

УДК 504.054:504.064.36:574.4:631.433

ТРАНСФОРМАЦИЯ УГЛЕРОДА В АГРОЭКОСИСТЕМАХ НА РАЗНЫХ ТИПАХ ПОЧВ ПРИБАЙКАЛЬЯ В УСЛОВИЯХ АЭРОТЕХНОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ И КЛИМАТИЧЕСКИХ ИЗМЕНЕНИЙ

© 2021 г. Л. В. Помазкина*, Ю. В. Семенова*, @, Н. Н. Кириллова*

*Сибирский институт физиологии и биохимии растений СО РАН, ул. Лермонтова, 132, Иркутск, 664033 Россия

@E-mail: yusemenova75@mail.ru

Поступила в редакцию 28.12.2018 г.

После доработки 15.04.2019 г.

Принята к публикации 17.05.2019 г.

Проанализированы мониторинговые исследования трансформации углерода в агроэкосистемах в аэротехногенно-загрязненных тяжелыми металлами разных типах почв в годы, отличавшиеся от “климатической нормы”. Экспериментально оценены негативные воздействия изменяющихся условий среды на содержание микробомассы и эмиссии CO₂ в разных почвах. Экофизиологические параметры, характеризующие доступность субстрата и (ре)иммобилизацию углерода в почвах, обнаружили зависящие от изменения среды активность и устойчивость микробного сообщества. Методология системного анализа внутрпочвенного цикла углерода, количественная оценка потоков нетто-минерализованного и (ре)иммобилизованного углерода и их соотношение впервые использованы для интегральной оценки режимов функционирования агроэкосистем и уровней экологической нагрузки.

DOI: 10.31857/S0002332921030115

Современные климатические изменения и интенсивное техногенное загрязнение окружающей среды – основание для экологических исследований, немногочисленных на территории разных регионов РФ. Изучение их негативных воздействий заслуживает особого внимания для оценки состояния и устойчивого функционирования агроэкосистем. В Прибайкалье в длительном мониторинге изучение циклов углерода и биосферных функций агроэкосистем в разных по генезису почвах, зависящих от изменения условий среды, проводятся впервые.

Как известно, потепление климата в последние десятилетия связано с интенсивным поступлением CO₂ в атмосферу. Необходимость количественной оценки эмиссии CO₂ на территориях разных регионов в мире постоянно отмечается в ежегодных докладах МГЭИК, отчетах РОСГИДРОМЕТ и многочисленных научных публикациях (Кудеяров, Курганова, 2005; Мохов и др., 2006; Ларионова и др., 2010; Замолодчиков, 2013; Кудеяров, 2015; и др.). Актуальность решения обусловленных глобальным изменением климата проблем подтверждает подписание РФ нового международного Парижского климатического соглашения (2016 г.), в котором подчеркивается необходимость сокращения эмиссии CO₂ в атмосферу не только индустриальными выбросами, но и почвенным по-

кровом. Необходимость количественной оценки дыхания почв очевидна и на территории РФ, особенно в агроэкосистемах (Заварзин, Кудеяров, 2006; Кудеяров, 2015; Pomazkina, Semenova, 2016).

Воздействие природных и антропогенных факторов на трансформацию углерода, включая эмиссию CO₂ в агроэкосистемах в разных типах почв конкретной природной территории, мало изучено. Необходимо провести экспериментальные исследования, позволяющие оценивать активность деструкционных процессов в агроэкосистемах, которые зависят как от свойств почв, так и от экологической нагрузки, включая техногенное загрязнение почв в условиях современных климатических изменений. Для корректной оценки ежегодных негативных воздействий на трансформацию углерода в агроэкосистемах наиболее перспективны длительные мониторинговые исследования (Помазкина, 2004, 2015; Ларионова и др., 2010).

В мониторинге (1997–2015 гг.) в агросерой почве Прибайкалья, загрязненной фторидами алюминия производством, в агроэкосистемах впервые было экспериментально выявлено повышение активности процессов минерализации почвенного углерода и поступления эмиссии CO₂ в атмосферу. Исследований, связанных с оценкой негативных воздействий факторов среды на функционирование агроэкосистем в отличающихся генезисом агро-

техногенно-загрязненных почвах в разных регионах РФ, было проведено немного. Отсутствуют показатели, позволяющие оптимально оценивать функционирование и состояние агроэкосистем в разных по свойствам почвах, особенно в современных условиях изменяющейся среды. Экспериментальных решений проблем с помощью длительного агроэкологического мониторинга на конкретной природной территории известно немного. Подходы к решению этих проблем, в том числе основанные на методологии сравнительного и системного анализа, позволяющей интегрально оценивать негативные воздействия факторов среды на функционирование, состояние и развитие агроэкосистем, включая экологическую нагрузку, недостаточно разработаны.

Цель работы – с помощью длительного агроэкологического мониторинга, проведенного в разных типах почв Прибайкалья, аэротехногенно-загрязненных тяжелыми металлами (ТМ), на фоне климатических изменений исследовать ежегодную трансформацию углерода, интегрально оценить режимы функционирования, состояние и экологическую нагрузку на агроэкосистемы.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводили в 1992–2005 гг. с помощью агроэкологического мониторинга на территории Иркутско-Черемховской равнины Прибайкалья (Атлас, 2004). Приуроченность земледелия к промышленно развитому району приводит к аэротехногенному загрязнению почв ТМ. Экспериментальные исследования в агроэкосистемах в техногенно-загрязненных ТМ разных типах почв выполняли на территории стационара СИФИБР СО РАН “Заларинский” (52°–55° с.ш. и 100°–106° в.д.). Полевые опыты осуществляли по ранее разработанному плану (Помазкина, 2004, 2015; Pomazkina, 2011). Для проведения исследований загрязненные ТМ почвы, условно обозначенные как аллювиальные (FE, FH) и агросерая (LP), были вывезены из зоны импактного загрязнения предприятием АО “Саянскхимпласт” на экспериментальный участок стационара СИФИБР СО РАН. В ограниченных каркасами делянках (1 м²) на участке незагрязненной почвы стационара формировали пахотный и подпахотный слой загрязненных почв. Постановка опытов устраняла их неконтролируемое техногенное загрязнение ТМ и обеспечивала репрезентативный отбор проб в исследованиях. Полевые опыты в загрязненных ТМ почвах FE, FH и в почве LP проводили одновременно. Число делянок в опытах соответствовало числу полей звена интенсивного севооборота (пар–пшеница первого года–пшеница второго года), повторность четырехкратная. Наблюдения за изменением гидротермических показателей включали в себя инструментальные измерения

температуры воздуха, количества осадков, влажности и температуры почв в течение вегетации.

Физические и химические свойства почв, включая качественный состав гумуса, анализировали общепринятыми методами (Агрохимические..., 1975). Валовое содержание элементов ТМ в почвах оценивали атомно-абсорбционным методом (анализатор Perkin-Elmer-503). Ежегодно в течение вегетации (110 сут) в режиме оперативного мониторинга (шаг 7 сут) абсорбционным методом определяли среднесуточную скорость эмиссии CO₂ из почв (Шарков, 1987). Контрольные измерения проводили газоанализатором Инфралит-4. Суммарный за вегетацию показатель рассчитывали путем линейной интерполяции. Одновременно методом регидратации (Благодатский и др., 1987) оценивали содержание углерода почвенной микробной биомассы (C_{мик}). Повторность измерений четырехкратная. Еженедельные значения показателей использовали для расчета средних за месяц, вегетацию, межсезонье и за год. На основе ежегодных экспериментальных данных рассчитывали содержание C_{мик} в почве и эмиссию C–CO₂. Поступление C–CO₂ в атмосферу рассматривали как количество нетто-минерализованного углерода (НМ), а C_{мик} как его (ре)иммобилизацию (РИ) вследствие ресинтеза и рециркуляции в почве. Экофизиологическими индикаторами, характеризующими активность микробного сообщества, были удельная дыхательная активность (УДА; C–CO₂/C_{мик}, мг C/г · ч) микроорганизмов как показатель затрат углерода на дыхание единицы микробной биомассы, а также относительное содержание в почве углерода микробной биомассы (C_{мик}/C_{орг}, %), которое представляет собой активный пул доступных к минерализации углеродсодержащих веществ (Помазкина, 2004, 2015; Pomazkina, 2011).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Характеристика климатических условий. В связи с потеплением в последние десятилетия возникает необходимость оценивать влияние климатических изменений на функционирование и состояние агроэкосистем. По имеющимся многолетним данным (Справочник..., 1966) в Прибайкалье климат резко континентальный, отличающийся контрастным изменением среднесуточной температуры воздуха. Среднегодовая температура воздуха колеблется от –1 до –3°С. Малоснежная зима длится >5 мес. Весна неустойчивая, безморозный период 90–110 сут. Сумма температур >10°С составляет 1595°С. Среднесуточная температура июля 17–18°С. Годовое количество осадков 270–386 мм, максимум (80–90%) приходится на теплый период. Весна и начало лета бывают засушливыми. Осень короткая и неустойчивая, температура резко

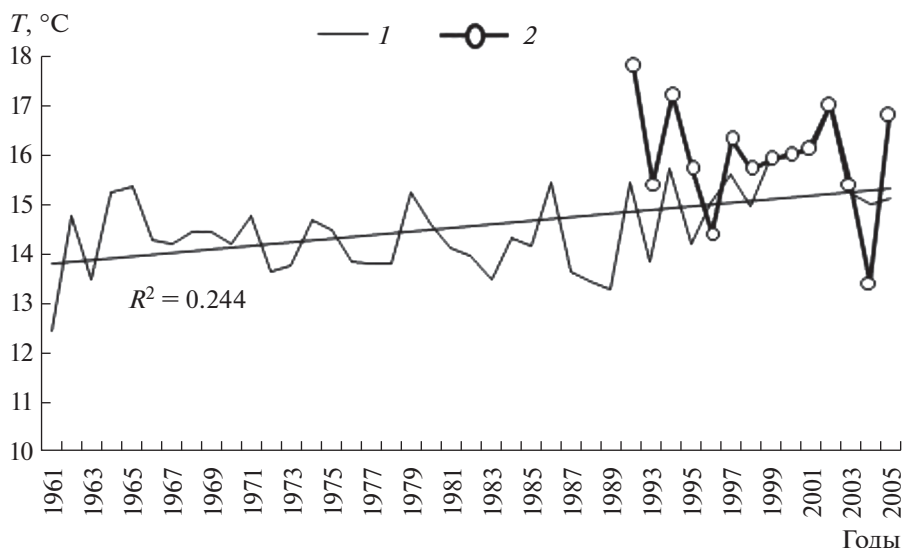


Рис. 1. Ежегодные за вегетацию изменения среднесуточной температуры воздуха. Тренд за 1961–2005 гг. по данным метеостанции “Залари” (1), тренд за период мониторинга 1992–2005 гг. по данным мониторинга (2). *R* – достоверность аппроксимации.

понижается в начале октября. Условия для земледелия считаются экстремальными.

По данным РОСГИДРОМЕТ современные изменения климата в регионе выражены в повышении суммы активных температур воздуха и в снижении количества осадков. В периоды мониторинга ежегодные изменения температуры воздуха корректировали по данным близлежащей метеостанции “Залари” (ВНИИГМИ; <http://www.meteo.ru>), которые использовали и для расчета “климатической нормы” за период вегетации. Тренд изменения среднесуточной температуры воздуха за 1961–2005 гг. демонстрирует ее повышение, где значение достоверности аппроксимации *R* составляет 0.2441 (рис. 1). В полевых опытах температура воздуха за 1992–2005 гг. совпадает с показаниями метеостанции. Так, в 1997 г. температура воздуха была ниже, чем в 2002 г., в котором в отличие от 2004 г. она достигала максимума. В разные годы мониторинга изменения гидротермических условий относительно “климатической нормы” за период вегетации показали повышение среднесуточной температуры воздуха и варьирование суммы осадков (рис. 2). Так, если температура воздуха превышала норму (стандартное отклонение 2σ), то сумма осадков в основном была в пределах нормы (218 мм), как и влагообеспеченность. Гидротермический коэффициент Селянинова (ГТК) составлял 1.30, что соответствовало уровню “достаточная” влагообеспеченность (Зоидзе, Хомякова, 2006).

Сравнивая средние за вегетацию показатели, были выделены отдельные годы. Близким к норме был 1997 г., в котором количество осадков 163 мм, среднесуточная температура воздуха 15.6°C, а ГТК

0.85. Наименьшим количеством осадков (122 мм) отличался 2002 г., в котором температура воздуха была выше нормы (17.0°C), а влагообеспеченность была низкая (ГТК 0.58). В 2004 г. температура снижалась (15.0°C), количество осадков было высокое (297 мм), а показатель ГТК (1.61) указывал на избыточную влагообеспеченность. Полученные в эти годы данные экспериментов использовали для сравнительного анализа воздействия гидротермических условий на трансформацию углерода и состояние агроэкосистем в разных почвах.

Характеристика свойств почв. Как известно, экологические функции почв зависят преимущественно от содержания органического вещества, определяющего плотность сложения, структурно-агрегатный состав, а также емкость катионного обмена (ЕКО), буферность, pH и другие свойства, которые влияют на накопление и поведение ТМ в условиях техногенного загрязнения разных типов почв (Мотузова, Безуглова, 2007; Ильин, 2012; и др.).

Согласно классификации (Классификация..., 2004) исследуемые почвы соответствуют следующим типам: FE – агрогумусовая аллювиальная, слабогумусированная почва, легкоуглинистая (Eutric Fluvisols (Loamic, Aric, Ochric)), FH – агрогумусовая аллювиальная сильногумусированная среднесуглинистая (Fluvisols Phaeozem (Loamic, Aric)) и LP – агросерая, тяжелоуглинистая, среднегумусированная (Luvic Retic Greyzem Phaeozem (Loamic, Aric)). Характеристика почв приведена в табл. 1. Менее благоприятными свойствами отличалась аллювиальная почва FE,

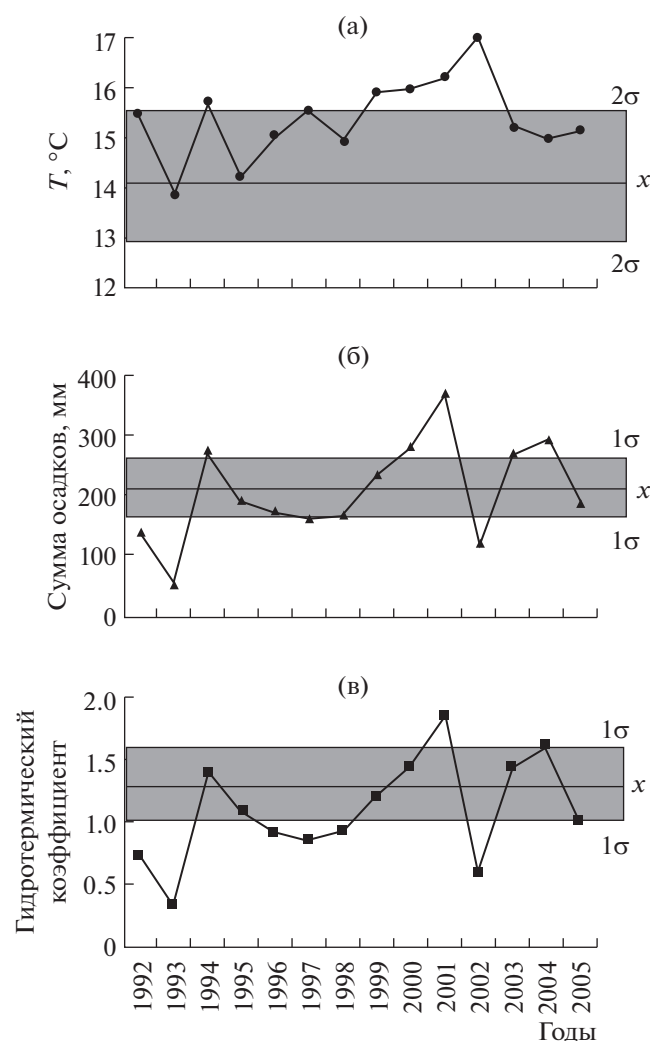


Рис. 2. Стандартные отклонения (σ) от климатической нормы (x) средних значений за вегетацию температуры воздуха (а), суммы осадков (б) и гидротермического коэффициента (ГТК) (в) в разные годы за период мониторинга.

имеющая очень низкое содержание $C_{\text{общ}}$, среднюю степень гумификации, фульватный тип гумуса, высокую долю (39%) гуминовых кислот (ГК), связанных с минеральной основой (табл. 2) (Орлов и др., 2004; Семенов, Когут, 2015). Почва

FN имела чисто гуматный тип гумуса, очень высокую степень гумификации (45%) и низкую долю связанных с минеральной основой ГК (11%). Агросерая почва LP отличались высокой степенью гумификации, фульватно-гуматным типом гумуса и преобладанием ГК. Содержание новообразованных веществ, соответствующих первой стадии гумификации ($C_{\text{ГК1}} : C_{\text{ФК1}}$), а также характеризующих вторую стадию гумификации полимеризованных ($C_{\text{ГК2}} : C_{\text{ФК2}}$), в почвах различалось (Овчинникова, 2002). В почве FE новообразованных веществ было больше (1.42), а в почве FN преобладали полимеризованные (3.62). В почве LP их оказалось больше, чем новообразованных (1.09).

Загрязнение почв ТМ. Негативное действие аэротехногенного загрязнения разных почв на состояние агроэкосистем связано не только с накоплением ТМ в почвах, но и с воздействием их на почвенную биоту и продуктивность полевых культур (Мотузова, Безуглова, 2007; Ильин, 2012; и др.). Известно, что поведение элементов ТМ в разных типах почв зависит от гранулометрического состава, количества и качества гумусовых веществ, содержания оксидов железа и алюминия, pH среды, окислительно-восстановительного потенциала и других свойств. Трансформация элементов ТМ в почвах связана преимущественно с активностью процессов ионного обмена, комплексообразования и хемосорбции. Сорбция отдельных элементов при снижении pH и ЕКО в почвах повышается (Соколова и др., 1991; Мотузова, Безуглова, 2007; Ильин, 2012). Отмечено, что в загрязненных почвах ЕКО зависит меньше от реакции среды, чем от количества тонкодисперсных частиц, а больше от содержания и состава гумусовых веществ (Глазовская, 1997; Ильин, 2012). Экспериментально показано, что связывание ТМ гуминовыми кислотами обусловлено не только ионной силой и pH, но и конкуренцией ионов ТМ за реакционные центры. Координационные связи с ГК образуют интенсивнее Cu и Pb, чем Zn и Cd, для которых характерны взаимодействия по типу ионного обмена. Отличия почв по составу гумусовых веществ влияют на накопление и поведение ТМ. В пахотном слое их

Таблица 1. Физико-химические свойства почв (0–20 см)

Почва	Сумма частиц <0.01 мм, %	Плотность сложения, г/м ³	Гумус		pH _{сол}	ЕКО	Ca ²⁺ + Mg ²⁺	Степень насыщенности основаниями
			%					
							смоль(экв)/кг	
FE	21.4	1.20	1.1	0.08	5.4	10.9	10.6	76
FN	37.9	1.01	5.3	0.32	7.0	41.0	38.8	93
LP	47.4	1.15	2.7	0.20	5.8	27.5	23.5	87

Таблица 2. Характеристика качественного состава гумусовых веществ почв

Показатель	Почва			Источник
	FE	FH	LP	
Содержание $C_{\text{общ}}$, %	0.75	3.12	1.75	(Орлов и др., 2004)
Степень гумификации ($C_{\text{ГК}} : C_{\text{общ}}$), %	21	45	40	То же
Тип гумуса ($C_{\text{ГК}} : C_{\text{ФК}}$)	0.7	2.2	1.4	»
$C_{\text{ГК1}} : C_{\text{ФК1}}$	1.42	1.07	1.09	(Овчинникова М.Ф., 2002)
$C_{\text{ГК2}} : C_{\text{ФК2}}$	0.41	3.62	1.86	То же
Доля ГК, прочно связанных с минеральной основой, % суммы	39	11	30	(Орлов и др., 2004)

Примечание. ГК – гуминовые кислоты, ФК – фульвокислоты.

Таблица 3. Валовое содержание тяжелых металлов (мг/кг) и суммарное загрязнение (Z_c) в пахотном слое почв

Почва	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn	Mn	Z_c
FE	0.10	92	14	0.10	19	81	510	4.46
FH	0.60	50	25	0.10	20	79	860	4.64
LP	0.40	51	22	0.20	20	85	1000	9.77
ПДК	–	70	55	2.1	30	100	1500	–

Примечание. Гигиенические нормативы ГН 2.1.7.2041-06. Предельно допустимые концентрации химических веществ в почве; “–” – ПДК отсутствует.

накапливается больше, что зависит от активности комплексообразования, особенно при повышении гумуса. Подвижность элементов ТМ в разных почвах обусловлена окислительно-восстановительными свойствами и реакцией среды (Глазовская, 1997). Большинство элементов более подвижны при pH 5.5–7.5. В кислой среде более токсичны Cd и Hg, чем Cu и Zn. Умеренно токсичны Pb и Cd в отличие от Cr, Cu и Zn, которые слабо подвижны в нейтральной и щелочной среде. В кислых почвах умеренно подвижны и менее токсичны Cr, Cu, Zn. Независимо от кислотно-щелочных условий подвижной и очень токсичной считается Hg.

Содержание элементов ТМ в почвах показано в табл. 3. Количества Cd и менее токсичных Cr и Zn во всех почвах различались. Вероятно, аккумуляция элементов ТМ существенно зависела от свойств почв. В почве FE, отличавшейся содержанием тонкодисперсных частиц, гумуса и pH, содержание Cr было выше ПДК в отличие от содержания Cd, Cu и Mn. Количество Pb было втрое ниже ПДК во всех почвах, а менее токсичный и умеренно подвижный Cr преобладал. В почве FE содержание Cu и Mn, как и токсичного в кислой среде Cd, обусловлено, возможно, их подвижностью вследствие низкого содержания гумуса, pH и ЕКО. Во всех почвах близкое содержание особо токсичной Hg (малозагрязненные по ПДК (ГН 2.1.7.2041-06)) обусловлено аэровыбросами пред-

приятия. По элементному составу в почвах были выявлены следующие убывающие ряды: FE – Mn > Cr > Zn > Pb > Cu > Cd и Hg; FH – Mn > Zn > Cr > Cu > Pb > Cd > Hg; LP – Mn > Zn > Cr > Cu и Pb > Cd > Hg.

Суммарное загрязнение (Z_c) ТМ было сравнительно меньше в почве LP, чем в FE, а минимумом отличалась почва FH. Вероятно, несмотря на одинаковые значения Z_c , соответствующие уровню допустимого загрязнения, аккумуляции элементов ТМ в почвах различались.

Влияние факторов среды на микробную трансформацию углерода в агроэкосистемах на разных почвах. Содержание и поведение элементов ТМ в разных по свойствам почвах влияет на компоненты агроэкосистемы. Особый интерес представляет их негативное воздействие на почвенный микробный комплекс, или сообщество как “организованное целое” (Благодатский и др., 1987; Звягинцев и др., 1999; Помазкина, 2004, 2015). В полевых опытах активность почвенного микробного комплекса исследовали по изменению $C_{\text{мик}}$ и скорости эмиссии CO₂ в разные годы. Приведенные в табл. 4 значения $C_{\text{мик}}$ за вегетацию демонстрируют колебания, которые в почве FE (пар) составляли 8.2–20.9, в FH – 34.7–54.6, а в LP – 20.9–36.8 мг/100 г. Средние за вегетацию значения $C_{\text{мик}}$ были соответственно 14.6, 43.1 и 27.3 мг/100 г. Наиболее высокими показатели бы-

Таблица 4. Среднее за вегетацию содержание микробной биомассы и скорости эмиссии CO₂ в агроэкосистемах в разных типах почв, загрязненных ТМ, в разные по гидротермическим условиям годы

Год	Пар			Посев		
	FE	FN	LP	FE	FN	LP
Содержание С _{мик} , мг/100 г						
1997	20.9 ± 3	54.6 ± 5	36.8 ± 1	18.8 ± 3	50.2 ± 4	36.0 ± 1
2002	9.5 ± 1	34.7 ± 4	20.4 ± 4	9.3 ± 2	26.8 ± 4	18.6 ± 2
2004	9.6 ± 2	38.0 ± 3	20.9 ± 2	10.8 ± 2	31.9 ± 4	20.2 ± 2
Среднее за мониторинг	14.6 ± 1	43.1 ± 2	27.3 ± 1	13.9 ± 1	40.4 ± 2	27.8 ± 2
НСР _{0,95}	1.08	2.36	2.70	0.72	2.53	2.86
V, %	31	18	18	42	29	35
Скорость эмиссии CO ₂ , г/(м ² · сут)						
1997	2.5 ± 0.4	3.3 ± 0.3	3.2 ± 0.4	4.6 ± 0.8	5.5 ± 0.6	5.3 ± 0.7
2002	3.2 ± 0.3	4.5 ± 0.6	4.1 ± 0.7	3.8 ± 0.5	5.8 ± 0.7	5.0 ± 0.6
2004	3.8 ± 0.4	5.1 ± 0.5	4.1 ± 0.3	5.6 ± 0.8	6.3 ± 0.7	5.7 ± 0.8
Среднее за мониторинг	3.3 ± 0.2	4.2 ± 0.3	3.7 ± 0.2	5.0 ± 0.2	6.0 ± 0.3	5.5 ± 0.2
НСР _{0,95}	0.27	0.21	0.27	0.39	0.46	0.32
V, %	23	22	19	46	39	42

Примечание. ± – ошибка среднего; для табл. 4 и 6. НСР – наименьшая существенная разность, V – варибельность.

ли в почве FN, отличавшейся высоким содержанием С_{общ}. Зависящие от свойств почв различия в посевах были аналогичными. В близком к норме 1997 г. во всех почвах и в пару, и в посевах содержание С_{мик} было выше, чем в другие годы. В почве FN показатель оказался вдвое больше, чем в почве FE (18.8 мг/100 г). В пару и посевах в засушливом 2002 г. значения С_{мик} в почвах различались, как и в избыточно влажном 2004 г.

Свойства почв влияли и на изменение показателей эмиссии CO₂ из почв (табл. 4). За период мониторинга их колебание в почве FE в пару составляло 2.1–4.8, в FN 3.3–5.1, а в LP 2.1–4.9 г/(м² · сут), а средние многолетние значения показателя составляли соответственно 3.3, 4.2 и 3.7 г/(м² · сут). Зависящие от свойств почв отличия в посевах были такие же, как в пару. Средняя за мониторинг эмиссия CO₂ в почве FN была больше, чем в FE и LP. В разные годы показатели различались. В близком к норме 1997 г. в почве FE в пару они были минимальными (2.5 г/(м² · сут)). В аномальные годы в почвах FE и LP показатели существенно увеличивались. В среднем за мониторинг они были больше в почве FN (4.2 г/(м² · сут)), что соответствовало высокому содержанию С_{мик} (45.1 мг/100 г). В почве FE показатель оказался меньше (3.3 г/(м² · сут)). Следовательно, эмиссия CO₂ зависела как от свойств разных почв, так и от изменения факторов среды.

Статистический анализ показателей содержания С_{мик} и эмиссии CO₂ на фоне климатических изменений в разные годы мониторинга выявил их зависимость от свойств почв и загрязнения ТМ. Между трансформацией углерода и гидротермическими факторами была линейная связь. В почвах FN и LP (пар) зависимость между содержанием С_{мик} и влажностью почв была прямой и близкой ($r = 0.43$ и 0.45), причем в почве FE более тесная ($r = 0.54$). Зависимость скорости эмиссии CO₂ от влажности почв оказалась обратной, особенно в почве FE ($r = -0.50$), а от температуры воздуха – прямой и положительной. Во всех почвах и в пару, и в посевах связь содержания С_{мик} с температурой воздуха оказалась недостоверной, а со скоростью эмиссии CO₂ характеризовалась $r = 0.36–0.47$. Таким образом, содержание С_{мик} больше зависело от влажности почв, а эмиссия CO₂ – от температуры. Прямая и достоверная связь между повышением температуры воздуха и эмиссией CO₂ в атмосферу представляет интерес в связи с биосферной ролью агроэкосистем. В целом статистический анализ указывает на многофакторные и нелинейные зависимости между факторами среды и компонентами агроэкосистемы.

Оценка содержания С_{мик} и скорости эмиссии CO₂ в пересчете на углерод с учетом плотности сложения почв (г С/м²) характеризует различия показателей в разные годы и в среднем за мониторинг (рис. 3). Если в близком к норме 1997 г. в

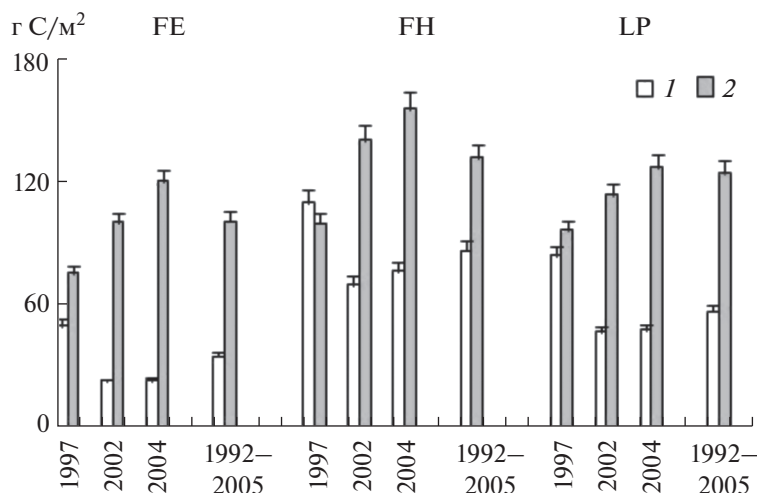


Рис. 3. Содержание углерода микробной биомассы (1) и эмиссия С–СО₂ (2) на разных типах почв (пар, г С/м²). Почвы: FE – аллювиальная слабогумусированная, FH – аллювиальная сильногумусированная, LP – агросерая среднегумусированная; для рис. 3, 4.

почве FE (пар) значение $C_{\text{мик}}$ было меньше, чем в почвах FH и LP (50 против 110 и 85 г С/м²), то эмиссия оказалась в 1.5 раза больше. В отличавшиеся по гидротермическим условиям годы показатели зависели от свойств почв. В аномальные годы, особенно в избыточно влажном 2004 г., в почве FE эмиссия СО₂ была больше, а содержание $C_{\text{мик}}$ было меньше (соответственно 121 и 23 г С/м²). Такие же, но менее значительные отличия были и в других почвах. Вероятно, в условиях повышенной влагообеспеченности 2004 г. увеличение затрат углерода на эмиссию больше зависело от содержания общего углерода в почве. Средние за мониторинг показатели характеризуют аналогичные различия. Например, в почве FE (пар) содержание $C_{\text{мик}}$ составляло 35, в FH – 87, а в LP – 57 г С/м². Соответственно почвам отличия по эмиссии СО₂ – 101, 133 и 125 г С/м². В почве FE значения показателей были существенно выше, чем в почве FH. Динамические изменения показателей С–СО₂ и $C_{\text{мик}}$ в разных почвах демонстрируют ответную реакцию на изменение условий среды.

Как показано в табл. 5, характеризующие состояние микробного сообщества разных почв сопряженные изменения экофизиологических показателей ($C_{\text{мик}}/C_{\text{орг}}$, % и С–СО₂/С_{мик}, мг/(г · ч)) позволяют сравнить их зависимость от условий среды в отдельные годы. В близком к норме 1997 г. в почвах FH и LP относительное содержание $C_{\text{мик}}$ было выше, в отличие от характеризующего затраты углерода на единицу микробной биомассы показателя УДА. Так, в почве FE различия оказались более значительными (соответственно 2.5% и 0.6 мг/(г · ч)), как и средние за мониторинг показатели (2.0% и 1.2 мг/(г · ч)). В аномальные годы

затраты углерода на дыхание резко повышались (1.6 и 1.9 мг/(г · ч)), тогда как содержание $C_{\text{мик}}$ снижалось (1.3 и 1.5% соответственно в 2002 и 2004 гг.). Наибольшие отличия, характеризующие снижение устойчивости микробного комплекса к загрязнению ТМ и климатическим изменениям, были в слабогумусированной почве FE.

Сравнительный анализ временных изменений в функционировании микробного сообщества почв, различавшихся свойствами, содержанием и качественным составом гумуса, позволяет сделать следующее обобщение: в легкосуглинистой слабогумусированной почве FE снижение УДА можно рассматривать как следствие необходимости повышения затрат углерода на адаптацию, а не на рост $C_{\text{мик}}$. В этой почве активность метаболизма микробного сообщества в основном лимитировалось содержанием и доступностью субстрата вследствие низкого содержания $C_{\text{орг}}$ и роста $C_{\text{мик}}$. На повышение затрат на дыхание микробного сообщества повлияла, вероятно, необходимость выживания в неблагоприятных условиях. В почве FH затраты углерода на дыхание меньше зависели от недостатка доступного субстрата, как и рост микробной биомассы, вследствие большего содержания общего углерода и увеличения его РИ. Зависящая от свойств почв активность микробной биомассы способствовала повышению адаптивного потенциала, который в неблагоприятных условиях влиял на устойчивость почвенного микробного сообщества. Возможно, в условиях изменяющейся среды зависящей от свойств почв метаболизм микробного сообщества способен к саморегуляции, которая, в свою очередь, влияет на режим функционирования и состояние агроэкосистем. Несмотря на определенную условность доказа-

Таблица 5. Изменение экофизиологических показателей в разных типах почв (пар)

Почва	$C_{\text{общ}}, \%$	Годы			Среднее за мониторинг
		1997	2002	2004	
$C_{\text{мик}}/C_{\text{орг}}, \%$					
FE	0.75	2.5	1.3	1.5	2.0
FN	3.12	1.6	0.9	1.0	1.4
LP	1.75	2.1	1.2	1.2	1.6
$C-CO_2/C_{\text{мик}}, \text{мг}/(\text{г} \cdot \text{ч})$					
FE	0.75	0.6	1.6	1.9	1.2
FN	3.12	0.4	0.7	0.8	0.6
LP	1.75	0.4	0.9	1.0	0.7

тельств, результаты проведенных исследований не противоречат известным ранее обобщениям (Anderson, Domsch, 1989; Wardle, Parkinson, 1990; Звягинцев и др., 1999; Благодатский и др., 2002, 2006; Современная..., 2005; Полянская и др., 2014; Добровольская и др., 2015; Благодатская и др., 2016; и др.).

Оценка функционирования агроэкосистем. С учетом результатов полевых мониторинговых исследований в агроэкосистемах определена роль почвенного микробного сообщества (комплекса) в трансформации углерода. На экосистемном уровне интерес представляет интегральная оценка изменения режимов функционирования агроэкосистем, зависящих от состояния компонентов агроэкосистемы в условиях негативного воздействия среды.

Обобщение результатов исследований основано на измерении количественных показателей и оценке потоков N и C во внутрипочвенном цикле (“минерализация \leftrightarrow иммобилизация”). Расчет потоков N проведен с использованием результатов, полученных с изотопом ^{15}N , с учетом пропорционального распределения меченого и минерализовавшегося за вегетацию почвенного N (Кудеяров, 1989). В полевых опытах исследования потоков минерализовавшегося, нетто-минерализованного и (ре)иммобилизованного N и C проводили одновременно (Помазкина, 2009; Помазкина и др., 1999). Минерализацию элементов рассчитывали по сумме потоков НМ и РИ ($\text{г С}/\text{м}^2$), учитывая плотность сложения пахотного слоя почв (Помазкина 2004, 2009, 2015). Потоки углерода оценивали по средней за вегетацию суммарной эмиссии $C-CO_2$ и содержанию $C_{\text{мик}}$. Трансформацию и соотношение потоков внутрипочвенного цикла N и C (минерализация \leftrightarrow (ре)иммобилизация) анализировали с использованием методологии системного анализа. Каждый из элементов, подвергавшийся минерализации (“вход” вещества в систему), формирует два потока: НМ – “выход” и

РИ – “возврат на выходе” (обратная связь), обеспечивающие поддержание элемента в системе.

Как известно, рециркуляция N происходит многократно, а его внутрипочвенный цикл отличается большей долей замкнутости. Трансформация лабильных фракций органического вещества почв, разомкнутость цикла углерода связаны с эмиссией CO_2 (НМ), а поддержание $C_{\text{мик}}$ условно можно рассматривать как РИ в почве благодаря синтезу новообразованных органических веществ. В этих условиях потоки НМ и РИ как N, так и C сбалансированы, а близкий к замкнутому внутрипочвенный цикл способствует функционированию экосистемы в режиме гомеостаза. Как известно (Одум, 1986), функционирование экосистем в режиме динамического экологического равновесия обеспечивает возврат или рециркуляцию веществ, близких к 50%. Вероятно, зависящие от активности почвенного микробного комплекса показатели РИ, в частности углерода, можно рассматривать как природный механизм регуляции, поддерживающий функционирование агроэкосистемы. Формирование потоков N и C использовали для интегральной оценки режимов функционирования агроэкосистем, согласно шкале показателей соотношения НМ : РИ и/или РИ : М (%), одинаковых для обоих элементов (табл. 6) (Помазкина, 2004, 2009; Pomazkina, 2011).

В данной публикации обсуждается использование интегральной оценки режимов функционирования агроэкосистем, основанной на трансформации углерода в агроэкосистемах в разных почвах, зависящих от загрязнения ТМ, в условиях ежегодных климатических изменений (табл. 7). В почве FN среднее за годы мониторинга значение М было больше ($220 \text{ г С}/\text{м}^2$), чем в почве FE ($137 \text{ г С}/\text{м}^2$). В аномальные годы показатель НМ относительно М увеличивался. Если в почве FE в засушливом 2002 г. показатель НМ достигал 84%, то в близком к норме 1997 г. – 61% от М. Повышение содержания НМ сопровождалось снижением РИ. В почвах LP и FE низкие значения НМ в от-

Таблица 6. Критерии режима функционирования и уровня воздействия на агроэкосистему

Режим функционирования	Уровень воздействия	Критерии	
		РИ : М, %	НМ : РИ
Гомеостаз	Норма	50–45	0.8–1.2
Стресс	Допустимый	45–35	1.2–2.0
Резистентность	Предельно допустимый	35–25	2.0–3.0
Адаптационное истощение	Критический	25–15	3.0–5.0
Репрессия	Недопустимый	<10–15	>5.0

Примечание. НМ – нетто-минерализованный углерод, РИ – (ре)иммобилизованный углерод, М – минерализованный углерод.

личие от таковых в почве FH можно рассматривать как следствие негативного действия загрязнения. Во влажном 2004 г. уменьшение потока РИ углерода, особенно в почве FE (16% от М) зависело, вероятно, от повышения влагообеспеченности, которая влияла на подвижность и негативное действие ТМ. Следовательно, трансформация соединений углерода в разных почвах зависела от функционирования микробного комплекса.

Усиление РИ, зависящей как от активности роста $S_{мик}$, так и от рециркуляции (ресинтез, или обратная связь), способствовало поддержанию в почве активного пула углеродсодержащих веществ как доступного субстрата, от которого зависят интенсивность и направленность процессов трансформации углерода в агроэкосистеме. Изменения показателей соотношения потоков НМ : РИ углерода использовали для оценки режимов функционирования агроэкосистем (рис. 4). Согласно шкале критериев (табл. 6) в почве FH (пар) в близком к норме 1997 г. благодаря высокой (ре)иммобилизации углерода (110 г С/м²) агроэкосистемы функционировали в режиме гомеостаза, тогда как в почвах FE и LP – в режиме стресса (допустимая нагрузка). В аномальные 2002 и 2004 гг. в почвах LP и FE функционирование зависело от снижения потока РИ углерода (соответственно 47 и 22 г С/м²). В почве LP формировался режим резистентности (предельно допустимая нагрузка), а в отличавшейся меньшим содержанием гумуса почве FE – режим репрессии (недопустимая нагрузка). Негативное действие факторов среды в почве FE повышало показатель НМ : РИ, характеризующий низкую устойчивость агроэкосистем. В аномальные годы их функционирование соответствовало режиму адаптационного истощения и даже репрессии (нагрузка критическая и недопустимая).

Сравнительный анализ функционирования агроэкосистем, например, в аллювиальных почвах, загрязненных ТМ, в пару в близком к норме 1997 г. показал, что если в сильногумусированной почве FH был режим гомеостаза, то в слабогумусированной FE – режим стресса (допустимая нагруз-

ка). В аномальные 2002 и 2004 гг. режим менялся, особенно резко в почве FE (репрессия; недопустимая нагрузка). В посевах яровой пшеницы, где дыхание корней учитывали как 1/3 общей эмиссии CO₂ (Кудеяров, 2018), ежегодный режим функционирования агроэкосистем и в посевах, и в пару был примерно одинаковый, как и экологическая нагрузка факторов среды. В загрязненных ТМ почвах FE и LP функционирование агроэкосистем заслуживает особого внимания, поскольку большая часть минерализованного за вегетацию углерода подвергалась нетто-минерализации, способствующей повышению эмиссии С–CO₂ в атмосферу. Таким образом, функционирование и состояние агроэкосистем в разных почвах суще-

Таблица 7. Показатели внутрипочвенного цикла углерода в почвах (пар) в разные по гидротермическим условиям годы в агроэкосистемах

Год	FE	FH	LP
Минерализованный (М), г С/м ²			
1997	126	211	182
2002	124	212	162
2004	144	235	176
Среднее за мониторинг	137 ± 6	220 ± 9	177 ± 5
Нетто-минерализованный, % от М			
1997	61	48	54
2002	82	67	71
2004	84	67	73
Среднее за мониторинг	74	60	64
(Ре)иммобилизованный, % от М			
1997	39	52	46
2002	18	33	29
2004	16	33	27
Среднее за мониторинг	26	40	36

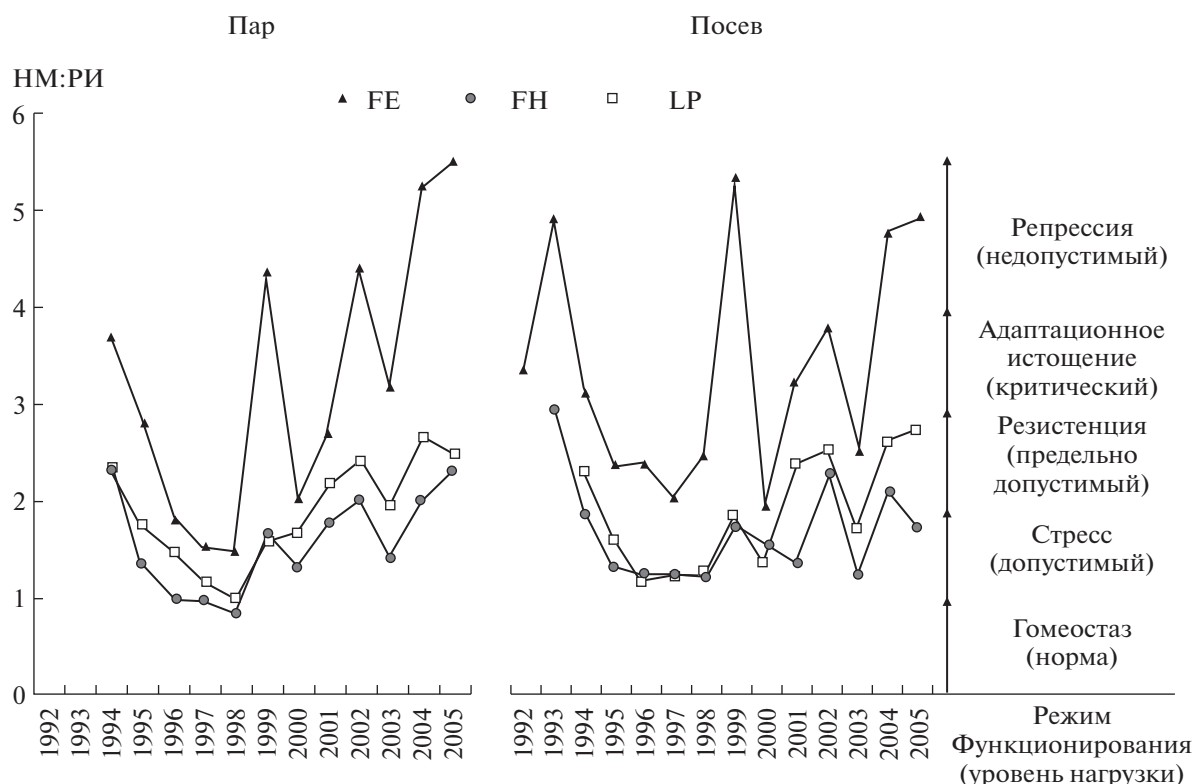


Рис. 4. Изменения режимов функционирования агроэкосистем на разных типах почв (пар, посев яровой пшеницы). НМ – нетто-минерализованный углерод, РИ – (ре)иммобилизованный углерод.

ственно зависело от их свойств, техногенного загрязнения и ежегодных климатических изменений, особенно в аномальные годы.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В длительном (1992–2005 гг.) мониторинге в агроэкосистемах в аэротехногенно загрязненных ТМ разных типах почв Прибайкалья исследована трансформация углерода, зависящая от климатических изменений (относительно “климатической нормы”). Оценить негативные воздействия загрязнения разных почв ТМ с помощью ПДК и Z_c не удалось.

В исследовании впервые использован подход, позволивший интегрально оценить функционирование агроэкосистем в разных по свойствам загрязненных ТМ почвах на фоне ежегодных климатических изменений. Выявлено, что среднее за вегетацию содержание $C_{\text{мик}}$ в почвах снижалось, а скорость эмиссии CO_2 увеличивалась, особенно в слабогумусированной почве в аномальные годы. В связи с современными климатическими изменениями интерес представляет связь между эмиссией CO_2 и повышением температуры воздуха. Впервые для агроэкосистем Прибайкалья дана оценка эмиссии $\text{C}-\text{CO}_2$ (101–141 г $\text{C}/\text{м}^2$).

Обнаруженные в мониторинге ежегодные динамические изменения экофизиологических индикаторов, характеризующие доступность субстрата ($C_{\text{мик}}/C_{\text{орг}}$, %) и затраты углерода на дыхание единицы микробной биомассы ($\text{УДА}; \text{C}-\text{CO}_2/C_{\text{мик}}$, $\text{мг}/(\text{г} \cdot \text{ч})$) свидетельствуют о неодинаковом отклике почвенных микробных сообществ на изменение условий среды. Увеличение эмиссии CO_2 при снижении роста $C_{\text{мик}}$ соответствует сравнительно низкой их устойчивости в загрязненной ТМ слабогумусированной почве FE, особенно в аномальные годы. Повышение затрат углерода на дыхание, не лимитированное недостатком доступного субстрата в почве FH, способствовало росту $C_{\text{мик}}$ и активной (ре)иммобилизации углерода. Субстратная обеспеченность почв повышает адаптивный потенциал микробного сообщества, способствующий устойчивости в неблагоприятных условиях среды. Вероятно, формирование устойчивости связано с увеличением затрат углерода на дыхание, направленное на выживание, а не на рост микробной биомассы.

На экосистемном уровне изменение факторов среды проявлялась в трансформации углерода, связанной с активностью минерализации и синтеза углеродсодержащих веществ в почве. В разные годы режим функционирования агроэкосистем зависел

от сбалансированности НМ и РИ в разных почвах. Согласно шкале критериев в близком к норме 1997 г. в сильногумусированных почвах агроэкосистемы функционировали в режиме гомеостаза, за счет повышения (ре)иммобилизации углерода. Усиление нетто-минерализации углерода в слабогумусированной почве способствовало формированию режима стресса (допустимая нагрузка), а снижение (ре)иммобилизации – неустойчивости агроэкосистем (режимы адаптационного истощения и даже репрессии).

Впервые экспериментально показано, что в разных почвах устойчивость микробных сообществ, как и их влияние на формирование режимов функционирования агроэкосистем, зависит от обеспеченности субстратом и от активности (ре)иммобилизации углерода, снижающей воздействие неблагоприятных условий среды. Обобщение мониторинговых исследований с использованием системного подхода для интегральной оценки режимов функционирования и экологической нагрузки на агроэкосистему выявили негативное воздействие как загрязнения почв ТМ, так и ежегодных климатических изменений.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (гранты 03-04-49450-а, 05-04097206-р_Байкал_а, 08-04-98042-р_Сибирь_а, 12-04-98054-р_сибирь_а, 14-05-00735-а, 14-45-04040-р_сибирь_а).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Агрохимические методы исследования почв. М.: Наука, 1975. 656 с.
- Атлас*. Иркутская область: экологические условия развития. М.; Иркутск: Изд-во Ин-та географии им. В.Б. Сочавы СО РАН, 2004. 90 с.
- Благодатский С.А., Благодатская Е.В., Андерсон Т.-Х., Вайгель Х.-Й.* Кинетика дыхательного отклика микробных сообществ почвы и ризосферы в полевом опыте с повышенной концентрацией атмосферного CO₂ // Почвоведение. 2006. № 3. С. 325–333.
- Благодатский С.А., Благодатская Е.В., Горбенко А.Ю., Паников Н.С.* Регидратационный метод определения микробной биомассы в почве // Почвоведение. 1987. № 4. С. 64–71.
- Благодатский С.А., Демьянова Е.Г., Кобзева Е.И., Кудеяров В.Н.* Изменение эффективности роста микроорганизмов после обогащения почвы легкодоступными субстратами // Почвоведение. 2002. № 8. С. 985–992.
- Благодатская Е.В., Семенов М.В., Якушев А.В.* Активность и биомасса почвенных микроорганизмов в изменяющихся условиях окружающей среды. М.: КМК, 2016. 243 с.
- Глазовская М.А.* Методологические основы оценки эколого-геохимической устойчивости почв к техногенным воздействиям. М.: Изд-во МГУ, 1997. 102 с.
- Добровольская Т.Г., Звягинцев Д.Г., Чернов И.Ю., Головченко А.В., Зенова Г.М., Лысак Л.В., Манучарова Н.А., Марфенина О.Е., Полянская Л.М., Степанов А.Л., Умаров М.М.* Роль микроорганизмов в экологических функциях почв // Почвоведение. 2015. № 9. С. 1087–1096. <https://doi.org/10.7868/S0032180X15090038>
- Заварзин Г.А., Кудеяров В.Н.* Почва как главный источник углекислоты и резервуар органического углерода на территории России // Вестн. РАН. 2006. Т. 76. № 1. С. 14–29.
- Замолодчиков Д.Г.* Естественная и антропогенная концепция современного потепления климата // Вестн. РАН. 2013. Т. 83. № 3. С. 227–235. <https://doi.org/10.7868/S0869587313020230>
- Звягинцев Д.Г., Добровольская Т.Г., Бабьева И.П., Чернов И.Ю.* Развитие представлений о структуре микробных сообществ почв // Почвоведение. 1999. № 1. С. 134–144.
- Зойдзе Е.К., Хомякова Т.В.* Моделирование формирования влагообеспеченности на территории Европейской России в современных условиях и основы оценки агроклиматической безопасности // Метеорология и гидрология. 2006. № 2. С. 98–105.
- Ильин В.Б.* Тяжелые металлы и неметаллы в системе почва–растение. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2012. 220 с.
- Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
- Кудеяров В.Н.* Цикл азота в почве и эффективность удобрений. М.: Наука, 1989. 216 с.
- Кудеяров В.Н.* Современное состояние углеродного баланса и предельная способность почв к поглощению углерода на территории России // Почвоведение. 2015. № 9. С. 1049–1060. <https://doi.org/10.7868/S0032180X15090087>
- Кудеяров В.Н.* Дыхание почв и биогенный сток углекислого газа на территории России (аналитический обзор) // Почвоведение. 2018. № 6. С. 643–658.
- Кудеяров В.Н., Курганова И.Н.* Дыхание почв России: анализ данных, многолетний мониторинг, общие оценки // Почвоведение. 2005. № 9. С. 1112–1121.
- Ларионова А.А., Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Золотарева Б.Н., Евдокимов И.В., Кудеяров В.Н.* Эмиссия диоксида углерода из агросерых почв при изменении климата // Почвоведение. 2010. № 2. С. 186–195.
- Мотузова Г.В., Безуглова О.С.* Экологический мониторинг почв. М.: Гаудеамус, 2007. 237 с.
- Мохов И.И., Карпенко А.А., Стотт П.А.* Наибольшие скорости регионального потепления в последние десятилетия с оценкой роли естественных и антропогенных причин // Докл. РАН. 2006. Т. 406. № 4. С. 538–543.
- Овчинникова М.Ф.* Дегумификация дерново-подзолистых почв. М.: Изд-во МГУ, 2002. 120 с.
- Одум Ю.* Экология. М.: Мир, 1986. Т. 1. 328 с.
- Орлов Д.С., Бирюкова О.Н., Розанова М.С.* Дополнительные показатели гумусного состояния почв и их генетических горизонтов // Почвоведение. 2004. № 8. С. 918–926.

- Полянская Л.М., Суханова Н.И., Чакмазян К.В., Звягинцев Д.Г. Особенности структуры микробной биомассы почв кольцевых западин Липецкой и Волгоградской областей // Почвоведение. 2014. № 9. С. 1089–1094.
- Помазкина Л.В. Новый интегральный подход к оценке режимов функционирования агроэкосистем и экологическому нормированию антропогенной нагрузки, включая техногенное загрязнения почв // Успехи соврем. биологии. 2004. Т. 124. № 1. С.66–76.
- Помазкина Л.В. Интегральная оценка функционирования и устойчивости агроэкосистем на загрязненных фторидами алюминиевого производства почвах Байкальской Сибири // Инж. экология. 2009. № 6. С. 27–42.
- Помазкина Л.В. Мониторинг эмиссии CO₂ и содержание микробной биомассы в агроэкосистемах на серой лесной почве Прибайкалья в условиях загрязнения фторидами // Почвоведение. 2015. № 8. С. 1–15.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X15080031>
- Помазкина Л.В., Котова Л.Г., Лубнина Е.В. Биогеохимический мониторинг и оценка режимов функционирования агроэкосистем на техногенно загрязняемых почвах. Новосибирск: Наука. Сиб. Издат. фирма РАН. 1999. 208 с.
- Семенов В.М., Козут Б.М. Почвенное органическое вещество. М.: ГЕОС, 2015. 233 с.
- Современная микробиология. Прокариоты / Под ред. Ленгелера Й., Дрекса Г., Шлегеля Г. М.: Мир, 2005. Т. 2. 496 с.
- Соколова Т.А., Мотузова Г.В., Малинина М.С., Обуховская Т.Д. Химические основы буферности почв. М.: Изд-во МГУ, 1991. 108 с.
- Справочник по климату СССР. Вып. 22. Ч. 11. Л.: Гидрометеоздат, 1966. 360 с.
- Шарков И.Н. Совершенствование абсорбционного метода определения выделения CO₂ из почвы в полевых условиях // Почвоведение. 1987. № 1. С. 127–133.
- Anderson T.H., Domsch K.H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic in arable soils // Soil Biol. Biochem. 1989. V. 21. № 4. P. 471–479.
[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(89\)90117-X](https://doi.org/10.1016/0038-0717(89)90117-X)
- Pomazkina L.V. Integrated assessment of the effect of technogenic pollution and climatic factors on agroecosystems of Baikal natural territory // Biol. Bull. Rev. 2011. V. 1. № 4. P. 358–365.
- Pomazkina L.V., Semenova Yu.V. Agroecological monitoring of the carbon transformation in agroecosystems on gray forest soils of the Baikal region under current climatic changes and conditions of fluoride pollution // Siberia ecology, diversity and environmental impact. N.Y.: Nova Sci. Publ., 2016. Ch. 3. P. 53–82.
- Wardle D.A., Parkinson D. Interactions between microclimatic variables and the soil microbial biomass // Biol. Fertil. Soils. 1990. V. 9. P. 273–280.

Carbon Transformation in Agroecosystems on Different Types of Soils in the Baikal Region under Aerotechnogenic Pollution and Climatic Change

L. V. Pomazkina¹, Yu. V. Semenova^{1, #}, and N. N. Kirillova¹

¹Siberian Institute of Plant Physiology and Biochemistry SB RAS, ul. Lermontova 132, Irkutsk, 664033 Russia

[#]e-mail: yusemenova75@mail.ru

The monitoring studies of carbon transformation in agroecosystems in airborne technogenically contaminated with heavy metals of different types of soils in years different from the “climatic norm” are analyzed. The negative effects of changing environmental conditions on the content of microbomass and CO₂ emissions in different soils have been experimentally evaluated. The ecophysiological parameters characterizing the availability of the substrate and (re)immobilization of carbon in the soils revealed the activity and stability of the microbial community depending on environmental changes. The methodology of systemic analysis of the subsurface carbon cycle, quantitative assessment of the flows of net-mineralized and (re)immobilized carbon and their ratio were used for the first time for an integral assessment of the modes of functioning of agroecosystems and levels of environmental load.