

УДК 631.427

ЭМИССИЯ CO₂, МИКРОБНАЯ БИОМАССА И БАЗАЛЬНОЕ ДЫХАНИЕ ЧЕРНОЗЕМА ПРИ РАЗЛИЧНОМ ЗЕМЛЕПОЛЬЗОВАНИИ

© 2019 г. С. В. Сушко¹, Н. Д. Ананьева¹*, К. В. Иващенко^{1,2}, В. Н. Кудеяров¹

¹Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН,
ул. Институтская, 2, Пущино, Московская область, 142290 Россия

²Российский университет дружбы народов, Аграрно-технологический институт,
ул. Миклухо-Маклая, 8/2, Москва, 117198 Россия

*e-mail: ananyeva@rambler.ru

Поступила в редакцию 05.02.2018 г.

После доработки 17.01.2019 г.

Принята к публикации 23.01.2019 г.

В черноземе под степной растительностью, лесом (дубрава), в чистом пару (территория заповедника) и в урбаноземе города Курск (Курская область) изучали взаимосвязь эмиссии CO₂ из почвы и ее микробиологических показателей. Измерения эмиссии CO₂ с поверхности почвы (ЭМ_{пов}) и из двух нижележащих слоев почвы (глубина 10 и 20 см, ЭМ₁₀, ЭМ₂₀) проводили ежемесячно (май–октябрь), одновременно регистрировали температуру и влажность почвы. В отобранных образцах почвы слоев 0–10, 10–20, 20–30 см (всего 360) измеряли микробиологические показатели (углерод микробной биомассы (С_{мик}), базальное дыхание). Химические свойства почвы (содержание С_{орг}: общего С, N, P, K, Ca; pH) определяли в образцах, отобранных в июле. Показано, что ЭМ_{пов} степи составила в среднем 24 г CO₂/(м² сут), леса, города и пара – в 1,6, 1,5 и 6 раза меньше соответственно. ЭМ₁₀ и ЭМ₂₀ леса оказалась в среднем в 2 раза больше таковой с поверхности, пара и города – примерно одинаковой, а степи – на 34% меньше. Эмиссия CO₂ из почвы изученных экосистем за наблюдаемый период слабо зависела от ее температуры и влажности. С_{мик} и базальное дыхание почвы (0–10 см) нарушенных экосистем (степи, леса) в среднем в 3–5 и 2–4 раза, соответственно, превышали таковые нарушенных (пара, города). Показана положительная корреляция ЭМ_{пов} изученных экосистем с С_{мик} и базальным дыханием (0–10 см, $r = 0.56$ и 0.74 соответственно). ЭМ_{пов} чернозема разного землепользования за вегетационный период на 78% была обусловлена их базальным дыханием (линейная регрессия). Следовательно, ЭМ_{пов} чернозема разного землепользования за вегетационный период можно в определенной степени прогнозировать на основе экспериментальных данных о базальном дыхании его верхнего слоя (0–10 см).

Ключевые слова: лесостепь, микробное дыхание, чернозем, урбанозем, субстрат-индуцированное дыхание

DOI: 10.1134/S0032180X19090090

ВВЕДЕНИЕ

Почва является весомым наземным источником двуокси углерода (CO₂), поступление которого в атмосферу составляет от 75 до 100 Гт С/год [15, 47]. Эмиссия CO₂ из почвы обусловлена в основном дыханием микроорганизмов, корней растений и почвенной фауны [44]. В почве этот газ может образовываться и при фотодегградации ее органического вещества, выветривании карбонатов, а также в результате его миграции из глубоких слоев Земли [45].

Дыхание почвенных микроорганизмов (микробное дыхание) составляет существенную долю эмиссии CO₂ почвы. Вклад микробного дыхания в этот процесс достигает в среднем 57% в древесных и травянистых экосистемах арктической зо-

ны, 63% – бореальной, 56% – умеренной, 53% – средиземноморской и 48% – тропической [48], то есть не менее половины. Есть основание полагать определенную взаимосвязь между эмиссией CO₂ почвами и их микробиологическими характеристиками. Однако информация о такой взаимосвязи весьма ограничена и противоречива. Между эмиссией CO₂ почвы и ее микробной биомассой показана положительная корреляция для сосновых лесов США, Канады и Китая [28, 37, 53], плантаций зеленого чая, каштана и апельсинового дерева Китая [28], пашен и залежей разного возраста России [3]. Вместе с тем взаимосвязь между эмиссией CO₂ и содержанием микробной биомассы почв разных локализаций (Австралия, Китай, Индонезия) оказалась слабой [12, 40, 50].

Таблица 1. Локализация, доминирующая растительность и история менеджмента разных экосистем Курской области

Экосистема	Локализация	Доминирующая растительность	История использования (лет)
Лес	ЦЧБЗ*	Дуб (<i>Quercus robur</i>), клен (<i>Acer campestre</i>), бересклет (<i>Euonymus europaea</i>)	Без вырубki (60)
Степь	ЦЧБЗ	Вейник (<i>Calamagrostis epigeios</i>), райграс (<i>Arrhenatherum elatius</i>), кострец (<i>Bromopsis riparia</i>)	Без выпаса, кошения и сжигания (80)
Чистый пар	ЦЧБЗ	Без растительности	Вспашка 1–2 раза в месяц, без удобрений (70)
Город Курск	Близ завода	Овсяница (<i>Festuca pratensis</i>), одуванчик (<i>Taraxacum officinale</i>)	Кошение 1–2 раза в месяц (70)

* Центральнo-Черноземный биосферный заповедник.

Образование CO₂ почвой происходит во всех горизонтах ее профиля, однако с глубиной скорость этого процесса, как правило, снижается [17, 22, 30, 31]. Миграция CO₂ из нижних горизонтов почвы к ее поверхности в основном осуществляется посредством диффузии [25]. Показано, что эмиссия CO₂ с поверхности почвы экваториальных лесов на 70–80% происходила из ее метрового профиля [17], хвойных лесов – на 75 и 87% из верхних 20- и 30-сантиметровых слоев [22, 30], пашен (пшеница, кукуруза) – на 95 и 80% из верхних 10- и 30-сантиметровых слоев соответственно [52]. Можно считать, что эмиссия CO₂ с поверхности почвы обеспечивается продукцией этого газа преимущественно в верхних слоях, имеющих наибольшие запасы доступного для микроорганизмов органического углерода.

В современном мире около половины площади суши преобразовано антропогенной деятельностью, в которой земли сельскохозяйственных угодий и поселений составляют около 40 и 6% соответственно [26]. Распашка земель и образование городских экосистем существенно изменяют углеродный цикл [23, 39] и приводят к увеличению концентрации CO₂ в атмосфере [34]. Подсчитано, что дополнительный поток углерода в атмосферу от такого преобразования составляет в среднем 1.14 ± 0.18 Гт С/год [27]. Так, интенсивное сельскохозяйственное использование одной из самых плодородных почв мира – чернозема – привело к потере 30–50% исходного содержания почвенного углерода за последние полвека [9, 35, 42]. При этом отмечено, что распашка чернозема прерий Аргентины вызывала кратковременное увеличение эмиссии CO₂ в 16 раз [9], а внесение органических удобрений в пашни Китая – почти в 2 раза [35]. Указывают, что эмиссия CO₂ из почв городов часто превышает таковую естественных аналогов [18, 32, 33, 46, 51].

Принимая во внимание упомянутые научные аспекты, наше исследование было сфокусировано

но на оценке эмиссии CO₂ чернозема разного землепользования, содержания микробной биомассы и ее дыхательной активности, а также взаимосвязи эмиссии CO₂ чернозема и его микробиологических свойств.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Схема эксперимента

Изучали чернозем типичный (Haplic Chernozem (Loamic, Pachic), WRB 2014) леса (дубрава), степи некосимой и чистого пара (Центральнo-Черноземный биосферный заповедник (ЦЧБЗ)) и урбанозем (Urbic Technosoils) г. Курска (санитарно-защитная зона завода “Курскрезинотехника”) лесостепной растительной подзоны Среднерусской возвышенности России (Курская область 51°33′–51°39′ N, 36°04′–36°07′ E). Климат исследуемой территории умеренно континентальный, среднегодовая температура воздуха 5.7°C, сумма осадков – 570 мм (данные метеостанции ЦЧБЗ). Расстояние между изученными экосистемами ЦЧБЗ составляет 0.4–0.8 км, от ЦЧБЗ до г. Курск – 12 км. Доминирующая растительность и история использования изученных экосистем представлены в табл. 1.

В каждой экосистеме (каждом типе землепользования) выбирали участок ровной поверхности (~25 м²) с однородным растительным покровом, на котором с мая по октябрь 2015 г. (начало каждого месяца) измеряли эмиссию CO₂ почвы с поверхности и после последовательного удаления двух ее верхних 10-сантиметровых слоев (рис. 1). Эмиссию CO₂ почвы с поверхности измеряли в пяти пространственно удаленных точках (2–5 м между ними) каждой экосистемы, а после удаления верхних слоев – в трех из них. Точки измерения в экосистеме смещали от таковых предыдущего месяца не более чем на 0.1–0.2 м. Образцы почвы трех верхних слоев 0–10, 10–20 и 20–30 см отбирали ежемесячно после измерения

эмиссии CO₂ (всего 360) и доставляли в лабораторию. Почву просеивали (ячейки 2 мм) и делили на две части, одну из которой хранили в свежем состоянии при температуре 4°C не более 4 недель перед микробиологическим анализом (ISO 10381-6:2009). Другую часть почвы высушивали до воздушно-сухого состояния (22°C) и использовали для химического анализа.

Эмиссия CO₂ из почвы

Эмиссию CO₂ из почвы измеряли методом закрытой камеры. Для этого в почву на глубину 2–3 см помещали пластиковое основание (Ø20 см), на которое через 0.5 ч устанавливали камеру (объем 4.7 л), соединенную с ИК-газовым анализатором LI-820 (Li-Cor Inc., США). Перемешивание воздуха в камере обеспечивалось вентилятором, а его циркулирование между камерой и анализатором – насосом. Эмиссию CO₂ из почвы изученных экосистем измеряли в интервале между 10:00 и 16:00 ч, для которого ее значение было близко к среднесуточному [6]. С поверхности почвы эмиссию CO₂ измеряли не раньше, чем через 15 мин после срезания надземной растительности, с глубины 10 и 20 см – через 30 мин после удаления каждого из верхних 10-сантиметровых слоев. Скорость эмиссии CO₂ из почвы (г CO₂/(м² сут)) рассчитывали по линейному увеличению концентрации этого газа в воздухе камеры после ее закрытия в интервале от 30 до 60 с (ppm CO₂ с⁻¹, R² ≥ 0.98). Температуру (Checktemp, HANNA Instruments Inc., Германия) и объемную влажность (HH2 Moisture Meter, Delta-T Devices Ltd., Великобритания) почвы каждой экосистемы регистрировали в слоях 0–10, 10–20 и 20–30 см.

Химические свойства почвы

Содержание органического углерода (C_{орг}, биохроматное окисление), общего углерода и азота (C_{общ} и N_{общ}, кислородное сжигание, анализатор CHN-932, LECO Corp., США), общего P, K и Ca (рентген-флуоресцентный метод, спектрометр Спектроскан Макс-GVM, Россия) и значение pH (почва : вода = 1 : 2.5, потенциометрия) определяли в образцах почвы, отобранных в июле (n = 60). Рассчитывали отношение C_{общ}/N_{общ} (C/N).

Микробиологические свойства почвы

Содержание углерода микробной биомассы (C_{мик}) измеряли методом субстрат-индуцированного дыхания (СИД), основанного на регистрации начальной максимальной скорости образования CO₂ микроорганизмами почвы при обогащении глюкозой [10, 11]. Навеску почвы (1 г) помещали во флакон объемом 15 мл, добавляли

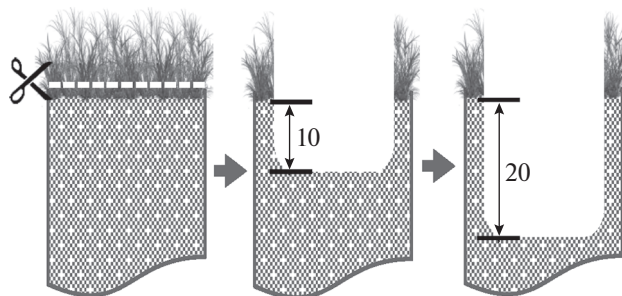


Рис. 1. Схема подготовки почвы для измерения эмиссии CO₂ с ее поверхности и разной глубины.

по каплям раствор глюкозы (0.1 мл/г, 5 мг глюкозы/г), герметично закрывали и инкубировали (22°C) не более 5 ч. Время инкубации образца строго фиксировали. За этот период происходит окисление и соокисление глюкозы микроорганизмами, исключая ее потребления для роста. По окончании инкубации образца почвы измеряли концентрацию CO₂ газовой фазы флакона (газовый хроматограф Кристаллюкс-4000М, Россия). Скорость СИД почвы (мкл CO₂/(г почвы ч)) рассчитывали с учетом концентрации CO₂ в газовой фазе флакона, ее объема, навески образца и времени инкубации. Величину C_{мик} (мкг С/г почвы) определяли согласно формуле: СИД × 40.04 + 0.37 [11].

Скорость базального (микробного) дыхания (БД) измеряли в нативной почве (навеска 1 г, без обогащения глюкозой), инкубированной 24 ч при 22°C [10]. Измерение БД выполняли как описано для СИД, только вместо раствора глюкозы в почву добавляли воду (0.1 мл/г почвы). Величину БД выражали в мкг С–CO₂/(г почвы ч).

Навески для определения C_{мик} и БД отбирали одновременно из предварительно инкубированного образца почвы (масса 100–300 г, 50–60% полной влагоемкости, 22°C, 7 сут), чтобы исключить избыточное образование CO₂ почвой в результате просеивания и реувлажнения [10, 16].

Статистический анализ данных

Измерение C_{мик} и БД почвы проводили в трех повторностях, химический анализ – в двух, расчет их величин выполнен на вес сухой почвы (105°C, 8 ч). Соответствие экспериментальных данных нормальному распределению проверяли графически (гистограмма) и критерием Шапиро–Уилка. Оказалось, что величины эмиссии CO₂ почвы, C_{мик} и БД не соответствовали нормальному распределению, поэтому для дисперсионного и корреляционного анализов их логарифмировали. Различия экспериментальных данных между изученными экосистемами (независимые

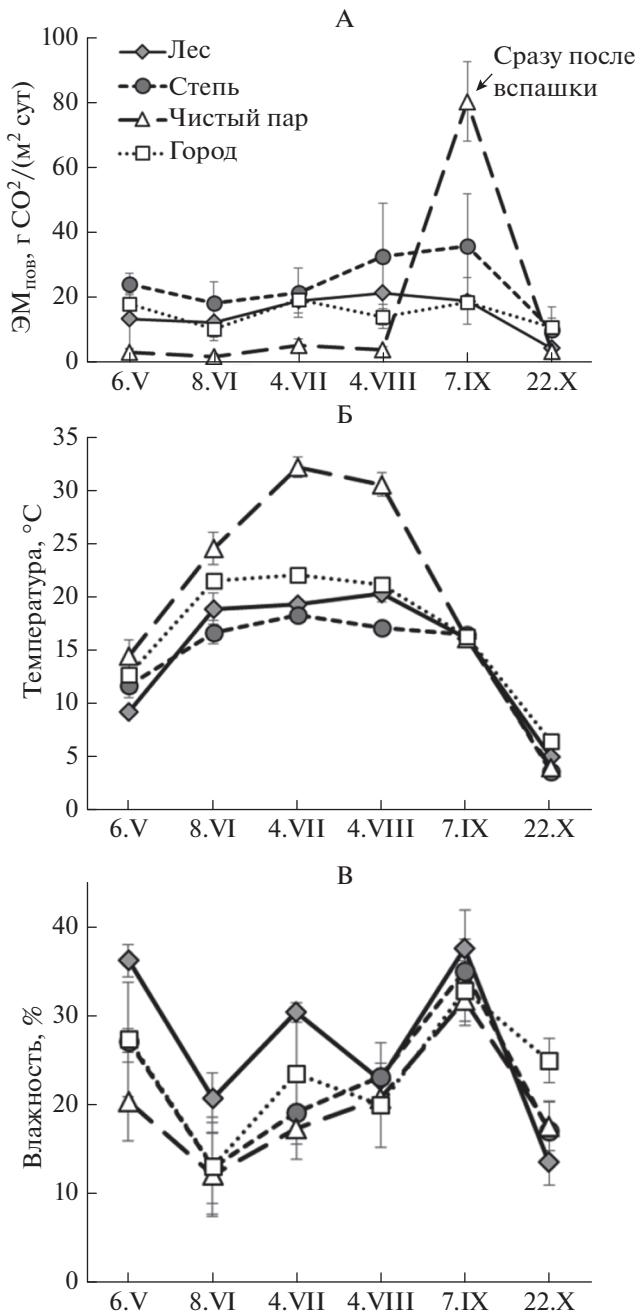


Рис. 2. Временная динамика эмиссии CO₂ с поверхности почвы (ЭМ_{пов.}, А), ее температуры (Б) и влажности (В) в слое 0–10 см для разных экосистем Курской области.

группы) оценивали однофакторным дисперсионным анализом (ANOVA) с последующим попарным множественным сравнением средних (критерий Тьюки). Взаимосвязь между эмиссией CO₂ почвы, ее температурой, влажностью, содержанием С_{мик} и скоростью БД оценивали корреляционным (Пирсон) и регрессионным анализами. Статистическую обработку экспериментальных

данных и их визуализацию (точечная диаграмма, диаграмма рассеивания, box-plot) выполняли в среде программирования R 3.5.0.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Химические свойства почвы

Содержание С_{орг} верхнего 10-сантиметрового слоя почвы леса и степи составило в среднем 4%, а пара и города – было в 2 раза меньше. Отношение С/N почвы было почти одинаковым для леса, степи, пара и составило в среднем 12–13, а в городе оно было на 4–5 ед. больше. Значение рН почвы леса, степи, пара почти не различалось и составило в среднем 6.1–6.3, а города – было почти на 2 ед. больше. Содержание Р и К изученных экосистем не различалось значительно и составило 0.95–1.17 и 17.3–18.5 г/кг соответственно. Содержание Са в урбанизированной почве достигало 30 г/кг, что почти в 3 раза больше такового в черноземе леса, степи и пара.

В нижележащих слоях почвы (10–20, 20–30 см) леса, степи и города содержание С_{орг} уменьшалось в среднем на 11–33%, а на пару – не менялось. Отношение С/N, значение рН, содержание Р, К (все экосистемы) и Са (лес, степь, пар) в нижележащих слоях почвы почти не отличалось от соответствующего верхнего. Однако в урбанизированной почве содержание Са с глубиной увеличивалось в среднем на 12–18%.

Эмиссия CO₂

Эмиссия CO₂ с поверхности почвы (ЭМ_{пов.}) разных экосистем варьировала от 2.0 до 35.8 г CO₂/м² сут за 6 мес. наблюдения (рис. 2, А). Экстремально высокую ЭМ_{пов.} (87.9 г CO₂/м² сут), сентябрь) отмечали на пару спустя сутки после вспашки, значение которой не включали в статистические анализы. ЭМ_{пов.} за вегетационный период была в среднем наибольшей в степи (23.8 г CO₂/м² сут), меньшей – в лесу и городе (15.0 и 15.3 г CO₂/м² сут) соответственно), а наименьшей – на пару (3.7 г CO₂/м² сут). Температура почвы верхнего 10-сантиметрового слоя изученных экосистем за наблюдаемый период варьировала от 4 до 32°C, в среднем она составила 16°C (рис. 2, Б). Влажность почвы верхнего 10-сантиметрового слоя почвы изученных экосистем за наблюдаемый период варьировала от 12 до 38% и составила в среднем 23% (рис. 2, В).

Эмиссия CO₂ из почвы после удаления верхнего 10- и 20-сантиметровых слоев (ЭМ₁₀ и ЭМ₂₀) разных экосистем за наблюдаемый период варьировала от 1.4 до 57.3 и от 1.2 до 67.1 г CO₂/м² сут соответственно. Показано, что ЭМ₁₀ (или ЭМ₂₀) леса было в среднем в 2 раза больше соответствующим

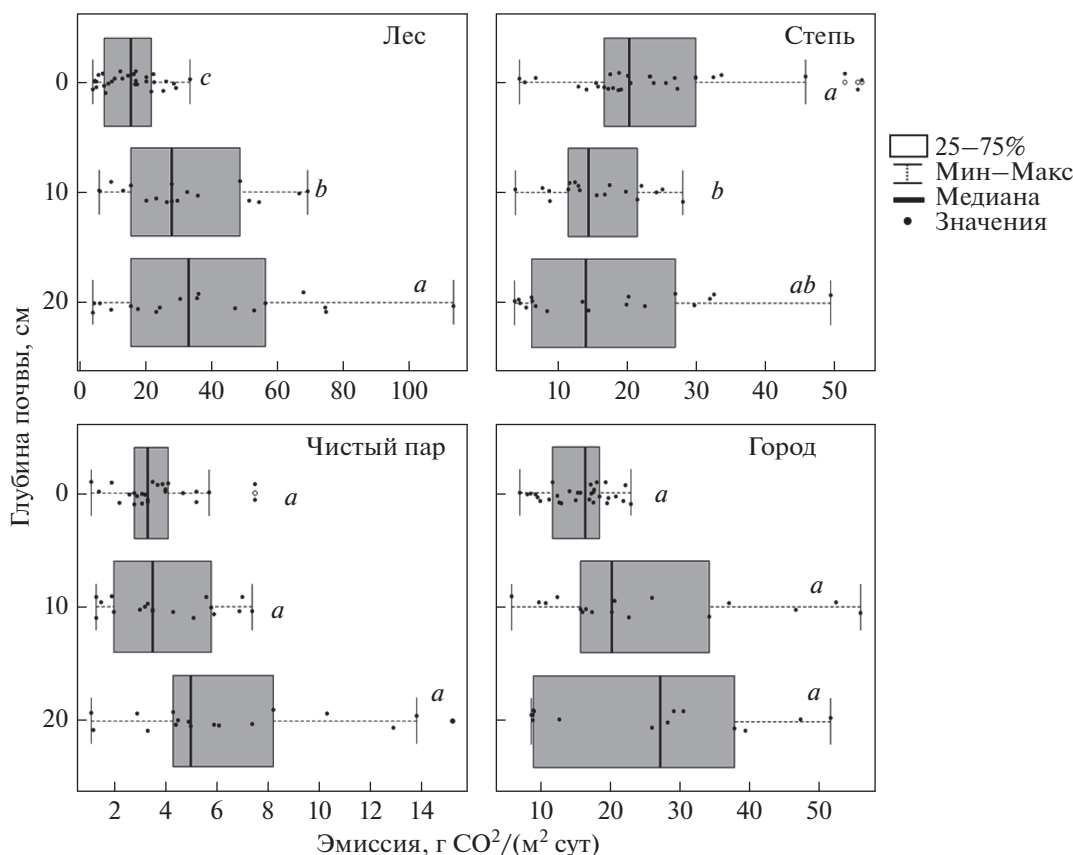


Рис. 3. Эмиссия CO₂ из почвы с поверхности (0 см), глубины 10 и 20 см (Курская область, с мая по октябрь). Величины с разными буквами различаются значимо ($p \leq 0.05$) для каждой экосистемы отдельно.

ющей ЭМ_{пов}, чистого пара и города – почти не различались ($p = 0.06$), а в степи – было даже на 34% меньше (рис. 3). В целом, нижележащие слои почвы изученных экосистем содержали весомое количество CO₂. Выявлена положительная корреляция между ЭМ_{пов} и ЭМ₁₀ леса и города ($R^2 = 0.44$ и 0.40 соответственно), а для степи и пашни такой взаимосвязи не обнаружено (рис. 4, А). Корреляция между ЭМ_{пов} и ЭМ₂₀ выявлена только для леса ($R^2 = 0.55$, рис. 4, Б).

Температура нижележащих слоев почвы леса, степи и пара в основном была меньше на 1–8°C соответствующего верхнего. В городе температура почвы почти не менялась с глубиной (данные не показаны). Оказалось, что ЭМ_{пов} и ЭМ₁₀ изученных экосистем за наблюдаемый период слабо зависела от температуры соответствующего слоя ($R^2 = 0.01–0.024$, $0.04–0.029$ соответственно) (рис. 5, А, 5Б), однако ЭМ₂₀ – зависела значимо только для леса ($R^2 = 0.50$, рис. 5, В).

Влажность нижележащих слоев почвы леса и степи была в основном на 1–14% меньше соответствующего верхнего, на пару и в городе – напротив, на 1–23% больше. Установлено, что ЭМ_{пов}

изученных экосистем за наблюдаемый период почти не зависела от влажности верхнего слоя почвы ($p > 0.05$, данные не показаны). Взаимосвязи между ЭМ₁₀ (ЭМ₂₀) и влажностью соответствующего слоя почвы также не была выявлено.

Таким образом, эмиссия CO₂ с поверхности почвы степи, леса и города оказалась в среднем в 4–6 раза выше чистого пара. Удаление верхних слоев почвы приводило к дополнительному выбросу CO₂ в атмосферу, который оказался наибольшим в лесу. Эмиссия CO₂ из почвы изученных экосистем за наблюдаемый период слабо зависела от ее температуры и влажности.

Микробиологические свойства почвы

Содержание С_{мик} верхнего 10-сантиметрового слоя почвы изученных экосистем за наблюдаемый период варьировало от 251 (пар, октябрь) до 1713 мкг С/г (лес, октябрь). При этом содержание С_{мик} почвы каждой экосистемы за вегетационный период значимо не менялось (рис. 6, А). Кроме того, в ненарушенных экосистемах (лес, степь) величина С_{мик} была в среднем в 3–5 раз больше таковой нарушенных (город, чистый пар). Ско-

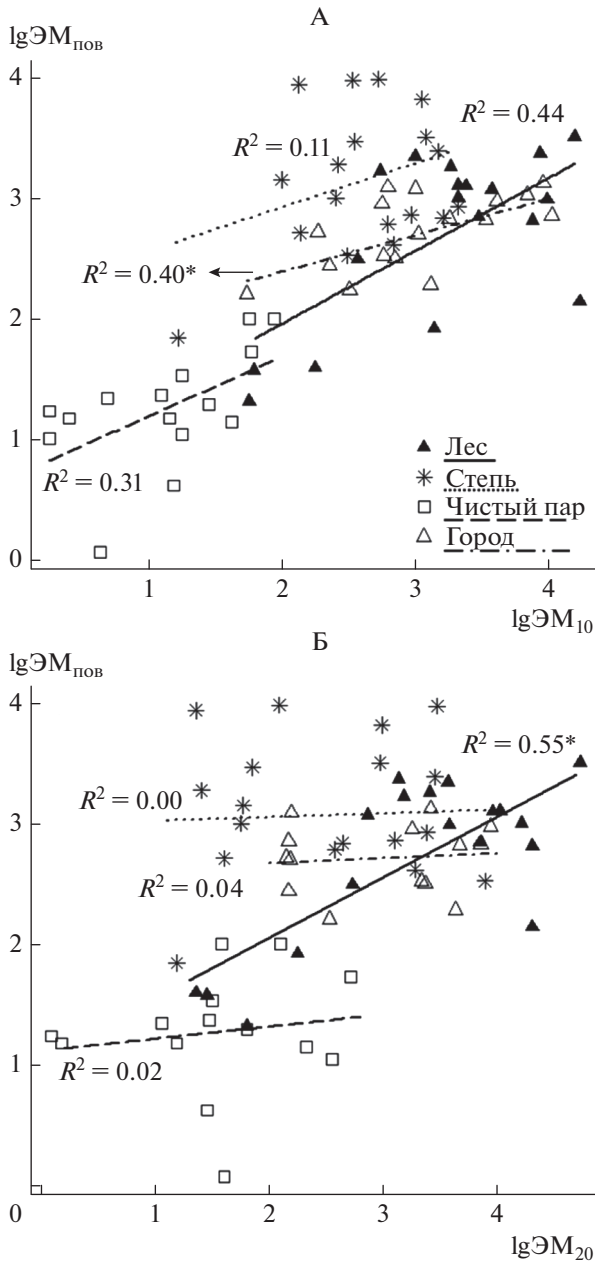


Рис. 4. Взаимосвязь между эмиссией CO₂ из почвы с поверхности (ЭМ_{пов}) и глубины 10 (ЭМ₁₀, А), 20 см (ЭМ₂₀, Б) для разных экосистем Курской области (с мая по октябрь, $p \leq 0.05$).

рость БД почвы леса, степи, пара и города составила за наблюдаемый период от 0.28 (пар, май–июнь) до 1.81 мкг CO₂–С/(г ч) (лес, октябрь). Причем, скорость БД почвы чистого пара и города за этот период не менялась, леса – была большей в октябре, а степи – в июле и августе (рис. 6, Б). В почве ненарушенных экосистем скорость БД в среднем в 2–4 раза превышала таковую нарушенных. Показатели микробиологической активности (С_{мик}, БД) нижележащих слоев почвы леса,

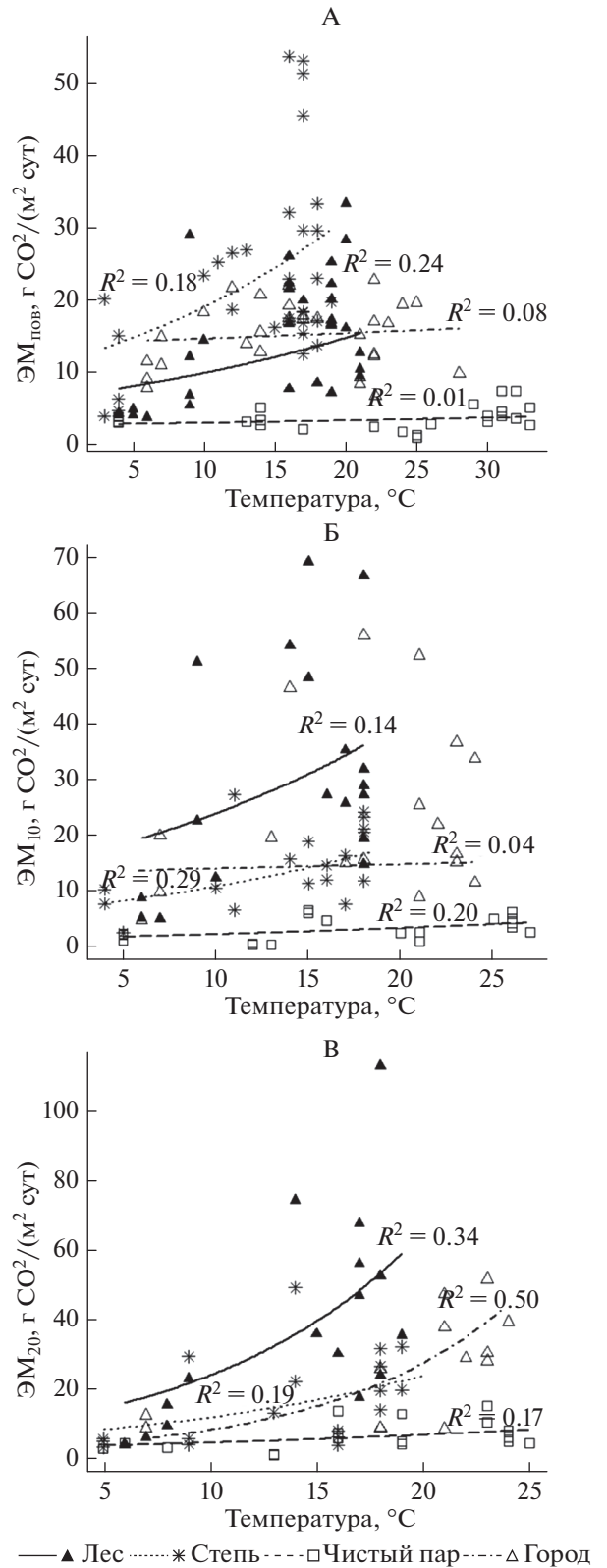


Рис. 5. Экспоненциальная регрессия между эмиссией CO₂ из почвы (ЭМ) и температурой: поверхность (ЭМ_{пов}) и слой 0–10 см (А), глубина 10 см (ЭМ₁₀) и слой 10–20 см (Б), глубина 20 см (ЭМ₂₀) и слой 20–30 см (В) в разных экосистемах Курской области (с мая по октябрь).

степи и города были в среднем на 27–63 и 12–56% меньше соответствующего верхнего, однако чистого пара – не различались значимо.

Взаимосвязь эмиссии CO₂ и микробиологических показателей почвы

Показано, что ЭМ_{пов} изученных экосистем за вегетационный период коррелировала положительно с С_{мик} и БД слоя 0–10 см, $r = 0.49$ и 0.57 соответственно (табл. 2). Однако корреляция между ЭМ₁₀, ЭМ₂₀ и микробиологическими показателями этих слоев в изученных экосистемах не обнаружена. Затем экспериментальные данные октября исключили из корреляционного анализа, поскольку температура почвы этого месяца составила $\leq 7^\circ\text{C}$ (неблагоприятные условия для микробной активности). Оказалось, что корреляция между ЭМ_{пов} и С_{мик} (или БД) стала теснее ($r = 0.56$ и 0.74 соответственно). Более того, между ЭМ₁₀ (ЭМ₂₀) и величинами БД соответствующих слоев корреляция оказалась также значимой ($r = 0.44$ – 0.46).

Далее был выполнен регрессионный анализ, который иллюстрировал отличие ЭМ_{пов} разных экосистем в зависимости от микробиологических показателей верхнего 10-сантиметрового слоя почвы. Оказалось, что ЭМ_{пов} чернозема разного землепользования за вегетационный период определялось С_{мик} всего на 52% (данные не показаны), а БД – на 78% (рис. 7).

Таким образом, на протяжении вегетационного периода между эмиссией CO₂ чернозема разного землепользования лесостепной подзоны и ее микробиологическими свойствами показана тесная взаимосвязь. Поэтому поверхностную эмиссию CO₂ из почвы разных экосистем можно рассчитать на основе экспериментальных значений базального дыхания ее верхнего 10-сантиметрового слоя. Такой подход будет полезен для оценки эмиссионной активности почвы большого ряда экосистем, типов землепользования на территории лесостепной подзоны. Следовательно, отбор образцов почвы в теплый период года с последующим измерением их базального дыхания в лабораторных условиях может служить основанием для расчета эмиссионной активности почвенного покрова определенной территории.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Эмиссия CO₂ почвы разного землепользования

Наибольшая эмиссия CO₂ почвы изученных экосистем отмечена в некосимой заповедной степи Курской области, которая достигала в среднем за вегетационный сезон почти 24 г CO₂/(м² сут). Чернозем степи Монголии, России (Курская область), Канады и США эмитировал в среднем за

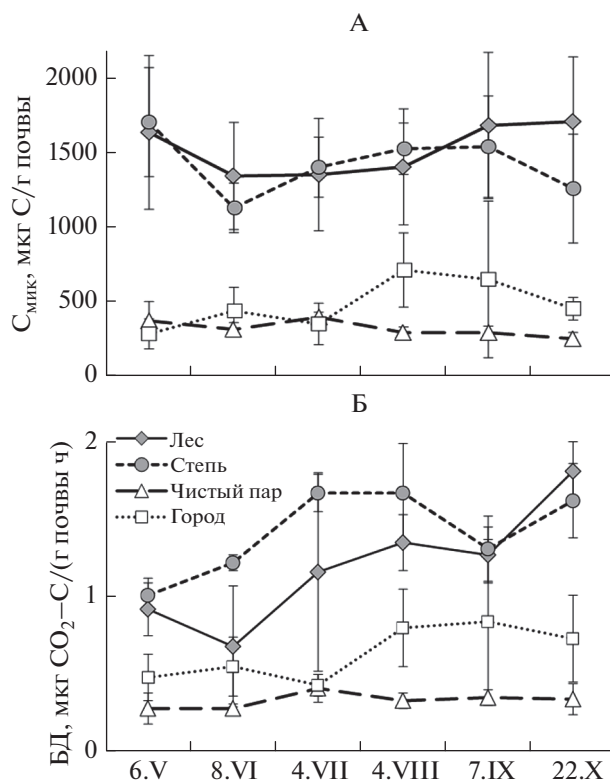


Рис. 6. Содержание углерода микробной биомассы (С_{мик}, А) и скорость базального дыхания (БД, Б) верхнего 10-сантиметрового слоя разных экосистем Курской области (с мая по октябрь).

теплый период года от 15 до 28 г CO₂/(м² сут) [4, 19, 31, 49], что вполне сопоставимо с нашими результатами. Однако распашка чернозема приводила к снижению эмиссии CO₂ в среднем в 2 раза по сравнению с естественными аналогами [4, 49, 54]. В наших экспериментах пахотный чернозем был представлен чистым паром, эмиссия CO₂ из

Таблица 2. Коэффициент корреляции (Пирсона) между эмиссией CO₂ почвы с поверхности (ЭМ_{пов}), глубины 10, 20 см (ЭМ₁₀, ЭМ₂₀) и микробиологическими показателями трех верхних 10-сантиметровых слоев почвы леса, степи, чистого пара и города Курской области. Значимый коэффициент ($p \leq 0.001$) выделен полужирным

Показатель	Май–октябрь, 3–33°C (n)	Май–сентябрь, 9–33°C (n)
ЭМ _{пов} и С _{мик} (0–10)	0.49 (115)	0.56 (95)
ЭМ ₁₀ и С _{мик} (10–20)	0.32 (71)	0.29 (59)
ЭМ ₂₀ и С _{мик} (20–30)	0.34 (67)	0.31 (55)
ЭМ _{пов} и БД (0–10)	0.57 (115)	0.74 (95)
ЭМ ₁₀ и БД (10–20)	0.36 (71)	0.44 (59)
ЭМ ₂₀ и БД (20–30)	0.37 (67)	0.46 (55)

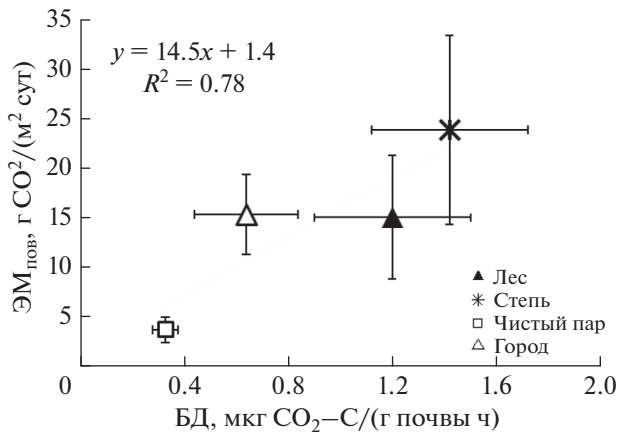


Рис. 7. Регрессионная зависимость эмиссии CO_2 из почвы с поверхности ($\text{ЭМ}_{\text{пов}}$) и скорости базального дыхания (БР, 0–10 см) для разных экосистем Курской области. Значения представлены как среднее \pm стандартное отклонение, май–октябрь.

которого в среднем была почти в 6 раз меньше целинного аналога. Кроме того, вспашка чистого пара способствовала активизации минерализационных процессов и более интенсивному кратковременному поступлению углерода в атмосферу (почти $88 \text{ г CO}_2/(\text{м}^2 \text{ сут})$). Эффект высокой эмиссии CO_2 почвы в первые несколько суток после вспашки (увеличение в 2–16 раз) отмечали и другие исследователи [9, 20]. Считают, что вспашка почвы сопровождается усилением процессов окисления ее органического вещества [9] и, возможно, более свободной миграцией CO_2 из нижележащих слоев [20].

Известно, что концентрация CO_2 в нижних слоях почвы существенно выше таковой атмосферного воздуха, что во многом обусловлено различием скорости образования этого газа и его диффузии к поверхности [5]. Так, концентрация CO_2 на глубине почвы 15–30 см под древесной и травянистой растительностью с мая по октябрь (Московская область, Россия) варьировала от 1300 до 20400 ppmv [5], что значительно больше таковой в атмосферном воздухе (400 ppmv). Поэтому последовательное удаление верхних слоев почвы (10, 20 см) изученных экосистем способствовало высокой скорости эмиссии CO_2 (большой градиент концентрации CO_2 между атмосферным и почвенным воздухом). Кроме того, другими исследователями показано, что удаление верхнего 10-сантиметрового культурного слоя почвы вызывало увеличение эмиссии CO_2 в 6–37 раз в интервале 1–30 мин [7]. В нашем исследовании ЭМ_{10} и ЭМ_{20} почвы была в основном выше $\text{ЭМ}_{\text{пов}}$, причем в лесу это превышение было наибольшим, что может быть связано с более глубоким проникновением корней по почвенному

профилю [17, 24]. Кроме того, следует отметить, что выделение CO_2 из нижних слоев почвы обусловлено и более сложными механизмами его миграции по почвенному профилю, связанными, в свою очередь, с физическими и химическими процессами. Изучение последних не входило в задачу нашего исследования, поскольку важно было оценить количественное различие эмиссии CO_2 нижних слоев в черноземе разного землепользования.

Микробиологические свойства и эмиссия CO_2 почвы разного землепользования

Изучение отклика микробного сообщества почвы на изменение землепользования отражено в многочисленных публикациях. Так, преобразование естественных экосистем в пахотные приводило к ухудшению функционирования микробного сообщества почвы, выраженное снижением его обилия [1, 29, 43], дыхательной и ферментативной активности [8, 43] и, напротив, – увеличению удельного дыхания микробной биомассы [43]. В почве городских экосистем отмечают также снижение общей численности микроорганизмов [14, 38, 55] и активности разных ферментов [2] по сравнению с естественными аналогами.

Принимая во внимание, что не менее половины потока CO_2 почвы обеспечивают микроорганизмы [48], а преобразование наземных экосистем сопровождается, как правило, ухудшением их функционирования (уменьшением биомассы, подавлением дыхательной активности) и потерей запасов легкодоступного органического углерода, можно полагать определенную взаимосвязь между эмиссией CO_2 и микробными показателями. Для изученных экосистем лесостепной подзоны показана высокая взаимосвязь между эмиссией CO_2 и базальным дыханием почвы ($R^2 = 0.78$). Другими словами, эмиссию CO_2 чернозема разного землепользования можно на 78% объяснить скоростью микробного дыхания, измеренного в лабораторных условиях. Следует отметить также, что исследований, связанных с одновременным определением эмиссии CO_2 разных почв и их микробными свойствами, крайне мало. Так, указывают на положительную корреляцию между эмиссией CO_2 и обилием микробной биомассы в почве сосновых лесов США, Канады и Китая [28, 37, 53]. Отмечают взаимосвязь эмиссии CO_2 и ферментативной активности почвы дубового леса, соснового редколесья, кустарниковой залежи, виноградника, пастбища и оливковой плантации Испании [21, 41] и пашен Китая [36]. Вместе с тем другие исследователи обнаруживают слабую взаимосвязь эмиссии CO_2 пахотных почв Китая и Индонезии и их микробной биомассы [12, 40], что, по нашему мнению, очевидно из-за небольших различий

измеряемых показателей для этого типа экосистемы. Считаем, что получение информации о взаимосвязи эмиссии CO₂ почвы и ее микробных показателей для разных экосистем и растительных зон может быть востребовано для прогнозной оценки их баланса углерода. Моделирование эмиссии CO₂ почвы на основе экстраполяции ее микробиологических свойств позволило бы существенно расширить эмиссионный банк данных территории нашей страны.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Оценена эмиссия CO₂ чернозема разного землепользования и ее микробиологические показатели (обилие микробной биомассы, ее базальная дыхательная активность) за период с мая по октябрь. Выявлена высокая эмиссионная активность почвы степи, леса и города по сравнению с чистым паром. Содержание микробной биомассы и скорость базального дыхания почвы степи и леса (ненарушенные экосистемы) в среднем в 3–5 и 2–4 раза превышали соответственно таковые чистого пара и города (нарушенные). Выявлена тесная взаимосвязь между эмиссией CO₂ чернозема разного землепользования и его базальным дыханием, что позволит прогнозировать эмиссионную активность почвы *in situ* в лесостепной подзоне.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Полевые исследования почвы выполнены при частичной финансовой поддержке программы Президиума РАН № 51. Микробный и химический анализ почвенных образцов выполнен при финансовой поддержке гранта РФ № 19-77-30012. Обработка данных и подготовка публикации выполнена в рамках темы Государственного задания РФ рег. № 0191-2019-0045.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Благодатский С.А., Богомолова И.Н., Благодатская Е.В.* Микробная биомасса и кинетика роста микроорганизмов в черноземах при различном сельскохозяйственном использовании // *Микробиология*. 2008. № 77. С. 113–120.
2. *Горбов С.Н., Безуглова О.С.* Биологическая активность почв городских территорий (на примере г. Ростов-на-Дону) // *Научный журн. КубГАУ*. 2013. № 85. С. 1–15.
3. *Карелин Д.В., Горячкин С.В., Кудиков А.В., Лопес де Гереню В.О., Лунин В.Н., Долгих А.В., Люри Д.И.* Изменение запасов углерода и эмиссии CO₂ в ходе постагрогенной сукцессии растительности на серых почвах в европейской части России // *Почвоведение*. 2017. № 5. С. 580–594.
4. *Карелин Д.В., Люри Д.И., Горячкин С.В., Лунин В.Н., Кудиков А.В.* Изменение почвенной эмиссии диоксида углерода в ходе постагрогенной сукцессии в черноземной лесостепи // *Почвоведение*. 2015. № 11. С. 1354–1366.
5. *Макаров Б.Н.* Воздушный режим дерново-подзолистой почвы // *Почвоведение*. 1966. № 11. С. 98–107.
6. *Саржанов Д.А., Васенев В.И., Сотникова Ю.Л., Тембо А., Васенев И.И., Валентини Р.* Краткосрочная динамика и пространственная неоднородность эмиссии CO₂ почвами естественных и городских экосистем Центрально-Черноземного региона // *Почвоведение*. 2015. № 4. С. 469–478.
7. *Смагин А.В., Долгих А.В., Карелин Д.В.* Экспериментальные исследования и физически обоснованная модель эмиссии диоксида углерода из вскрытого культурного слоя в Великом Новгороде // *Почвоведение*. 2016. № 4. С. 489–495.
8. *Acosta-Martinez V., Cruz L., Sotomayor-Ramirez D., Perez-Alegria L.* Enzyme activities as affected by soil properties and land use in a tropical watershed // *Appl. Soil Ecol.* 2007. V. 35. P. 35–45. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2006.05.012>
9. *Alvarez R., Alvarez C.R., Lorenzo G.* Carbon dioxide fluxes following tillage from a mollisol in the Argentine Rolling Pampa // *Eur. J. Soil Biol.* 2001. V. 37. P. 161–166. [https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(01\)01085-8](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(01)01085-8)
10. *Ananyeva N.D., Susyan E.A., Chernova O.V., Wirth S.* Microbial respiration activities of soils from different climatic regions of European Russia // *Eur. J. Soil Biol.* 2008. V. 44(2). P. 147–157. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2007.05.002>
11. *Anderson J.P.E., Domsch K.H.* A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils // *Soil Biol. Biochem.* 1978. V. 10(3). P. 215–221. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(78\)90099-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(78)90099-8)
12. *Arai H., Hadi A., Darung U., Limin S.H., Takahashi H., Hatano R., Inubushi K.* Land use change affects microbial biomass and fluxes of carbon dioxide and nitrous oxide in tropical peatlands // *Soil Sci. Plant Nutr.* 2014. V. 60. P. 423–434. <https://doi.org/10.1080/00380768.2014.903576>
13. *Bekele A., Kellman L., Beltrami H.* Soil profile CO₂ concentrations in forested and clear cut sites in Nova Scotia // *Canada Forest Ecology and Management*. 2007. V. 242. P. 587–597. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.088>
14. *Beyer L., Blume H.P., Elsner D.C., Willnow A.* Soil organic matter composition and microbial activity in urban soils // *Sci. Total Environ.* 1995. V. 168. P. 267–278. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04704-5](https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)04704-5)
15. *Bond-Lamberty B., Thomson A.* A global database of soil respiration data // *Biogeosciences*. 2010. V. 7. P. 1915–1926. <https://doi.org/10.5194/bg-7-1915-2010>
16. *Creamer R.E., Schulte R.P.O., Stone D., Gal A., Krogh P.H., Papa G.L., Murray P.J., Peres G., Foerster B., Rutgers M., Sousa J.P., Winding A.* Measuring basal soil respiration across Europe: Do incubation temperature and incubation period matter? // *Ecol. Indic.* 2014. V. 36. P. 409–418. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.08.015>
17. *Davidson E.A., Trumbore S.E.* Gas diffusivity and production of CO₂ in deep soils of the eastern Amazon //

- Tellus. 1995. V. 47. P. 550–565.
<https://doi.org/10.3402/tellusb.v47i5.16071>
18. *Decina S.M., Hutyra L.R., Gately C.K., Getson J.M., Reinmann A.B., Gianotti A.G.S., Templer P.H.* Soil respiration contributes substantially to urban carbon fluxes in the greater Boston area // *Environ. Pollut.* 2016. V. 212. P. 433–439.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.012>
 19. *Dong Y., Zhang S., Qi Y., Chen Z., Geng Y.* Fluxes of CO₂, N₂O and CH₄ from a typical temperate grassland in Inner Mongolia and its daily variation // *Chin. Sci. Bull.* 2000. V. 45(17). P. 1590–1594.
<https://doi.org/10.1007/BF02886219>
 20. *Ellert B.H., Janzen H.H.* Short-term influence of tillage on CO₂ fluxes from a semi-arid soil on the Canadian Prairies // *Soil Tillage Res.* 1999. V. 50. P. 21–32.
[https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(98\)00188-3](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(98)00188-3)
 21. *Gispert M., Emran M., Pardini G., Doni S., Ceccanti B.* The impact of land management and abandonment on soil enzymatic activity, glomalin content and aggregate stability // *Geoderma.* 2013. V. 202–203. P. 51–61.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.03.012>
 22. *Goffin S., Aubinet M., Maier M., Plain C., Schack-Kirchner H., Longdoz B.* Characterization of the soil CO₂ production and its carbon isotope composition in forest soil layers using the flux-gradient approach // *Agric for Meteorol.* 2014. V. 188. P. 45–57.
<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2013.11.005>
 23. *Guo L.B., Gifford M.* Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis // *Glob. Chang. Biol.* 2002. V. 8. P. 345–360.
<https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>
 24. *Hamada Y., Tanaka T.* Dynamics of carbon dioxide in soil profiles based on long-term field observation // *Hydrol. Process.* 2001. V. 15. P. 1829–1845.
<https://doi.org/10.1002/hyp.242>
 25. *Hashimoto S., Komatsu H.* Relationships between soil CO₂ concentration and CO₂ production, temperature, water content, and gas diffusivity: implications for field studies through sensitivity analyses // *J. For Res.* 2006. V. 11. P. 41–50.
<https://doi.org/10.1007/s10310-005-0185-4>
 26. *Hooke R.L.B., Martin-Duque J.F., Pedraza J.* Land transformation by humans: A review // *GSA Today.* 2012. V. 22(12). P. 4–10.
<https://doi.org/10.1130/GSAT151A.1>
 27. *Houghton R.A., House J.I., Pongratz J., Werf G.R., DeFries R.S., Hansen M.C., Quere C.L., Ramankutty N.* Carbon emissions from land use and land-cover change // *Biogeosciences.* 2012. V. 9. P. 5125–5142.
<https://doi.org/10.5194/bg-9-5125-2012>
 28. *Iqbal J., Hu R., Feng M., Lin S., Malghani S., Ali I.M.* Microbial biomass, and dissolved organic carbon and nitrogen strongly affect soil respiration in different land uses: A case study at Three Gorges Reservoir Area, South China // *Agriculture, Ecosystems and Environment.* 2010. V. 137. P. 294–307.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.02.015>
 29. *Jangid K., Williams M.A., Franzluebbers A.J., Schmidt T.M., Coleman D.C., Whitman W.B.* Land-use history has a stronger impact on soil microbial community composition than aboveground vegetation and soil properties // *Soil Biol. Biochem.* 2011. V. 43. P. 2184–2193.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.06.022>
 30. *Jassal R., Black A., Novak M., Morgenstern K., Nesic Z., Gaumont-Guay D.* Relationship between soil CO₂ concentrations and forest-floor CO₂ effluxes // *Agric for Meteorol.* 2005. V. 130. P. 176–192.
<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2005.03.005>
 31. *Jong E., Schappert H.J.V.* Calculation of soil respiration and activity from CO₂ profiles in the soil // *Soil Sci.* 1972. V. 113(5). P. 328–333.
 32. *Kaye J.P., McCulley R.L., Bu I.C.* Carbon fluxes, nitrogen cycling, and soil microbial communities in adjacent urban, native and agricultural ecosystems // *Glob. Chang. Biol.* 2005. V. 11. P. 575–587.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00921.x>
 33. *Koerner B., Klopatek J.* Anthropogenic and natural CO₂ emission sources in an arid urban environment // *Environ. Pollut.* 2002. V. 116. P. 45–51.
 34. *Lal R.* Why carbon sequestration in agricultural soils // *Agricultural practices and policies for carbon sequestration in soil.* Taylor & Francis Group, 2012. P. 21–30.
 35. *Li H., Han X., Qiao Y., Hou X., Xing B.* Carbon dioxide emission from Black Soil as influenced by land-use change and long-term fertilization // *Commun. Soil Sci. Plant. Anal.* 2009. V. 40. P. 1350–1368.
<https://doi.org/10.1080/00103620902761585>
 36. *Liang G., Wu H., Houssou A.A., Cail D., Wu X., Gao L., Wang B., Li S.* Soil respiration, glomalin content, and enzymatic activity response to straw application in a wheat-maize rotation system // *J. Soils Sediments.* 2017.
<https://doi.org/10.1007/s11368-017-1817-y>
 37. *Litton C.M., Ryan M.G., Knight D.H., Stanl P.D.* Soil-surface carbon dioxide efflux and microbial biomass in relation to tree density 13 years after a stand replacing fire in a lodgepole pine ecosystem // *Glob Change Biol.* 2003. V. 9. P. 680–696.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00626.x>
 38. *Lorenz K., Kandeler E.* Microbial biomass and activities in urban soils in two consecutive years // *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 2006. V. 169. P. 799–808.
<https://doi.org/10.1002/jpln.200622001>
 39. *Lorenz K., Lal R.* Biogeochemical C and N cycles in urban soils // *Environment International.* 2009. V. 35. P. 1–8.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.05.006>
 40. *Lou Y., Li Z., Zhang T., Liang Y.* CO₂ emissions from subtropical arable soils of China // *Soil Biol. Biochem.* 2004. V. 36. P. 1835–1842.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.05.006>
 41. *Mariscal-Sancho I., Santano J., Mendiola M.A., Peregrina F., Espejo R.* Carbon dioxide emission rates and β-glucosidase activity in Mediterranean Ultisols under different soil management // *Soil Sci.* 2010. V. 175. P. 453–460.
<https://doi.org/10.1097/SS.0b013e3181f51704>
 42. *Mikhalkova E.A., Post C.J.* Organic carbon stocks in the Russian Chernozem // *Eur. J. Soil Sci.* 2006. V. 57. P. 330–336.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2005.00741.x>
 43. *Nsabimana D., Haynes R.J., Wallis F.M.* Size, activity and catabolic diversity of the soil microbial biomass as

- affected by land use // *Appl. Soil Ecol.* 2004. V. 26. P. 81–92.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2003.12.005>
44. *Rastogi M., Singh S., Pathak H.* Emission of carbon dioxide from soil // *Current Science.* 2002. V. 82(5). P. 510–517.
45. *Rey A.* Mind the gap: non-biological processes contributing to soil CO₂ efflux // *Glob. Change Biol.* 2015. V. 21. P. 1752–1761.
<https://doi.org/10.1111/gcb.12821>
46. *Sarzhanov D.A., Vasenev V.I., Vasenev I.I., Sotnikov Y.L., Ryzhkov O.V., Morin T.* Carbon stocks and CO₂ emissions of urban and natural soils in Central Chernozemic region of Russia // *Catena.* 2017. V. 158. P. 131–140.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.06.021>
47. *Schlesinger W.H., Andrews J.A.* Soil respiration and the global carbon cycle // *Biogeochemistry.* 2000. V. 48. P. 7–20.
<https://doi.org/10.1023/A:1006247623877>
48. *Subke J.A., Ingima I., Cotrufo M.F.* Trends and methodological impacts in soil CO₂ efflux partitioning: A meta-analytical review // *Glob Change Biol.* 2006. V. 12. P. 921–943.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01117.x>
49. *Tate C.M., Striegl R.G.* Methane consumption and carbon dioxide emission in tallgrass prairie: effects of biomass burning and conversion to agriculture // *Global Biogeochem. Cycles.* 1993. V. 7(4). P. 735–748.
<https://doi.org/10.1029/93GB02560>
50. *Wang W.J., Dalal R.C., Moody P.W., Smith C.J.* Relationships of soil respiration to microbial biomass, substrate availability and clay content // *Soil Biol. Biochem.* 2003. V. 35. P. 273–284.
[https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(02\)00274-2](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00274-2)
51. *Weissert L.F., Salmond J.A., Schwendenmann L.* Variability of soil organic carbon stocks and soil CO₂ efflux across urban land use and soil cover types // *Geoderma.* 2016. V. 271. P. 80–90.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.02.014>
52. *Wiaux F., Vanclooster M., Oost K.V.* Vertical partitioning and controlling factors of gradient-based soil carbon dioxide fluxes in two contrasted soil profiles along a loamy hillslope // *Biogeosciences.* 2015. V. 12. P. 4637–4649.
<https://doi.org/10.5194/bg-12-4637-2015>
53. *Xu M., Qi Y.* Soil-surface CO₂ efflux and its spatial and temporal variations in a young ponderosa pine plantation in northern // *California Global Change Biology.* 2001. V. 7. P. 667–677.
<https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2001.00435.x>
54. *You M., Yuan Y., Li L., Xu Y., Han X.* Soil CO₂ emissions as affected by 20-year continuous cropping in Mollisols // *J. Integr. Agric.* 2014. V. 13(3). P. 615–623.
[https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(13\)60719-4](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(13)60719-4)
55. *Zhao D., Li F., Wang R., Yang Q., Ni H.* Effect of soil sealing on the microbial biomass, N transformation and related enzyme activities at various depths of soils in urban area of Beijing, China // *J. Soils Sediments.* 2012. V. 12. P. 519–530.
<https://doi.org/10.1007/s11368-012-0472-6>

Soil CO₂ Emission, Microbial Biomass, and Basal Respiration of Chernozems under Different Land Uses

S. V. Sushko^a, N. D. Ananyeva^{a,*}, K. V. Ivashchenko^{a,b}, and V. N. Kuderyarov^a

^a*Institute of Physicochemical and Biological Problems in Soil Science of the Russian Academy of Sciences, Pushchino, 142290 Russia*

^b*Peoples' Friendship University of Russia, Agrarian-Technological Institute, Moscow, 117198 Russia*

*e-mail: ananyeva@rambler.ru

The relationship between the CO₂ emission and microbiological properties was studied in Haplic Chernozem of steppe, forest, bare fallow of the reserve area and in Urbic Technosols of Kursk city. The CO₂ emission from the soil surface (EM_{surf}) and two subsoil layers (at the depths of 10 and 20 cm: EM₁₀, EM₂₀) were monthly measured (May–October) together with simultaneous measurements of the soil temperature and water content. Overall, 360 soil samples were taken from the layers of 0–10, 10–20, and 20–30 cm for determining microbiological properties (microbial biomass carbon, C_{mic}; basal respiration, BR). Soil chemical properties (the contents of organic C, total C, N, P, K, and Ca; and pH) were measured in samples taken in July. The EM_{surf} of steppe averaged 24 g CO₂/(m² day), which was 1.6, 1.5 and 6 times higher than that of forest, urban, and fallow soils, respectively. In the forest, EM₁₀ and EM₂₀ were two times higher than reference EM_{surf}; they were similar in the fallow and urban soils; and they were 34% lower in the steppe soil. The CO₂ emission from the soils of studied ecosystems during the growing season weakly depended on the soil temperature and moisture. The C_{mic} and BR (0–10 cm) of undisturbed ecosystems (steppe, forest) were higher by, on average, 3–5 and 2–4 times, respectively, than those of the disturbed (fallow, urban) ecosystems. The positive correlations between EM_{surf} and C_{mic}; BR (0–10 cm) were found ($r = 0.56$ and 0.74 , respectively). The seasonal average EM_{surf} for different land uses was mainly (78%) controlled by their BR (linear regression). Therefore, the EM_{surf} from Chernozems of different land use during the growing season might be predicted on the basis of BR measurements (0–10 cm).

Keywords: forest-steppe, microbial respiration, Chernozems, Technosols, substrate-induced respiration