

ДЫХАНИЕ ПОЧВ В ПРИРОДНЫХ ЦЕНОЗАХ

УДК 631.417.1:631.433.3

ДЫХАНИЕ ПОЧВЫ В АГРАРНЫХ И ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ ЕВРОПЕЙСКОЙ ТЕРРИТОРИИ РОССИИ

© 2023 г. О. Э. Суховеева^а, *, Д. В. Карелин^а, А. Н. Золотухин^а, А. В. Почикалов^а^аИнститут географии РАН, Старомонетный пер., 29, Москва, 119017 Россия

*e-mail: olgasukhoveeva@gmail.com

Поступила в редакцию 14.03.2023 г.

После доработки 10.05.2023 г.

Принята к публикации 11.05.2023 г.

Представлены результаты оценки дыхания почвы в трех регионах: Чувашской Республике, Рязанской и Курской областях. Аграрные и природные экосистемы разделены на семь групп: пашни, пастбища, сенокосы, залежи, леса, места содержания животных и открытые компостные хранилища. Измерения эмиссии CO₂ проводили в 2020–2022 гг. камерным методом. Экосистемы оказались ранжированы по возрастанию скорости эмиссии CO₂ из почвы в следующем порядке: пашни (0.03–0.24 г C–CO₂/(м² ч)) < пастбища (0.07–0.33 г C–CO₂/(м² ч)) ≤ сенокосы (0.06–0.35 г C–CO₂/(м² ч)) ≤ леса (0.07–0.28 г C–CO₂/(м² ч)) ≤ залежи (0.08–0.37 г C–CO₂/(м² ч)) ≪ ≪ загоны (0.21–8.61 г C–CO₂/(м² ч)) ≪ компостные хранилища (1.15–13.85 г C–CO₂/(м² ч)); причем оценки эмиссии CO₂ из почв пастбищ, сенокосов, лесов и залежей в большинстве случаев статистически не различались. Проанализирована зависимость скорости дыхания почвы от гидротермических (температура и влажность верхнего слоя почвы, температура воздуха) и агрохимических (содержание общего углерода и общего азота в верхнем слое почвы, его pH) показателей по географическим регионам и по типам экосистем. Важнейшим среди оцениваемых факторов как на уровне экосистемы, так и на уровне региона является температура почвы на глубине 10 см ($r_p = 0.41–0.88$, $p < 0.05$). Условия увлажнения не играют значимой роли в формировании потока CO₂. В региональном масштабе имеет значение содержание углерода и азота ($r_p = 0.33–0.92$, $p < 0.05$), которое больше зависит от географического положения объектов, чем от характера хозяйственной деятельности. Рассмотренные показатели на 17–78% определяют дисперсию эмиссии CO₂ из почв исследованных экосистем.

Ключевые слова: почвенная эмиссия CO₂, пашни, пастбища, сенокосы, залежи, леса, Luvic Phaeozems, Luvic Chernozems, Naplic Chernozems

DOI: 10.31857/S0032180X23600488, EDN: UWKLZI

ВВЕДЕНИЕ

Дыхание почвы – наиболее мощное слагаемое потока CO₂ из наземных экосистем в атмосферу [42, 44], глобальная интенсивность которого сейчас оценивается от 73 [20] до 91 [31] млрд т C/год и продолжает увеличиваться в ходе современного потепления климата со средней скоростью 0.1 млрд т C/год [10].

Одним из основных источников углерода для атмосферы является сектор сельского и лесного хозяйства и землепользования. На его долю приходится 22% (13 млрд т CO₂-экв.) общей антропогенной эмиссии парниковых газов [21] и 10% эмиссии CO₂ (0.9 ± 0.7 млрд т C/год) [16]. С другой стороны, сельское хозяйство является тем экономическим сектором, который обладает потенциалом смягчения климатических изменений путем секвестрации углерода в почве [46] и поглощения его растущей фитомассой культур [23].

В России земли сельскохозяйственного назначения широко представлены, и их доля составляет 13% территории, при этом пашни занимают 116.2 млн га, пастбища 57.3 млн га и сенокосы 18.7 млн га [1]. Совокупная эмиссия CO₂ из пахотных почв составляет за последние годы 50 млн т CO₂/год, общая эмиссия от сенокосов и пастбищ на протяжении 2010–2020 гг. колебалась в пределах 37–38 млн т CO₂/год [3]. На территории России проводятся многочисленные исследования дыхания почвы [2, 4], но, к сожалению, они еще недостаточно представлены в мировых базах данных [11, 33].

Несмотря на то, что эмиссия CO₂ из почвы давно и широко изучается во всем мире, здесь по-прежнему остаются нерешенные проблемы. В частности, все еще нет единого мнения и окончательной количественной оценки скорости разложения органического вещества и поступления углерода в почву [26]; также нет единых стандар-

тов измерения эмиссии парниковых газов из почвы и оценки запасов углерода и азота в ней [9]. Широко используемые камерный и микрометеорологический методы обеспечивают получение точных данных о дыхании почвы, но они достоверны только в пределах локальных экосистем, тогда как их экстраполяция на региональный уровень затруднена и часто приводит к ошибочным результатам [39].

По аналогии с другими парниковыми газами, множество факторов, влияющих на оценку эмиссии CO_2 можно разделить на три группы – природные (микробная биомасса, запасы углерода и азота в почве, температура, влажность, pH и гранулометрический состав), хозяйственные (внесение удобрений, обработка почвы, управление растительными остатками, орошение) и методические (тип приборов, продолжительность измерений) [47]. Если факторы окружающей среды непосредственно влияют на газообмен, то хозяйственные корректируют воздействие природных. Методические факторы напрямую не влияют на дыхание, но определяют точность и неопределенность полученных данных.

Дыхание почвы можно назвать индикатором экосистемного метаболизма и запасов углерода в экосистеме. Поскольку интенсивность дыхания, как и любой химической реакции, зависит от доступности субстрата, она тесно связана с растительным метаболизмом, фотосинтезом и наличием растительной подстилки [44]. Причем если для дыхания корней важнее фотосинтез, как источник углерода, и транслокация этого элемента в корни, то для микробного дыхания большее значение имеет запас и характер растительного опада, скорость отмирания корней, а также внесение удобрений и наличие послеуборочных остатков, если речь идет об агроценозах. Также немаловажными факторами являются условия протекания реакции – температура и влажность почвы, ее pH и гранулометрический состав [42].

Цель исследования состояла в количественной оценке эмиссии CO_2 из почвы различных экосистем и анализе ее зависимости от факторов внешней среды с учетом географической изменчивости. В задачи исследования входили измерение дыхания почвы в растениеводческих, животноводческих и природных ценозах и сравнение их между собой, а также корреляционно-регрессионный анализ его зависимости от гидротермических и агрохимических факторов.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Полевые исследования проводили в трех регионах, лежащих в области холодного континентального климата (Dfb по классификации Кеппена [40]) на европейской части России: Чувашской

Республике, Рязанской и Курской областях. В этих регионах были выбраны действующие крупные комплексные хозяйства, занимающиеся как растениеводством, так и животноводством, краткая информация о которых содержится в табл. 1. Избранные хозяйства расположены вдоль линейной трансекты, проходящей с юго-запада на северо-восток в соответствии с направлением движения воздушных масс [40] и сменой почвенного покрова и имеющей протяженность около 1000 км. В каждом из трех хозяйств или в их ближайших окрестностях были выделены семь групп аграрных и природных экосистем (объектов):

- пашни, на которых возделываются основные культуры (озимая и яровая пшеница, ячмень, овес, соя, кукуруза, подсолнечник),
- пастбища коров и лошадей различной степени деградации,
- сенокосы с различными режимами кошения,
- залежи разного возраста,
- леса различного породного состава, расположенные в непосредственной близости от хозяйств,
- загоны, представляющие собой места компактного, постоянного или временного, содержания коров и лошадей под открытым небом,
- открытые компостные хранилища – кучи или ямы различного возраста и сложения, сформированные из смеси перепревшего навоза с использованной подстилкой из опилок или соломы, а также сгнившего сена.

Эмиссию CO_2 из почвы измеряли методом статических закрытых камер с помощью портативных инфракрасных CO_2 -газоанализаторов на основе датчика AZ 77535 (AZ Instruments, Тайвань), модифицированных для полевых работ (патент RU 174321 U1). Экспозиция при разовых измерениях составляла 3 мин. В качестве измерительных камер использовали непрозрачные для фотосинтетически активной радиации поливинилхлоридные цилиндры высотой 20 см и площадью 90 см². В каждой экосистеме заранее устанавливали 10 таких камер в линию через каждые 10 м на поверхность почвы (наземная растительность удалялась). Одновременно с измерением концентрации CO_2 оценивали температуру воздуха, температуру почвы на глубине 5 и 10 см (HI 98509, Hanna Instruments, США), а также объемную влажность почвы в слое 0–7 см (SM 150 Kit, Delta-T, Великобритания).

Измерения выполняли в вегетационные сезоны 2020–2022 гг. В зависимости от производственных и природных особенностей регионов в них было выделено от 11 до 16 местных экосистем, относящихся к семи сравниваемым группам. Общие наборы данных, состоящие из усредненных за каждый год для отдельных экосистем

Таблица 1. Описание объектов исследования

Регион	Зона/подзона	Среднегодовая температура воздуха, °С	Среднегодовое количество осадков, мм	Тип почвы/гранулометрический состав	Координаты участка	Название объекта	Представленные группы экосистем
Чувашская Республика (Ядринский район)	Смешанные леса	4.7 ± 0.8	666 ± 28	Luvic Phaeozems (Siltic)/супесчаный	56.039–56.047° N, 46.204–46.269° E	Племенной конный завод им. В.И. Чапаева	Все
Рязанская область (Сапожковский район)	Широколиственные леса	5.6 ± 0.9	543 ± 130	Luvic Phaeozems и Luvic Chernozems (Loamic)/тяжелосуглинистый	53.831–53.881° N, 40.715–40.849° E	Крестьянско-фермерское хозяйство Е.А. Гусева	Все
Курская область (Медвенский район)	Лесостепь	7.2 ± 0.9	631 ± 103	Haplic Chernozems (Loamic)/тяжелосуглинистый	51.533–51.576° N, 36.064–36.122° E	Курская биосферная станция Акционерное общество “Амосовское” Центрально-Черноземный государственный заповедник им. проф. В.В. Алексина	Пашни, залежи, леса Пашни, загоны, компостные хранилища Сенокосы, пастбища, леса

значений эмиссии, составили: 41 значение для пашен, 25 для сенокосов, 23 для лесов, 21 для пастбищ, 17 для залежей, 11 для загонов скота и 8 для компостных хранилищ.

Кроме того, в каждой экосистеме ежегодно из слоя 0–20 см методом конверта отбирали смешанные пробы почвы. После соответствующей пробоподготовки с помощью элементного CHNS-анализатора Vario Isotop Select (Elementar, Германия) в образцах определяли содержание общего углерода ($C_{общ}$) и общего азота ($N_{общ}$). В лаборатории измеряли $pH_{водн}$ почвенных образцов (HI 98121, Hanna instruments, США).

Для статистической обработки полученных результатов использовали программу SPSS Statistics 26.0 (IBM SPSS Inc., США). Были применены следующие подходы и виды анализа:

– расчет средних значений эмиссии CO_2 из почвы и их стандартных отклонений в каждой экосистеме и их группах;

– непараметрический тест Манна-Уитни (уровень значимости $p = 0.05$) для сравнения средних значений дыхания почвы в различных группах экосистем (применен ввиду рассмотрения небольших выборок с разными групповыми дисперсиями);

– корреляционный (уровень значимости $p = 0.05$) и регрессионный анализы для оценки зависимости скорости дыхания почвы от гидротермических (температура воздуха и почвы, объемная влажность почвы) и агрохимических (содержание $C_{общ}$ и $N_{общ}$, pH) показателей среды.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Сравнение скорости дыхания почвы в различных группах экосистем. Полевые значения дыхания почвы в различных группах экосистем были сравнены между собой, а также сопоставлены с содержанием в почве $C_{общ}$ и $N_{общ}$, как потенциальными факторами эмиссии CO_2 . Проведенное попарное сравнение позволило построить следующее неравенство, отражающее соотношение скоростей дыхания почвы в аграрных и природных экосистемах, где они ранжированы по возрастанию средних уровней эмиссии:

пашни < пастбища ≤ сенокосы ≤ леса ≤ залежи ≪ загоны ≪ компостные хранилища,

где знак < обозначает строгое неравенство скоростей дыхания между группами экосистем; знак ≤ означает, что уровни дыхания часто бывают равны; знак ≪ обозначает значительное превышение дыхания почвы в одной группе экосистем по сравнению с другими.

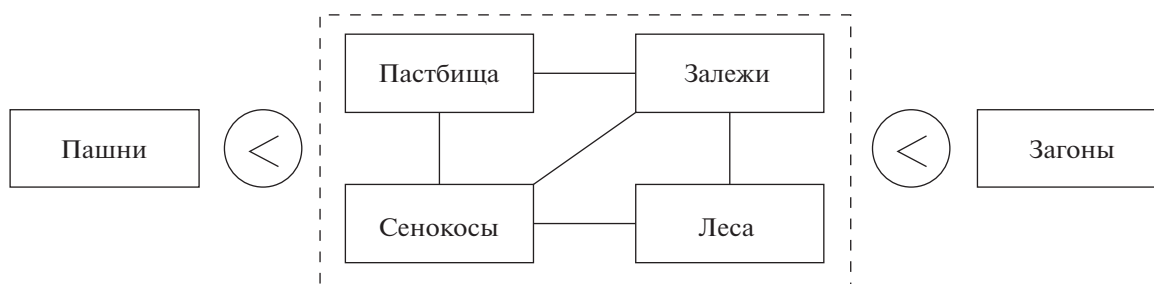


Рис. 1. Схема ранжирования дыхания почвы в различных группах экосистем. Блок, выделенный пунктиром, показывает сходные уровни дыхания почвы, а линии внутри него – преимущественное равенство дыхания между группами экосистем. < – знак неравенства.

Таким образом, среди рассматриваемого набора экосистем дыхание почвы оказалось минимальным на пахотных землях (рис. 1). На пастбищах, сенокосах, лесах и залежах в большинстве случаев попарного сравнения скорости эмиссии значительно не различаются. Эмиссия CO_2 на животноводческих объектах (компостных хранилищах и загонах) существенно превышает показатели других экосистем.

Полученное соотношение уровней дыхания почвы в разных группах экосистем в целом соответствует выявленным на широком статистическом материале закономерностям: пашни < пастбища/сенокосы \leq луга < леса [38]. Однако в исследуемом случае дыхание почв на луговых залежах оказалось выше, чем в близлежащих лесах, что связано с их продолжающимся самовосстановлением и ежегодным приростом травянистой растительности не только в надземном, но и в активно дышащем корневом ярусе, что также способствует поступлению в почву большого количества органического вещества с отмирающей фитомассой. Кроме того, часто в подобных сравнительных анализах сенокосы и пастбища рассматриваются совместно, тогда как в настоящем исследовании они представлены раздельно, что, несомненно, является его преимуществом.

Дыхание пахотных почв (диапазон средних значений $0.035\text{--}0.244$ г $\text{C--CO}_2/(\text{м}^2 \text{ ч})$) гораздо менее интенсивно по сравнению с другими группами экосистем (рис. 2а), что согласуется с низким содержанием углерода (1.34–3.70%) и азота (0.12–0.29%) в верхнем слое почвы (рис. 3). Основной причиной потери биогенных элементов служит ежегодное отчуждение фитомассы с основной и побочной продукцией и лишь частичное их возвращение с растительными остатками, а также отсутствие органических и внесение минеральных удобрений в количестве, недостаточном для покрытия дефицита макроэлементов. Действительно, в результате вовлечения почв в сельскохозяйственное использование они могут потерять $1/2\text{--}2/3$ начального запаса углерода со скоростью

30–40 т $\text{C}/\text{га}$ в год [27] и содержат в 1.9–3.9 раз меньше потенциально минерализуемого углерода, чем почвы ближайших природных экосистем [45].

Кроме того, на пашнях отсутствует подстилка, и по сравнению с естественными экосистемами они содержат существенно меньше корневой биомассы, что также способствует общему снижению эмиссии. Так, в агроценозах доля корневого дыхания оценивается в среднем лишь в 33% [29] по сравнению с луговыми ценозами – 35–57% [49] и лесами – 59% [5].

Результаты исследований показывают, что эмиссия из почв, на которых применяется вспашка с оборотом пласта, гораздо выше, чем из тех, на которых используется система нулевой обработки [35], а глубокая вспашка усиливает дыхание почвы на 22–32% по сравнению с традиционной [51]. С другой стороны, отсутствие вспашки приводит к гораздо большей эмиссии CO_2 в период после уборки культуры, чем традиционная обработка, что, вероятно, связано с разложением растительных остатков, сохраняющихся на поверхности почвы, и усилением дыхания микроорганизмов и беспозвоночных [18]. Поэтому многие исследователи предлагают снизить эмиссию углерода за счет замещения традиционного земледелия органическим [19] и точным [8].

Пастбища (диапазон средних значений $0.071\text{--}0.326$ г $\text{C--CO}_2/(\text{м}^2 \text{ ч})$) и *сенокосы* (диапазон средних значений $0.056\text{--}0.346$ г $\text{C--CO}_2/(\text{м}^2 \text{ ч})$) представляют собой многолетние травяные фитоценозы, часть биомассы которых, так же как на пашнях, отчуждается. Они могут быть как естественными, так и сеянными. Для этих видов землепользования объективно сложнее выделить закономерности зависимости эмиссии CO_2 от внешних и внутренних факторов, поскольку свое влияние, помимо почвенно-климатических условий, оказывают различные режимы кошения, интенсивность выпаса, виды выпасаемых животных и разный видовой состав травостоя. Тем не менее, распределение содержания углерода и азота в этой группе экосистем, несмотря на различия в

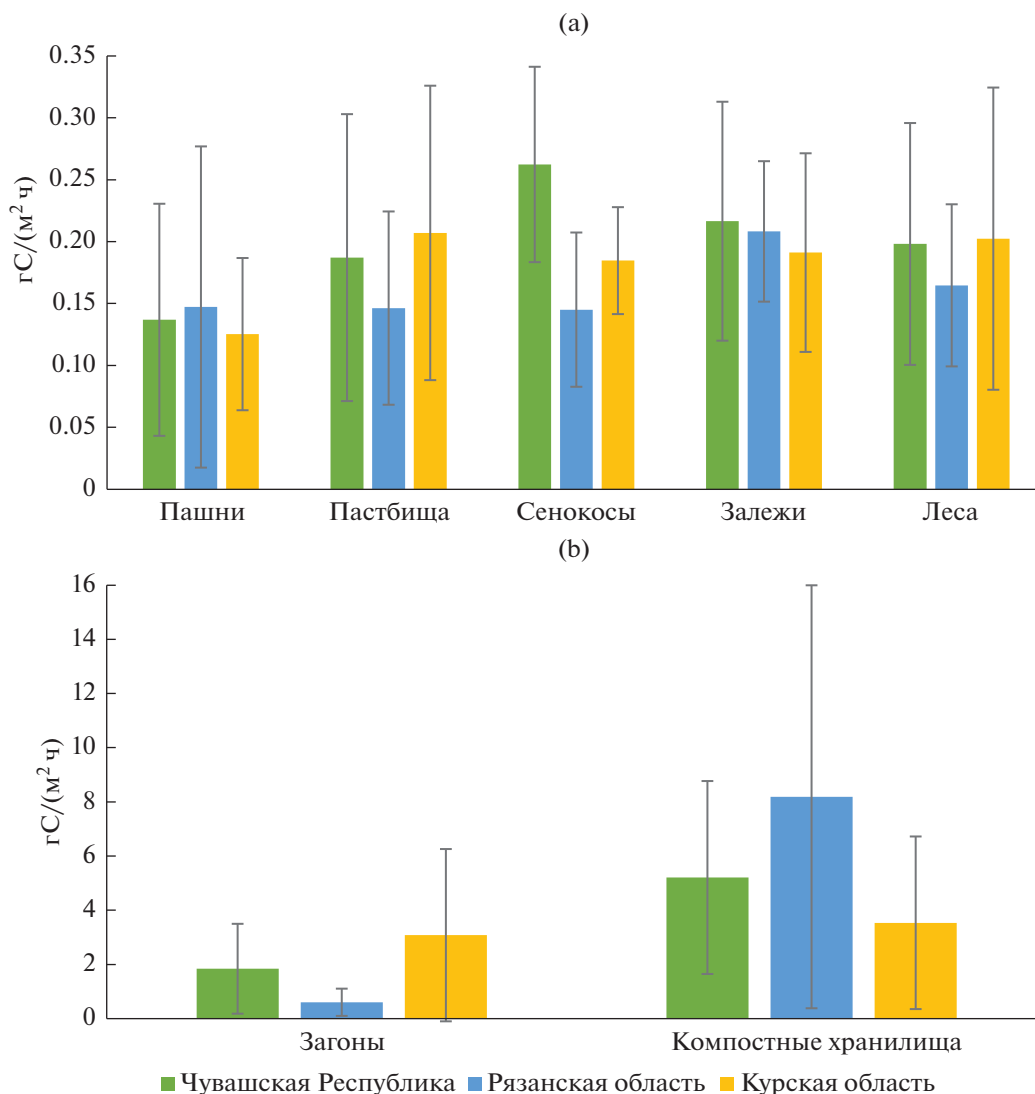


Рис. 2. Дыхание почвы в растительных сообществах (а) и на животноводческих объектах (б).

хозяйственном использовании, подчиняется географическим закономерностям и возрастает в рассматриваемых регионах с севера на юг (рис. 3). Особенностью почв пастбищ является относительно высокое содержание азота (С = 2.07–6.86%, N = 0.19–0.66% на пастбищах по сравнению с С = 2.62–5.99%, N = 0.23–0.50% на сенокосах), что, вероятно, связано с возвращением его с отходами жизнедеятельности животных.

Эмиссия CO₂ на пастбищах зависит от интенсивности их использования: например, в семиаридных регионах умеренный выпас снижает ее, повышая потенциал секвестрации, тогда как интенсивный – высвобождает CO₂ [25]. Другим способом, позволяющим почти на 1/5 снизить дыхание почвы на пастбищах, является чередование участков, на которых производится выпас [24]. Хотя другие исследователи утверждают, что ин-

тенсивность выпаса и растительная биомасса не оказывают влияния на эмиссию [7]. Наши данные подтверждают первую точку зрения и показывают, что дыхание почв на пастбищах сопоставимо с дыханием на сенокосах и залежах – экосистемах, характеризующихся существенно более высокими значениями фитомассы. Но поскольку объем фитомассы на пастбищах гораздо ниже, это свидетельствует о значительном вкладе выпаса в формирование потока углерода из почвы в атмосферу.

Перевод пахотных земель в сенокосы и пастбища – широко обсуждаемый путь секвестрации углерода в почве и его удаления из атмосферы, что, очевидно, будет способствовать смягчению климатических изменений [13, 30]. Перевод пашен в сенокосы, или залужение, безусловно, является самым эффективным способом восста-

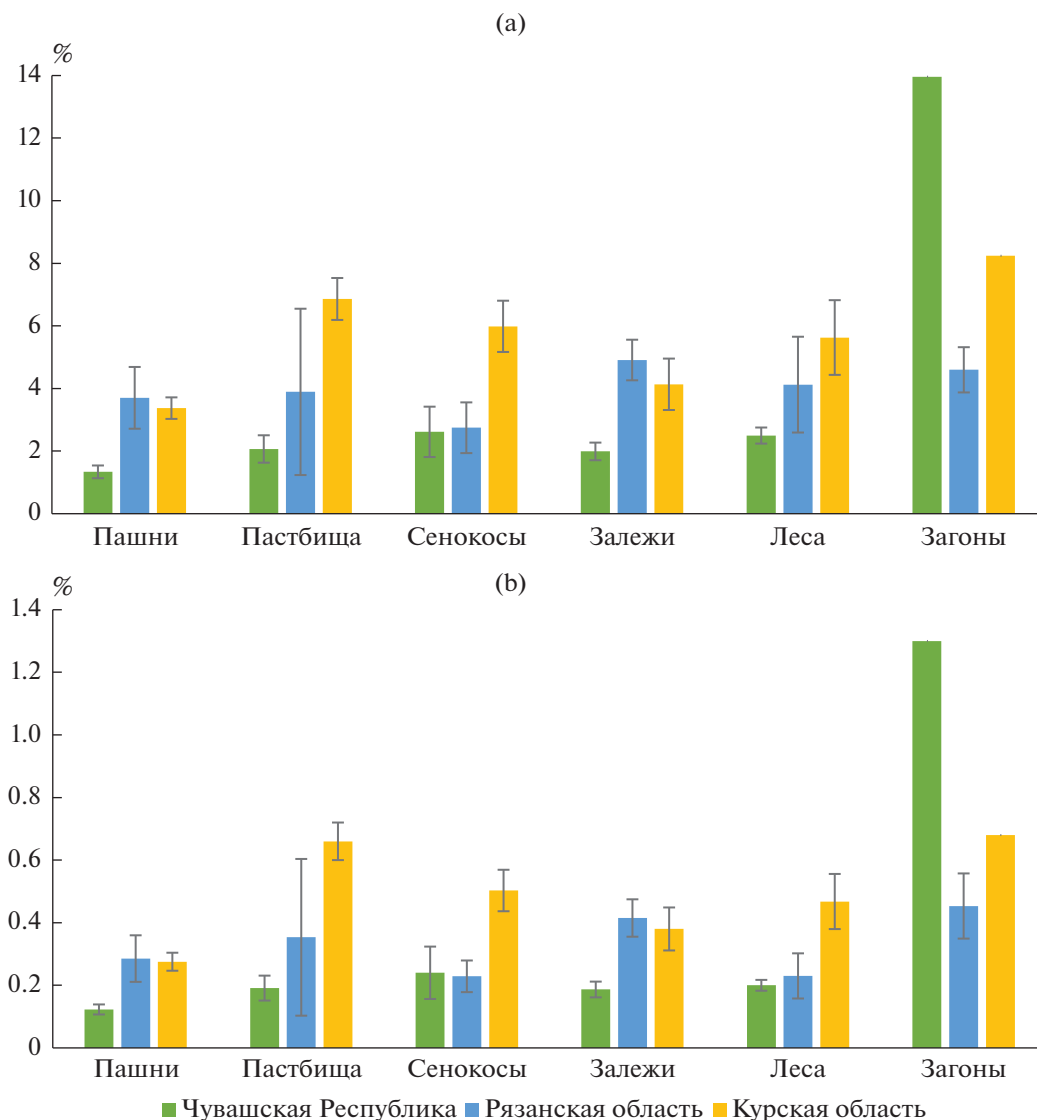


Рис. 3. Содержание углерода (а) и азота (б) в почвах различных групп экосистем.

новления содержания почвенного углерода, который за 25 лет позволяет увеличить его запасы в 1.6–1.7 раз [28]. С другой стороны, перевод пахотных земель в пастбища во многом остается дискуссионным, поскольку выпасаемые животные производят дополнительные парниковые газы, что может полностью нивелировать полученные преимущества или даже превзойти их по влиянию на климатическую систему [34].

На *залежах* (диапазон средних значений 0.084–0.369 г С–СО₂/(м² ч)) и в *лесах* (диапазон средних значений 0.070–0.285 г С–СО₂/(м² ч)), где фитомасса не отчуждается, круговорот углерода более замкнут и находится ближе к равновесному состоянию. Как уже отмечалось, дыхание почв на залежах, зарастающих луговой растительностью, часто превышает уровень почвенного дыхания

граничащих с ними лесных экосистем. Это не согласуется с тем, что запасы углерода (1.99–4.91%) и азота (0.19–0.42%) на залежах чаще всего невелики, ведь, как правило, в аграрно-освоенных зонах выводят из оборота прежде всего наименее плодородные участки. Но такое противоречие легко можно объяснить существенно большей активностью дыхания тонких корней (в основном, трав) в верхних слоях почв залежей, что соответствует более ранним стадиям восстановительной сукцессии. В исследованных лесных почвах содержание углерода (2.50–5.63%), действительно, более значительно, хотя азотом они бедны (0.20–0.47%); содержание обоих элементов закономерно возрастает с севера на юг.

Эмиссия СО₂ от объектов животноводства (рис. 2b) оказалась на порядок выше, чем в расти-

тельных сообществах, при этом концентрация биогенных элементов здесь также наибольшая ($C = 4.60\text{--}13.96\%$, $N = 0.45\text{--}1.30\%$) (рис. 3). Согласно полученным результатам, именно загоны (диапазон средних значений $0.207\text{--}8.611$ г $C\text{--CO}_2/(m^2 \text{ ч})$) и компостные хранилища (диапазон средних значений $1.145\text{--}13.851$ г $C\text{--CO}_2/(m^2 \text{ ч})$), несмотря на свою незначительную площадь, являются главными источниками CO_2 в рассмотренных хозяйствах. Поскольку навоз и компост – основные виды органических удобрений, полученные данные косвенно подтверждают общее мнение, что внесение удобрений значительно усиливает эмиссию из почв сельскохозяйственного назначения [7, 36]. Более того, воздействие органических удобрений и их доз на формирование потока CO_2 из почвы существенно превосходит влияние температуры воздуха, температуры почвы и осадков [43]. Но важно отметить, что эмиссия от таких объектов может быть уменьшена доступными способами, например, если компостирование будет проводиться в анаэробных условиях [41]. Среди самых радикальных мер борьбы с эмиссией от сектора животноводства – постепенный отказ от выращивания скота [14].

Зависимость дыхания почвы от факторов окружающей среды. Зависимость дыхания почвы в исследуемых экосистемах от агрохимических и гидротермических факторов оценивали двумя способами: через осреднение по регионам и по группам экосистем.

При осреднении по регионам были получены положительные зависимости эмиссии CO_2 от температуры почвы на разных глубинах и от содержания в ней углерода и азота (рис. 4а). Связи эмиссии с температурой воздуха, влажностью почвы и ее рН не обнаружены. Сильные корреляции с внешними условиями были получены для Чувашской Республики, средние – для Рязанской области и слабые – для Курской. Другими словами, влияние внешних условий на эмиссию уменьшается с севера на юг. Во всех регионах важнейшим показателем формирования потока CO_2 из почвы является ее температура на глубине 10 см. В целом выделенные значимые факторы объясняют 51–74% дисперсии дыхания почвы.

Чувашская Республика:

$$SR = -4.094 + 0.274T_{10} + 0.843C - 8.134N$$

$$(R^2 = 0.691, RMSE = 0.099, n = 36),$$

Рязанская область:

$$SR = -3.852 - 0.043T_5 + 0.269T_{10} + 1.616N$$

$$(R^2 = 0.509, RMSE = 0.103, n = 43),$$

Курская область:

$$SR = -0.054 - 0.492T_5 + 0.536T_{10}$$

$$(R^2 = 0.736, RMSE = 0.412, n = 67),$$

где SR – дыхание почвы, г $C\text{--CO}_2/(m^2 \text{ ч})$; T_5 – температура почвы на глубине 5 см, °C; T_{10} – температура почвы на глубине 10 см, °C; C – содержание общего углерода, %; N – содержание общего азота, %.

Интересна полученная зависимость дыхания почвы от агрохимических факторов. На относительно бедных серых почвах Чувашии существенное значение имеют локальное содержание $S_{\text{общ}}$ и $N_{\text{общ}}$ в почве, тогда как для Рязанской области важен только второй из этих элементов, а на типичных черноземах в Курской области этот фактор не является лимитирующим. По мнению других исследователей, если корреляции эмиссии CO_2 с содержанием углерода, как правило, являются положительными [6], то связи с запасами азота сложнее. Увеличение содержания азота усиливает автотрофное дыхание на пахотных и залежных землях, но снижает его на почвах под луговой и лесной растительностью. Наоборот, гетеротрофное дыхание почв усиливается при увеличении концентрации азота на лугах, болотах и пустынях. В целом увеличение содержания азота снижает почвенное дыхание и его температурную чувствительность на 19.5 и 32.1% соответственно [48].

Отмеченное географическое распределение содержания углерода в почве соответствует общей тенденции увеличения его содержания с севера на юг. Действительно, в верхнем слое серых почв (Phaeozems) содержится 1.2–2.0% органического углерода [22], тогда как южнее, в черноземах (Chernozems), он достигает 3.5–4.3% [17].

При осреднении по группам экосистем (рис. 4б) подтверждается ведущее влияние температурного фактора (температуры почвы на глубинах 5 и 10 см), тогда как зависимости эмиссии от содержания углерода и азота в почве и ее рН не выявлено. В отличие от других экосистем, на пастбищах выделяется положительная связь дыхания почв с их влажностью. Однозначного объяснения здесь нет. Вероятно, формированию подобной связи способствует тот факт, что пастбищные почвы переуплотнены в результате вытаптывания скотом, за счет чего увеличивается их плотность, снижается пористость и поддерживается высокая объемная влажность. На пашнях температурные условия обуславливают лишь 17–18% дисперсии дыхания почвы, тогда как на залежах и компостных хранилищах этот фактор отвечает за 69–78% дисперсии. Для сенокосов и загонов значимых регрессионных уравнений получено не было.

Пашни:

$$SR = 0.024 + 0.006T_5$$

$$(R^2 = 0.172, RMSE = 0.084, n = 41),$$

$$SR = 0.020 + 0.007T_{10}$$

$$(R^2 = 0.179, RMSE = 0.092, n = 41),$$

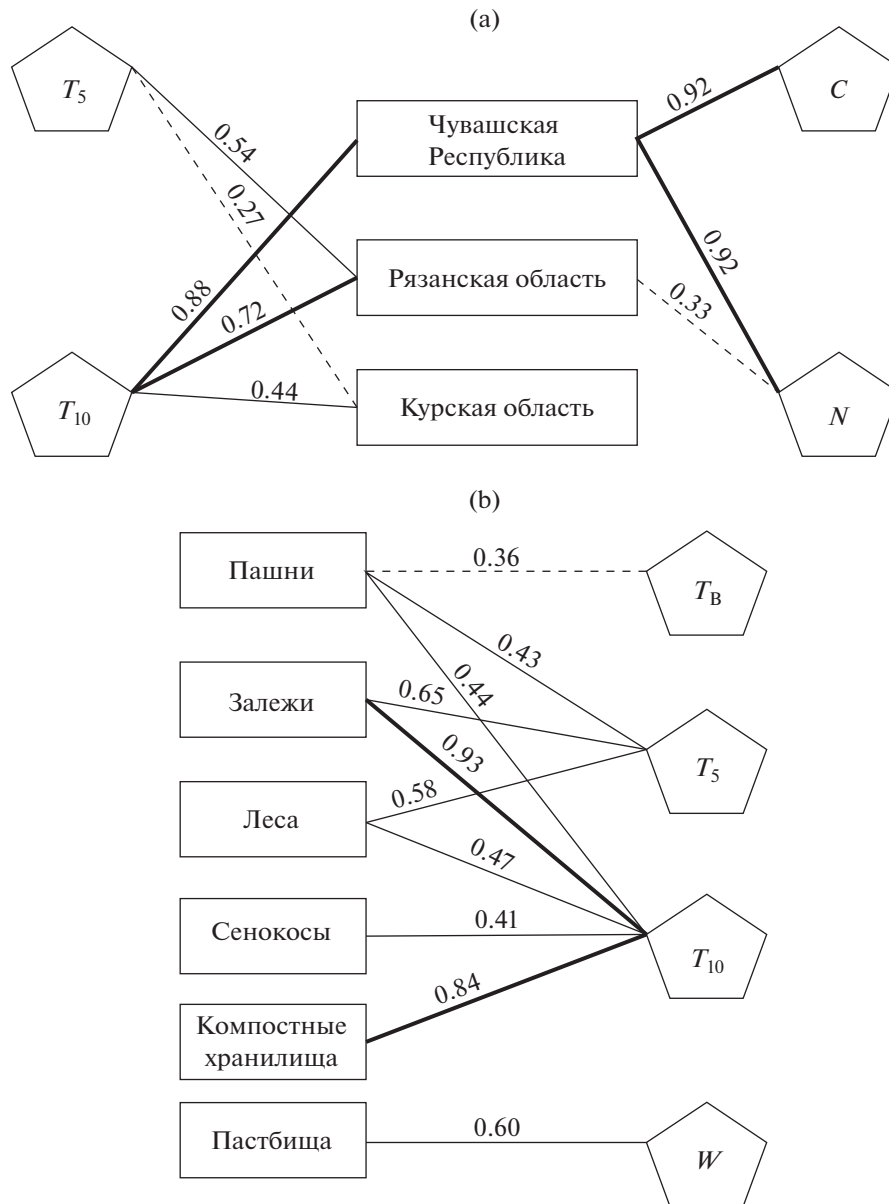


Рис. 4. Схематическое изображение корреляционных связей дыхания почвы с гидротермическими и агрохимическими параметрами среды при осреднении по региону (а) и по группам экосистем (б). Сильные связи ($r_p > 0.70$) обозначены жирными линиями, средние – тонкими линиями, слабые ($r_p < 0.40$) – пунктирными линиями. Значения коэффициентов корреляции указаны над линиями, во всех случаях уровень значимости $p < 0.05$. T_5 – температура почвы на глубине 5 см, °С; T_{10} – температура почвы на глубине 10 см, °С; T_B – температура воздуха, °С; W – объемная влажность почвы, %; C – содержание общего углерода, %; N – содержание общего азота, %.

Пастбища: $SR = 0.040 + 0.006W$
 $(R^2 = 0.238, RMSE = 0.097, n = 21)$,
 Залежи: $SR = -0.175 + 0.029T_{10}$
 $(R^2 = 0.780, RMSE = 0.070, n = 17)$,
 Леса: $SR = 0.078 + 0.024T_5 - 0.019T_{10}$
 $(R^2 = 0.355, RMSE = 0.053, n = 23)$,
 Компостные хранилища: $SR = -3.787 + 0.296T_{10}$
 $(R^2 = 0.693, RMSE = 2.902, n = 8)$,

где SR – дыхание почвы, г $C-CO_2/(m^2 \text{ ч})$; T_5 – температура почвы на глубине 5 см, °С; T_{10} – температура почвы на глубине 10 см, °С; W – объемная влажность почвы, %.

Как следует из полученных уравнений регрессии, во всех группах экосистем дыхание почвы демонстрирует связь с гидротермическими факторами. Аналогичные выводы подтверждаются во множестве работ. Но если при повышении температуры интенсивность дыхания, как правило,

усиливается [6, 12, 32], то связь с характером увлажнения в том же диапазоне температур носит нелинейный характер. Обычно при уменьшении количества осадков снижается и почвенное дыхание [7], тогда как увеличение увлажнения влияет в зависимости от того, в какую часть диапазона толерантности к этому фактору попадает почвенная биота: почвенное дыхание снижается при избыточном увлажнении [50], либо значительно усиливается в аридных экосистемах [37]. Влияние температуры и влажности почвы тесно связаны между собой, причем определяющим фактором обычно выступает именно влажность. Если она выше минимального значения, допустимого для жизнедеятельности (дыхания) почвенной биоты, то лимитирующим фактором становится температура, если ниже – то сама влажность становится лимитирующей [15]. Более того, чередование циклов увлажнения и высыхания способствует гораздо большему высвобождению CO_2 , чем стабильные по влажности условия [41]. В результате эмиссия CO_2 из почвы в семиаридных регионах может быть даже выше, чем в бореальных [35].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Среди рассмотренных сельскохозяйственных и природных экосистем наиболее значимыми источниками CO_2 для атмосферы являются объекты животноводства – места содержания животных и компостные хранилища. Уровни дыхания почв пастбищ, сенокосов, залежей и лесов сходны между собой; дыхание пахотных почв является самым низким. С севера на юг содержание в почвах углерода и азота возрастает по регионам, независимо от рассматриваемого типа экосистемы, а связь дыхания почвы с этими параметрами – ослабевает. Наиболее значимым фактором формирования потока CO_2 в атмосферу из почвы является ее температура на глубине 10 см. В целом гидротермические и агрохимические параметры определяют 17–78% дисперсии эмиссии CO_2 из исследованных почв. Полученное знание характерных величин почвенной эмиссии CO_2 и ее основных факторов, а также рассчитанные на их основе уравнения регрессии позволяют регулировать и прогнозировать этот процесс в сельском хозяйстве в зависимости от текущих вкладов видов землепользования и изменений климата, а на уровне отдельно взятого хозяйства – способствовать сокращению эмиссий.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено за счет средств гранта РНФ № 23-26-00191.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Доклад о состоянии и использовании земель сельскохозяйственного назначения Российской Федерации в 2020 г. М.: ФГБНУ “Росинформагротех”, 2022. 384 с.
2. Мониторинг потоков парниковых газов в природных экосистемах / Под ред. Замолотчикова Д.Г. и др. Саратов: Амирит, 2017. 279 с.
3. Национальный доклад Российской Федерации о кадастре антропогенных выбросов из источников и абсорбции поглотителями парниковых газов, не регулируемых Монреальским протоколом за 1990–2010 гг. М.: Росгидромет, 2022. Ч. 1. 468 с.
4. Пулы и потоки углерода в наземных экосистемах России / Под ред. Заварзина Г.А. М.: Наука, 2007. 315 с.
5. Akbas M., Tufekcioglu A. Contribution of the root component to soil respiration in oriental beech stands in Artvin, Turkey // *Forest Science*. 2022. V. 68. P. 399–409.
<https://doi.org/10.1093/forsci/fxac022>
6. Anokye J., Logah V., Opoku A. Soil carbon stock and emission: estimates from three land-use systems in Ghana // *Ecological Processes*. 2021. V. 10. P. 11.
<https://doi.org/10.1186/s13717-020-00279-w>
7. Apostolakis A., Schöning I., Michalzik B., Klaus V.H., Boeddinghaus R.S., Kandeler E., Marhan S., Bolliger R., Fischer M., Prati D., Hänsel F., Nauss T., Hölzel N., Kleinebecker T., Schrumpf M. Drivers of soil respiration across a management intensity gradient in temperate grasslands under drought // *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 2022. V. 124. P. 101–116.
<https://doi.org/10.1007/s10705-022-10224-2>
8. Balafoutis A., Beck B., Fountas S., Vangeyte J., Wal T.V.d., Soto I., Gómez-Barbero M., Barnes A., Eory V. Precision agriculture technologies positively contributing to GHG emissions mitigation, farm productivity and economics // *Sustainability*. 2017. V. 9. P. 1339.
<https://doi.org/10.3390/su9081339>
9. Bispo A., Andersen L., Angers D.A., Bernoux M., Brosard M., Céillon L., Comans R.N.J. et al. Accounting for carbon stocks in soils and measuring GHGs emission fluxes from soils: Do we have the necessary standards? // *Frontiers in Environmental Science*. 2017. V. 5. P. 41.
<https://doi.org/10.3389/fenvs.2017.00041>
10. Bond–Lamberty B., Thomson A. Temperature associated increases in the global soil respiration record // *Nature*. 2010. V. 464. P. 579–582.
<https://doi.org/10.1038/nature08930>
11. Bond–Lamberty B.P., Thomson A.M. A global database of soil respiration data, Version 3.0. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA. 2014.
<https://doi.org/10.3334/ORNLDAAAC/1235>

12. Brito L.F., Azenha M.V., Januszkiewicz E.R., Cardoso A.S., Morgado E.S., Malheiros E.B., La Scala N.Jr., Reis R.A., Ruggieri A.C. Seasonal fluctuation of soil carbon dioxide emission in differently managed pastures // *Agronomy J.* 2015. V. 107. P. 957–962.
<https://doi.org/10.2134/agronj14.0480>
13. Deluz C., Nussbaum M., Sauzet O., Gondret K., Boivin P. Evaluation of the potential for soil organic carbon content monitoring with farmers // *Frontiers in Environmental Science.* 2020. V. 8. P. 113.
<https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00113>
14. Eisen M.B., Brown P.O. Rapid global phaseout of animal agriculture has the potential to stabilize greenhouse gas levels for 30 years and offset 68 percent of CO₂ emissions this century // *PLOS Climate.* 2022. V. 1. P. e0000010.
<https://doi.org/10.1371/journal.pclm.0000010>
15. Francioni M., Trozzo L., Toderi M., Baldoni N., Allegrazza M., Tesei G., Kishimoto-Mo A.W., Foresi L. et al. Soil respiration dynamics in Bromus erectus-dominated grasslands under different management intensities // *Agriculture.* 2020. V. 10. P. 9.
<https://doi.org/10.3390/agriculture10010009>
16. Friedlingstein P., Jones M.W., O'Sullivan M., Andrew R.M., Bakker D.C.E., Hauck J., Le Quééré C., Peters G.P. et al. Global Carbon Budget 2021 // *Earth System Science Data.* 2022. V. 14. P. 1917–2005.
<https://doi.org/10.5194/essd-14-1917-2022>
17. Gennadiev A.N., Zhidkin A.P., Kachinskii V.L., Olson K.R. Soil erosion under different land uses: assessment by the magnetic tracer method // *Eurasian Soil Science.* 2010. V. 43. P. 1047–1054.
<https://doi.org/10.1134/S1064229310090127>
18. Gerosa G., Finco A., Boschetti F., Brenna S., Marzuoli R. Measurements of soil carbon dioxide emissions from two maize agroecosystems at harvest under different tillage conditions // *The Scientific World J.* 2014. V. 2014. P. 141345.
<https://doi.org/10.1155/2014/141345>
19. Holka M., Kowalska J., Jakubowska M. Reducing carbon footprint of agriculture – can organic farming help to mitigate climate change? // *Agriculture.* 2022. V. 12. P. 1383.
<https://doi.org/10.3390/agriculture12091383>
20. Huang N., Wang L., Song X.-P., Black T.A., Jassal R.S., Myneni R.B., Wu C. et al. Spatial and temporal variations in global soil respiration and their relationships with climate and land cover // *Science Advances.* 2020. V. 6. P. eabb8508.
<https://doi.org/10.1126/sciadv.abb8508>
21. IPCC, 2022: Summary for Policymakers // *Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA.
<https://doi.org/10.1017/9781009157926.001>
22. Ismagilova N., Körschens M. The evaluation of changes in soil humic substances composition and their nature in long-term experiments of Germany and Russia // *Archives of Agronomy and Soil Science.* 2003. V. 49. P. 141–147.
<https://doi.org/10.1080/0365034031000079748>
23. Jansson C., Faiola C., Wingler A., Zhu X.-G., Kravchenko A., de Graaff M.-A., Ogden A.J., Handakumbura P.P., Werner C., Beckles D.M. Crops for carbon farming // *Frontier in Plant Science.* 2021. V. 12, P. 636709.
<https://doi.org/10.3389/fpls.2021.636709>
24. Johnson D.C., Teague R., Apfelbaum S., Thompson R., Byck P. Adaptive multi-paddock grazing management's influence on soil food web community structure for: increasing pasture forage production, soil organic carbon, and reducing soil respiration rates in southeastern USA ranches // *PeerJ.* 2022. V. 10. P. e13750.
<https://doi.org/10.7717/peerj.13750>
25. Kang X., Hao Y., Cui X., Chen H., Li C., Rui Y., Tian J., Kardol P., Zhong L., Wang J., Wang Y. Effects of grazing on CO₂ balance in a semiarid steppe: field observations and modeling // *Journal of Soils and Sediments.* 2013. V. 13. P. 1012–1023.
<https://doi.org/10.1007/s11368-013-0675-5>
26. Karavanova E.I. Dissolved organic matter: Fractional composition and sorbability by the soil solid phase (Review of literature) // *Eurasian Soil Science.* 2013. V. 46. P. 833–844.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X13080042>
27. Lal R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change // *Geoderma.* 2004. V. 123. P. 032.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032>
28. Larionova A.A., Ermolaev A.M., Nikitishen V.I., de Gerenyu V.O.L., Evdokimov I.V. Carbon budget in arable gray forest soils under different land use conditions // *Eurasian Soil Science.* 2009. V 42. P. 1364–1373.
<https://doi.org/10.1134/S1064229309120060>
29. Larionova A.A., Yevdokimov I.V., Kurganova I.N., Saporonov D.V., Gerenju V.O.L.De., Kuznetsova L.G. Root respiration and its contribution to the CO₂ emission from soil // *Eurasian Soil Science.* 2003. V. 36. P. 173–184.
30. Lehmann J., Hansel C.M., Kaiser C., Kleber M., Maher K., Manzoni S., Nunan N., Reichstein M., Schimel J.P., Torn M.S., Wieder W.R., Kögel-Knabner I. Persistence of soil organic carbon caused by functional complexity // *Nature Geoscience.* 2020. V. 13. P. 529–534.
<https://doi.org/10.1038/s41561-020-0612-3>
31. Lei J., Guo X., Zeng Y., Zhou J., Gao Q., Yang Y. Temporal changes in global soil respiration since 1987 // *Nature Communications.* 2021. V. 12. P. 403.
<https://doi.org/10.1038/s41467-020-20616-z>
32. Lei N., Wang H., Zhang Y., Chen T. Components of respiration and their temperature sensitivity in four reconstructed soils // *Scientific Reports.* 2022. V. 12. P. 6107.
<https://doi.org/10.1038/s41598-022-09918-y>
33. Mathew I., Shimelis H., Mutema M., Chaplot V. What crop type for atmospheric carbon sequestration: Results from a global data analysis // *Agriculture, Ecosystems Environ.* 2017. V. 243. P. 34–46.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.04.008>

34. Meier E.A., Thorburn P.J., Bell L.W., Harrison M.T., Biggs J.S. Greenhouse gas emissions from cropping and grazed pastures are similar: a simulation analysis in Australia // *Frontiers in Sustainable Food Systems*. 2020. V. 3. P. 121. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2019.00121>
35. Mohammed S., Mirzaei M., Pappné Tőro A., Anari M.G., Moghiseh E., Asadi H., Szabó S., Kakuszi-Széles A., Harsányi E. Soil carbon dioxide emissions from maize (*Zea mays* L.) fields as influenced by tillage management and climate // *Irrigation and Drainage*. 2022. V. 71. P. 228–240. <https://doi.org/10.1002/ird.2633>
36. Morell F.J., Whitmore A.P., Álvaro-Fuentes J., Lampurlanés J., Cantero-Martínez C. Root respiration of barley in a semiarid Mediterranean agroecosystem: field and modelling approaches // *Plant and Soil*. 2012. V. 351. P. 135–147. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0938-0>
37. Morris K.A., Hornum S., Crystal-Ornelas R., Pennington S.C., Bond-Lamberty B. Soil respiration response to simulated precipitation change depends on ecosystem type and study duration // *J. Geophys. Res: Biogeosciences*. 2022. V. 127. P. e2022JG006887. <https://doi.org/10.1029/2022JG006887>
38. Mukhortova L., Schepaschenko D., Moltchanova E., Shvidenko A., Khabarov N., See L. Respiration of Russian soils: Climatic drivers and response to climate change // *Sci. The Total Environ*. 2021. V. 785. P. 147314. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147314>
39. Oertel C., Matschullat J., Zurba K., Zimmermann F., Erasmí S. Greenhouse gas emissions from soils — A review. *Geochemistry*. 2016. V. 76. P. 327–352. <https://doi.org/10.1016/j.chemer.2016.04.002>
40. Peel M.C., Finlayson B.L., McMahon T.A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification // *Hydrology and Earth System Sciences*. 2007. V. 11. P. 1633–1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
41. Rahman M.M. Carbon dioxide emission from soil // *Agricultural Research*. 2013. V. 2. P. 132–139. <https://doi.org/10.1007/s40003-013-0061-y>
42. Rastogi M., Singh S., Pathak H. Emission of carbon dioxide from soil // *Current Science*. 2002. V. 82. P. 510–517. <https://www.jstor.org/stable/24105957>
43. Ray R.L., Griffin R.W., Fares A., Elhassan A., Awal R., Woldesenbet S., Risch E. Soil CO₂ emission in response to organic amendments, temperature, and rainfall // *Scientific Reports*. 2020. V. 10. P. 5849. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62267-6>
44. Ryan M.G., Law B.E. Interpreting, measuring, and modeling soil respiration // *Biogeochemistry*. 2005. V. 73. P. 3–27. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-5167-7>
45. Semenov V.M., Ivannikova L.A., Kuznetsova T.V., Semenova N.A., Tulina A.S. Mineralization of organic matter and the carbon sequestration capacity of zonal soils // *Eurasian Soil Science*. 2008. V. 41. P. 717–730. <https://doi.org/10.1134/S1064229308070065>
46. van Wesemael B., Paustian K., Meersmans J., Goidts E., Barancikova G., Easter M. Agricultural management explains historic changes in regional soil carbon stocks // *PNAS*. 2010. V. 107. P. 14926–14930. <https://doi.org/10.1073/pnas.1002592107>
47. Wang C., Amon B., Schulz K., Mehdi B. Factors that influence nitrous oxide emissions from agricultural soils as well as their representation in simulation models: a review // *Agronomy*. 2021. V. 11. P. 770. <https://doi.org/10.3390/agronomy11040770>
48. Yang Y., Li T., Pokharel P., Liu L., Qiao J., Wang Y., An S., Chang S.X. Global effects on soil respiration and its temperature sensitivity depend on nitrogen addition rate // *Soil Biology and Biochemistry*. 2022. V. 174. P. 108814. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108814>
49. Yevdokimov I.V., Larionova A.A., Lopes de Gerenyu V.O., Schmitt M., Bahn M. Determination of root and microbial contributions to the CO₂ emission from soil by the substrate-induced respiration method // *Eurasian Soil Science*. 2010. V. 43. P. 321–327. <https://doi.org/10.1134/S1064229310030105>
50. Yilmaz G. Seasonal variations in soil CO₂ emissions under continuous field crop production in semi-arid southeastern Turkey // *Appl. Ecol. Environ. Res*. 2019. V. 17. P. 6563–6579. https://doi.org/10.15666/aeer/1703_65636579
51. Zhao Y., Xue Z., Guo H., Mu X., Li C. Effects of tillage and crop residue management on soil respiration and its mechanism // *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*. 2004. V. 30. P. 155–165. <https://doi.org/10.3969/j.issn.1002-6819.2014.19.019>

Soil Respiration in Agrarian and Natural Ecosystems of the European Part of Russia

O. E. Sukhoveeva¹*, D. V. Karelin¹, A. N. Zolotukhin¹, and A. V. Pochikalov¹

¹*Institute of Geography, Russian Academy of Sciences, Moscow, 119017 Russia*

*e-mail: olgasukhoveeva@gmail.com

The results of the assessment of soil respiration (CO₂ emission from soil) in three regions (Chuvash Republic, Ryazan and Kursk regions) are presented. Agrarian (crop and livestock) and natural ecosystems are combined into seven groups: croplands, pastures, hayfields, abandoned lands, forests, stockyards and open compost storages. CO₂ emissions were measured in 2020–2022 using the close chamber method. Ecosystems were ranked by increasing rate of CO₂ emission from soil in the following order: croplands (0.03–0.24 g C–CO₂ m⁻² h⁻¹) < pastures (0.07–0.33 g C–CO₂ m⁻² h⁻¹) ≤ hayfields (0.06–0.35 g C–CO₂ m⁻² h⁻¹) ≤

≤ forests ($0.07-0.28 \text{ g C-CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) ≤ abandoned lands ($0.08-0.37 \text{ g C-CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) ≪ stockyards ($0.21-8.61 \text{ g C-CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) ≪ compost storages ($1.15-13.85 \text{ g C-CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Estimates of CO_2 emissions from pasture, hayfield, forest, and abandoned land soils were not statistically different in most cases. The dependence of soil respiration rate on hydrothermal (temperature and humidity of the upper soil layer, air temperature) and agrochemical (content of total carbon and total nitrogen in the upper soil layer, pH) indicators by geographical regions and by types of ecosystems was analyzed. The most important among the evaluated factors at both ecosystem and regional levels is soil temperature at the 10 cm depth ($r = 0.41-0.88$, $p < 0.05$). Moisture conditions do not play a significant role in the formation of carbon flux. On the regional scale, the stocks of carbon and nitrogen are significant ($r = 0.33-0.92$, $p < 0.05$), which are more dependent on the geographical location of sites than on the characteristics of economic activity. The considered indicators determine the variance of CO_2 emission from soils of the studied ecosystems by 17–78%.

Keywords: soil CO_2 emission, Luvic Phaeozems, Luvic Chernozems, Haplic Chernozems