031 ± 0.002	14.8 ± 0.6	0.068 ± 0.003	0.044 ± 0.001	22.5 ± 0.3
	Нефракционированная почва	225 ± 4	0.122 ± 0.005	0.062 ± 0.003	23.1 ± 2.1	0.043 ± 0.004	0.070 ± 0.002	14.2 ± 0.4
	Песок + ЛФ 100–1000 мкм	582 ± 21	0.113 ± 0.003	0.037 ± 0.001	16.9 ± 2.5	0.059 ± 0.010	0.085 ± 0.002	11.7 ± 0.3
	Крупная пыль 10–100 мкм	112 ± 1	0.183 ± 0.004	0.014 ± 0.001	2.6 ± 0.4	0.383 ± 0.063	0.186 ± 0.001	5.4 ± 0.1
Контроль	Средняя пыль 5–10 мкм	456 ± 7	0.186 ± 0.005	0.022 ± 0.001	10.0 ± 1.3	0.100 ± 0.015	0.175 ± 0.002	5.7 ± 0.1
	Тонкая пыль 1–5 мкм	357 ± 1	0.092 ± 0.005	0.022 ± 0.001	8.2 ± 0.6	0.122 ± 0.009	0.071 ± 0.001	14.0 ± 0.1
	Ил <1 мкм	394 ± 13	0.086 ± 0.004	0.045 ± 0.002	14.8 ± 1.2	0.068 ± 0.006	0.043 ± 0.002	23.3 ± 1.0

ров, рассчитанных для почвы в целом. Процесс фракционирования, связанный с диспергированием почвенных агрегатов и отмучиванием частиц в воде, приводил к противоположно направленным изменениям k_1 и k_2 . Фракционирование снижало константу k_1 и размер лабильного пула A_1 , поскольку значения этих параметров в почве выше соответствующих данных для любой из фракций во всех вариантах опыта. Следовательно, в процессе выделения гранулометрических фракций теряется часть лабильного пула почвы. Вероятно, потери связаны с растворением в воде наиболее разлагаемой части лабильного пула. Константа разложения устойчивого пула (k_2) в любой из фракций существенно выше, чем k_2 в почве. Увеличение скорости разложения устойчивого пула после фракционирования, скорее всего, связано с диспергированием агрегатов (механическим растированием и ультразвуковой обработкой) при подготовке почвы к гранулометрическому анализу. В связи с этим, вывод Кристенсена [13] о незначительном влиянии физической (агрегатной) стабилизации на процессы разложения органического вещества, сделанный только на основе кумулятивных потоков CO_2 , нам представляется недостаточно обоснованным. Таким образом, данные инкубационного эксперимента можно использовать только как относительные величины для сравнения устойчивости фракций между собой, поскольку при нарушении физической стабилизации, которая является важным механизмом устойчивости органического вещества почвы, происходят значительные изменения в составе органического вещества фракций.

Константы разложения старого и молодого углерода ПОВ. Изотопный состав гранулометрических фракций до и после инкубирования свидетельствует об уменьшении соотношения $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ не только в вариантах с внесением растительных остатков кукурузы, но и в контроле (табл. 2). Однако изменения изотопного состава в контрольной почве (0.2–0.4‰) было существенно меньше, чем в почве с внесением растительных остатков кукурузы (0.5–1.3‰). Изменение изотопного состава в процессе инкубирования С3 почвы, не содержащей С4 углерод, обычно связывают с изменением качества субстрата в ходе разложения органического вещества микроорганизмами. На поздних этапах разложения происходит деструкция липидов и лигнина — устойчивых соединений, обедненных изотопом ^{13}C [9, 14], в отличие от углеводных компонентов, относительно обогащенных тяжелым изотопом углерода [17], которые преимущественно разлагаются на начальных стадиях. Происходит ли изменение изотопного состава молодого органического вещества С4 происхождения в процессе инкубирования — определить сложно. Известно, что

на разных стадиях деструкции возможно как обеднение, так и обогащение выделяющегося из почвы $^{13}\text{CO}_2$ по сравнению с исходным содержанием тяжелого изотопа углерода в разлагаемом субстрате [14]. В длительных опытах в процессе разложения растительных остатков кукурузы без смешивания с почвой $\delta^{13}\text{C}$ для выделяющегося CO_2 примерно равна –12‰, то есть существенно не отличается от соотношения изотопов углерода в кукурузе [12, 28], поэтому для расчетов величины f в уравнении (1) мы брали одну и ту же величину $\delta^{13}\text{C}_4$ и разные значения $\delta^{13}\text{C}_3$ в начале и в конце инкубирования.

При дифференцированном учете потерь ПОВ С4 и С3 происхождения по уравнениям (5) и (6) обнаружено более интенсивное выделение молодого С4 углерода, что вполне согласуется с литературными данными [12, 20]. В нашем эксперименте за год инкубирования потери молодого углерода составили 30–47%, тогда как для старого С3 углерода эта величина колебалась в пределах 6–25%.

Константы разложения молодого органического вещества (k_{C4}) и средние величины времени обновления (MRT_{C4}) оказались примерно одинаковыми во всех исследуемых фракциях и в почве в целом (рис. 2). Даже в тонких фракциях, которые традиционно считаются устойчивыми к разложению [2, 21, 22, 25], молодой С4 пул оказался таким же лабильным, как в крупных фракциях. Высокая скорость разложения С4 углерода в тонких фракциях свидетельствует об отсутствии стабилизации молодого ПОВ в течение 5-летнего эксперимента. Даже в течение 10 лет не наблюдалось стабилизации молодого углерода в экспериментах по разложению лесного опада в полевых условиях [16]. Для образования прочной связи между минеральной и органической частями почвы необходим более длительный период, что значительно затрудняет изучение механизмов стабилизации углерода в почве. Только при выращивании монокультуры кукурузы в течение 30 и более лет происходит значительное увеличение MRT_{C4} в тонких фракциях [20].

В отличие от молодого углерода константы разложения органического вещества С3 происхождения сильно зависели от размера фракций: низкой скоростью разложения отличались тонкие фракции и высокой — крупные элементарные почвенные частицы. Константы разложения органического вещества в контроле для всех гранулометрических фракций и в почве в целом оказались выше, чем значения k_{C3} в вариантах с внесением растительных остатков. Следовательно, старое органическое вещество С3 происхождения в почве с растительными остатками кукурузы разлагалось с меньшей скоростью, чем органическое вещество в почве под паром (без внесения растительных остатков). В парующей почве в отсут-

Таблица 2. Константы разложения С₄ и С₃ углерода в процессе годового инкубирования гранулометрических фракций агросерой почвы в слое 0–25 см (среднее ± STD)

Вариант	Фракция	Исходные данные				После годового инкубирования				Потери С ₄ /С-С ₄ орг	k C ₄ , лет ⁻¹	Потери С ₃ -CO ₂ /С-С ₃ орг	k C ₃ , лет ⁻¹
		С орг, %	δ ¹³ C ‰	С ₄ -С/С орг	Не опр.	С орг, %	δ ¹³ C ‰	С ₄ -С/С орг	Не опр.				
Контроль	Нефракционированная почва	1.36 ± 0.02	-25.74 ± 0.21	Не опр.	Не опр.	1.26 ± 0.02	-26.10 ± 0.04		Не опр.	0.139 ± 0.006	0.149 ± 0.021		
	Песок + ЛФ 100–1000 мкм	1.63 ± 0.02	-26.19 ± 0.05	»	»	1.31 ± 0.02	-26.65 ± 0.03		»	0.195 ± 0.002	0.217 ± 0.025		
	Крупная пыль 10–100 мкм	0.37 ± 0.02	-26.39 ± 0.02	»	»	0.27 ± 0.02	-26.67 ± 0.02		»	0.249 ± 0.001	0.290 ± 0.022		
	Средняя пыль 5–10 мкм	1.77 ± 0.01	-26.45 ± 0.03	»	»	1.26 ± 0.03	-26.74 ± 0.02		»	0.214 ± 0.004	0.270 ± 0.031		
	Тонкая пыль 1–5 мкм	3.25 ± 0.10	-25.77 ± 0.05	»	»	2.88 ± 0.05	-26.02 ± 0.05		»	0.114 ± 0.003	0.121 ± 0.020		
	Ил <1 мкм	4.11 ± 0.01	-25.16 ± 0.04	»	»	3.66 ± 0.02	-25.59 ± 0.03		»	0.106 ± 0.009	0.115 ± 0.052		
	1.9 кг С/м ²	Нефракционированная почва	1.48 ± 0.01	-24.35 ± 0.25	0.101 ± 0.004	0.101 ± 0.004	1.40 ± 0.02	-24.90 ± 0.02	0.078 ± 0.005	0.352 ± 0.009	0.139 ± 0.005	0.098 ± 0.024	
		Песок + ЛФ 100–1000 мкм	3.40 ± 0.02	-21.97 ± 0.02	0.330 ± 0.004	0.330 ± 0.004	3.12 ± 0.02	-23.28 ± 0.03	0.187 ± 0.005	0.250 ± 0.008	0.107 ± 0.005	0.033 ± 0.024	
		Крупная пыль 10–100 мкм	0.48 ± 0.01	-23.64 ± 0.05	0.191 ± 0.005	0.191 ± 0.005	0.38 ± 0.01	-24.46 ± 0.04	0.131 ± 0.004	0.356 ± 0.012	0.255 ± 0.003	0.206 ± 0.015	
		Средняя пыль 5–10 мкм	1.81 ± 0.01	-24.54 ± 0.01	0.132 ± 0.003	0.132 ± 0.003	1.39 ± 0.01	-25.26 ± 0.02	0.09 ± 0.002	0.441 ± 0.015	0.218 ± 0.005	0.174 ± 0.014	
Тонкая пыль 1–5 мкм		3.46 ± 0.02	-24.8 ± 0.02	0.070 ± 0.005	0.070 ± 0.005	3.15 ± 0.02	-25.39 ± 0.01	0.043 ± 0.003	0.405 ± 0.011	0.104 ± 0.006	0.078 ± 0.012		
Ил <1 мкм		4.51 ± 0.12	-24.29 ± 0.06	0.066 ± 0.004	0.066 ± 0.004	4.18 ± 0.03	-24.98 ± 0.03	0.043 ± 0.006	0.360 ± 0.009	0.077 ± 0.004	0.055 ± 0.013		
5.8 кг С/м ²		Нефракционированная почва	1.85 ± 0.05	-21.9 ± 0.18	0.279 ± 0.008	0.279 ± 0.008	1.67 ± 0.02	-22.99 ± 0.04	0.180 ± 0.005	0.289 ± 0.006	0.168 ± 0.005	0.057 ± 0.009	
		Песок + ЛФ 100–1000 мкм	5.13 ± 0.03	-17.62 ± 0.01	0.587 ± 0.002	0.587 ± 0.002	4.55 ± 0.03	-18.75 ± 0.02	0.350 ± 0.002	0.176 ± 0.008	0.182 ± 0.015	0.074 ± 0.013	
		Крупная пыль 10–100 мкм	0.61 ± 0.01	-20.70 ± 0.02	0.395 ± 0.003	0.395 ± 0.003	0.50 ± 0.01	-21.57 ± 0.02	0.258 ± 0.003	0.264 ± 0.009	0.260 ± 0.003	0.163 ± 0.017	
		Средняя пыль 5–10 мкм	2.35 ± 0.02	-22.58 ± 0.01	0.268 ± 0.002	0.268 ± 0.002	2.00 ± 0.02	-23.44 ± 0.01	0.183 ± 0.002	0.293 ± 0.010	0.264 ± 0.007	0.171 ± 0.020	
	Тонкая пыль 1–5 мкм	3.88 ± 0.01	-23.12 ± 0.02	0.192 ± 0.005	0.192 ± 0.005	3.52 ± 0.02	-23.81 ± 0.02	0.136 ± 0.002	0.233 ± 0.009	0.110 ± 0.002	0.067 ± 0.012		
	Ил <1 мкм	4.61 ± 0.02	-23.08 ± 0.10	0.158 ± 0.009	0.158 ± 0.009	4.22 ± 0.02	-23.93 ± 0.04	0.108 ± 0.003	0.273 ± 0.011	0.100 ± 0.004	0.058 ± 0.012		

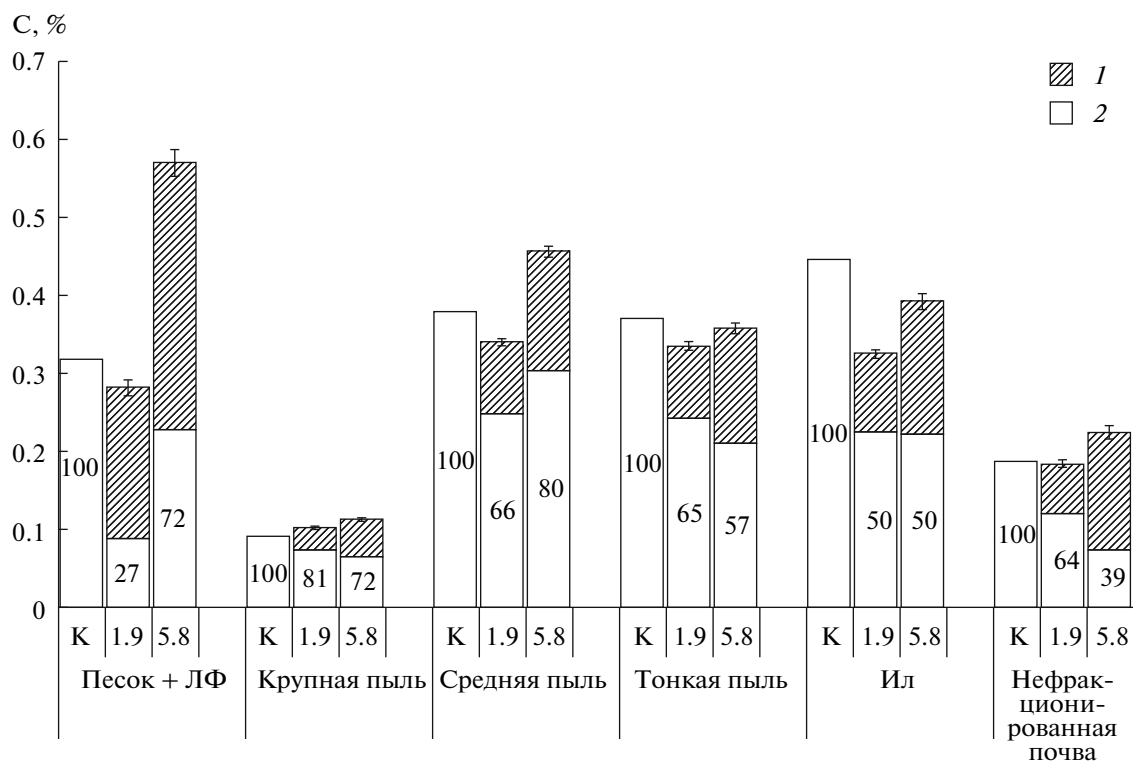


Рис. 2. Кумулятивные потери C4 (1) и C3 (2) углерода в виде CO₂ в ходе годовой инкубации гранулометрических фракций агросерой почвы, К – контроль, почва пара без внесения растительных остатков кукурузы. Цифрами обозначены потери C3 углерода в процентах от его потерь в контрольном варианте.

ствие поступления лабильного углерода с растительными остатками в процесс разложения должен вовлекаться устойчивый пул углерода. Наши данные по общей эмиссии CO₂ без анализа изотопного состава и дифференцированному учету потерь C4 и C3 углерода, а также расчеты констант скоростей разложения ПОВ свидетельствуют о более интенсивной деструкции гумуса в парующей контрольной почве по сравнению с органическим веществом C3 происхождения в почве, в которую в течение 5 лет поступали растительные остатки кукурузы. Этот эффект наблюдался при разложении ПОВ всех гранулометрических фракций и почвы в целом. Эмиссия старого C3 углерода из почвы с растительными остатками составила от 27 до 81% эмиссии углерода в контрольном варианте.

В нефракционированной почве величина эмиссии старого C3 углерода была обратно пропорциональна дозе внесенных в почву C4 растительных остатков кукурузы. В гранулометрических фракциях эта зависимость была менее четкой, вероятно, в связи с небольшими потерями и нарушениями физической стабильности C4 ПОВ в процессе гранулометрического фракционирования.

Механизмы стабилизации ПОВ. Уменьшение потерь старого (устойчивого) ПОВ

при поступлении молодого (лабильного) углерода в почву проявлялось как отрицательный затравочный эффект, то есть происходило замедление разложения устойчивого пула C3 углерода за счет преимущественного разложения легко разлагаемого C4 субстрата. Нам не удалось обнаружить признаков стабилизации молодого углерода в почве, однако его присутствие в почве создает условия для стабилизации старого C3 углерода за счет отрицательного затравочного эффекта – переключения почвенных микроорганизмов на более лабильный C4 субстрат.

В почвенных исследованиях обычно большое внимание уделяется влиянию положительного затравочного эффекта на разложение ПОВ. Данный эффект заключается в увеличении скорости деструкции устойчивого пула углерода при поступлении в почву лабильных энергетических субстратов типа сахаров, аминокислот и других легко разлагаемых соединений, входящих обычно в состав корневых экссудатов [23, 24]. В отличие от положительного затравочного эффекта, приводящего к деградации почвенного гумуса, отрицательный затравочный эффект можно рассматривать как механизм стабилизации органического вещества почвы. Значимость этого механизма еще предстоит установить для других типов почв и экосистем, однако уже в настоящее время есть

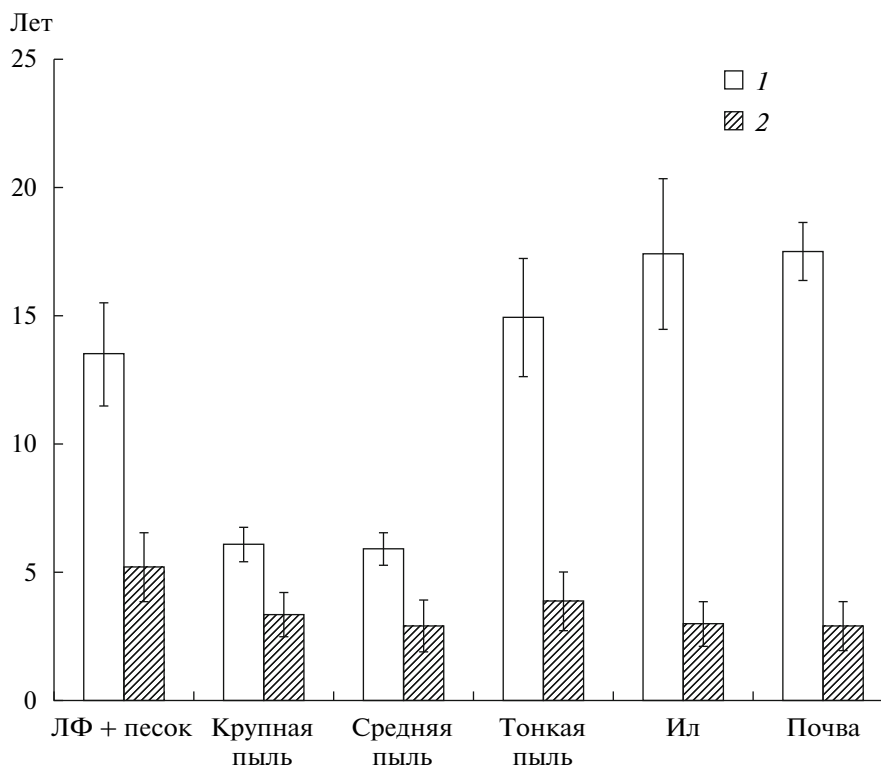


Рис. 3. Среднее время обновления (MRT) C4 (1) и C3 (2) углерода в гранулометрических фракциях агросерой почвы.

литературные данные, подтверждающие возможность такой стабилизации ПОВ. Учет бомбового изотопа ^{14}C , поступившего в атмосферу в 50–60 гг. прошлого столетия в результате испытаний ядерного оружия и включившегося в цикл углерода в экосистеме, свидетельствует о том, что до 95% почвенного дыхания составляет молодой CO_2 , возраст которого не более 10 лет [29]. Следовательно, преимущественное разложение молодых лабильных субстратов в почве является основным механизмом, определяющим баланс углерода в почве.

Проявление отрицательного затравочного эффекта в наших экспериментах, на первый взгляд, свидетельствует о значимости химической устойчивости ПОВ как основного механизма стабилизации углерода в почве, но, вероятно, это не единственный механизм, обеспечивающий стабилизацию старого C3 углерода. Проявление отрицательного затравочного эффекта возможно еще и вследствие того, что старый C3 углерод, в отличие от молодого C4, дольше находится в почве и взаимодействует с ее минеральными стабилизирующими компонентами (глинистыми минералами, соединениями двух- и трехвалентных катионов) в течение более длительного времени. Преимущественное переключение почвенных микроорганизмов на разложение молодого углерода после его поступления в почву лишь создает

благоприятные условия для замедленного разложения ПОВ, образованных из старого углерода, и взаимодействия старого углерода с минеральной частью почвы. Является ли формирование дополнительных органо-минеральных связей вследствие более длительного времени пребывания C3 углерода в почве стабилизирующим фактором ПОВ, или медленное разложение C3 ПОВ происходит только благодаря преимущественной деструкции молодого C4 ПОВ — предстоит выяснить в будущих исследованиях.

В отсутствие поступления растительных остатков в почву происходят процессы минерализации старого ПОВ, вследствие чего повышается скорость разложения этого пула почвенными микроорганизмами. В нашем эксперименте константы k_2 и k_{C3} увеличивались в отсутствие растительных остатков (в контрольном варианте) даже в таких устойчивых фракциях, как тонкая пыль и ил. Таким образом, полное прекращение поступления в почву растительных остатков, вероятно, приводит к дестабилизации органических соединений, связанных с глинистыми минералами. Это предположение подтверждается результатами, полученными Шено с соавт. [11]. В упомянутом исследовании дестабилизация глинисто-гумусовых соединений наблюдалась даже при резком снижении количества поступающих в почву растительных остатков: содержание углерода суще-

ственно уменьшилось как в почве, так и в илистой фракции при распашке лесных почв и последующем 35-летнем возделывании сельскохозяйственных культур. Содержание углерода в илистой фракции 35-летнего агроценоза составило 41% от исходной величины C_{org} в частицах размером <2 мкм в почве под лесом [11].

Вероятно, дестабилизация органо-минеральных соединений происходит и в глубоких горизонтах почвы, где ограничено поступление молодого органического вещества, подобно тому, как это происходило в нашем контрольном варианте. Именно этим можно объяснить высокие скорости обновления углерода в глубоких горизонтах почвы при смене C_3 – C_4 растительности [12]. Высокий затравочный эффект от внесения глюкозы и других энергетических субстратов в почву, отобранную из гор. Bs, по сравнению с почвой из верхних горизонтов [24] также может быть связан с дестабилизацией почвенного органического вещества в нижних горизонтах.

Ряд авторов рассматривает органическое вещество почв под многолетним паром или в нижних почвенных горизонтах как стабильный пул углерода, поскольку поступление лабильного углерода в этом случае очень ограничено или полностью отсутствует. На наш взгляд, более правильно рассматривать данный пул углерода как органо-минеральные соединения на стадии дестабилизации. Поиски инертного пула, стабильного в любых условиях вряд ли будут успешными, поскольку стабильность как органических, так и органо-минеральных соединений в почве зависит от регулярности поступления свежего органического вещества, и может существенно уменьшиться в отсутствие свежего растительного опада в течение нескольких лет.

В настоящее время активно ведется дискуссия о роли химической устойчивости ПОВ как механизма его стабилизации [22, 23]. Значимость этого процесса оспаривается в связи с довольно высокой интенсивностью разложения устойчивых индивидуальных органических соединений в почве [23]. Предполагается, что этот механизм может иметь значение только на начальных этапах разложения растительных остатков при формировании легкой фракции, то есть на очень ранних стадиях гумификации [22]. Механизму химической устойчивости противопоставляется стабилизация органического вещества при взаимодействии с минеральной частью почвы и образование прочных органо-минеральных комплексов с глинистыми минералами.

В связи с тем, что почва является открытой системой, которая свободно обменивается с окружающей средой веществом и энергией, баланс органического вещества и время его обновления в разных почвенных фракциях подчиняются зако-

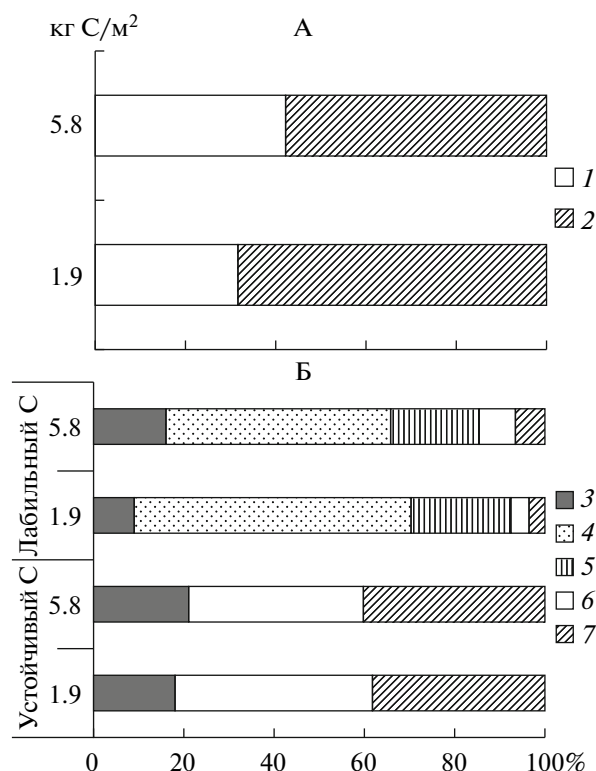


Рис. 4. Соотношение между лабильным (1) и устойчивым (2) пулами углерода в почве (А) и вклад гранулометрических фракций в лабильный и устойчивый пулы углерода (Б) агросерой почвы: 3 – ЛФ + песок, 4 – крупная пыль, 5 – средняя пыль, 6 – тонкая пыль, 7 – ил.

нам динамического равновесия [6]. Наряду с аккумуляцией органического вещества, в почве происходит и его деструкция. В условиях, когда происходит аккумуляция углерода в почве, или его баланс близок к нулевому значению (варианты с внесением 5.8 и 1.9 кг С/м² растительных остатков кукурузы) химическая устойчивость органических молекул является основным механизмом стабилизации углерода. При положительном или нулевом балансе органического вещества в почве величины k_2 и k_{C_3} как во фракции ЛФ + песок, так и в тонких органо-минеральных (тонкая пыль и ил) фракциях примерно одинаковы.

При формировании отрицательного баланса углерода в почве (контрольный вариант) наряду с увеличением констант разложения возникают различия между крупной и тонкими фракциями. В контроле величины k_2 и k_{C_3} в легкой фракции были в 2 раза выше, чем в тонкопылеватой и илистой фракциях. Поэтому при деградации гумуса устойчивость органо-минеральных соединений выше, чем органического вещества фракции ЛФ + песок, и взаимодействие с глинистыми минералами является в этом случае основным механизмом, замедляющим разложение гумуса и обеспечивающим длительное пребывание ПОВ в почве.

Таким образом, наши данные свидетельствуют о важности химической устойчивости как механизма стабилизации углерода в экосистемах с накоплением ПОВ. Точнее, преимущественное разложение вновь поступающих растительных остатков почвенными микроорганизмами по сравнению со старым ПОВ, или отрицательный затравочный эффект, способствует стабилизации углерода в почве. А в ситуациях, когда в экосистеме формируется углеродный цикл с потерями, особое значение приобретает стабилизация углерода в виде органических соединений, прочно связанных с глинистыми минералами.

Соотношение стабильного и лабильного пулов ПОВ. Величина лабильного пула в почве A_1 с константой разложения k_1 не превышала 6.2% от $C_{\text{орг}}$, то есть при аппроксимации кумулятивных потерь углерода в виде CO_2 с помощью двойной экспоненты (уравнение (1)) более 90% органического вещества оказывается отнесенным к устойчивому пулу.

Размер лабильного пула, оцененный как доля молодого углерода в ПОВ, оказался выше и составил 7.8 и 18% от $C_{\text{орг}}$ в вариантах с внесением 1.9 и 5.8 кг C/m^2 соответственно. Величины констант лабильных пулов, рассчитанные двумя способами, не совпали между собой: константы k_{C_4} для всех вариантов опыта были значительно ниже, чем k_1 . Таким образом, константы k_1 и k_{C_4} характеризуют 2 разных лабильных пула. Первый — наиболее лабильный пул, составляющий 1–6% от $C_{\text{орг}}$, с константой k_1 и средним временем обновления от 10 до 60 суток — по своим размерам и скорости обновления примерно совпадает с микробной биомассой, разлагающей нерастворимые полимерные субстраты в почве [5]. Второй — больший по размеру и более устойчивый пул с константой разложения k_{C_4} и средним временем обновления 3–5 лет, представляет собой прогумусовые соединения — продукты первичного разложения растительных остатков.

Значения констант k_{C_3} оказались близки к величинам k_2 . Обе константы характеризуют устойчивый пул ПОВ, хотя они и рассчитывались разными способами.

Величины k_{C_4} были выше, чем k_{C_3} , поэтому молодой углерод действительно можно считать лабильным пулом по сравнению со старым углеродом. Однако различия между константами k_{C_4} и k_{C_3} были неодинаковыми в гранулометрических фракциях. Молодой и старый пулы ПОВ в крупно- и среднепылеватой фракциях оказались примерно одинаковыми по своей устойчивости, поэтому мы полагаем, что весь углерод крупно- и среднепылеватых фракций можно считать лабильным. Особенно резкие различия — в 4–10 раз — между константами k_{C_4} и k_{C_3} наблюдались в лег-

кой, тонкопылеватой и илстой фракциях. Следовательно, молодой углерод, входивший в состав этих фракций, рассматривается нами как часть лабильного пула, а старый углерод указанных фракций представлял собой стабильный пул ПОВ. Итак, лабильный пул углерода почвы представлял собой сумму пулов с высокими константами обновления, независимо от C_4 или C_3 происхождения. В него входили следующие компоненты почвы: общий углерод ($C_{\text{орг}}$) в крупно- и среднепылеватой фракции и молодой углерод в легкой, тонкопылеватой и илстой фракциях. С учетом веса фракций величина лабильного пула составила 32 и 42% в вариантах с внесением 1.9 и 5.8 кг C/m^2 соответственно (рис. 3А). Таким образом, размер лабильного пула увеличился при внесении высокой дозы растительных остатков. Учитывая то, что низкая и высокая дозы растительных остатков эквивалентны поступлению углерода с опадом в удобряемом агроценозе и в луговом фитоценозе соответственно, лабильный пул в естественном фитоценозе значительно превосходил соответствующий пул в агроэкосистеме, что вполне согласуется с литературными данными [11, 25].

Распределение пулов лабильного и устойчивого органического вещества по гранулометрическим фракциям с учетом веса фракций в почве (рис. 3Б) показало, что наиболее существенный вклад в лабильный пул ПОВ (до 61%) вносит углерод крупнопылеватой фракции из-за высокой массовой доли этой фракции в почве и вследствие того, что и C_4 , и C_3 углерод в ней являются лабильными компонентами с высокой скоростью обновления. В отличие от крупной пыли, легкая фракция, которая традиционно считается лабильной [2, 14, 21, 25], состоит из лабильного и устойчивого компонента и составляет 10–15% лабильного и 17–21% стабильного пула углерода. Стабильный пул формируется преимущественно из старого C_3 углерода тонкопылеватой и илстой фракции примерно в равной пропорции.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Сочетание трех методических подходов: гранулометрического фракционирования, метода варьирования ^{13}C при смене C_3 – C_4 растительности и инкубационного подхода — позволило разделить ПОВ на лабильный и устойчивый пулы после 5-летнего разложения растительных остатков кукурузы в полевых условиях в агросерой почве, сформировавшейся под C_3 растительностью. Проблему гетерогенности гранулометрических фракций удалось решить при помощи дифференцированного учета молодого C_4 растительных остатков и старого C_3 углерода органического вещества почвы по соотношению $^{13}C : ^{12}C$ во фракциях. Размер лабильного пула зависел от количества

С4 опада и составил 32 и 42% от С орг при внесении в дозах, эквивалентных поступлению растительных остатков в удобряемом агроценозе и под луговой растительностью соответственно. Стабильный пул ПОВ формировался преимущественно из старого углерода тонкопылевой и илистой фракций примерно в равных долях. Небольшой вклад (17–21%) в стабильный пул внес С3 углерод легкой фракции, выделяемой из почвы вместе с песчаной фракцией. Лабильный пул ПОВ состоял из общего углерода (С орг) крупно- и среднепылевой фракций и молодого углерода легкой, тонкопылевой и илистой фракций. Наибольший вклад (до 61%) в лабильный пул внес углерод крупнопылевой фракции, обладающей максимальной весовой долей в почвенной массе.

Внесение С4 углерода способствовало проявлению отрицательного затравочного эффекта в почве, приводящего к замедлению разложения ПОВ, то есть к стабилизации старого углерода С3 происхождения. В отсутствие поступления С4 растительных остатков в почве под паром, напротив, наблюдался процесс дестабилизации ПОВ. При этом дестабилизация затрагивала такие устойчивые фракции, как тонкая пыль и ил.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А. Методы исследования физических свойств почв и грунтов. М.: Высшая школа, 1973. 398 с.
2. Ванюшина А.Я., Травникова Л.С. Органо-минеральные взаимодействия в почвах (обзор литературы) // Почвоведение. 2003. № 4. С. 418–428.
3. Кудяров В.Н., Заварзин Г.А., Благодатский С.А., Борисов А.В., Воронин П.Ю., Демкин В.А., Демкина Т.С., Евдокимов И.В., Замолодчиков Д.Г., Карелин Д.В., Комаров А.С., Курганова И.Н., Ларионова А.А., Лопес де Гереню В.О., Уткин А.И., Чертов О.Г. Пулы и потоки углерода в наземных экосистемах России. М.: Наука, 2007. 315 с.
4. Моргунов Е.Г., Ковда И.В., Рысков Я.Г., Олейник С.А. Возможности и проблемы использования методов геохимии стабильных изотопов углерода в почвенных исследованиях // Почвоведение. 2008. № 3. С. 299–310.
5. Паников Н.С. Кинетика роста микроорганизмов. М.: Наука, 1991. 310 с.
6. Попов А.И. Гуминовые вещества: свойства, строение, образование / Под ред. Е.И. Ермакова СПб.: СПбГУ, 2004. 248 с.
7. Ågren G.I., Bosatta E. Quality: a bridge between theory and experiment in soil organic matter studies // Oikos. 1996. V. 76. P. 522–528.
8. Balesdent J., Mariotti A. Measurement of soil organic matter turnover using ^{13}C natural abundance // Mass Spectrometry of Soils / Eds: T.W. Boutton and S. Yamasaki. Marcel Dekker, New York, 1996. P. 83–111.
9. Benner R., Fogel M.L., Sprague E.K., Hodson R.E. Depletion of ^{13}C in lignin and its implications for stable carbon isotope studies // Nature. 1987. V. 329. P. 708–710.
10. Buyanovsky G.A., Aslam M., Wagner G.H. Carbon turnover in soil physical fractions // Soil Science Society of America J. 1994. V. 58. P. 1167–1174.
11. Chenu C., Plante A.F. Clay-sized organo-mineral complexes in a cultivation chronosequence: revisiting the concept of the 'primary organo-mineral complex' // European J. of Soil Science. 2006. V. 57. P. 596–607.
12. Collins H.P., Elliott E.T., Paustian K., Bundy L.G., Dick W.A., Huggins D.R., Smucker A.J.M., Paul E.A. Soil carbon pools and fluxes in long term corn belt ecosystems // Soil Biol. and Bioch. 2000. V. 32. P. 157–168.
13. Christensen B.T. Decomposability of organic matter in particle size fractions from field soils with straw incorporation // Soil Biol. and Bioch. 1987. V. 19. P. 429–435.
14. Crow S., Sulzman E., Rugh W., Bowden R., Lajtha K. Isotopic analysis of respired CO_2 during decomposition of separated soil organic matter pools // Soil Biol. and Bioch. 2006. V. 38. P. 3279–3291.
15. Crow S.E., Swantson C.W., Lajtha K., Brooks J.R., Keirstead H. Density fractionation of forest soils: methodological questions and interpretation of incubation results and turnover time in an ecosystem context // Biogeochemistry. 2007. V. 85. P. 69–90.
16. Crow S., Lajtha K., Filley T., Swantson C., Bowden R., Caldwell B. Sources of plant-derived carbon and stability of organic matter in soil: implication for global change // Global Change Biology. 2009. V. 15. P. 2003–2019.
17. Gleixner G., Hanier H.-J., Werner R.A., Schmidt H.-L. Correlation between the ^{13}C content of primary and secondary plant products in different cell compartments and that in decomposition Basidiomycetes // Plant Physiology. 1993. V. 102. P. 1287–1290.
18. Gregorich E.G., Ellert B.H., Monreal C.M. Turnover of soil organic matter and storage of corn residue carbon estimated from natural ^{13}C abundance // Canadian J. of Soil Science. 1995. V. 75. P. 161–167.
19. Hassink J. Decomposition rate constants of size and density fractions of soil organic matter // Soil Science Society of America J. 1995. V. 59. P. 1631–1635.
20. Haile-Mariam S., Collins H.P., Wright S., Paul E.A. Fractionation and long-term laboratory incubation to measure soil organic matter dynamics // Soil Science Society of America J. 2008. V. 72. P. 370–378.
21. Lützw M., Kögel-Knabner I., Ekschmitt K., Flessa H., Guggenberger G., Matzner E., Marschner B. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms // Soil Biol. and Bioch. 2007. V. 39. P. 2183–2207.
22. Lützw M., Kögel-Knabner I., Ludwig B., Matzner E., Flessa H., Ekschmitt K., Guggenberger G., Marschner B., Kalbitz K. Stabilization mechanisms of organic matter in four temperate soils: Development and application of a conceptual model // J. of Plant Nutrition and Soil Science. 2008. V. 171. P. 111–124.

23. Marschner B., Brodowski S., Dreves A., Gleixner G., Gude A., Grootes P.M., Hamer U., Heim A. et al. How relevant is recalcitrance for the stabilization of organic matter in soils? // J. of Plant Nutrition and Soil Science. 2008. V. 171. P. 91–110.
24. Ohm H., Hamer U., Marschner B. Priming effects in soil size fractions of a podzol Bs horizon after addition fructose and alanine // J. of Plant Nutrition and Soil Science. 2007. V. 170. P. 551–559.
25. Puget P., Lal R., Izzaurradle C., Post M., Owens L. Stock and distribution of total and corn-derived soil organic carbon in aggregate and primary particle fractions for different land use and soil management practices // Soil Science. 2005. V. 170. P. 256–279.
26. Six J., Conant R.T., Paul E.A., Paustian K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation in soils // Plant and Soil. 2002. V. 241. P. 155–176.
27. Sollins P., Homann P., Caldwell B.A. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls // Geoderma. 1996. V. 74. P. 65–105.
28. Stewart C.E., Paustian K., Conant R., Plante A., Six J. Soil carbon saturation: Evaluation and corroboration by long term incubations // Soil Biol. and Bioch. 2008. V. 40. P. 1741–1750.
29. Trumbore S. Carbon respired by terrestrial ecosystems – recent progress and challenges // Global Change Biology. 2006. V. 12. P. 141–153.