

## РАЗМЕРЫ И СООТНОШЕНИЯ ПУЛОВ ОРГАНИЧЕСКОГО УГЛЕРОДА В СЕРОЙ ЛЕСНОЙ ПОЧВЕ ПРИ МНОГОЛЕТНЕМ ПРИМЕНЕНИИ МИНЕРАЛЬНЫХ И ОРГАНИЧЕСКИХ УДОБРЕНИЙ

© 2023 г. В. М. Семенов<sup>а</sup>, \*, Т. Н. Лебедева<sup>а</sup>, Н. Б. Зинякова<sup>а</sup>, Д. А. Соколов<sup>а</sup>

<sup>а</sup>Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН,  
ул. Институтская, 2, Пущино, Московской области, 142290 Россия

\*e-mail: v.m.semenov@mail.ru

Поступила в редакцию 07.11.2022 г.

После доработки 05.12.2022 г.

Принята к публикации 06.12.2022 г.

Почвенное органическое вещество предложено подразделять на структурные и процессные пулы. К структурным пулам отнесены твердые органические частицы (Particulate Organic Matter,  $C_{РОМ}$ ) и минерально-связанное органическое вещество (Mineral-Associated Organic Matter,  $C_{МАОМ}$ ), а к процессным пулам — микробная биомасса ( $C_{МИК}$ ) и потенциально-минерализуемое органическое вещество ( $C_0$ ). Исследования проводили в многолетнем микрополевым опыте на серой лесной почве (Luvisc Retic Greyzemic Phaeozems (Loamic)). Ежегодно на протяжении 9 лет применяли минеральные (N 90–360,  $P_2O_5$  75–300 и  $K_2O$  100–400 кг/га) и органические (свежий навоз крупного рогатого скота от 25 до 100 т/га) удобрения в возрастающих дозах. Прирост запасов органического углерода ( $C_{ОРГ}$ ) в почве от NPK и навоза составил 5–10 и 38–83% соответственно. Внесение экстремальных доз навоза (от 700 до 900 т/га за 9 лет) вело к насыщению почвы органическим углеродом. Размеры пулов ПОВ уменьшались в последовательности  $C_{МАОМ} > C_{РОМ} > C_0 > C_{МИК}$ , составляя 7.91–12 г/кг (50–84% от  $C_{ОРГ}$ ), 0.76–12 г/кг (8–50%), 0.32–1.71 г/кг (2.8–13.7%) и 0.09–0.56 г/кг (0.8–3.7%) соответственно. Размеры пула  $C_{РОМ}$  зависели в основном от дозы минеральных и органических удобрений, а  $C_{МАОМ}$  — от длительности применения удобрений. Пулы  $C_{МИК}$  и  $C_0$  увеличивались с повышением дозы навоза и уменьшались с ростом доз NPK. Многолетнее применение навоза не давало кумулятивного накопления  $C_0$  в почве. Подчеркивается, что выделение структурных и процессных пулов может быть использовано в мониторинге качества и функций почвенного органического вещества.

*Ключевые слова:* почвенное органическое вещество,  $C_{ОРГ}$ , секвестрация органического углерода, органическое вещество твердых частиц, РОМ, минерально-связанное органическое вещество, потенциально-минерализуемое органическое вещество,  $C_0$ , микробная биомасса,  $C_{МИК}$

**DOI:** 10.31857/S0032180X22601426, **EDN:** HORPOE

### ВВЕДЕНИЕ

Почва является крупнейшим резервуаром органического вещества, значимым источником и стоком диоксида углерода, увеличение концентрации которого в атмосфере несет угрозу климатической системе планеты. Перспективным путем смягчения последствий антропогенного изменения климата выглядит секвестрация атмосферного C–CO<sub>2</sub> растущими растениями с последующим перемещением связанного углерода в почву и сохранением его в виде почвенного органического вещества (ПОВ) на протяжении 10–100 лет [6, 10, 44, 61]. Сельскохозяйственные почвы имеют большую способность к накоплению органического углерода ( $C_{ОРГ}$ ) вследствие исторически продолжительного обеднения пахотных почв органическим веществом, а агроэкосистемам свойственен высокий потенциал секвестра-

ции углерода благодаря отзывчивости сельскохозяйственных культур на удобрения и агротехнику [27, 47, 49, 50, 63, 73]. За время сельскохозяйственного использования пахотные почвы потеряли значительную часть  $C_{ОРГ}$  [59, 60, 66] и содержат в среднем на 25–75% меньше  $C_{ОРГ}$ , чем необработываемые почвы под естественными угодьями [17, 48, 67]. В неудобренных пахотных почвах за 20–80 лет возделывания сельскохозяйственных культур потери  $C_{ОРГ}$  достигают от 0 до 15 т/га [16], а при продолжительности от 6 до 154 лет — в среднем на 7–16% [46].

Теоретически, применение минеральных и органических удобрений, повышая продуктивность сельскохозяйственных культур, должно давать реальную секвестрацию C–CO<sub>2</sub> углерода в агроэкосистемах, и прямо или косвенно обогащать почвы органическим веществом [19, 28, 36, 39, 57,

58, 73, 76]. Влияние минеральной и органической системы удобрений на содержание  $C_{\text{орг}}$  в пахотных почвах проявляется по-разному: при минеральной системе – за счет большего количества растительных остатков, а при органической – за счет прямого обогащения почвы органическим веществом и большей массы растительных остатков. В действительности, существенное увеличение углеродного пула надземной биомассы, корней и растительных остатков под действием минеральных азотных удобрений дает скромный прирост запасов  $C_{\text{орг}}$  в почве [42, 57]. В опытах, выполненных в разных регионах мира, применение минеральных удобрений в 79% случаев способствовало увеличению содержания  $C_{\text{орг}}$  в почве в среднем на 3.6 т С/га, в 15% случаев снижало на 1.4 т С/га и в 6% не изменяло уровня  $C_{\text{орг}}$  [19]. Результаты другого метаанализа показали накопление  $C_{\text{орг}}$  в почве под действием минеральных азотных удобрений на 8% [46]. Накопление  $C_{\text{орг}}$  в почве при минеральной системе удобрений происходило лишь в том случае, если надземные растительные остатки заделывали в почву, содержание  $C_{\text{орг}}$  в почве не превышало предельного для данного типа почвы уровня, а применяемые дозы удобрений давали прибавку урожая возделываемых культур [19, 28].

В длительных полевых опытах, проводимых в России и Европе, размеры прироста  $C_{\text{орг}}$  в почве уменьшались в следующем ряду применяемых систем удобрения: органическая  $\geq$  органо-минеральная  $>$  минеральная [16, 18, 45]. В рисовых почвах органо-минеральная система удобрения давала более значительное накопление  $C_{\text{орг}}$ , чем органическая и минеральная системы, о чем свидетельствуют данные метаанализа [71]. Внесение навоза совместно с минеральными удобрениями увеличивало урожайность зерна на 6–19%, а содержание почвенного  $C_{\text{орг}}$  на 9–39% по сравнению с минеральными удобрениями [42]. По другим данным систематическое применение навоза дает стабильное и значимое увеличение содержания и запасов  $C_{\text{орг}}$  в почве по сравнению как с неудобренным контролем, так и относительно НРК [26, 32, 36, 42, 46, 53, 58, 62, 64].

Можно предположить, что обогащение почвы растительными остатками и навозом отразится на качестве ПОВ со специфическими изменениями в размерах и соотношениях разных фракций и пулов. По новейшим представлениям ПОВ – это континуум от грубых твердых органических частиц размером 2–0.053 мм (particulate organic matter, РОМ) до тонкодисперсных, связанных с минералами органических веществ размером  $<0.053$  мм (mineral-associated organic matter, МАОМ) [21, 30, 31, 37, 51, 52, 65]. Пул РОМ состоит из свежих и разлагающихся органических остатков, либо незащищенных, либо включенных в агрегаты почвы

[12, 14, 35] со средним временем существования в почве от нескольких лет до десятилетий и предположительно является лабильным пулом ПОВ [51]. Напротив, пул МАОМ, представлен в основном тонкодисперсным органическим веществом из побочных продуктов микробного происхождения, связанным с минеральными частицами, среднее время существования которого оценивается от нескольких десятилетий до веков и образует стабильный пул ПОВ [51]. Почвенные микроорганизмы разлагают РОМ до полимеров и мономеров, которые вместе с микробной некромассой стабилизируются в форме МАОМ [43, 54, 55]. Физико-химические взаимодействия органического вещества с минеральными частицами почвы обеспечивают наиболее прочную стабилизацию углерода и его длительную сохранность в почве [21, 25, 30, 31, 44, 74]. Можно предположить, что РОМ характеризует стадию почвенной секвестрации углерода, а МАОМ – запасаения (депонирования) углерода в почве, а оба эти пула относятся к группе структурных пулов ПОВ.

Остается дискуссионным вопрос о предпочтительном состоянии секвестрированного органического вещества в почве: должно ли оно быть более инертным и депонируемым или трансформируемым и функциональным [20, 22, 23, 27, 41, 70]. Поэтому программы практической секвестрации и депонирования углерода, в том числе в рамках карбоновых полигонов [1], должны включать оценку не только структурного статуса ПОВ, но и его текущей функциональности, подразумеваемая под этим его способность участвовать в текущих почвенных процессах и поддерживать экобиологические функции почвы [40]. Для оценки функциональности ПОВ следует определять микробную биомассу ( $C_{\text{мик}}$ ) и потенциально-минерализуемое органическое вещество ( $C_0$ ) [2, 4, 7, 9, 11], которые образуют группу процессных пулов ПОВ.

Цель работы – оценить количественные и качественные изменения органического вещества в почве, эвтрофицированной ежегодным многолетним внесением минеральных и органических удобрений, по соотношению структурных (РОМ и МАОМ) и процессных ( $C_{\text{мик}}$  и  $C_0$ ) пулов.

## ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

**Условия проведения опыта.** Исследование проводили на протяжении девяти лет (2011–2019 гг.) в стационарном многолетнем микрополевым опыте, заложенном внутри сетчатого павильона (54°8308' N, 37°6052' E). Почва – серая лесная среднесуглинистого гранулометрического состава (Luvisc Retic Greyzemic Phaeozems (Loamic)), взятая с неудобренного пахотного участка. Исходные физико-химические показатели почвы

перед закладкой опыта ( $pH_{KCl} - 4.96 \pm 0.16$ ,  $C_{орг} - 0.97 \pm 0.03\%$ ,  $N_{общ} - 0.095 \pm 0.001\%$ , содержание физической глины  $- 32 \pm 1\%$ ) и через 9 лет его проведения, а также подробное описание процедуры подготовки и закладки опыта приведены в работе [13]. Площадь микроделянок, отделенных друг от друга каркасами из винипласта, составляла  $0.25 \text{ м}^2$  ( $0.5 \times 0.5 \times 0.3 \text{ м}$ ). Схема опыта включала следующие варианты: 1) без удобрений (контроль); 2) N1P1K1; 3) N2P2K2; 4) N3P3K3; 5) N4P4K4; 6) свежий подстилочный навоз крупного рогатого скота (КРС) из расчета  $2.5 \text{ кг/м}^2$ ; 7) то же  $5.0 \text{ кг/м}^2$ ; 8) то же  $7.5 \text{ кг/м}^2$ ; 9) то же  $10.0 \text{ кг/м}^2$ ; 10) чистый пар. Дозы N1P1K1 и навоза  $2.5 \text{ кг/м}^2$  условно отнесены к умеренным, N2P2K2 и навоза  $5.0 \text{ кг/м}^2$  – к высоким, а N3P3K3, N4P4K4 и навоза  $7.5$  и  $10.0 \text{ кг/м}^2$  – к экстремальным. Азотные удобрения (карбамид) вносили с шагом из расчета  $9.0 \text{ г/м}^2$  азота в интервале от 9 (N1) до 36 (N4)  $\text{г/м}^2$ , фосфорные (двойной суперфосфат) – с шагом  $7.5 \text{ г/м}^2$   $P_2O_5$  в интервале от 7.5 (P1) до 30 (P4)  $\text{г/м}^2$ , калийные (сернокислый калий) – с шагом  $10 \text{ г/м}^2$   $K_2O$  в интервале от 10 (K1) до 40 (K4)  $\text{г/м}^2$ . Минеральные и органические удобрения вносили ежегодно весной перед посевом, равномерно разбрасывая по поверхности почвы и вручную перекапывая на глубину 20–22 см. Содержание сухого вещества в навозе КРС в среднем за 9 лет составляло  $19.3 \pm 0.9\%$ ,  $C_{орг} - 37.3 \pm 1.8\%$ ,  $N_{общ} - 1.97 \pm 0.04\%$  на сухое вещество. За 9 лет опыта с минеральными удобрениями было внесено ( $\text{г/м}^2$ ) 81–324 азота в зависимости от дозы, 68–270  $P_2O_5$  и 90–360  $K_2O$ . С органическими удобрениями в почву поступило ( $\text{г/м}^2$ ) 4321–17282 сухой массы, 1611–6446 органического углерода, 85–341 азота, 65–259  $P_2O_5$  и 86–346  $K_2O$  (табл. S1). Повторность опыта трехкратная.

В 5-польном севообороте возделывали сахарную свеклу (“Анастасия”), кукурузу на зеленую массу (“Молдавский”), лук репчатый (“Центурион”), картофель (“Жуковский”), картофель (“Жуковский”). После всходов на каждой микроделiance оставляли 2 растения сахарной свеклы и картофеля, 6 – растений кукурузы и лука. Уборку урожая культур проводили в сентябре, учитывая массу основной продукции. Величины урожая культур приведены в работе [13]. Побочную продукцию удаляли с микроделянок, а остатки корней перемешивали с почвой. Почву чистого пара в течение вегетационного периода дважды перекапывали с удалением сорных растений.

**Отбор проб почвы и подразделение почвенного органического вещества на пулы.** Образцы почвы отбирали после уборки урожая из слоя 0–20 см на каждой делiance тростевым буром. Отобранные пробы объединяли в смешанный образец. Образцы почвы высушивали на открытом воздухе, просеивали через сито с диаметром отвер-

стий 2 мм, удаляли видимые фрагменты растительных остатков.

Процедура выделения твердых органических частиц (РОМ) по методу [24] изложена ранее [12]. Почвенную суспензию, полученную диспергированием макро- и микроагрегатов почвы 0.5%-ным раствором гексаметафосфата натрия ( $Na_6P_6O_{18}$ ), пропускали через сито с диаметром отверстий 0.05 мм. Содержимое на сите несколько раз промывали дистиллированной водой, высушивали и взвешивали. Полученная масса твердых частиц размеров 2–0.05 мм представляла собой фракцию РОМ.

Суспензию под ситом размером  $<0.05$  мм и промывочную жидкость количественно собирали в емкости для выделения фракции минерально-связанного органического вещества (МАОМ). Содержимое емкостей выдерживали до полного осаждения частиц, декантировали надосадочную жидкость, центрифугировали, осадок высушивали. Массу МАОМ вычисляли по разнице между навеской почвы и массой РОМ. В каждом анализируемом образце почвы измеряли массу фракций РОМ и МАОМ и содержание углерода во фракциях ( $C_{РОМ}$  и  $C_{МАОМ}$ ) в трех повторениях.

Потенциально-минерализуемое органическое вещество в почве определяли путем инкубации почвенных образцов при постоянных условиях температуры ( $22^\circ\text{C}$ ) и влажности (25 мас. %), измеряя количественно выделяющийся  $C-CO_2$  на газовом хроматографе (Кристалл Люкс 4000 М) [9, 11]. Продолжительность инкубации составляла около 6 мес. Повторность – трехкратная. Содержание углерода потенциально-минерализуемого органического вещества ( $C_0$ ) в почве на момент начала инкубации рассчитывали по кумулятивному количеству  $C-CO_2$ , выделившемуся за весь период инкубации, используя однокомпонентное уравнение кинетики первого порядка. Рассчитывали константу скорости минерализации ПОВ ( $\text{сут}^{-1}$ ) и процент минерализации ПОВ ( $C_0$ , % от  $C_{орг}$ ).

Углерод микробной биомассы в почве ( $C_{мик}$ ) определяли методом субстрат-индуцированного дыхания (СИД) в модификации [2]. После предварительной инкубации к образцу почвы добавляли 0.2 мл 5%-го раствора глюкозы, инкубировали в течение 3–4 ч при  $22^\circ\text{C}$ , затем отбирали газовую пробу из флакона и измеряли концентрацию  $C-CO_2$  на газовом хроматографе (Кристалл Люкс 4000М). Повторность – трехкратная. Содержание  $C_{мик}$  (мкг С/г почвы) рассчитывали по скорости СИД (мкл  $C-CO_2/(\text{г почвы ч})$ ).

Содержание  $C_{орг}$  и  $N_{общ}$  в навозе, цельной почве и во фракциях РОМ ( $C_{РОМ}$ ) и МАОМ ( $C_{МАОМ}$ ) определяли сухим сжиганием на CNHS-анализаторе (Leco 932, США) предварительно растирая образцы до частиц  $<0.25$  мм. Экспериментальные

данные приведены в виде средних величин из трех аналитических повторений и их стандартных отклонений. Математическую обработку данных проводили с помощью MS Excel и программы Statistica 10.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

**Содержание и запасы  $C_{\text{орг}}$ .** Вид удобрения (минеральные или органические), дозы и длительность применения были основными факторами изменений содержания  $C_{\text{орг}}$  в обрабатываемой серой лесной почве. За 9 лет наблюдений содержание  $C_{\text{орг}}$  в почве без удобрений увеличилось на 1.7 г/кг почвы, при внесении возрастающих доз полного минерального удобрения – на 1.9–2.5 г/кг, в вариантах с органическими удобрениями – на 7–14.4 г/кг в зависимости от дозы навоза. Величина прироста  $C_{\text{орг}}$  от исходного содержания органического вещества в почве в начале опыта была равна 17, 20–26 и 72–149% соответственно в вариантах без удобрений, с NPK и с навозом. Прирост запасов  $C_{\text{орг}}$  в почве вариантов без удобрений, с NPK и с навозом за 9 лет опыта составлял 0.44, 0.58–0.74 и 1.56–2.89 кг/м<sup>2</sup>, а в относительных значениях – 18, 25–29 и 62–115% соответственно. Различия в процентах прироста содержания и запасов  $C_{\text{орг}}$  были обусловлены уплотнением почвы в вариантах без удобрений и с NPK, но разуплотнением при внесении навоза.

Минеральные удобрения за 9 лет незначительно повысили содержание  $C_{\text{орг}}$  в почве на 0.3–0.9 г/кг (в 1.03–1.09 раз) по сравнению с неудобренным контролем, а органические удобрения – на 5.3 г/кг при дозе навоза 25 т/га и на 12.8 г/кг при дозе 100 т/га (в 1.47–2.13 раз). Соответственно прирост запасов от применяемых минеральных и органических удобрений составил 0.14–0.29 и 1.11–2.45 кг/м<sup>2</sup>. Дополнительное накопление  $C_{\text{орг}}$  в почве от применения навоза по сравнению с эквивалентными по NPK дозами минеральных удобрений составило 4.9–12.3 г/кг почвы (41–104%) или 0.95–2.26 кг/м<sup>2</sup> (30–72%). Скорость аккумуляции  $C_{\text{орг}}$  в почве без удобрений составляла 0.22 г/(кг год), а с ежегодным внесением минеральных и органических удобрений соответственно от 0.29 до 0.38 и от 0.76 до 1.57 г/(кг год) (рис. S1). Влияние возрастающих доз минеральных удобрений на содержание  $C_{\text{орг}}$  в почве в течение 9 лет было не устойчивым (рис. S2), при этом прирост  $C_{\text{орг}}$  от умеренных и высоких доз был больше, чем от экстремальных [13]. Наоборот, чем больше была доза навоза, тем значительно возрастало содержание  $C_{\text{орг}}$  в почве.

По данным литературы прирост содержания  $C_{\text{орг}}$  в почве от применения одного азотного (N) или полного (NPK) минерального удобрения по сравнению с неудобренным контролем составля-

ет 0.06–0.08% [18] и 0.1–0.4% от массы почвы [45], 9% [16], 4–16% [42], 8% [46], а запасов  $C_{\text{орг}}$  – 3.5% [57], 3.6 т С/га [19]. Если при несбалансированном длительном применении NPK содержание  $C_{\text{орг}}$  в верхнем слое почвы увеличилось на 0.9 г/кг (10%), то при сбалансированном – на 1.7 г/кг (15%) [38]. Скорость накопления  $C_{\text{орг}}$  в рисовых почвах при минеральной системе удобрения была оценена в 0.046 г/кг год [71].

Применение органических удобрений в виде навоза дает более стабильный и высокий прирост  $C_{\text{орг}}$  в почве на 0.17–0.25% [18] и на 0.1–0.9% от массы почвы [45], на 20% [16]. В других обобщениях увеличение содержания (запасов)  $C_{\text{орг}}$  в почве при длительном применении навоза достигало по сравнению с NPK 3.5 г/кг (36%) [38], 9–39% [42], 37% [46], 29% (49% по сравнению с неудобренным контролем) [26], 17.7% [32], 9–39% [42], 17% [62], 40% и 11.9 т/га (30% и 10.2 т/га по сравнению без удобрений) [36], 8.96–9.4 т/га (5.6–7.4 т/га по сравнению без удобрений) [53, 58]. Накопление  $C_{\text{орг}}$  в почве при органической системе удобрений оценивается в 0.36 [71], а по другим данным в 0.23–0.26 и 0.18–0.19 г/(кг год) соответственно по сравнению с контролем без удобрений и с NPK [64].

Полученные приросты  $C_{\text{орг}}$  от минеральных удобрений полностью совпадают с таковыми в других опытах, а более сильный эффект от органических удобрений может быть обусловлен более равномерным распределением навоза по поверхности почвы и внутри пахотного слоя, чем в крупноделяночных полевых опытах и ежегодным внесением высоких доз вплоть до экстремальных. Уровень содержания  $C_{\text{орг}}$  в почве при минеральной системе удобрения на 69% зависел от длительности применения удобрений и на 5% от дозы NPK, тогда как при органической системе – на 28% от длительности внесения и на 63% от внесенной массы навоза (табл. S3).

Одним из показателей действия органических удобрений на POV является коэффициент удерживания углерода навоза (manure–C retention coefficient) – процент прироста  $C_{\text{орг}}$  в почве относительно поступившего с навозом углерода за все время. Оказалось, что в почве за 9 лет ежегодного внесения навоза коэффициент удерживания был равен 35–59% от внесенного количества, если контролями были варианты с эквивалентными дозами NPK и 38–69% при контроле без удобрений. По одним данным коэффициент удерживания углерода навоза равен 6–10% [53], по другим – 12% [58]. В нескольких опытах, выполненных в Канаде, коэффициент удерживания углерода варьировал от 5 до 38.9%, возрастая в зависимости от вида навоза в ряду свиной < коровий и жидкий < твердый < компостированный [56]. Поскольку при постоянных условиях температуры и влажно-

сти за год минерализуется примерно от 19 до 28% углерода, содержащегося в свежем соломистом навозе КРС [8], то полученные величины коэффициента удерживания углерода в пределах 35–69% выглядят вполне реальными.

Как отмечено выше, чем больше поступило углерода с навозом, тем меньше внесено  $C_{\text{орг}}$  удерживалось в почве. Это свидетельствует о насыщении почвы органическим веществом [69, 77]. По данным [13] нижняя и верхняя граница насыщения серой лесной почвы органическим веществом соответствуют содержанию  $C_{\text{орг}}$  23.4 и 27.5 г/кг почвы. Эти пределы  $C_{\text{орг}}$  достигаются поступлением 700–900 и 1300 т/га свежего навоза КРС соответственно, что эквивалентно 50–65 и 95 т С/га. Установленные пределы насыщения серой лесной почвы органическим углеродом близки величинам углеродпротекторной емкости, полученным для серой лесной среднесуглинистой [5] и дерново-подзолистой тяжелосуглинистой [3] почв.

Таким образом, систематическое применение минеральных удобрений в дозах, оптимальных для выращиваемых культур, позволяет поддерживать достигнутый уровень обеспеченности почвы органическим веществом или даже незначительно увеличивать его запасы за счет стабильного получения высокого урожая. Полная рекарбонизация серой лесной почвы достигается ежегодным внесением высоких вплоть до экстремальных доз (от 50 до 100 т/га) свежего навоза КРС на протяжении не менее 10 лет, но может привести к насыщению почвы органическим углеродом, из-за чего поступающее органическое вещество не удерживается в почве. Важно знать, в каких структурных пулах ПОВ аккумулируется запасаемый углерод и как насыщение углеродом почвы отражается на соотношении этих пулов.

**Пулы твердых органических частиц (РОМ) и минерально-связанного органического вещества (МАОМ).** Грубые органические частицы (РОМ) размером 2–0.05 мм, распределенные в гранулометрической фракции песка и тонкодисперсное минерально-связанное органическое вещество (МАОМ) пыли и глины <0.05 мм, относятся к группе структурных пулов ПОВ. Масса РОМ вместе с песком после первого года опыта составляла 5.8–8.1% от массы почвы, а через 9 лет опыта – 5.4–13.8%. В вариантах с внесением навоза масса РОМ увеличивалась, при применении NPK – почти не менялась, а в чистом пару – уменьшалась. Разница между массой анализируемой навески почвы и РОМ соответствовала массе МАОМ, на которую приходилось от 86 до 94% массы почвы. Образцы РОМ были обогащены органическим углеродом в 1.3–4.9 раза по сравнению с цельной почвой, а МАОМ, наоборот, обеднены в 1.1–1.8 раза (табл. 1 и 2). Содержание  $C_{\text{орг}}$  в образцах РОМ и МАОМ заметно различалось между вари-

антами опыта. Наиболее обогащенными углеродом были образцы РОМ и МАОМ в вариантах с навозом. В вариантах без удобрений и с навозом концентрация углерода в образцах РОМ стабильно возрастала на протяжении 9 лет опыта с 2.29 до 2.89 и с 4.07 до 8.68% от массы РОМ соответственно, в варианте с NPK – варьировала по годам, а в чистом пару – постепенно уменьшалась. Образцы МАОМ в одинаковой мере обогащались углеродом в течение опыта как в вариантах с навозом, так и с минеральными удобрениями.

Твердые органические частицы характеризуются существенно более широким отношением C/N, чем образцы цельной почвы и МАОМ, особенно в вариантах без удобрений и с навозом (рис. S3). Различия в отношении C/N между пулами РОМ и МАОМ обусловлены преобладанием слабо разложившихся остатков корней растений и навоза в РОМ и продуктов микробной биомассы – в МАОМ [29, 51]. В почвах лесных и луговых экосистем отношения C/N в целой почве, РОМ и МАОМ находятся в пропорции 1 : 1.5 : 0.84 [29]. Для пахотной серой лесной почвы нашего опыта с интенсивным применением минеральных и органических удобрений получены близкие пропорции 1 : 1.4 : 0.78, что указывает на одну и ту же природу выделяемых пулов ПОВ.

Фактическое содержание  $C_{\text{РОМ}}$  в почве с учетом массы твердых органических частиц и содержания в них углерода составляло от 0.76 до 12 г/кг, а процент  $C_{\text{РОМ}}$  от общего  $C_{\text{орг}}$  варьировал от 8 до 50%, что в среднем равнялось  $23 \pm 9\%$ . В массиве образцов почв разных типов, землепользований и способов удобрения содержание  $C_{\text{РОМ}}$  в среднем составляло 24% от  $C_{\text{орг}}$  [12]. Пул  $C_{\text{МАОМ}}$  содержал от 7.91 до 12 г/кг почвы, что было эквивалентно 50–84% от  $C_{\text{орг}}$ .

В чистом пару содержание  $C_{\text{РОМ}}$  варьировало в пределах 0.76–1.22 г/кг, в варианте без удобрений – 1.38–1.91 г/кг, с NPK – 1.63–2.71 г/кг, а с навозом – 2.78–12.0 г/кг. Изменения в содержании  $C_{\text{МАОМ}}$  в почве без удобрений и с навозом были не столь резкими. Прирост  $C_{\text{РОМ}}$  в почве в течение 9 лет опыта при внесении навоза был в 6 и 10.5 раз больше, чем в вариантах без удобрений и с внесением возрастающих доз NPK (0.42, 0.07 и 0.04 г/(кг год) соответственно) (рис. 1). Хотя между дозой NPK и содержанием  $C_{\text{РОМ}}$  в почве существовала прямая связь, наблюдалось замедление накопления твердых органических частиц в вариантах с экстремально высокими дозами минеральных удобрений (рис. 2). Можно предположить, что слабый прирост  $C_{\text{РОМ}}$  в почве с NPK обусловлен как отрицательным действием экстремально высоких доз на продуктивность культур и соответственно на количество растительных остатков, так и усилением минерализации РОМ в присутствии минеральных удобрений. Наиболь-

**Таблица 1.** Содержание углерода в пуле твердых органических частиц ( $C_{\text{РОМ}}$ ) почвы при ежегодном внесении минеральных и органических удобрений

Вариант	Год опыта				
	2011	2013	2015	2018	2019
$C_{\text{РОМ}}$ , % от массы РОМ					
1	2.39 ± 0.04	2.29 ± 0.24	2.60 ± 0.07	2.87 ± 0.07	2.89 ± 0.07
2	2.70 ± 0.10	2.47 ± 0.02	3.20 ± 0.06	3.11 ± 0.19	3.29 ± 0.15
3	2.92 ± 0.14	2.75 ± 0.21	3.22 ± 0.50	3.86 ± 0.16	3.21 ± 0.09
4	3.46 ± 0.10	3.17 ± 0.03	3.26 ± 0.44	3.58 ± 0.13	3.06 ± 0.05
5	3.03 ± 0.04	3.36 ± 0.49	3.65 ± 0.19	3.56 ± 0.24	3.12 ± 0.18
6	4.07 ± 0.44	4.25 ± 0.18	4.50 ± 0.08	4.79 ± 0.45	5.81 ± 0.11
7	4.69 ± 0.32	4.85 ± 0.46	5.54 ± 0.21	5.72 ± 0.41	5.80 ± 0.34
8	5.73 ± 0.26	6.24 ± 0.46	6.29 ± 0.44	6.64 ± 0.10	6.26 ± 0.06
9	6.28 ± 0.03	6.75 ± 0.73	8.00 ± 0.13	7.23 ± 0.17	8.68 ± 0.16
10	2.08 ± 0.09	2.04 ± 0.06	1.98 ± 0.09	1.74 ± 0.11	1.43 ± 0.17
$C_{\text{РОМ}}$ , г/кг почвы					
1	1.38 ± 0.08	1.50 ± 0.12	1.76 ± 0.08	1.85 ± 0.10	1.91 ± 0.06
2	1.73 ± 0.08	1.63 ± 0.06	2.21 ± 0.05	2.00 ± 0.23	2.23 ± 0.05
3	2.09 ± 0.13	1.95 ± 0.10	2.29 ± 0.28	2.78 ± 0.11	2.48 ± 0.11
4	2.51 ± 0.08	2.12 ± 0.04	2.13 ± 0.24	2.41 ± 0.18	2.21 ± 0.10
5	1.85 ± 0.04	2.19 ± 0.19	2.42 ± 0.19	2.22 ± 0.25	2.12 ± 0.15
6	2.71 ± 0.23	2.91 ± 0.15	3.40 ± 0.13	3.51 ± 0.19	4.69 ± 0.18
7	3.27 ± 0.28	3.50 ± 0.38	4.40 ± 0.46	4.57 ± 0.37	5.57 ± 0.63
8	4.19 ± 0.29	4.96 ± 0.31	6.11 ± 0.47	7.04 ± 0.12	7.85 ± 0.21
9	5.07 ± 0.16	6.42 ± 0.64	9.72 ± 0.20	9.56 ± 0.09	12.0 ± 0.42
10	1.22 ± 0.04	1.13 ± 0.04	1.09 ± 0.12	0.94 ± 0.07	0.76 ± 0.04
$C_{\text{РОМ}}$ , % от $C_{\text{орг}}$					
1	14 ± 1	15 ± 1	16 ± 1	16 ± 1	17 ± 1
2	17 ± 1	16 ± 1	19 ± 0	17 ± 2	19 ± 0
3	21 ± 1	19 ± 1	19 ± 2	23 ± 1	21 ± 1
4	26 ± 1	20 ± 0	18 ± 2	20 ± 1	18 ± 1
5	19 ± 0	21 ± 2	21 ± 2	18 ± 2	18 ± 1
6	25 ± 2	23 ± 1	25 ± 1	21 ± 1	28 ± 1
7	29 ± 3	25 ± 3	29 ± 3	26 ± 2	29 ± 3
8	34 ± 2	28 ± 2	33 ± 2	34 ± 1	37 ± 1
9	39 ± 1	35 ± 4	46 ± 1	41 ± 0	50 ± 2
10	13 ± 0	11 ± 0	11 ± 1	10 ± 1	8 ± 0

Примечание. Варианты опыта: 1 – без удобрений, 2 – N9P7.5K10, 3 – N18P15K20, 4 – N27P22.5K30, 5 – N36P30K40, 6 – навоз 2.5 кг/м<sup>2</sup> (C179N9P7K10), 7 – навоз 5 г/м<sup>2</sup> (C358N19P14K19), 8 – навоз 7.5 кг/м<sup>2</sup> (C537N28P22K29), 9 – навоз 10 кг/м<sup>2</sup> (C716N38P29 K38), 10 – чистый пар. Количества С, N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> и K<sub>2</sub>O даны в г/м<sup>2</sup>.

**Таблица 2.** Содержание углерода в пуле минерально-связанного органического вещества ( $C_{\text{МАОМ}}$ ) почвы при ежегодном внесении минеральных и органических удобрений

Вариант	Год опыта		
	2011	2015	2019
$C_{\text{МАОМ}}$ , % от массы МАОМ			
1	0.87 ± 0.03	0.96 ± 0.01	0.98 ± 0.02
2	0.86 ± 0.03	0.98 ± 0.02	0.99 ± 0.01
5	0.86 ± 0.01	0.99 ± 0.01	1.01 ± 0.02
6	0.85 ± 0.01	1.08 ± 0.05	1.26 ± 0.04
9	0.87 ± 0.02	1.23 ± 0.05	1.39 ± 0.03
$C_{\text{МАОМ}}$ , г/кг почвы			
1	8.22 ± 0.33	8.94 ± 0.11	9.19 ± 0.18
2	8.08 ± 0.26	9.11 ± 0.15	9.22 ± 0.14
5	8.04 ± 0.09	9.29 ± 0.08	9.46 ± 0.16
6	7.91 ± 0.13	10.04 ± 0.44	11.54 ± 0.39
9	8.00 ± 0.16	10.84 ± 0.44	11.97 ± 0.29
$C_{\text{МАОМ}}$ , % от $C_{\text{орг}}$			
1	84 ± 3	81 ± 1	81 ± 2
2	82 ± 3	79 ± 1	78 ± 1
5	83 ± 1	79 ± 1	80 ± 1
6	74 ± 1	73 ± 3	69 ± 2
9	61 ± 1	52 ± 2	50 ± 1

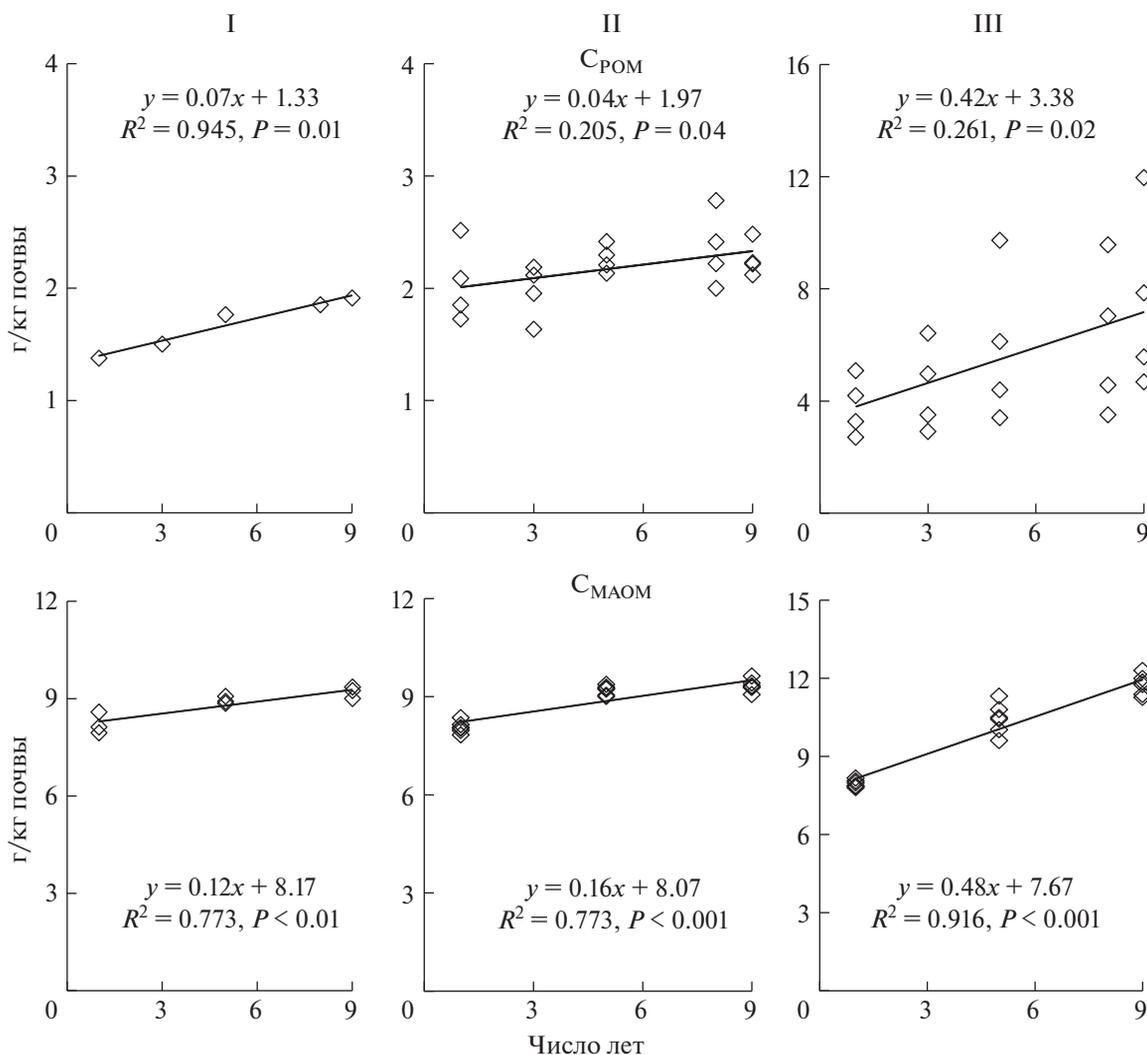
Примечание. Номера вариантов см. табл. 1.

шую скорость накопления углерода минерально-связанного органического вещества давало внесение навоза (0.48 г/(кг год)), а в вариантах с НРК и без удобрений прирост  $C_{\text{МАОМ}}$  в почве равнялся 0.16 и 0.12 г/(кг год) соответственно. Можно заметить, что в отличие от  $C_{\text{РОМ}}$  формирование пула  $C_{\text{МАОМ}}$  слабо зависело от доз навоза и не зависело от доз минеральных удобрений.

С помощью множественной регрессии был оценен вклад доз и продолжительности применения минеральных и органических удобрений на размеры пулов  $C_{\text{РОМ}}$  и  $C_{\text{МАОМ}}$  в серой лесной почве. Оказалось, что при применении минеральных удобрений изменчивость пула РОМ на 31% объясняется дозой и на 18% длительностью применения, тогда как при многолетнем применении навоза – соответственно на 73 и 15%. Главным фактором изменчивости пула  $C_{\text{МАОМ}}$  была длительность применения минеральных и органических удобрений (77 и 63% соответственно). Влияние дозы в вариантах с НРК было недостоверным, а с навозом – только 14%. Если в первый год опыта в виде  $C_{\text{РОМ}}$

и  $C_{\text{МАОМ}}$  было представлено в зависимости от удобрения соответственно 15–39 и 61–84% от всего  $C_{\text{орг}}$ , то через 9 лет – уже 17–50 и 50–81%. Это указывает на то, что ПОВ в удобряемых посевах обогащается преимущественно твердыми органическими частицами, а роль навоза, как источника РОМ, многократно выше корневых остатков. Полученные данные не совпадают с результатами других авторов [65], показавших, что унавоживание способствует преимущественному накоплению МАОМ в силу обогащенности навоза микробной биомассой и большей доступности навоза почвенным микроорганизмам в качестве субстрата. По нашему мнению, высокий прирост МАОМ в почве с навозом по сравнению с вариантами НРК, в которых единственным источником органического вещества были растительные остатки, обусловлен большими величинами поступления в почву углерода с навозом.

Также высказано предположение, что пул твердых органических частиц не подвержен насыщению и в виде РОМ может накапливаться

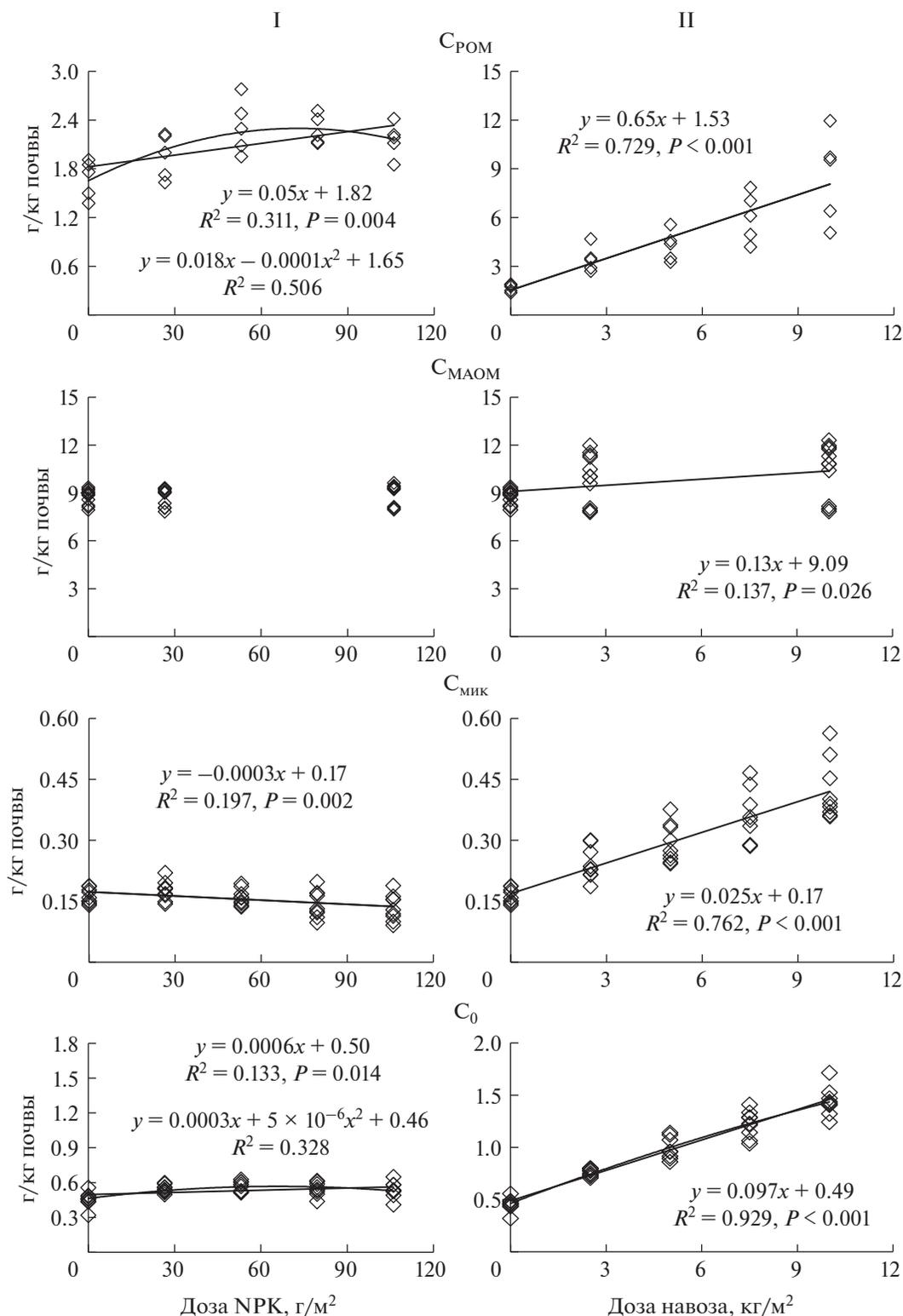


**Рис. 1.** Влияние продолжительности внесения минеральных и органических удобрений на размеры пулов твердых органических частиц ( $C_{РОМ}$ ) и минерально-связанного органического вещества ( $C_{МАОМ}$ ) в почве. I – без удобрений; II – варианты с дозами минеральных удобрений от N9P7.5K10 до N36P30K40; III – варианты с дозами органических удобрений от 2.5 до 10 кг/м<sup>2</sup> свежего навоза.

сколько угодно много углерода, тогда как пул минерально-связанного органического вещества является насыщаемым и его емкость контролируется массой фракций пыли и глины [33]. В действительности эта гипотеза применима к умеренному обогащению почвы растительными остатками, но не подтверждается при систематическом применении высоких доз навоза. В настоящем опыте величины прироста  $C_{РОМ}$  в почве за 1–5 лет систематического применения минеральных удобрений в возрастающих дозах составляли 10%, а за 5–9 лет отсутствовали. В вариантах с ежегодными дозами навоза 25 и 50 т/га содержание  $C_{РОМ}$  в почве за 1–5 и 5–9 лет возрастало одинаково на 30%. При применении 75 и 100 т/га навоза прирост  $C_{РОМ}$  в почве за первое пятилетие был больше, чем за второе пятилетие опыта (70 и 30% соответ-

ственно). Это указывает на насыщение пула твердых органических частиц только в случае использования экстремальных доз навоза. Пул  $C_{МАОМ}$  насыщался примерно одинаковыми темпами как при применении минеральных (10 и 0%), так и органических удобрений (30 и 10%) без особых отличий между разными дозами.

**Пулы микробного ( $C_{мик}$ ) и потенциально-минерализуемого углерода ( $C_0$ ).** Микробная биомасса и потенциально-минерализуемое органическое вещество относятся к группе процессных пулов ПОВ, в которых осуществляется синтез, деструкция и трансформация органических веществ и соединений. Трансфер растительных остатков микроорганизмами в РОМ и микробной некро-массы в МАОМ, называемый “микробным насосом”, обеспечивает непрерывное преобразование



**Рис. 2.** Влияние доз минеральных (I) и органических (II) удобрений на размеры пулов почвенного углерода.  $C_{\text{ОМ}}$  – твердые органические частицы, ( $C_{\text{МАОМ}}$ ) – минерально-связанное органическое вещество,  $C_{\text{мик}}$  – микробная биомасса,  $C_0$  – потенциально-минерализуемое органическое вещество. I – минеральные удобрения от N0P0K0 до N36P30K40 г/м<sup>2</sup>; II – органические удобрения от 0 до 10 кг/м<sup>2</sup> свежего навоза. Зависимость содержания  $C_{\text{МАОМ}}$  от доз минеральных удобрений не достоверна.

**Таблица 3.** Содержание углерода в микробном пуле ( $C_{\text{мик}}$ ) почвы при ежегодном внесении минеральных и органических удобрений

Вариант	Год опыта								
	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
г/кг почвы									
1	0.17 ± 0.01	0.14 ± 0.01	0.14 ± 0.02	0.16 ± 0.01	0.15 ± 0.01	0.15 ± 0.01	0.19 ± 0.01	0.18 ± 0.03	0.19 ± 0.00
2	0.20 ± 0.01	0.18 ± 0.01	0.16 ± 0.00	0.18 ± 0.02	0.15 ± 0.01	0.14 ± 0.00	0.22 ± 0.01	0.18 ± 0.01	0.17 ± 0.01
3	0.19 ± 0.01	0.17 ± 0.00	0.16 ± 0.01	0.15 ± 0.01	0.14 ± 0.01	0.14 ± 0.01	0.19 ± 0.00	0.16 ± 0.02	0.15 ± 0.01
4	0.20 ± 0.00	0.17 ± 0.01	0.17 ± 0.02	0.12 ± 0.00	0.10 ± 0.01	0.13 ± 0.01	0.16 ± 0.01	0.13 ± 0.00	0.11 ± 0.00
5	0.19 ± 0.01	0.15 ± 0.01	0.15 ± 0.01	0.11 ± 0.00	0.09 ± 0.01	0.13 ± 0.01	0.16 ± 0.01	0.12 ± 0.01	0.10 ± 0.01
6	0.24 ± 0.00	0.23 ± 0.01	0.23 ± 0.02	0.21 ± 0.00	0.22 ± 0.01	0.19 ± 0.01	0.27 ± 0.01	0.30 ± 0.02	0.30 ± 0.00
7	0.26 ± 0.01	0.30 ± 0.01	0.24 ± 0.04	0.27 ± 0.02	0.25 ± 0.01	0.25 ± 0.02	0.33 ± 0.01	0.34 ± 0.01	0.38 ± 0.02
8	0.29 ± 0.01	0.33 ± 0.01	0.29 ± 0.04	0.36 ± 0.02	0.35 ± 0.01	0.29 ± 0.02	0.39 ± 0.01	0.44 ± 0.01	0.47 ± 0.02
9	0.36 ± 0.01	0.38 ± 0.01	0.36 ± 0.00	0.40 ± 0.03	0.39 ± 0.01	0.37 ± 0.02	0.45 ± 0.01	0.51 ± 0.01	0.56 ± 0.01
10	0.15 ± 0.00	0.12 ± 0.01	0.13 ± 0.00	0.15 ± 0.01	0.13 ± 0.00	0.14 ± 0.01	0.17 ± 0.01	0.11 ± 0.00	0.16 ± 0.00
% от $C_{\text{орг}}$ /% от $C_0$									
1	1.8/31	1.4/29	1.5/31	1.6/32	1.5/34	1.4/33	1.7/43	1.5/39	1.7/59
2	2.0/33	1.8/32	1.7/33	1.8/32	1.4/28	1.2/27	1.8/37	1.5/34	1.5/33
3	1.9/31	1.7/32	1.6/31	1.4/26	1.3/22	1.1/23	1.6/32	1.2/30	1.2/28
4	2.0/32	1.8/32	1.7/32	1.2/22	0.9/16	1.1/24	1.3/28	1.0/25	0.9/25
5	1.9/29	1.6/29	1.6/29	1.1/21	0.8/16	1.1/24	1.3/28	0.9/24	0.8/24
6	2.4/31	2.1/29	2.0/32	1.7/30	1.6/27	1.4/23	1.9/35	1.9/38	1.9/41
7	2.7/29	2.7/26	1.9/27	2.0/29	1.7/27	1.6/23	2.1/30	1.9/35	2.1/44
8	3.0/27	2.7/25	2.1/28	2.0/31	1.9/25	1.5/24	2.1/30	2.2/34	2.3/38
9	3.7/27	2.9/22	2.4/29	2.2/27	1.9/26	1.8/26	2.0/31	2.2/36	2.4/40
10	1.6/27	1.3/28	1.4/30	1.5/36	1.3/30	1.4/35	1.7/42	1.1/27	1.7/45

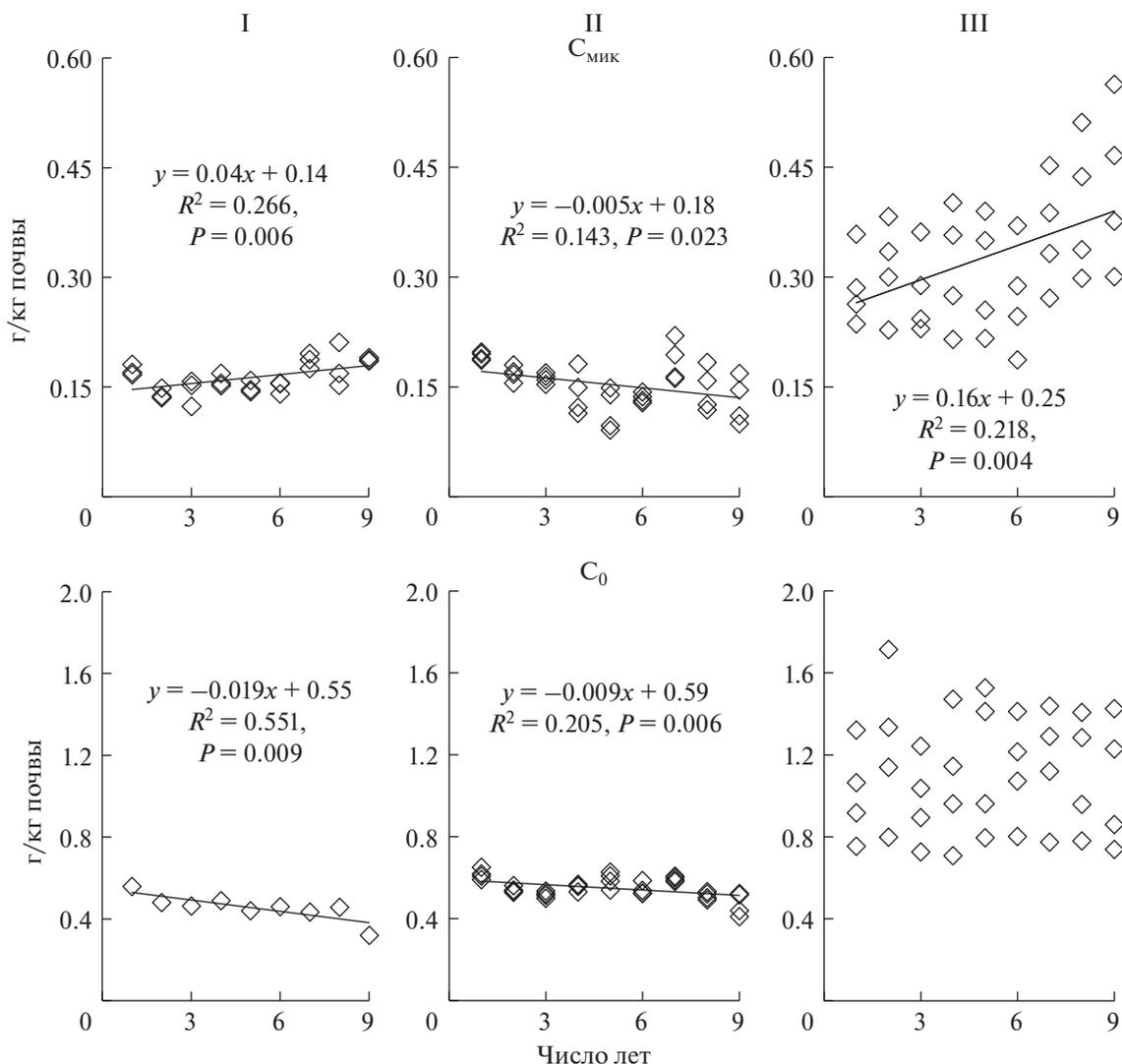
Примечание. Номера вариантов см. табл. 1.

органического вещества в почве [15, 43, 54, 55]. Содержание  $C_{\text{мик}}$  и отношение  $C_{\text{мик}}/C_{\text{орг}}$  являются предикторами ранних изменений качества ПОВ [68]. Потенциально-минерализуемое органическое вещество (биологически активное органическое вещество) ответственно за многие био-физико-химические процессы в почве, включая эмиссию климатически активных газов [11, 75].

Содержание  $C_{\text{мик}}$  в почве в зависимости от вида и дозы удобрений, выращиваемой культуры, погодных условий года варьировало на протяжении 9 лет от 0.09 до 0.56 г/кг почвы, что составляло 0.8–3.7% от  $C_{\text{орг}}$  (табл. 3). В почве без удобрений и с навозом наблюдался небольшой ежегодный прирост  $C_{\text{мик}}$  в 0.004 и 0.016 г/(кг год), тогда как систематическое применение NPK вело к снижению размеров микробного пула со скоростью 0.005 г/(кг год) (рис. 3). Возрастающие дозы NPK и навоза принципиально по-разному влияли на микробный пул почвы. Если увеличение доз навоза от умеренных до экстремальных способствовало накоплению микробной биомассы в среднем за 9 лет в 1.5–2.6 раза по сравнению с

контролем, то небольшое положительное влияние в 1.1 раза умеренной дозы N1P1K1 сменялось уменьшением  $C_{\text{мик}}$  в 1.2 раза при экстремальной дозе N4P4K4. Ежегодный процент прироста  $C_{\text{мик}}$  был меньше такового для  $C_{\text{орг}}$ , что повлекло за собой уменьшение отношения  $C_{\text{мик}}/C_{\text{орг}}$  в почве без удобрений и с навозом через 9 лет опыта. Особенно сильное сужение  $C_{\text{мик}}/C_{\text{орг}}$  отношения происходило в вариантах с экстремальными дозами минеральных удобрений.

Отрицательное действие минеральных удобрений на микробную биомассу почвы хорошо подтвержденный в литературе факт и обусловлен как прямым ингибирующим действием химических солей на микроорганизмы, так и косвенно, из-за недостатка доступного углерода, требуемого для компенсации имеющихся запасов минерального азота, и в результате подкисления почвы [34, 72]. В предыдущей работе показано, что в почве с ежегодным внесением экстремально высоких доз минеральных удобрений создавался высокий уровень остаточных нитратов, а pH почвы после 9 лет применения NPK снижался до 3.6 [13]. В це-



**Рис. 3.** Влияние продолжительности внесения минеральных и органических удобрений на размеры микробного ( $C_{\text{мик}}$ ) и потенциально-минерализуемого ( $C_0$ ) пулов почвенного углерода. I – без удобрений; II – варианты с дозами минеральных удобрений от N9P7.5K10 до N36P30K40 г/м<sup>2</sup>; III – варианты с дозами органических удобрений от 2.5 до 10 кг/м<sup>2</sup> свежего навоза. Зависимость содержания  $C_0$  от продолжительности внесения доз навоза не достоверна.

лом содержание  $C_{\text{мик}}$  в почве с минеральными удобрениями на 20% зависело от дозы и на 6% от длительности применения НРК, а с органическими удобрениями – на 76% от дозы навоза и на 12% от длительности применения.

На микробную биомассу могло приходиться от 16 до 59% потенциально-минерализуемого ( $C_0$ ) органического вещества. Доля  $C_{\text{мик}}$  в  $C_0$  уменьшалась в следующем ряду вариантов: без удобрений > > чистый пар > органические удобрения > минеральные удобрения. Уменьшение отношения  $C_{\text{мик}}$  к  $C_0$  в вариантах с минеральными удобрениями обусловлено, по-видимому, неблагоприятными условиями для роста микробной биомассы, а с органическими удобрениями – поступлением с навозом других органических веществ, способ-

ных к минерализации, в частности, твердых органических частиц [12].

В течение 9 лет опыта содержание  $C_0$  в почве варьировало от 0.32 до 1.71 г/кг или от 2.8 до 13.7% от  $C_{\text{орг}}$  (табл. 4). Выращивание культур без удобрений вело к постепенному обеднению почвы углеродом потенциально-минерализуемого органического вещества со скоростью 0.019 г/(кг год). В почве с минеральными удобрениями содержалось в среднем в 1.2 раза больше  $C_0$ , чем в неудобренной почве, но при ежегодном внесении НРК развивалась тенденция уменьшения размеров потенциально-минерализуемого пула ПОВ со скоростью 0.009 г/(кг год). Умеренные дозы НРК способствовали незначительному росту обеспеченности почвы потенциально-минерализуемым

**Таблица 4.** Содержание углерода в пуле потенциально-минерализуемого органического вещества ( $C_0$ ) почвы при ежегодном внесении минеральных и органических удобрений

Вариант	Год опыта								
	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
	г/кг почвы								
1	0.56 ± 0.01	0.48 ± 0.00	0.46 ± 0.01	0.49 ± 0.00	0.44 ± 0.00	0.46 ± 0.00	0.43 ± 0.02	0.46 ± 0.01	0.32 ± 0.00
2	0.59 ± 0.01	0.56 ± 0.00	0.50 ± 0.01	0.56 ± 0.01	0.54 ± 0.04	0.52 ± 0.03	0.60 ± 0.00	0.53 ± 0.02	0.52 ± 0.00
3	0.61 ± 0.02	0.53 ± 0.00	0.51 ± 0.00	0.57 ± 0.00	0.63 ± 0.02	0.59 ± 0.01	0.61 ± 0.00	0.52 ± 0.01	0.52 ± 0.01
4	0.62 ± 0.02	0.54 ± 0.01	0.52 ± 0.00	0.56 ± 0.00	0.61 ± 0.02	0.54 ± 0.01	0.59 ± 0.01	0.50 ± 0.00	0.44 ± 0.01
5	0.65 ± 0.01	0.53 ± 0.01	0.54 ± 0.01	0.53 ± 0.01	0.58 ± 0.00	0.53 ± 0.01	0.58 ± 0.00	0.49 ± 0.01	0.41 ± 0.01
6	0.75 ± 0.01	0.80 ± 0.01	0.73 ± 0.02	0.71 ± 0.00	0.80 ± 0.02	0.80 ± 0.00	0.77 ± 0.00	0.78 ± 0.00	0.74 ± 0.02
7	0.92 ± 0.04	1.14 ± 0.04	0.89 ± 0.00	0.96 ± 0.02	0.96 ± 0.00	1.07 ± 0.00	1.12 ± 0.02	0.96 ± 0.00	0.86 ± 0.01
8	1.06 ± 0.02	1.33 ± 0.01	1.04 ± 0.00	1.14 ± 0.02	1.41 ± 0.05	1.22 ± 0.00	1.29 ± 0.02	1.28 ± 0.01	1.23 ± 0.03
9	1.32 ± 0.03	1.71 ± 0.03	1.24 ± 0.00	1.47 ± 0.04	1.53 ± 0.04	1.41 ± 0.00	1.44 ± 0.01	1.41 ± 0.01	1.42 ± 0.02
10	0.56 ± 0.01	0.43 ± 0.01	0.43 ± 0.00	0.43 ± 0.00	0.43 ± 0.01	0.39 ± 0.00	0.39 ± 0.01	0.41 ± 0.00	0.35 ± 0.01
	% от $C_{орг}$								
1	5.8	4.9	4.6	4.8	4.4	4.2	4.0	4.0	2.8
2	6.1	5.7	5.0	5.4	5.0	4.5	4.8	4.4	4.5
3	6.3	5.4	5.3	5.5	5.8	4.9	4.9	4.1	4.3
4	6.4	5.6	5.3	5.4	5.7	4.5	4.8	4.0	3.6
5	6.7	5.5	5.4	5.1	5.4	4.5	4.6	3.9	3.3
6	7.8	7.5	6.3	5.6	6.0	5.8	5.3	5.1	4.6
7	9.5	10.3	7.0	6.9	6.6	7.1	7.1	5.5	4.8
8	11.0	10.8	7.4	6.5	7.7	6.5	6.9	6.4	6.0
9	13.7	13.2	8.1	8.0	7.6	6.7	6.2	6.0	6.1
10	5.8	4.6	4.7	4.3	4.3	4.0	3.9	4.1	3.7

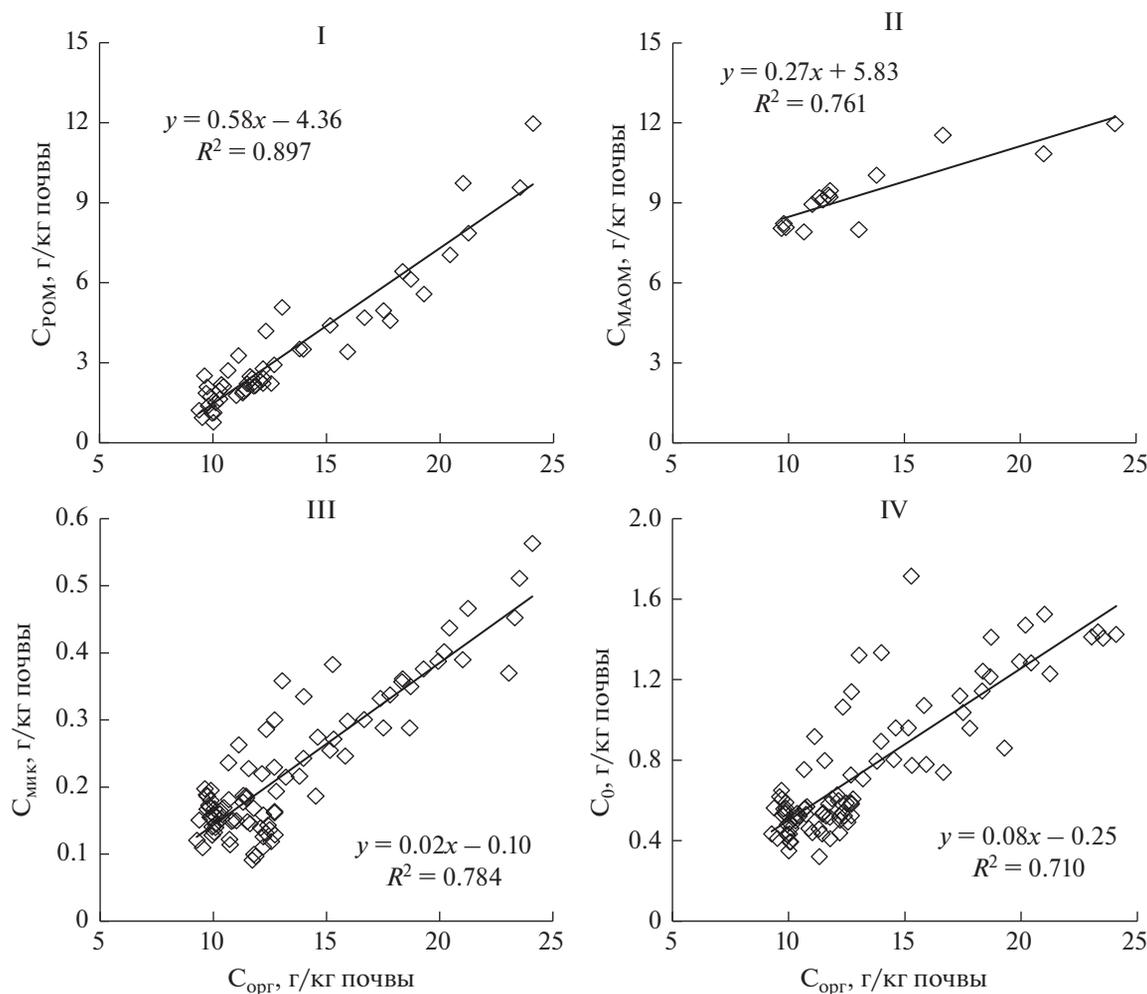
Примечание. Номера вариантов те же, что и в табл. 1.

органическим веществом, а экстремально высокие вызывали снижение  $C_0$  из-за отрицательного действия экстремальных доз минеральных удобрений на содержание микробной биомассы и РОМ. Вклад продолжительности применения НРК в межгодовые колебания  $C_0$  в почве равнялся 19%, а дозы НРК – 13%. В почве с возрастающими дозами навоза содержалось в 1.7–3.2 раза больше, чем в неудобренной почве и в 1.7–2.6 раза, чем в почве с НРК.

В отличие от общего  $C_{орг}$  и других пулов углерода 9-летнее внесение одной и той же дозы органического удобрения не давало кумулятивного прироста  $C_0$ , поддерживая лишь тот уровень, который достигался применением соответствующей дозы навоза. Как следствие, единственным значимым фактором изменения  $C_0$  в почве с органическими удобрениями была доза навоза. По ранее предложенной шкале обеспеченности почв потенциально-минерализуемым углеродом [11] серая лесная почва без удобрений и с возрастающими дозами НРК может быть отнесена к низко-

обеспеченной (0.35–0.75 г/кг), с ежегодным применением навоза от 25 до 75 т/га – к среднеобеспеченной (0.75–1.50 г/кг), а при внесении 100 т/га ежегодно – к высокообеспеченной (1.50–3.00 г/кг).

Еще одна особенность многолетней динамики потенциально-минерализуемого пула – это постепенное уменьшение его доли в составе ПОВ. За 9 лет выращивания сельскохозяйственных культур процент  $C_0$  от общего  $C_{орг}$  в почве без удобрений уменьшился в 2 раза с 5.8 до 2.8%, в вариантах с НРК – в 1.6 раза с 6.4 ± 0.3 до 3.9 ± 0.6, а при внесении возрастающих доз навоза – в 1.9 раза с 10.5 ± 2.5 до 5.4 ± 0.8%. В почве без удобрений и с применением НРК снижение доли  $C_0$  в ПОВ могло быть обусловлено недостаточно полной компенсацией минерализованного органического вещества почвы разлагаемым материалом растительных остатков, т.е. минерализационные потери углерода были выше поступления потенциально-минерализуемого вещества. При ежегодном применении навоза могло развиваться насыщение почвы разлагаемым субстратом, когда его количество превышает минерализующую



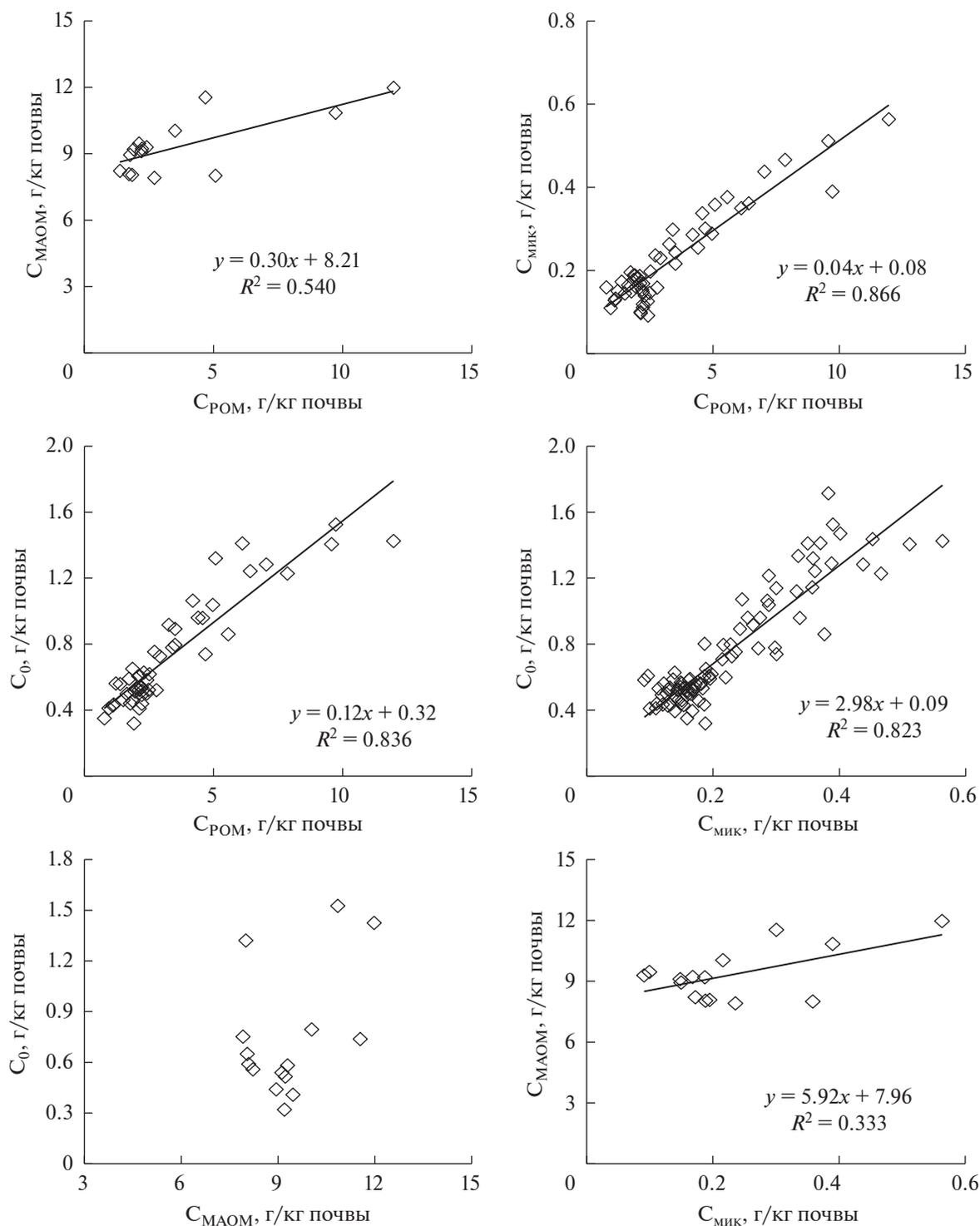
**Рис. 4.** Связь размеров пулов твердых органических частиц (I), минерально-связанного органического вещества (II), микробной биомассы (III) и потенциально-минерализуемого углерода (IV) с содержанием в почве общего органического углерода ( $C_{\text{орг}}$ ).

способность микроорганизмов, либо имело место систематическое преобладание трудноминерализуемых компонентов, поступающих с навозом, над легкоминерализуемыми. Независимо от причин,  $C_{\text{орг}}$  в почве накапливается преимущественно в биологически стабильном состоянии, т.е. подвергается реальной секвестрации.

**Соотношения и взаимосвязи структурных и процессных групп пулов ПОВ.** Для одних и тех же вариантов и сроков отбора образцов вариabельность содержания  $C_{\text{орг}}$  в почве составляла 32%, а пулов  $C_{\text{РОМ}}$  и  $C_{\text{МАОМ}}$  соответственно 83 и 14%. Коэффициент изменчивости процессных пулов  $C_{\text{МИК}}$  и  $C_0$  равнялся 54 и 51% соответственно. Содержание углерода в структурных и процессных пулах достаточно тесно коррелировало с общим  $C_{\text{орг}}$  (рис. 4), поэтому эти 4 пула следуют считать основополагающими при мониторинге свойств и динамики ПОВ. Увеличивая содержание в почве ор-

ганического углерода на 1 г/кг с помощью применения минеральных и органических удобрений, можно увеличить размеры пулов  $C_{\text{РОМ}}$  и  $C_{\text{МАОМ}}$  на 0.58 и 0.27 г/кг почвы, а  $C_{\text{МИК}}$  и  $C_0$  на 0.02 и 0.08 г/кг соответственно. В ранее выполненных обобщениях прибавка  $C_{\text{РОМ}}$  и  $C_0$  в почвах разных типов и землепользований от увеличения содержания  $C_{\text{орг}}$  на 1 г/кг почвы оценивалась в 0.23 и 0.02 г/кг соответственно [11, 12].

Размеры структурных пулов были больше процессных в следующей последовательности:  $C_{\text{МАОМ}} > C_{\text{РОМ}} > C_0 > C_{\text{МИК}}$ . Пул потенциально-минерализуемого углерода был всегда больше микробного пула в среднем в 3.5 раза, варьируя по годам без какой-либо отчетливой зависимости от вида и дозы удобрения, тогда как отношение  $C_{\text{МАОМ}}$  к  $C_{\text{РОМ}}$  сильно менялось в зависимости от количества поступающего в почву навоза. В удобренной почве отношение  $C_{\text{МАОМ}}$  к  $C_{\text{РОМ}}$  равнялось 5, в вари-



**Рис. 5.** Регрессионные зависимости содержаний углерода в пулах твердых органических веществ ( $C_{РОМ}$ ), минерально-связанного органического вещества ( $C_{МАОМ}$ ), микробной биомассы ( $C_{мик}$ ) и потенциально-минерализуемого органического вещества ( $C_0$ ) почвы. Примечание: связь  $C_{МАОМ}$  с  $C_0$  не достоверна.

антах с НРК – 4, а с дозами навоза 25 и 100 т/га – 3 и 1. Достоверная корреляция  $C_{РОМ}$  с  $C_{МАОМ}$ ,  $C_0$  и  $C_{мик}$  является еще одним подтверждением того, что твердые органические частицы являются предшественником минерально-связанного ор-

ганического вещества и прямым источником микробной биомассы и потенциально-минерализуемого органического вещества. Из уравнений регрессии, представленных на рис. 5, следует, что 1 г/кг  $C_{РОМ}$  может дать 0.30 г/кг  $C_{МАОМ}$ ,

0.04  $C_{\text{мик}}$  и 0.12 г/кг  $C_0$ . Ранее было показано, что во фракции РОМ содержится в 2.8–7.6 раз больше  $C_0$ , чем в цельном образце почвы, степень минерализации РОМ выше, чем ПОВ в 1.2–2.4 раза, а увеличение содержания в почве  $C_{\text{РОМ}}$  на 1 г/кг дает прирост потенциально-минерализуемого углерода на 0.07 г/кг [12].

Микробная биомасса является составным компонентом и модератором потенциально-минерализуемого пула ПОВ. В свою очередь потенциально-минерализуемое органическое вещество характеризует одновременно доступность органического вещества микроорганизмам и способность микроорганизмов использовать углерод в своей жизнедеятельности. Взаимосвязь микробного и потенциально-минерализуемого пулов почвенного углерода подтверждается тесной корреляцией между  $C_{\text{мик}}$  и  $C_0$ , а также, как показано выше, близкими коэффициентами варибельности значений. Но роль микробного пула углерода не ограничивается взаимосвязью с потенциально-минерализуемым пулом ПОВ, а проявляется также в формировании минерально-связанного органического вещества. Если вклад  $C_{\text{МАОМ}}$  в потенциально-минерализуемый пул ПОВ был не достоверным, то между  $C_{\text{МАОМ}}$  и  $C_{\text{мик}}$  обнаруживалась прямая линейная связь. Согласно расчетам, увеличение в почве микробного углерода на 1 г/кг могло бы дать 5.92 г/кг почвы минерально-связанного органического вещества.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Био-физическое разделение ПОВ на углеродные пулы является распространенным способом оценки природы, свойств, оборачиваемости и функций ПОВ. Целостность, автохтонность и сохранность ПОВ создаются структурными пулами твердых органических частиц ( $C_{\text{РОМ}}$ ) и минерально-связанного органического вещества ( $C_{\text{МАОМ}}$ ), которые выделяются гранулометрическим фракционированием. Микробная биомасса ( $C_{\text{мик}}$ ) и потенциально-минерализуемое органическое вещество ( $C_0$ ) относятся к процессной группе пулов и характеризуют реактивность, трансформируемость и биоактивность ПОВ.

Многолетнее ежегодное применение минеральных и органических удобрений увеличивало запасы  $C_{\text{орг}}$  в серой лесной почве по сравнению с неудобренным контролем на 5–10 и 38–83% соответственно в зависимости от вносимых доз. Чем больше поступало углерода с навозом, тем меньше внесенного  $C_{\text{орг}}$  удерживалось в почве из-за насыщения почвы органическим веществом. Нижний порог насыщения почвы  $C_{\text{орг}}$  соответствовал 2.34% от массы почвы при суммарном поступлении от 700 до 900 т/га (50–65 т С/га) свежего навоза крупного рогатого скота. Полное насы-

щение пахотной серой лесной почвы углеродом соответствует содержанию  $C_{\text{орг}}$  2.75% от массы почвы и достигается внесением 1300 т/га навоза. Пул  $C_{\text{МАОМ}}$  насыщался углеродом, как при минеральном, так и при органическом удобрении, тогда как насыщение пула  $C_{\text{РОМ}}$  достигалось лишь внесением экстремальных доз навоза.

При минеральном удобрении в почву поступают только растительные остатки, а при органическом – растительные остатки и навоз. Различия в количестве и качестве поступающего в почву нового органического материала по-разному отражались на размерах и соотношениях структурных пулов углерода. Пул твердых органических частиц более обогащен углеродом, чем цельный образец почвы, а пул минерально-связанного вещества, наоборот, обеднен. Отношения С/Н в целой почве, РОМ и МАОМ с интенсивным применением минеральных и органических удобрений соответствуют пропорции 1 : 1.4 : 0.78. Поступающее в почву органическое вещество растительных остатков и навоза накапливалось преимущественно в пуле твердых органических частиц. Применение минеральных удобрений давало слабый прирост  $C_{\text{РОМ}}$  по сравнению с неудобренным контролем и не приводило к накоплению  $C_{\text{МАОМ}}$ . При внесении навоза содержание  $C_{\text{РОМ}}$  увеличивалось в 2.1–5.2 раза, а  $C_{\text{МАОМ}}$  – в 1.2–1.3 раза. Размеры пула  $C_{\text{РОМ}}$  зависели в основном от дозы минеральных и органических удобрений, тогда как  $C_{\text{МАОМ}}$  – от длительности применения удобрений.

Хотя в процессных пулах  $C_{\text{мик}}$  и  $C_0$  сосредоточена небольшая часть  $C_{\text{орг}}$  (0.8–3.7 и 2.8–13.7%), точное измерение углерода в этих пулах важно для оценки потоков углерода. Микробный и потенциально-минерализуемый пулы углерода взаимосвязаны между собой и в целом одинаково реагируют на минеральные и органические удобрения: увеличиваются с повышением дозы навоза и уменьшаются с увеличением дозы НРК. Многолетнее применение навоза не давало кумулятивного прироста  $C_0$  в почве, поддерживая лишь тот уровень, который достигался применением соответствующей дозы навоза. Накопление в почве  $C_{\text{орг}}$  при многолетнем применении органических удобрений и умеренных доз НРК происходило за счет биологически стабильного органического вещества.

Твердые органические частицы являются предшественником минерально-связанного органического вещества и прямым источником микробной биомассы и потенциально-минерализуемого органического вещества. Продукты разложения поступающего в почву органического вещества и отмершей микробной биомассы образуют пул минерально-связанного органического

вещества. Микробная биомасса является составным компонентом и модератором потенциально-минерализуемого пула ПОВ, а потенциально-минерализуемое органическое вещество характеризует одновременно и доступность органического вещества микроорганизмам и способность микроорганизмов использовать имеющиеся запасы углерода.

Минеральные удобрения в зависимости от дозы могут быть как средством поддержания запасов органического вещества в почве, так и причиной деградации структурных и процессных пулов ПОВ. Одним из способов восполнения ранее утраченных запасов органического углерода в пахотных почвах в рамках рекарбонизации агроэкосистем является ежегодное внесение в почву высоких доз навоза крупного рогатого скота вплоть до экстремальных. Но эта теоретическая концепция вряд ли осуществима в практике.

#### ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при поддержке Российского научного фонда, проект № 22-26-00100.

#### КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

#### ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

Таблица S1. Ежегодное и суммарное поступление углерода и питательных веществ в пахотную серую лесную почву с минеральными и органическими удобрениями, г/м<sup>2</sup>.

Таблица S2. Содержание органического углерода (C<sub>орг</sub>) в почве при ежегодном внесении минеральных и органических удобрений в пятипольном севообороте, г/кг воздушно-сухой почвы.

Таблица S3. Влияние длительности внесения и дозы минеральных и органических удобрений на размеры пулов органического углерода в почве.

Рис. S1. Изменения содержания органического углерода в почве в течение 9-летнего применения минеральных и органических удобрений в возрастающих дозах.

Рис. S2. Изменения содержания органического углерода в почве при ежегодном применении минеральных и органических удобрений в возрастающих дозах.

Рис. S3. Соотношение C/N в почвенном органическом веществе и в пулах твердых органических частиц и минерально-связанного органического вещества.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Абакумов Е.В., Поляков В.И., Чуков С.Н.* Подходы и методы изучения органического вещества почв

карбоновых полигонов России (обзор) // Почвоведение. 2022. № 7. С. 773–772.  
<https://doi.org/10.31857/S0032180X22070024>

2. *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.
3. *Завьялова Н.Е.* Углеродпротекторная емкость дерново-подзолистой почвы естественных и агроэкосистем Предуралья // Почвоведение. 2022. № 8. С. 1046–1055.  
<https://doi.org/10.31857/S0032180X22080160>
4. *Ковалев И.В., Семенов В.М., Ковалева Н.О., Лебедева Т.Н., Яковлева В.М., Паутова Н.Б.* Оценка биогенности и биоактивности агросерых глееватых неосушенных и осушенных почв // Почвоведение. 2021. № 7. С. 827–837.  
<https://doi.org/10.31857/S0032180X21070078>
5. *Козут Б.М., Семенов В.М.* Оценка насыщенности почвы органическим углеродом // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2020. Вып. 102. С. 103–124.  
<https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-102-103-124>
6. *Козут Б.М., Семенов В.М., Артемьева З.С., Данченко Н.Н.* Дегумусирование и почвенная секвестрация углерода // Агрохимия. 2021. № 5. С. 3–13.  
<https://doi.org/10.31857/S0002188121050070>
7. *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>
8. *Паутова Н.Б., Семенова Н.А., Хромычкина Д.П., Лебедева Т.Н., Семенов В.М.* Определение активного органического вещества в свежем подстилочном навозе биокинетическим методом // Агрохимия. 2018. № 9. С. 29–39.  
<https://doi.org/10.1134/S0002188118090107>
9. *Семенов В.М., Иванникова Л.А., Кузнецова Т.В.* Структурно-функциональное состояние органического вещества почвы // Почвенные процессы и пространственно-временная организация почв. М.: Наука, 2006. С. 230–247.
10. *Семенов В.М., Козут Б.М.* Почвенное органическое вещество. М.: ГЕОС, 233 с.
11. *Семенов В.М., Козут Б.М., Зинякова Н.Б., Масютенко Н.П., Малокова 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>
12. *Семенов В.М., Лебедева Т.Н., Паутова Н.Б.* Дисперсное органическое вещество в необрабатываемых и пахотных почвах // Почвоведение. 2019. № 4. С. 440–450.  
<https://doi.org/10.1134/S0032180X19040130>
13. *Семенов В.М., Лебедева Т.Н., Зинякова Н.Б., Соколов Д.А., Семенов М.В.* Эвтрофикация пахотной почвы: сравнительное влияние минеральной и органической систем удобрения // Почвоведение.

2023. № 1. С. 58–73.  
<https://doi.org/10.31857/S0032180X22600676>
14. Семенов В.М., Лебедева Т.Н., Паутова Н.Б., Хромычкина Д.П., Ковалев И.В., Ковалева Н.О. Взаимосвязь размера агрегатов, содержания дисперсного органического вещества и разложения растительных остатков в почве // Почвоведение. 2020. № 4. С. 430–443.  
<https://doi.org/10.31857/S0032180X20040139>
  15. Семенов В.М., Паутова Н.Б., Лебедева Т.Н., Хромычкина Д.П., Семенова Н.А., Лопес де Гереню В.О. Разложение растительных остатков и формирование активного органического вещества в почве инкубационных экспериментов // Почвоведение. 2019. № 10. С. 1172–1184.  
<https://doi.org/10.1134/S0032180X19100113>
  16. Сычев В.Г., Налиухин А.Н., Шевцова Л.К., Рухович О.В., Беличенко М.В. Влияние систем удобрения на содержание почвенного органического углерода и урожайность сельскохозяйственных культур: результаты длительных полевых опытов Географической сети России // Почвоведение. 2020. № 12. С. 1521–1536.  
<https://doi.org/10.31857/S0032180X20120138>
  17. Ходжаева А.К., Семенов В.М. Распределение активного органического вещества в профиле почв природных и сельскохозяйственных экосистем // Почвоведение. 2015. № 12. С. 1496–1504.  
<https://doi.org/10.7868/S0032180X15120102>
  18. Шарков И.Н., Данилова А.А. Влияние агротехнических приемов на изменение содержания гумуса в пахотных почвах // Агрохимия. 2010. № 12. С. 72–81.
  19. Alvarez R. A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage // Soil Use and Management. 2005. V. 21. P. 38–52.  
<https://doi.org/10.1079/SUM2005291>
  20. Angers D., Arrouays D., Cardinael R., Chenu C., Corbeels M., Demenois J., Farrell M., Martin M., Minasny B., Recous S., Six J. A well-established fact: Rapid mineralization of organic inputs is an important factor for soil carbon sequestration // Eur. J. Soil Sci. 2022. V. 73(3). P. e13242.  
<https://doi.org/10.1111/ejss.13242>
  21. Basile-Doelsch I., Balesdent J., Pellerin S. Reviews and syntheses: The mechanisms underlying carbon storage in soil // Biogeosciences. 2020. V. 17(21). P. 5223–5242.  
<https://doi.org/10.5194/bg-17-5223-2020>
  22. 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 // Front. Environ. Sci. 2020. V. 8. P. 579904.  
<https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.579904>
  23. Berthelin J., Laba M., Lemaire G., Powlson D., Tessier D., Wander M., Baveye P.C. Soil carbon sequestration for climate change mitigation: Mineralization kinetics of organic inputs as an overlooked limitation // Eur. J. Soil Sci. 2022. V. 73(1). Art.No. e13221.  
<https://doi.org/10.1111/ejss.13221>
  24. Cambardella C.A., Elliott E.T. Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Se-  
 quence // Soil Sci. Soc. Am. J. 1992. V. 56. № 3. P. 777–783.  
<https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600030017x>
  25. Castellano M.J., Mueller K.E., Olk D.C., Sawyer J.E., Six J. Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept // Global Change Biol. 2015. V. 21. № 9. P. 3200–3209.  
<https://doi.org/10.1111/gcb.12982>
  26. Chen Y., Camps-Arbestain M., Shen Q., Singh B., Cayuela M.L. The long-term role of organic amendments in building soil nutrient fertility: a meta-analysis and review // Nutr. Cycl. Agroecosyst. 2018. V. 111. P. 103–125.  
<https://doi.org/10.1007/s10705-017-9903-5>
  27. Chenu C., Angers D.A., Barré P., Derrien D., Arrouays D., Balesdent J. Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential Innovations // Soil Till. Res. 2019. V. 188. P. 41–52.  
<https://doi.org/10.1016/j.still.2018.04.011>
  28. Christopher S.F., Lal R. Nitrogen Management Affects Carbon Sequestration in North American Cropland Soils // Critical Rev. Plant Sci. 2007. V. 26(1). P. 45–64.  
<https://doi.org/10.1080/07352680601174830>
  29. Cotrufo M.F., Ranalli M.G., Haddix M.L., Six J., Lugato E. Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter // Nature Geoscience. 2019. V. 12. P. 989–994.  
<https://doi.org/10.1038/s41561-019-0484-6>
  30. Cotrufo M.F., Soong J.L., Horton A.J., Campbell E.E., Haddix M.L., Wall D.H., Parton W.J. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss // Nature Geoscience. 2015. V. 8. P. 776–779.  
<https://doi.org/10.1038/NNGEO2520>
  31. Cotrufo M.F., Wallenstein M.D., Boot C.M., Denef 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 Biol. 2013. V. 19. № 4. P. 988–995.  
<https://doi.org/10.1111/gcb.12113>
  32. Du Y., Cui B., Zhang Q., Wang Z., Sun J., Niu W. Effects of manure fertilizer on crop yield and soil properties in China: A meta-analysis // Catena. 2020. V. 193. P. 104617.  
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104617>
  33. Feng W., Xu M., Fan M., Malhi S.S., Schoenau J.J., Six J., Plante A.F. Testing for soil carbon saturation behavior in agricultural soils receiving long-term manure amendments // Can. J. Soil Sci. 2014. V. 94(3). P. 281–294.  
<https://doi.org/10.4141/cjss2013-012>
  34. Geisseler D., Scow K.M. Long-term effects of mineral fertilizers on soil microorganisms – A review // Soil Biol. Biochem. 2014. V. 75. P. 54–63.  
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.03.023>
  35. Gregorich E.G., Beare M.H., McKim U.F., Skjemstad J.O. Chemical and Biological Characteristics of Physically Uncomplexed Organic Matter // Soil Sci. Soc. Am. J. 2006. V. 70(3). P. 975–985.  
<https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0116>

36. Gross A., Glaser B. Meta-analysis on how manure application changes soil organic carbon storage // *Sci. Report*. 2021. V. 11. P. 5516.  
<https://doi.org/10.1038/s41598-021-82739-7>
37. Haddix M.L., Gregorich E.G., Helgason B.L., Janzen H., Ellert B.H., Cotrufo M.F. Climate, carbon content, and soil texture control the independent formation and persistence of particulate and mineral-associated organic matter in soil // *Geoderma*. 2020. V. 363 P. 114160.  
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114160>
38. Han P., Zhang W., Wang G., Sun W., Huang Y. Changes in soil organic carbon in croplands subjected to fertilizer management. A global meta-analysis // *Sci. Report*. 2016. V. 6. P. 27199.  
<https://doi.org/10.1038/srep27199>
39. Hijbeek R., van Ittersum M.K., ten Berge H.F.M., Gort G., Spiegel H., Whitemore A.P. Do organic inputs matter – a meta-analysis of additional yield effects for arable crops in Europe // *Plant and Soil*. 2017. V. 411. P. 293–303.  
<https://doi.org/10.1007/s11104-016-3031-x>
40. Hoffland E., Kuypers T.W., Comans R.N.J., Creamer R.E. Eco-functionality of organic matter in soils // *Plant and Soil*. 2020. V. 455. P. 1–22.  
<https://doi.org/10.1007/s11104-020-04651-9>
41. Janzen H.H. The soil carbon dilemma: Shall we hoard it or use it? // *Soil Biol. Biochem.* 2006. V. 38(3). P. 419–424.  
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.10.008>
42. Jiang G., Zhang W., Xu M., Kuzyakov Y., Zhang X., Wang J., Di J., Murphy D.V. Manure and mineral fertilizer effects on crop yield and soil carbon sequestration: A meta-analysis and modeling across China // *Global Biogeochem. Cycles*. 2018. V. 32(11). P. 1659–1672.  
<https://doi.org/10.1029/2018GB005960>
43. Kallenbach C.M., Grandy A.S., Frey S.D., Diefendorf A.F. Microbial physiology and necromass regulate agricultural soil carbon accumulation // *Soil Biol. Biochem.* 2015. V. 91. P. 279–290.  
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.09.005>
44. Kögel-Knabner I., Wiesmeier M., Mayer S. Mechanisms of soil organic carbon sequestration and implications for management // *Understanding and fostering soil carbon sequestration*. Ed. by C. Rumpel. Cambridge: Burleigh Dodds Sci. Publ. Lim. 2022. P. 1–36.  
<https://doi.org/10.19103/AS.2022.0106.02>
45. Körschens M. Long-Term Field Experiments (LTEs)—Importance, Overview, Soil Organic Matter // *Exploring and Optimizing Agricultural Landscapes*. Mueller L. et al. (eds). Springer; Cham. 2021. P. 215–231.  
[https://doi.org/10.1007/978-3-030-67448-9\\_8](https://doi.org/10.1007/978-3-030-67448-9_8)
46. Ladha J.K., Reddy C.K., Padre A.T., van Kessel C. Role of nitrogen fertilization in sustaining organic matter in cultivated soils // *J. Environ. Qual.* 2011. V. 40(6). P. 1756–1766.  
<https://doi.org/10.2134/jeq2011.0064>
47. Lal R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change // *Geoderma*. 2004. V. 123. P. 1–22.  
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032>
48. Lal R. Managing Soils and Ecosystems for Mitigating Anthropogenic Carbon Emissions and Advancing Global Food Security // *BioScience*. 2010. V. 60. P. 708–721.  
<https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.9.8>
49. Lal R. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems // *Global Change Biol.* 2018. V. 24(8). P. 3285–3301.  
<https://doi.org/10.1111/gcb.14054>
50. Lal R., Smith P., Jungkunst H.F., Mitsch W.J., Lehmann J., Nair P.K.R., McBratney A.B., de Moraes Sá J.C., Schneider J., Zinn Y.L., Skorupa A.L.A., Zhang H.-L., Minasny B., Srinivasrao C., Ravindranath N.H. The carbon sequestration potential of terrestrial ecosystems // *J. Soil Water Conservation*. 2018. V. 73(6). P. 145A–152A.  
<https://doi.org/10.2489/jswc.73.6.145A>
51. Lavalley 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 Biol.* 2020. V. 26(1). P. 261–273.  
<https://doi.org/10.1111/gcb.14859>
52. Lehmann J., Kleber M. The contentious nature of soil organic matter // *Nature*. 2015. V. 528, P. 60–68.  
<https://doi.org/10.1038/nature16069>
53. Li B., Song H., Cao W., Wang Y., Chen J., Guo J. Responses of soil organic carbon stock to animal manure application: A new global synthesis integrating the impacts of agricultural managements and environmental conditions // *Global Change Biol.* 2021. V. 27(20). P. 5356–5367.  
<https://doi.org/10.1111/gcb.15731>
54. Liang C. Soil microbial carbon pump: Mechanism and appraisal // *Soil Ecol. Lett.* 2020. V. 2(4). P. 241–254.  
<https://doi.org/10.1007/s42832-020-0052-4>
55. Liang C., Amelung W., Lehmann J., Kästner M. Quantitative assessment of microbial necromass contribution to soil organic matter // *Global Change Biol.* 2019. V. 25(11). P. 3578–3590.  
<https://doi.org/10.1111/gcb.14781>
56. Liang C., Hao X., Schoenau J., Ma B.-L., Zhang T., J. MacDonald D., Chantigny M., Dyck M., Smith W.N., Malhi S.S., Thiagarajan A., Lafond J., Angers D. Manure-induced carbon retention measured from long-term field studies in Canada // *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2021. V. 321. P. 107619.  
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107619>
57. Lu M., Zhou X., Luo Y., Yang Y., Fang C., Chen J., Li B. Minor stimulation of soil carbon storage by nitrogen addition: a meta-analysis // *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2011. V. 140. P. 234–244.  
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.12.010>
58. Maillard É., Angers D.A. Animal manure application and soil organic carbon stocks. A meta-analysis // *Global Change Biol.* 2014. V. 20(2). P. 666–679.  
<https://doi.org/10.1111/gcb.12438>
59. Mann L.K. A regional comparison of carbon in cultivated and uncultivated allisols and mollisols in the Central United States // *Geoderma*. 1985. V. 36(3–4). P. 241–253.  
[https://doi.org/10.1016/0016-7061\(85\)90005-9](https://doi.org/10.1016/0016-7061(85)90005-9)
60. Mann L.K. Changes in soil carbon storage after cultivation // *Soil Sci.* 1986. V. 142(5). P. 279–288.

61. *Minasny B., Malone B.P., McBratney A.B., Angers D.A., Arrouays D., Chambers A., Chaplot V., Chen Z.S., Cheng K. et al.* Soil carbon 4 per mille // *Geoderma*. 2017. V. 292. P. 59–86.  
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>
62. *O'Brien P.L., Hatfield J.L.* Dairy Manure and Synthetic Fertilizer: A Meta-Analysis of Crop Production and Environmental Quality // *Agrosyst. Geosci. Environ.* 2019. V. 2. P. 190027.  
<https://doi.org/10.2134/age2019.04.0027>
63. *Paustian K., Andren O., Janzen H. H., Lal R., Smith P., Tian G., Tiessen H., Van Noordwijk M., Wooster P.L.* Agricultural soils as a sink to mitigate CO<sub>2</sub> emissions // *Soil Use Management*. 1997. V. 13(4). P. 230–244.  
<https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1997.tb00594.x>
64. *Ren F., Zhang X., Liu J., Sun N., Sun Z., Wu L., Xu M.* A synthetic analysis of livestock manure substitution effects on organic carbon changes in China's arable topsoil // *Catena*. 2018. V. 171. P. 1–10.  
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.06.036>
65. *Samson M.-E., Chantigny M.H., Vanasse A., Menasseri-Aubry S., Royer I., Angers D.A.* Management practices differently affect particulate and mineral-associated organic matter and their precursors in arable soils // *Soil Biol. Biochem.* 2020. V. 148. P. 107867.  
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107867>
66. *Sanderman J., Hengl T., Fiske G.J.* Soil carbon debt of 12,000 years of human land use // *PNAS*. 2017. V. 114(36). P. 9575–9580.  
<https://doi.org/10.1073/pnas.1706103114>
67. *Schnitzer M., McArthur D.F.E., Schulten H.-R., Kozak L.M., Huang P.M.* Long-term cultivation effects on the quantity and quality of organic matter in selected Canadian prairie soils // *Geoderma*. 2006. V. 130. P. 141–156.  
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.01.021>
68. *Sparling G.P.* Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter // *Austral. J. Soil Res.* 1992. V. 30(2). P. 195–207.  
<https://doi.org/10.1071/SR9920195>
69. *Stewart C.E., Plante A.F., Paustian K., Conant R.T., Six J.* Soil carbon saturation: Linking concept and measurable carbon pools // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2008. V. 72(2). P. 379–392.  
<https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0104>
70. *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. V. 164. P. 80–99.  
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>
71. *Tian K., Zhao Y., Xu X., Hai N., Huang B., Deng W.* Effects of long-term fertilization and residue management on soil organic carbon changes in paddy soils of China: A meta-analysis // *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2015. V. 204. P. 40–50.  
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.02.008>
72. *Treseder K.K.* Nitrogen additions and microbial biomass: a meta-analysis of ecosystem studies // *Ecology Lett.* 2008. V. 11(10). P. 1111–1120.  
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01230.x>
73. *Triberti L., Nistri A., Giordani G., Comellini F., Baldoni G., Toderi G.* Can mineral and organic fertilization help sequester carbon dioxide in cropland? // *Eur. J. Agronomy*. 2008. V. 29. P. 13–20.  
<https://doi.org/10.1016/j.eja.2008.01.009>
74. *Von Lütow M., Kögel-Knabner I., Ekschmitt K., Matzner E., Guggenberger G., Marschner B., Flessa H.* Stabilization of organic matter in temperate soils: Mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review // *Eur. J. Soil Sci.* 2006. V. 57. P. 426–445.  
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00809.x>
75. *Wander M.* Soil Organic Matter Fractions and Their Relevance to Soil Function // *Soil organic matter in sustainable agriculture* / Eds. F. Magdoff, R.R. Weil. Boca Raton etc: CRC Press, 2004. P. 67–102.  
<https://doi.org/10.1201/9780203496374>
76. *Wei M., Hu G., Wang H., Bai E., Lou Y., Zhang A., Zhuge Y.* 35 years of manure and chemical fertilizer application alters soil microbial community composition in a Fluvo-aquic soil in Northern China // *Eur. J. Soil Biol.* 2017. V. 82. P. 27–34.  
<https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2017.08.002>
77. *West T.O., Six J.* Considering the influence of sequestration duration and carbon saturation on estimates of soil carbon capacity // *Climatic Change*. 2007. V. 80. P. 25–41.  
<https://doi.org/10.1007/s10584-006-9173-8>

## Sizes and Ratios of Organic Carbon Pools in Gray Forest Soil under Long-Term Application of Mineral and Organic Fertilizers

V. M. Semenov<sup>1, \*</sup>, T. N. Lebedeva<sup>1</sup>, N. B. Zinyakova<sup>1</sup>, and D. A. Sokolov<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Institute of Physicochemical and Biological Problems in Soil Science, Russian Academy of Sciences, Pushchino, 142290 Russia*

\*e-mail: v.m.semenov@mail.ru

Soil organic matter (SOM) is proposed to subdivide into structural and process pools. Structural pools include particulate organic matter (C<sub>POM</sub>) and mineral-associated organic matter (C<sub>MAOM</sub>), and process pools include microbial biomass (C<sub>mic</sub>) and potentially mineralizable organic matter (C<sub>0</sub>). The studies were carried out in a long-term microfield experiment on gray forest soil (Luvic Reti Greyzem Phaeozems (Loamic)).

Mineral (N 90–360, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 75–300 and K<sub>2</sub>O 100–400 kg/ha) and organic (fresh cattle manure from 25 to 100 t/ha) fertilizers in increasing doses were applied annually for 9 years. The increasing in soil organic carbon (C<sub>org</sub>) stocks from NPK and manure was 5–10 and 38–83%, respectively. The application of extreme doses of manure (700 to 900 tons/ha in 9 years) led to saturation of the soil with organic carbon. SOM pools sizes decreased in the sequence C<sub>MAOM</sub> > C<sub>POM</sub> > C<sub>0</sub> > C<sub>mic</sub>, amounting to 7.91–12 g/kg (50–84% of C<sub>org</sub>), 0.76–12 g/kg (8–50%), 0.32–1.71 g/kg (2.8–13.7%) and 0.09–0.56 g/kg (0.8–3.7%), respectively. C<sub>POM</sub> pool size depended mainly on the dose of mineral and organic fertilizers, and C<sub>MAOM</sub> depended on the duration of fertilizer application. Both C<sub>mic</sub> and C<sub>0</sub> pools increased with the manure dose and decreased with the NPK dose. The long-term manuring did not produce a cumulative accumulation of C<sub>0</sub> in the soil. It is emphasized that the separation of structural and process pools can be used for monitoring of SOM quality and functions.

*Keywords:* soil organic matter, C<sub>org</sub>, sequestration, storage, particulate organic matter, POM, mineral-associated organic matter, MAOM, potentially mineralizable organic matter, C<sub>0</sub>, microbial biomass, C<sub>mic</sub>