



ПУЛЫ И ФРАКЦИИ ОРГАНИЧЕСКОГО УГЛЕРОДА В ПОЧВЕ: СТРУКТУРА, ФУНКЦИИ И МЕТОДЫ ОПРЕДЕЛЕНИЯ

© 2023 В. М. Семенов ¹, Т. Н. Лебедева ¹, В. О. Лопес де Гереню ¹, Л. А. Овсепян ¹,
М. В. Семенов ², И. Н. Курганова ¹

¹Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН – ФИЦ «Пуцинский научный центр биологических исследований РАН», ул. Институтская, 2, Пушкино Московской области, 142290, Россия. E-mail: ikurg@mail.ru

²ФИЦ «Почвенный институт им. В.В. Докучаева», Пыжжевский пер. 7, стр. 2, Москва, 119017, Россия

Разделение почвенного органического вещества (ПОВ) на пулы и фракции позволяет понять природу и функции ПОВ, охарактеризовать его качество, состав и свойства. В работе представлен анализ подходов, методов и результатов определения различных пулов ПОВ на примере серой и агросерой почв контрастных типов землепользования (Московская область, Россия). Консервативные свойства и депонирующие функции ПОВ предложено оценивать гранулометрическими и денсиметрическими пулами, а динамические свойства и эмиссионные функции – микробным и потенциально-минерализуемым пулами. Показано, что соотношение различных пулов в составе почвенного органического вещества зависит от типа землепользования и контролируется составом и количеством поступающих в почву растительных материалов. Выделение структурных и процессных пулов, определение их размеров и соотношений следует считать обязательным этапом в программах мониторинга качества и функций почвенного органического вещества и процессов секвестрации углерода.

Ключевые слова: почвенное органическое вещество; денсиметрическое фракционирование; органическое вещество твердых частиц; минерально-связанное органическое вещество; потенциально-минерализуемое органическое вещество; микробная биомасса

Цитирование: Семенов В.М., Лебедева Т.Н., Лопес де Гереню В.О., Овсепян Л.А., Семенов М.В., Курганова И.Н. Пулы и фракции органического углерода в почве: структура, функции и методы определения // Почвы и окружающая среда. 2023. Том 6. № 1. e199. DOI: [10.31251/pos.v6i1.199](https://doi.org/10.31251/pos.v6i1.199).

ВВЕДЕНИЕ

Тотальная рекарбонизация наземных экосистем – одно из стратегических направлений в решении проблемы избыточного содержания диоксида углерода в атмосфере наряду с глубокой декарбонизацией промышленности, энергетики, транспорта и сельского хозяйства. Рекарбонизация наземных экосистем достигается посредством залесения или залужения вырубок, неудобий и деградированных земель, использования в земледелии агролесомелиоративных технологий, предусматривающих проградационное накопление органического углерода (C_{org}) в почве до уровня ненарушенных или естественных экосистем (Lal et al., 2012; Lozano-García et al., 2020).

Углерод в почве содержится преимущественно в органической форме в составе почвенного органического вещества (ПОВ) и частично в неорганической форме в виде карбонатов. ПОВ представляет собой сложный, гетерогенный и полифункциональный континуум в конгломерате минеральных частиц почвы (Семенов. Когут, 2015). Запасы органического углерода в почве и его устойчивость к биодеградации зависят от сочетания внешних и внутренних детерминантов, контролирующих не только разложение, но и стабилизацию органического вещества (Курганова и др., 2019). Ключевыми факторами, влияющими на стабильность органического вещества в почвах, являются климат и тип растительности (землепользование). Подразделение ПОВ на пулы и фракции позволяет выявлять природу, состав, свойства, качество, функции и другие характеристики ПОВ. По новейшим представлениям ПОВ – это континуум от грубых твердых органических частиц размером 2–0,053 мм (Particulate Organic Matter, POM) до тонкодисперсных, связанных с минералами органических веществ размером <0,053 мм (Mineral-Associated Organic Matter, MAOM) (Lavallee et al., 2020). Пул POM состоит из свежих и разлагающихся органических остатков, либо незащищенных, либо включенных в агрегаты почвы со средним временем существования в почве от нескольких лет до десятилетий. Напротив, пул MAOM представлен в

основном тонкодисперсным органическим веществом из побочных продуктов микробного происхождения, связанных с минеральными частицами, среднее время существования которого оценивается от нескольких десятилетий до веков. Физико-химические взаимодействия органического вещества с минеральными частицами почвы обеспечивают наиболее прочную стабилизацию углерода и его длительную сохранность в почве (Cotrufo et al., 2013). Твердые органические частицы предположительно образуют лабильный пул ПОВ, а минерально-связанное органическое вещество – стабильный пул. Можно предположить, что РОМ характеризует стадию почвенной секвестрации углерода, а МАОМ – стадию запасаания (депонирования) углерода в почве. Оба эти пула относятся к группе структурных пулов ПОВ (рис. 1).

Секвестрированное органическое вещество в почве может быть более инертным и депонированным или биологически активным и трансформируемым (Baveye et al., 2020; Stockmann et al., 2013; Janzen, 2006). Поэтому программы рекарбонизации наземных экосистем, в том числе в рамках создания «Карбоновых полигонов» (Курганова и др., 2022) и программы ВИП ГЗ (Важнейшего инновационного проекта государственного значения «Углерод в экосистемах: мониторинг»), должны включать оценку не только структурного статуса ПОВ, но и его текущей функциональности, подразумевая под этим его способность участвовать в текущих почвенных процессах и поддерживать эко-биологические функции почвы (Hoffland et al., 2020).

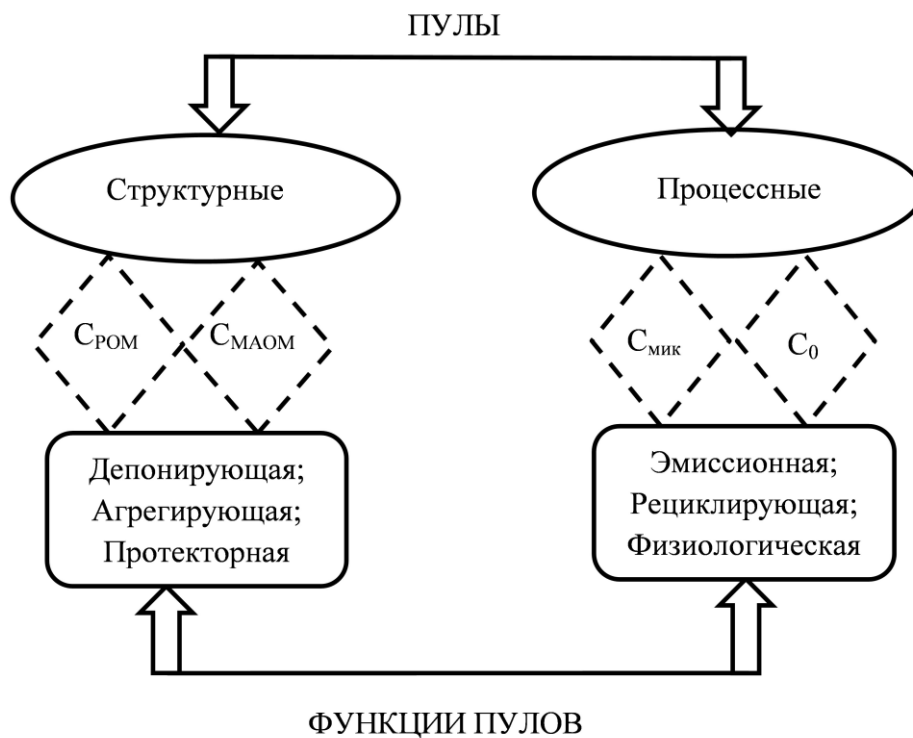


Рисунок 1. Пулы почвенного органического углерода и их функции.

Для оценки функциональности ПОВ в первую очередь следует определять процессные пулы ПОВ (см. рис. 1), к которым относят потенциально-минерализуемое органическое вещество (C_0) и углерод микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) (Ананьева и др., 2011; Семенов и др., 2006). Пулы ПОВ являются потенциальными источниками эмиссии диоксида углерода в атмосферу и резервуарами депонирования секвестрируемого углерода, тесно связанными с потоками углерода в экосистемах.

Цель представляемой работы состояла в теоретическом обосновании методов определения структурных и процессных пулов органического вещества и обобщении экспериментальных данных по фракционированию ПОВ на примере серой лесной и агросерой почв контрастных видов землепользования (лес, луг и агроценоз). Полевые и лабораторные исследования выполнялись в разные годы в Институте физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН. Настоящая работа представляет собой впервые выполненный в рамках одного исследования обзор методов и полученных с их помощью результатов разделения органического вещества почвы с использованием гравиметрического, денсиметрического и биокинетического фракционирования.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Определение структурных и процессных пулов органического вещества проводили в серой (Haplic Luvisols (Siltic)) и агросерой почвах контрастных видов землепользования (лес, луг и агроценоз) (рис. 2). Все экспериментальные участки расположены на автоморфных позициях правобережья реки Оки, принадлежащей к северным отрогам Средне-Русской возвышенности. Процесс почвообразования идет на покровных лессовидных породах, представленных средними и тяжелыми суглинками, легкими глинами, с преобладанием пылеватой фракции (Алифанов, 1995). Климат региона умеренно-континентальный со среднегодовой температурой воздуха 5,7 °С и годовым количеством осадков 640 мм (за период с 1991 по 2020 гг.). Среднемесячные температуры июля и января за тот же период составляют 18,8 и -7,2 °С, соответственно.

Лесной ценоз (54,8352 с.ш., 37,5728 в.д.) представляет собой вторичный лиственный лес, с преобладанием клена, липы, осины, единично встречается береза. В напочвенном травяном покрове доминируют зеленчук желтый (*Galeobdolon luteum* Huds.) и медуница неясная (*Pulmonaria obscura* Dumort.). Луговой ценоз (54,8351 с.ш., 37,57455 в.д.) представляет собой старосеянный (1979 г.) разнотравно-злаковой луг с преобладанием ежи сборной (*Dactylis glomerata* L.) и вейника наземного (*Calamagrostis epigeos* L.), не косимый и не используемый для выпаса на протяжении более 35 лет на момент отбора образцов. В агроценозе 1 (54,8230 с.ш., 37,5651 в.д.) возделываются зерновые культуры и однолетние травы, а агроценоз 2 (54,8287 с.ш., 37,5684 в.д.) представляет собой бывшее опытное поле ИФХиБПП РАН, где в течение последних 25 лет поддерживается зерно-паровой севооборот (см. рис. 2). Объекты исследования располагаются друг от друга на расстоянии 0,5–0,8 км.

Гранулометрическое фракционирование (ГМФ). Для его проведения на участках под лесом, лугом и в агроценозе 1 в трех точках из верхнего слоя почвы (2–20 см) вырезали монолиты, которые затем высушивали до воздушно-сухого состояния, пропускали почву через сито с диаметром отверстий 2 мм и готовили смешанные образцы цельной почвы.



Рисунок 2. Местоположение точек отбора почвенных проб: 1 – лесной ценоз, 2 – луговой ценоз, 3 – агроценоз 1, 4 – агроценоз 2.

При гранулометрическом фракционировании почва подразделяется на твердые органические частицы (РОМ) размером 2–0,05 мм, распределенные в гранулометрической фракции песка, и тонкодисперсное минерально-связанное органическое вещество (МАОМ) в составе пыли и глины размером <0,05 мм. Для проведения ГМФ навеску почвы массой 10 г

диспергировали в 30 мл 0,5% раствора гексаметафосфата натрия ($\text{Na}_6\text{P}_6\text{O}_{18}$) на шейкере в течение 15 ч при скорости 180 об/мин (Cambardella, Elliott, 1992). Полученную суспензию пропускали через сито с диаметром отверстий 0,05 мм. Остаток на сите несколько раз промывали дистиллированной водой, до получения прозрачной промывной жидкости, далее сушили в течение часа при 40 °С, после чего количественно переносили в емкость для высушивания и оставляли на сутки при 65 °С до полного высыхания. После высушивания измеряли массу РОМ, распределенную во фракции песка. В образцах РОМ определяли содержание углерода ($C_{\text{РОМ}}$) в трех повторениях на автоматическом CNHS-анализаторе Leco-932 (США). Определение РОМ является обязательной процедурой гранулометрического фракционирования ПОВ.

При необходимости выделяют также минерально-связанное органическое вещество (МАОМ) гранулометрических фракций пыли и глины. Для этого промывочную жидкость под ситом размером <0,05 мм количественно собирают в емкости. Накопленную суспензию в емкостях выдерживают до полного осаждения частиц, декантируют надосадочную жидкость, осадок центрифугируют в течение 30 мин со скоростью 2500 об/мин на центрифуге Janetzki K70D, после чего полученный осадок высушивают при 65 °С в течение суток. Массу МАОМ вычисляют по разнице между навеской почвы и массой РОМ. Как и в случае с РОМ, в образцах МАОМ измеряют содержание углерода ($C_{\text{МАОМ}}$).

Биокинетическое фракционирование (БКФ). Исследование ПОВ методом БКФ проводили на тех же участках, для ПОВ которых было выполнено ГМФ. С этой целью свежесобранные образцы почвы в процессе их доведения до воздушно-сухого состояния на открытом воздухе подразделяли на крупные и мелкие мегаагрегаты (10–5 и 5–2 мм), макроагрегаты (2–0,25 мм), микроагрегаты (<0,25 мм) и цельную массу, просеивая через сито с диаметром отверстий 2 мм с удалением видимых фрагментов органических остатков. В стеклянные флаконы емкостью 100 мл брали навески воздушно-сухой почвы по 10 г и помещали на сутки в термостат с температурой 65 °С для выравнивания образцов по влажности. После доведения прогретых образцов до комнатной температуры, почву во флаконе смачивали дистиллированной водой до влажности 25 массовых %, а затем флаконы герметично закрывали силиконовыми пробками. Инкубацию почвенных образцов проводили в термостате при температуре 22 °С. Влажность почвы поддерживали постоянной на протяжении всего времени инкубации образцов путем периодического взвешивания и добавления дистиллированной воды. Продолжительность инкубации была соизмерима с вегетационным периодом и составляла как минимум 160–180 суток. Первое измерение концентрации $C\text{-CO}_2$ в газовой фазе инкубируемых образцов проводили через 3–4 часа после увлажнения, затем в течение двух месяцев – через один, два, три дня, а начиная с 3-го месяца – один раз в неделю. После каждого отбора газовых проб флаконы с инкубируемой почвой интенсивно проветривали. Анализ газовых проб осуществляли на газовом хроматографе Кристалл-4000 (Россия). По результатам анализа рассчитывали скорость выделения (мг С/100 г в сутки) и кумулятивные величины продуцирования $C\text{-CO}_2$ (мг С/100 г) на протяжении всего периода инкубации.

Скорость выделения $C\text{-CO}_2$ (мг С/100 г в сутки) за время экспозиции рассчитывали по формуле 1:

$$C\text{-CO}_2 = (\Delta\text{CO}_2 \times 12 \times V \times 60 \times 24) / 22,4 \times \Delta t \times m \quad (1),$$

где ΔCO_2 – прирост CO_2 , объемные %; 12 – атомная масса углерода; V – объем воздуха во флаконе над почвой, мл; 60 – пересчет на час; 24 – пересчет эмиссии на сутки; 22,4 – объем грамм-молекулы CO_2 , мл; Δt – время экспозиции, мин; m – навеска почвы, г.

Кумулятивную величину продуцирования $C\text{-CO}_2$ (мг С/100 г) устанавливали путем прибавления количества выделившегося углерода в каждый срок измерения к сумме за предыдущие сроки. При расчете содержания углерода потенциально-минерализуемого органического вещества (C_0) кривая кумулятивного продуцирования $C\text{-CO}_2$ за весь период инкубации аппроксимировалась однокомпонентным уравнением кинетики первого порядка (формула 2).

$$C_t = C_0 \times (1 - \exp(-k \times t)) \quad (2),$$

где C_t – кумулятивное количество $C\text{-CO}_2$ (мг С/100 г почвы) за время t (сутки); C_0 – содержание потенциально минерализуемого углерода ПОВ (мг С/100 г почвы); k – константа скорости минерализации ПОВ (сутки⁻¹);

Величина C_0 характеризует содержание потенциально-минерализуемого углерода до начала инкубации и дает общее представление о минерализационной способности ПОВ. Еще одним количественным показателем биологической активности органического вещества является время оборачиваемости (TT) углерода активного пула, которое оценивают по константе скорости минерализации, k ($TT = 1/k$).

Денсиметрическое фракционирование (ДМФ). Разделение органического вещества почвы по плотности проводили с использованием смешанных образцов серой и агросерой почв, отобранных из слоев 0–5 и 5–10 см на участках с лесной и луговой растительностью и в агроценозе 2. Для проведения ДМФ использовали растворы поливольфрамата натрия (плотность жидкостей 1,6 и 2,0 г/см³) в соответствии с методикой (John et al., 2005). Этот способ разделения ПОВ позволяет выделить следующие 3 фракции: свободную (free Particular Organic Matter, fPOM), окклюдированную (occluded Particular Organic Matter, oPOM) и органо-минеральную (mineral-Soil Organic Matter, mineral-SOM). Свободная фракция с плотностью ниже 1,6 г/см³ представлена слабо разложившимися остатками растительного и животного происхождения и микробной биомассой со временем оборачиваемости от нескольких суток до нескольких недель и соответствует легкой фракции ПОВ (Light Fraction). Окклюдированная фракция с плотностью 1,6–2,0 г/см³ включает гумифицированные вещества и частично продукты неполного разложения, время оборачиваемости составляет от нескольких месяцев до десятков лет. Органо-минеральную фракцию, называемую также тяжелой фракцией (Heavy Fraction) образуют связанные с минеральными частицами органические вещества с плотностью выше 2,0 г/см³ и с временем оборачиваемости в сотни и тысячи лет.

Для проведения ДМФ навеску воздушно-сухой почвы (4 г) помещали в мерную пробирку на 50 мл, вносили раствор поливольфрамата натрия плотностью 1,6 г/см³ (до метки 20–22 мл), аккуратно перемешивали содержимое до равномерного увлажнения пробы и центрифугировали в течение 1 часа (5000 г). Сконцентрированное на поверхности надосадочной жидкости органическое вещество свободной фракции (fPOM) отбирали пипеткой и отмывали от остатков поливольфрамата натрия. Затем, из пробирки сливали раствор поливольфрамата натрия низкой плотности (1,6 г/см³) и вносили раствор поливольфрамата натрия плотностью 2,0 г/см³, добавляли стеклянные шарики (диаметр \approx 5 мм) для лучшего разрушения агрегатов и высвобождения окклюдированной фракции, и затем пробирку встряхивали на шейкере в течение 16 часов (60 оборотов в минуту). Образец повторно центрифугировали 1 час (5000 г), пипеткой отбирали органическое вещество окклюдированной фракции (oPOM) и отмывали от остатков поливольфрамата натрия. Остатки почвы в пробирке отмывали от тяжелой жидкости плотностью 2,0 г/см³ и затем высушивали, получая органическое вещество минеральной фракции (mineral-SOM). В полученных в результате фракционирования образцах определяли содержание углерода на CNHS-анализаторе Лесо-932 (США). Содержание $C_{\text{орг}}$ фракций выражали в г С/кг почвы.

Микробная биомасса ($C_{\text{мик}}$) Содержание $C_{\text{мик}}$ в почве определяли методом субстрат-индуцированного дыхания (СИД) в модификации (Ананьева и др., 2011). Метод основан на измерении первоначального выделения CO_2 из почвы, обогащенной глюкозой. Предполагается, что при отсутствии прироста новой биомассы внесенная глюкоза используется только на дыхание почвенных микроорганизмов. Образец воздушно-сухой почвы, пропущенной через сито с диаметром отверстий 2 мм массой 1 г, помещали во флакон емкостью 15 мл, увлажняли дистиллированной водой до 60% наименьшей влагоемкости и прединкубировали в течение 7 суток при 22 °С. Затем к образцу почвы добавляли 0,2 мл 5%-го раствора глюкозы, инкубировали в течение 3–4 ч при 22 °С, после чего отбирали газовую пробу из флакона и измеряли концентрацию C-CO_2 на газовом хроматографе Кристалл Люкс 4000М. $C_{\text{мик}}$ (мкг С/г почвы) рассчитывали по скорости СИД (мкл C-CO_2 /г почвы / ч), используя формулу 3:

$$C_{\text{мик}} = \text{СИД} \times 40,04 + 0,37 \quad (3).$$

Содержание $C_{\text{мик}}$ определяли в цельных образцах почв, отобранных в слое 2–20 см, ежемесячно в течение всего вегетационного сезона под лесом, лугом и в агроценозе 1. В почвах, отобранных из слоя 0–10 см в серой (лес, луг) и агросерой (агроценоз 2) почвах, определение $C_{\text{мик}}$ проводили в различных агрегатных фракциях (крупные макроагрегаты >2 мм; средние макроагрегаты 2–0,25 мм и микроагрегаты <0,25 мм)

Статистическая обработка. В таблицах и на графиках приведены средние значения \pm стандартная ошибка (SE). Вычисление биокинетических параметров C_0 и k проводили по

известным значениям S_t и t методом нелинейной оценки в программе STATISTICA 6. Коэффициенты уравнений с уровнем значимости $p > 0,05$ отвергались.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Структурные пулы углерода в почве. Методами гранулометрического и денсиметрического фракционирования выделяются структурные пулы ПОВ, к которым относят твердые органические частицы (РОМ) и органическое вещество, связанное почвенными минералами (МАОМ). Главной особенностью пула твердых органических частиц (Particulate Organic Matter, РОМ), к которому относят фракцию размером 2–0,05 мм, является его обогащенность органическим углеродом. В образцах РОМ, выделенных в почве под лесом, лугом и в агроценозе 1 содержалось в 2,3–2,6 раза больше углерода, чем во всей массе почвы (табл. 1). Как следствие, отношение C/N в пуле РОМ, было шире, чем в цельной почве, что указывает на наличие в пуле твердых органических частиц фрагментов свежих растительных остатков. Система землепользования в значительной мере влияет на массу фракции РОМ. Так, в пахотной почве масса РОМ была в 1,8 и 2,6 раза меньше, чем под старосеянным лугом и вторичным лесом, соответственно. Если в почве под лесом на долю $S_{РОМ}$ приходилось 36% от ПОВ, то под лугом – 27%, а в пахотной почве – только 16% (см. табл. 1). Таким образом, пул твердых органических частиц является чувствительным индикатором количественных и качественных изменений в ПОВ, обусловленных видом землепользования, который в свою очередь определяет состав и свойства поступающих в почву растительных остатков.

Таблица 1

Размеры пула твердых органических частиц (РОМ) в серой и агросерой почвах разных видов землепользования

Вид землепользования	Масса РОМ, % от массы почвы	$S_{РОМ}$, % от массы фракции	$S_{РОМ}/N_{РОМ}$	$S_{РОМ}/C_{орг}$	$S_{РОМ}$, г/100 г почвы	$S_{РОМ}$, % от $C_{орг}$ почвы
Вторичный лес	15,6 ± 0,4	4,33 ± 0,10	13,6	2,3	0,68	36,0
Луговой ценоз	11,3 ± 1,2	3,80 ± 0,14	13,6	2,4	0,43	27,3
Агроценоз 1	6,0 ± 0,6	3,79 ± 0,28	13,2	2,6	0,23	15,9

Фракция РОМ представляет собой не гомогенную массу однородного вещества, а включает в себя твердые дискретные частицы разного размера и качества. Нами были выделены три субфракции РОМ: грубая (2–1 мм), средняя (1–0,25 мм) и тонкая (0,25–0,05 мм). В исследуемых почвах преобладала тонкая субфракция РОМ, при этом доля тонкого РОМ увеличивалась в ряду лес–луг–пашня, а доли среднего и грубого РОМ, наоборот, уменьшались (табл. 2). Грубому РОМ свойственно более высокое содержание $C_{орг}$ и более широкое отношение C/N, чем среднему и тонкому по размеру РОМ.

Таблица 2

Распределение органического углерода между крупной 2–1 мм, средней 1–0,25 мм и тонкой 0,25–0,05 мм субфракциями (СФ) пула твердых органических частиц (РОМ)

Тип землепользования	Размер СФ, мм	Доля СФ, % от массы РОМ	Содержание $C_{орг}$ в СФ, % от массы СФ	Отношение C/N	Доля углерода СФ, % от $S_{РОМ}$
Лес	2–1	13	7,99	20,5	16,8
	1–0,25	25	6,32	16,7	26,3
	0,25–0,05	62	5,42	15,7	56,8
Луг	2–1	11	6,31	18,4	15,7
	1–0,25	21	5,68	17,2	27,0
	0,25–0,05	68	3,71	12,6	57,4
Пашня	2–1	2	16,91	29,3	9,3
	1–0,25	11	7,39	17,2	21,4
	0,25–0,05	87	3,19	13,0	71,4

Различия между субфракциями РОМ по массе были более рельефными, чем по содержанию в них углерода, поэтому самая большая по массе тонкая субфракция содержала от 57 до 71% от всего $S_{РОМ}$ в почве, возрастая в ряду: лес < луг < пашня. Вклад средней и грубой субфракций в $S_{РОМ}$ почвы составлял 21–27 и 9–17% и изменялся в обратном порядке, уменьшаясь в ряду: лес ≥

луг > пашня. При разделении POM на две субфракции (2–0,25 и 0,25–0,053 мм), как это предложено в работе (Six et al., 2000), соотношение тонкой субфракции к грубой по массе составляло 1,6, 2,1 и 6,7 для лесной, луговой и пахотной почвы, соответственно. Полученные нами данные указывают, что грубая фракция POM представлена еще не фрагментированными или частично фрагментированными растительными остатками, а тонкая – разложившимися до отдельных частиц.

Денсиметрическое фракционирование ОВ в рамках нашего исследования было проведено только в верхних слоях изученных почв (0–5 и 5–10 см), в которых содержание $C_{\text{орг}}$ было обычно выше 1,3–1,5%. Пулы органического вещества почв плотностью ниже 2,0 г/см³, представляют собой углерод свободной ($\rho < 1,6$ г/см³) и окклюзированной фракций ($1,6 < \rho < 2,0$ г/см³). Эти пулы состоят из макроорганических веществ растительного и животного происхождения и древесного угля (Christensen, 1992). Фракция ПОВ с плотностью выше 2,0 г/см³ включает в себя органо-глинистые комплексы и минеральные зерна, покрытые органическим веществом (Christensen, 1992), и представляет собой стабильное почвенное органическое вещество с низкой скоростью минерализации и значительным по длительности периодом оборачиваемости (von Lützow et al., 2008).

Содержание $C_{\text{орг}}$ свободной фракции (fPOM) с учетом ее массы в слое 0–5 см в серой лесной почве под лугом (рис. 3) было примерно в 1,5 раз выше по сравнению с почвой агроценоза 2, в то время как в почве под лесом содержание $C_{\text{орг}}$ во фракции fPOM превышало таковое в пахотной почве более, чем в 2 раза.

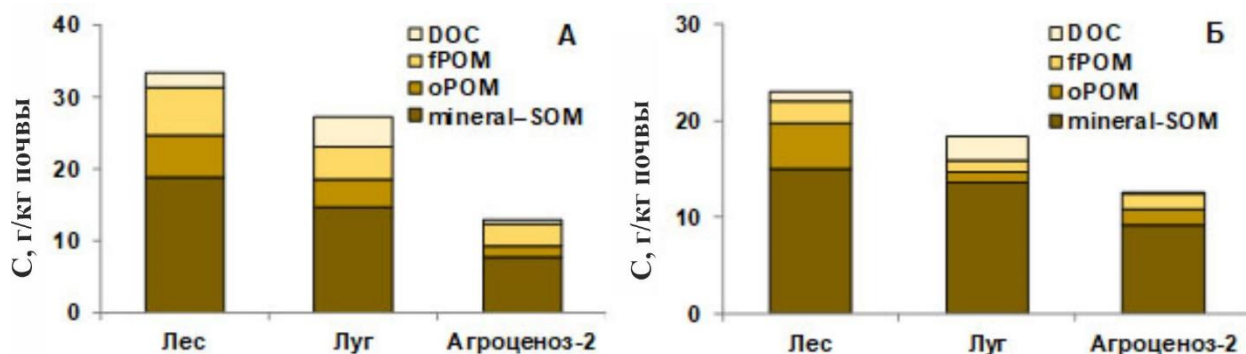


Рисунок 3. Содержание углерода различных фракций в общем пуле $C_{\text{орг}}$ в слоях 0–5 (А) и 5–10 см (Б) серой и агросерой почв при разных видах землепользования. DOC – растворенный углерод, fPOM – углерод свободной фракции ($< 1,6$ г/см³); oPOM – углерод окклюзированной фракции ($1,6–2,0$ г/см³); mineral-SOM – углерод минеральной фракции ($> 2,0$ г/см³).

Содержание $C_{\text{орг}}$ окклюзированной фракции (oPOM) с учетом ее массы в слое 0–5 см серой лесной почвы естественных ценозов превышало таковое на пашне в 1,5–3,8 раза, составляя 1,6 г С/кг на пашне против 3,9–5,9 г С/кг в почвах лугового и лесного ценозов. Содержание углерода фракции плотностью $> 2,0$ г/см³ (mineral-SOM) самым высоким было в лесной почве (18,8 г С/кг), чуть ниже в почве под лугом (14,6 г С/кг) и в почве агроценоза 2 составляло 7,7 г С/кг. Выявленные различия в распределении ПОВ по денсиметрическим фракциям в самом верхнем слое серой лесной почвы обусловлены в первую очередь разным количеством и качеством поступающего в почву растительного материала. В почвах леса масса поступающего листового опада выше, чем в луговом ценозе, а в почве пашни свежий растительный материал поступает в почву в незначительном количестве, поскольку изымается с урожаем (Kurganova et al., 2007). Микробная и ферментативная активность пахотных почв также существенно снижена по сравнению с почвами естественных ценозов (Kurganova et al., 2018, 2021; Ovsepyan et al., 2019, 2020). Для слоя 5–10 см общие закономерности в распределении ПОВ по денсиметрическим фракция в целом сохраняются, но различия выражены менее рельефно (см. рис. 3), поскольку поступление в этот слой свежего органического материала происходит в существенно меньшем количестве. Активность микробного сообщества в этом слое также более низкая, что приводит к замедлению процессов минерализации органических субстратов.

Процессные пулы углерода в почве. Запасы органического углерода в почве являются ключевым индикатором деградационно-проградационных изменений качества и экологии почвы,

ее способности быть источником и стоком климатически активных газов (Пулы и потоки ..., 2007; Семенов, Когут, 2015). Однако вариабельность значений $C_{орг}$, получаемых большинством аналитических методов, зачастую выше статистически достоверных различий. Кроме того, значимому разложению и минерализации подвергается только некоторая часть почвенного органического вещества, слагающая его активный пул. Поэтому более точным предиктором секвестрирующей емкости и эмиссионного потенциала почвы следует считать запасы не валового органического углерода, а только его активного (потенциально-минерализуемого) пула. Потенциально-минерализуемое органическое вещество относится к группе процессных пулов ПОВ, в которых осуществляется синтез, деструкция и трансформация органических веществ и соединений. Потенциально-минерализуемое органическое вещество, или, по-другому, биологически активное органическое вещество, ответственно за многие био-физико-химические процессы в почве, включая эмиссию климатически активных газов (Семенов и др., 2018). Применимость биокинетического метода базируется на следующих положениях (Семенов и др., 2006). Во-первых, все органические вещества потенциально способны разлагаться микроорганизмами, но с разной скоростью. Поэтому, чтобы учесть участие в обороте как быстроразлагаемых соединений, так и медленно разлагаемых, требуется продолжительная инкубация почвенных образцов с количественным измерением $C-CO_2$. Во-вторых, скорость выделения $C-CO_2$ одновременно характеризует и минерализующую активность микроорганизмов, и минерализационную способность самого органического субстрата. В-третьих, в биокинетическом способе агентом фракционирования ПОВ выступают аборигенные микроорганизмы, почва инкубируется при стабильной температуре и влажности, исключаются стрессовые воздействия, способные видоизменить доступность соединений микроорганизмам или активность самих микроорганизмов. В-четвертых, при определении минерализационного потенциала почв или органических материалов, находящихся в естественном состоянии увлажнения, существует вероятность недоучета быстро оборачиваемых соединений с продолжительностью существования в течение нескольких часов и суток, которые быстро и непрерывно утилизируются микроорганизмами. Поэтому при лабораторной диагностике биологического качества органического вещества первоначально нужно приостановить микробную деятельность, прогрев образцы при температуре, вызывающей лишь обезвоживание, но не гибель микробных клеток, после чего увлажнить их до оптимальной влажности и начинать инкубацию, измеряя поток $C-CO_2$.

Способность органического вещества минерализоваться микроорганизмами хорошо иллюстрируется тремя показателями: содержанием потенциально-минерализуемого органического вещества ($mg\ C_0/100\ г$), его долей в общем содержании ПОВ ($C_0, \% \text{ от } C_{орг}$) и константой скорости минерализации ($k, \text{сут}^{-1}$).

Среди исследуемых экосистем максимальное содержание потенциально-минерализуемого органического вещества свойственно серой лесной почве под вторичным лесом, а минимальное – длительно обрабатываемой почве агроценоза (табл. 3).

Таблица 3

Влияние землепользования на размеры потенциально-минерализуемого пула почвенного углерода, скорость его минерализации и время оборачиваемости

Вид землепользования	Содержание потенциально-минерализуемого ОВ				Константа скорости минерализации, $k\ \text{сут}^{-1}$		Время оборачиваемости (TT), сут	
	6 мес.		12 мес.		6 мес.	12 мес.	6 мес.	12 мес.
	$mg/100\ г$	$\% \text{ от } C_{орг}$	$mg/100\ г$	$\% \text{ от } C_{орг}$				
Лесной ценоз	128	6,8	169	9,0	0,029	0,013	34,5	76,9
Луговой ценоз	112	7,1	154	9,8	0,023	0,011	43,5	90,9
Агроценоз 1	77	5,4	107	7,4	0,016	0,008	62,5	125

За полгода наблюдений минерализовалось две трети углерода, учтенного за год. Это обусловлено разнокачественностью ПОВ и указывает на преимущественное разложение и минерализацию менее защищенных и наиболее доступных микроорганизмам соединений. Судя по доле потенциально-минерализуемого углерода от валового его содержания и константам скорости минерализации, органическое вещество в почве под лесом и лугом более подвержено минерализации, чем в старопахотной почве.

На примере почв под лесом и в агроценозе 1 было проведено биокинетическое фракционирование различных структурно-агрегатных фракций, включающих крупные и мелкие мегаагрегаты, макроагрегаты и микроагрегаты. Наши исследования показали, что низкое содержание C_0 свойственно крупным мегаагрегатам (10–5 мм) и микроагрегатам (<0,25 мм), а высокое – мелким мегаагрегатам (5–2 мм) и макроагрегатам (2–0,25 мм) (табл. 4). По фактическим запасам C_0 агрегаты разных размеров с учетом их массы образовывали следующие последовательности: 5–2 > 2–0,25 > 10–5 > меньше 0,25 мм – в почве под лесом и 2–0,25 > 5–2 > 10–5 > меньше 0,25 мм – в пахотной почве. В целом, с учетом массы структурно-агрегатных отдельностей, основным резервуаром C_0 в лесной почве являются мегаагрегаты и в меньшей мере макроагрегаты, составляя в сумме 62 и 31% от C_0 в цельном образце, соответственно. В пахотной почве вклад этих классов агрегатов примерно одинаковый: 40 и 44% от C_0 в цельном образце. При одинаковых условиях температуры и влажности, поддерживаемых в инкубационном эксперименте, органическое вещество разных по размеру агрегатов, мало отличается по минерализационной способности и зависит в большей мере от вида землепользования (см. табл. 4).

Таблица 4

Содержание потенциально-минерализуемого органического вещества (C_0) в почвенных агрегатах разного размера

Тип землепользования	Размер агрегатов, мм	Содержание C_0 , мг/100 г агрегатов	Содержание C_0 , % от $C_{орг}$ в агрегатах	Доля C_0 в агрегатах, % от C_0 в целом образце почвы
Лесной ценоз	10–5	115 ± 13	6,4	17
	5–2	142 ± 1	7,0	45
	2–0,25	153 ± 2	7,3	31
	<0,25	118 ± 1	6,3	12
Агроценоз 1	10–5	60 ± 1	4,5	15
	5–2	75 ± 7	5,1	25
	2–0,25	81 ± 2	5,2	44
	<0,25	64 ± 0	4,5	11

Следовательно, различия между мега-, макро- и микро- агрегатами по содержанию C_0 определяются в первую очередь количеством поступающего в агрегаты свежего органического вещества и долей агрегатов в массе почвы. Это предположение хорошо подтверждается корреляцией C_0 с содержанием $C_{орг}$ ($r = 0,996$, $p < 0,001$) и $C_{РОМ}$ ($r = 0,654$, $p = 0,040$). Изменение доли РОМ, вызванное образованием из разлагающихся растительных остатков, может быть причиной вариабельности содержания $C_{орг}$ и C_0 в разных по размеру агрегатах почвы. Таким образом, разложение растительных остатков является одновременно фактором образования почвенных агрегатов и формирования пулов внутри- и межагрегатного органического вещества.

Микробный пул углерода представляет группу процессных пулов ПОВ. Преобразование растительных остатков микроорганизмами в РОМ и микробной некромы в МАОМ, называемый «микробным насосом», обеспечивает непрерывную трансформацию органического вещества в почве (Liang, 2020; Никитин и др., 2022). Содержание углерода микробной биомассы ($C_{мик}$) и отношение $C_{мик}/C_{орг}$ являются предикторами ранних изменений качества ПОВ (Sparling, 1992). Согласно нашим данным в гумусовом горизонте (2–20 см) серой лесной почвы под лесом содержалось в 1,5 и 2,4 раз больше микробной биомассы, чем под лугом и пашней, соответственно (табл. 5).

В почве естественных ценозов отчетливо проявляется летний пик содержания $C_{мик}$, обусловленный, по-видимому, максимальным поступлением в почву растительных экссудатов и прогреванием почвы. В пахотной удобренной почве агроценоза 1 из-за низкой продуктивности сельскохозяйственных культур летний прирост $C_{мик}$ был незначителен. Динамика содержания $C_{мик}$ в почве в разных землепользований тесно коррелировала с содержанием общего $C_{орг}$ ($r = 0,959$, $p < 0,001$), указывая, с одной стороны, на участие почвенных микроорганизмов в трансформации органического углерода, и с другой стороны, на значимость углерода для микроорганизмов как источника питания и энергии. Если в почве под лесом микробный пул углерода составлял в среднем 8,5% от $C_{орг}$, то в пахотной почве всего 1,3%.

Таблица 5

Влияние вида землепользования на размеры микробного пула почвенного углерода в серой и агросерой почвах разного землепользования

Срок отбора	С _{мик} , мг/100 г почвы			С _{мик} , % от С _{орг}		
	Лесной ценоз	Луговой ценоз	Агроценоз 1	Лесной ценоз	Луговой ценоз	Агроценоз 1
22.IV	129	79	11	6,1	4,9	1,0
3.VI	147	111	17	7,2	6,9	1,5
22.VII	212	100	14	10,1	6,1	1,2
2.IX	207	107	14	9,8	6,8	1,3
11.X	195	104	13	9,2	6,5	1,2
<i>Среднее</i>	<i>178</i>	<i>100</i>	<i>14</i>	<i>8,5</i>	<i>6,2</i>	<i>1,3</i>

Размер агрегатов почвы оказывает значительное влияние на величину микробной биомассы, структуру микробных сообществ и дыхание почвы (Gupta, Germida, 2015; Yang et al., 2019). Считается, что самые высокие значения С_{мик} характерны для агрегатов размером 1–2 мм (Jiang et al., 2011). В слое 0–10 см пахотной почвы (агроценоз 2) содержание С_{мик} практически одинаково во всех агрегатных фракциях и составляет 40–49 мг С/100 г почвы. В почвах лесного и лугового ценозов содержание С_{мик} самое низкое в микроагрегатах (рис. 4). С учетом распределения агрегатных фракций, доля микроагрегатов в формировании общего пула С_{мик} в почвах лесного и лугового ценоза минимальна и составляет 12–17%, в то время как доля крупных и средних макроагрегатов примерно одинакова (41–47%). В почве агроценоза 2 половина общего пула С_{мик} содержится в средних макроагрегатах, а другая половина практически поровну распределена между микроагрегатами (26%) и микроагрегатами (24%).

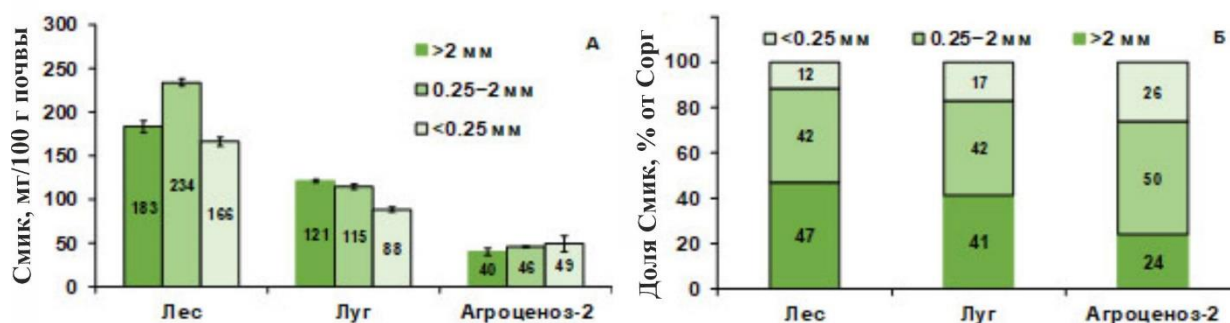


Рисунок 4. Содержание углерода микробной биомассы в различных агрегатных фракциях (А) и доля агрегатных фракций (Б) в формировании общего пула С_{мик} в слое 0–10 см серой и агросерой почв при разных видах землепользования.

Таким образом, микробная биомасса представляет собой динамичный пул органического углерода в почве, характеризую степень биологической активности почвенного органического вещества. Различные агрегатные фракции в зависимости от вида землепользования вносят разный вклад в формирование общего пула С_{мик}. Пахотная почва отличается низким содержанием С_{мик}, она обеднена также и органическим веществом, которое представлено преимущественно биологически стабильными компонентами. Рекарбонизация пахотных почв путем залужения или залесения приведет к реальной секвестрации углерода с накоплением его в биологически активной форме.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Распределение органического углерода по различным пулам и фракциям почвенного органического вещества, определяемым с помощью методов гранулометрического, денсиметрического и биокинетического фракционирования, позволяет получить важную информацию о механизмах секвестрации и депонирования углерода в почвах. Соотношение различных пулов в составе почвенного органического вещества зависит от типа землепользования и претерпевает направленные изменения в ходе постагрогенного развития. Выделение структурных и процессных пулов, определение их размеров и соотношений следует считать

обязательным этапом в программах мониторинга качества и функций почвенного органического вещества и потоков углерода в наземных экосистемах

ФИНАНСОВАЯ ПОДДЕРЖКА

Работа выполнена при поддержке ВИП ГЗ НОЦ 4 «Углерод в экосистемах: Мониторинг».

ЛИТЕРАТУРА

- Алифанов В.М. Палеокриогенез и современное почвообразование. Пушино: ОНТИ, 1995. 320 с.
- Ананьева Н.Д., Сусьян Е.А., Гавриленко Е.Г. Особенности определения углерода микробной биомассы почвы методом субстрат-индуцированного дыхания // Почвоведение. 2011. № 11. С. 1327–1333. <https://doi.org/10.1134/S1064229311030021>
- Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Ипп С.Л., Каганов В.В., Хорошаев Д.А., Рухович Д.И., Сумин Ю.В., Дурманов Н.Д., Кузяков Я.В. Пилотный карбоновый полигон в России: анализ запасов углерода в почвах и растительности // Почвы и окружающая среда. 2022. Т. 5. № 2. e169. <https://doi.org/10.31251/pos.v5i2.169>.
- Курганова И.Н., Семенов В.М., Кудеяров В.Н. Климат и землепользование как ключевые факторы стабильности органического вещества в почвах // Доклады Академии Наук. 2019. Т. 489. № 6. С. 646–650. <https://doi.org/10.31857/S0869-56524896646-650>.
- Никитин Д.А., Семенов М.В., Чернов Т.И., Ксенофонтова Н.А., Железова А.Д., Иванова Е.А., Хитров Н.Б., Степанов А.Л. Микробиологические индикаторы экологических функций почв (обзор) // Почвоведение. 2022. № 2. С. 228–243. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22020095>.
- Пулы и потоки углерода в наземных экосистемах России / В.Н. Кудеяров, Г.А. Заварзин, С.А. Благодатский и др.; отв. ред. Г.А. Заварзин. Москва: Наука, 2007. 315 с.
- Семенов В.М., Иванникова Л.А., Кузнецова Т.В. Структурно–функциональное состояние органического вещества почвы // Почвенные процессы и пространственно-временная организация почв. Москва: Наука, 2006. С. 230–247.
- Семенов В.М., Когут Б.М. Почвенное органическое вещество. Москва: ГЕОС, 2015. 233 с.
- Семенов В.М., Когут Б.М., Зинякова Н.Б., Масютенко Н.П., Малюкова Л.С., Лебедева Т.Н., Тулина А.С. Биологически активное органическое вещество в почвах европейской части России // Почвоведение. 2018. № 4. С. 457–472. <https://doi.org/10.7868/S0032180X1804007X>.
- Yang C., Liu N., Zhang Y. Soil aggregates regulate the impact of soil bacterial and fungal communities on soil respiration // Geoderma. 2019. Vol. 337. P. 444–452. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.10.002>
- Baveye P.C., Schnee L.S., Boivin P., Laba M., Radulovich R. Soil Organic Matter Research and Climate Change: Merely Re-storing Carbon Versus Restoring Soil Functions // Frontiers in Environmental Science. 2020. Vol. 8. Art. No. 579904. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.579904>
- Cambardella C.A., Elliott E.T. Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence // Soil Science Society of America Journal. 1992. Vol. 56. No. 3. P. 777–783. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600030017x>
- Christensen B.T. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates // Advances Soil Science. 1992. Vol. 20. P. 1–90. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-2930-8_1
- Cotrufo M.F., Wallenstein M.D., Boot C.M., Deneff K., Paul E. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? // Global Change Biology. 2013. Vol. 19. No. 4. P. 988–995. <https://doi.org/10.1111/gcb.12113>
- Gupta V.V.S.R., Germida J.J. Soil aggregation: influence on microbial biomass and implications for biological processes // Soil Biology and Biochemistry. 2015. Vol. 80. P. A3–A9. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.09.002>
- Hoffland E., Kuypers T.W., Comans R.N.J., Creamer R.E. Eco-functionality of organic matter in soils // Plant and Soil. 2020. Vol. 455. P. 1–22. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04651-9>
- Janzen H.H. The soil carbon dilemma: Shall we hoard it or use it? // Soil Biology and Biochemistry. 2006. Vol. 38 (3). P. 419–424. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.10.008>
- Jiang X., Wright A.L., Wang J., Li Z. Long-term tillage effects on the distribution patterns of microbial biomass and activities within soil aggregates // Catena. 2011. Vol. 87 (2). P. 276–280. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2011.06.011>

- John B., Yamashita T., Ludwig B., Flessa H. Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use // *Geoderma*. 2005. Vol. 128 (1–2). P. 63–79. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.12.013>
- Kurganova I., Yermolaev A., Lopes de Gerenyu V., Larionova A., Kuzyakov Y., Keller T., and Lange S. Carbon balance in soils of abandoned lands in Moscow region // *Eurasian Soil Science*. 2007. Vol. 40 (1). P. 51–58. <https://doi.org/10.1134/S1064229307010085>
- Kurganova I.N., Lopes de Gerenyu V.O., Mostovaya A.S., Ovsepyan L.A., Telesnina V.M., Lichko V.I., Baeva Y.I. Effect of Reforestation on Microbial Activity in Postagrogenic Soils in European Russia // *Contemporary Problems of Ecology*. 2018. Vol. 11. P. 704–718. <https://doi.org/10.1134/S1995425518070089>
- Kurganova I.N., Telesnina V.M., Lopes de Gerenyu V.O., Lichko V.I., Karavanova E.I. The Dynamics of Carbon Pools and Biological Activity of Retic Albic Podzols in Southern Taiga during the Postagrogenic Evolution // *Eurasian Soil Science*. 2021. Vol. 54. No. 3. P. 337–351. <https://doi.org/10.1134/S1064229321030108>
- Lal R., Lorenz K., Hüttl R.F., Schneider B.U., von Braun J. Research and Development Priorities Towards Recarbonization of the Biosphere. In book: *Recarbonization of the Biosphere*. Lal R., Lorenz K., Hüttl R., Schneider B., von Braun J. (eds). Springer: Dordrecht, 2012. P. 533–544. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4159-1_25
- Lavallee J.M., Soong J.L., Cotrufo M.F. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century // *Global Change Biology*. 2020. Vol. 26 (1). P. 261–273. <https://doi.org/10.1111/gcb.14859>
- Liang C. Soil microbial carbon pump: Mechanism and appraisal // *Soil Ecology Letters*. 2020. Vol. 2 (4). P. 241–254. <https://doi.org/10.1007/s42832-020-0052-4>
- Lozano-García B., Francaviglia R., Renzi G., Doro L., Ledda L., Benítez C., González-Rosado M., Parras-Alcántara L. Land use change effects on soil organic carbon store. An opportunity to soils regeneration in Mediterranean areas: Implications in the 4p1000 notion // *Ecology Indicators*. 2020. Vol. 119. Art. No 106831. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106831>
- Ovsepyan L., Kurganova I., Lopes de Gerenyu V., Kuzyakov Ya. Recovery of organic matter and microbial biomass after abandonment of degraded agricultural soils: the influence of climate // *Land Degradation and Development*. 2019. Vol. 30 (15). P. 1861–1874. <https://doi.org/10.1002/ldr.3387>
- Ovsepyan L., Kurganova I., Lopes de Gerenyu V., Kuzyakov Ya. Conversion of cropland to natural vegetation boosts microbial and enzyme activities in soil // *Science of the Total Environment*. 2020. Vol. 743. 140829. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140829>
- Six J., Elliott E.T., Paustian K. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture // *Soil Biology and Biochemistry*. 2000. Vol. 32 (14). P. 2099–2103. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00179-6](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00179-6)
- Sparling G.P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter // *Australian Journal of Soil Research*. 1992. Vol. 30 (2). P. 195–207. <https://doi.org/10.1071/SR9920195>
- Stockmann U., Adams M.A., Crawford, J.W. Field D.J., Henakaarchchi N., Jenkins M., Minasny B., McBratney A.B., de Courcelles V.R., Singh K., Wheeler I., Abbott L., Angers D.A., Baldock J., Bird M., Brookes P.C., Chenu C., Jastrow J.D., Lal R., Lehmann J., O'Donnell A.G., Parton W.J., Whitehead D., Zimmermann M. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon // *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2013. Vol. 164. P. 80–99. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>
- von Lütow 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 // *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 2008. Vol. 171 (1). P. 111–124. <https://doi.org/10.1002/jpln.200700047>

Поступила в редакцию 20.01.2023

Принята 06.02.2023

Опубликована 08.02.2023

Сведения об авторах:

Семенов Вячеслав Михайлович – доктор биологических наук, главный научный сотрудник, Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН –

обособленное подразделение ФИЦ «Пушкинский научный центр биологических исследований РАН» (г. Пушкино, Россия); v.m.semenov@mail.ru

Лебедева Татьяна Николаевна – кандидат биологических наук, научный сотрудник, Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН – обособленное подразделение ФИЦ «Пушкинский научный центр биологических исследований РАН» (г. Пушкино, Россия); tanyaniko@mail.ru

Лопес де Гереню Валентин Овидиович – кандидат технических наук, ведущий научный сотрудник лаборатории почвенных циклов азота и углерода Института физико-химических и биологических проблем почвоведения Российской академии наук – обособленное подразделение ФГБУН «Федеральный исследовательский центр «Пушкинский научный центр биологических исследований РАН» (г. Пушкино, Россия); vlopes@mail.ru

Овсепян Лилит Арменовна – кандидат биологических наук, научный сотрудник, Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН – обособленное подразделение ФИЦ «Пушкинский научный центр биологических исследований РАН» (г. Пушкино, Россия); lill.ovsepyan@gmail.com

Семенов Михаил Вячеславович – кандидат биологических наук, старший научный сотрудник, ФИЦ «Почвенный институт имени В.В. Докучаева» (Москва, Россия); mikhail.v.semenov@gmail.com

Курганова Ирина Николаевна – доктор биологических наук, главный научный сотрудник, Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН – обособленное подразделение ФИЦ «Пушкинский научный центр биологических исследований РАН» (Пушкино, Россия); ikurg@mail.ru

Авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.



Статья доступна по лицензии [Creative Commons Attribution 4.0 License](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)

POOLS AND FRACTIONS OF ORGANIC CARBON IN SOIL: STRUCTURE, FUNCTIONS AND METHODS OF DETERMINATION

© 2023 V. M. Semenov ¹, T. N. Lebedeva ¹, V. O. Lopes de Gerenyu ¹, L. A. Ovsepyan ¹,
M. V. Semenov ², I. N. Kurganova ¹

¹*Institute of Physicochemical and Biological Problems in Soil Science, Russian Academy of Sciences, Pushchino, Russia. E-mail: ikurg@mail.ru*

²*Dokuchaev Soil Science Institute, Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia*

The separation of soil organic matter (SOM) into pools and fractions allows to understand the nature and functions of SOM as well as to characterize its quality, composition and properties. The study presents an analysis of approaches, methods and results of determining various pools and fractions of SOM using the gray and agrogray soils (Haplic Luvisol) under contrasting types of land use (Moscow region, Russia). Conservative properties and storage functions of SOM were proposed to be estimated by its granulometric and densimetric pools, and dynamic properties and emission functions were proposed to be estimated by microbial and potentially mineralizable pools. It was shown that the ratio of different pools in the SOM composition depends on the type of land use and it is controlled by the composition and amount of plant materials entering into soil. The microbial biomass is a dynamic pool of organic carbon in the soil and determines the degree of biological activity of soil organic matter. Different aggregate fractions make different contributions to the formation of the total C_{mic} pool depending on the type of land use. The arable soil is characterized by a low content of C_{mic}; the soil is also depleted in organic matter, which is represented mainly by biologically stable components. The recarbonization of arable soils by grassing or reforestation will lead to real carbon sequestration with its accumulation in a biologically active form. We conclude that the separation of structural and process pools, the determination of their sizes and ratios should be considered an essential component of the programs for monitoring the quality and functions of SOM and carbon sequestration processes.

Key words: soil organic matter; density fractionation; particulate organic matter; mineral-associated organic matter; potentially mineralizable organic matter; microbial biomass

How to cite: *Semenov V.M., Lebedeva T.N., Lopes de Gerenyu V.O., Ovsepyan L.A., Semenov M.V., Kurganova I.N. Pools and fractions of organic carbon in soil: structure, functions and methods of determination // The Journal of Soils and Environment. 2023. 6(1). e199. DOI: 10.31251/pos.v6i1.199. (in Russian with English abstract).*

REFERENCES

- Alifanov V.M. Paleocryogenesis and modern soil formation. Pushchino: ONTI, 1995. 320 p. (in Russian).
- Ananyeva N. D., Susyan E. A., Gavrilenko E. G. Determination of the soil microbial biomass carbon using the method of substrate-induced respiration. *Eurasian Soil Science*. 2011. Vol. 44. No. 11. P. 1215–1221. <https://doi.org/10.1134/S1064229311030021>.
- Kurganova I.N., Lopes de Gerenyu V.O., Ipp S.L., Kaganov V.V., Khoroshaev D.A., Rukhovich D.I., Sumin Yu.V., Durmanov N.D., Kuzyakov Ya.V. Pilot carbon polygon in Russia: analysis of carbon stocks in soils and vegetation. *The Journal of Soils and Environment*. 2022. Vol. 5 (2). e169. <https://doi.org/10.31251/pos.v5i2.169>. (in Russian).
- Kurganova I.N., Semenov V.M., Kudryarov V N. Climate and Land Use as Key Factors of the Stability of Organic Matter in Soils. *Doklady Biological Sciences*. 2019. Vol. 489. No. 1. P. 189–192. <https://doi.org/10.31857/S0869-56524896646-650>.
- Nikitin D.A., Semenov M.V., Chernov T.I., Ksenofontova N.A., Zhelezova A.D., Ivanova E.A., Khitrov N.B., Stepanov A.L. Microbiological indicators of soil ecological functions: a review. *Eurasian Soil Science*. 2022. Vol. 55. No. 2. P. 221–234. <https://doi.org/10.1134/S1064229322020090>.
- Pools and carbon fluxes in terrestrial ecosystems in Russia / V.N. Kudryarov, G.A. Zavarzin, S.A. Blagodatskij et al.; G.A. Zavarzin (ed.). Moscow: Nauka, 2007. 315 p. (in Russian).
- Semenov V.M., Ivannikova L.A., Kuznetsova T.V. Structural-functional status of soil organic matter. In book: *Soil Processes and Spatiotemporal Organization of Soils*. Moscow: Nauka, 2006. P. 230–247. (in Russian).
- Semenov V.M., Kogut B.M. Soil organic matter. Moscow: GEOS, 233 p. (in Russian).
- Semenov V.M., Zinyakova N.B., Lebedeva T.N., Tulina A.S. Kogut B.M., Masyutenko N.P., Malyukova L.S. Biologically Active Organic Matter in Soils of European Russia. *Eurasian Soil Science*. 2018. Vol. 51. No. 4. P. 434–447. <https://doi.org/10.1134/S1064229318040117>.
- Yang C., Liu N., Zhang Y. Soil aggregates regulate the impact of soil bacterial and fungal communities on soil respiration. *Geoderma*. 2019. Vol. 337. P. 444–452. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.10.002>
- Baveye P.C., Schnee L.S., Boivin P., Laba M., Radulovich R. Soil Organic Matter Research and Climate Change: Merely Re-storing Carbon Versus Restoring Soil Functions. *Frontiers in Environmental Science*. 2020. Vol. 8. Art. No. 579904. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.579904>
- Cambardella C.A., Elliott E.T. Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence. *Soil Science Society of America Journal*. 1992. Vol. 56. No. 3. P. 777–783. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600030017x>
- Christensen B.T. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Advances Soil Science*. 1992. Vol. 20. P. 1–90. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-2930-8_1
- Cotrufo M.F., Wallenstein M.D., Boot C.M., Deneff K., Paul E. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biology*. 2013. Vol. 19. No. 4. P. 988–995. <https://doi.org/10.1111/gcb.12113>
- Gupta V.V.S.R., Germida J.J. Soil aggregation: influence on microbial biomass and implications for biological processes. *Soil Biology and Biochemistry*. 2015. Vol. 80. P. A3–A9. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.09.002>
- Hoffland E., Kuyper T.W., Comans R.N.J., Creamer R.E. Eco-functionality of organic matter in soils. *Plant and Soil*. 2020. Vol. 455. P. 1–22. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04651-9>
- Janzen H.H. The soil carbon dilemma: Shall we hoard it or use it? *Soil Biology and Biochemistry*. 2006. Vol. 38 (3). P. 419–424. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.10.008>
- Jiang X., Wright A.L., Wang J., Li Z. Long-term tillage effects on the distribution patterns of microbial biomass and activities within soil aggregates. *Catena*. 2011. Vol. 87 (2). P. 276–280. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2011.06.011>
- John B., Yamashita T., Ludwig B., Flessa H. Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use. *Geoderma*. 2005. Vol. 128 (1–2). P. 63–79. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.12.013>

- Kurganova I., Yermolaev A., Lopes de Gerenyu V., Larionova A., Kuzyakov Y., Keller T., and Lange S. Carbon balance in soils of abandoned lands in Moscow region. *Eurasian Soil Science*. 2007. Vol. 40 (1). P. 51–58. <https://doi.org/10.1134/S1064229307010085>
- Kurganova I.N., Lopes de Gerenyu V.O., Mostovaya A.S., Ovsepyan L.A., Telesnina V.M., Lichko V.I., Baeva Y.I. Effect of Reforestation on Microbial Activity in Postagrogenic Soils in European Russia. *Contemporary Problems of Ecology*. 2018. Vol. 11. P. 704–718. <https://doi.org/10.1134/S1995425518070089>
- Kurganova I.N., Telesnina V.M., Lopes de Gerenyu V.O., Lichko V.I., Karavanova E.I. The Dynamics of Carbon Pools and Biological Activity of Retic Albic Podzols in Southern Taiga during the Postagrogenic Evolution. *Eurasian Soil Science*. 2021. Vol. 54. No. 3. P. 337–351. <https://doi.org/10.1134/S1064229321030108>
- Lal R., Lorenz K., Hüttl R.F., Schneider B.U., von Braun J. Research and Development Priorities Towards Recarbonization of the Biosphere. In book: *Recarbonization of the Biosphere*. Lal R., Lorenz K., Hüttl R., Schneider B., von Braun J. (eds). Springer: Dordrecht, 2012. P. 533–544. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4159-1_25
- Lavallee J.M., Soong J.L., Cotrufo M.F. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Global Change Biology*. 2020. Vol. 26 (1). P. 261–273. <https://doi.org/10.1111/gcb.14859>
- Liang C. Soil microbial carbon pump: Mechanism and appraisal. *Soil Ecology Letters*. 2020. Vol. 2 (4). P. 241–254. <https://doi.org/10.1007/s42832-020-0052-4>
- Lozano-García B., Francaviglia R., Renzi G., Doro L., Ledda L., Benítez C., González-Rosado M., Parras-Alcántara L. Land use change effects on soil organic carbon store. An opportunity to soils regeneration in Mediterranean areas: Implications in the 4p1000 notion. *Ecology Indicators*. 2020. Vol. 119. Art. No 106831. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106831>
- Ovsepyan L., Kurganova I., Lopes de Gerenyu V., Kuzyakov Ya. Recovery of organic matter and microbial biomass after abandonment of degraded agricultural soils: the influence of climate. *Land Degradation and Development*. 2019. Vol. 30 (15). P. 1861–1874. <https://doi.org/10.1002/ldr.3387>
- Ovsepyan L., Kurganova I., Lopes de Gerenyu V., Kuzyakov Ya. Conversion of cropland to natural vegetation boosts microbial and enzyme activities in soil. *Science of the Total Environment*. 2020. Vol. 743. 140829. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140829>
- Six J., Elliott E.T., Paustian K. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry*. 2000. Vol. 32 (14). P. 2099–2103. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00179-6](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00179-6)
- Sparling G.P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. *Australian Journal of Soil Research*. 1992. Vol. 30 (2). P. 195–207. <https://doi.org/10.1071/SR9920195>
- Stockmann U., Adams M.A., Crawford, J.W. Field D.J., Henakaarchchi N., Jenkins M., Minasny B., McBratney A.B., de Courcelles V.R., Singh K., Wheeler I., Abbott L., Angers D.A., Baldock J., Bird M., Brookes P.C., Chenu C., Jastrow J.D., Lal R., Lehmann J., O'Donnell A.G., Parton W.J., Whitehead D., Zimmermann M. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2013. Vol. 164. P. 80–99. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>
- von Lütow 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. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 2008. Vol. 171 (1). P. 111–124. <https://doi.org/10.1002/jpln.200700047>

Received 20 January 2023

Accepted 06 February 2023

Published 08 February 2023

About the authors:

Semenov Vyacheslav Mikhailovich – Doctor of Biological Sciences, Principal Researcher, Laboratory of Soil Cycles of Nitrogen and Carbon, Institute of Physicochemical and Biological Problems in Soil Science of the Russian Academy of Sciences (Pushchino, Russia); v.m.semenov@mail.ru

Lebedeva Tat'yana Nikolaevna – Candidate of Biological Sciences, Researcher, Laboratory of Soil Cycles of Nitrogen and Carbon, Institute of Physicochemical and Biological Problems in Soil Science of the Russian Academy of Sciences (Pushchino, Russia); tanyaniko@mail.ru

Lopes de Gerenuy Valentin Ovidovich – Candidate of Technical Sciences, Leading Researcher, laboratory of Soil Cycles of Nitrogen and Carbon, Institute of Physicochemical and Biological Problems in Soil Science of the Russian Academy of Sciences (Pushchino, Russia); vlopes@mail.ru

Ovsepyan Lilit Armenovna – Candidate of Biological Sciences, Principal Researcher, Laboratory of Soil Cycles of Nitrogen and Carbon, Institute of Physicochemical and Biological Problems in Soil Science of the Russian Academy of Sciences (Pushchino, Russia); lill.ovsepyan@gmail.com

Semenov Mikhail Vyacheslavovich – Candidate of Biological Sciences, Senior Researcher, Head of Laboratory of Soil Carbon and Microbial Ecology, V.V. Dokuchaev Soil Science Institute (Moscow, Russia); mikhail.v.semenov@gmail.com

Kurganova Irina Nikolaevna – Doctor of Biological Sciences, Principal Researcher, Laboratory of Soil Cycles of Nitrogen and Carbon, Institute of Physicochemical and Biological Problems in Soil Science of the Russian Academy of Sciences (Pushchino, Russia); ikurg@mail.ru

The authors read and approved the final manuscript



The article is available under [Creative Commons Attribution 4.0 License](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)